

CEPN

RAPPORT N° 286

PROTECTION RADIOLOGIQUE DES POPULATIONS DANS LES TERRITOIRES CONTAMINES

SYNTHESE DES OUTILS, CONCEPTS ET METHODES ELABORES DANS LE PROJET ETHOS

S. LEPICARD, J. LOCHARD, T. SCHNEIDER

Novembre 2004

**Contrat CEPN C.629
Commande IRSN n°DE0/31001041**

SIEGE SOCIAL ET ADMINISTRATIF :

ROUTE DU PANORAMA BP 48 F-92263 FONTENAY AUX ROSES CEDEX

TÉL : +33 1 58 35 74 67 FAX : +33 1 40 84 90 34

E-MAIL : sec@cepn.asso.fr WEB : <http://www.cepn.asso.fr/>

ASSOCIATION DECLAREE CONFORMEMENT A LA LOI DU 1 JUILLET 1901 SIRET : 310 071 477 00031 N° DE TVA : FR60310071477

SOMMAIRE

RESUME		vii
INTRODUCTION		1
1. DISPOSITIF DE MESURE ET D'INFORMATION SUR LA SITUATION RADIOLOGIQUE		3
1.1 Fondements méthodologiques		3
1.1.1 S'orienter par rapport à un environnement contaminé		3
1.1.2 Grandeurs physiques associées aux différentes voies d'exposition		4
1.1.3 Conditions pour une mesure opérationnelle		5
1.2 Base commune d'informations sur la situation radiologique		6
1.2.1 Débits de dose ambiants		6
1.2.2 Niveau de contamination des aliments		7
1.2.3 Niveau de contamination de l'organisme		8
1.3 Modalités de mise en forme, de traitement et d'échange des informations		9
1.3.1 Restitution et conservation des résultats individuels		9
1.3.2 Synthèse et utilisation dans une approche statistique		11
1.3.3 Carnet individuel de situation radiologique		13
2. ARTICULATION DES ACTIONS INDIVIDUELLES ET PUBLIQUES DANS LES STRATEGIES D'AMELIORATION		15
2.1 Pilotage de la qualité des produits locaux : cas du lait		15
2.1.1 Cartes locales de la qualité des produits alimentaires et identification des problèmes posés par le lait		15
2.1.2 Identification des situations individuelles critiques		17
2.1.3 Rôle des pouvoirs publics dans les stratégies possibles d'amélioration		19
2.1.4 Pilotage individuel et collectif		21

2.2	Protection des enfants : suivi familial de l'exposition interne	24
2.2.1	Mise en perspective des informations sur la situation radiologique	24
2.2.2	Identification des situations individuelles critiques	31
2.2.3	Rôle du système de santé	31
2.2.4	Pilotage individuel et collectif : les échelles de référence et le carnet individuel de suivi radiologique	32
3.	LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS ISSUS DES ACTIVITES DOMESTIQUES	37
3.1	Emergence d'une demande sociale	37
3.2	Evaluation de la situation par les acteurs locaux	37
3.3	Pistes de recherche pour la gestion des cendres	39
	CONCLUSION	41
	REFERENCES	43
ANNEXE 1	ELEMENTS METHODOLOGIQUES ISSUS DU PROJET ETHOS	45
ANNEXE 2	CARTES DE LA QUALITE DES ALIMENTS DANS TROIS VILLAGES EN BIELORUSSIE	49
ANNEXE 3	MODELE DE CALCUL DES CORRESPONDANCES ENTRE LES MESURES ANTHROPOGAMMAMETRIQUES ET L'INGESTION DE ¹³⁷CS	51

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Voies d'exposition et grandeurs mesurables	5
Tableau 2.	Informations individuelles relatives aux mesures de débits de dose ambiants	9
Tableau 3.	Informations individuelles relatives aux mesures de contamination des aliments	11
Tableau 4.	Informations individuelles relatives aux mesures de contamination de l'organisme	11
Tableau 5.	Carte de la qualité des produits du village de Bélaoucha sur la période 2000-2001 (source ETHOS, Biélorussie)	12
Tableau 6.	Présentation des résultats dans une approche statistique	13
Tableau 7.	Radioactivité ingérée par jour selon le type et la provenance des aliments	16
Tableau 8.	Contamination du lait par village (données ETHOS)	17
Tableau 9.	Données d'entrée : recueil des résultats de mesures anthropogammamétriques de l'enfant Alexeï	27
Tableau 10.	Résultats d'interprétation des anthropogammamétries de l'enfant Alexeï	27
Tableau 11.	Différentes interprétations de l'anthropogammamétrie du 1/01/98	30
Tableau 12.	Aliments mesurés dans le village de Térébéjov (année 2001 - Données ETHOS)	49
Tableau 13.	Aliments mesurés dans le village de Bélaoucha (années 2000-2001 - Données ETHOS)	50
Tableau 14.	Aliments mesurés dans le village d'Olmany (années 1997-1998 - Données ETHOS)	50
Tableau 15.	Données biocinétiques pour le césium, d'après la CIPR Publication 56	53
Tableau 16.	Fréquences optimales des mesures anthropogammamétriques pour différentes catégories d'âge	62
Tableau 17.	Facteurs de dose efficace engagée après ingestion en fonction de l'âge, en Sv.Bq⁻¹	62

Tableau 18.	Doses et quantités ingérées : valeurs pré-calculées pour un enfant 1-5 ans	63
Tableau 19.	Doses et quantités ingérées : valeurs pré-calculées pour un enfant 5-10 ans	63
Tableau 20.	Doses et quantités ingérées : valeurs pré-calculées pour un enfant 10-15 ans	64
Tableau 21.	Doses et quantités ingérées : valeurs pré-calculées pour un adulte >15 ans	64

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Éléments méthodologiques pour s'orienter par rapport à la contamination de l'environnement	4
Figure 2.	Exemple de plan de maison avec mesures de débits de dose ambiants reportés (source ETHOS, Biélorussie)	10
Figure 3.	Présentation des résultats de mesures individuelles à l'échelle d'un village (Olmany, hiver 1997/98)	18
Figure 4.	Présentation des résultats de mesures à l'échelle d'un village (Olmany, été 1997)	20
Figure 5.	Articulation des niveaux d'action individuels et collectifs	22
Figure 6.	Interprétation des mesures anthropogammamétriques de l'enfant Alexeï	28
Figure 7.	Echelle de pilotage pour l'irradiation externe	33
Figure 8.	Articulation famille/médecin et rôle du carnet individuel de suivi radiologique	35
Figure 9.	Principe schématique du calcul de l'impact radiologique des cendres épandues dans les jardins	39
Figure 10.	Evolution de la radioactivité du corps entier après une ingestion unique de 10 000 Bq de ¹³⁷Cs	53
Figure 11.	Quantité totale de césium ingérée correspondant à une mesure de 1 Bq dans le corps entier - cas d'un jeune enfant	55
Figure 12.	Quantité totale de césium ingérée correspondant à une mesure de 1 Bq dans le corps entier - cas d'un enfant	55
Figure 13.	Quantité totale de césium ingérée correspondant à une mesure de 1 Bq dans le corps entier - cas d'un adolescent	56
Figure 14.	Quantité totale de césium ingérée correspondant à une mesure de 1 Bq dans le corps entier - cas d'un adulte	56
Figure 15.	Accumulation progressive du césium dans le corps entier pour une ingestion continue et constante de 1 Bq/jour et valeurs relevées à l'équilibre	58

Figure 16.	Correspondances à l'équilibre entre les mesures anthropogammamétriques et une ingestion de césium continue et constante	58
Figure 17.	Erreur relative sur les valeurs de correspondance [anthropo ↔ césium ingéré] associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion et à l'hypothèse d'équilibre - cas des jeunes enfants	60
Figure 18.	Erreur relative sur les valeurs de correspondance [anthropo ↔ césium ingéré] associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion et à l'hypothèse d'équilibre - cas des enfants	60
Figure 19.	Erreur relative sur les valeurs de correspondance [anthropo ↔ césium ingéré] associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion et à l'hypothèse d'équilibre - cas des adolescents	61
Figure 20.	Erreur relative sur les valeurs de correspondance [anthropo ↔ césium ingéré] associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion et à l'hypothèse d'équilibre - cas des adultes	61

RESUME

L'expérience du projet ETHOS en Biélorussie (1996-2001) a montré que l'implication directe de l'ensemble des acteurs locaux (population, professionnels, autorités) dans la gestion des problèmes posés par une contamination durable de l'environnement, quel que soit le niveau de contamination observé, était non seulement faisable mais nécessaire dans une perspective de réhabilitation durable des conditions de vie des populations vivant dans des territoires contaminés. Cette implication requiert une base que l'on peut appeler « culture radiologique pratique », c'est-à-dire un ensemble de concepts, de méthodologies, d'outils et d'informations pratiques susceptibles d'être partagés par tous les acteurs concernés. Ce rapport s'attache principalement à la question de la mesure de la radioactivité de l'environnement et des personnes et des modalités de sa réalisation : organisation de dispositifs de mesure pluralistes, restitution des mesures aux demandeurs, mise en forme et exploitation des résultats de mesures par les différents acteurs pour une contribution efficace à l'élaboration de stratégies de développement adaptées à un environnement contaminé. Un accent particulier est mis sur la question de l'articulation entre les actions individuelles et collectives, condition permettant de garantir le respect des attentes et des niveaux de responsabilité de chacun dans le « pilotage » local et national de la situation. Les outils conceptuels, méthodologiques et pratiques pour la protection radiologique des populations qui sont présentés dans ce rapport, sont illustrés par plusieurs actions mises en oeuvre dans le cadre du projet ETHOS, comme la gestion de la qualité radiologique du lait issu de la production privée, le suivi familial de la contamination interne des enfants et enfin la gestion des déchets radioactifs issus des activités domestiques.

INTRODUCTION

Face à une contamination durable de l'environnement, la première réponse qui est apportée par les Pouvoirs Publics est de nature collective : comment protéger la population ? quels moyens mettre en œuvre pour réduire l'impact de la contamination radioactive ? quelles organisations mettre en place pour prendre en charge la gestion des diverses conséquences ?

Bien-sûr, cette organisation de la collectivité est indispensable. Cependant, elle tend généralement à mettre à l'écart le fait que la radioactivité, lorsqu'elle fait irruption dans l'environnement, vient immédiatement atteindre la sphère privée et place ainsi chaque individu face à une nouvelle responsabilité : celle d'évaluer et de maintenir ses expositions et celles de ses proches aussi bas que raisonnablement possible. Or, pour pouvoir faire face à cette nouvelle responsabilité, il est indispensable que les Pouvoirs Publics mettent en place des dispositifs permettant à chaque personne d'une part, d'acquérir les moyens nécessaires (en termes de culture radiologique, information, moyens matériels...) pour pouvoir contribuer elle-même à sa propre protection et, d'autre part, de pouvoir être partie prenante dans les processus de décision concernant sa protection et celle des générations à venir.

Cette dimension de responsabilité individuelle va même au-delà de la simple contrainte d'évaluer et de « gérer » les expositions qui résultent d'un événement extérieur à soi, mais aussi de gérer la capacité nouvelle de générer soi-même de la contamination à travers ses activités quotidiennes, par des processus de re-concentration ou de transfert de radioactivité. Devenu non seulement « acteur par nécessité » de sa protection radiologique, chaque membre du public est également impliqué dans une co-gestion de la contamination et des expositions qui en résultent.

Une telle évolution nécessite pour l'ensemble de la population - membres du public et professionnels - de s'approprier les éléments d'une « culture radiologique pratique » telle qu'elle a été définie dans l'expérience du projet ETHOS. Cette appropriation a deux visées, sur les plans individuel et collectif : le maintien de la vigilance à l'égard

des expositions radiologiques et la participation active à la protection radiologique de soi-même et des générations à venir.

Pour être mise en œuvre, elle nécessite premièrement un dispositif opérationnel de mesure pour le suivi radiologique. L'objectif de ce dispositif est de donner à chacun les moyens d'évaluer la situation et de mettre en œuvre la vigilance à l'égard des expositions radiologiques, autrement dit, de « s'orienter » par rapport à un environnement contaminé. Deuxièmement, elle requiert des moyens spécifiques d'actions individuelles et collectives afin de permettre à chacun d'agir sur la situation. A ce niveau, l'articulation individuel/collectif est essentielle pour garantir le respect des attentes et des niveaux de responsabilité de chacun. Cette articulation peut être réalisée à travers des lieux d'échange et de dialogue entre les différents acteurs concernés de la société.

Ce document présente dans la première partie les fondements et les modalités de fonctionnement d'un dispositif opérationnel de mesure et d'information sur la situation radiologique. Dans la deuxième partie, la nécessaire articulation des actions individuelles et publiques dans les stratégies d'amélioration est étudiée à travers deux exemples pratiques tirés de l'expérience ETHOS : le pilotage de la qualité radiologique des produits alimentaires locaux et le suivi familial de l'exposition radiologique des enfants. Enfin la troisième partie traite la question particulière de la protection à long terme de l'environnement à travers le cas de la gestion des déchets radioactifs issus des activités domestiques.

1. DISPOSITIF DE MESURE ET D'INFORMATION SUR LA SITUATION RADIOLOGIQUE

1.1 Fondements méthodologiques

1.1.1 S'orienter par rapport à un environnement contaminé

Le concept de système d'information opérationnel pour le suivi radiologique, élaboré dans le cadre de l'expérience ETHOS en Biélorussie (voir Annexe 1), vise à répondre au besoin de l'ensemble des acteurs de la société de pouvoir s'orienter par rapport à un environnement contaminé, c'est-à-dire pouvoir relever à tout moment des indicateurs de contamination de l'environnement et des personnes, et les analyser dans une perspective d'amélioration individuelle ou collective.

Ce concept s'appuie en premier lieu sur la mesure des grandeurs physiques caractéristiques de la radioactivité, qui traduisent soit l'état de contamination de l'environnement ou de l'organisme - la quantité de radioactivité -, soit les effets sur l'organisme de l'exposition à cette contamination - la dose reçue. Toutes les grandeurs physiques relatives à la radioactivité ne sont appréhendables qu'au moyen d'équipements de mesure et de procédures spécifiques. Certaines mesures relativement simples peuvent être réalisées directement par les membres du public, alors que d'autres font appel à des personnels qualifiés.

Néanmoins, la capacité de s'orienter par rapport à un environnement contaminé ne se réduit pas seulement à la mesure des grandeurs physiques précédemment citées. Il s'agit aussi d'être capable de donner un sens à cette mesure. Sur le plan individuel, ce sens s'appréhende tout d'abord en donnant à chaque personne les moyens de comparer le résultat obtenu à d'autres indicateurs. Ces indicateurs peuvent être des mesures du même type effectuées antérieurement par la même personne - suivi de l'évolution historique - ou effectuées par d'autres personnes vivant dans un environnement comparable - mise en perspective avec d'autres situations ou comparaison avec des situations de référence. Ces mesures peuvent également être mises en regard avec des mesures d'un autre type, comme par exemple des mesures de contamination de

l'organisme avec des mesures de contamination des aliments de la même personne (voir Figure 1).

