

ECOLE NATIONALE VETERINAIRE DE LYON

Année 2009 - Thèse n°



RISQUE DE CONTAMINATION DES FILIERES DE PRODUCTION DES DENREES ALIMENTAIRES PAR DES REJETS ACCIDENTELS DE RADIONUCLEIDES. REDACTION DE FICHES SYNTHETIQUES A L'USAGE DES DECIDEURS

THESE

Présentée à l'UNIVERSITE CLAUDE-BERNARD - LYON I
(Médecine - Pharmacie)
et soutenue publiquement le 17 décembre 2009
pour obtenir le grade de Docteur Vétérinaire

par

Sophie BLANQUART
née le 11 mars 1985
à Dole (39)

Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, membre de UNIVERSIT DE LYON



DEPARTEMENT ET CORPS ENSEIGNANT DE L'ENVL

Directeur : Stéphane MARTINOT

	PREX	PR 1	PR 2	ISPV, MC, MC(HC)	Contractuel, Associé, IPAC	Praticiens hospitaliers
DEPARTEMENT SANTE PUBLIQUE VETERINAIRE						
Microbiologie, Immunologie, Pathologie Générale	Y. RICHARD		A. KODJO	V. GUERIN-FAUBLEE (HC) D. GREZEL	Z. DJELOUADJI	
Pathologie Infectieuse		M. ARTOIS		J. VALARD (HC)		
Parasitologie et Maladies Parasitaires		G. BOURDOISEAU		MP. CALLAIT-CARDINAL L. ZENNER G. BOURGOIN		
Qualité et Sécurité des Aliments			P. DEMONT C. VERNOZY	A. GONTHIER S. COLARDELLE (ISPV) D. SERGENTET		
Législation et Jurisprudence		A. LACHERETZ		P. SABATIER (HC)		
Bio-informatique - Bio-statistique			M. DELIGNETTE E. GILLOT-FROMONT	K. CHALVET-MONERAY		
DEPARTEMENT ANIMAUX DE COMPAGNIE						
Anatomie		T. ROGER		S. SAWAYA C. BOULLOCHER(stagiaire)		
Chirurgie et Anesthésiologie		JP. GENEVOIS E. VIGUIER	D. FAU D. REMY	C. CAROZZO K. PORTIER S. JUNOT	P. BELLI D. WATRELOT-VIRIEUX	
Anatomie-pathologique/Dermatologie-Cancérologie			C. FLEURY	T. WARCHAL D. PIN S. BELLICQ(stagiaire)		
Hématologie		C. FOURNEL				
Médecine Intime		JL. CADORE	L. CHABANNE	F. PONCE M. HUGONNARD C. ESCRICOU	I. BUBLOT C. POUZOT (siamu)	
Imagerie Médicale					J. SONET	
DEPARTEMENT PRODUCTIONS ANIMALES						
Zootecnie, Ethologie et Economie Rurale		M. FRANCK		L. MOUNIER	L. COMMUN	
Nutrition et Alimentation				D. GRANCHER (HC) L. ALVES DE OLIVEIRA G. EGREN S. BOFF AC. LEFRANC (HC)		
Biologie et Pathologie de Reproduction		F. BADINAND	P. GUERIN			
Pathologie Animaux de Production		T. ALOGINOUWA		R. FRIKHA MA. ARCANGIOLI D. LE GRAND C. BECKER(stagiaire)	P. BRUYERE	G. LESOBRE P. DEBARNOT P. OTZ P. BERGERON
DEPARTEMENT SCIENCES BIOLOGIQUES						
Physiologie/Thérapeutique			JM. BONNET-GARIN	J.J. TRIBAUDI (FC) V. LOUZER		
Biophysique/Biochimie		E. BENOIT E. GARNIER		T. BUFRONFOSSE(HC) V. LAMBERT		
Génétique et Biologie moléculaire		G. KLECK P. JAUSSAUD	F. GRAN P. BERNY	C. PROULLAC		
Pharmacie/Toxicologie Législation du Médicament						T. AVISON (IPAC) G. MARTIN (IPAC)
Langues						
DEPARTEMENT HIPPIQUE						
Pathologie équine		JL. CADORE	A. BENAMOU-SMITH		I. DESJARDINS	
Clinique équine		O. LEPAGE	A. LEBLOND		M. GANGL	

A notre jury de thèse,

A Monsieur le Professeur Gharib,
De la faculté de médecine de Lyon,
Qui nous a fait l'honneur d'accepter la présidence de notre jury de thèse.
Qu'il trouve ici l'expression de nos hommages respectueux.

A Monsieur le Docteur Alain Gonthier,
De l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon,
Qui a accepté de diriger notre travail et nous a guidé avec compétence et gentillesse.
Sincères remerciements.

A Monsieur le Professeur Philippe Berny,
De l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon,
Qui nous a fait l'honneur de juger notre travail et de participer à notre jury de thèse.
Hommage respectueux.

Au Commandant Demoncheaux,
Du Service de Santé des Armées,
Qui a été présent tout au long de notre travail et a eu la gentillesse d'y apporter ses corrections.
Sincères remerciements.

A mes parents,
A mes frère et sœur,
A ma famille,
A mes amis,
A ceux qui sont venus aujourd'hui...

Merci.

TABLE DES MATIERES

Liste des abréviations	17
Liste des figures	21
Liste des tableaux	23
Introduction	25
I. Généralités sur le risque nucléaire	27
A. qu'est-ce que la radioactivité ?	28
1. Grandeurs dosimétriques et unités.....	29
✧ De la radioactivité.....	29
✧ De la dose absorbée (D).....	29
✧ De la dose équivalente (H) et de la dose efficace (E).....	30
✧ De l'équivalent de dose collectif.....	32
2. Période et activité radioactives.....	33
3. Exposition et contamination.....	35
4. Les sources de radioactivité.....	36
a) Sources naturelles.....	36
b) Sources artificielles.....	37
B. Le réacteur nucléaire	38
1. Importance de l'énergie nucléaire.....	38
2. Fonctionnement.....	39
C. Accident nucléaire	41
1. Importance.....	41
a) Historique.....	41
b) Gravité de l'incident ou de l'accident.....	42
c) L'opinion publique concernant le risque nucléaire.....	45
2. Déroulement d'un accident.....	48
3. Sûreté nucléaire.....	49
a) Concept.....	49
✧ les barrières.....	50
✧ la défense en profondeur.....	50
b) Prévention des accidents.....	52
c) Analyse probabiliste des risques.....	52
d) Perspectives futures.....	53
e) Emission de produits radioactifs.....	53
4. L'accident de Tchernobyl.....	53
a) Description de l'accident.....	53
b) Les rejets dans l'atmosphère.....	54
c) Contamination de l'environnement.....	54
d) Opérations de génie civil et de décontamination.....	55
e) Conséquences sanitaires et biologiques.....	55

◇ Généralités.....	55
◇ En URSS.....	57
◇ En Europe et en France.....	58
D. Organisation de l'intervention en cas d'accident nucléaire en France.....	60
1. Organisation générale.....	61
a) Au niveau local.....	63
b) Au niveau national.....	63
2. Plans d'intervention.....	63
a) Plan de vigilance et de prévention Vigipirate, plan d'intervention Piratome.....	63
b) Protection globale des populations face aux risques et menaces de toutes natures : plan ORSEC.....	64
3. Moyens d'intervention.....	65
4. Communication entre les différents organismes.....	66
5. L'information du public.....	67
6. L'indemnisation des victimes ?.....	68
II. <u>Radioécologie</u>.....	71
A. Principaux éléments libérés et leurs caractéristiques, mode de libération.....	72
1. Les gaz rares : xénon 133 et krypton 85.....	73
2. L'iode 131.....	73
3. Le césium.....	74
a) Le césium 137.....	74
b) Le césium 134.....	74
4. Le strontium 90.....	74
5. Le ruthénium 106.....	75
6. Les autres produits de fission.....	75
7. Les autres produits d'activation.....	75
8. Les émetteurs alpha artificiels.....	75
B. Localisation.....	75
1. L'iode 131.....	76
2. Le césium.....	77
3. Le strontium 90.....	77
4. Le ruthénium 106.....	77
5. Les émetteurs alpha artificiels.....	77
C. Toxicité et traitement lors de contamination humaine.....	78
1. L'iode 131.....	78
2. Le césium.....	78
a) Le césium 137.....	78
b) Le césium 134.....	78
3. Le strontium 90.....	78
D. Détection.....	79
1. Historique et actualités.....	79

2. Mesure de la contamination radioactive des aliments.....	80
a) L'iode 131.....	81
b) Le césium.....	81
c) Le strontium 90.....	81
d) Les émetteurs alpha.....	82
3. Mesure de la contamination radioactive des animaux vivants.....	82
E. « rémanence »	83
F. Transfert	84
1. A partir du sol.....	84
2. A partir des végétaux.....	85
a) Transfert par voie directe.....	86
✧ Influence des précipitations lors des dépôts.....	86
✧ Influence du type de plante.....	86
✧ Influence du délai écoulé depuis le dépôt.....	87
✧ Influence du stade de développement de la plante au moment du dépôt.....	87
b) Transfert par voie indirecte.....	90
c) Schéma synthétique.....	92
3. A partir des animaux.....	92
a) Aspects métaboliques et modalités d'apport des radionucléides.....	92
b) Les effets des pratiques zootechniques.....	95
✧ Herbivores en pâture.....	95
✧ Animaux à l'auge.....	95
✧ Animaux élevés en batterie ou « hors sol ».....	96
c) Et les organismes aquatiques ?.....	96
✧ En milieu marin.....	96
✧ En milieu fluvial.....	97
✧ En milieu d'élevage.....	97
4. Lors des transformations des produits.....	97
a) Transformation du lait.....	97
b) Transformations diverses.....	98
5. Quantification et modélisation.....	99
a) Abaques de transfert de la contamination du pâturage au lait.....	99
b) Coefficients de transfert.....	100
✧ Coefficient de transfert au muscle.....	100
✧ Coefficient de transfert au lait.....	100
✧ Facteurs de variation des coefficients de transfert.....	101
c) Modélisation de la contamination des différents produits de la chaîne alimentaire.....	102
d) Contamination de la viande de bœuf au césium radioactif en Croatie après l'accident de Tchernobyl.....	104
✧ Concentrations d'activité du césium 137 dans la viande de bœuf.....	104
✧ Transfert du césium 137 depuis les retombées jusqu'à la viande de bœuf.....	105
✧ Demi-vie effective écologique du césium 137 dans la viande de bœuf.....	105

◇ Ratio des activités de césium 134 et de césium 137 dans la viande de bœuf.....	105
◇ Dosimétrie.....	106
◇ Tableau récapitulatif des résultats obtenus.....	106
6. En fonction des radioéléments.....	107
a) L'iode 131.....	107
◇ Depuis le sol.....	107
◇ Métabolisme.....	107
◇ Coefficients de transfert.....	108
b) Le césium 137.....	108
◇ Depuis l'eau.....	108
◇ Depuis le sol et dans la plante.....	109
◇ Métabolisme.....	111
◇ Coefficients de transfert.....	113
◇ Transformations technologiques.....	114
c) Le strontium 90.....	115
◇ Dans l'eau.....	115
◇ Depuis le sol et dans la plante.....	116
◇ Métabolisme.....	116
◇ Coefficients de transfert.....	117
◇ Transformations technologiques.....	117
◇ Coefficients de réduction appliqués par le SCPRI.....	118
d) Le ruthénium 106.....	118
e) Les autres produits de fission.....	118
f) Les émetteurs alpha artificiels.....	118
G. Contamination de l'homme et conséquences.....	119
1. Effets des rayonnements : manifestations cliniques et biologiques.....	119
a) Effets cellulaires et tissulaires des rayonnements.....	120
b) Effets aigus et subaigus (fortes doses).....	120
c) Effets des irradiations <i>in utero</i>	121
d) Cancers.....	121
2. Cancers de la thyroïde.....	123
a) L'iode 131.....	124
b) Les isotopes de l'iode à vie courte (iodes 132 à 135).....	124
c) L'irradiation externe.....	125
d) Traitement.....	125
3. Leucémies aiguës.....	127
4. Malformations congénitales.....	127
III. <u>Réglementation sur les limites de dose et les niveaux de référence</u>.....	129
A. La notion de risque acceptable.....	131
B. Les différents types de limites.....	132
1. Les limites fondamentales.....	132

2. Les limites dérivées.....	133
C. Les niveaux de référence.....	133
1. Définition.....	133
2. Importation et exportation des produits agricoles.....	133
3. Niveaux maximaux admissibles pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail....	134
4. Cas de l'eau.....	136
5. Limites indicatives dans les aliments à la suite d'une contamination nucléaire accidentelle..	137
a) Portée.....	137
b) Application.....	137
c) Radionucléides.....	137
d) Justification.....	138
e) Projets de révision des limites indicatives (à l'initiative de l'AIEA).....	139
D. Les différents organismes chargés de la surveillance de la radioactivité en France.	140
1. A l'échelle nationale.....	140
a) Surveillance de l'environnement.....	140
b) Détection précoce et caractérisation d'une contamination de l'air.....	141
c) Surveillance des denrées alimentaires.....	141
2. A l'échelle régionale.....	143
3. Des moyens plus originaux.....	143
IV. <u>Denrées alimentaires : mesures et contre mesures</u>.....	145
A. L'eau.....	146
1. L'eau potable.....	146
2. L'eau d'abreuvement.....	146
3. L'eau d'irrigation.....	146
B. Le lait.....	147
1. Caractéristiques de la production et différentes structures mises en jeu.....	147
a) Production de lait à la ferme.....	147
b) Utilisation par la laiterie.....	147
2. Limiter les transferts de radioéléments au lait.....	148
3. Différer la consommation.....	148
4. Transformer le lait.....	148
5. Utilisation pour les animaux.....	149
6. Destruction.....	149
C. Les œufs.....	149
D. Viande et abats.....	149
1. Contre-mesures destinées à réduire les transferts et l'impact socio-économique : modification de l'affouragement.....	150
a) Eviter les transferts directs.....	150
b) Limiter l'absorption.....	151
◇ Composition de la ration.....	151
◇ Dilution isotopique.....	151

◇ Compétition chimique.....	151
◇ Séquestration ou échange ionique.....	151
2. La gestion du cheptel et de ses productions.....	153
a) Les éleveurs ne sont pas soumis à des contraintes de personne.....	153
b) Les éleveurs sont soumis à des contraintes de personne.....	153
3. Au niveau de l'abattage.....	154
4. Devenir des animaux contaminés.....	154
E. Le poisson.....	155
1. Elevage en bassins d'eau courante.....	155
2. Elevage en étangs.....	155
3. Transformation et consommation.....	155
F. Les légumes verts et fruits « du jardin ».....	156
1. Avant la contamination.....	156
2. Après la contamination.....	156
G. Fourrages et céréales.....	157
1. La paille et le foin.....	157
2. Les céréales.....	157
3. Autres aliments.....	157
4. Dépollution des pâtures et réhabilitation des sols.....	158
H. Le vin et les produits de la vigne.....	158
I. Les champignons, le miel, les baies des bois et autres productions « sauvages ».....	159
1. Les champignons.....	159
2. Les baies des bois.....	159
3. Le miel.....	159
4. Les escargots.....	159
5. Le gibier.....	160
 Fiches	
L'eau	161
Le lait et les produits laitiers.....	162
Les œufs.....	163
Le cheptel.....	164
La viande.....	165
Le poisson.....	166
Les légumes feuilles.....	167
Les légumes fruits.....	168
Les légumes racines.....	169
Les fourrages.....	170
Les céréales.....	171
Le vin et les produits de la vigne.....	172
Les productions « sauvages ».....	173
Le gibier.....	174

