

Revue et analyse critique du concept de "dose efficace de radiations".

Alexey Yablokov, DSc

Koltzov Institute of Developmental Biology, Russian Academy of Science, ul. Vavilova 26, Moscow 119334, Russia, Ph +7-495-952-80-19; +7-985-769-82-49, Email: yablokov@voxnet.ru

Traduction ME HANNE

Intérêts concurrents. L'auteur ne déclare aucun intérêt financier concurrent.

Cet article fait partie de la première moitié de la monographie: "Une analyse critique du concept de «dose efficace» de rayonnement". La monographie dans son intégralité comporte deux articles de synthèse du scientifique russe de premier plan Alexey Yablokov qui porte un regard critique sur les normes actuelles de radioprotection humaine, accompagnés par deux éditoriaux présentant des points de vue Point/contrepoint sur le travail du professeur Yablokov. Le deuxième document et l'éditorial seront publiés dans le prochain numéro, prévu plus tard cette année. On peut trouver plus d'informations sur le professeur Yablokov dans la lettre de l'éditeur, également dans ce numéro du Journal de la Santé et de la pollution.

Mots-clés: cancer, Tchernobyl, Fukushima, CIPR, Life Span Study, faible dose, essais nucléaires, radiations, radionucléides, radiosensibilité, UNSCEAR

Résumé

La pollution radioactive et ses effets sont parmi les changements les moins visibles mais les plus dangereux de la biosphère générés par l'homme. Bien que les essais nucléaires dans l'atmosphère aient été interdits dans les années 1960, l'humanité a continué à trouver de nouvelles façons d'exploiter les radionucléides. Pour protéger les populations contre la contamination radioactive anthropique, il est nécessaire de déterminer le niveau acceptable et le degré d'exposition. Aujourd'hui, le système de radioprotection approuvé par l'ONU et d'autres groupes multi-nationaux est basé sur le concept de dose efficace - la mesure du risque de cancer pour un organisme entier de l'exposition aux rayonnements de ses diverses parties. Cette analyse avance qu'il ya de sérieux problèmes à la fois dans le concept de dose efficace et dans la méthodologie qui soutient son calcul, et qu'un nouveau cadre est nécessaire. Afin d'étudier les problèmes et les inconvénients de la conception officielle de sûreté radiologique, et pour aider les lecteurs à comprendre les fondements de son argumentation, l'auteur résume et critique les principaux postulats et les conclusions de base du système actuel.

Abréviations :

CIPR Commission Internationale de protection radiologique

Gy Gray; équivalent de 1 Joule d'énergie absorbée par 1 kg de masse corporelle

LSS Life Span Study, Etude Vie Entière des survivants des bombes atomiques de Hiroshima et Nagasaki

mSv Millisievert / **µSv** microSievert

nGy Nanogray

UNSCEAR United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiations

Introduction

La pollution radioactive et ses effets sont certains des changements les moins visibles mais les plus dangereux d'origine anthropique de la biosphère. Ce type de pollution a commencé sur une grande échelle dans les années 1950 à la suite de la fabrication et des essais des armes nucléaires. En 1963, les gouvernements de l'hémisphère Nord se sont réunis pour interdire les essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère en raison des conséquences négatives sur la santé qui devenaient évidents.

Cependant, l'humanité a continué à trouver de nouvelles façons d'exploiter les rayonnements, depuis le développement de l'énergie nucléaire jusqu'à l'utilisation des rayonnements ionisants à des fins médicales. Afin de protéger les gens de la contamination radioactive anthropique, il est nécessaire de déterminer un niveau acceptable et l'amplitude de l'exposition. Aujourd'hui, le système actuel de radioprotection approuvé

par l'ONU et d'autres groupes multi-nationaux est basée sur le concept de *dose efficace*, ou la mesure du risque de cancer pour un organisme entier de l'exposition aux rayonnements de ses diverses parties.

Cet article postule qu'il existe de graves problèmes à la fois avec le concept de dose efficace et avec la méthodologie de calcul, et que, en fait, un nouveau cadre est nécessaire. Afin d'étudier les problèmes et les inconvénients de la conception officielle de la sûreté radiologique et d'aider les lecteurs à comprendre la base de son argumentation, l'auteur résume les principaux postulats et les conclusions de base du système actuel.

Cet examen est conforme aux limites suivantes:

- Toute la discussion se concentre sur la radioprotection de la population générale et ne comprend pas l'exposition professionnelle, (c'est à dire sur l'irradiation accidentelle par des sources anthropiques, en sus du niveau de fond naturel de rayonnement, par opposition à des personnes ayant subi les effets de l'irradiation contrôlée de certains radionucléides);
- Le terme «irradiation» se rapporte à des sources artificielles de rayonnements à faibles doses, définies ici comme des niveaux en dessous de 0.1 Gy (100 mSv).

Contexte méthodologique du concept de dose

La dose totale d'exposition au rayonnement pour un être humain est définie comme la somme de l'irradiation ionisante externe et interne. L'irradiation interne dépend de la durée d'exposition aux radionucléides présents dans le corps humain et de leur localisation. L'irradiation externe est déterminée par la quantité d'énergie de rayonnement ionisant absorbée par le corps. Les normes internationales actuelles de radioprotection sont principalement basées sur les recommandations du Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) et de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR).¹ Les calculs officiels de dose sont principalement basés sur huit postulats:

- 1) L'impact de chaque radionucléide sur une personne est constant dans le temps et l'espace.
- 2) Le niveau d'irradiation externe peut être déterminé en calculant le moment où une personne est présente dans un environnement ionisé (par exemple, la couche de surface de l'air atmosphérique).
- 3) Le niveau d'irradiation interne peut être déterminé par le calcul de la quantité de radionucléides qui pénètre dans le corps humain avec l'eau, l'air et la nourriture.
- 4) L'efficacité biologique de rayons X et de tous les émetteurs gamma et bêta est identique, l'efficacité biologique des neutrons lents est trois fois plus élevée et, pour les émetteurs alpha et les neutrons ultra-rapides, elle est 20 fois plus élevée.
- 5) En termes de radiosensibilité relative, les organes et les tissus humains peuvent être classés dans l'ordre pondéré suivant (total de l'ensemble = 1.0): gonades (0,2); moelle osseuse (0,12); estomac (0,12); intestins (0,12); poumons (0,12) ; seins (0,05); foie (0,05); oesophage / trachée (0,05); vessie (0,05); thyroïde (0,05), peau (0,01); tissu osseux supérieur (0,01), tous les autres organes (total de 0,05).
- 6) Un homme de race blanche de 20 ans, en bonne santé, pesant 70 kg, est un modèle approprié pour l'impact des radiations sur l'être humain moyen.²
- 7) Il est nécessaire d'additionner les doses d'irradiation interne et externe de toutes les sources de rayonnement.
- 8) Plus la dose de radiation est élevée, plus l'effet biologique l'est aussi.

Sur la base de ces postulats, l'UNSCEAR et la CIPR sont parvenus à deux conclusions principales:

- 1) que de faibles niveaux de radiations ionisantes entraînent des cancers et des troubles génétiques majeurs qui peuvent seulement être révélés statistiquement parce qu'ils se produisent chez seulement quelques personnes parmi les millions exposées aux radiations;
- 2) et que le niveau acceptable "sécuritaire" de l'irradiation (résultant en moins de 1 décès supplémentaire par million de personnes par an) est l'équivalent d'une dose efficace annuelle de 1 mSv par personne.³

Sans doute, il ya d'autres façons de décrire les bases du concept de dose. Les huit postulats et les deux conclusions indiqués ci-dessus ont été choisis aux fins d'analyse de l'exactitude méthodologique et de la faisabilité pratique de ce concept.

Regard critique

Regardons de plus près ces postulats et les conclusions auxquelles ils conduisent:

Postulat 1. L'impact de chaque radionucléide sur une personne est constant dans le temps et l'espace.

Il s'agit d'une hypothèse erronée. La radiation à laquelle une personne est exposée n'est pas homogène dans l'espace. Dans le monde réel, nous observons la migration verticale et horizontale des radionucléides à la suite d'interactions entre l'eau, le vent, les plantes et les animaux. Le taux d'exposition est différent pour différents types de radionucléides et dépend des caractéristiques physiques et chimiques de chaque élément et de la manière dont il interagit avec différents types de sol et de climats.

À la suite de la migration verticale, le niveau de rayonnement dans les couches superficielles (basses) de l'atmosphère diminue peu après la libération des radionucléides dans un écosystème. Toutefois, lorsque les radionucléides atteignent la zone racine (15-30 cm de profondeur), les plantes font remonter les particules à la surface via la transpiration, ce qui augmente à nouveau l'ionisation atmosphérique. Les taupes, les sangliers, les vers et autres animaux fouisseurs peuvent aussi libérer des radionucléides piégés dans les couches profondes du sol, affectant ainsi les niveaux de radiation.