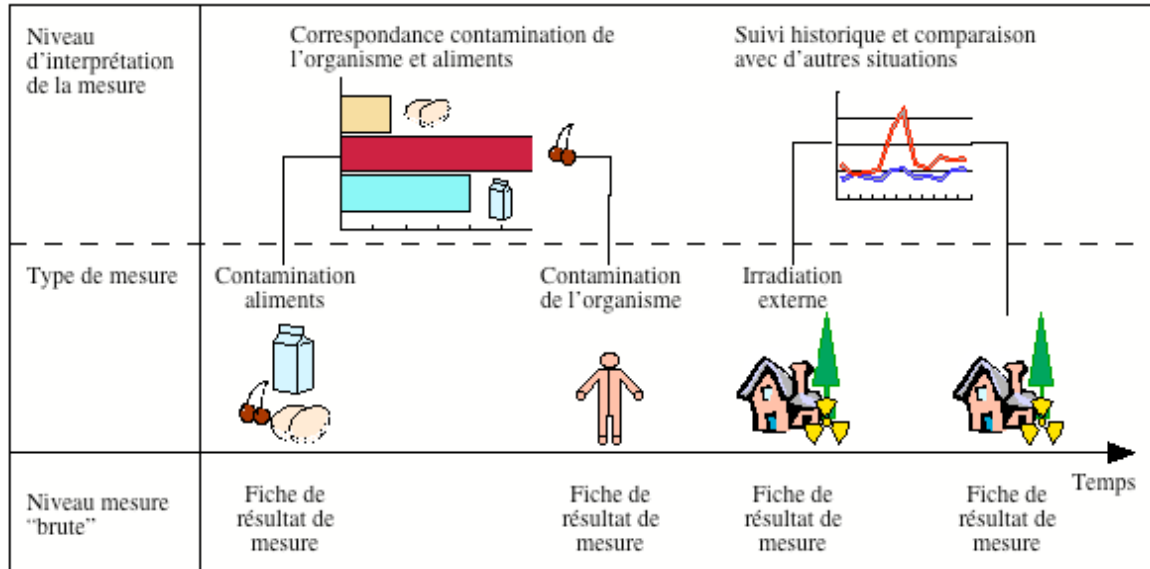


Figure 1. Éléments méthodologiques pour s'orienter par rapport à la contamination de l'environnement

1.1.2 Grandeurs physiques associées aux différentes voies d'exposition

Les principales voies d'exposition des personnes dans un environnement contaminé sont :

- l'exposition externe par irradiation,
- l'exposition interne par ingestion,
- l'exposition interne par inhalation.

La manière d'appréhender ces différentes voies est spécifique à chacune. Le niveau d'irradiation peut se mesurer directement pendant l'exposition. En revanche, l'exposition interne par ingestion ou par inhalation ne se « mesure » pas facilement directement. Elle nécessite de mesurer dans un premier temps la quantité de radioactivité présente dans l'organisme à un instant donné et, dans un deuxième temps, à l'aide de modèles de calcul, de reconstituer *a posteriori* les quantités précédemment incorporées par l'organisme, par ingestion ou par inhalation, et d'en déduire

l'exposition qui en résulte - la dose. Une telle reconstitution est impossible dans le cas de l'exposition externe.

Tableau 1. Voies d'exposition et grandeurs mesurables

Voie d'exposition	Grandeur mesurable	Grandeur calculée (par modèle)	Résultat final
Externe par irradiation	Débit de dose ambiant		Dose
Interne par ingestion	Contamination des aliments	Quantité absorbée par l'organisme	
	Contamination présente dans l'organisme		
Interne par inhalation	Contamination de l'air inhalé	Quantité absorbée par l'organisme	
	Contamination présente dans l'organisme		

On s'aperçoit au vu du Tableau 1 que les grandeurs mesurables sont le débit de dose ambiant et le niveau de contamination des aliments et de l'organisme. Les appareils et les unités de mesure sont différents selon la grandeur considérée.

1.1.3 Conditions pour une mesure opérationnelle

Pour être opérationnel, le dispositif de mesure et d'information radiologique doit permettre en premier lieu de fournir des éléments quantitatifs sur l'état de contamination de l'environnement et des personnes de manière rapide et fiable. Le besoin de rapidité dans l'obtention du résultat de mesure tient en ce que « *nous mesurons ce que nous mangeons* », et que pour prendre des décisions efficaces sur le plan de la protection radiologique et de la santé qui en découle, la personne doit être en mesure d'agir rapidement à partir des informations acquises à l'instant présent. La fiabilité des résultats repose à la fois sur un contrôle et une maintenance réguliers des équipements, de même que sur la cohérence des modes de traitement et de restitution des résultats (unités, présentation).

Par ailleurs, le pluralisme des mesures renforce la fiabilité de l'évaluation de la situation radiologique, en ce sens que différentes sources de mesures indépendantes les unes des autres permettent de comparer les résultats et de conforter la confiance des acteurs dans la qualité des mesures.

1.2 Base commune d'informations sur la situation radiologique

Une base commune d'informations sur la situation radiologique, nécessaire au développement d'une culture radiologique pratique, peut déjà être constituée à partir de trois grandeurs physiques seulement : le débit de dose ambiant, le niveau de contamination des aliments et le niveau de contamination de l'organisme.

1.2.1 Débits de dose ambiants

L'exposition externe par irradiation provient des rayonnements émis par les particules radioactives à distance de la personne. Cette exposition se mesure en « débits de dose ambiants ». Le débit de dose mesuré à un endroit prend en compte toutes les contributions : la part « naturelle » - rayonnements cosmique et tellurique - et la part provenant de la contamination « artificielle » de l'environnement.

Le débit de dose ambiant est un indicateur de la « propreté » des lieux de vie. La présence de contamination radioactive à certains endroits se traduit par un débit de dose ambiant plus élevé à ces endroits¹.

Aujourd'hui la mesure des débits de dose ambiants s'effectue de manière relativement facile à l'aide de radiamètres électroniques².

¹ Dans les limites de sensibilité des appareils utilisés pour la mesure.

² Dans une diode silicium, les rayonnements provoquent des dépôts de charge qui sont transformés en impulsions électriques, et converties en équivalent de dose. Ils sont sensibles aux rayonnements X, gamma et bêta, mais sont encore peu sensibles pour des rayons de faible énergie (moins de 50 keV).



Radiamètre « de poche »



Mère de famille effectuant des mesures d'irradiation externe dans un poêle à bois [photo ETHOS, Biélorussie]

La mesure du débit de dose est instantanée à l'endroit où le radiamètre est placé. L'unité est généralement le micro-sievert par heure ($\mu\text{Sv/h}$ ou $\mu\text{Sv.h}^{-1}$).

1.2.2 Niveau de contamination des aliments

La mesure de la contamination des aliments s'effectue à l'aide de radiamètres intégrés à un récipient qui contient les produits à mesurer. Le récipient est entouré d'un blindage en plomb afin de ne pas prendre en compte l'irradiation externe « ambiante ».



Appareil de mesure de la contamination des aliments en Biélorussie



Véhicule équipé pour la mesure en France

La quantité d'aliments nécessaire pour une mesure est de l'ordre d'un demi-litre à un litre. La mesure prend quelques minutes environ, temps nécessaire pour le radiamètre de

« compter » suffisamment de rayonnements pour que la mesure soit suffisamment précise³.

Le résultat final de la mesure est alors généralement exprimé en becquerel par kilogramme (Bq.kg^{-1}) ou en becquerel par litre (Bq.L^{-1}).

1.2.3 Niveau de contamination de l'organisme

La mesure de la contamination de l'organisme s'effectue à l'aide de radiamètres intégrés à une structure enveloppant le corps qui peut être par exemple un caisson (position debout ou allongée) ou un siège. La structure contient plusieurs capteurs protégés par un blindage afin de se prémunir au maximum contre l'irradiation externe « ambiante ». Ces appareils sont plus communément appelés « anthropogammamètres », ou « whole body counters » en anglais.



Anthropogammamètre « caisson » - position debout



« Siège » intégré dans un véhicule équipé pour la mesure en France

La mesure prend plusieurs minutes. Les résultats sont généralement exprimés en nombre total de becquerels dans le corps (Bq) ou en becquerel par kilogramme (Bq.kg^{-1}).

³ Le temps de « comptage » nécessaire est d'autant plus long que le niveau de contamination des produits est faible.

1.3 Modalités de mise en forme, de traitement et d'échange des informations

1.3.1 Restitution et conservation des résultats individuels

Les résultats des mesures radiologiques (irradiation externe, contamination des aliments et contamination de l'organisme) sont autant d'éléments de caractérisation d'une situation individuelle - et familiale - à un moment donné, et il est important que ces éléments puissent être conservés par les personnes concernées.

Pour les mesures d'irradiation externe, cette conservation de l'information est rendue simple par le fait que ces mesures ont pu être effectuées par l'intéressé lui-même. Il peut donc s'agir de conserver un plan succinct de l'environnement (maison, jardin, lieu de travail) sur lequel sont directement reportés les débits de dose ambiants en différents endroits.

Tableau 2. Informations individuelles relatives aux mesures de débits de dose ambiants

Nom de Famille	Adresse :	
Date de la mesure	Lieu	Débit de dose mesuré en $\mu\text{Sv}/\text{heure}$

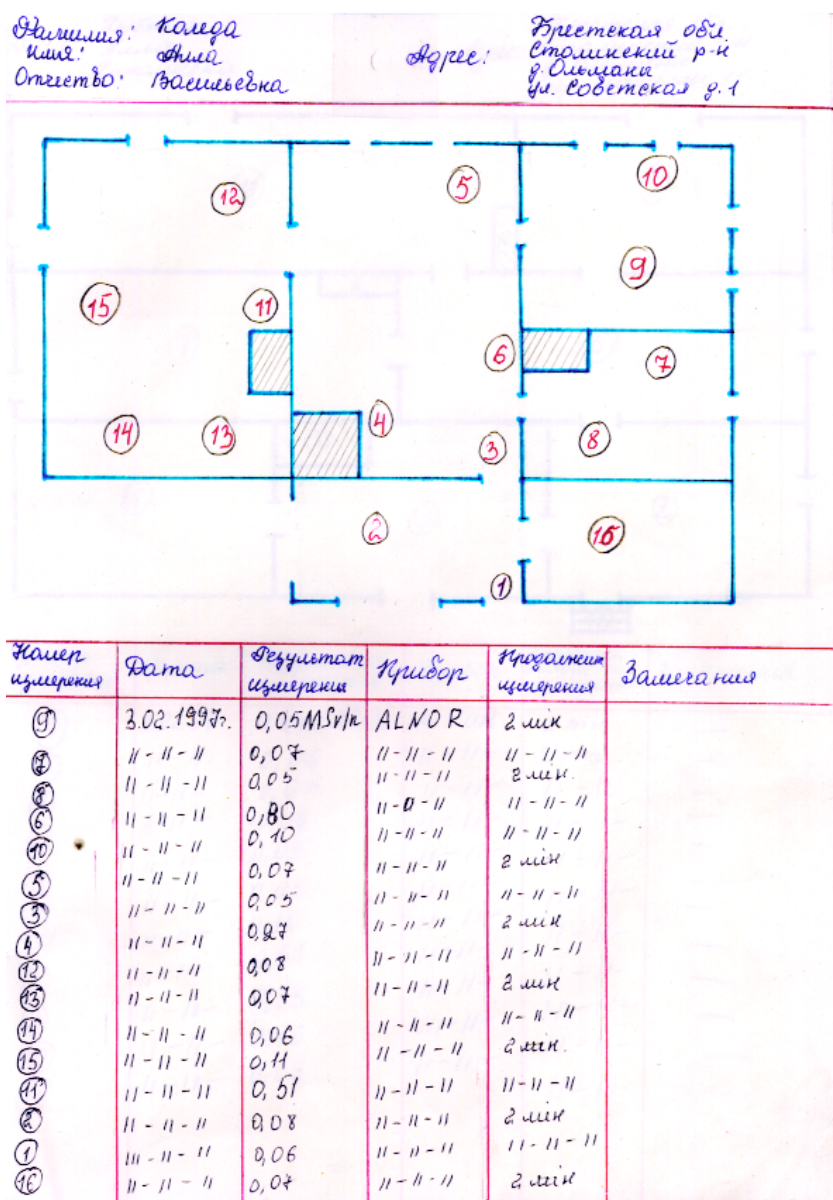


Figure 2. Exemple de plan de maison avec mesures de débits de dose ambiants reportés (source ETHOS, Biélorussie)

Pour les mesures de contamination des aliments, il convient d'envisager une fiche de résultats, remise à l'intéressé par la personne chargée de la mesure. Cette fiche peut contenir les résultats des mesures individuelles effectuées, ainsi qu'un récapitulatif des résultats individuels précédents et une mise en perspective avec des informations de nature collective - comparatifs de la qualité des produits à l'échelle d'un village ou d'une région par exemple.

Tableau 3. Informations individuelles relatives aux mesures de contamination des aliments

Nom de Famille	Adresse :	
Date de la mesure	Produit	Contamination mesurée en Bq/L ou Bq/kg

Pour les mesures de contamination de l'organisme, il convient d'envisager aussi une fiche de résultats, remise à l'intéressé lors de la mesure, qui récapitule de la même manière que pour les aliments, les résultats précédents et une éventuelle mise en perspective avec des informations de nature collective.

Tableau 4. Informations individuelles relatives aux mesures de contamination de l'organisme

Nom de Famille	Adresse :		
Date de la mesure	Poids de la personne	Age	Contamination mesurée en Bq ou Bq/kg

1.3.2 Synthèse et utilisation dans une approche statistique

Outre l'utilisation individuelle, les résultats des mesures tels que décrits dans le chapitre précédent peuvent présenter un intérêt en terme de vision plus globale de la situation radiologique sur le plan de la collectivité. L'objectif n'est pas ici de relever de façon exhaustive toutes les analyses statistiques qui peuvent être conduites à des fins de recherche scientifique, mais d'identifier quelques modes d'analyse et de présentation des informations radiologiques qui se sont révélés utiles, tant à la population qu'aux responsables locaux et nationaux, dans le cadre du projet ETHOS en Biélorussie.

En ce qui concerne les débits de dose ambiants, les résultats des mesures individuelles (familiales) peuvent être agrégés à un niveau local (village, ville), voire régional, afin de donner une vision plus large de la qualité de l'environnement sur le plan radiologique à ces différentes échelles. Cela peut donner lieu par exemple à une représentation cartographique, qui permet ensuite à chaque famille de situer sa propre situation par rapport au proche environnement. Cette cartographie peut être ensuite mise en perspective avec des cartes de dépôt de radioactivité au sol par exemple.

De façon similaire, les niveaux de contamination des aliments mesurés sur le plan individuel peuvent être agrégés à un niveau local (village, ville) ou régional, en regroupant par exemple les aliments par catégories, des plus sensibles au moins sensibles en termes de niveaux de contamination. Cela peut aussi se traduire par une sorte de cartographie de la qualité des aliments sur le plan radiologique qui permet encore à chaque personne de situer sa propre situation par rapport à son proche environnement géographique.

Tableau 5. Carte de la qualité des produits du village de Bélaoucha sur la période 2000-2001 (source ETHOS, Biélorussie)

Produit	Nb mesures	Contamination ¹³⁷ Cs (Bq/kg)		
		Minimum	Maximum	Moyenne
Sensibles				
Lait	322	0	466	35
Champignons secs	4	1800	36222	12016
Champignons frais	20	36	1160	411
Myrtilles	13	98	375	223
Canneberges	11	30	1617	293
Peu sensibles				
Carottes	6	0	37	11
Viande	1	56	56	56
Pomme de terre	52	0	43	16

S'agissant des résultats des mesures de contamination de l'organisme, là encore une approche statistique par localité ou par région permet d'obtenir une vision globale de la situation radiologique, et peut ainsi contribuer au suivi sanitaire ou épidémiologique d'une population.

Tableau 6. Présentation des résultats dans une approche statistique

Type de mesure	Apports de l'approche statistique		Forme
	Au plan individuel	Au plan de la collectivité	
Débits de dose ambiants	<ul style="list-style-type: none"> • Se situer par rapport au voisinage • Suivre l'évolution temporelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Indicateur de qualité d'un territoire en termes radiologiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Cartographie des débits de dose • Graphiques d'évolution temporelle
Contamination des aliments	<ul style="list-style-type: none"> • Se situer par rapport à des situations proches • Suivre l'évolution temporelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Indicateur de qualité d'un territoire en termes de production agricole 	<ul style="list-style-type: none"> • « Carte » des aliments - classement par niveau de sensibilité à la contamination • Graphiques d'évolution temporelle
Contamination de l'organisme	<ul style="list-style-type: none"> • Se situer par rapport à des situations proches • Suivre l'évolution temporelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Indicateur de qualité d'un territoire en termes radiologiques • Contribution au suivi épidémiologique et sanitaire d'une population 	<ul style="list-style-type: none"> • Suivi radiologique d'une population • Graphiques d'évolution temporelle

1.3.3 Carnet individuel de situation radiologique

Le concept de carnet individuel de situation radiologique a émergé de la volonté de concilier le besoin d'une restitution individuelle instantanée des résultats de mesure avec des éléments pratiques d'analyse et d'interprétation de ces résultats, accessibles par chaque personne et permettant un dialogue constructif avec les autres acteurs de la société, et en particulier avec les médecins.