Conclusion	175
Références bibliographiques	177
Références réglementaires	187
Références infra réglementaires	187

LISTE DES ABBREVIATIONS

AFCF : ammonium ferrique hexacyanoferrate
AIEA : Agence Internationale de l'Energie Atomique
ASN : Autorité de Sûreté Nucléaire
ASPA : Association pour la Surveillance et l'étude de la Pollution atmosphérique en Alsace
ATP : adénosine tri phosphate
Bq : Becquerel
BWR : Boiling Water Reactor
CCFAC : Comité du *Codex Alimentarius* sur les additifs alimentaires et les contaminants
CEA : Commissariat à l'Energie Atomique
CIP : Cellule d'Information du Public
CIPR : Commission Internationale de Protection Radiologique
CIRC : Centre International de Recherche contre le Cancer
CLI : Commission Locale d'Information
COD : Centre Opérationnel Départemental
CRII-RAD : Commission Régionale Indépendante d'Information sur la Radioactivité
CTC : Centre Technique de Crise
DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DDCCRF : Direction Départementale de la Consommation, de la Concurrence et de la Répression des Fraudes
DDRM : Dossier Départemental des Risques Majeurs
DDSV : Direction Départementale des Services Vétérinaires
DGAL : Direction Générale de l'Alimentation
DGCCRF : Direction Générale de la Consommation, de la Concurrence et de la Répression des Fraudes
DGS : Direction Générale de la Santé
DICRIM : Document Communal d'Information sur les Risques Majeurs
DMA : dose maximale admissible
DOS : Directeur des Opérations de Secours
DPS : Département de Protection Sanitaire
DSND : Délégué à la Sûreté Nucléaire et à la Radioprotection pour les activités et installations intéressant la Défense
DTI : dose totale indicative
EDF : Electricité de France
EPR : European Pressurized Water Reactor
Euratom : Communauté Européenne de l'Energie Atomique
FAO : organisation pour l'alimentation et l'agriculture
Gt_C : gigatonne de CO₂
Gtep : gigatonne équivalent pétrole
Gy : Gray
HACCP : Hazard Analysis Critical Control Point

HTR : High Temperature Reactor
ICP-MS : analyse par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif
INB : Installation Nucléaire de Base
INES : International Nuclear Event Scale
INEX : International Nuclear Emergency Exercise
INVS : Institut National de Veille Sanitaire
IPSN : Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
IRSN : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
LAI : limite annuelle d'incorporation
MACCS : MELCOR Accident Consequence Code System
NMA : niveau maximal admissible
NSC : New Safe Confinement
NUC : Numéro Unique de Crise
OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economiques
OIT : Organisation Internationale du Travail
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
ONU : Organisation des Nations Unies
OPRI : Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants
PCD : Poste de Commandement et de Direction
PCO : Poste de Commandement Opérationnel
POI : Plan d'Opération Interne
PPI : Plan Particulier d'Intervention
PPMS : Plan Particulier de Mise en Sûreté
PPRN : Plan de Prévention des Risques Naturels
PPRT : Plan de Prévention des Risques Technologiques
PRA : probabilistik risk analysis
PUI : Plan d'Urgence Interne
PWR : Pressurised Water Reactor
REP : Réacteur à Eau Pressurisée
RMBK : réacteur de type eau bouillante modéré au graphite
SCK-CEN : Belgian Nuclear Research Centre
SCPRI : Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants
SDACR : Schéma Départemental d'Analyse et de Couverture des Risques
SDIS : Service Départemental d'Incendie et de Secours
SESURE : Service d'Etude et de Surveillance de la Radioactivité dans l'Environnement
SIDPC : Service Interministériel de Défense et de Protection Civile
SISERI : Système d'Information de la Surveillance de l'Exposition aux Rayonnements Ionisants
SRPV : Service Régional de Protection des Végétaux
Sv : Sievert
TEL : Transfert d'Energie Linéique
TSH : Thyreo Stimulating Hormone
UE : Union Européenne

LISTE DES FIGURES

Fig. 1 : Correspondance entre becquerels et sieverts.....	31
Fig. 2 : Décroissance radioactive ou demi-vie des atomes radioactifs.....	34
Fig. 3 : Carte des sites électronucléaires en France.....	38
Fig. 4 : Schéma du principe d'une centrale REP.....	41
Fig. 5 : Réponses à la question : « en France (ou en Belgique), parmi les problèmes mentionnés dans la liste, lequel est votre première source d'inquiétude ? et votre deuxième ? ».....	46
Fig. 6 : Résultats à la question : « Dans chaque domaine présenté, considérez-vous les risques pour les Français élevés, moyennement élevés, faibles, pas de réponse ».....	47
Fig. 7 : Pourcentages de personnes répondant « oui » ou « non », ou ne répondant pas à la question : « Croyez-vous qu'un accident du même type que Tchernobyl pourrait de nouveau arriver en France (en Belgique) ? ».....	48
Fig. 8 : Principe de la défense en profondeur.....	51
Fig. 9 : Gamme des contaminations maximales en iode 131 et césium 137 observées dans le lait et les légumes à feuilles entre le 5 et le 15 mai 1986, au sein de parties du territoire français où cette contamination a été relativement homogène.....	60
Fig. 10 : Schéma simplifié de l'organisation nationale de crise face à un accident nucléaire.....	62
Fig. 11 : Information et communication en situation d'urgence nucléaire.....	68
Fig. 12 : Schéma des modes de transfert des radioéléments à partir du sol.....	85
Fig. 13 : Quelques données quantitatives sur la production fourragère.....	89
Fig. 14 : Modèle de transfert des radionucléides aux plantes.....	92
Fig. 15 : Coefficients d'absorption intestinale de différents radioéléments en fonction de l'espèce considérée.....	93
Fig. 16 : Modèle métabolique chez l'animal.....	94
Fig. 17 : L'iode dans la chaîne alimentaire.....	108
Fig. 18 : Comparaison des valeurs moyennes du coefficient d'absorption réel A_t (avec l'écart type quand il est disponible) pour le radiocésium dans différentes circonstances environnementales et expérimentales.....	111
Fig. 19 : Schéma général du métabolisme du césium, les chiffres entre parenthèses figurant l'ordre de transfert.....	113
Fig. 20 : Le césium dans la chaîne alimentaire.....	115
Fig. 21 : Schéma général du métabolisme du strontium.....	117
Fig. 22 : Le strontium dans la chaîne alimentaire.....	118
Fig. 23 : Schéma du transfert jusqu'à l'homme de radionucléides rejetés dans l'atmosphère.....	128
Fig. 24 : Interrelations entre les instances internationales.....	130
Fig. 25 : Mise à jour du droit de la radioprotection en France.....	132

LISTE DES TABLEAUX

Tab. 1 : Dose par unité d'incorporation (Sv/Bq) en fonction du radionucléide et du mode de pénétration.....	30
Tab. 2 : Facteurs de pondération Q_t des différents tissus et organes, d'après l'avis 103/2008 du CIPR.....	32
Tab. 3 : Quelques valeurs de dose et leur effet ou correspondance à l'exposition des personnes....	32
Tab. 4 : Périodes des radioéléments des réacteurs nucléaires.....	33
Tab. 5 : Périodes biologiques et organes cibles des principaux radionucléides chez l'homme.....	35
Tab. 6 : Ordres de grandeur de la radioactivité naturelle moyenne de quelques produits courants.	36
Tab. 7 : Situation du risque nucléaire par rapport aux autres risques.....	38
Tab. 8 : Perspectives énergétiques entre 2000 et 2030 selon la Commission.....	39
Tab. 9 : Comparaison entre accident classique et accident majeur.....	42
Tab. 10 : Echelle INES et exemples d'événements classés sur l'échelle INES.....	44
Tab. 11 : Classement dans l'échelle INES des événements déclarés en 2003.....	45
Tab. 12 : Estimation de l'activité des principaux radionucléides rejetés dans l'atmosphère lors de l'accident de Tchernobyl.....	54
Tab. 13 : Contamination des sols à Tchernobyl et en Suisse en mai 1986 en kBq/m ² . Radioéléments les plus importants.....	55
Tab. 14 : Liste des organisations propres des acteurs.....	65
Tab. 15 : Principaux radionucléides et voies d'atteinte en situation accidentelle.....	73
Tab. 16 : Energies des rayonnements γ émis par le césium 134 et le césium 137.....	81
Tab. 17 : Transfert du dépôt de césium aux légumes feuilles : exemple : chou.....	88
Tab. 18 : Transfert du dépôt de césium aux légumes hors feuilles : exemple : haricot.....	88
Tab. 19 : Transfert du dépôt de césium aux fruits : exemple : pommes.....	88
Tab. 20 : Transfert du dépôt de césium aux grains des céréales.....	88
Tab. 21 : Facteurs de translocation en situation d'équilibre.....	90
Tab. 22 : Concentrations d'activité critiques du sol (kBq/kg) requises pour dépasser les niveaux d'action dans les denrées alimentaires recommandés par l'AIEA.....	91
Tab. 23 : Coefficients d'absorption réelle chez les Ruminants.....	93
Tab. 24 : Caractéristiques des délais d'apparition de la radioactivité dans le lait pour des animaux en libre pâture sur une surface exposée aux retombées.....	95
Tab. 25 : Caractéristiques des délais d'apparition de la radioactivité dans la viande.....	95
Tab. 26 : Facteurs de transferts technologiques propres à l'industrie laitière : $\frac{A_r}{A_i}$	98
Tab. 27 : Action des transformations alimentaires sur l'activité des produits consommables.....	99
Tab. 28 : Facteurs de transfert à l'équilibre.....	101
Tab. 29 : Pourcentage de la quantité journalière de césium ingérée, excrétée par le lait ou retenue dans le muscle.....	114
Tab. 30 : Fraction du césium 137 se retrouvant dans les différents dérivés du lait de vache.....	115
Tab. 31 : Doses seuils et symptômes correspondant lors d'irradiation aiguë.....	121
Tab. 32 : Les caractéristiques des effets des rayonnements.....	123

Tab. 33 : Doses reçues en Biélorussie en fonction de l'âge.....	124
Tab. 34 : Les différents isotopes de l'iode et leurs effets sur la thyroïde.....	125
Tab. 35 : Estimation de la dose d'irradiation reçue par les enfants de la région de Gomel depuis l'accident de Tchernobyl. La valeur entre parenthèses est la valeur maximale, l'autre la valeur moyenne.....	125
Tab. 36 : Niveaux d'intervention applicables en France pour la définition des actions de protection d'urgence à prévoir dans les plans particuliers d'intervention en vue de limiter les expositions externes et internes lors d'un accident.....	126
Tab. 37 : Niveaux maximaux admissibles pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail (Bq/kg).....	135
Tab. 38 : Niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive (césium 134 et césium 137) d'aliments pour bétail.....	136
Tab. 39 : Limites indicatives pour les radionucléides dans les aliments, applicables dans le commerce international à la suite d'une contamination nucléaire accidentelle.....	138
Tab. 40 : Limites indicatives révisées pour les radionucléides présents dans les aliments applicables au commerce international (projet de révision du <i>Codex Alimentarius</i> proposé par l'AIEA).....	139
Tab. 41 : Limites indicatives pour les radionucléides dans les aliments applicables dans le commerce international à la suite d'une situation d'urgence nucléaire ou radiologique (nouveau projet de révision du <i>Codex</i>).....	139

INTRODUCTION

Les progrès humains et les exigences toujours plus poussées de l'homme en termes de confort matériel ont conduit à l'édification de structures technologiques de plus en plus importantes, dont les centrales nucléaires. En France notamment, l'option du nucléaire a été largement préférée aux autres moyens de subvenir à la demande en électricité, lorsque, dans les années 70, il a fallu choisir une nouvelle politique énergétique.

En effet, l'énergie nucléaire permet de produire de l'électricité de manière fiable et peu coûteuse. A titre d'exemple, les tarifs français pour l'électricité sont parmi les moins élevés en Europe.

Une des seules ombres au tableau reste l'opinion publique, plutôt réticente vis-à-vis du nucléaire, majoritairement à cause du risque engendré par les déchets nucléaires non encore résolu, mais aussi de la crainte de l'accident. Cette méfiance qui s'était endormie a connu un réveil brutal en 1986, lors de l'accident de Tchernobyl. Le nuage radioactif a parcouru des milliers de kilomètres sans perdre de sa nocivité, mettant ainsi en exergue la dangerosité du nucléaire.

La dispersion des radioéléments dans l'atmosphère, puis leur retombée sous forme d'aérosols sur les forêts, les prairies, dans les océans et les cours d'eau a contaminé l'écosystème pour de nombreuses années, polluant les végétaux puis les animaux qui les consomment, avant d'arriver dans l'assiette du dernier maillon de la chaîne alimentaire : l'homme.

La catastrophe de Tchernobyl a eu cet avantage qu'elle a éclairé les consciences des dirigeants sur ce qui n'allait pas ou manquait à la législation, les conduisant à renforcer la réglementation relative à la radioactivité. De même, les organismes français et internationaux contrôlant l'usage de la radioactivité dans les activités humaines ont vu leurs rôles s'affirmer, s'étendre et se préciser.

Enfin, et c'est l'objet principal de notre travail, il convient de réfléchir sur ce que pourraient être les contre mesures pratiques à mettre en œuvre afin de protéger les denrées alimentaires et de les maintenir consommables pour l'homme, que ce soit dans l'action (ce qu'il faut faire) ou dans l'« inaction » (ce qu'il ne faut pas faire),.

I. Généralités sur le risque nucléaire

La prise de conscience de la réalité du risque nucléaire aide à mieux l'appréhender. Aussi convient-il d'élucider quelques mystères quant à la nature de la radioactivité. Pour cela, il est important de connaître son origine, les unités utilisées pour la quantifier ou apprécier ses effets. Il faut aussi prendre conscience de l'omniprésence de la radioactivité, que ce soit à l'état naturel ou lorsqu'elle est utilisée par l'homme. Nous évoquerons également dans cette partie les tenants et aboutissants de l'utilisation de l'énergie nucléaire, des attentes du public au fonctionnement du réacteur et des multiples mesures prévues afin de prévenir toute dispersion des radionucléides dans l'environnement en cas d'accident et aux conséquences que peut avoir cet accident. Nous prendrons alors comme exemple l'accident de Tchernobyl, en étudiant notamment les répercussions sanitaires et écologiques qu'il a eues en URSS, en Europe et en France. Si les mesures prévues au sein d'une centrale française échouaient, nous verrons quels sont les moyens qui seraient alors mis en place pour juguler le risque, protéger et informer les populations civiles.