À la suite de la migration horizontale, par exemple due à des vents violents ou aux déplacements des animaux, les radionucléides peuvent se propager sur des centaines de kilomètres au-delà du site de dissémination initiale. En 1992, des particules de poussière transportées par le vent à partir du site de la catastrophe nucléaire de Tchernobyl en Ukraine ont augmenté la concentration de césium 137 à Vilnius, en Lituanie, de centaines de fois en quelques heures. En 2010, la concentration en césium-137 dans les environs de Moscou a augmenté 24 fois en raison de la libération de radionucléides par des feux de forêt dans la région Russe de Briansk, dont les arbres avaient été contaminés par Tchernobyl.⁴

Les interactions avec le sol influencent également la migration des radionucléides. Cependant, les caractéristiques physiques du sol ne restent pas les mêmes au cours du temps, même dans la même zone. Il ya des changements quotidiens et saisonniers réguliers de l'humidité et de la densité de la couche supérieure, ainsi que des modifications irrégulières liées aux précipitations et aux vents. En raison de tous ces facteurs, les niveaux de rayonnement d'un point fixe peuvent varier considérablement au cours des heures, des jours, des semaines et des mois. Les données pour Tchernobyl montrent que le niveau des rayonnements ionisants dans les zones contaminées peut changer de plus de 10.000 fois au cours d'une année.⁵

Comme le montre la **Figure 1**, les concentrations de radionucléides changent d'un ordre de grandeur sur quelques dizaines de mètres.⁶ Dans certains biotopes proches, comme les collines, les marais ou les prairies, la concentration des radionucléides peut différer des centaines de fois. Une recherche détaillée montre un schéma de distribution des radionucléides moucheté sur tous les sites étudiés. Cet exemple représente des changements d'intensité de rayonnement même sur quelques dizaines de mètres, ce qui signifie qu'une personne ou un groupe de personnes de la région seraient exposés à la radiation inégalement selon leur localisation exacte. Toute tentative d'obtenir des chiffres moyens serait trompeuse par rapport aux taux d'exposition réels.

Figure 1

Motif tacheté de concentration (en Ci/km²) du Cs-137 (en haut) et du Ce-144 (en bas) dans une zone de 30 km de la forêt qui entoure la centrale nucléaire de Tchernobyl. Echelle 1:600. (Source: Scheglov, 1999)



Postulat 2. Le niveau d'irradiation externe peut être déterminée en calculant la quantité de temps pendant lequel une personne est présente dans un milieu ionisé.

Le niveau de rayonnement auquel une personne est exposée est dans un état constant de flux. Parce qu'une personne se penche, monte ou descend des escaliers, est à l'abri de la source de rayonnement quand elle est assise dans une voiture ou debout derrière un mur, l'exposition aux émissions de radionucléides bêta dans les environs change également. Il est difficile de quantifier les changements de la dose d'exposition liés aux mouvements du corps humain par rapport à un substrat contaminé par les radionucléides bêta. L'hétérogénéité inévitable d'une zone de radiations dans le temps et dans l'espace détermine la grande hétérogénéité d'exposition aux radiations d'un individu.

En un lieu donné, la dose de chaque exposition au cours d'une année pourrait augmenter et diminuer à de multiples reprises. Dans ces conditions, une mesure de l'exposition unique ou même une série de mesures est peu susceptible de fournir la véritable image de l'exposition aux radiations d'une personne réelle.

Postulat 3. Le niveau d'irradiation interne peut être déterminé en calculant la quantité de radionucléides qui pénètre dans le corps humain avec l'eau, l'air et la nourriture.

Calculer le montant précis de l'irradiation interne qu'une personne présente, sur la base de la prise de nourriture n'est pas possible en raison de la grande variation de concentration des radionucléides dans différents types d'aliments. Des facteurs influent sur cette situation:

- 1) le niveau de contamination radioactive du site d'où proviennent les produits alimentaires, comme la concentration des radionucléides dans la nourriture produite dans des zones ayant différents niveaux de contamination peuvent sensiblement différer;
- 2) la technologie utilisée pour préparer et conserver les aliments, peut entraîner des changements dans les concentrations de radionucléides selon un traitement différent de la même matière première;
- 3) les coefficients d'accumulation des différents radionucléides différent de manière itérative selon les espèces et variétés ainsi que selon les années et les saisons

Le calcul précis de la contamination moyenne par régime alimentaire est également compliqué par l'âge d'un individu, son sexe et ses préférences alimentaires, et plus généralement par les préférences alimentaires locales et saisonnières.

En outre, les réponses aux questionnaires ne peuvent pas donner une image précise de la quantité de produits laitiers, de feuille ou de légumes racines, de baies, de viande, de fruits qu'une personne a consommés une semaine ou un mois auparavant. Les données obtenues à partir de ces enquêtes fournissent des gammes de 1 ou 2 ordres de grandeur, ce qui rend difficile le calcul de données précises. Le calcul de la consommation moyenne de radionucléides via l'eau ou l'air est moins déficieux que celui de l'ingestion de nourriture, mais lui aussi ne peut pas être précis en raison des différences d'âge, de sexe et de métabolisme. Différentes personnes ont différentes durées d'élimination des radionucléides (demi-vie biologique), et les différents organes du corps les éliminent à des vitesses différentes. La valeur moyenne de la demi-vie biologique pour un radionucléide donné, telle qu'indiquée par la CIPR peut sous-estimer les niveaux d'irradiation.

Postulat 4. L'efficacité biologique de rayons X et de tous les émetteurs gamma et bêta sont égales, l'efficacité biologique des neutrons lents est 3 fois plus élevée, et celles des émetteurs alpha et neutrons ultra-rapides, est 20 fois plus élevée.

Il est trop simple de dire que l'efficacité biologique des rayons X et de tous les émetteurs gamma et bêta sont les mêmes, comme aussi de dire que l'efficacité biologique des neutrons lents est 3 fois supérieure et celle des émetteurs alpha et neutrons ultra-rapide 20 fois plus élevée. Ces conditions ont été adoptées au début de l'étude de l'impact des rayonnements ionisants. Aujourd'hui, on sait que l'efficacité biologique à l'intérieur des groupes d'émetteurs alpha, bêta et gamma est spécifique à chacun des radionucléides. Elle n'est pas seulement déterminée par le nombre d'électrons qui surgissent dans la désintégration bêta, les quantas gamma dans la désintégration gamma et les rayons X, ou de particules alpha dans la désintégration alpha, mais aussi par la micro-distribution de l'énergie transférée par ces particules/quanta d'énergie aux structures cellulaires et aux liquides cellulaires internes. En outre, certains radionucléides sont à la fois alpha- et bêta-émetteurs: par exemple, le bismuth-212 produit du thallium-208 à la suite d'une désintégration alpha et du polonium-212 à la suite d'une désintégration bêta simultanée.

A titre de comparaison, l'influence des émetteurs alpha, bêta et gamma, telle que recommandée par la CIPR utilise des coefficients pondérés: 1 pour les émetteurs rayons X, bêta et gamma, et 20 pour les émetteurs alpha. On ne sait pas comment l'utilisation de coefficients pondérés permet de rendre compte de l'effet de la transmutation de certains radionucléides.

Postulat 5. En termes de radiosensibilité relative, les organes et tissus humains peuvent être classés dans l'ordre suivant pondérée (total collectif 1.0): gonades (0,2); moelle osseuse (0,12); estomac (0,12); intestins (0,12); poumons (0,12) ; seins (0,05); foie (0,05); oesophage/trachée (0,05); vessie (0,05); thyroïde (0,05), peau (0,01); tissu osseux (0,01), et tous les autres organes (somme 0,05).

Il semble qu'il y ait une simplification excessive à préciser que les organes et les tissus peuvent être classés dans une telle hiérarchie. Une telle déclaration est basée sur certaines hypothèses:

- que les effets biologiques des rayonnements internes et externes pour des organes particuliers sont les mêmes dans l'ensemble;
- que l'impact biologique des radionucléides différents sur chaque organe est similaire et constant;
- que la radiosensibilité de chaque organe et tissu est la même pour tous les êtres humains;
- que la radiosensibilité des organes et des tissus d'animaux dans les conditions de laboratoire représente adéquatement la radiosensibilité des organes et tissus humains;
- que les organes et tissus humains sont des structures indépendantes;
- que la radiosensibilité des organes ne figurant pas sur la liste (par exemple, les yeux, le nez, la langue, les voies respiratoires supérieures) est négligeable.

Toutes ces hypothèses sont discutables, rendant l'argument des coefficients pondérés des différents organes difficile à maintenir.

Postulat 6. Pour calculer une dose individuelle efficace, il est nécessaire de résumer les doses d'irradiation interne et externe de toutes les sources de rayonnement.

Pour le calcul correct de la dose équivalente efficace totale, il est nécessaire de suivre la distribution non seulement de césium-137, qui sert actuellement de base pour l'élaboration des cartes officielles de la contamination et pour les calculs de l'exposition humaine moyenne aux rayonnements radioactifs, mais aussi de dizaines d'autres radionucléides. Il n'est pas possible de faire de telles cartes, cependant, car la courte distance de trajet dans l'air des émetteurs alpha et bêta (mesurée en centimètres pour les émetteurs alpha et mètres pour les émetteurs bêta) rend difficile, voire impossible, la détection de ces particules. Il est donc extrêmement difficile de déterminer la contribution des émetteurs alpha et bêta dans la dose totale absorbée définie comme la somme de l'irradiation interne et externe.

Mais l'effet biologique des émetteurs alpha et bêta est si important que, sans les prendre en compte dans le corps humain, il est impossible de faire une évaluation précise du niveau d'irradiation d'un individu.