A l'instar d'un « carnet de santé » classique, ce carnet individuel de situation radiologique permet de reporter systématiquement toutes les mesures radiologiques concernant son détenteur : débits de dose, contamination des aliments et anthropogammamétries. Il contient par ailleurs des éléments pratiques de compréhension : définitions des unités, principes généraux, ainsi que des indications de

références concernant les aspects réglementaires et des situations pouvant servir de « point de repères ».

2. ARTICULATION DES ACTIONS INDIVIDUELLES ET PUBLIQUES DANS LES STRATEGIES D'AMELIORATION

2.1 Pilotage de la qualité des produits locaux : cas du lait

2.1.1 Cartes locales de la qualité des produits alimentaires et identification des problèmes posés par le lait

Un élément important du projet ETHOS a été de réaliser des « cartes de la qualité des produits », village par village. Ces « cartes », élaborées à partir des résultats de mesures de contamination effectuées par les postes de mesure locaux, présentent les résultats classés en deux catégories de produits : une catégorie « sensible » à la contamination et une autre catégorie « peu sensible ». La première catégorie regroupe tous les produits dont les niveaux de contamination sont, soit très élevés, soit variant considérablement d'une mesure à l'autre. La seconde catégorie correspond aux produits dont le niveau de contamination varie peu, et se situe à des niveaux relativement faibles, en dessous des limites réglementaires. Des exemples de telles « cartes » sont donnés dans l'Annexe 2 pour trois villages concernés par le projet ETHOS.

L'intérêt de ces cartes est double. D'une part, elles permettent à chaque personne de situer immédiatement sa mesure par rapport à son environnement proche. D'autre part, elles peuvent servir à identifier les aliments critiques pour une famille, et à préciser les marges de manœuvre possibles localement, notamment en termes d'aliments de substitution moins contaminés.

En guise d'illustration, le Tableau 7 présente les quantités de radioactivité ingérées en une journée par un enfant, calculées à partir de sa ration alimentaire et de la « carte » des produits dans son village (d'après les données du projet ETHOS). Les calculs sont présentés pour les niveaux de contamination maximaux et minimaux rencontrés dans ce village. Par ailleurs, une variante concernant l'ajout de champignons à la soupe de légumes et le remplacement des pommes par des canneberges dans la compote, est présentée.

Tableau 7. Radioactivité ingérée par jour selon le type et la provenance des aliments

Produit	Grammes	Contamination maximale		Contamination minimale	
		Bq/kg	Bq ingérés	Bq/kg	Bq ingérés
Pain	250	0	0	0	0
Beurre	10	0	0	0	0
Potage légumes potager	300	79	23,7	5	1,5
Viande	100	328	32,8	63	6,3
Compote pommes	350	0	0	0	0
Choucroute	300	176	52,8	15	4,5
Lapin	100	0	0	0	0
Pommes de terre	100	79	7,9	5	0,5
Lait au cacao	100	1880	188	8	0,8
		Total	305,2	Total	13,6

Variante consistant à remplacer les produits du potager par des produits de la forêt (compote de canneberges à la place de la compote de pommes et ajout de champignons dans la soupe de légumes)

Potage avec 50g champignons	50	8538	426,9	280	14
Compote canneberges	200	1240	248	44	8,8
		Total	980,1	Total	36,4

Cet exemple révèle la forte variabilité de l'exposition par ingestion, liée au choix des aliments constituant la ration alimentaire et à leur provenance (qui influe sur leur qualité radiologique). Ainsi le remplacement des canneberges par des pommes et le retrait des champignons de la soupe peut réduire de près de deux tiers la quantité de radioactivité ingérée au cours de la journée. Le choix de la provenance des aliments peut modifier lui, d'un facteur 30 la quantité de radioactivité ingérée au cours de la journée.

Cet exemple révèle par ailleurs la contribution du lait à l'exposition radiologique. Cette contribution peut être relativement élevée dans certains cas (jusqu'à 60% de l'exposition totale dans le cas de la contamination maximale des produits).

Il convient de noter que le lait figure en Biélorussie parmi les aliments de base du régime alimentaire de la population rurale, et ce de manière encore plus marquée pour les enfants. Après l'accident de Tchernobyl, la contamination des pâturages en ^{137}Cs a

conduit le lait à devenir l'une des principales sources d'exposition radiologique. En raison de la très grande difficulté rencontrée par les pouvoirs publics pour gérer la qualité radiologique de la production privée de lait, ceux-ci ont essayé de réduire la consommation de lait contaminé en réquisitionnant toutes les vaches privées et en invitant les familles à acheter du lait non contaminé dans les magasins.

Cependant, la crise économique qui a suivi l'effondrement de l'URSS a contribué à réduire encore les ressources des familles qui, pour faire face aux besoins alimentaires de base, ont progressivement de nouveau élevé des vaches laitières. Le problème de la contamination radiologique du lait s'est donc posé de nouveau avec acuité, avec deux aspects essentiels. D'une part, pour des raisons économiques, les familles ne disposent pas des revenus suffisants pour pouvoir acheter du lait non contaminé dans les magasins et doivent donc compter sur leur production privée (et souvent contaminée) et, d'autre part, bon nombre d'entre elles qui souhaiteraient pouvoir augmenter leurs revenus en commercialisant le surplus de lait, ne peuvent le faire en raison de sa mauvaise qualité radiologique, souvent au-dessus des limites autorisées pour la vente sur le marché.

Le Tableau 8 présente les résultats de mesures du lait dans trois villages en Biélorussie (mesures effectuées entre 1997 et 2001). Ces résultats donnent une image globale de la situation pour ces villages. Toutefois ils ne permettent pas une analyse précise des situations individuelles.

Tableau 8. Contamination du lait par village (données ETHOS)

Village	Nb mesures	Minimum	Maximum	Moyenne
Térébéjov	246	1	79	23
Bélaoucha	322	0	466	35
Olmany	1 194	8	1 880	176

2.1.2 Identification des situations individuelles critiques

Les informations concernant des résultats de mesures individuelles permettent d'identifier des situations critiques à l'échelle d'un foyer. Dans une telle démarche, le

mode de présentation des résultats joue un rôle déterminant dans la compréhension et l'utilisation de ces informations. Ainsi la Figure 3 illustre-t-elle une manière de représenter les résultats des mesures de lait réalisées à l'échelle d'un village (Olmany), pendant une saison de production de lait d'hiver (hiver 1997/98). Les points alignés verticalement correspondent aux mesures d'un même foyer. Les deux foyers mis en évidence à l'aide d'un trait vertical et dont les points correspondants ont été colorés respectivement en rouge et en vert présentent des résultats très variables au cours de la période d'hiver considérée, certains étant parfois très élevés. Une information complémentaire a été ajoutée à ce graphique : il s'agit respectivement de la limite réglementaire pour la consommation directe du lait et de la limite réglementaire pour sa vente en vue d'une transformation⁴ (rachat par l'usine de transformation régionale).

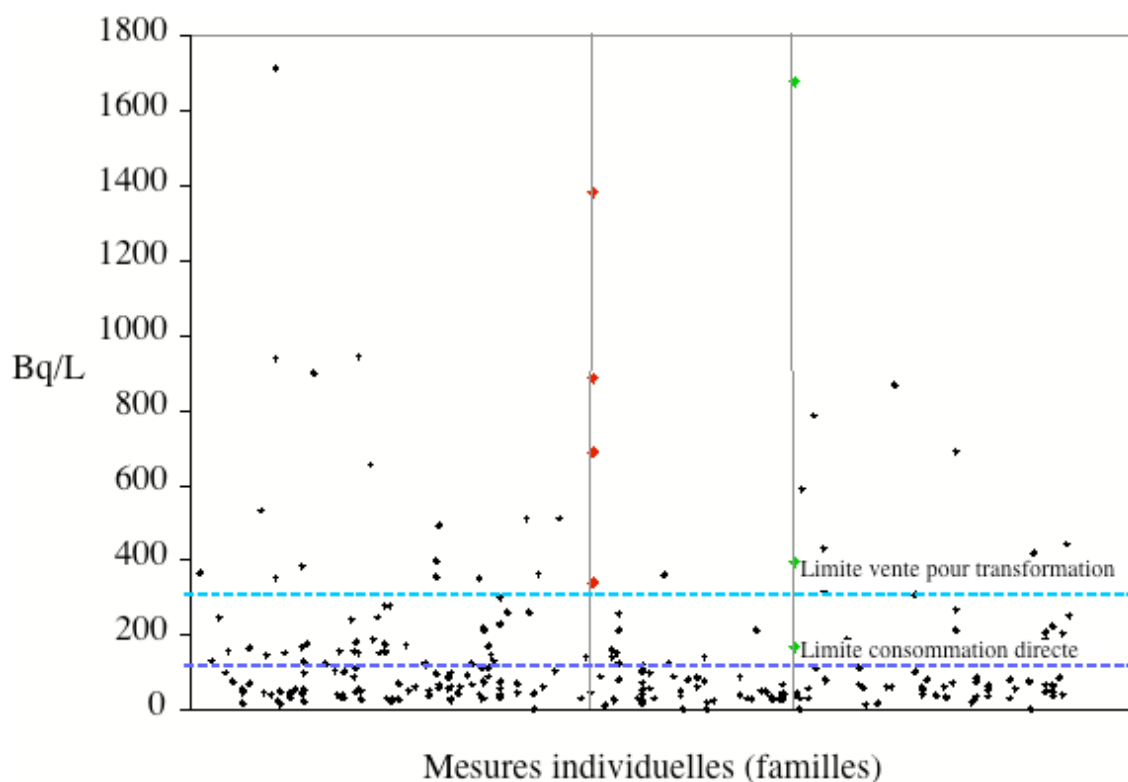


Figure 3. Présentation des résultats de mesures individuelles à l'échelle d'un village (Olmany, hiver 1997/98)

⁴ Limites réglementaires en vigueur en Biélorussie en 1998.

Ce graphique, encore appelé « carte du lait d'hiver » dans le projet ETHOS, donne une lisibilité à plusieurs plans :

- Au plan individuel : chaque famille peut distinguer toutes ses mesures et les mettre en perspective avec son proche environnement (le village dans cet exemple), ce mode de représentation permet d'identifier rapidement les situations critiques à l'échelle de cette localité,
- Au plan collectif : le village dispose d'une information statistique sur la qualité globale du lait et éventuellement son potentiel de commercialisation.

2.1.3 Rôle des pouvoirs publics dans les stratégies possibles d'amélioration

La lisibilité apportée par les résultats de mesures n'a pas seulement pour objectif de pointer des situations individuelles critiques. Elle permet aussi d'évaluer les actions de protection mises en œuvre et d'identifier des manques éventuels, tant sur le plan collectif qu'individuel.

L'exemple en a été donné dans le projet ETHOS lorsqu'il a été question de résoudre le problème de la qualité du lait de deux troupeaux du village, dont les mesures de contamination faisaient apparaître des valeurs largement supérieures aux autres troupeaux du village. Un outil de représentation graphique a été élaboré dans ce cadre, illustré à la Figure 4 pour la saison de production de l'été 1997 dans le village d'Olmány.

Ce graphique rassemble les résultats de mesures du lait par troupeau. La logique sous-jacente à ce type de présentation tient au mode de production en été, période pendant laquelle les animaux de chaque famille sont rassemblés en troupeaux selon la localisation géographique de la famille dans le village, et emmenés en pâture dans un herbage désigné par les autorités. La qualité du lait au sein d'un troupeau est donc assez logiquement homogène - et de surcroît traduit directement la « qualité radiologique » du pâturage concerné -, sauf dans le cas où les familles complètent l'alimentation de l'animal par des fourrages par exemple. Dans ce graphique, les résultats des mesures de lait pour chaque troupeau sont représentés par un disque dont le rayon est proportionnel à l'écart-type des mesures et dont le centre est placé sur la moyenne arithmétique. Une

barre verticale schématisise les variations maximales des mesures (écart entre la mesure la plus faible et la mesure la plus élevée).

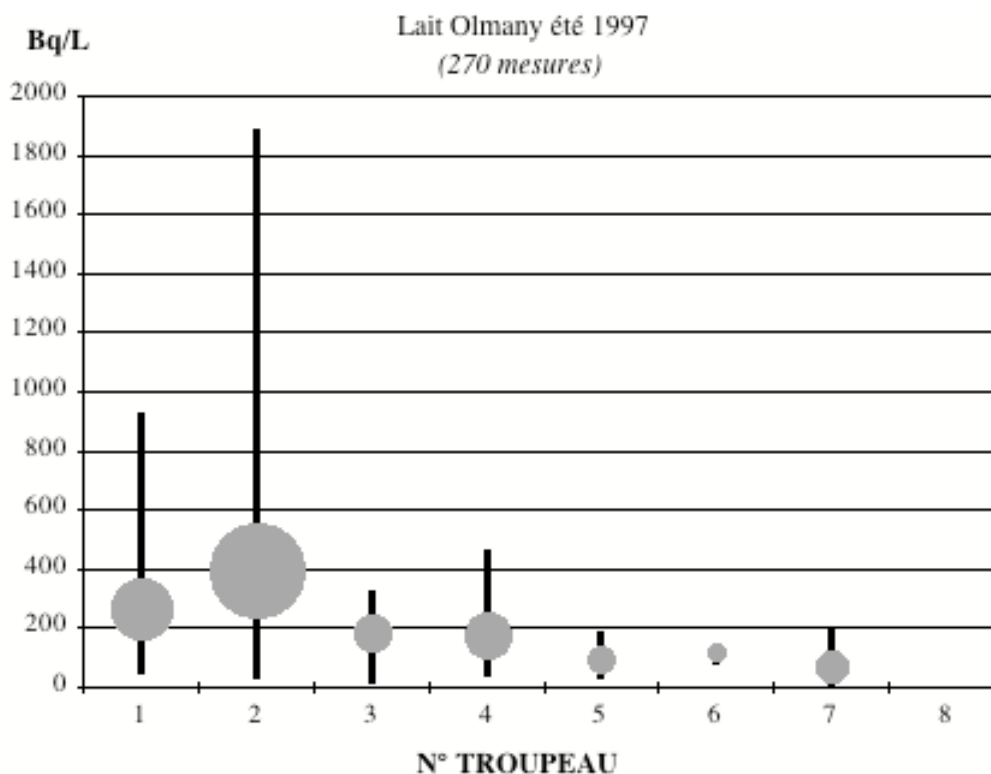


Figure 4. Présentation des résultats de mesures à l'échelle d'un village (Olmany, été 1997)

L'analyse de ce graphique a conduit à s'interroger sur les raisons des disparités observées entre les deux troupeaux présentant les niveaux de contamination du lait les plus élevés (n°1-2) et les autres troupeaux du village (n°3 à 7). Des discussions avec l'ensemble des acteurs du village (habitants, autorités locales) et du district (autorités régionales) ont permis de mieux comprendre la situation. Les troupeaux n°3 à 7 bénéficiaient déjà de pâturages ayant subi des travaux d'amélioration (travaux financés par le gouvernement biélorusse dans le cadre des contre-mesures agricoles destinées à réduire les conséquences de l'accident de Tchernobyl, et conduits sur place sous la responsabilité des autorités locales - le kolkhoze en l'occurrence), tandis que les troupeaux n°1-2 continuaient, faute de pâturages disponibles, de paître dans des herbages contaminés et dans la forêt.

Les habitants du village ayant souvent douté de l'utilisation qui était faite par les autorités locales des fonds alloués par le gouvernement pour l'amélioration des pâturages, cette analyse, faite à partir des échantillons de lait mesurés par eux-mêmes, a permis de mieux évaluer les bénéfices réels apportés par les contre-mesures agricoles effectivement mises en œuvre par le kolkhoze du village, requalifiant ainsi le rôle de ce dernier dans la gestion locale.

Dans le même temps, ce graphique a permis de solliciter des aides complémentaires auprès des autorités nationales, concentrées sur les besoins mis en évidence pour les deux troupeaux posant des problèmes particuliers.