A. Qu'est-ce que la radioactivité ?

La radioactivité consiste en la désintégration spontanée du noyau d'un atome ; elle fut découverte en 1896 par Henri Becquerel, scientifique français. Ce dernier laisse par hasard des composés d'uranium au voisinage d'une plaque photographique dans le même tiroir et constate que la plaque est impressionnée. En 3 semaines d'expériences, il démontra que l'émission était produite par tous les composés de l'uranium, y compris les non fluorescents, tandis qu'elle n'était produite par aucune des substances fluorescentes non uraniques étudiées. Les sels d'uranium présentent une phosphorescence invisible de longue durée, se distinguant de la phosphorescence ordinaire car ne nécessitant pas d'activation par le rayonnement solaire : il s'agit de la radioactivité. (*Molinié et Boudia, 2006 ; Dutreix, 1996*)

Les découvertes s'enchaînent alors. En 1898, Pierre et Marie Curie isolent, à partir de l'uranium, deux éléments radioactifs : le polonium et le radium. En 1903, Ernest Rutherford explique la nature de la radioactivité en identifiant les rayonnements α et β . En 1905, vingt espèces radioactives étaient identifiées. En 1934, Irène et Frédéric Joliot-Curie découvrent la radioactivité artificielle et Enrico Fermi obtient un grand nombre d'isotopes radioactifs. (*Ferrieu, 1993 ; Dutreix, 1996*)

Le constituant fondamental de la matière est l'atome : il est formé d'un noyau contenant des protons et des neutrons, autour duquel gravitent des électrons. Le nombre d'électrons est égal au nombre de protons (numéro atomique Z) et détermine les propriétés chimiques des atomes. Le nombre de protons et de neutrons du noyau (nombre de masse A) détermine la « stabilité » de l'atome : les isotopes radioactifs d'un corps ont le même numéro atomique (mêmes propriétés chimiques) mais un nombre de masse différent (plus ou moins de neutrons). (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

La nomenclature s'écrit de la façon suivante :

A	N
Symbole	
Z	

A nucléons = N neutrons + Z protons

Certains atomes sont instables : ce sont des atomes radioactifs ou radionucléides. Ils se désintègrent spontanément en émettant des rayonnements ionisants : rayonnements α , β et γ . Cela leur permet d'évoluer vers un état de plus grande stabilité.

-les rayons α sont des noyaux légers d'hélium constitués de 2 neutrons et 2 protons, leur énergie varie de 3 à 8 MeV (méga électronvolt).

-les rayons β sont des électrons négatifs ou positifs : les éléments excédentaires en neutrons sont émetteurs de rayonnements β^- , tandis que les éléments excédentaires en protons sont émetteurs de rayonnements β^+ . Leur énergie va de 0,2 à 2 MeV.

Les rayons α et β consistent donc en des émissions de particules de grande énergie.

-les rayonnements électromagnétiques : rayons γ et rayons X : ils sont émis lors du retour à l'état fondamental du noyau ayant subi des transformations radioactives : ce sont des photons de grande énergie, sans charge ni masse. L'allure du spectre d'énergie des rayonnements γ émis par un noyau est

caractéristique du noyau émetteur. L'énergie des rayons γ varie de quelques KeV (kilo électronvolt) à quelques MeV.

La plupart du temps, un radionucléide va se désintégrer en émettant soit des particules α et des photons γ , soit des particules β et des photons γ : on a alors une perte d'énergie du radionucléide et un changement de numéro atomique : par exemple l'or 198 instable va se transformer en mercure 198 tout en émettant une particule β et un photon γ .

La radiobiologie étudie les interactions entre ces rayonnements et la matière vivante. (Ferrieu, 1993 ; Humphreys, 1988 ; Girka, 1990 ; Naudy, 1990 ; Rieunau, 1995)

1. Grandeurs dosimétriques et unités (De la Vaissière et al., 2008 ; Gratien, 1988 ; FNSEA-CNIEL, 1990)

✧ de la radioactivité

L'activité représente le nombre d'atomes radioactifs qui se désintègrent pendant une unité de temps et s'exprime en BECQUEREL (Bq) :

$1 \text{ Becquerel} = 1 \text{ transformation nucléaire par seconde}$ $1 \text{ Ci (curie : ancienne unité)} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$
--

Dans l'exemple ci-dessus, un kBq d'or 198 donne 1000 particules β et 1000 photons γ par seconde.

✧ de la dose absorbée (D)

Lorsque les rayonnements ionisants traversent de la matière en un point, ils lui cèdent de l'énergie : cette dose absorbée s'exprime en GRAY (Gy ou J.kg^{-1}) :

$1 \text{ gray} = 1 \text{ joule / kg de matière} = 6,35 \cdot 10^{18} \text{ électron volt/kg de matière}$ $1 \text{ rad (ancienne unité)} = 1 \text{ centigray}$

Le rayonnement α est peu pénétrant : il est arrêté par deux feuilles de papier ou une feuille d'aluminium. Il est très ionisant et doté d'une haute énergie. Le rayonnement β est plus pénétrant car les particules sont plus légères et moins ionisantes. Le rayonnement γ est très pénétrant, il traverse la matière vivante de part en part ; c'est toutefois le moins ionisant des trois. Les particules α et β sont responsables d'ionisation directe dans la matière qu'elles traversent. La rapide décélération des particules β quand elles traversent la matière peut aboutir à la production de rayons X. Les rayons X et γ ont une amplitude indéfinie, perdant progressivement leur énergie par interaction avec les électrons orbitaux et les nucléons de la matière à travers laquelle ils passent. Les électrons sont alors éjectés et cela entraîne une ionisation : l'ionisation induite est donc indirecte. (Rieunau, 1995 ; Ferrieu, 1993 ; Humphreys, 1988)

Une dose de radiation reçue en une heure ou en une année n'aura pas les mêmes conséquences sur l'organisme : ceci est dû à la capacité de restauration de ce dernier, qui répare les dommages subits, d'où la notion de débit de dose absorbée, qui est égal au quotient de l'accroissement de dose par un intervalle de temps. L'unité de débit de dose est le quotient de la dose absorbée en gray ou sievert par unité de temps : dans le cas d'une source ponctuelle de césium 137 par exemple, le débit de dose pour 1 Bq est de $2,75 \cdot 10^{-17} \text{ Sv/s}$ à 1 mètre. (Bérard et al., 2001)

❖ **de la dose équivalente (H) et de la dose efficace (E)**

L'effet biologique d'un rayonnement ionisant dans une masse de tissu est directement proportionnel à la dose absorbée, mais dépend aussi d'autres facteurs, en particulier de la densité de perte d'énergie, et de la dérivation de la dose absorbée dans l'espace et dans le temps. Pour une même dose absorbée, l'effet produit dépend de la nature du rayonnement. Cet effet est exprimé en SIEVERT (Sv ou $J.kg^{-1}$) ; pour un même équivalent de dose, on a donc des effets identiques quel que soit le radionucléide (nature du rayonnement) et qu'il s'agisse d'exposition externe ou interne.

$$H = D \times Q_r$$

1 Sievert = gray x facteur de pondération radiologique
1 Rem (ancienne unité) = 1 centisievert

Le facteur de pondération radiologique correspond à la capacité d'une dose donnée à causer des dommages biologiques ; il est relié directement au pouvoir d'arrêt du rayonnement considéré dans l'eau.

En pratique, on ne peut pas convertir de façon simple des becquerels en sieverts car il faut tenir compte de nombreux paramètres : on ne peut établir de correspondance qu'en fonction du radionucléide émetteur, de la nature du rayonnement (par exemple, pour le rayonnement α , une dose absorbée de 1 Gy correspond à un équivalent de dose de 20 Sv ($Q_r=20$) alors que pour les rayonnements β et γ , 1 Gy correspond à 1 Sv ($Q_r=1$)), de son énergie, du chemin suivi par le radionucléide dans l'organisme, de la sensibilité individuelle... (Tab. 1 et Fig. 1) (*Ferrieu, 1993 ; Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Mariau, 1991*)

Radioélément	Iode 131	Césium 134	Césium 137	Strontium 90	Ruthénium 106
Inhalation	$1,1.10^{-8}$	$9,5.10^{-9}$	$6,7.10^{-9}$	$7,7.10^{-8}$	$3,5.10^{-8}$
Ingestion	$2,2.10^{-8}$	$2,0.10^{-8}$	$1,3.10^{-8}$	$2,8.10^{-8}$	$6,9.10^{-9}$

Tab. 1 : Dose par unité d'incorporation (Sv/Bq) en fonction du radionucléide et du mode de pénétration
(d'après Anonyme, 2008b)

On constate que par exemple, le césium 134 contribue plus à la dose que le césium 137.

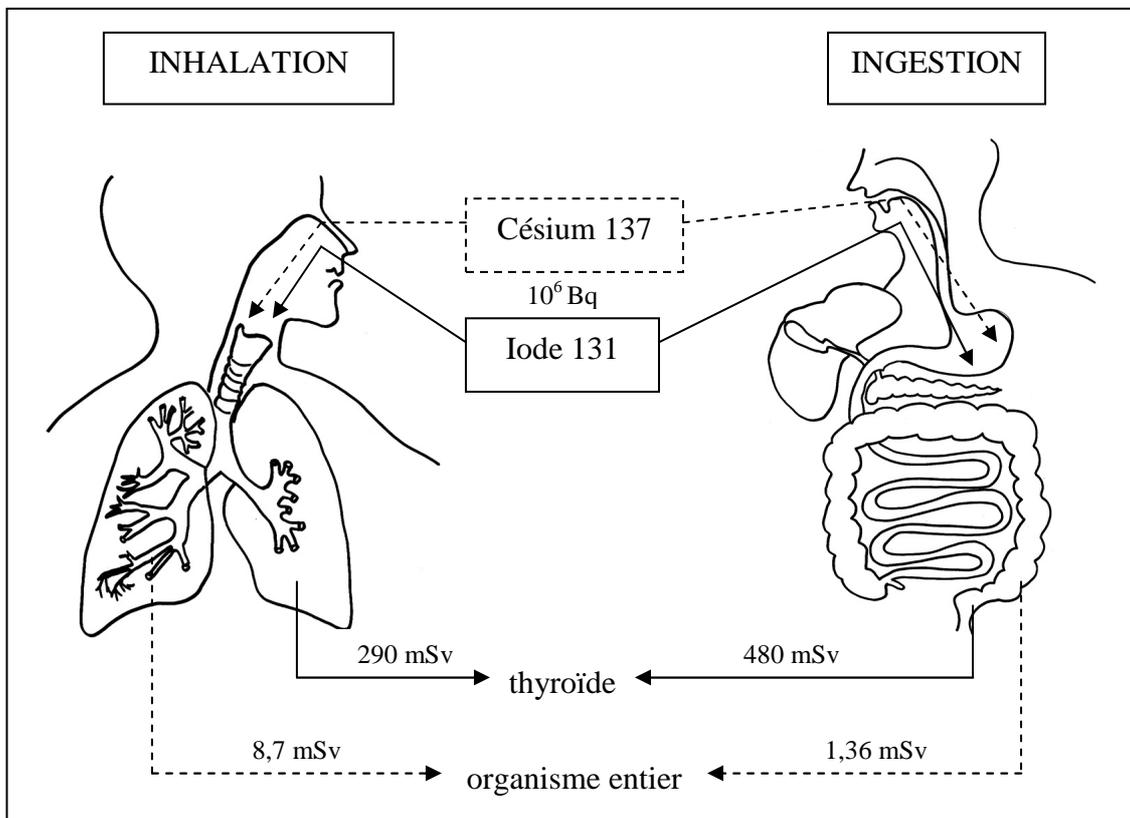


Fig. 1 : Correspondance entre becquerels et sieverts (FNSEA-CNIEL, 1990)

Tous les organes (ou tissus) n'ont pas la même sensibilité aux rayonnements ionisants : lorsque plusieurs organes sont exposés, c'est la dose efficace qui tient compte de l'influence du tissu irradié ; l'équivalent de dose efficace (Sv) représente l'équivalent de dose qui, s'il était distribué de façon homogène à l'ensemble de l'organisme, entraînerait un risque égal à celui entraîné par une ou plusieurs irradiations partielles : la dose efficace est la somme des doses externe et interne pour l'ensemble de l'organisme.

En effet, les tissus sensibles sont constitués de cellules en voie de prolifération rapide et non différenciées. Etant donné cette différence de radiosensibilité cellulaire, on a défini pour les principaux organes ou tissus critiques des facteurs de pondération Q_t tenant compte de la sensibilité de chacun d'eux. (Tab. 2) Ces facteurs sont définis pour l'homme et la femme. La somme des produits de doses reçues par chaque organe ou tissu par le facteur de pondération propre à cet organe ou tissu correspond à l'équivalent de dose efficace. (Streiff, 1996 ; Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Michon, 1993 ; Anonyme, 2009a)

$$E = \sum H \times Q_t$$

Tissu ou organe	Facteur
Gonades	0,08
Moelle osseuse	0,12
Colon	0,12
Poumon	0,12
Estomac	0,12
Vessie	0,04
Sein	0,12
Foie	0,04
Œsophage	0,04
Thyroïde	0,04
Surface des os	0,01
Cerveau	0,01
Glandes salivaires	0,01
Autres tissus ou organes	0,12
Organisme entier	1

Tab. 2 : Facteurs de pondération Q_t des différents tissus et organes, d'après l'avis 103/2008 du CIPR (Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection)

Le Tab. 3 donne quelques idées de la corrélation entre doses reçues et exposition des personnes ou effet de ces doses :

Effet/Exposition	Dose reçue en mSv
Mort en quelques heures	20000
Dose létale 50	4000
Nausées	1000
Limite du danger	200
Limite annuelle de dose pour les travailleurs	20
Radioactivité naturelle au Kérala, en Inde	12
Radiographie des reins	4
Radioactivité naturelle (moyenne)	2,4
Limite annuelle de dose pour le public	1
Un mois de ski à 2000 mètres	1
Dose moyenne totale reçue par la population Française du fait de Tchernobyl	0,1

Tab. 3 : Quelques valeurs de dose et leur effet ou correspondance à l'exposition des personnes (Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection)

Les trois grandeurs dosimétriques ci-dessus peuvent être utilisées par le vétérinaire confronté à un accident nucléaire pour répondre à trois questions importantes : combien de radioactivité la nourriture contient-elle (Bq/kg) ? Combien de cette radioactivité, si elle est ingérée, sera absorbée (Gy) ? Enfin, si on doit faire un choix entre deux denrées radioactives, laquelle devrions-nous manger, ou donner à manger à nos animaux (celle qui a le niveau de Sv le plus bas) ? (Waltner-Toews, 1990)

❖ de l'équivalent de dose collectif

L'équivalent de dose collectif dans une population est défini par la sommation des équivalents de dose reçus soit par l'organisme entier (dose efficace) soit par un tissu ou un organe donné (dose équivalente) pour les membres du sous-groupe de la population exposée. Il s'exprime en homme.Sv et peut se limiter à une source ou à une pratique déterminée. (Michon et Bradier, 1991)

2. Période et activité radioactives

En se désintégrant, les radionucléides se transforment et disparaissent plus ou moins vite suivant une période (ou « demi-vie ») caractéristique de chacun d'eux ou, plus précisément, de chacun de leurs noyaux. (Tab. 4) La période radioactive est donc la durée au bout de laquelle la moitié des atomes du radionucléide initialement présents a disparu. Elle s'exprime en unité de temps : en général jours ou années.