Après les accidents des centrales nucléaires de Tchernobyl et de Fukushima, beaucoup d'attention a été accordée à l'iode-131, bien que dans certaines régions, il n'était pas le principal contaminant. Il en est de même pour le césium-137, considéré comme la principale source d'exposition au rayonnement humain dans les mois qui ont suivi Tchernobyl. Toutefois, les radionucléides tels que le baryum-140, le césium-136, l'argent-110m*, le cérium-141, le ruthénium-103, le strontium-89, le zirconium-95, le cérium-144, le ruthénium 106, le césium 134 et le strontium-90 n'ont pas été moins importants et, dans l'ensemble, sans doute plus importants que le césium-137 dans la production du rayonnement ionisant de fond dans certains endroits les premières années après la catastrophe de Tchernobyl. En conséquence, les doses de rayonnement moyennes officiellement calculées après les catastrophes de Tchernobyl et de Fukushima peuvent être vues comme un simple pourcentage des niveaux d'exposition réels. Le **Tableau 1** détaille les radionucléides rejetés lors de Tchernobyl, tandis que les **Tableaux 2, 3** et **4** présentent des données sur les concentrations de radionucléides de Tchernobyl enregistrées en Finlande, Pologne et Ukraine, respectivement. **7-10**

L'image de la contamination radioactive totale serait également incomplète sans tenir compte des particules "chaudes". La fonte des combustibles nucléaires libère non seulement des gaz et aérosols, mais aussi des particules d'uranium ou de combustible uranium-plutonium. Après la catastrophe de Tchernobyl, ces particules se sont propagées à des milliers de kilomètres. Les particules contenaient non seulement des émetteurs gamma (par exemple le zirconium-95, le lanthane-140, le cérium-144), mais aussi des émetteurs bêta (ruthénium-103, ruthénium 106, baryum-140, etc) et des émetteurs alpha (plutonium et américium) . Après Fukushima, des particules chaudes similaires ont été observées sur la côte Ouest des États-Unis.

Tableau 1 Radionucléides Gamma et bêta de Tchernobyl et taux de désintégration (Source: Pshenichnikov. 1996)

Isotope	Demi-vie j=jour a=an	% d'activité											
		5 jours	10 j	30 j	60 j	6 mois	1 an	2 ans	3 ans	4 ans	5 ans	6 ans	12 ans
Ce-143	1,38 j	0,43	0,04										
Rh-105	1,52 j	0,14	0,01										
Pm-149	2,2 j	0,18	0,04										
Np-239	2,35 j	5,76	1,32										
Mo-99	2,75 j	1,59	0,45										
Te-132	3,25 j	0,88	0,3										
I-132		0,88	0,3										
I-131	8,04 j	1,96	1,27	0,23	0,02								
Nd-147	11,1 j	1,59	1,16	0,33	0,05								
Ba-140	12,8 j	3,6	2,75	0,93	0,18								
La-140		3,6	2,75	0,93	0,18								
Pr-143	13,7 j	4,12	3,2	1,16	0,26								
Ce-141	32,5 j	4,71	4,23	2,76	1,46	0,11							
Ru-103	39,3 j	4,16	3,81	2,68	1,58	0,18	0,01						
Sr-89	52 j	1,73	1,62	1,24	0,83	0,16	0,03						
Y-91	58 j	2,31	2,17	1,71	1,2	0,28	0,09						
Zr-95	54 j	4,3	4,07	3,28	2,37	0,63	0,09						
Nb-95		4,3	4,07	3,28	2,37	0,63	1,29	0,53					
Ce-144	284 j	3,11	3,07	2,93	2,72	2,02	1,29	0,53	0,22	0,09	0,04	0,02	
Pr-144		3,11	3,07	2,93	2,72	2,02	1,05	0,53	0,22	0,09	0,04	0,02	
Ru-106	367 j	2,08	2,06	1,98	1,88	1,49	1,05	0,53	0,27	0,13	0,07	0,03	
Rh-106		2,08	2,06	1,98	1,88	1,49	0,1	0,07	0,27	0,13	0,07	0,03	
Cs-134	2,06 a	0,14	0,14	0,14	0,13	0,12	0,68	0,53	0,05	0,04	0,03	0,02	
Pm-147	2,64 a	0,89	0,88	0,87	0,85	0,78	,021	0,2	0,4	,031	0,24	0,18	0,04
Sr-90	27,7 a	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,2	0,2	0,19	0,19	0,18	0,16
Y-90		0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,27	0,27	0,2	0,19	0,19	0,18	0,16
Cs-137	31 a	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28			0,26	0,26	0,25	0,25	0,21

Tableau 2 Radioactivité de l'air surfacique [couche basse de l'atmosphère] (mBq/m³) des Radionuclides de Tchernobyl à Nurmajarvi, Finlande, le 28 Avril 1986 (Source : Sinkko et al. 1987)

Radionucléide	Activité	Radionucléide	Activité
I-131	223 000	Te-131 m	1 700
I-132	48 000	Sb-127	1 650
Te-133	33 000	Ru-106	630
Cs-137	11 900	Ce-141	570
Cs-134	7 200	Cd-115	400
Ba-140	7 000	Zr-95	380
Te-129 m	4 000	Sb-125	253
Ru-103	2 880	Ce-143	240
Mo-99	2 440	Nd-147	150
Cs-136	2 740	Ag-110 m	130
Np-239	1 900	Activité totale	Plus de 347 700

Tableau 3 Concentrations de Radionuclides de Tchernobyl dans 0-5 cm d'épaisseur de sol (Bq/m²) à Krakow, en Pologne, le 1er Mai 1986 (source: Broda 1987)

Radionucléide	Activité	Radionucléide	Activité
Te-132	29 300	Ba-140	2 500
I-132	25 700	La-140	2 400
I-131	23 600	Mo-99	1 700
Te-129 m	8 000	Ru-106	1 300
Ru-103	6 100	Sb-127	800
Cs-137	5 200	Cs-136	700
Cs-134	2 700	Activité totale	Plus de 360 000

Tableau 4 Présence de Radionuclides de Tchernobyl (Bq/kg de matière sèche) dans les feuilles de quatre espèces d'arbres à Kiev, en Ukraine à la fin de Juillet 1986 (source : Grodzinsky 1995)

Espèce d'arbre Radionucléide	Aesculus hippocastanum (marronnier)	Tilia cordata (tilleul)	Betula verrucosa (bouleau)	Pinus sylvestris (pin)
Pm-144	58 800	146 150	10 800	-
Ce-141	18 000	-	6 500	4 100
Ce-144	63 300	-	21 800	18 800
La-140	1 100	1 930	390	660
Cs-137	4 030	-	3 400	4 300
Cs-134	2 000	-	1 540	2 100
Ru-103, Rh-103	18 350	36 600	10 290	7 180
Ru-106	14 600	41 800	400	5 700
Zr-95	35 6020	61 050	11 400	6 500
Nb-95	53 650	94 350	18 500	9 900
Zn-65	-	400	-	-
Activité totale	312 000	399 600	101 400	70 300

Postulat 7. Un homme de race blanche de 20 ans en bonne santé, pesant 70 kg, est un modèle approprié pour l'impact des radiations sur l'être humain moyen.

Un être virtuel ayant les paramètres corporels d'un blanc moyen de 20 ans mâle de 70 kg, aussi connu comme une «personne type», n'est pas suffisant pour calculer le total des doses équivalentes efficaces chez de vraies personnes, car il ne correspond pas aux caractéristiques de la majorité des humains exposés à des radiations à cause d'une variabilité importante intra-espèce dans la radiosensibilité.

La radiosensibilité peut varier selon la race et l'origine ethnique dans les populations humaines et les différentes populations au sein des espèces animales (comme les insectes, les poissons et les mammifères).

11-12

Il ya une grande quantité de données sur les différences entre les sexes dans la sensibilité à l'accumulation de radionucléides à partir d'études de rongeurs, lagomorphes, ongulés et autres mammifères. 11-14 Il a été démontré que, dans certains aspects, les mâles sont plus sensibles aux radiations que les femelles et, dans d'autres aspects, moins (Tableau 5) 15

Tableau 5 Différences de niveaux de Radiosensibilité humaine selon le sexe (source Yablokov 2002)

Caractéristique	Fille	Garçon
Avortement spontané	Embryon et fœtus moins sensible	Embryon et fœtus plus sensible
Mortalité totale par cancer	Plus élevée	Plus basse
Mortalité par cancer du sang	Plus basse	Plus élevée
Tous cancers	Davantage pour les filles de plus de 5 ans	Davantage pour les garçons de moins de 5 ans
Tumeurs osseuses et du cartilage	Davantage pour les filles de moins de 5 ans	Plus fréquentes pour les garçons
Lymphosarcome et réticulosarcome	Moins	Plus
Leucémie monocyttaire	Moins	Plus
cancer de la peau	Moins	Plus
Demi-vie biologique du césium	Moins	Plus
Mortalité embryonnaire suite à thérapie aux rayons X maternelle	Moins	Plus

Les différences de radiosensibilité en fonction de l'âge (y compris pendant la période de développement prénatal) sont bien documentées. La sensibilité au rayonnement du fœtus est jusqu'à 300 fois plus élevée que la sensibilité de l'adulte.¹⁶

Dans tout groupe de personnes homogène par la race, la nationalité, le sexe, l'âge et la physiologie, il y a encore des différences individuelles dans la radiosensibilité. Par exemple, les personnes ayant le génotype de l'haptoglobine Hp 2-2 sont plus de 3 fois plus sensibles aux rayonnements que les personnes ayant le génotype Hp 1-1 et Hp 2-1.¹⁷ Le taux d'accumulation du césium-137 dans le corps des personnes Rhésus positives est plus élevé que celui de celles avec facteur Rhésus négatif sanguin.¹⁶

Il est possible que dans une population de mammifères, y compris l'espèce humaine, 14-20% des membres soient hypo-radiosensibles, et 10-20% hyper-radiosensibles.¹⁸ La radiosensibilité de ces groupes pourrait différer de plusieurs fois.¹⁹

Toutes les réglementations nationales de sûreté radiologique sur la base des recommandations de l'UNSCEAR et la CIPR ont été développées sans tenir compte -à l'exception des femmes enceintes- de la personne évoquée ci-dessus et des groupes de variabilité. Récemment, la CIPR a commencé à recommander des doses de calcul séparées pour les hommes (à l'aide d'un fantôme "Golem") et les femmes (fantôme "Laura").²⁰ Cela peut changer la situation dans un proche avenir, mais jusqu'à présent, les normes officielles de la radioprotection (1 mSv par an) sont toujours les mêmes pour les hommes et les femmes. C'est pourquoi les normes actuelles de sûreté radiologique, développées pour une «personne conditionnelle» d'une population «moyenne», ne peuvent être efficaces pour la majorité des gens.