2.1.4 Pilotage individuel et collectif

La capacité des acteurs à s'impliquer dans la gestion du problème dépend fortement de l'articulation qui existe entre les deux principaux niveaux de pilotage : le niveau individuel (famille) et le niveau collectif (pouvoirs publics).

L'exemple illustré sur la Figure 5 est tiré directement de l'expérience ETHOS, dans le cadre des travaux sur l'amélioration de la qualité radiologique du lait.

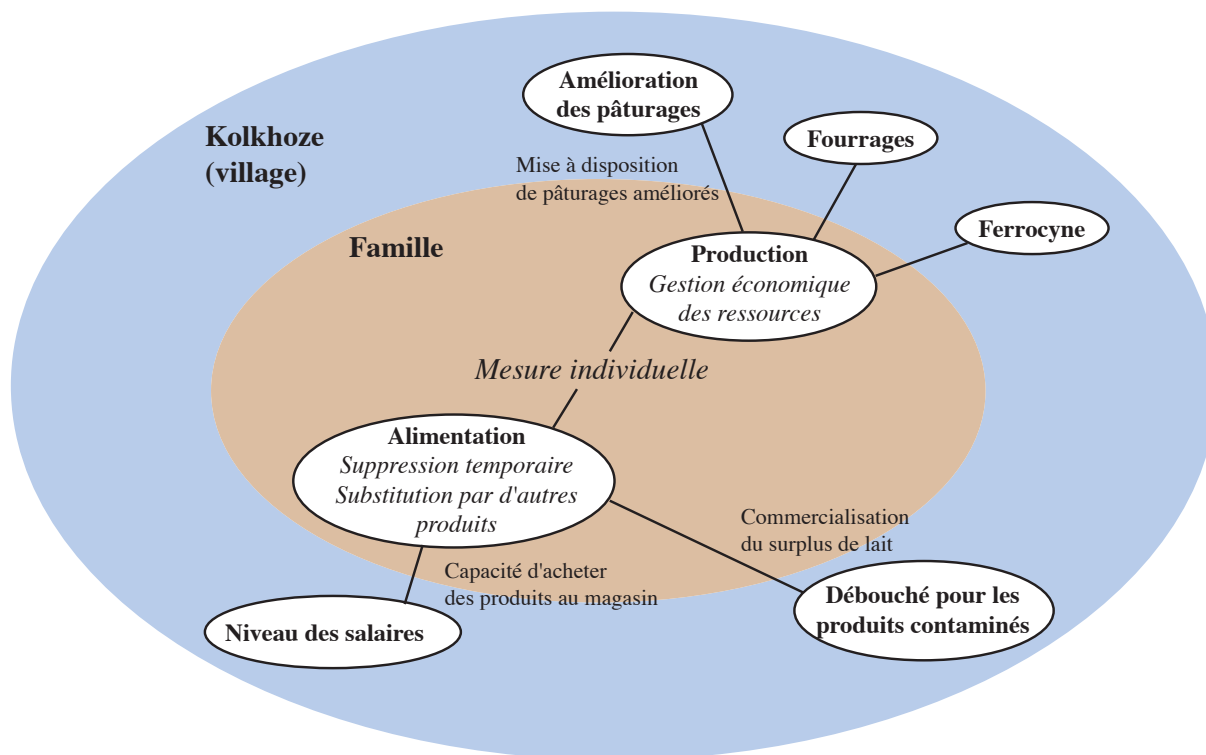


Figure 5. Articulation des niveaux d'action individuels et collectifs

L'information sur les mesures individuelles de lait conditionne plusieurs types d'actions à l'échelle individuelle :

- Sur l'alimentation de la famille : elle implique des choix sur le maintien ou non du lait dans l'alimentation et sa substitution éventuelle par d'autres produits moins contaminés,
- Sur la production privée : elle appelle à une modification des modes de production du lait, portant essentiellement sur des changements de l'alimentation des animaux.

Chacune de ces actions est couplée au niveau collectif. Les choix portant sur l'alimentation dépendent des revenus de la famille et de sa capacité à substituer certains aliments issus de l'autoproduction par d'autres généralement issus du système marchand. En outre, ces modifications peuvent compromettre l'équilibre alimentaire. Ce choix implique donc aussi indirectement le système de santé.

Les choix portant sur la production de lait consistent essentiellement à améliorer la gestion des ressources disponibles. L'action porte principalement sur l'alimentation du bétail :

- Les pâturages : ils sont alloués par l'autorité du village (kolkhoze), qui est lui-même responsable de la conduite des actions d'amélioration (contre-mesures agricoles visant à améliorer la qualité radiologique des herbages). La gestion de ces pâturages influe sur le potentiel de production du kolkhoze lui-même ; une négociation avec les producteurs privés est donc nécessaire.
- Le fourrage : la distribution des fourrages doit tenir compte de la contamination de celui-ci. Les fourrages les moins contaminés doivent être conservés pour les périodes de forte production laitière. Les plus contaminés peuvent être distribués pour l'engraissement⁵ des animaux à viande. Les autorités locales distribuent chaque année (avant l'hiver) une certaine quantité de fourrage non contaminé à chaque producteur privé. Ces quantités ne peuvent couvrir en général l'ensemble des besoins des familles qui possèdent plusieurs vaches laitières ainsi que d'autres animaux. Une gestion économique s'impose donc à chaque producteur qui doit veiller à utiliser au mieux les ressources contaminées et celles qui ne le sont pas, sans compromettre la qualité de sa production.
- Les additifs alimentaires réduisant l'absorption du césium par l'organisme des animaux et le transfert dans le lait : ces additifs (couramment la « ferrocycne⁶ ») ne sont destinés qu'à la production laitière et ne doivent être utilisés que pendant la période de lactation. Ils sont distribués aux producteurs privés par les autorités locales (kolkhoze). Les quantités distribuées sont limitées et ne peuvent couvrir en général l'ensemble des besoins des familles qui possèdent plusieurs vaches laitières. Là encore, une gestion économique de ces additifs par chaque producteur est nécessaire.

⁵ Compte tenu de la période biologique du césium dans les animaux, un « nettoyage » de ces derniers avec des fourrages propres dans les dernières semaines précédant l'abattage suffit à abaisser significativement les niveaux de contamination de leur viande.

⁶ La ferrocycne, hexacyanoferrate de fer - $\text{Fe}_4(\text{Fe}(\text{CN})_6)_3$ - est utilisée comme additif à la ration alimentaire des vaches et permet d'escompter une réduction d'un facteur 3 à 10 du transfert de ^{137}Cs dans le lait, d'après les résultats d'études expérimentales menées en Biélorussie, Russie et Ukraine [3].

2.2 Protection des enfants : suivi familial de l'exposition interne

2.2.1 Mise en perspective des informations sur la situation radiologique

Dans les territoires contaminés par l'accident de Tchernobyl, l'ingestion de ^{137}Cs contenu dans les produits alimentaires constitue une source prépondérante d'exposition radiologique et ceci de manière encore plus fortement marquée pour les nourrissons et les jeunes enfants qui consomment en général - tout au moins dans les villages à la campagne - du lait produit par la famille et très souvent contaminé.

Comme cela a déjà été présenté dans la section 2.1, la connaissance de la qualité radiologique des aliments consommés est un élément nécessaire pour que la famille puisse mieux gérer l'alimentation des enfants en fonction du niveau de contamination mesuré et en tenant compte des besoins de chacun et des possibilités de la famille.

Cette vigilance à l'égard des aliments consommés se traduit généralement par des efforts supplémentaires : substitution d'aliments par d'autres achetés dans le commerce, privations temporaires ou suppression définitive de certains produits jusqu'alors traditionnellement utilisés pour la cuisine, etc. Il est important pour une mère de famille de pouvoir évaluer les effets bénéfiques de ces efforts et de lui permettre de les réajuster au fur et à mesure en fonction de l'évolution de la situation.

Les effets bénéfiques attendus touchent en priorité la santé des enfants. Il est toutefois très difficile de mesurer les effets directs sur la santé de la réduction des quantités de radioactivité ingérées à travers les aliments. En revanche, une mesure de la radioactivité de l'organisme permet de détecter la présence éventuelle de ^{137}Cs et d'en déduire, par approximation, les quantités ingérées par la personne dans la période précédant cette mesure. En effet, l'organisme fixe plus ou moins la radioactivité ingérée à travers les aliments consommés (voir détails dans l'Annexe 3). Il élimine progressivement cette radioactivité, mais cela s'effectue très lentement au fil des mois et des années. Ainsi, si l'on ingère chaque jour des produits contenant de la radioactivité, la contamination de l'organisme va augmenter progressivement jusqu'à atteindre un équilibre (équilibre entre la radioactivité ingérée et celle éliminée).

Un outil simplifié a été développé dans le cadre du projet ETHOS afin de permettre une meilleure interprétation, par les médecins et par la famille, des résultats des mesures de radioactivité de l'organisme des enfants (anthropogammamétries) réalisées périodiquement. Cette interprétation s'effectue à la fois sur le plan de l'exposition (reconstitution des doses annuelles) et sur le plan de l'ingestion correspondante (Bq/jour). Alors que le premier intervient plutôt comme une évaluation de la situation passée (doses résultant des ingestions passées), le second offre des perspectives d'action pour la famille en lui permettant de relier le résultat de la mesure à la qualité radiologique des produits utilisés pour la cuisine, et par conséquent à mieux ajuster l'alimentation future des enfants en fonction de ces différents paramètres.

Dans cet outil, les résultats des mesures anthropogammamétriques des enfants réalisées périodiquement⁷ à différentes dates servent à reconstituer trois profils temporels possibles d'ingestion de ¹³⁷Cs, en tenant compte de l'élimination progressive, par l'organisme, de la radioactivité ingérée à travers les aliments⁸ :

- Un profil moyen correspondant à une ingestion quotidienne constante entre chaque anthropogammamétrie,
- Un profil extrême « minimum » correspondant à une ingestion ayant lieu la veille de chaque anthropogammamétrie,
- Un profil extrême « maximum » correspondant à une ingestion ayant lieu le lendemain de chaque anthropogammamétrie.

Cette reconstitution « brute » fournit un premier ordre de grandeur des données liées à l'ingestion pour la personne concernée. Les valeurs moyennes (ingestion continue et constante) sont à regarder tout autant que les valeurs extrêmes (ingestions épisodiques

⁷ La fréquence des mesures anthropogammamétriques est un paramètre crucial dans ce travail de reconstitution de l'historique de l'ingestion. Deux effets antagonistes influencent l'incertitude associée à cette reconstitution. D'un côté la dynamique de l'incorporation/élimination de césium-137 dans l'organisme tend à augmenter cette incertitude lorsque la fréquence des mesures est élevée (l'hypothèse d'équilibre étant alors d'autant plus erronée), tandis que l'incertitude associée à la méconnaissance du profil d'ingestion (alimentation passée de la personne) tend à augmenter à rapidement lorsque la fréquence des mesures diminue (voir Annexe A3.5 pour plus de détails).

⁸ Une description détaillée du modèle de calcul est présentée dans l'Annexe 3.

particulières). L'objectif est, dans une deuxième étape, d'engager un dialogue entre la personne concernée et le médecin ou le personnel chargé de la mesure radiologique afin d'affiner le travail d'interprétation, en mettant en perspective ces premières données de reconstitution avec la qualité radiologique de son alimentation, en tenant compte à la fois du niveau de contamination des produits mais aussi de la fréquence de consommation et de la quantité consommée. Il s'agit d'une approche itérative, qui peut s'effectuer dans le temps (des demandes de mesures complémentaires de certains aliments soupçonnés d'être à l'origine d'une incorporation élevée de radioactivité pouvant être effectuées).

Un exemple est donné ci-après pour un enfant du village d'Olmany (données ETHOS).

Tableau 9. Données d'entrée : recueil des résultats de mesures anthropogammamétriques de l'enfant Alexeï (9 ans)

Date de la mesure	Résultat de la mesure (en Bq)	Nb de jours de la période
17/10/96	11 000	-
17/11/97	9 070	396
01/01/98	8 550	45
11/05/98	1 220	130

Dans l'exemple ci-dessous, la colonne [nombre de jours de la période] est déduite de la colonne [date de la mesure]

Les résultats de la reconstitution⁹ « brute » de l'ingestion sont présentés au Tableau 10.

Tableau 10. Résultats d'interprétation des anthropogammamétries de l'enfant Alexeï

Période*	Ingestion totale sur la période donnée pour les 3 profils extrêmes			Ingestion quotidienne	Dose associée au profil « moyen »	
	Moyenne ^{†‡}	Minimum [†]	Maximum [‡]	Moyenne	Sur la période	Equivalente annuelle
	Bq	Bq	Bq	Bq/jour	mSv	mSv/an
1	30 281	8 837	184 303	76	0,394	0,363
2	2 784	2 812	3 351	62	0,036	0,292
3	0	0	0	0	0	0

* Période 1 : du 17/10/96 au 17/11/97 ; Période 2 : du 17/11/97 au 01/01/98 ; Période 3 : du 01/01/98 au 11/05/98

[†] Ingestion totale la veille de chaque mesure

[‡] Ingestion totale le lendemain de chaque mesure

^{†‡} Ingestion continue et constante pendant toute la période séparant chaque mesure

⁹ Les valeurs présentées dans ce Tableau ont été calculées à l'aide d'une application informatique « CORPORE », conçue et développée par le CEPN [9]. Des valeurs approchées peuvent néanmoins être directement déduites d'abaques données dans l'Annexe 3.

La Figure 6 présente l'évolution de la contamination de l'organisme pour les trois profils d'ingestion considérés. Les mesures sont reportées (points) aux dates correspondantes. Le trait rouge présente l'évolution de la contamination de l'organisme dans l'hypothèse où l'ingestion de radioactivité s'effectue intégralement le lendemain de chaque mesure - cette hypothèse étant la plus pénalisante en terme d'exposition. Le trait vert présente l'évolution de la contamination de l'organisme dans l'hypothèse où l'ingestion de radioactivité s'effectue intégralement la veille de chaque mesure - cette hypothèse étant la moins pénalisante en terme d'exposition. Le trait orange présente quant à lui l'évolution de la contamination de l'organisme dans l'hypothèse où l'ingestion de radioactivité s'effectue de façon continue et constante pendant toute la période - ingestion quotidienne moyenne.

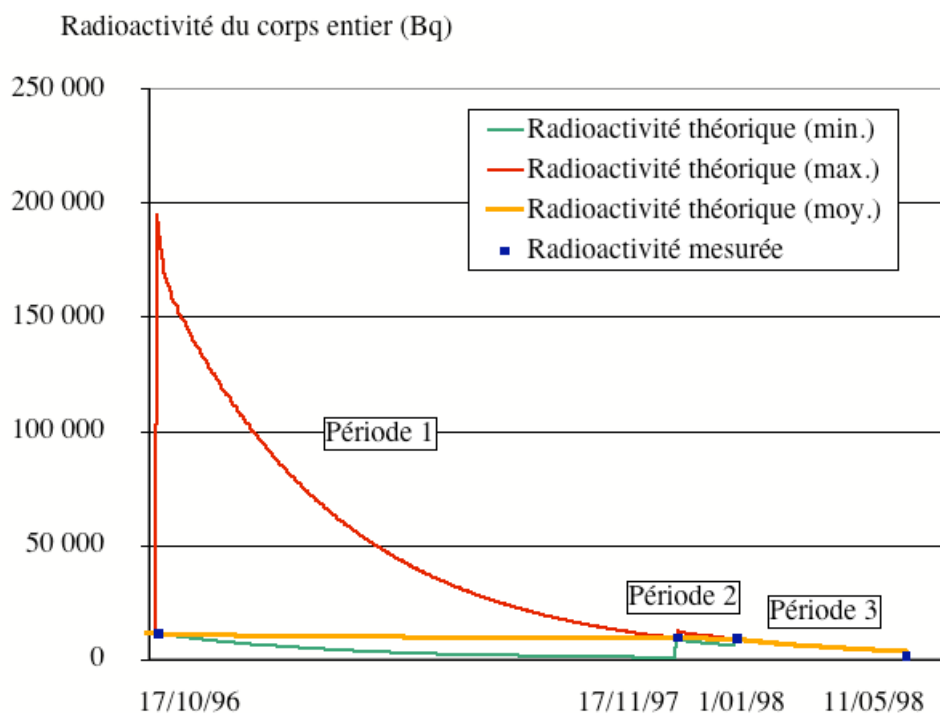


Figure 6. Interprétation des mesures anthropogammamétriques de l'enfant Alexei

Première étape : utilisation des valeurs d'ingestion constante moyenne

Les valeurs d'ingestion moyenne calculées entre deux anthropogammamétries donnent la quantité de radioactivité théorique ingérée chaque jour par la personne, en supposant que cette quantité reste constante sur toute la période séparant chaque anthropogammamétrie. Cet indicateur est par conséquent d'autant plus « réaliste » que le régime alimentaire et la qualité radiologique des produits varient peu sur toute la période considérée.