De ce fait, le nombre d'atomes de l'espèce radioactive diminue inexorablement ainsi que le nombre de désintégrations par seconde, que l'on appelle activité de la source radioactive (cf. *supra*), et le nombre de rayonnements émis. (FNSEA-CNIEL, 1990)

L'activité N d'une source radioactive décroît exponentiellement en fonction du temps t . (Fig. 2) On en

déduit la période T : $T = \frac{\ln 2}{\lambda}$

	Radio élément		Période
	Produits de fission	Gaz rares	Xénon 133
Krypton 85			10,7 ans
Iode 131		8 jours	
Tellure 132		78 heures	
Iode 132		2,3 heures	
Iode 133		20,8 heures	
Iode 129		$1,6 \cdot 10^7$ ans	
Césium 137		30 ans	
Césium 134		2,1 ans	
Strontium 90		29,1 ans	
Strontium 89		50,5 jours	
Ruthénium 106		1 an	
Ruthénium 103		39,3 jours	
Cérium 144		285 jours	
Zirconium 95		64 jours	
Baryum 140		12,7 jours	
Produits d'activation	Cobalt 60		5,3 ans
	Manganèse 54		312 jours
	Fer 55		2,7 ans
	Cobalt 58		70,9 jours
	Zinc 65		245 jours
Emetteurs alpha artificiels	Plutonium 239		24100 ans
	Américium 241		432 ans
	Plutonium 238		87,8 ans
	Plutonium 240		6563 ans

Tab. 4 : Périodes des radioéléments des réacteurs nucléaires (Renaud et al., 2007 ; FNSEA-CNIEL, 1990)

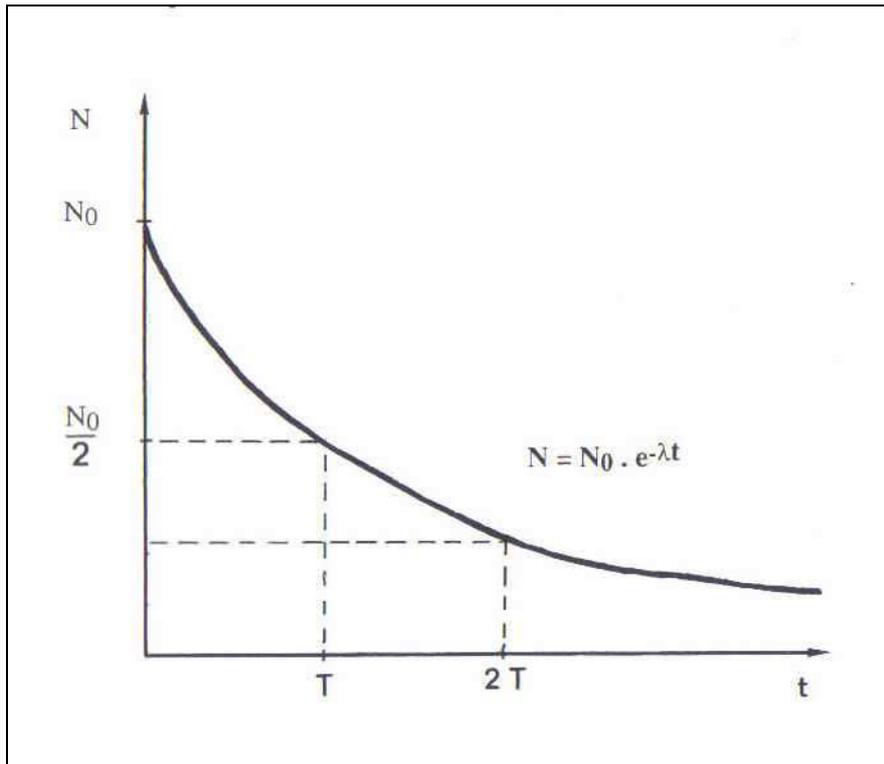


Fig. 2 : Décroissance radioactive ou demi-vie des atomes radioactifs (Ferrieu, 1993)

avec : N_0 : nombre de noyaux de la source radioactive à l'instant t_0 pris comme initial ;

λ : constante radioactive (s^{-1}): rapport du nombre de noyaux désintégrés par unité de temps sur le nombre de noyaux initialement présents dans la source : elle est caractéristique de l'isotope radioactif. (Ferrieu, 1993)

Lors de contamination d'un organisme, la période effective est définie par la combinaison de deux mécanismes : la période radioactive du radionucléide et la période biologique (temps nécessaire à l'organisme pour éliminer la moitié de l'activité ingérée ou inhalée). La période effective caractérise donc la vitesse réelle d'élimination hors de l'organisme. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Janin, 1994)

La période effective (T_{eff}) est liée à la période radioactive (T_r) et à la période biologique (T_b) par la

$$\text{relation : } T_{eff} = \frac{T_r \times T_b}{T_r + T_b}$$

Pour un élément à longue période radioactive (césium 137, strontium 90), la période effective se confond donc avec la période biologique. Ce n'est pas le cas pour l'iode 131. (Ferrieu, 1993)

Le Tab. 5 donne les périodes effective et biologique pour les radioéléments dont nous avons vu la période radioactive dans le Tab. 4

	Période biologique	Période effective	Organe cible
Césium 134	20-150 jours	20-150 jours	muscle
Césium 137	20-150 jours	20-150 jours	muscle
Iode 131	138 jours	7,6 jours	thyroïde
Plutonium 239	100 ans	100 ans	os
Plutonium 239	40 ans	40 ans	foie
Plutonium 239	1 an	1 an	poumon
Ruthénium 106	----	----	rate, hématies
Cobalt 60	9,5 jours	9,5 jours	corps entier, rein
Strontium 90	50 ans	18 ans	os

Tab. 5 : Périodes biologiques et organes cibles des principaux radionucléides chez l'homme (Streiff, 1996)

NB 1 : la période effective dépend parfois de l'organe cible considéré.

NB 2 : la fourchette donnée pour les césium correspond aux âges des sujets : 20 jours pour l'enfant contre 150 jours pour l'homme (100 pour la femme) : la période biologique augmente avec l'âge du sujet du fait de l'augmentation du poids corporel. De surcroît, une relation linéaire relie la période biologique du césium au potassium total et à la masse musculaire. (Bérard *et al.*, 2001)

La demi-vie biologique dépend aussi de l'espèce considérée : par exemple, la demi-vie biologique du césium 137 dans les muscles de renne est de presque deux semaines, alors que dans l'écosystème renne-lichen, elle est d'environ 10 à 15 ans, en raison de la longue demi-vie biologique du lichen. (Waltner-Toews, 1990)

Cette période biologique est aussi valable pour les végétaux : elle est de 10,2 jours par exemple pour l'iode 131 et le césium 137. (Moizant, 1993)

3. Exposition et contamination

Tout corps traversé par des rayonnements ionisants reçoit de l'énergie : il est exposé. Si elle est importante, l'exposition d'un organisme vivant peut éventuellement entraîner des effets dommageables.

La contamination (ou « irradiation ») est la présence de radionucléides dans un milieu (environnement, aliments, organismes vivants...). En cas de contamination humaine ou animale, on parle de contamination externe lorsque les radionucléides sont déposés sur la peau, et de contamination interne lorsque les radionucléides pénètrent dans l'organisme par inhalation, ingestion ou effraction cutanée. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : *formation de la personne compétente en radioprotection*)

La principale source externe est l'irradiation γ par les dépôts de radioisotopes. Dans le cas d'animaux vivant en plein air, on peut avoir une irradiation localisée β et même α de la peau par retombées de particules sur le pelage, les plumes et la peau. Lors de contamination interne, on a tout d'abord une irradiation de l'organe par lequel s'effectue l'incorporation, puis des organes dans lesquels le nucléide vient se concentrer après avoir franchi la barrière pulmonaire ou intestinale, voire de tout l'organisme si l'élément se répartit de façon quasi homogène. (Rieunau, 1995)

La durée d'une exposition ou d'une contamination n'est pas seulement fonction de la vitesse de la décroissance du radionucléide mis en cause, mais aussi de la vitesse avec laquelle certains mécanismes vont le mettre hors d'atteinte de l'homme. Par exemple, la vitesse d'infiltration d'un dépôt sur le sol influe sur la diminution de l'exposition externe résultante, ou la vitesse d'élimination par lessivage ou

desquamation d'un dépôt sur les parties aériennes des légumes ou des fourrages influe sur les niveaux de contamination de ceux-ci au moment de leur consommation. (FNSEA-CNIEL, 1990)

4. Les sources de radioactivité

a) Sources naturelles

Depuis toujours, la radioactivité est présente de manière naturelle dans l'environnement et l'homme lui-même. (Tab. 6)

Eau de pluie	0,5 becquerel par litre
Eau de mer	10 becquerels par litre
Terre	900 becquerels par kilogramme (quelques centaines à quelques milliers selon qu'il s'agit d'un sol sédimentaire ou granitique)
Pommes de terre	150 becquerels par kilogramme
Lait	40 becquerels par litre
Viande ou poisson	100 becquerels par kilogramme
(L'organisme humain contient environ 4500 becquerels de potassium 40 et 3700 de carbone 14).	

Tab. 6 : Ordres de grandeur de la radioactivité naturelle moyenne de quelques produits courants (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Ferrieu 1993)

On compte trois sources externes de radioactivité naturelle :

-les rayonnements cosmiques, c'est-à-dire le rayonnement solaire et le rayonnement galactique, apportent une dose moyenne de 0,4 mSv/an. La radioactivité augmente avec la latitude et l'altitude.

-les rayonnements atmosphériques : activation de l'air par les neutrons cosmiques (0,02 mSv/an) et émanations gazeuses des familles radioactives naturelles (1,3 mSv). Le radon par exemple est un gaz radioactif naturel qui provient du radium issu de la dégradation de l'uranium et du thorium présents dans certains types de roches du sous-sol, fréquents dans les régions granitiques (Bretagne, Massif Central...) Il se désintègre en donnant des radio-isotopes solides, souvent émetteurs α , qui forment un aérosol dans l'air. On le suspecte d'augmenter les risques de cancer du poumon au-delà d'un certain seuil de concentration.

-les rayonnements telluriques sont dus aux radionucléides primordiaux qui étaient présents lors de la formation de la terre, seuls subsistent donc ceux dont la période est au moins égale à 300 millions d'années, tels que le potassium 40 ou l'uranium 238. Cela représente en moyenne 300 μ Sv/an en terrain sédimentaire et 1300 μ Sv/an en terrain granitique.

Il existe également une source interne de radioactivité naturelle qui est apportée par les aliments et par l'air respiré : par exemple chaque aliment nous apporte du potassium naturel qui contient 0,11% de potassium 40 radioactif. Cet apport quotidien est estimé à 100 Bq/jour pour un régime européen normal.

Au total, la radioactivité naturelle apporte 2,4 mSv/an, dont 50% sont dus au radon. (Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Franconi et al., 2001 ; Laurent, 1985)

b) Sources artificielles

Les sources artificielles sont assez nombreuses :

-retombées radioactives : dues aux nombreux tirs expérimentaux atmosphériques qui se sont succédés dans l'hémisphère nord entre 1950 et 1960, ainsi qu'à ceux qui ont suivi, moins nombreux, dans l'hémisphère sud. La contribution de ces tirs à la pollution radioactive des sols n'est pas négligeable, puisqu'une expérience menée au Royaume Uni (en Combrie), a montré que les restrictions imposées par le gouvernement sur la viande d'agneau contaminée par le césium 137 n'auraient pas d'objet si l'on ne tenait compte que des retombées de césium radioactif dues à Tchernobyl. (*Wright et al., 2003*)

-irradiations domestiques et de loisir : par exemple, 15 jours de vacances au ski ou un aller-retour Paris New York en avion apportent 0,05 mSv : en moyenne ces irradiations représentent 0,07 mSv/an.

-utilisation industrielle : sources scellées (juges radioactives, gammagraphie, analyses chimiques, stérilisation de produits alimentaires ou pharmaceutiques, contrôle de colis suspects...) et sources non scellées (détection de fuites dans des canalisations enterrées, étude du mouvement des sédiments marins, étude de la vitesse du déplacement de produits dans des circuits d'usines chimiques...) : près de 100 000 sources scellées et au moins autant de sources non scellées sont utilisées en France, tant dans le domaine médical qu'industriel.

-utilisation médicale : part la plus importante de l'irradiation d'origine humaine : ensemble des actes de radiodiagnostic (radiographie : 1,2 mSv pour une radiographie de bassin, tomographie : de 0,4 à 1,8 mSv, administration de traceurs radioactifs : 6,8 mSv pour une angiographie, mammographie), de radiothérapie et de médecine nucléaire.

-mise en jeu des sources naturelles par l'activité humaine : exploitation de l'uranium.

-installations nucléaires : 0,01 mSv/an dus aux rejets du fonctionnement normal : on recense plus de 150 Installations Nucléaires de Base (une installation est classée INB quand l'activité des substances radioactives y est supérieure à un seuil fixé par décret) : centrales électronucléaires, usines de fabrication ou de retraitement de combustible...

-expositions professionnelles : personnel médical, vétérinaire... (*Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; FNSEA-CNIEL, 1990 ; Anonyme, 2008a*)

Au final, l'exposition totale d'une personne vivant dans les pays développés est due en moyenne pour 30% à la radioactivité artificielle médicale (1,6 mSv/an) et pour 30% à la radioactivité naturelle du radon. On estime cette exposition totale à 4 mSv/an. (*Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Grastilleur, 2006*)

Le Tab. 7 donne l'importance statistique réelle par activité, par an, en France, du risque nucléaire :

Type de risque	Nombre de décès
Tabac	70000
Alcool	50000
Accidents de la circulation	14000
Grippe	2500
Tétanos	200
Nucléaire en l'an 2000	2

Tab. 7 : Situation du risque nucléaire par rapport aux autres risques (Laurent, 1985)

B. Le réacteur nucléaire

C'est en 1938, alors que l'Allemagne nazie et les Etats-Unis sont en compétition afin de développer l'arme nucléaire, que la fission nucléaire est démontrée pour la première fois par des scientifiques allemands. En 1951, de l'électricité est produite par fission nucléaire et en juillet 1957 entre en service le premier réacteur civil nucléaire. (Gupta, 2007)

En France actuellement, 58 réacteurs sont répartis dans 19 centrales construites pour fonctionner au moins 40 ans. (Fig. 3) (Anonyme, 2009c)

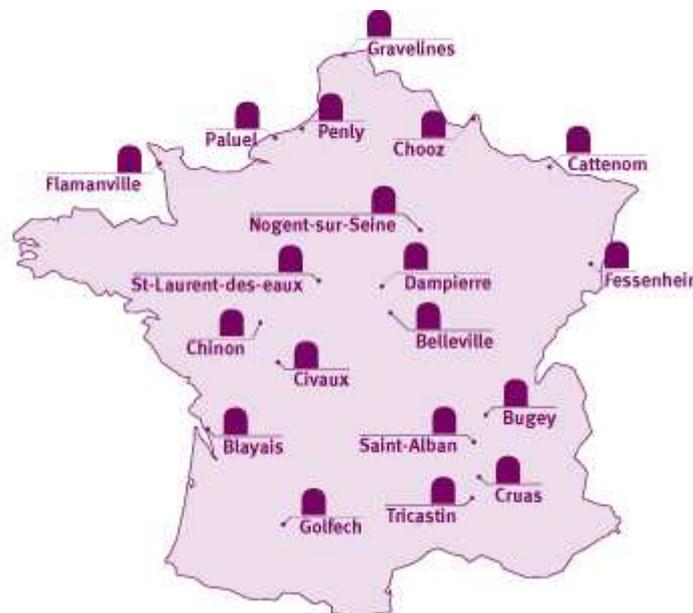


Fig. 3 : Carte des sites électronucléaires en France (Anonyme, 2009c)

1. Importance de l'énergie nucléaire

En 2050, les besoins énergétiques mondiaux seront compris entre 15 et 20 gigatonnes équivalent pétrole (Gtep = 42,7 gigajoules) (par rapport à 9 Gtep en 2000). (Bacher, 2003) Le rapport "Energie, Technologie et politique climatique : les perspectives mondiales" de la Commission européenne prévoit quant à lui dans son scénario de référence que la demande énergétique mondiale augmenterait d'environ 1,9% par an entre 2000 et 2030, et que cette augmentation sera due aux pays en voie de

développement ; en revanche, dans son scénario de réduction du carbone, la demande énergétique mondiale n'augmenterait que de 1,3 % par an. (Tab. 8) (*Anonyme, 2009b*)