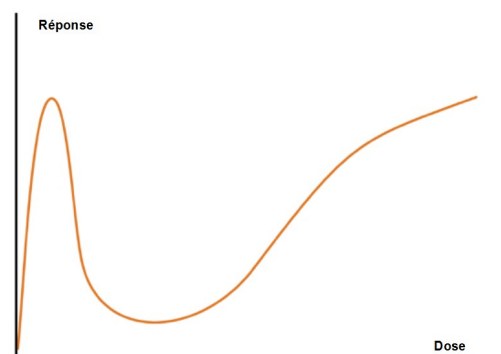
Postulat 8. Plus la dose de radiation est élevée, plus l'effet biologique [l'est aussi].

Dans ce cas, l'argument semble être de simple bon sens. Aussi contre-intuitif que cela puisse être cependant, parfois l'irradiation de faible niveau peut avoir un impact biologique supérieur à une dose élevée.

L'effet linéaire de moindre impact des faibles doses et l'impact plus élevé des doses plus élevées n'est vrai que pour des niveaux d'irradiation supérieurs à 100 mSv. Il a été démontré que, en réponse à l'exposition au rayonnement de faible niveau, les systèmes d'essais de culture de cellules différentes ont une réponse biphasique ("supra-linéaire") (Figure 2).²¹

Figure 2 Courbe dose-réponse biphasique (supra-linéaire)
(Source: Burlakova-Busby, 2010)

La réponse au rayonnement augmente du point de dose zéro à un certain niveau maximum, puis diminue alors que la dose augmente encore. L'augmentation de dose au-delà 8



de ce point provoque un effet de deuxième montée. Ce curieux effet à des doses faibles (inférieures à 1 mSv) peut refléter les dommages à la membrane cellulaire tant que la cellule est capable de réaliser une réparation correcte de l'ADN; à une dose plus élevée, ce mécanisme est dépassé, peut-être par des lésions directes de l'ADN, des dommages à un autre organite, ou parce que certains groupes de cellules mutent à faibles doses tandis que d'autres meurent à des niveaux plus élevés.⁴⁻²¹

Résumé

Suite à l'adhésion aux huit arguments précédents, l'UNSCEAR et la CIPR en sont venus à deux conclusions principales:

- 1) Que de faibles niveaux de rayonnement ionisant entraînent des cancers et dommages génétiques majeurs qui ne peuvent être détectés statistiquement, parce qu'ils se produisent dans seulement une poignée d'individus sur des millions exposés;
- 2) Que le niveau acceptable d'irradiation, qui entraîne moins de 1 décès supplémentaire par an et par million d'habitants, est un équivalent valide d'une dose efficace de 1 mSv par personne et par an.

Cet auteur avance que ces deux conclusions sont à courte vue.

Tout d'abord, il n'est pas vrai que des rayonnements ionisants à bas niveau entraînent des cancers et troubles génétiques majeurs détectables uniquement statistiquement. Pour les effets sur la santé induits par les radiations aux faibles doses, la CIPR et l'UNSCEAR ne prennent en compte que les cancers mortels et les anomalies congénitales majeures. Mais les changements génétiques, c'est à dire les mutations chromosomiques, se produisent chez toutes les personnes exposées à des radiations de faible niveau. En outre, tous les individus exposés subissent des changements dans le système immunitaire et tous les hommes irradiés souffrent de troubles de la spermatogenèse.

Les conséquences de l'irradiation chronique de faible dose comprennent, pour n'en citer que quelques exemples:

- 1.- des troubles du développement prénatal conduisant à une augmentation du nombre d'avortements spontanés, l'augmentation de la mortalité néonatale, prénatale et des nouveau-nés;
- 2.- de nombreux troubles mineurs du développement;
- 3.- des naissances prématurées;
- 4.- un faible poids à la naissance;
- 5.- des troubles du développement du cerveau;
- 6.- des changements dans le système endocrinien;
- 7.- des changements dans le système immunitaire;
- 8.- un vieillissement prématuré;
- 9.- une instabilité génétique²²

Il n'est pas méthodologiquement correct de considérer ces impacts comme réversibles ou insignifiants et donc de ne pas les prendre en compte. Ces troubles affectent la durée de vie active et totale et devraient être inclus dans toute comptabilité d'impact sur la santé.

Quelques faits à propos des faibles doses d'exposition

L'UNSCEAR déclare qu'une dose indicative de 10 mSv n'a aucun effet direct mis en évidence sur la santé humaine.²³ La CIPR a établi que "la limite doit être exprimée comme une dose efficace de 1 mSv par an".²⁴ Afin d'évaluer correctement les effets de l'exposition aux rayonnements sur un être humain ou une population, examinons d'abord ces hypothèses en examinant les cas connus d'exposition aux radiations de faible niveau.

I- Effets des niveaux élevés de radiation naturelle

Selon l'UNSCEAR, la dose moyenne mondiale de toutes les sources naturelles est d'environ 2,4 mSv par an (Tableau 6)

Source	Dose (mSv/an)	plage de variation
Radon (inhalation)	1,26	0,2-10
Externe terrestre	0,48	0,3-1
Radiation cosmique	0,39	0,3-1
Ingestion (nourriture)	0,29	0,2-1
TOTAL	2,4	0,3-13

Tableau 6 — Moyenne annuelle de dose individuelle à partir des sources naturelles de radiations (Source: UNSCEAR, 2006)

Il est logique de supposer que dans les lieux où les niveaux de rayonnement externe sont plus élevés que la moyenne, nous pouvons nous attendre à voir certains effets dans la population locale. Nous allons jeter un coup oeil sur quelques exemples:

1) rayonnement cosmique. Il ya plus de 50 ans, Wesley a trouvé une forte corrélation entre le nombre de malformations mortelles chez les nouveaux nés et la quantité de rayonnement cosmique à la surface de la Terre.²⁵ Un grand volume de données statistiques a montré que dans les régions équatoriales il y avait 1,8 de tels cas pour mille nouveau-nés, tandis que dans les régions situées au-dessus de 50° de latitude, on enregistrait 5,5 cas pour mille nouveau-nés.

Cet écart correspond à la différence d'intensité du rayonnement cosmique dans les deux endroits. Plus tard, ces données ont été confirmées et précisées par Astbury, qui a montré un lien entre les niveaux de rayonnement cosmique (tels que déterminés par l'altitude par rapport au niveau de la mer) avec les taux de mortalité par cancer de l'ovaire et malformations congénitales mortelles provenant des statistiques de 25 États américains (Figure 3)²⁶

2) niveaux élevés de rayonnement de la croûte terrestre. L'étude la plus détaillée à ce sujet a été faite en Bavière sur la base de données de plus de 500 000 cas de décès par cancer de 1979 à 1997 dans une population ethniquement homogène avec une faible mobilité. La Figure 4 montre une corrélation positive entre la mortalité par tous les types de cancer et les niveaux de rayonnement naturel γ de la croûte terrestre (valeur t de 5,9, df = 94, p <0,0001), indépendamment de l'âge ou du sexe.²⁷

Les différences dans les niveaux de rayonnement naturel dans différentes régions de Bavière sont de quelques fractions de mSv par an. La différence dans les indicateurs de mortalité par cancer pour ces territoires est statistiquement significative, même en tenant compte de la densité de la population et du taux de chômage. La corrélation statistiquement fiable des niveaux naturels de rayonnement de fond avec la mortalité par cancer est aussi observée si les décès par cancer du poumon sont séparés pour exclure les décès liés au tabagisme possible. Le risque (0,236 par Sv) est près de 5 fois plus élevé que 0,05 Sv/an, adopté comme norme de sécurité officielle pour le rayonnement anthropique.²⁸ La corrélation entre la mortalité par cancer avec le niveau de rayonnement naturel a été trouvée également séparément pour les décès par cancer du poumon et, dans une moindre mesure, les taux de décès par cancer pédiatrique. La mortalité infantile a révélé une corrélation significative avec les niveaux de rayonnement naturel seulement dans les régions administratives ayant des niveaux élevés de rayonnement naturel.