Un premier travail consiste à identifier les produits alimentaires consommés quasiment quotidiennement dans la famille concernée (le lait, la viande, certains légumes, etc.) et à relever leur qualité radiologique. Le résultat de ce premier travail peut conduire à plusieurs situations :

- Ces produits expliquent à eux-seuls les niveaux de radioactivité moyenne ingérés chaque jour,
- Ces produits ne contribuent qu'à une faible proportion à la radioactivité ingérée.

Dans le second cas, il convient de repérer d'autres produits consommés sans doute de façon plus épisodique mais qui peuvent expliquer les niveaux de radioactivité mesurés dans l'organisme.

Deuxième étape : reconstitution d'ingestions épisodiques

En relevant les produits consommés épisodiquement par la famille et éventuellement très contaminés (champignons, myrtilles, etc.), il est possible d'évaluer les quantités ingérées sur des courtes périodes (voire en une seule journée) et de mettre ces valeurs en perspective avec les valeurs d'ingestion extrêmes calculées comme dans l'exemple ci-dessus.

Ainsi, comme on l'a vu plus haut pour l'enfant Alexeï (voir Figure 6 et Tableau 10), l'anthropogammamétrie du 1/01/98 peut s'expliquer par une ingestion régulière de 62 Bq/jour (un litre de lait à 62 Bq/L) - **Cas 1**.

Elle peut aussi être expliquée par une ingestion quotidienne constante nulle (0 Bq/jour - hypothèse correspondant par exemple à un séjour dans une zone non contaminée) avec

une ingestion unique de 2 812 Bq la veille de la mesure - **Cas 2**, ou encore 3 351 Bq le lendemain de la mesure précédente - **Cas 3**.

Mais elle peut encore être expliquée par une ingestion quotidienne constante de seulement 30 Bq/jour pendant toute la période, complétée par une ingestion de 1 250 Bq en un seul jour pendant la période (ici le 23/12/97 par exemple) - **Cas 4**. On notera que ce dernier cas est tout à fait réaliste compte tenu de l'expérience du projet ETHOS. 30 Bq/jour correspondent, pour un enfant, à une ingestion d'un demi litre de lait à un niveau de contamination de 60 Bq/L. 1 250 Bq correspondent quant à eux à 20 g de champignons séchés à un niveau de contamination de 30 000 Bq/kg et 150 g de myrtilles à 4 300 Bq/kg¹⁰.

Tableau 11. Différentes interprétations de l'anthropogammamétrie du 1/01/98

Profil d'ingestion	Cas 1	Cas 2	Cas 3	Cas 4
Ingestion quotidienne (total Bq sur la période)	2 784	0	0	1 350
Ingestion totale la veille de la mesure (total Bq en une journée)	0	2 812	0	0
Ingestion totale le lendemain de la mesure précédente (total Bq en une journée)	0	0	3 351	0
Ingestion épisodique supplémentaire (total Bq en une journée, le 23/12/97)	0	0	0	1 250

On voit que la variabilité des résultats théoriques trouvés - cette variabilité étant associée à la fréquence des anthropogammamétries d'une part et à l'incertitude sur le régime alimentaire et à la qualité radiologique des aliments consommés d'autre part - montre la nécessité d'instaurer un outil de dialogue simple entre la famille concernée et les personnes à même d'interpréter ainsi les résultats de mesures anthropogammamétriques.

¹⁰ Valeurs de contamination de produits fréquemment relevées dans le village d'Olmany au cours du projet ETHOS (voir Annexe 2).

2.2.2 Identification des situations individuelles critiques

Un élément d'analyse clef de l'outil d'interprétation des mesures anthropogammométriques décrit ci-dessus est la « carte de la qualité radiologique des produits » introduite précédemment (voir section 2.1.1). En effet, en combinant les informations locales sur les produits alimentaires avec les données anthropogammométriques individuelles, il est possible d'identifier des situations individuelles critiques.

Par exemple, un enfant qui présente des mesures anthropogammométriques particulièrement élevées dans une localité où les produits alimentaires « de base » sont faiblement contaminés, tout au moins à des niveaux qui ne peuvent expliquer la contamination de l'organisme mesurée, incite à faire mesurer les produits de cette famille, en commençant par les produits les plus sensibles : le lait, les baies, les champignons, etc.

Une autre situation observée elle aussi en Biélorussie dans le projet ETHOS est le cas de deux jeunes filles d'une même famille présentant des mesures anthropogammométriques très différentes : l'une ayant des mesures plutôt faibles, l'autre présentant une radioactivité de l'organisme très élevée. Seule l'analyse détaillée des différences dans l'alimentation de ces deux jeunes filles et l'étude des niveaux de contamination des aliments en cause - le lait en l'occurrence - ont permis d'expliquer ces différences et d'ouvrir une perspective d'amélioration pour l'enfant en situation de contamination élevée.

2.2.3 Rôle pour le système de santé

Cette approche souligne l'importance de disposer, dans un territoire durablement contaminé, d'un suivi anthropogammométrique régulier. Compte tenu des caractéristiques biocinétiques des radionucléides mesurés, la fréquence des mesures doit être suffisamment élevée pour que les outils d'interprétation en termes d'ingestion (Bq/jour) soient réellement exploitables. Cette fréquence étant d'autant plus élevée que

la personne est jeune, ceci montre l'intérêt majeur d'un suivi anthropogammamétrique effectué prioritairement dans le cadre de l'école.

Par ailleurs, bien que l'analyse des résultats des mesures anthropogammamétriques à l'aide des outils d'interprétation présentés ci-dessus ne relève pas seulement de la compétence médicale, le médecin se retrouve assez naturellement au cœur des préoccupations des personnes à l'égard de la contamination et de ses effets sur la santé.

Au vu des résultats des anthropogammamétries et de leur évolution dans le temps, et disposant des éléments d'interprétation présentés ci-dessus, le médecin peut engager un dialogue adapté avec son patient pour rechercher précisément des sources potentielles de contamination et tenter de trouver des marges d'action et de protection. Il peut ainsi :

- « prescrire » à la famille des mesures de contamination de certains produits soupçonnés de contribuer majoritairement à la radioactivité mesurée dans l'organisme,
- l'aider à trouver des aliments de substitution, là où cela s'avère possible d'un point de vue économique et nutritionnel,
- l'orienter vers des personnes compétentes sur des aspects très spécifiques (par exemple sur les potentiels d'amélioration de la qualité radiologique des productions agricoles, etc.).

2.2.4 Pilotage individuel et collectif : les échelles de référence et le carnet individuel de suivi radiologique

Les mesures individuelles (débits de dose par irradiation externe, qualité radiologique des produits, anthropogammamétries) se présentent aux habitants des territoires contaminés comme des informations nouvelles et difficilement interprétables dans un premier temps. La première réaction est de confronter ces mesures individuelles aux niveaux de référence « réglementaires » afin de s'assurer que la situation ne se situe pas au-delà des limites que la réglementation juge inacceptables. Ensuite, si ces limites ne sont pas dépassées, d'autres questions surviennent naturellement : *« comment mes mesures se situent-elles par rapport à celles d'autres personnes qui vivent dans le même environnement que moi ? comment positionner ces mesures par rapport à celles de*

personnes qui vivent dans un environnement non affecté par une contamination accidentelle ? »

Afin de fournir des éléments de réponse à ces interrogations, des « échelles » ont été élaborées dans le cadre du projet ETHOS. Elles résultent d'un travail effectué avec les habitants impliqués (mères de famille, instituteurs, etc.) et les spécialistes en radioprotection et concernent distinctement l'irradiation externe et l'exposition par ingestion d'aliments contaminés. Elles associent, pour différents « niveaux d'exposition » exprimés dans l'unité apparaissant la mieux adaptée à un pilotage de l'activité concernée : débits de dose ambiants en $\mu\text{Sv}/\text{heure}$ pour l'exposition externe et Bq/jour pour l'ingestion d'aliments contaminés.

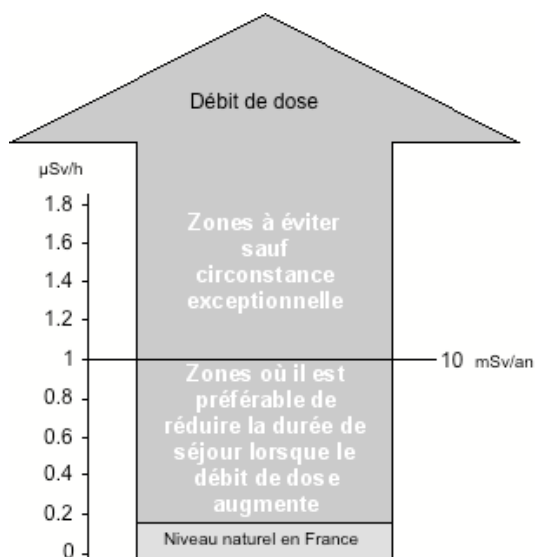


Figure 7. Echelle de pilotage pour l'irradiation externe
(adoptée par les mères de famille du village d'Olmany)

De façon similaire, l'échelle pour la contamination interne adoptée pour le village d'Olmany fait apparaître trois niveaux :

- au-dessous de 50 Bq/jour¹¹ (0,2 mSv/an), on peut considérer que ce niveau est tolérable compte tenu du niveau de contamination des produits alimentaires dans le village (voir Tableau 7),
- entre 50 et 300 Bq/jour (1,3 mSv/an), il faut viser à réduire autant que possible l'ingestion de produits contaminés en identifiant ceux qui contribuent le plus à la quantité totale de radioactivité ingérée et en les substituant par d'autres moins contaminés dans la mesure du possible,
- au-delà de 300 Bq/jour, il faut éviter absolument d'ingérer les produits qui contribuent le plus à la quantité totale de radioactivité ingérée et trouver des substituts.

Un autre élément s'est avéré intéressant pour le pilotage de la situation radiologique sur le plan individuel et collectif. Il s'agit d'un outil de dialogue privilégié entre la famille et le médecin : le « carnet individuel de suivi radiologique ». Ce dernier contient les informations individuelles relatives aux mesures anthropométriques ainsi que les résultats des mesures des aliments dans la famille.

Ce carnet individuel sert à la fois sur les plans individuel et collectif. Sur le plan individuel, il fournit au personnel de santé (médecine libérale) des éléments de compréhension de la situation radiologique (outils d'interprétation susmentionnés, valeurs de références, recommandations, conseils). Il permet tout d'abord de répondre aux questions posées par les patients, de les orienter sur des mesures complémentaires en cas de doute et de préconiser des comportements adaptés (suivi alimentaire par exemple).

Sur le plan collectif (médecine de santé publique), les données recueillies de façon systématique offrent une lisibilité plus globale à l'échelle d'une localité, d'une région, etc. et permettent d'adapter les actions de prévention.

11

¹³⁷Cs uniquement

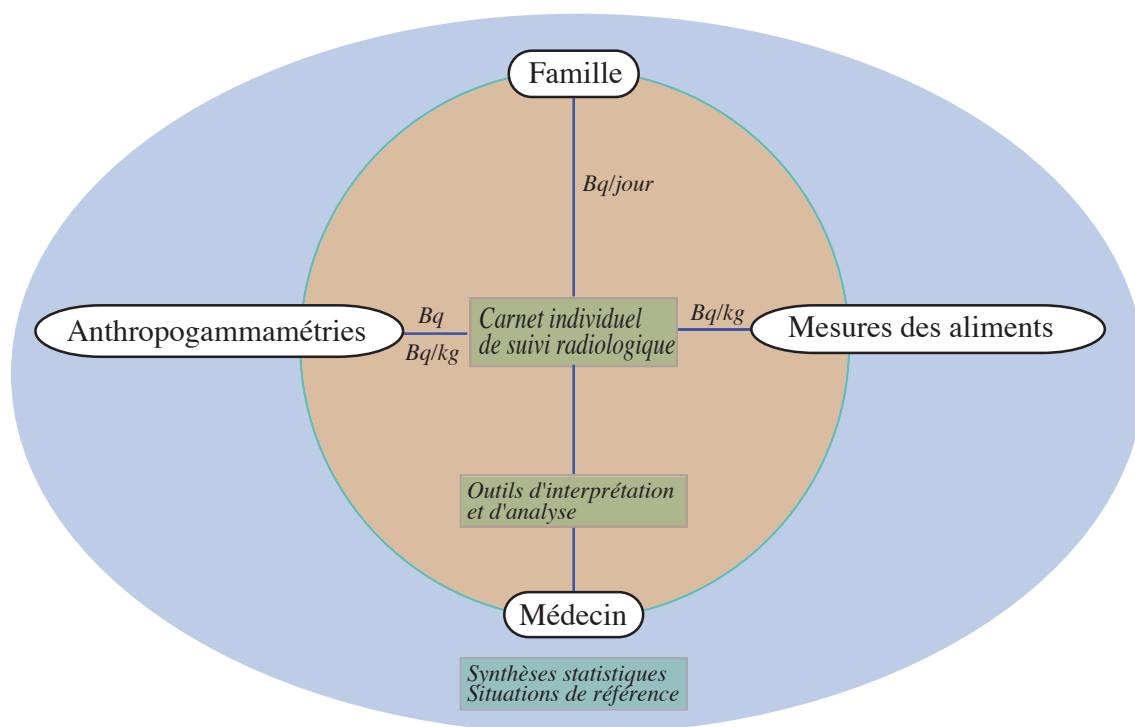


Figure 8. Articulation famille/médecin et rôle du carnet individuel de suivi radiologique

3. LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS ISSUS DES ACTIVITES DOMESTIQUES

3.1 Emergence d'une demande sociale

Les mesures de débits de dose réalisées autour des poêles dans les maisons par les mères de famille à Olmany dans le cadre du projet ETHOS ont révélé des niveaux relativement élevés. Les habitants concernés ont rapidement compris que les débits de dose mesurés à l'intérieur de leurs maisons ne représentaient pas un problème majeur en terme d'exposition externe, même au niveau des poêles compte tenu du temps passé à proximité directe. En revanche, la question s'est posée si les cendres très contaminées risquaient de conduire à une contamination durable de l'environnement, sachant que la plupart des personnes du village utilisent ces cendres comme fertilisants pour les jardins.

D'un point de vue strictement radiologique, différentes études scientifiques réalisées sur l'impact des cendres par les instituts biélorusses mais également par des équipes européennes, ont abouti à la même conclusion : les doses associées à l'épandage des cendres (dose externe et dose interne via la contamination des produits alimentaires) ne dépassent pas quelques dizaines de microsieverts par an. Il s'agit donc d'un problème mineur sur le plan de l'exposition radiologique.

Pour autant, la question reste un souci majeur pour les familles qui s'interrogent sur l'impact de leurs activités quotidiennes en terme de recontamination de l'environnement. Devenant elles-mêmes productrices de déchets contaminés, les familles s'inquiètent du devenir de leur environnement proche à long terme et de la qualité du patrimoine légué aux générations à venir.

3.2 Evaluation de la situation par les acteurs locaux

Face à ces interrogations, plusieurs personnes du village d'Olmany - principalement des mères de famille, mais également des forestiers - ont manifesté leur volonté d'évaluer, pour le village, l'impact à long terme de la contamination associée aux cendres et au

bois et de s'interroger sur les moyens de mieux la gérer avec la volonté de trouver des moyens permettant de mettre hors circuit une partie de la contamination.