	Scénario de référence	Scénario de réduction du carbone	Différence
Demande mondiale d'énergie (Gtep)	17.1 (+1.8 % par an)	15.2	-11%
Demande d'énergie dans l'UE (Gtep)	2.0 (+0.4 % par an)	1.7	-12 %
Energie fossile, total mondial (Gtep)	14.9	12.4	-17%
- Pétrole (Gtep)	5.9	5.4	-8%
- Charbon (Gtep)	4.7	2.7	-42%
- Gaz (Gtep)	4.3	4.3	0%
Nucléaire (Gtep)	0.9	1.2	+36%
Energies renouvelables (Gtoe)	1.4	1.8	+35%
Energies fossiles, total UE (Gtep)	1.66	1.31	-24%
- Oil (Gtep)	0.73	0.64	-13%
- Coal (Gtep)	0.39	0.15	-61%
- Gas (Gtep)	0.55	0.53	-3%
Nucléaire (Gtep)	0.24	0.32	+35%
Energies renouvelables(Gtep)	0.12	0.19	+56%
Emissions de CO2 dans le monde (GtCO2)	44.5	35.3	-21%
Emissions de CO2 dans l'UE (GtCO2)	4.7	3.5	-26%

Tab. 8 : Perspectives énergétiques entre 2000 et 2030 selon la Commission (*Anonyme, 2009b*)

Cependant, la contrainte imposée par le risque de l' « effet de serre » obligerait, elle, à réduire de 6 (en 2003) à 4 gigatonnes de CO₂ (Gt_C) les émissions de CO₂. Additionnée à la contrainte économique (utilisation de l'énergie renouvelable chère), cela rend l'énergie nucléaire pratiquement incontournable à hauteur de 3 à 5 Gtep (0,6 en 2000). (*Bacher, 2003*)

En 1999, selon les Français, l'argument le plus fort pour le nucléaire était d'abord l'indépendance énergétique (30% d'adhésion, mais argument en baisse par rapport aux années précédentes). En revanche, l'adhésion à l'argument économique du coût du kilowatt/heure était en hausse (25% en 1999 contre 15% en 1992). (*Charron et Mansoux, 1999*)

2. Fonctionnement

Il existe 3 types de réacteurs nucléaires :

-les réacteurs à neutrons thermiques utilisant de l'uranium faiblement enrichi (réacteurs à eau ordinaire : bouillante (BWR) ou pressurisée (PWR ou REP)) : la grande majorité des réacteurs actuellement en service appartient à cette famille.

-les réacteurs à neutrons thermiques et à fort enrichissement (par exemple, les réacteurs à haute température refroidis par gaz, HTR).

-les réacteurs à neutrons rapides (par exemple, Superphénix, refroidi au sodium liquide).

(*Bacher, 2003 ; Maisonneuve, 1991*)

L'essentiel du parc nucléaire français est constitué de réacteurs à eau pressurisée (REP) : dans le réacteur, l'uranium enrichi subit la « fission ». L'énergie libérée est transformée en chaleur qui est transférée à un circuit d'eau dit « circuit primaire ». Le circuit primaire transporte la chaleur vers un échangeur de chaleur où elle est transférée à l'eau d'un circuit secondaire indépendant du circuit primaire. La vapeur produite dans le circuit secondaire sert à faire tourner les turbines qui entraînent les alternateurs producteurs d'électricité. (Fig. 4)

-le combustible : l'uranium enrichi se présente sous l'aspect de petites pastilles qui doivent toujours rester enfermées dans des gaines étanches pour éviter la dispersion des produits de fission dans le réacteur. Ces gaines sont rassemblées en faisceaux nommés assemblages. Les assemblages forment le cœur du réacteur qui compte environ 70 à 90 tonnes de combustible. Le combustible a une durée de vie de trois ans au sein du réacteur ; on le remplace généralement par tiers tous les ans. Lors de la réaction de fission, de nombreux éléments radioactifs sont produits ; ils restent à l'intérieur des crayons et seule une très faible proportion de cette radioactivité peut passer dans l'eau du circuit primaire qui est épurée en permanence. Les éléments radioactifs présents dans le circuit primaire ne peuvent pénétrer dans le circuit secondaire que par des fuites au niveau de l'échangeur de chaleur.

-le modérateur : son rôle est de permettre l'entretien de la fission en ralentissant les neutrons. Dans l'exemple des REP, c'est de l'eau. Soumis au flux neutronique, le modérateur va s'activer pour devenir radioactif (par exemple, on a formation de tritium).

-le caloporteur est nécessaire pour évacuer la chaleur hors du cœur, c'est un gaz, de l'eau, une substance organique ou un métal liquide comme le sodium qui va également s'activer. Dans les REP, la même eau sert à la fois de modérateur et de caloporteur. En passant à travers le cœur, le caloporteur va évidemment devenir fortement radioactif. Il joue donc également un rôle lors d'accidents (le circuit primaire d'un REP contient plus de 210 tonnes d'eau).

Des gaz radioactifs sont également produits (principalement de l'iode et des gaz rares), et des systèmes d'épuration de l'air permettent soit de les fixer sur des filtres soit de les stocker dans des enceintes où on laisse décroître la radioactivité de ces gaz.

Chaque centrale fait l'objet d'un arrêté fixant les quantités d'effluents radioactifs qu'elle est autorisée à rejeter ainsi que les modalités de ces rejets. Les quantités sont fixées en fonction du nombre et du type de réacteurs implantés sur le site, ainsi que sur la base d'une étude biologique d'impact.

(FNSEA-CNIEL, 1990 ; Maisonneuve, 1991 ; Michon et Bradier, 1991)

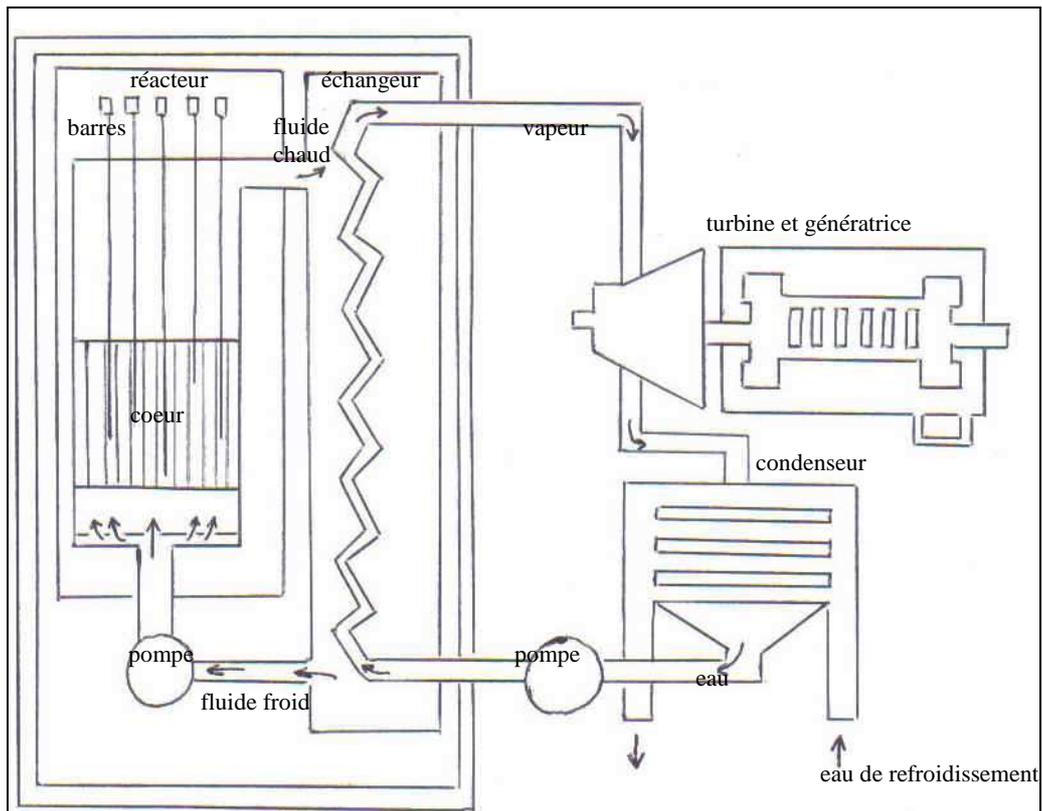


Fig. 4 : Schéma du principe d'une centrale REP (FNSEA-CNIEL, 1990)

C. Accident nucléaire

Un accident nucléaire sera toujours lié à l'activité humaine, et souvent provoquée par l'homme : en effet, pour qu'il y ait accident, il est nécessaire d'avoir une source radioactive très importante, comme dans une centrale nucléaire. (Streiff, 1996)

Dans une centrale nucléaire, trois types de situations accidentelles peuvent survenir :

- situation accidentelle ne concernant pas la partie nucléaire de l'installation.
- situation accidentelle concernant la partie nucléaire de l'installation mais n'affectant pas l'extérieur du site.
- situation accidentelle concernant la partie nucléaire de l'installation et affectant l'extérieur du site.

Une « échelle de gravité » ou « International Nuclear Event Scale » (échelle INES) a été établie afin de caractériser de façon relative ces différentes situations. (FNSEA-CNIEL, 1990)

1. Importance

a) Historique

Les réticences des citoyens devant l'extension du nucléaire sont pour une grande part dominées par la crainte de l'accident.

Trois graves accidents ont marqué l'histoire du nucléaire civil : l'incendie du cœur du réacteur de Winscale (Royaume-Uni, 1957), la fusion du cœur du réacteur de Three Mile Island (Etats-Unis, 1979) et l'explosion du réacteur de Tchernobyl (URSS, 1986). Si les deux premiers n'ont eu aucune conséquence, le dernier a fortement contaminé les régions environnantes et continue encore

aujourd'hui à avoir des effets sanitaires, mesurables dans toute l'Europe. Les deux accidents les plus récents ont permis de démontrer, pour celui de Three Mile Island, que les principes de sécurité étaient bons, et pour celui de Tchernobyl, que le non-respect de principes de base, tant au niveau de la conception des installations que de leur exploitation, pouvait avoir des conséquences dramatiques. Depuis ces accidents, le bilan d'exploitation des ouvrages nucléaires est devenu exemplaire, des événements anormaux n'atteignant que très exceptionnellement le niveau 3 sur l'échelle de gravité de l'INES qui comporte 8 niveaux. (Bacher, 2003)

b) Gravité de l'incident ou de l'accident

Il convient tout d'abord, dans le domaine plus large des accidents technologiques (dans le domaine nucléaire, mais aussi dans l'industrie chimique, le transport de matières dangereuses, les laboratoires de recherche biologique...) de préciser la différence entre accident classique et accident majeur. (Tab. 9) (Lagadec, 1987)

Accident classique	Accident majeur
-événement très localisé dans l'espace et dans le temps	-difficultés et effets de grande ampleur, pour l'immédiat et le long terme
-type de défaillance bien connu	-événement hors du commun ; incertitudes aiguës, paralysantes ... prenant à contre-pied les dispositifs opérationnels
-conduites d'urgence codifiées	-multiplication du nombre des intervenants
-intervenants en nombre restreint	-phase critique de longue durée, éprouvante pour les mécaniques, les hommes, les organisations
-maîtrise rapide du dérèglement en cause	-redoutables problèmes de communication : internes, externes, avec la population, à travers les médias (omniprésents)
-peu de difficultés de communication internes, des communiqués de presse aisément établis	-problèmes d'indemnisation très difficiles
-couverture aisée par l'assurance	-enjeux économiques, politiques et culturels de très grande portée
-importance économique circonscrite	

Tab. 9 : Comparaison entre accident classique et accident majeur (Lagadec, 1987)

L'échelle INES est inspirée par une échelle de gravité des événements nucléaires mise en place par la France dès 1987. Elle est utilisée au plan international depuis 1991, dans une soixantaine de pays, et s'appuie sur des critères objectifs et subjectifs. Elle est destinée à faciliter la perception par les médias et le public de l'importance des incidents et des accidents nucléaires, mais ne constitue pas un outil d'évaluation et ne peut pas servir de base à des comparaisons internationales. Ainsi, il n'y a pas de relation univoque entre le nombre d'incidents sans gravité déclarés et la probabilité que survienne un accident grave dans une installation. (Anonyme, 2007a)

Cette échelle s'applique à tout événement se produisant dans les installations nucléaires de base civiles, y compris celles classées secrètes, et lors du transport des matières nucléaires. Ces événements sont classés sur 8 niveaux, de 0 à 7, par importance croissante. L'application de l'échelle INES se fonde sur trois critères de classement. (Tab. 10)

-les conséquences à l'extérieur du site, appréciées en termes de rejets radioactifs (quantité et nature des radioéléments émis) pouvant toucher le public et l'environnement : mis à part les accidents de réacteurs de niveaux 5 à 7, les autres accidents concevables mettent en jeu des quantités de produits radioactifs qui heureusement ne peuvent conduire qu'à une contamination locale de l'environnement.

-les conséquences à l'intérieur du site, pouvant toucher les travailleurs, ainsi que l'état des installations.

-la dégradation des lignes de défense en profondeur de l'installation, constituées de barrières successives (systèmes de sûreté, procédures, contrôles techniques ou administratifs...) interposées entre les produits radioactifs et l'environnement. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Anonyme, 2007a)

	Conséquences à l'extérieur du site	Conséquences à l'intérieur du site	Dégradation de la défense en profondeur	Exemples
7 Accident majeur	Rejet majeur : effets étendus sur la santé et l'environnement.			1986 : Ukraine : explosion du réacteur 4 de la centrale nucléaire de Tchernobyl.
6 Accident grave	Rejet important susceptible d'exiger l'application intégrale des contre-mesures prévues.			1957 : URSS : explosion d'une cuve de produits radioactifs à l'usine de retraitement de Kyshtym.
5 Accident entraînant un risque à l'extérieur du site	Rejet limité susceptible d'exiger l'application partielle des contre-mesures prévues.	Endommagement grave du cœur du réacteur/des barrières radiologiques.		1979 : Etats-Unis : fusion partielle du cœur du réacteur à Three Mile Island.
4 Accident n'entraînant pas de risque important à l'extérieur du site	Rejet mineur : exposition du public de l'ordre des limites prescrites.	Endommagement important du cœur du réacteur/des barrières radiologiques/exposition mortelle d'un travailleur.		1980 : France : endommagement du cœur du réacteur A1 de Saint-Laurent.
3 Incident grave	Très faible rejet : exposition du public représentant une fraction des limites prescrites.	Contamination grave/effets aigus sur la santé d'un travailleur.	Accident évité de peu/perte des barrières.	2002 : Etats-Unis : découverte sur le réacteur de la centrale de Davis Besse d'une cavité dans le couvercle de cuve due à une corrosion du métal par l'acide borique.

2 Incident		Contamination importante/surexposition d'un travailleur.	Incidents assortis de défaillances importantes des dispositions de sécurité.	2005 : France : anomalie concernant certaines pompes de sûreté des réacteurs de 900 MWe d'EDF pouvant conduire à la perte de la fonction de recirculation de l'eau de refroidissement.
1 Anomalie			Anomalie sortant du régime de fonctionnement autorisé.	Une centaine environ d'événements en France chaque année.
0 Ecart	Aucune importance du point de vue de la sûreté.			Plusieurs centaines d'événements en France chaque année.
Evénements hors échelle	Aucune pertinence du point de vue de la sûreté.			