Figure 3
Corrélation entre
 en haut : les malformations mortelles en 1950-1956
 ($r = -0,82$, $p < 0,0001$),
 en bas : le cancer de l'ovaire en 1950-1954 ($r = -0,83$,
 $p < 0,0001$)
 dans la population de race blanche de 25 États américains,
 et la dose de rayonnement cosmique:
 plus mince est la couche d'air atmosphérique, plus intense
 est le rayonnement cosmique et ses effets négatifs.
 (Source: Astbury, 2007)

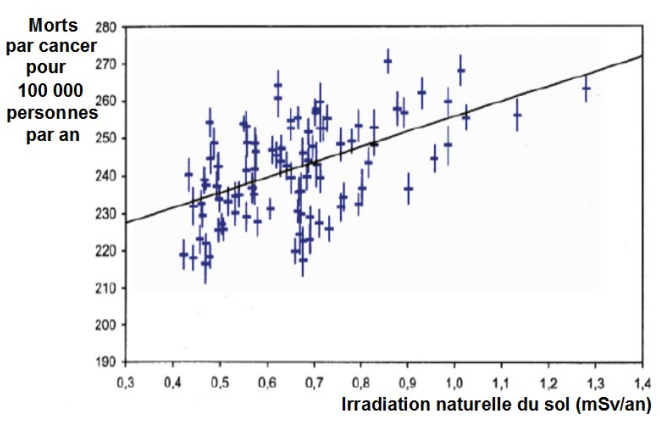
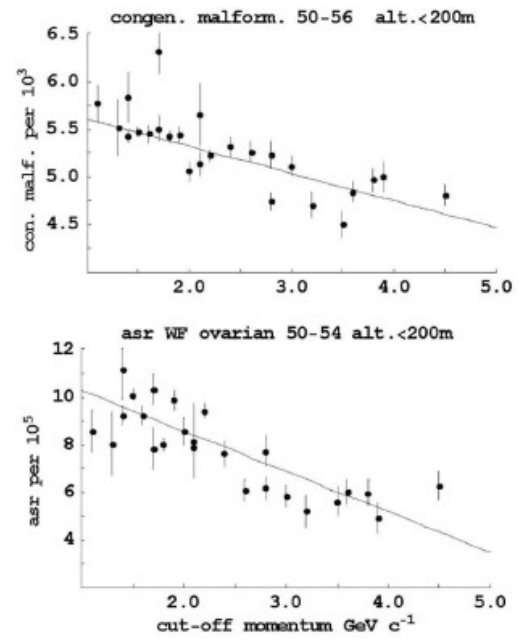


Figure 4
Corrélation entre les niveaux de rayonnement
 γ naturel de la croûte terrestre et le nombre de
 décès par cancer dans les régions administratives
 de Bavière de 1979 à 1997.
 (Sources: Korblein et Hoffman, 2006)

En Grande-Bretagne, le taux moyen de l'exposition aux rayons γ naturels varie de 70 nGy/heure au milieu du Pays de Galles, dans le Dorset et le Wiltshire, à 120 nGy/heure dans le South Yorkshire, le Cornwall, les îles Scilly et les frontières de l'Ecosse. L'étude cas-témoin de leucémie infantile et fond naturel de rayonnement γ en Grande-Bretagne, où plus de 9000 cas de leucémies ont été enregistrés au cours de la période de 1980 à 2006, a révélé un excès de risque relatif de 12% de leucémies infantiles par mSv d'exposition cumulative aux rayonnements (de la naissance au diagnostic) pour la moelle osseuse.²⁹ Cet auteur estime qu'environ 15% des cas de leucémie infantile au Royaume-Uni sont dus à la radioactivité naturelle.

Dans la ville brésilienne de Guarapari, Espiritu Santo, le niveau de rayonnement γ dans l'atmosphère dans les années 1970 était, en moyenne, de 6,4 mSv par an. Il a été constaté que les personnes à Guarapari présentent des fréquences plus élevées d'aberrations chromosomiques dans les lymphocytes et une augmentation des taux de cancer.³⁰⁻³¹

Sur la côte de l'Etat indien du Kerala, où le rayonnement naturel des sables de monazite (thorium) est en moyenne de 3,8 mSv par an (jusqu'à un maximum de plus de 17 mSv/an), une fréquence plus élevée d'aberrations chromosomiques dans les lymphocytes a été trouvée ainsi que l'augmentation des dommages à l'ADN.³²⁻³³

Dans la province de Yangjian en Chine du Sud, une comparaison entre des territoires géographiquement proches qui diffèrent dans le niveau de fond de rayonnement (5,5 mSv contre 2,1 mSv par an) a révélé que dans la région avec des niveaux de fond plus élevés, il y avait plus de cas de syndrome de Down (trisomie 21).³⁴

Dans la ville autrichienne de Bad Gastein, près de Salzbourg, la population locale et le personnel à proximité d'une installation de traitement par radon ont montré des niveaux accrus d'anomalies chromosomiques.³⁵

Toutes ces données montrent que le rayonnement γ chronique d'origine naturelle a un effet sur la santé humaine.

II- Effets de l'exposition à des sources anthropiques de rayonnement de bas niveau

À la suite du développement de l'industrie nucléaire depuis les années 1950, des millions de personnes ont été exposées à des niveaux élevés de rayonnements d'origine humaine. Si nous étudions la littérature existante, les cas suivants illustrent les effets potentiels de l'exposition aux faibles doses sur les humains:

1) L'histoire de deux villes "secrètes". Un exemple intéressant des effets des faibles doses de rayonnement sur la santé des enfants est représenté par les données de deux villes russes de l'Oblast (région) de Chelyabinsk: Ozersk et Snezhinsk, où les déplacements étaient limités en raison de la recherche nucléaire secrète qui s'y déroulait.³⁶ En raison de la nature contrôlée des conditions de vie, les données provenant de ces deux endroits sont plus précises que ce que l'on obtient normalement, y compris pour la dose efficace d'exposition. Les échantillons sont également comparables: les deux villes sont de taille similaire et ont des structures sociales similaires, sont situées dans la même zone géographique (en fait, à moins de 50 km de distance), et sont desservies par les mêmes institutions médicales et les mêmes protocoles.

Enfin, les études ont porté sur l'ensemble de la population des deux villes, ce qui rend les différences statistiquement plus significatives. Les villes ne diffèrent l'une de l'autre que dans ceci: Snezhinsk était surtout un centre de travail nucléaire théorique tandis qu'Ozersk était situé près d'une usine de production de plutonium. En conséquence, les habitants de Ozersk ont été, en moyenne, près de deux fois plus exposés aux rayonnements anthropiques γ que les citoyens de Snezhinsk. Les données obtenues montrent que l'exposition aux rayonnements de 0,6 mSv par an en plus à Ozersk correspond à un 3,2 décès de nourrissons supplémentaires et 1,3 cas de décès par cancer pour 1000 enfants, chaque année (**Tableau 7**).

Tableau 7**Niveaux de radiation et indicateurs de mortalité infantile à Snezhinsk et Ozersk, Russie**

Indicateur	Ozersk (n=20 983)	Snezhinsk (n=11 994)	F-test*
Dose effective moyenne en mSv/an (min-max)	1,60 (0,05-3,36)	0,98 (0,04-2,04)	–
Mortalité infantile (pour 1000)	14,9	11,7	5,98**
Mortalité par tous types de cancers (0 à 4 ans)	1,48	0,72	4,14***
Mortalité par tous types de cancers (5 à 9 ans)	0,71	0,18	5,35**
Mortalité par tous types de cancers (10 à 14 ans)	0,66	0,56	0,13
Mortalité totale par cancer	2,85	1,46	7,05***

* = $F(\gamma - 1 - \gamma - 2) 2 * (n1 * n2) / (n1 + n2) \sim f(\gamma - 1, n1 + n2 - 2)$. Test F valeur critique pour 21000 et 12000 est de 3,84;

** p < 0,05;

*** p < 0,06

(Source: Petrushkina et al, 1999, calculs supplémentaires par Yablokov)

2) Tchernobyl. Dans l'une des nombreuses études sur les effets de la contamination radioactive des retombées de l'accident nucléaire de Tchernobyl en 1986, deux groupes d'enfants (6-15 ans au moment de l'examen initial) dans les zones de contamination radioactive ont été étudiés 9 à 12 ans et 12 à 15 ans après 1986. Chaque enfant a été réexaminé 2 à 3 ans après l'examen initial et les niveaux de radionucléides gamma incorporés ont été enregistrés (**Tableau 8**). ³⁷

Tableau 8

État de santé des enfants de zones présentant différents niveaux de contamination radioactive en 1995-1998 et 1998-2001 (Source: Arinchin et al, 2002)

Diagnostic	Examens (tous les cas sont en pourcentages)			
	Contamination plus élevée (73 garçons, 60 filles)		Contamination moindre (101 garçons, 85 filles)	
	Premier	Second	Premier	Second
ASED (1) , mSw	0,77	0,81	0,02	0,03
Pathologie chronique du tractus gastro-intestinal	44,2	36,4	31,9	32,9
▫ dont duodénite chronique	6,2	4,7	1,5	1,4
▫ dont gastro-duodénite	17,1	39,5*	11,6	28,7*
Inflammation de la vésicule biliaire	43,4	34,1	17,4**	12,6***
Dystonie vasculaire et syndrome cardiaque	67,9	73,7	40,3**	52,2*, ***
Syndrome neuro-asthénique	20,2	16,9	7,5**	11,3
Hypertrophie des amygdales et amygdalite chronique	11,1	9,2	13,6	17,2***
Caries dentaires	58,9	59,4	42,6**	37,3***
Parodontite chronique	6,8	2,4	0**	0,6

*-Ba; dc (p < 0,05) **-ca (p < 0,05) ***-db (p < 0,05).

(1). ASED (Annual Summary Effective Dose of radiation) = Dose efficace de synthèse annuelle d'irradiation calculée à la suite de deux comptages individuels corps entier pour la dose interne et de mesures de taux gamma sur le terrain pour la dose externe.

Le Tableau 8 montre qu'une différence d'irradiation annuelle de moins de 1 mSv est liée à des différences significatives en matière de santé dans presque tous les indicateurs de santé étudiés.

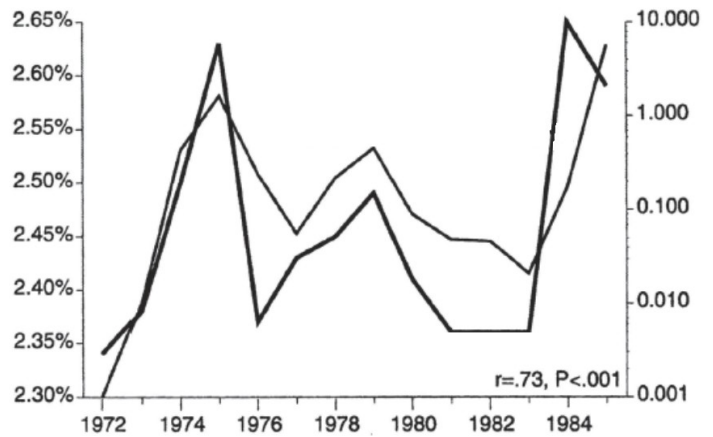
3) Centrale nucléaire d'Indian Point. (Indian Point Energy Center) c'est une centrale nucléaire située à 38 miles au nord de la ville de New York. Entre 1972 et 1985, l'exposition additionnelle maximale aux émissions d'iode-131 dans la région était inférieure à 0,001 mSv par an.