Des données sur la contamination des cendres, selon l'origine du bois et son utilisation (chauffage ou cuisson), ont été recueillies par le groupe des personnes volontaires, en s'appuyant sur le poste de mesure du village. Toutes les mesures de contamination des cendres réalisées dans le village se situaient largement au-dessus de la norme de 1000 Bq/kg introduite par les autorités pour définir le caractère radioactif des déchets, avec une moyenne de 30 000 à 50 000 Bq/kg, et des valeurs pouvant dans certains cas dépasser 100 000 Bq/kg.

Sur la base des conditions de production et d'utilisation des cendres du village, la production annuelle globale de cendres du village a pu être estimée. Le volume correspond à environ 22 m³ de cendres, qui, dans l'hypothèse où l'intégralité est répandue dans les jardins, conduit chaque année à une augmentation d'environ 25% de la contamination résiduelle suite au dépôt initial lors de l'accident de Tchernobyl. En terme d'exposition radiologique, l'Institut de Recherche Radiologique (Minsk) conclut à une augmentation correspondante des doses individuelles annuelles de 16 µSv/an en 1996 et à 30 µSv/an en 2030 [5].

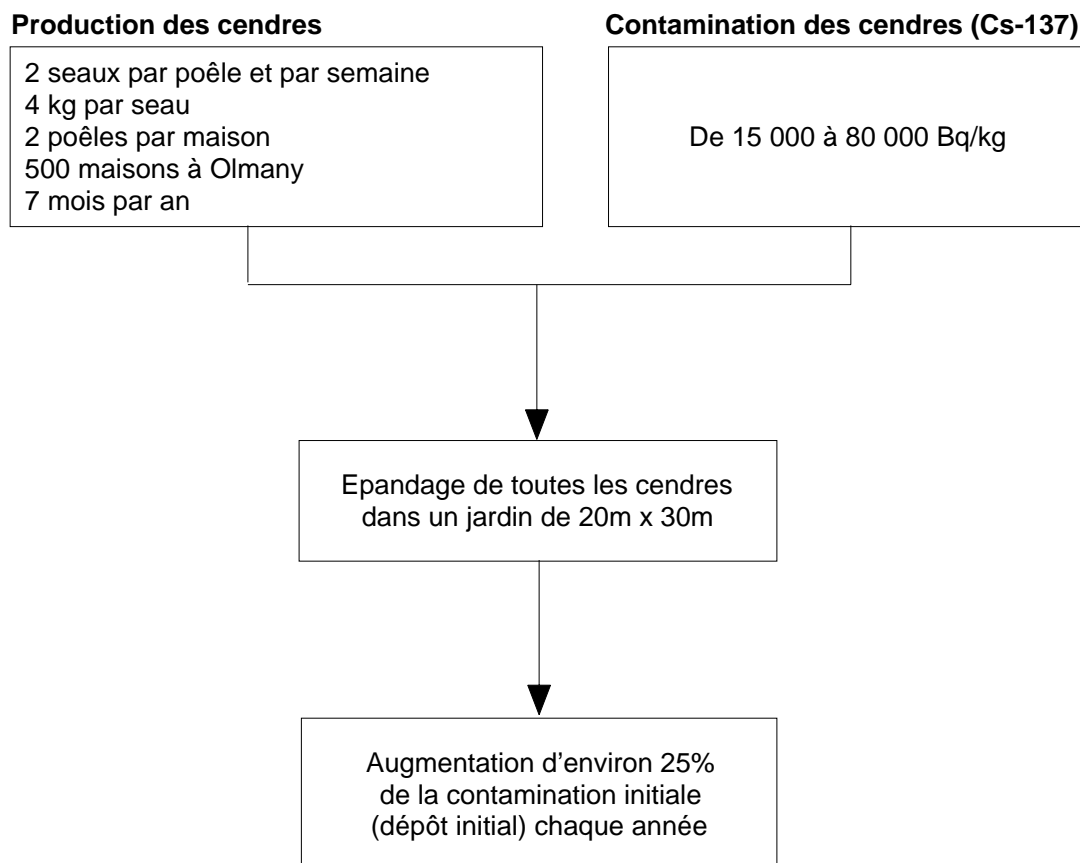


Figure 9. Principe schématisé du calcul de l'impact radiologique des cendres épandues dans les jardins

3.3 Pistes de recherche pour la gestion des cendres

Les premières réflexions menées par le groupe de personnes impliquées dans cette démarche à Olmany pour réduire l'impact des cendres ont porté, en amont de la production des cendres, sur le tri du bois selon l'origine et sur la possibilité de séparer les écorces qui concentrent davantage la contamination. A partir de cartes dressées par le groupe, il s'est rapidement avéré que le bois était contaminé à des degrés divers quelle que soit son origine. Par ailleurs, les quantités étant limitées, tout le bois disponible est récupéré, rendant le tri difficile à gérer. Quant à la séparation des écorces, elle fait appel à des techniques trop complexes pour être mises en œuvre au niveau du village.

En revanche, en ce qui concerne les actions envisageables en aval de la production des cendres, le groupe a réfléchi sur la possibilité de mettre en place un système de collecte

et de stockage. Il existe à proximité du village, un centre de stockage, aménagé en 1991 pour recueillir les terres les plus contaminées. Les villageois n'ont qu'une confiance limitée dans ce centre, mais la question a été néanmoins posée par le groupe de savoir s'il ne serait pas opportun d'y conduire les cendres moyennant quelques travaux pour améliorer le site et la mise en place d'un dispositif assurant la protection de l'environnement autour du centre de stockage.

Une réflexion a donc été engagée afin de mettre en place un système de collecte et de stockage qui présente une garantie durable pour l'environnement. Plusieurs solutions techniques ont été envisagées concernant la collecte des cendres, le ramassage, le stockage ainsi que le contrôle de la qualité de l'environnement autour du centre de stockage.

CONCLUSION

Les éléments conceptuels, méthodologiques et pratiques présentés dans ce rapport ont été développés dans le cadre de l'expérience ETHOS en Biélorussie pour l'amélioration des conditions de vie des habitants des territoires contaminés par l'accident de Tchernobyl. Ces éléments répondent en majeure partie au besoin de donner aux acteurs locaux (population, professionnels et autorités) les moyens d'évaluer leur situation et d'élaborer ensemble des stratégies d'amélioration. Ils s'inscrivent dans la perspective plus large de ce qui a été communément appelé le développement d'une « culture radiologique pratique » au sein de la population concernée. Ils y contribuent dans le domaine particulier de la mesure radiologique et de son utilisation pratique par les acteurs concernés, sans toutefois limiter ce concept de « culture radiologique pratique » à la seule dimension de la mesure.

REFERENCES

- [1] **The ETHOS project in Belarus**, Final report, ETHOS(99)-RP(1), 1999. (<http://www.cepn.asso.fr/fr/ethos.html>)
- [2] **Réhabilitation des conditions de vie dans les territoires contaminés par l'accident de Tchernobyl : la contribution de l'approche ETHOS** - Actes du séminaire international de Stoklyn, Région de Brest, Biélorussie (15-16 Novembre 2001), <http://www.cepn.asso.fr/fr/ethos.html>.
- [3] WILKINS, B.T., et al., **Comparison of data on agricultural countermeasures at four farms in the former Soviet Union**, NRPB Report N° R285, p 8, 1996.
- [4] INSTITUT DE PROTECTION ET DE SURETE NUCLEAIRE, **Le césium de l'environnement à l'homme**, Collection IPSN, EDP Sciences 2000.
- [5] FIRSAKOVA S., et al., **Evaluation of the effectiveness of restoration activities performed in the CIS countries for the forest ecosystem**, Paper presented at the EC/CIS Workshop on Restoration of Contaminated Territories resulting from the Chernobyl Accident, Brussels (Belgium), 29-30 June 1998.
- [6] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION, **Age-dependent doses of the public from intake of radionuclides : Part 1**, Publication 56, Vol. 20, N° 2, 1990.
- [7] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION, **Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides : Part 2**, Ingestion dose coefficients, Publication 67, Vol. 23, N°3-4, 1994.
- [8] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION, **Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5, Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients**, Publication 72, Annals of the ICRP, 1995.
- [9] LEPICARD S., **Développements de l'application CORPORE**, Note CEPN NTE/04/27, 2004.

ANNEXE 1

ELEMENTS METHODOLOGIQUES ISSUS DU PROJET ETHOS

Le projet ETHOS en Biélorussie (1996-2001), soutenu par la Commission Européenne, a montré que la capacité de la population et des professionnels locaux à s'impliquer dans la gestion quotidienne des problèmes soulevés par la contamination radioactive de l'environnement, était une condition nécessaire dans le processus de réhabilitation et de redéploiement, à long terme, des territoires affectés. Une approche innovante a été élaborée dans le cadre de ce projet à l'échelle d'un district - le district de Stolyn -, favorisant le développement d'une « culture de protection radiologique pratique », à travers différentes catégories de la population (enfants scolarisés, mères de famille, paysans) et plus particulièrement à travers différentes filières professionnelles (éducation, santé, mesure radiologique et production agricole). Il s'est avéré que l'un des fondements de cette « culture radiologique pratique » était l'accès à une information fiable sur la situation radiologique, ayant du sens pour l'ensemble des acteurs concernés aux niveaux local et national.

Recueil de données de mesures

Un point de départ de la démarche ETHOS en Biélorussie a été le recueil de données de mesures de la radioactivité dans l'environnement, dans la production agricole et dans le corps humain. Ces données existaient en grande partie auprès des divers organismes de mesure et des administrations biélorusses, mais n'étaient en général pas connues de la population et des acteurs locaux directement concernés (population, médecins, etc.). Elles étaient par ailleurs généralement présentées sous forme de tableaux de valeurs brutes, pratiquement inexploitable par les acteurs locaux et par la population.

La collecte de ces données a été effectuée auprès de toutes les sources de mesures accessibles, ceci afin d'assurer plus de fiabilité et d'accroître la crédibilité vis-à-vis de la population : les postes de mesures en place dans les villages, les instituts et laboratoires régionaux chargés du contrôle des denrées alimentaires, les hôpitaux et les écoles disposant des mesures anthropogammamétriques des enfants. En particulier, il

est apparu essentiel de pouvoir consolider progressivement l'ensemble des données collectées auprès des laboratoires officiels en les croisant avec les résultats produits par des organismes de mesure indépendants. En complément de cette inter-validation nationale, une comparaison internationale des résultats de mesures a été effectuée en rapportant quelques échantillons pour être analysés par des laboratoires situés en France.

Toutes ces données enfin ont été saisies au fur et à mesure sous forme informatique afin de faciliter leur exploitation ultérieure.

Mise en cohérence des unités de mesure

De multiples unités de mesures différentes sont encore couramment utilisées dans le domaine de la radioactivité et de la radioprotection, et ceci rend plus difficile l'interprétation des données de mesure par la population et par les professionnels locaux.

Un travail de mise en cohérence des unités utilisées pour évaluer les différentes grandeurs physiques caractéristiques de la radioactivité s'avère donc nécessaire. En particulier, le choix préliminaire d'une seule et même unité utilisée pour chaque grandeur physique, que celle-ci soit directement mesurable ou qu'elle soit le résultat d'un calcul, est un pré-requis dans le développement d'une culture radiologique pratique au sein de la population.

Présentation graphique des données

Les modalités de présentation des données sont un élément important dans le processus d'appropriation et d'interprétation par les acteurs concernés.

L'usage de représentations graphiques est un aspect déterminant dans ce processus. Il permet d'une part, de concilier plus explicitement les niveaux d'information individuel et collectif, permettant ainsi à chaque personne de situer ses mesures par rapport à son environnement proche, ou par rapport à des situations de référence. D'autre part, il permet d'offrir une vision plus globale de la situation, révélant les situations qui ne

posent pas de problème particulier et faisant ressortir le cas échéant les situations les plus critiques.

Il suppose l'existence de moyens informatiques adaptés et un potentiel d'utilisation par les acteurs locaux.

Clefs d'analyse pratiques

Pour être utilisées dans une perspective stratégique et non plus seulement scientifique, les informations sur la situation radiologique doivent pouvoir prendre un sens pour l'ensemble des acteurs. Ce sens se construit progressivement par échanges entre les acteurs concernés. Dans la mesure où ces derniers n'ont pas nécessairement de bases techniques ou scientifiques leur permettant d'appréhender facilement les mécanismes se rapportant à la radioactivité, la démarche nécessite l'élaboration préalable de bases pratiques qui permettent de mettre en regard les différentes informations disponibles avec des éléments de compréhension : des « clefs d'analyse pratiques ».

De la sorte la complexité des problèmes soulevés par la contamination d'un territoire n'est pas réduite à sa dimension strictement scientifique. A l'inverse, les connaissances scientifiques disponibles et des outils de calculs simplifiés sont mis à disposition des acteurs concernés et contribuent à renseigner les actions locales en apportant un éclairage particulier là où la demande est faite.

ANNEXE 2

**CARTES DE LA QUALITE DES ALIMENTS DANS TROIS VILLAGES EN
BIELORUSSIE (SOURCE DONNEES ETHOS)**

Tableau 12. Aliments mesurés dans le village de Térébéjov (année 2001)

Produits	Nb mesures	Minimum	Maximum	Moyenne
Sensibles				
Champignons secs	11	3 268	42 086	14 176
Champignons frais	7	138	1 825	721
Canneberges	12	291	1 718	789
Myrtilles	7	191	620	495
Peu sensibles				
Lait	246	1	79	23
Champignons "de Paris"	9	0	3	1
Carotte s	5	74	79	77
Pommes de terre	23	2	75	29
Betteraves	4	73	75	74
Pommes	8	0	4	2
Choucroute	1	18	18	18
Haricots blancs	2	54	55	54,5
Jus de fruit	2	15	16	15,5
Oignons	1	47	47	47
Ail	1	43	43	43
Porc (conserved)	1	121	121	121
Jus de bouleau	3	120	125	123

Tableau 13. Aliments mesurés dans le village de Bélaoucha (années 2000-2001)

Produit	Nb mesures	Minimum	Maximum	Moyenne
Sensibles				
Lait	322	0	466	35
Champignons secs	4	1 800	36 222	12 016
Champignons frais	20	36	1 160	411
Myrtilles	13	98	375	223
Canneberges	11	30	1 617	293
Peu sensibles				
Carottes	6	0	37	11
Viande	1	56	56	56
Pommes de terre	52	0	43	16

Tableau 14. Aliments mesurés dans le village d'Olmany (années 1997-1998)

Produit	Nb mesures	Minimum	Maximum	Moyenne
Sensibles				
Lait	1 194	8	1 880	176
Champignons secs	16	34	63 576	25 000
Champignons frais	7	280	8 538	3 922
Myrtilles	11	217	2 516	1 219
Confiture de myrtilles	1	876	876	876
Canneberges	16	44	1 240	400
Porc	4	63	328	160
Peu sensibles				
Carottes	28	7	113	42
Pommes de terre	56	5	79	34
Betteraves rouges	5	18	39	27
Choucroute	2	15	176	95
Haricots blancs	5	16	69	46
Oignons	9	1	70	37
Ail	3	32	49	41
Jus de bouleau	1	0	0	0
Œufs	4	0	23	11
Poisson frais	3	11	26	20

ANNEXE 3

MODELE DE CALCUL DES CORRESPONDANCES ENTRE LES MESURES ANTHROPOGAMMAMETRIQUES ET L'INGESTION DE ^{137}CS

Les mesures anthropogammamétriques permettent de quantifier directement l'activité totale présente dans le corps au moment de la mesure, suite à une ingestion ou une inhalation de radionucléides. Elles sont exprimées soit, dans les anciennes unités, en microcuries (μCi) - ou sous-unités dérivées -, soit dans les nouvelles unités, en becquerels (Bq) - ou sous-unités dérivées.

Comme l'impact potentiel d'une incorporation sur la santé est différent selon la corpulence et l'âge de la personne au moment de l'incorporation, les mesures anthropogammamétriques sont souvent également exprimées en termes de doses efficaces au corps entier, pour une période donnée, et exprimées en millisieverts par an ($\text{mSv}\cdot\text{an}^{-1}$). Le passage de l'activité incorporée à la dose s'effectue à l'aide d'un modèle qui tient compte à la fois des caractéristiques biologiques du corps humain et des caractéristiques physico-chimiques du radionucléide incorporé.