Tab. 10 : Echelle INES et exemples d'événements classés sur l'échelle INES (d'après Anonyme, 2007a)

L'importance des conséquences de l'accident dépendra également :

-de l'état de l'atmosphère au moment de l'émission : le vent favorise la dispersion des radioéléments, la pluie modifie sensiblement les dépôts au sol surtout à longue distance, lorsque les gouttes d'eau ont le temps de se charger des polluants présents dans l'air. La radioactivité restera très superficielle si le dépôt a lieu par temps sec ; elle s'infiltrera de quelques centimètres si le dépôt a lieu par temps de pluie.

-de l'état de l'environnement au moment de l'émission : les conséquences d'un rejet en plein hiver seront moins importantes qu'en plein été. Dans le premier cas, il y a très peu de productions végétales et les bêtes, en étable, sont nourries avec des fourrages stockés.

-des parades pour protéger les populations : il est possible de réagir efficacement et de protéger la population avoisinante notamment par évacuation. (FNSEA-CNIEL, 1990)

Tous les événements significatifs pour la sûreté nucléaire sont déclarés par les exploitants sous 24 heures à l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN), avec une proposition de classement dans l'échelle INES soumise à son approbation. L'utilisation de l'échelle INES permet à l'ASN de sélectionner, parmi l'ensemble des événements et incidents qui surviennent, ceux qui ont une importance suffisante pour faire l'objet d'une communication de sa part. Les incidents de niveau 0 ne sont pas systématiquement rendus publics ; en revanche, tous les incidents classés au niveau 1 et au-dessus font systématiquement l'objet d'une information publiée sur le site Internet de l'ASN, et les incidents de niveau 2 et au-dessus sont signalés aux journalistes par envoi de communiqués de presse. (Tab. 11) (Anonyme, 2007a)

	Réacteurs à eau sous pression	Autres installations	Transports	TOTAL
Niveaux				
3 et +	0	0	0	0
2	1	0	0	1
1	104	34	10	148
0	566	105	50	721
TOTAL	671	139	60	870

Tab. 11 : Classement dans l'échelle INES des événements déclarés en 2003 (*d'après Anonyme, 2004*)

Des Commissions Locales d'Information (CLI) sont mises en place autour des grands équipements énergétiques afin de favoriser l'information du public sur les risques ; elles sont composées d'élus, de représentants syndicaux, d'industriels, d'organisations de protection de l'environnement et de représentants de l'Etat. (*Anonyme, 2004*)

c) L'opinion publique concernant le risque nucléaire

Jusqu'en 2002 (date à laquelle elle est devenue l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN)), l'Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire (IPSN) a mené des enquêtes régulières d'opinion chez les Français, concernant leur perception des risques. Il en ressort qu'à la fin des années 1990, la menace du SIDA, les accidents de la route et la pollution atmosphérique étaient beaucoup plus craints par les Français (autour de 75% de « oui » à la question « dans chacun des domaines suivants, considérez-vous que les risques pour les Français en général sont élevés ? ») que les centrales nucléaires (50% de « oui ») ou même la radioactivité naturelle (25% de « oui »). En 1999, les arguments cités contre le nucléaire sont les déchets en premier lieu et l'accident de Tchernobyl, cette dernière raison étant en forte baisse par rapport aux années précédentes. (*Charron et Mansoux, 1999*)

En 2002, une enquête a été menée par l'IRSN et le Belgian Nuclear Research Centre (SCK-CEN), afin de recenser les principaux sujets d'inquiétude des citoyens français et belges, leur perception des risques technologiques et naturels, du rôle des experts dans la prise de décision, de la prévention faite sur les activités et les urgences nucléaires, et enfin de la valeur des contre-mesures envisagées. Le but de cette étude était d'avoir un aperçu de l'opinion publique, afin d'ajuster les priorités de recherche.

Il apparaît que les risques technologiques ne représentent pas le premier objet d'inquiétude des populations, et que le risque nucléaire apparaît en 8^{ème} position. (Fig. 5)

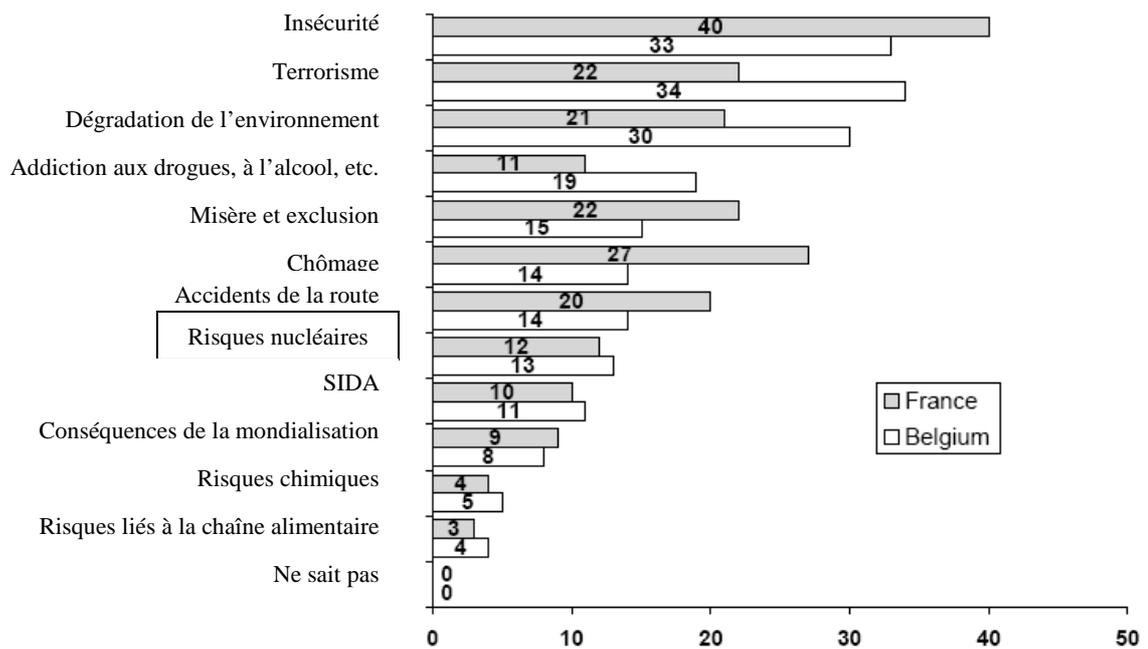


Fig. 5 : Réponses à la question : « en France (ou en Belgique), parmi les problèmes mentionnés dans la liste, lequel est votre première source d'inquiétude ? et votre deuxième ? »

La perception du risque représenté par les déchets nucléaires est plus importante que celle du risque représenté par les installations industrielles, qu'elles soient chimiques ou nucléaires. En revanche, les Français auraient plus peur du risque chimique que du risque représenté par les centrales nucléaires. (Fig. 6)

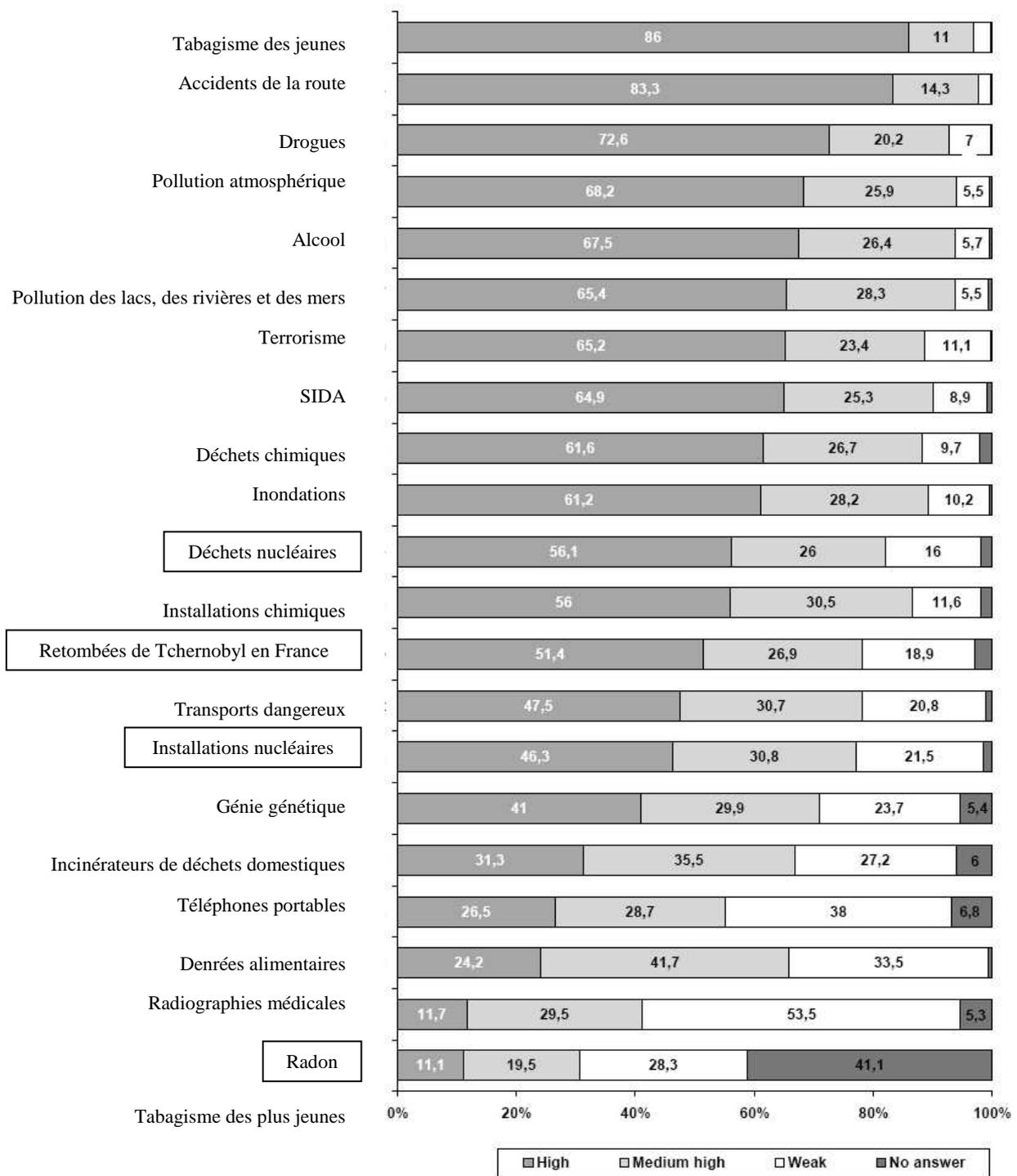


Fig. 6 : Résultats à la question : « Dans chaque domaine présenté, considérez-vous les risques pour les Français élevés, moyennement élevés, faibles, pas de réponse »

Les personnes interrogées sont peu renseignées sur le radon, et ont une bonne perception de l'utilisation médicale des rayons X.

Dans le contexte d'un accident, les installations nucléaires sont considérées comme étant les plus dangereuses, suivies de près par le transport de marchandises dangereuses et le stockage de déchets nucléaires. En France, 37% des personnes interrogées (42% en Belgique) affirment qu'elles n'ont pas confiance dans la pertinence des actions prises pour les protéger contre le danger des installations nucléaires.

La plupart des gens pensent de surcroît qu'on ne leur dit pas la vérité à propos des risques. Un grand nombre de personnes en France ajoutent qu'elles n'ont pas été informées correctement suite aux retombées de Tchernobyl, et une petite majorité croit qu'un accident aussi sévère que Tchernobyl pourrait de nouveau avoir lieu en France (ou en Belgique). (Fig. 7) (Carlé et al., 2004)

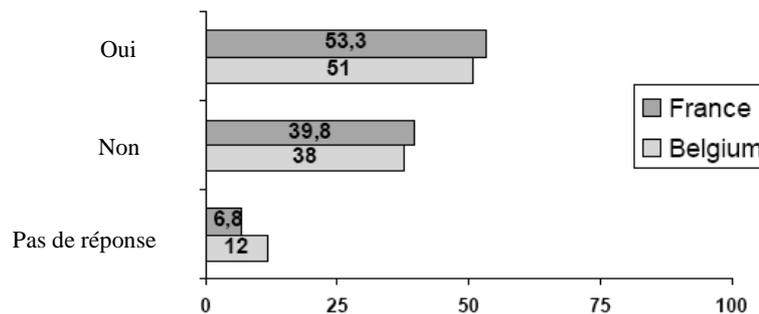


Fig. 7 : Pourcentages de personnes répondant « oui » ou « non », ou ne répondant pas à la question : « Croyez-vous qu'un accident du même type que Tchernobyl pourrait de nouveau arriver en France (en Belgique) ? »

En 1999, le pourcentage de personnes croyant qu'un accident aussi grave que celui de Tchernobyl pourrait avoir lieu de nouveau était de 55 %. (Charron et Mansoux, 1999)

De plus, deux tiers des personnes interrogées estiment que si une catastrophe nucléaire devait de nouveau arriver, les autorités ne seraient pas capables de protéger les populations de manière adéquate. Beaucoup de personnes ne sont pas familières des organisations ou des institutions qui interviennent dans les activités nucléaires de leur pays. Par exemple, en Belgique, seulement presque 10% des gens affirment qu'ils savent quelle est l'autorité publique responsable du contrôle des installations nucléaires, ou de la gestion des déchets nucléaires ; même l'Agence Internationale d'Energie Atomique n'est connue que par 12% des personnes interrogées. (Carlé et al., 2004)

2. Déroulement d'un accident

Lors d'un accident dans une centrale nucléaire, la température monte jusqu'à 3000°C, les radiations et l'onde de choc sont limitées sur une courte distance et les matériaux radioactifs (uranium et plutonium en général) dispersés ont une longue $\frac{1}{2}$ vie. Cependant cela n'a rien à voir avec une explosion nucléaire, telle qu'on aurait avec une bombe nucléaire ou des attentats nucléaires. (Vogel, 2007) En effet, contrairement à un engin explosif, la matière fissile (uranium 235, plutonium 239) est diluée dans de la matière non ou difficilement fissile (uranium 228) et, de plus, elle est dispersée dans un milieu modérateur. En revanche, la non maîtrise de la réaction nucléaire en chaîne ou de l'évacuation de l'énergie peut conduire à des explosions de vapeur (cas de Tchernobyl) ou par décomposition de

l'eau, à la production de grandes quantités d'hydrogène susceptible de détoner ou de déflagrer. (Michon, 1992)

Si lors de l'accident de Tchernobyl on a vu les composés radioactifs être entraînés très haut en raison de l'absence d'enceinte de confinement, pour les réacteurs REP actuellement en service il est plus raisonnable de considérer que la hauteur réelle de l'émission sera de quelques dizaines de mètres et que la diffusion sera plus limitée. (Michon et Bradier, 1991) Aux abords immédiats du réacteur en fusion s'étend une zone généralement de forme ovoïde de 100 kilomètres sur 10 kilomètres, où l'on trouve des animaux irradiés, morts ou blessés sous la triple action du souffle (effet mécanique), de la chaleur (effet thermique) et du rayonnement (effet radioactif). Tout autour, dans un rayon de 30 kilomètres, le nuage radioactif provoque des irradiations tandis que plus loin du site, retombées et pluies radioactives continuent d'agir à retardement. (Granger, 1991)

On peut imaginer la succession d'événements aboutissant à un accident « simple » grâce à des simulations basées sur la neutronique et des phénomènes thermo-hydrauliques ; cependant la genèse d'un accident sévère requiert une connaissance très poussée de processus physico chimiques, de mécanismes thermiques, de physique des aérosols, etc. En général, au départ, le cœur du réacteur n'est plus assez refroidi, la température du combustible augmente fortement, induisant la fusion partielle ou totale du cœur. Cela peut affecter l'intégrité de la cuve du réacteur, aboutissant au rejet de débris du cœur et d'autres matériaux radioactifs (iode) dans le confinement. Ensuite la réaction devient de plus en plus complexe et les enchaînements d'étapes ne sont plus facilement identifiables.