Pendant cette période, Gould a trouvé une légère augmentation du taux de faible poids de naissance de bébés afro-américains, de 0,03% par an.

La Figure 5 montre le nombre de nouveau-nés avec un poids de naissance inférieur à 1500 grammes dans l'État de New York, à cette période, par rapport aux émissions annuelles totales d'iode 131 de la centrale d'Indian Point. Une forte corrélation ($r = 0,73$, $p < 0,001$) entre ces graphiques suggère que les émissions d'iode-131 peuvent avoir un effet sur la masse corporelle des nouveau-nés.³

Figure 5

à droite, émissions d'iode-131 en Curies (échelle logarithmique) de la centrale nucléaire d'Indian Point et à gauche pourcentage de nouveaux-nés afro-américains de poids de naissance inférieur à 1500 gr dans l'état de New York entre 1972 et 1985. (Source: Gould, 2006)



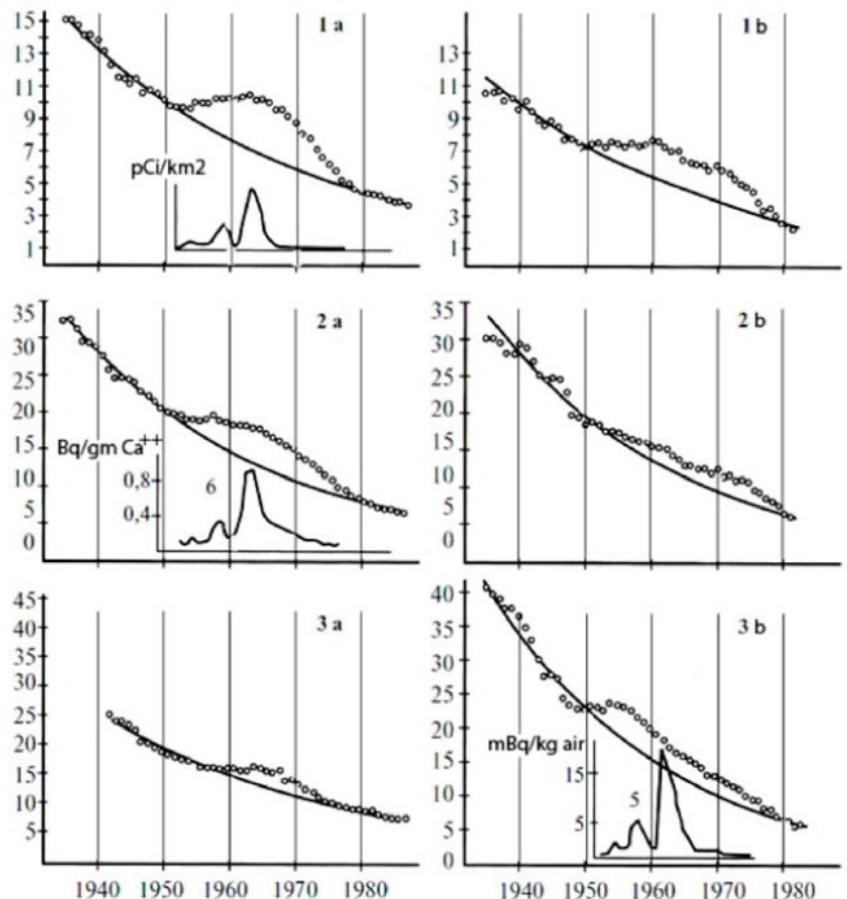
4) Retombées des essais nucléaires. Un autre exemple de la contamination radioactive anthropique accidentelle est la conséquence des essais nucléaires dans l'atmosphère pendant les années 1950 et 1960.

Sakharov a calculé que la quantité de strontium-90, carbone-14 et césium-137 produite par l'explosion d'une bombe atomique de 1 mégatonne a entraîné la mort de 10 000 personnes par diverses maladies liées aux rayonnements.³⁹ Le niveau moyen global d'exposition aux rayonnements dus aux retombées de radionucléides des bombes était à son plus haut niveau en 1963 (0,16 mSv), mais dans certaines régions de la zone tempérée peuplée du monde,

il était plusieurs fois supérieur.⁴⁰ Ceci suggère que l'augmentation du rayonnement anthropique pourrait être une des principales raisons qui sous-tend l'augmentation de mortalité et de mortalité infantile aux États-Unis et dans certaines parties du Royaume-Uni au cours de cette période (Figure 6).⁴¹⁻⁴²⁻⁴³

Figure 6 Mortalité infantile pour 1 000 :

- le premier jour après la naissance (1a, 1b);
 - les quatre premières semaines après la naissance (2a, 2b)
 - le nombre de morts-nés (3a, 3b)
 - α aux États-Unis (a)
 - α en Angleterre et au Pays de Galles (b)
 - par rapport :
 - au niveau de retombées de strontium-90 (4)
 - et de césium-137 (5) dus aux essais nucléaires dans l'atmosphère,
 - et contenu en strontium-90 du lait (6) en Angleterre, de 1940 à 1980.
- (Sources: Busby, 1995; Whyte, 1992; Playford et al, 1992)



Selon Oftedal, le taux de cancer de la thyroïde dans une cohorte de femmes Norvégiennes âgées de 30 à 34 ans a doublé au cours des années 1955 à 1962, probablement en raison d'une augmentation [des radiations] d'une fraction de 5 mGy due aux retombées d'iode-131 par les essais nucléaires.⁴⁴

Les effets des radiations de bas niveau sur les systèmes génétiques

Même dans la période précoce de la recherche sur les rayonnements ionisants, il était clair que le rayonnement est un facteur mutagène fort, causant des dommages au matériel génétique des organismes, dommages qui peuvent être transmis aux descendants. Après la découverte de l'ADN codant dans les années 1960, le mécanisme par lequel les particules chargées et les quanta d'énergie affectent les structures génétiques est devenu beaucoup plus clair.

- Des doses absorbées internes aussi faibles que 0,6 à 9,2 mGy augmentent la fréquence des mutations dans les chromosomes et les gènes des cellules somatiques humaines;⁴⁵
- Des cassures double-brin en culture cellulaire humaine sont détectées après une irradiation aussi basse que 1 mSv et celles-ci restent non réparées pendant de nombreux jours;⁴⁶
- Des fréquences élevées de mutations génomiques sont observées dans les cellules de la moelle osseuse et les cellules musculaires de populations de campagnol roussâtre (*Myodes glareolus*) après irradiation chronique à des niveaux de dose absorbée de 2,4 à 4,0 µGy/jour;⁴⁷⁻⁴⁸
- Des expériences sur des rats révèlent une déplétion cellulaire de la moelle osseuse pour des intervalles de doses de 0,01 à 12 mGy d'irradiation par le strontium-90: on constate une réduction de 25% du nombre de cellules pour une dose chronique d'environ 5% du débit de dose [naturel] de fond.⁴⁹

Les données ne sont pas toujours fiables, ou l'effet du survivant en bonne santé

Les cas cités ci-dessus montrent qu'il existe un ensemble de preuves des effets sanitaires des faibles doses de rayonnement. Malgré l'opinion commune que les doses de rayonnement au-dessous du niveau de fond naturel moyen de 2,4 mSv/an ne produisent pas d'effets néfastes, il y a beaucoup de données montrant le contraire.

Une des raisons de cette divergence peut être l'insuffisance méthodologique de la notion de dose sûre mentionnée dans la première moitié de cet article. Une autre raison peut être que la définition d'un niveau de rayonnement anthropique acceptable ou sécuritaire est basée sur des données limitées et pas-toujours-fiables.

Les études des rayonnement dans les années 1950 et 60, au plus fort de la guerre froide, étaient pour la plupart classées (secrètes). La collecte de données sur les conséquences de l'irradiation a été compliquée par des niveaux de secret qui continuent à rendre cet effort difficile, même aujourd'hui. En Union soviétique, les données sur les conséquences médicales de Tchernobyl ont d'abord non seulement été classées mais parfois délibérément falsifiées. Parce que ces schémas de secret et de tromperie sont caractéristiques de nombreux accidents d'irradiation, on ne peut pas s'appuyer inconditionnellement sur les données officielles concernant les conséquences sur la santé.