Dans une perspective pratique de contrôle de l'incorporation de radioactivité par les personnes vivant dans les territoires contaminés, il paraît souhaitable de compléter les résultats de mesures et les calculs de doses par un indicateur qui reflète l'activité moyenne incorporée quotidiennement et permette ainsi d'établir un lien avec la qualité radiologique des produits consommés.

A3.1 Modélisation de la rétention du ^{137}Cs dans le corps humain

La rétention du césium dans l'organisme après ingestion d'aliments contaminés est décrite par un modèle à trois compartiments et se traduit par une fonction somme de trois exponentielles :

$$r(t) = a_1 e^{-0,693t/T_1} + a_2 e^{-0,693t/T_2} + a_3 e^{-0,693t/T_3}$$

dans laquelle a_1 , a_2 et a_3 sont les fractions initiales de la concentration en ^{137}Cs dans chaque compartiment et T_1 , T_2 et T_3 les périodes biologiques du ^{137}Cs dans ces trois compartiments [4].

Le premier compartiment à élimination rapide (a_1 , T_1) est le résultat de l'excrétion urinaire du césium dans le plasma, des fluides extracellulaires et du césium accumulé dans le rein dans les premiers jours de son incorporation. Le compartiment à épuration lente (a_2 , T_2) reflète l'excrétion progressive, principalement par la voie urinaire, du césium accumulé dans les muscles et les autres tissus. Le troisième compartiment à élimination encore plus lente (a_3 , T_3) résulte de l'analyse d'observations faites sur des individus ayant subi les conséquences de l'accident de Goiânia. Les auteurs de ces analyses ont suggéré que le compartiment (a_2 , T_2) était associé à la forme soluble du césium dans le compartiment intracellulaire et que le compartiment (a_3 , T_3) était associé à la fraction subcellulaire.

De façon plus générale, l'élimination du césium est plus importante chez l'enfant que chez l'adulte. Pour l'adulte, on observe une nette différence de période biologique T_2 entre l'homme et la femme, cette différence étant moins marquée pour l'enfant. Le Tableau 15 présente les valeurs des paramètres biocinétiques retenues par la CIPR pour différentes classes d'âge.

La Figure 10 présente l'évolution de la radioactivité totale de l'organisme suite à une ingestion (unique) de 10 000 Bq de césium par plusieurs individus d'âge différent. Cette figure montre très nettement les différences de vitesse d'élimination du ^{137}Cs ingéré en fonction de l'âge : pour les enfants de moins de 5 ans, il ne reste qu'environ 5% du césium au bout d'une centaine de jours, tandis que pour les adultes, il faut attendre 4,5 fois plus longtemps (plus d'un an) pour obtenir une réduction semblable.

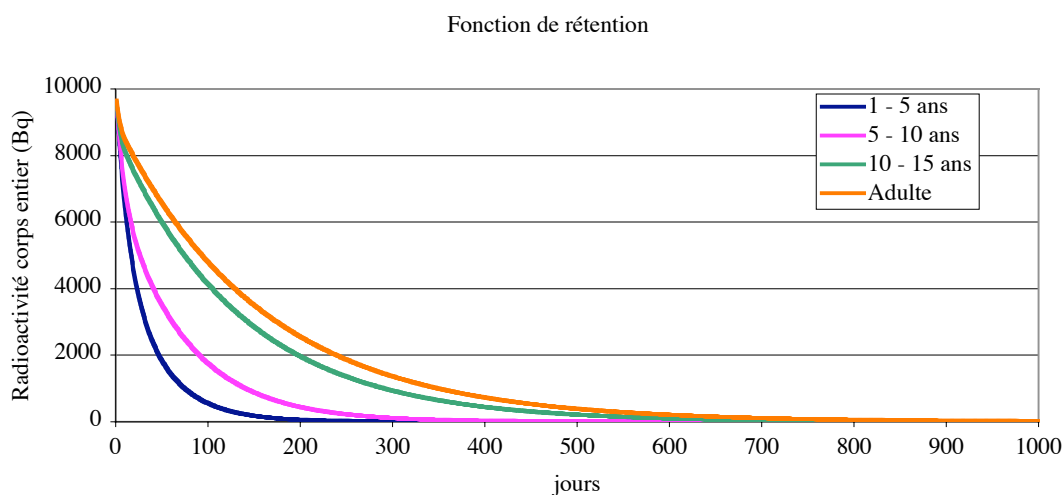


Figure 10. Evolution de la radioactivité du corps entier après une ingestion unique de 10 000 Bq de ^{137}Cs

Tableau 15. Données biocinétiques pour le césium, d'après la CIPR Publication 56 [6]

	Corps entier					
	Distribution en %			Période biologique en jours		
Age	a_1	a_2	a_3	T_1	T_2	T_3
5 ans	45	55	0,1	9,1	30	400
10 ans	30	70	0,1	5,8	50	400
15 ans	13	87	0,1	2,2	93	400
Adulte	10	90	0,1	2	10	500

A3.2 Calcul de la radioactivité du corps entier suite à une ingestion donnée

Si l'on note $Q(t)$ l'activité ingérée à un instant t , la part de cette activité qui reste dans le corps après une période de temps Δt est égale à :

$$A(t + \Delta t) = Q(t) \cdot \left(a_1 e^{-0,693\Delta t/T_1} + a_2 e^{-0,693\Delta t/T_2} + a_3 e^{-0,693\Delta t/T_3} \right) = Q(t) \cdot r(\Delta t)$$

où :

A activité du corps (en Bq)

Q activité ingérée (en Bq)

r fonction de rétention du césium dans l'organisme

Si maintenant on considère une ingestion continue pendant toute une période de temps T, l'activité du corps peut alors se calculer de la façon suivante :

$$A(T) = \sum_{k=1}^N Q(k\Delta t) \cdot r((N-k)\Delta t) ; \text{ en considérant } T = N \cdot \Delta t$$

A3.3 Reconstitution de la quantité de césium ingérée sur une période de temps donnée à partir d'une mesure anthropogammamétrique

Le calcul de la dose à partir d'une mesure anthropogammamétrique est effectué à partir de la fonction de rétention du césium dans le corps humain $r(t)$ présentée ci-dessus. Ce calcul est fonction de l'âge.

Pour une mesure anthropogammamétrique $A(T)$ à la fin d'une période d'ingestion T, la quantité totale de césium ingérée correspondante dépend du profil d'ingestion de césium, pendant cette période, mais aussi pendant les périodes qui ont précédé. Schématiquement, la totalité du césium peut avoir été ingérée 1 / la veille de la mesure, 2 / de manière continue et constante pendant toute la période de temps précédant la mesure, ou bien 3 / le premier jour de la période de temps considérée. Entre ces situations « types » - et extrêmes -, une multitude de possibilités existent, le nombre de ces possibilités étant d'autant plus élevé que la période de temps considérée pour l'ingestion est longue.

Les écarts maximaux sur la quantité totale de césium incorporée calculée pour une mesure anthropogammamétrique unitaire de 1 Bq dans l'organisme ont été calculés pour les quatre catégories d'âge considérés avec le modèle d'incorporation du césium susmentionné. Les valeurs « Min » correspondent à l'hypothèse d'une ingestion la veille de la mesure ; les valeurs « Max » correspondent à l'hypothèse d'une ingestion le

premier jour de la période considérée ; les valeurs « Moy » correspondent à l'hypothèse d'une ingestion continue et constante pendant toute la période considérée. Les résultats sont présentés de la Figure 11 à la Figure 14.

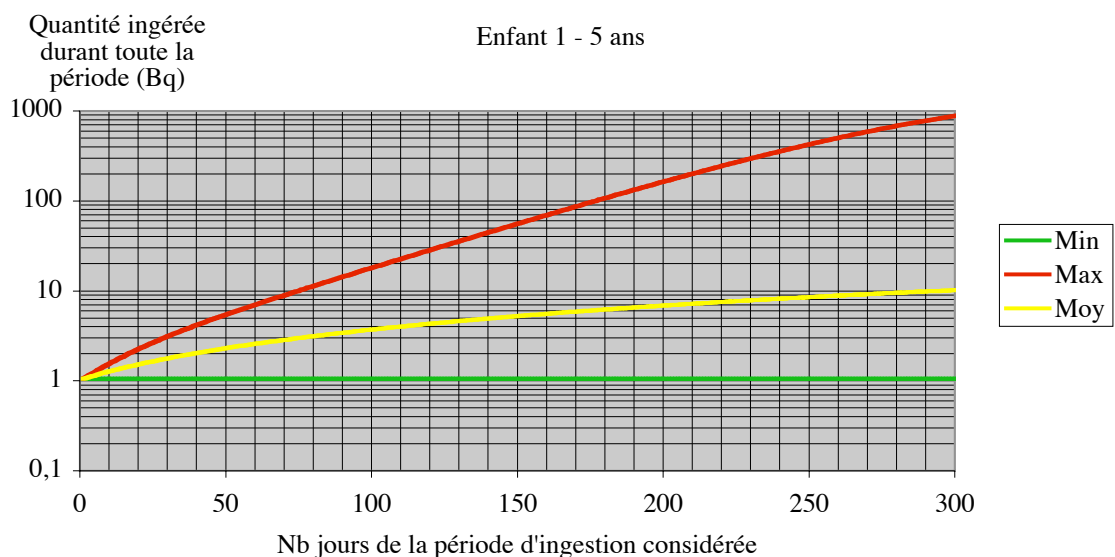


Figure 11. Quantité totale de césium ingérée correspondant à une mesure de 1 Bq dans le corps entier - cas d'un jeune enfant

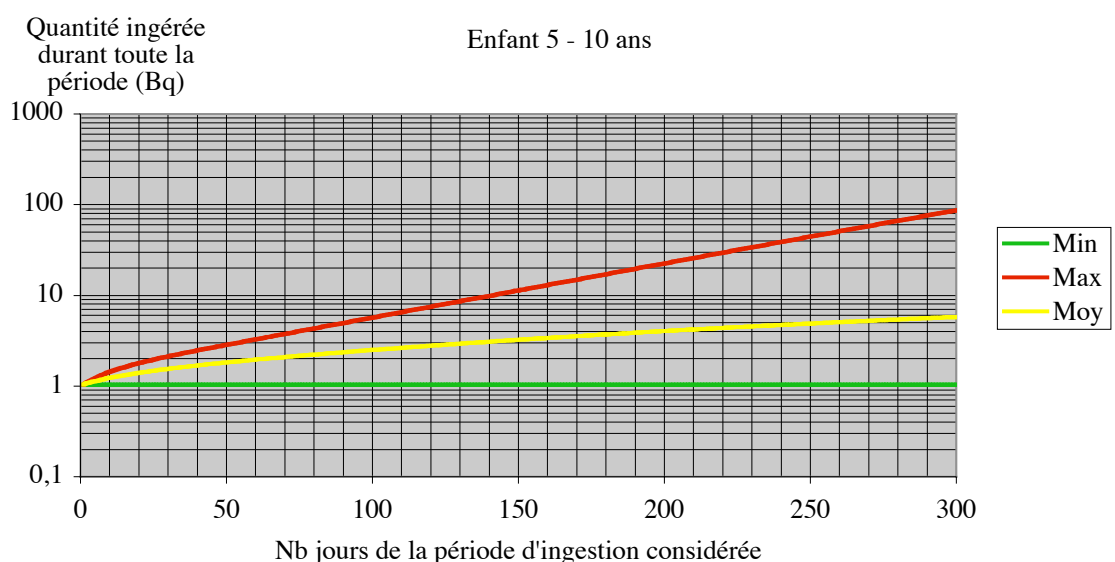


Figure 12. Quantité totale de césium ingérée correspondant à une mesure de 1 Bq dans le corps entier - cas d'un enfant

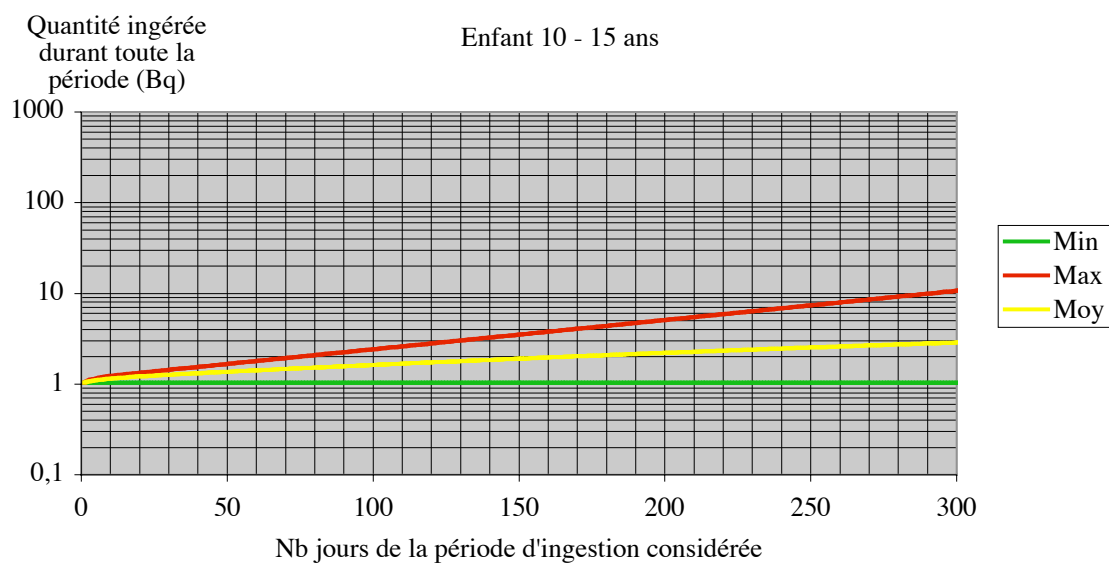


Figure 13. Quantité totale de césium ingérée correspondant à une mesure de 1 Bq dans le corps entier - cas d'un adolescent

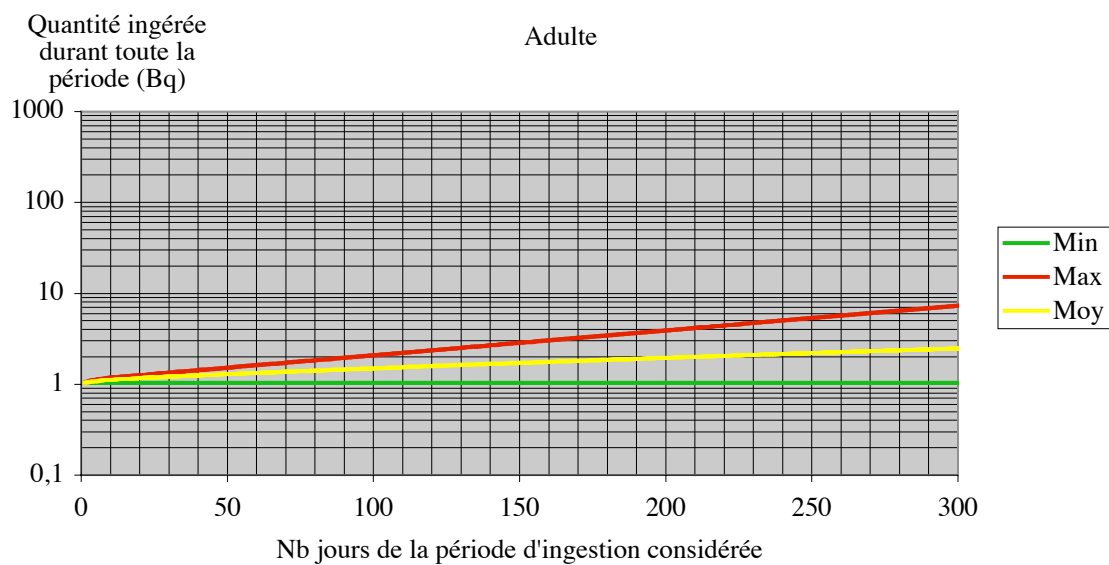


Figure 14. Quantité totale de césium ingérée correspondant à une mesure de 1 Bq dans le corps entier - cas d'un adulte

Les Figures ci-dessus montrent l'extrême sensibilité des calculs à la durée de la période d'ingestion considérée. Ainsi, pour de jeunes enfants (1 - 5 ans), l'erreur sur la quantité totale de radioactivité ingérée ainsi calculée peut facilement atteindre un facteur 100 si la durée de la période considérée pour l'ingestion est de 6 mois ; cette erreur étant ramenée à un facteur 3 seulement pour un adulte et sur une même période de temps.