Les phénomènes clés sont la production d'hydrogène pendant la trempe tardive et le rejet d'énergie sous haute pression, qui peuvent mener tous deux à une défaillance du confinement suite à une déflagration d'hydrogène et l'interaction avec le combustible refroidisseur. Tous ces problèmes sont actuellement étudiés au sein de l'installation expérimentale Phébus en France. (Birkhofer, 2002)

3. Sûreté nucléaire

Le nucléaire civil a été un des secteurs les plus novateurs dans la gestion des risques, de par la nette dissociation qui s'est progressivement effectuée entre les organisateurs directement en charge des activités à risque et les autorités de contrôle ainsi que les structures d'expertise, dissociation allant de pair avec l'octroi de moyens et de compétences suffisantes pour que ces autorités de contrôle et ces structures d'expertises puissent assurer pleinement leurs fonctions. (Gilbert, 2002)

a) Concept

La sûreté nucléaire consiste pour un réacteur à rester maître des réactions nucléaires en chaîne et/ou des processus physico-chimiques mis en oeuvre, à assurer le fonctionnement sûr de l'installation dans toutes les circonstances normales ou anormales de fréquence d'occurrence non négligeable et de pouvoir garantir le confinement des radioéléments contenus dans le combustible. En d'autres termes, elle consiste à garantir qu'il n'y aura pas irradiation anormale ou libération de matières radioactives en quantité dommageable dans le milieu ambiant. (Michon, 1992 ; Michon, 1994)

Pour atteindre ces objectifs deux concepts de sûreté ont été développés : le concept des barrières successives et le concept de la défense en profondeur. Ces concepts sont déterminés en prenant en compte d'importantes marges de sécurité, afin de compenser des connaissances partiellement

incomplètes sur les phénomènes physiques qui président au fonctionnement d'un réacteur nucléaire. (Birkhofer, 2002 ; Michon, 1992)

❖ **Les barrières**

Pour assurer le confinement des matières radioactives, au moins trois barrières successives sont mises en place entre celles-ci et le milieu extérieur. Pour les réacteurs à eau pressurisée qui sont utilisés par Electricité De France (EDF), ces trois barrières sont :

-la gaine du combustible nucléaire qui sépare le combustible du fluide caloporteur assurant l'évacuation de l'énergie produite. L'échauffement de cette gaine doit être limité non seulement lors du fonctionnement normal de la centrale, mais aussi après l'arrêt de la réaction nucléaire (évacuation de la puissance résiduelle due à la décroissance des radioéléments produits) ;

-l'enveloppe du circuit primaire de refroidissement qui comporte la cuve du réacteur, les canalisations, les pompes, les générateurs de vapeur par échange entre le fluide primaire et l'eau du circuit secondaire et le pressuriseur de l'ensemble ;

-l'enceinte de confinement qui contient tout le circuit primaire. Cette enceinte est conçue pour résister aux pressions qui pourraient apparaître lors d'accidents graves, tel qu'une rupture d'une grosse canalisation du circuit primaire de refroidissement. En général, elle est réalisée en béton. C'est cette troisième barrière qui a fait défaut lors de l'accident de Tchernobyl. (Michon, 1992 ; Michon, 1994)

❖ **La défense en profondeur**

La mise en place de ces mesures au sein de plusieurs niveaux de dispositifs de sécurité est devenue un concept fondamental de sécurité appelé « défense en profondeur ». Ce concept implique une succession de barrières physiques pour contenir les matériaux radioactifs et un déploiement hiérarchique de différents niveaux de matériels et de procédures, afin de protéger ces barrières, soit pendant une opération courante, soit lors d'événements prévus, ou encore en cas d'accident dans l'installation. A chaque échelon, la priorité est donnée à ces mesures, qui empêchent la centrale de passer à l'échelon suivant. Ces mesures sont complétées par la mitigation, qui permet de s'assurer que même un rejet accidentel resterait en dessous des niveaux tolérés. (Birkhofer, 2002)

Le premier niveau, intitulé « la prévention par la qualité » consiste à concevoir, construire et exploiter l'installation de manière à la doter d'une bonne résistance et d'éviter des défaillances techniques ou humaines dans tout type de situations.

Le deuxième niveau, « surveillance et protection », est assuré par les dispositifs de mesure, de régulation, d'arrêt rapide qui interviennent automatiquement lorsque les paramètres surveillés sortent des plages de bon fonctionnement. Tous ces dispositifs sont redondants et installés de manière à éviter les défaillances dites de mode commun. Des procédures d'essais périodiques et divers contrôles permettent d'assurer que ces dispositifs importants pour la sûreté restent opérationnels et d'améliorer les connaissances sur leur fiabilité.

Pour le troisième niveau, dit de « sauvegarde », il est postulé que malgré les dispositions précédentes, des incidents, voire des accidents peuvent survenir. Pour pallier les conséquences de ces accidents, on prévoit des dispositifs de sauvegarde tels que des dispositifs d'injection de sécurité pour assurer le

refroidissement du cœur, le dispositif d'aspersion dans l'enceinte pour maintenir la pression dans des limites compatibles avec son intégrité. Ces dispositifs de sauvegarde sont eux-mêmes redondants. La quatrième zone « accidents graves » englobe la catégorie des accidents postulés au niveau 3 dans le cas où des dispositifs de sauvegarde seraient défaillants, ainsi que les accidents dits « hors dimensionnement ». Pour tenter de limiter au mieux les conséquences de ces accidents, on étudie et met en œuvre des procédures ultimes. (Fig. 8) (Michon, 1992 ; Michon, 1994)

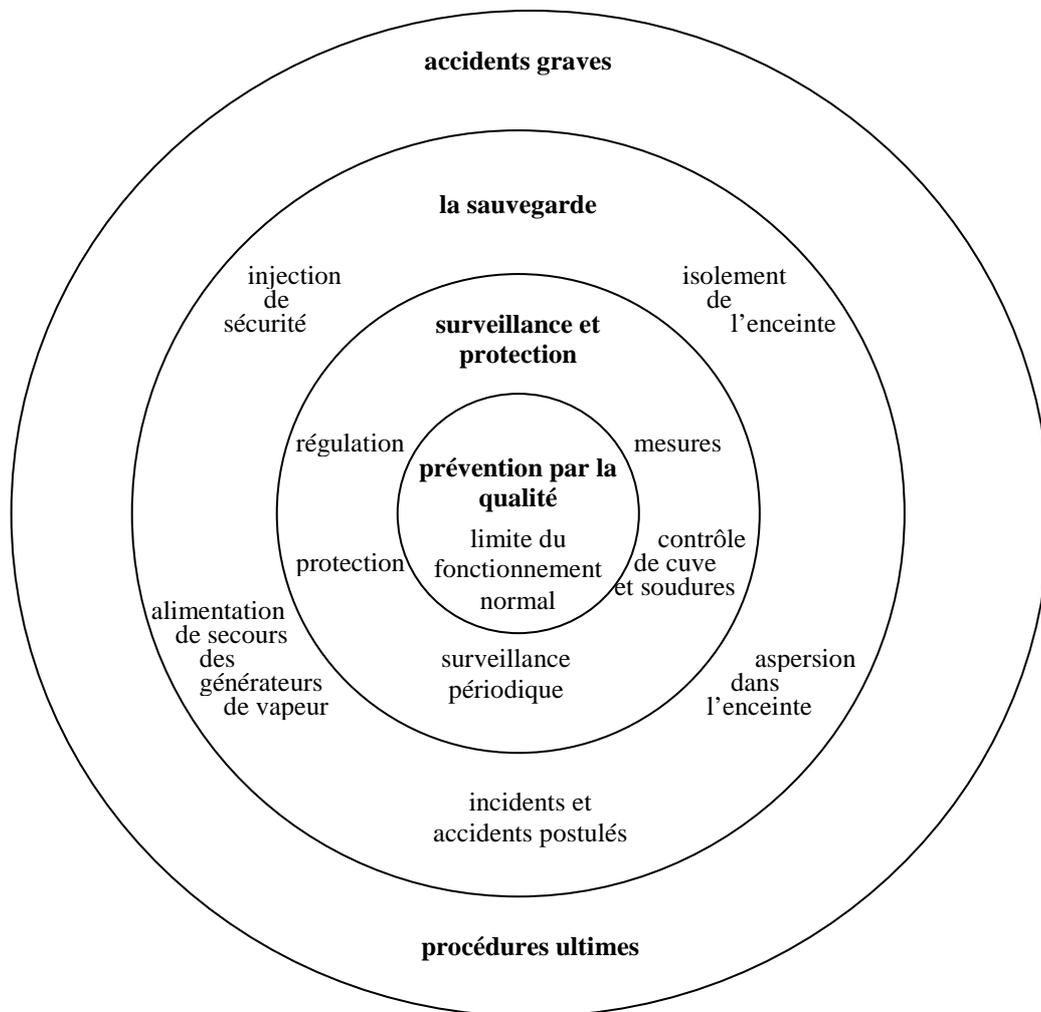


Fig. 8 : Principe de la défense en profondeur (Michon, 1992)

Cependant, s'il est très peu probable que de graves accidents surviennent, il est impossible de garantir qu'ils n'arrivent pas. C'est pourquoi, la gestion des accidents a été introduite à un niveau plus élevé de défense visant à contrôler le déroulement de ces accidents et à la mitigation de leurs conséquences. L'approche du concept de « défense en profondeur » a progressivement évolué :

- les mesures prises au niveau 2 ont été rendues plus indépendantes des autres niveaux en étendant et en systématisant le contrôle des événements opérationnels anticipés (« anticipated operational occurrences »).
- la maîtrise des accidents a été développée pour constituer un nouveau niveau de défense visant à l'usage systématique de marges de sécurité pour la prévention des dommages au niveau du cœur, ou la

mitigation des conséquences dans le cas d'un accident qui dépasserait le plan de base. (*Birkhofer, 2002*)

b) Prévention des accidents

La gestion des accidents comprend toutes les mesures qui peuvent être prises dans une centrale nucléaire afin de détecter l'apparition d'une dégradation, d'en prévenir l'évolution jusqu'à un accident grave, de contrôler et de stopper un tel accident ou au moins d'en atténuer les conséquences. (*Birkhofer, 2002*)

La gravité de l'accident peut être limitée de façon passive par différents systèmes de sécurité : technique de fractionnement qui empêche la propagation de l'accident à d'autres parties qui fonctionnent normalement ; multiplication de barrières qui doivent arrêter la progression des éléments radioactifs vers l'extérieur ; décompression filtrée du bâtiment réacteur. (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

Concrètement, ces objectifs de sécurité sont : la fermeture totale de la centrale, le refroidissement du cœur du réacteur, l'intégrité de l'enveloppe de confinement et la limitation des rejets radioactifs. L'intégrité du confinement en cas d'une augmentation de pression après une fusion du cœur est considérée comme primordiale, notamment en Europe et *a fortiori* en France où les conséquences d'un accident seraient dramatiques en raison d'une forte densité de population. Dans la plupart des pays d'Europe, on a mis en place un système de filtrage de l'air émanant de l'enveloppe de confinement. (*Birkhofer, 2002*)

c) Analyse probabiliste des risques

On parle de « probabilistic risk analysis » (PRA) : cette approche statistique est systématiquement utilisée afin de quantifier la probabilité d'apparition d'accidents, et d'évaluer l'écart entre des incidents et des accidents réellement dangereux.

Les premières analyses de risque ont été mises en œuvre dans les années 70 aux Etats-Unis, en Suède, en Allemagne (RFA et RDA) et en France. Ces études comparaient notamment les risques générés par les centrales nucléaires avec les autres risques naturels et industriels, sur l'individu et sur des populations : le risque nucléaire civil était plutôt faible comparé aux risques non nucléaires. Elles démontraient également le rôle fondamental de petites fissures dans la genèse d'accidents. Environ 200 estimations ont déjà été faites : la fréquence des dégâts attendus sur le cœur du réacteur est actuellement comprise entre 10^{-4} et 10^{-7} par an et par réacteur (degré d'incertitude (intervalle de confiance à 90%) d'un ordre d'ampleur). La fréquence attendue d'un rejet radioactif important est inférieure d'un ordre d'ampleur (degré d'incertitude plus important, mais difficilement évaluable). (*Birkhofer, 2002*)

En France, en 1977, le ministère de l'Industrie a défini l'objectif de sûreté pour les réacteurs REP dans les termes suivants : « le dimensionnement des installations d'une tranche comportant un réacteur à eau pressurisée devra être tel que la probabilité globale que cette tranche puisse être à l'origine de conséquences inacceptables ne dépasse pas 10^{-6} /an ». Pour tenir compte de la sommation des probabilités des événements pouvant conduire à des conséquences inacceptables, la probabilité d'occurrence par type d'événement tombe à 10^{-7} /an. Ainsi, si un type d'événement a une probabilité d'occurrence inférieure à 10^{-7} par an, il n'en est pas tenu compte pour dimensionner, c'est-à-dire calculer la résistance du réacteur, mais cet accident peut tout de même se produire. (*Michon, 1992*)

Toutefois, il est admis qu'en l'absence de preuves statistiques valables, le jugement d'expert est souvent la seule façon de fournir la probabilité d'un phénomène spécifique. (*Birkhofer, 2002*)

d) Perspectives futures

Citons ici quelques possibilités d'améliorations techniques :

-simplification et séparation fonctionnelle des systèmes de sécurité.

-amélioration de la fonction de confinement, avec une utilisation efficace des ressources matérielles et humaines, une simplification de la technologie des centrales et de la configuration des systèmes, et l'utilisation de systèmes d'information avancés : c'est ce qui est en projet avec l'European Pressurized Water Reactor (EPR), fruit d'une collaboration franco-allemande. (*Birkhofer, 2002*)

e) Emission de produits radioactifs

En cas de défaillance des systèmes de contrôle mais également de destruction au moins partielle des barrières, on aurait alors émission de substances radioactives dans l'environnement. Le rejet s'effectuerait soit sous forme d'une bouffée, soit d'une succession de bouffées, soit d'une émission continue qui peut durer plus ou moins longtemps (lors d'un incendie par exemple). Cependant, il existe un laps de temps entre l'événement initial et la rupture des barrières, laps de temps qui permettrait de mettre en place les interventions préventives à l'extérieur du site. (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

4. L'accident de Tchernobyl

a) Description de l'accident

Le samedi 26 avril 1986 à 1 heure du matin, la destruction du cœur du réacteur n° 4 de la centrale de Tchernobyl (réacteur de type eau bouillante modéré au graphite : RMBK) lors d'une procédure d'essai, en territoire ukrainien de l'Union soviétique, entraîne le plus grave accident survenu dans l'industrie nucléaire civile mondiale, et de loin.