Pour cette raison, la principale source d'information sur les risques des rayonnements considérée par la CIPR et l'UNSCEAR est les données des bombardements nucléaires d'Hiroshima et de Nagasaki, ou la Life Span Study, "étude vie entière" (LSS). L'observation systématique des survivants a commencé 4,5 années après les bombardements et la cohorte LSS ne comprend pas les personnes qui sont mortes depuis l'exposition aux rayonnements du 9 Août 1945 jusqu'au 31 Août 1949. Le nombre de personnes qui ont péri au cours de cette période a été de 180 000 à 290 000 et, par conséquent, les données de mortalité et morbidité LSS sont sérieusement biaisées [en termes de] survivants, un phénomène qui est parfois connu sous le nom "d'effet du survivant en bonne santé".⁵⁰⁻⁵²

Il y a des lacunes supplémentaires dans les données LSS: une incertitude significative a été introduite lors de la réévaluation des niveaux d'exposition aux radiations à Hiroshima et Nagasaki. Les valeurs des doses de rayonnements reçues ont été calculées en fonction de la distance à l'épicentre de l'explosion nucléaire de chaque individu, et ces évaluations étaient souvent peu fiables. L'emplacement auto-déclaré de certains survivants, interrogés des années plus tard, est devenu plus proche de l'épicentre de l'explosion, peut-être en raison du fait que le montant de l'aide matérielle reçue dépend de la valeur de la dose estimée.⁵³ En outre, la reconstruction de dose effectuée par le ministère de l'Énergie des États-Unis n'a pas été bien faite et quoique elle ait été réévaluée plus tard, l'ensemble des documents de travail originaux avaient été détruits.⁵⁴

La difficulté d'extrapoler à partir des données de la cohorte LSS résulte aussi de la spécificité du type d'exposition aux radiations subi par les personnes qui survivent à une attaque nucléaire. L'impact d'une seule

exposition aiguë externe au rayonnement d'une bombe nucléaire (essentiellement des neutrons) est difficile à comparer au rayonnement chronique et essentiellement interne pour lequel les gens ont besoin de protection aujourd'hui.

Un argument fréquent pour ne pas admettre l'importance des effets sur la santé du rayonnement anthropique de bas niveau est la comparaison des niveaux de rayonnement artificiel et naturel. Les rayonnements de bas niveau ne semblent pas dangereux parce que les gens continuent parfois à vivre dans des endroits où le niveau de rayonnement naturel peut être des douzaines de fois plus élevé que la moyenne mondiale. Cet argument n'est pas convaincant pour deux raisons.

Tout d'abord, comme indiqué ci-dessus, des effets négatifs sur la santé humaine sont en effet observés dans des endroits où le niveau naturel de dose de rayonnement est élevé.

Ensuite, dans les endroits à niveaux élevés de rayonnement naturel où la population a vécu pendant de nombreuses générations, on suppose qu'une sélection naturelle intensive a eu lieu, conduisant à une diminution de la sensibilité individuelle aux rayonnements. Des expériences sur des rongeurs ont montré que la sélection naturelle sur plusieurs générations peut augmenter le niveau de résistance aux rayonnements dans une population.¹⁵

Conclusion

Le concept de dose équivalente efficace individuelle mis en place par la CIPR et l'UNSCEAR a émergé avant que certaines des principales découvertes sur le fonctionnement des structures cellulaires internes (par exemple le système de réplication de l'ADN) aient été faites, avant que des études aient été réalisées sur diverses réponses complexes des cellules, des tissus, des organes et du corps à différents niveaux de rayonnements, avant de nombreuses découvertes de biophysique et physique des rayonnements ionisants. Donc, ce concept est aujourd'hui la somme de nombreuses petites constructions séparées qui, examinées avec des yeux modernes, ne tiennent pas correctement ensemble.

En résumé, le concept de dose équivalente efficace individuelle est basé sur une série d'arguments qui sont obsolètes et défectueux, aboutissant à des conclusions insoutenables. Même les données utilisées pour arriver à ces conclusions proviennent de sources qui sont parfois peu fiables en raison de contraintes politiques ou historiques. Une nouvelle façon de penser à la sécurité des rayonnements, utilisant les réalités des données modernes et de la science, doit être construite.

Remerciements

J'apprécie profondément l'aide de nombreuses personnes dans la rédaction de ce document et leur participation à des discussions sur les effets des faibles doses avec moi et leurs corrections du projet, parmi lesquelles sont inclus (même si tous ne sont pas d'accord pas avec mes théories): Alfred Korblein, Michael Ferne, Timothy Mousseau, Jan Goddard, Herman Lukashin, Vitaly Boulatov, Viktoria Korogodina, Alyson Katz, Chris Busby, Janette Sherman, Yuri Vinogradov, Vladimir Uglev, Lyudmila Komogortseva, Anthon Korsakov, Natalia Preobrazhenskaya, Michail Mal'ko, Natalia Manzurova, Valery Obsenyuk, Galina Snegereva, et Yuri Hiranuma. J'apprécie particulièrement les efforts des relecteurs pour leurs critiques, Petr Zherdev pour son aide technique et Petr Sharov pour la traduction du texte original en anglais.

Références

- 1 **ICRP** Publication 60: 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. 1st ed. Amsterdam:Elsevier; 1991 Apr 12. Part 1, part 2; 191 p., 207 p.
- 2 **Makhijani A.** The use of reference man in radiation protection standards and guidance with recommendations for change [Internet]. Maryland: Institute for Energy and Environmental Research; 2008 Dec [revised 2009 Apr; cited 2013 Jan 16]. 44 p. Available from: <http://ieer.org/wp/wp-content/uploads/downloads/reports/referenceman.pdf>
- 3 Sources and effects of ionizing radiation: **UNSCEAR 2000 report to the general assembly: with scientific annexes: volume II: effects** [Internet]. Vienna: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; 2000. Annex G: biological effects at low radiation doses; [cited 2013 Jan 10]; [103 p.]. Available from: <http://www.unscear.org/docs/reports/annexg.pdf>
- 4 **Yablokov AV** , Nesterenko VB , Nesterenko AV. Chernobyl: consequences of the catastrophe for people and the environment. *Ann New York Acad Sci [Internet]*. 2009 Dec [cited 2013 Jan 10];1181:1–327. Available from: http://www.tucradio.org/Yablokov_Chernobylbook.pdf
- 5 **Kryshchuk II** , Ryazantsev EP Ecological security of Russian nuclear energy complex. Moscow: Izdat; 2000. 384 p. Russian.
- 6 Scheglov AI. Biogeochemistry of technogenic radionuclides in forest ecosystems. Moscow: Nauka; 1999. 268 p. Russian.
- 7 **Pshenichnikov B.V.** Low doses of radioactive irradiation and radiation sclerosis. Kiev: Soborna Ukraina; 1996. 40 p. Russian.
- 8 **Sinkko K** , Aaltonen H , Mustonen R , Taipale T K , Juutilainen J. Airborne radioactivity in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1987. 42 p. Report No.: STUK— A56.
- 9 **Broda R.** Gamma spectroscopy analysis of hot particles from the Chernobyl fallout. *Acta Physica Polonica [Internet]*. 1986 Nov 13 [cited 2013 Jan 17];B18(10):935–50. Available from: <http://th-www.if.uj.edu.pl/acta/vol18/pdf/v18p0935.pdf>
- 10 **Grodzinsky DM.** General situation of the radiological consequences of the Chernobyl accident in Ukraine [Internet]. In: Imanaka T , editor. Recent research activities about the Chernobyl NPP accident in Belarus, Ukraine and Russia. Kyoto: Kyoto University; 2002 [cited 2013 Jan 17]. p. 18–28. Available from: <http://www.rrl.kyoto-u.ac.jp/NSRG/reports/kr21/kr21pdf/Grodzinsky.pdf>
- 11 **Mazheykete RB.** Results of animal radiosensitivity studies. In: Ilenko AI , editor. Radioecology of Vertebrate. Moscow: Nauka; 1978. p. 171–82. Russian.