De la sorte, pour une mesure anthropogammamétrique donnée à un instant t , il est possible de déterminer la quantité de césium ingérée correspondante avec une fourchette d'erreur plus ou moins grande selon l'âge et selon la durée de la période durant laquelle l'ingestion est supposée s'effectuer, cette erreur étant liée à la méconnaissance du profil temporel de l'ingestion.

A3.4 Valeurs de correspondance à l'équilibre entre une mesure anthropogammamétrique et la quantité de césium ingérée

En raison de la dynamique d'incorporation et d'élimination continue du césium par l'organisme (cf. fonction de rétention présentée plus haut), il est possible de déterminer des valeurs de correspondance entre une mesure anthropogammamétrique et une quantité de césium ingérée de façon continue et constante « à l'équilibre », c'est-à-dire lorsque l'ingestion compense l'élimination par l'organisme. La Figure 15 ci-dessous présente l'évolution temporelle de la radioactivité du corps entier pour une ingestion continue et constante de 1 Bq/jour. Elle montre qu'un équilibre s'opère au bout d'une période de temps qui dépend de l'âge de la personne considérée.

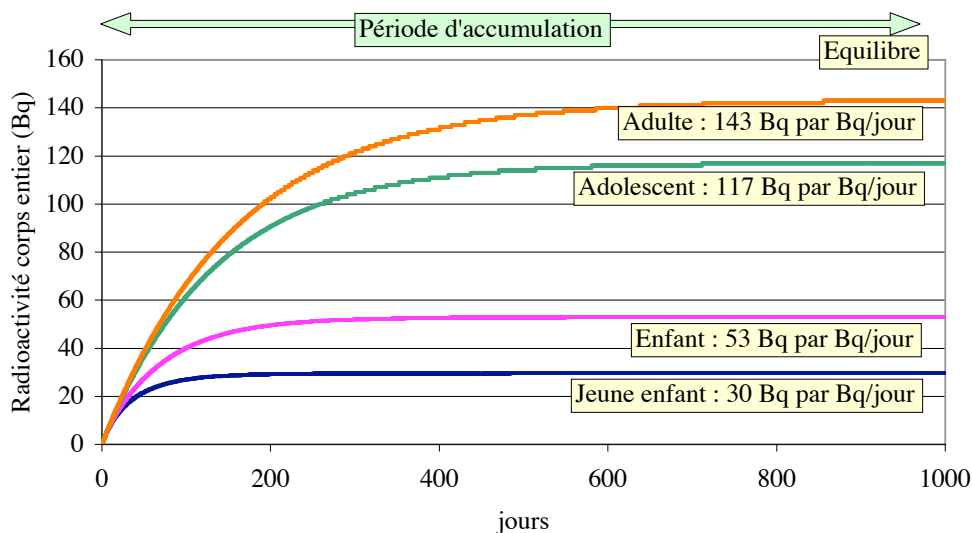


Figure 15. Accumulation progressive du césium dans le corps entier pour une ingestion continue et constante de 1 Bq/jour et valeurs relevées à l'équilibre

A partir de ces valeurs « à l'équilibre », des valeurs de correspondance entre une mesure anthropogammamétrique et une ingestion moyenne continue et constante de césium peuvent être calculées. Les résultats sont présentés à la Figure 16 sous forme d'abaques.

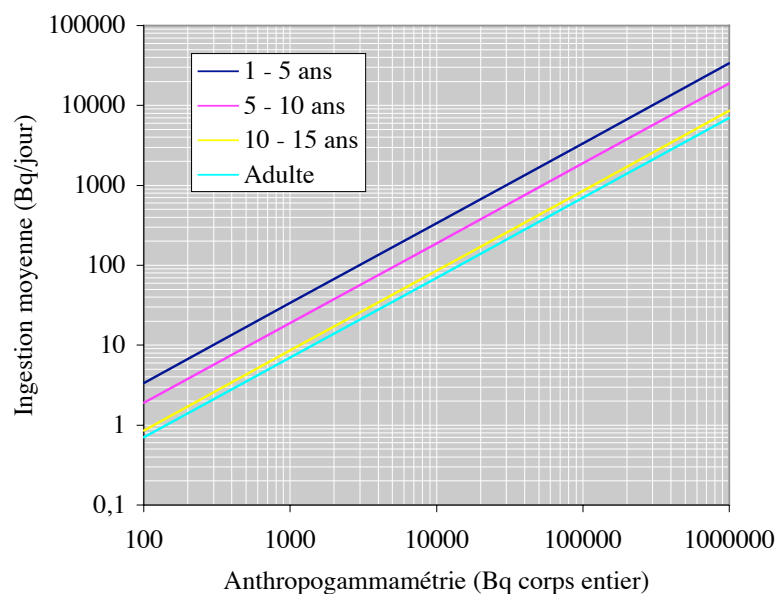


Figure 16. Correspondances à l'équilibre entre les mesures anthropogammamétriques et une ingestion de césium continue et constante

A3.5 Erreurs relatives à l'utilisation des abaques à l'équilibre et détermination des fréquences optimales pour les mesures anthropogammamétriques

Compte tenu de la biocinétique du césium dans l'organisme humain, l'hypothèse de l'équilibre entre incorporation et élimination par l'organisme induit un biais dans les valeurs de correspondance obtenues par la lecture directe des abaques présentés à la Figure 16. Ce biais est d'autant plus élevé que la durée de la période d'ingestion considérée est courte (l'équilibre en question n'ayant plus le temps de s'opérer).

Les erreurs relatives maximales sur les valeurs de correspondance entre les mesures anthropogammamétriques et les quantités totales de césium ingérées 1 / associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion (voir chapitre A3.3) et 2 / associées à l'hypothèse de l'équilibre sont présentées de la Figure 17 à la Figure 20.

Pour chaque durée de période T , « l'erreur profil » correspond au majorant des rapports $\text{Max}(T)/\text{Moy}(T)$ et $\text{Moy}(T)/\text{Min}(T)$ respectivement, tels que Max , Moy et Min ont été définis plus haut (A3.3). « L'erreur équilibre » correspond quant à elle au rapport $[(\text{Moy}(T)/T)/(\text{Moy}(T_{\text{eq}})/T_{\text{eq}})]$, T_{eq} étant la durée nécessaire pour atteindre l'équilibre.

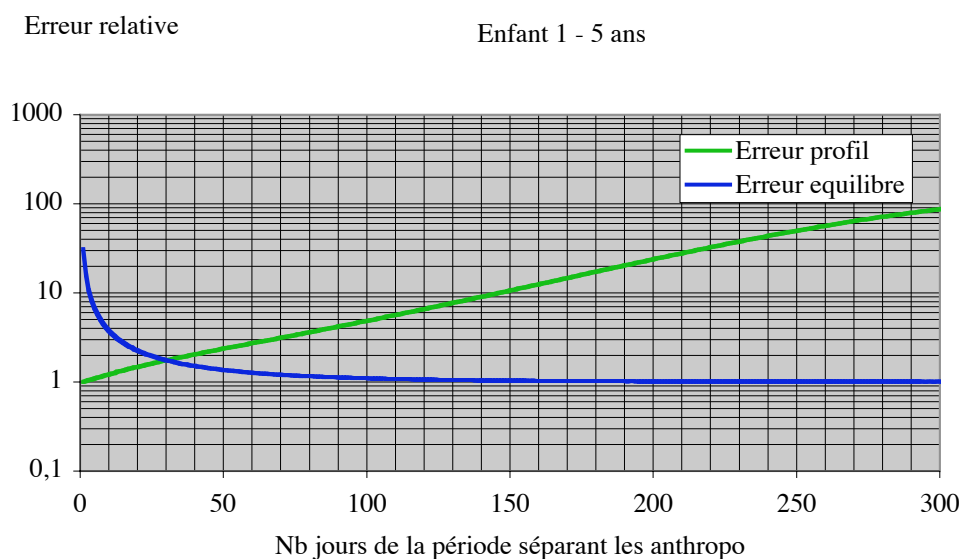


Figure 17. Erreur relative sur les valeurs de correspondance [anthropo ↔ césium ingéré] associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion et à l'hypothèse d'équilibre - cas des jeunes enfants

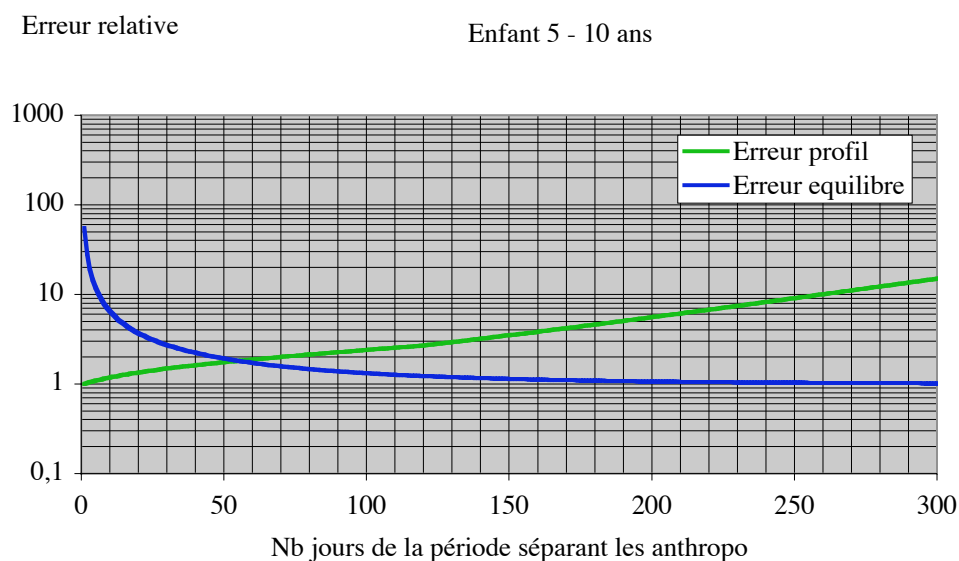


Figure 18. Erreur relative sur les valeurs de correspondance [anthropo ↔ césium ingéré] associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion et à l'hypothèse d'équilibre - cas des enfants

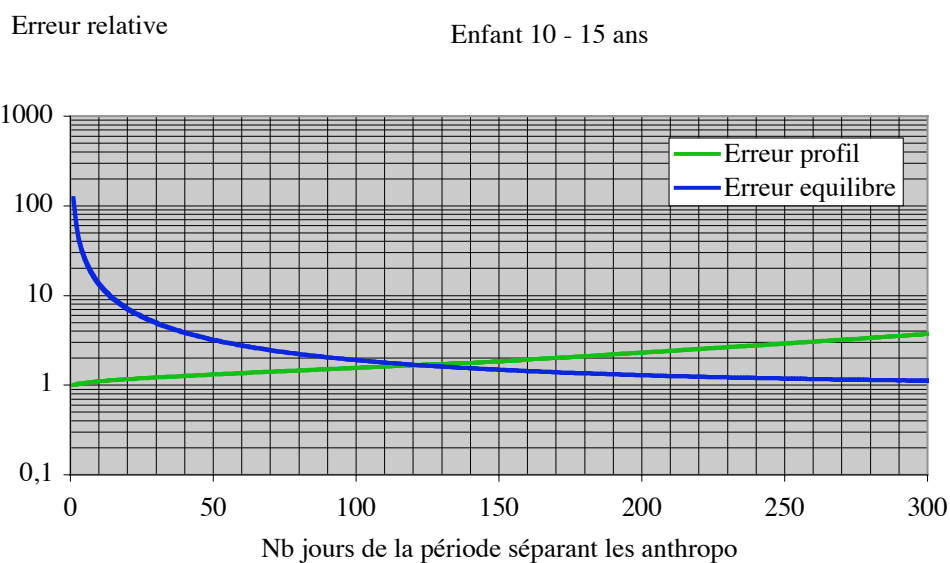


Figure 19. Erreur relative sur les valeurs de correspondance [anthropo ↔ césium ingéré] associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion et à l'hypothèse d'équilibre - cas des adolescents

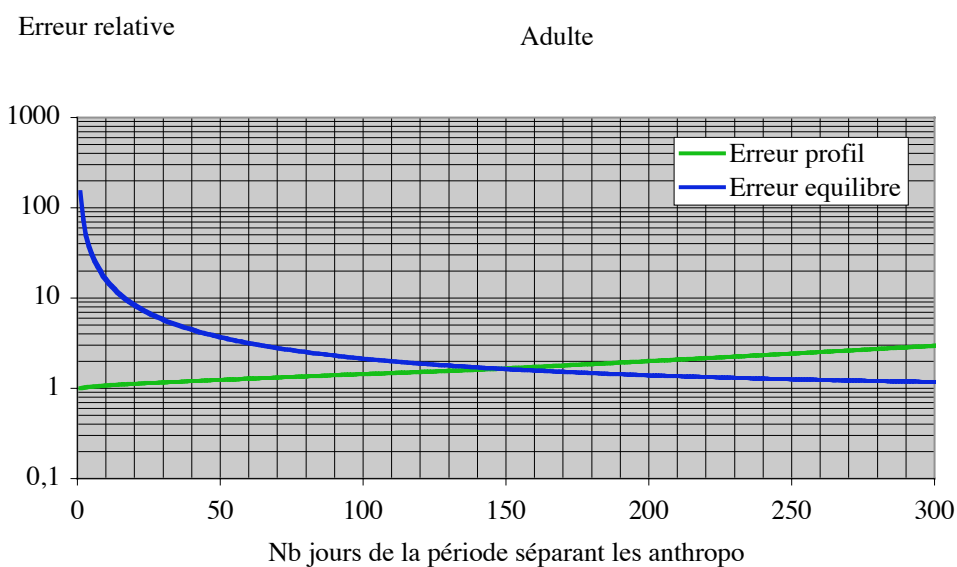


Figure 20. Erreur relative sur les valeurs de correspondance [anthropo ↔ césium ingéré] associées à l'incertitude sur le profil d'ingestion et à l'hypothèse d'équilibre - cas des adultes

Ces résultats montrent que l'erreur associée à l'utilisation directe des abaques présentés à la Figure 16 (hypothèse d'équilibre) intervient de façon concurrente à l'erreur associée

à la méconnaissance du profil temporel d'ingestion (ingestion continue et constante vs des profils d'ingestion variables dans le temps). Au vu de ces analyses, les fréquences optimales des mesures anthropogammamétriques pour les différentes catégories d'âge ont été recherchées. Les résultats sont reportés au Tableau 16.

Tableau 16. Fréquences optimales des mesures anthropogammamétriques pour différentes catégories d'âge

Catégorie d'âge	Fréquence optimale des mesures anthropogammamétriques [†]
Jeune enfant (1 - 5 ans)	12 fois par an
Enfant (5 - 10 ans)	6 fois par an
Adolescent (10 - 15 ans)	3 fois par an
Adulte (> 15 ans)	2,5 fois par an

[†] Dans ces conditions, les valeurs extrêmes (min et max) et la valeur moyenne (déterminée par l'abaque à l'équilibre) sont dans un rapport allant jusqu'à trois au maximum

A3.6 Calcul de la dose à partir de la quantité ingérée

Le calcul de la dose est effectué à partir des quantités ingérées précédemment évaluées. Ce calcul est fonction de l'âge. Les facteurs de dose considérés pour l'ingestion sont ceux de la CIPR 72 [8].

Tableau 17. Facteurs de dose efficace engagée après ingestion en fonction de l'âge, en Sv.Bq⁻¹

Age	Facteur de dose, en Sv.Bq ⁻¹
5 ans	9,6.10 ⁻⁹
10 ans	1,0.10 ⁻⁸
15 ans	1,3.10 ⁻⁸
Adulte	1,3.10 ⁻⁸

Les Tableaux ci-après donnent pour chaque catégorie d'âge les valeurs de correspondance entre les mesures anthropogammamétriques et les quantités de césium