- 12 Akyhyra I.** Long Term Health Effect of Radioactive Contamination. *Proceedings of the 2nd ISTC/ SAC Seminar: Large Scale Area Remediation*; 1999 Jun 21 – Jun 25; Snezhinsk. Snezhinsk: VNIITF; 1999. p. 69–75.
- 13 Ilenko AI** , Isaev SI , Ryabtzev IA. Radiosensitivity of some small mammals and the possibility to adapt the rodent populations to anthropogenic contaminated biocenoses by Sr-90. *Radiobiology*. 1974; 14:5–18. Russian.
- 14 Bandazhevsky YI.** Radiocaesium and congenital malformations. 3rd International Conference: Health Effect of the Chernobyl accident: results of 15-years follow-up Studies; 2001 Jun 4 – Jun 8; Kiev. Kiev: *Int J Radiat Med*; 2001. p. 10–11
- 15 Yablokov AV.** Some problems of ecology and radiation safety. *Med radiol radiat safety*. 1998; 43(1):24–9. Russian.
- 16 Yarmonenko SP.** Radiobiology of humans and animals. Moscow: MIR Publishers; 1988. 398 p. Russian.
- 17 Tel'nov AI** , Sotnik NV Relative character of genetic mechanism of different radiosensitivity. *Russian Scientific Conference: medical aspects of radiation and chemical safety*; 2001 Oct 11 – Oct 12; Academy of Military Medicine. St. Petersburg. Abstract. 257 p. Russian.
- 18 Kovalev EE** , Smirnova OA Estimation of radiation risk based on the concept of individual variability of radiosensitivity. Bethesda (MD): Armed Forces Radiobiology Research Institute; 1996. 202 p. Report No.: AFRRRI Contact Report 96-1.
- 19 Platchinda YI.** Application of discriminant analysis in biological dosimeter. *3rd International Conference: medical consequences of the Chernobyl catastrophe: results of 15-years studies*; 2001 Jun 4 – Jun 8; Kiev. Abstracts; p. 271–2. Russian.
- 20 Clement, CH** , editor. ICRP Publication 110: Adult Reference Computational Phantoms; 2009. *Annals of the ICRP* Volume 39, No. 2. Elsevier Science Health Science Division. 165 p.
- 21 Busby C** , with Bertell R , Schmitz-Feuerhake I , Cato MS , Yablokov A , editors. 2010 recommendations of the ECRR: the health effects of exposure to low doses of ionizing radiation [Internet]. Brussels; Green Audit; 2010 [cited 2013 Jan 17]. 248 p. Available from: <http://www.euradcom.org/2011/ecrr2010.pdf>
- 22 Gofman JW.** Preventing breast cancer [Internet]. San Francisco: CNR Books; 1996. Available from: <http://www.ratical.org/radiation/CNR/PBC/>
- 23 Report of the United Nations Scientific Committee** on the effects of atomic radiation 2010: Fifty-seventh session, includes scientific report: Summary of low-dose radiation effects on health [Internet]. New York: United Nations; 2011 [cited 2013 Jan 19]. Available from: http://www.unscear.org/docs/reports/2010/UNSCEAR_2010_Report_M.pdf
- 24 ICRP Publication 60:** 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. 1st ed. Amsterdam:Elsevier; 1991 Apr 12. Parts 1,3.
- 25 Wesley JP.** Background radiation as the cause of fatal congenital malformation. *Int J Radiat Biol [Internet]*. 1960 Jan [cited 2013 Jan 18];2(1):97–118. Available from: http://www.researchgate.net/publication/9723188_Background_radiation_as_the_cause_of_fatal_congenital_malformation
Subscription required to view.
- 26 Astbury A.** Fatal congenital malformations appear to have the same geographical distribution as cancer mortality [Internet]. Vancouver: TRIUMF Publications; 2007 Sep [cited 2013 Jan 17]. 11 p. Available from: <http://publications.triumf.ca/pub/arch07/pp-07-24.pdf>
- 27 Korblein A** , Hoffmann W Background radiation and cancer mortality in Bavaria: an ecological analysis. *Arch Environ Occup Health [Internet]*. 2006 May–Jun [cited 2013 Jan 17];61(3):109–14. Available from: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.3200/AEOH.61.3.109-114> Subscription required to view.
- 28 ICRP Publication 60:** 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. 1st ed. Amsterdam:Elsevier; 1991 Apr 12. Parts 1–3.
- 29 Kendall GM** , Little MP , Wakeford R , Bunch KJ , Miles JC , Vincent TJ , Meara JR , Murphy MF. A record-based case-control study of natural background radiation and the incidence of childhood leukemia and other cancers in Great Britain during 1980–2006. *Leukemia*. 2013 Jan;27(1):3–9. [CrossRef]
- 30 Freire-Maia A** , Krieger H Human genetic studies in areas of high natural radiation-IX: effects on mortality, morbidity and sex ratio. *Health Phys [Internet]*. 1978 Jan [cited 2013 Jan 17];34(1):61–5. Available from: http://journals.lww.com/health-physics/Abstract/1978/01000/Human_Genetic_Studies_in_Areas_of_High_Natural.6.aspx Subscription required to view.
- 31 Veiga LHS** , Koifman S Pattern of cancer mortality in some Brazilian HBRAs [Internet]. In: Sugahara T , Morishima H , Sohrabi M , Sasaki Y , Hayata I , Akiba S , editors. High levels of natural radiation and radon areas: radiation dose and health effects. *Proceedings of the 6th International Conference on High Levels of Natural Radiation and Radon Areas*; 2004 Sep 6 – Sep 10; Osaka. New York: International Congress Series; 2005 Feb [cited 2013 Jan 18]. p. 110–3. Available from: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0531513104016863> Subscription required to view.
- 32 Kochupillai N.** , Verma I. C. , Grewal V. S. and Ramalingaswami V. Down's syndrome and related abnormalities in an area of high background radiation in coastal Kerala. *Nature [Internet]*. 1976 Jul 1 [cited 2013 Jan 17];262:60–1. Available from: <http://www.nature.com/nature/journal/v262/n5563/abs/262060a0.html> Subscription required to view. [CrossRef]
- 33 Kumar PR** , Cheryan VD , Seshadri M. Evaluation of spontaneous DNA damage in lymphocytes of healthy adult individuals from high-level natural radiation areas of Kerala in India. *Radiat Res [Internet]*. 2012 May [cited 2013 Jan 18];177(5):643–50. Available from: <http://www.rjournal.org/doi/abs/10.1667/RR2681.1?journalCode=rare> Subscription required to view.
- 34 Health survey in high background radiation areas in China:** High Background Radiation Research Group, China. *Science*. 1980 Aug 22; 209(4459):877–80.
- 35 Pohl-Ruling J.** The scientific development of a former gold mine near Badgastein, Austria, to the therapeutic facility: thermal gallery. *Environ Int [Internet]*. 1993 [cited 2013 Jan 18];19(5):455–65. Available from: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0160412093902711> Subscription required to view.
- 36 Petrushkina NP** , Koshurnikova NA , Kabirova NP , Kuropatenko ES , Zyrianov AG , Brokhman SE. Child mortality in Snezhinsk and Ozersk cities from the 1974 – 1995: children registry and death rates in young population of the cities of Ozyorsk and Snezhinsk. 2nd ISTC/SAC Seminar: Large Scale Area Remediation; 1999 Jun 21 – Jun 24; Snezhinsk., Moscow: VNIITF; 1998. vol. 3. p. 46–9.
- 37 Arinchin AN** , Avhacheva TV , Gres NA and Slobozhanina EI. 2002. Health status of Belarussian children suffering from the Chernobyl accident: Sixteen years after the catastrophe. In: Imanaka T (Ed). Recent Research Activities about the Chernobyl Accident in Belarus, Ukraine and Russia, KURRI-KR-79 (Kyoto University, Kyoto), pp. 231–240.
- 38 Gould J.** The enemy within: the high cost of living near nuclear reactors. New York: Four Walls Eight Windows; 1996 Jan. 346 p.
- 39 Sakharov AD.** Radioactive Carbon from nuclear explosions and nonthreshold biological Effects. *Sci Global Security [Internet]*. 1990 [cited 2013 Jan 18];1:175–87. Available from: <http://scienceandglobalsecurity.org/archive/sgs01sakharov.pdf>
- 40 Izrael YA.** Radioactive fallout after nuclear explosions and accidents. St. Petersburg: Progress-Pogoda; 1996. 356 p. Russian.
- 41 Busby C.** Wings of death: nuclear pollution and human health. Wales: Green Audit; 1995. 340 p.
- 42 Whyte RK.** First day neonatal mortality since 1935: A re-examination of the cross hypothesis. *Brit Med J*. 1992; 304:343–346.

- 43 Playford K** , Lewis GNJ , Carpenter RC. Radioactive fallout in air and rain: Results to the end of 1990. *Atomic Energy Authority Report no. EE-0362*; DOE/RAS/ 92.015.
- 44 Oftedal P**. Biological low-dose radiation effects. *Mutation Res [Internet]*. 1991 Sep [cited 2013 Jan 18];258(2):191–205. Available from: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/016511109190009K>. Subscription required to view.
- 45 Livingston GK** , Jensen RH , Silberstein EB , Hinnefeld JD , Pratt G , Bigbee WL , Langlois RG , Grant SG , Shukla R. Radiobiological evaluation of immigrants from the vicinity of Chernobyl. *Int J Radiat Biol [Internet]*. 1997 Dec [cited 2013 Jan 17];72(6):703–13. Available from: <http://europepmc.org/abstract/MED/9416793/reload=0;jsessionid=PuBTKujnUf5ldtR9CJOY.18> Subscription required to view
- 46 Rothkamm K** , Loblrich M Evidence for a lack of DNA double-strand break repair in human cells exposed to very low x-ray doses. *Proc Natl Acad Sci USA [Internet]*. 2003 Apr 29 [2013 Jan 18];100(9):5057–62. Available from: <http://www.pnas.org/content/100/9/5057.full.pdf> [CrossRef]
- 47 Cristaldi M** , Ieradi LA , Mascanzoni D , Mattei T. Environmental impact of the Chernobyl accident: mutagenesis in bank voles from Sweden. *Int J Radiat Biol [Internet]*. 1991 Jan [cited 2013 Jan 17];59(1):31–40. Available from: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1671073> Subscription required to view.
- 48 Groncharova RI**. Remote consequences of the Chernobyl disaster: assessment after 13 years. In: Burlakova EB , editor. *Low doses of radiation: are they dangerous?* Huntington (NY): Nova Science Publishers; 2000. p. 288–314.
- 49 Stokke T** , Oftedal P , Pappas A. Effects of small doses of radioactive strontium on the rat bone marrow. *Acta Radiol Ther Phys Biol [Internet]*. 1968 Oct [cited 2013 Jan 18];7(5):321–9. Available from: http://www.researchgate.net/publication/17438520_Effects_of_small_doses_of_radioactive_strontium_on_the_rat_bone_marrow Subscription required to view.
- 50 Sternglass E**. Secret fallout: low level radiation from Hiroshima to Three Mile Island [Internet]. New York: McGraw-Hill; 1981 Mar 1 [cited 2013 Jan 18]. 176 p. Available from: <http://www.ratical.org/radiation/SecretFallout/>
- 51 Stewart AM** , Kneale GW A-bomb survivors: reassessment of the radiation hazard. *Med Conflict Survival [Internet]*. 1999 [cited 2013 Jan 18];15(1):47–56. Available from: http://www.researchgate.net/publication/13080403_A-bomb_survivors_reassessment_of_the_radiation_hazard Subscription required to view.
- 52 Stewart AM** , Kneale GW A-bomb survivors: factors that may lead to a re-assessment of the radiation hazard. *Int J Epidemiol [Internet]*. 2000 Aug [cited 2013 Jan 18]; 29(4):708–14. Available from: <http://ije.oxfordjournals.org/content/29/4/708.full.pdf+html>
- 53 Yablokov AV**. Myth on safety of low doses of radiation. Moscow: Center for Russian Environmental Policy; 2002. 178 p. Russian.
- 54 Bertell R**. No immediate danger: prognosis for a radioactive earth. 1st ed. Summertown (TN): Book Publishing Company; 1985.438 p.