Le réacteur n'ayant pas d'enceinte de confinement, rien ne s'oppose alors au déversement des produits de fission dans l'atmosphère. La filière RMBK présente deux autres inconvénients : l'instabilité du réacteur à faible puissance (le réacteur peut donc s'emballer dans certaines conditions) et l'insuffisance de la vitesse d'insertion des barres qui commandent l'arrêt du réacteur (en cas d'urgence, l'arrêt n'intervient qu'au bout de 20 secondes contre 2 secondes pour l'ensemble des réacteurs occidentaux). De surcroît, s'il n'y avait pas eu un enchaînement d'erreurs humaines et l'absence d'ingénieur spécialiste de la sûreté au moment de l'essai, l'accident aurait pu être évité. L'explosion, puis surtout l'incendie du réacteur ont dispersé une activité totale estimée entre 12 et 14 exabecquerels (12 à $14 \cdot 10^{18}$ Bq), soit 400 fois la radioactivité larguée par la bombe d'Hiroshima. L'émission a duré 10 jours et les principales retombées ont eu lieu dans certaines régions de Biélorussie, d'Ukraine et de la Fédération de Russie. Plus précisément, il y a eu quatre « salves » d'émissions radioactives : trois d'entre elles vers la Biélorussie (dont une qui a traversé la Biélorussie pour atteindre la Russie), et une directement vers l'Ukraine. (*Vernis et al., 1997 ; Galle et al., 2003 ; Vyazovich, 1996 ; Maisonneuve, 1991 ; Anonyme, 1996 ; Renaud et al., 2007 ; Stone, 2006*)

b) Les rejets dans l'atmosphère

La radioactivité émise était représentée à 50 % par des gaz rares (90 % de xénon 133), à 19% par des poussières de granulométrie variable (zirconium 95, ruthénium 103), et à 5% par des métaux à l'état micro dispersé (baryum 140), à vie courte (de 5 à 60 jours). Lors de leur dispersion vers la stratosphère, leur contribution à l'irradiation externe a pu être importante. Les radionucléides du césium, 134 et 137, plus volatiles et à périodes plus longues (2 et 35 ans), ont contaminé des régions plus éloignées. (Vitaux, 2007)

Le Tab. 12 donne une estimation de l'activité rejetée pour différents radionucléides.

Type d'élément	Radionucléide	Activité totale rejetée (x 10 ¹⁵ Bq)
Gaz inertes	Krypton 85	33
Eléments facilement volatiles	Xénon 133	6500
	Tellure 132	~1150
	Iode 131	~1760
	Césium 134	~47
	Césium 137	~85
Eléments à volatilité intermédiaire	Strontium 90	~10
	Ruthénium 106	>73
Eléments réfractaires (non volatils)	Plutonium 239	<0,1

Tab. 12 : Estimation de l'activité des principaux radionucléides rejetés dans l'atmosphère lors de l'accident de Tchernobyl (Renaud et al., 2007)

La pluie a une incidence assez faible dans un rayon de quelques kilomètres autour du site accidenté, sauf s'il s'agit d'une pluie d'orage. Par contre, à une centaine de kilomètres la pluie peut entraîner des dépôts d'éléments radioactifs dix fois plus élevés que par temps sec : lors de l'accident de Tchernobyl par exemple, en France, les dépôts ont été directement fonction de la pluviométrie. Dans le détail, la distribution des dépôts n'a pas été uniforme autour du site, mais a pris la forme d'une empreinte dont les « doigts » correspondaient aux trajectoires successives des vents pendant les rejets. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Renaud et al., 2007) En effet, en traversant le nuage radioactif, les gouttes adsorbent les particules radioactives et les entraînent au sol. Ceci explique que des zones alors soumises à une pluie intense, connaissent des activités bien supérieures à celles constatées dans le voisinage. (Rieunau, 1995)

c) Contamination de l'environnement

Dans la zone d'exclusion, de 30 km de rayon, la contamination a surtout résulté de la présence de césium 137, de strontium 90 et de plutonium dans le sol. (Tab. 13) (Maisonneuve, 1991 ; Galle et al., 2003)

radioéléments	Tchernobyl	Suisse
Iode 131	>>2000	27
Césium 134 et 137	>550	7
Strontium 90	>100	0,05
Ruthénium 103 et 106	>500	5
Emetteurs α	4	0,000015

Tab. 13 : Contamination des sols à Tchernobyl et en Suisse en mai 1986 en kBq/m²-Radioéléments les plus importants
(d'après *Maisonneuve, 1991* et *Renaud et al., 2007*)

Après six mois, l'activité durable totale dispersée hors de la zone d'exclusion s'est réduite à environ $1,4 \cdot 10^{17}$ Bq (essentiellement les césium 137 et 134). En effet, il est indispensable de bien distinguer la radioactivité initiale en suspension dans l'air, constituée essentiellement des nucléides de périodes courtes (iode et tellure), évacuée après moins de 2 jours vers les pays du Nord-Est, de celle déposée au sol, petite fraction de la première, essentiellement les césium 134 et 137 (4% du terme source : pourcentage de l'activité contenue dans le réacteur juste avant l'accident susceptible de sortir de la cuve du réacteur). (*Galle et al., 2003 ; Michon, 1994*)

Dans le sud de la Biélorussie, les niveaux de contamination en strontium 90 et césium 137 resteront élevés (taches de radioactivité) pendant des dizaines d'années. La zone d'exclusion, de la taille du Luxembourg, demeure inhabitable pour les enfants et les adultes en âge de se reproduire. Seuls les deux isotopes radioactifs du césium (césium 134 et 137) décelés en France ont persisté dans les sols au-delà de 1986. Le césium 134, de période radioactive relativement courte, a pratiquement disparu aujourd'hui ; en revanche, le césium 137 est encore facilement détectable, particulièrement dans les sols argileux des massifs montagneux de l'est de la France. (*Renaud et al., 2007 ; Stone, 2006*)

d) Opérations de génie civil et de décontamination

Afin de protéger les réserves en eau, les Soviétiques ont rapidement mis en œuvre d'énormes moyens : en surface, ils ont procédé aux alentours du réacteur à des pulvérisations de solutions polymérisantes pour fixer les radioéléments déposés sur le sol. Des puits artésiens ont permis le traitement des nappes phréatiques. Grâce à ce travail colossal, il semble que les eaux du bassin de Kiev (Ukraine) soient toujours restées en dessous des normes de contamination. En ce qui concerne la décontamination des sols, des milliers de mètres cubes de terre ont été enlevés. (*Maisonneuve, 1991*)

Depuis la fin de l'année 2006, un énorme « sarcophage » en acier de 150 mètres de long et 100 mètres de haut est construit afin d'isoler le réacteur détruit de l'environnement. Le New Safe Confinement (NSC), monté entièrement avant de recouvrir le réacteur, coûtera 800 millions de dollars et devrait être achevé en 2010 : il serait alors glissé au dessus du réacteur. (*Stone, 2006*)

e) Conséquences sanitaires et biologiques

✧ Généralités

Lors d'accident radiologique, trois types d'effets sanitaires peuvent être rencontrés :

-les effets directement liés à l'exposition aux rayonnements ionisants ;

-les effets « indirects », liés à la catastrophe elle-même, tels que le stress, les effets psychologiques, les effets liés à des modifications de comportement (habitudes alimentaires par exemple) ;
-les effets « évoqués », c'est-à-dire l'augmentation de maladies *a priori* non liées aux rayonnements ionisants mais sur lesquelles des questions sont posées par le public et les professionnels de santé quant à leurs relations avec l'accident. (*Verger et Cherie-Challine, 2000*)

De 116000 à 135000 personnes, habitant dans la zone des 30 km autour de Tchernobyl ont été évacuées durant le printemps 1986. Par contre, au moment de l'accident, il n'y a eu ni alerte de la population ni confinement. Les habitants de Pripyat ont été évacués le 27 avril entre 14h et 17h, soit plus de 24h après l'accident. L'accident de Tchernobyl a entraîné la mort de 47 personnes et l'hospitalisation de 203 individus, des suites de l'irradiation. On estime aujourd'hui que 4000 décès supplémentaires seraient dus à cet accident, et ce en raison d'une augmentation de 2% des taux de cancers. (*Gupta, 2007 ; Anonyme, 1996*)

De nombreux enfants ont reçu des doses élevées à la thyroïde (entre 2 et 10 Sv, parfois supérieures à 10 Sv), une protection par ingestion précoce d'iode stable n'a pas été réalisée dans de nombreuses régions contaminées par l'iode radioactif. Une augmentation des cancers de la thyroïde chez les enfants de moins de 15 ans est apparue dès 1990, signalée d'abord en Biélorussie, puis en Ukraine (1800 cas dénombrés sur la période 1990-1998). L'augmentation précoce du nombre de cancers s'expliquerait par le jeune âge des enfants au moment de l'accident, plus sensibles alors à l'effet cancérogène des radiations. En 2006, 4000 cas de cancers de la thyroïde avaient été dénombrés, dont 9 décès. L'exposition à l'iode 131 serait responsable aujourd'hui d'environ 5 000 cancers de la thyroïde chez les jeunes Russes, Biélorusses et Ukrainiens âgés de moins de 15 ans au moment de l'explosion. Les doses moyennes à la thyroïde estimées chez l'enfant en France sont environ 100 fois inférieures à celles estimées pour les régions les plus exposées de Biélorussie. Aujourd'hui, aucune étude ne permet d'exclure la possibilité d'un excès de cancers de la thyroïde lié à l'accident de Tchernobyl en France ; cependant, les évaluations de dose et de risque réalisées sur les conséquences de l'accident de Tchernobyl en France suggèrent que, même dans le groupe des personnes les plus exposées, cet excès, s'il existe, est faible.

Une étude entreprise par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) n'a trouvé aucune augmentation des leucémies de l'enfant dans des régions de l'ex-URSS ni dans plusieurs pays d'Europe en 1996, et de nombreuses études ont conclu qu'il n'y avait pas eu d'augmentation de la prévalence des malformations congénitales à la naissance des enfants exposés. Un programme franco-russe d'« évaluation des pathologies induites par le césium » (programme Epice) vise actuellement à déterminer s'il existe une corrélation entre le niveau de contamination et d'éventuelles arythmies cardiaques. L'étude financée par l'IRSN a débuté en mai 2009 et doit durer 4 ans. Elle se concentre sur le recensement des pathologies cardiaques sur 18 000 enfants en âge scolaire de la région de Bryansk, dont la moitié vit dans des territoires contaminés. Vadim Chumak, médecin de Kiev qui a étudié les doses reçues par les « liquidateurs » (plus de 600000 personnes qui ont travaillé dans le réacteur afin de stopper l'incendie et d'empêcher les fuites radioactives) grâce à la mesure de la déformation de l'émail de leurs dents infligée par l'irradiation, aurait trouvé avec son équipe un petit nombre de cas de leucémies radio induites parmi les liquidateurs.

En revanche, des études observent une incidence élevée de cataractes, d'anxiété et de dépression : en effet, suite au traumatisme psychologique provoqué par l'accident, de nombreuses personnes souffrent de « radiophobie », état se caractérisant par de l'anxiété, du stress, des dépressions avec augmentation du taux de suicides. Les régions contaminées ont également enregistré une augmentation de tous types de maladies (maladies du cœur, désordres endocriniens et nerveux...). L'explication la plus plausible serait que le stress et le malheur consécutifs à l'accident aient érodé la santé des populations. De nouvelles pathologies liées aux radiations pourraient être en train d'émerger, que des programmes comme Epice ont vocation à dépister. (Anonyme, 1996 ; Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : *formation de la personne compétente en radioprotection* ; Verger et Cherie-Challine, 2000 ; Stone, 2006 ; Morin, 2009)

On observe paradoxalement une augmentation de la faune et de la flore endémiques dans la zone d'exclusion, avec la réapparition d'espèces sauvages qui étaient en voie de disparition. Ces animaux pourraient cependant ne provenir que des zones alentours, venant occuper cette zone devenue inhabitée. Quatorze ans après l'accident, les hirondelles rustiques venant nicher autour de Tchernobyl présentaient une prévalence élevée de sperme anormal et des diminutions des niveaux d'antioxydants, ainsi qu'un taux élevé d'albinisme partiel, des suppressions immunitaires et une diminution de la coloration du plumage, cette diminution provoquant des changements phénotypiques du dimorphisme sexuel qui pourraient influencer le succès reproducteur de cette espèce. Les campagnols vivant dans l'aire d'exclusion présentaient une diversité génétique élevée, qui pourrait indiquer d'importants taux de mutation. En ce qui concerne les oiseaux d'eau, on a aussi observé une recrudescence d'espèces rares (grande aigrette (*Egretta alba*), grue cendrée (*Grus grus*), huïtrier pie (*Haematopus ostralegus*), mouette pigmée (*Larus minutus*), pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*)), ce qui est dû à l'abandon des terres cultivées qui sont redevenues des marais en l'absence de drainage. Corrélativement, les espèces de gibier telles que les canards, plus dépendantes des activités humaines qui offraient plus de nourriture et de meilleures conditions de nidation, ont vu leur nombre diminuer. (Gupta, 2007 ; Anonyme, 1996 ; Vyazovich, 1996)

❖ En URSS

Il semble que le cheptel de la zone d'exclusion ait été évacué ; la commercialisation et la consommation du lait n'ont été interdites que le 1^{er} mai. Or ces mesures ont été très mal respectées, et de fortes doses ont été délivrées aux thyroïdes des bovins. En effet, dans les premiers jours, le taux de contamination en iode 131 du lait de vache était, par exemple, de 37000 Bq/L dans le sud de la Biélorussie. Le premier mois, la contamination de la viande a été principalement due aux isotopes de l'iode et du césium. Mais début juin, on ne retrouvait plus que des césium 134 et 137. Dans un premier temps, c'est donc l'iode 131 qui a provoqué les plus fortes contaminations par ingestion. Un mois et demi après la catastrophe, c'est le césium qui est devenu prédominant dans le lait, la viande et les légumes.

Aujourd'hui en Biélorussie, la nourriture impropre à la consommation est brûlée, et le lait souillé par les radionucléides est dilué afin d'atteindre des niveaux acceptables avant d'être vendu aux consommateurs. (Stone, 2006)

❖ En Europe et en France

Le 30 avril, le nuage radioactif atteint la France mais ce n'est que le 2 mai que les communiqués du Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants (SCPRI) du 29 avril et du 30 avril sont repris par l'ensemble de la presse. (*Anonyme, 1996*)

Après Tchernobyl, l'irradiation interne après ingestion de produits contaminés semble avoir été de loin la plus importante source d'exposition dans les pays européens ; lors de la première année, les principales sources de radio contamination furent le lait pour 34%, la viande pour 30%, les fruits pour 11%. La valeur basse de la part des céréales (5,5%) s'explique par le stade de non maturation au moment de l'accident. Les produits fortement contaminés (champignons et gibier principalement (*Mascanzoni et al., 1990*)) généralement peu consommés entrent seulement pour environ 5% dans le total de la radio contamination. (*Ferrieu, 1993*)

La dose efficace engagée moyenne due à la consommation de denrées contaminées de mai à décembre 1986 a été inférieure à 50 μSv pour les adultes habitant dans l'ouest de la France et de l'ordre de 300 μSv pour ceux habitant dans l'est, les césium 134 et 137 ainsi que l'iode 131 contribuant à près de 98% des doses efficaces calculées. Une valeur maximale de $9,5 \pm 3,2$ mSv (dose équivalente à la thyroïde due à l'ingestion d'iode 131) a été atteinte pour les enfants de 1 an résidant dans l'est de la France, soit 100 fois moins que les doses estimées pour les régions les plus exposées de Biélorussie. Si la quantité de nourriture consommée varie peu d'une personne à une autre, les habitudes alimentaires sont très diverses et jouent un rôle important dans l'évaluation des doses par ingestion : par exemple, une personne qui en 1986 se serait nourrie essentiellement de denrées en conserve (lait UHT, boîtes, surgelés) aurait reçu une dose efficace par ingestion inférieure à 10 μSv , quel que soit son lieu de résidence, alors qu'une personne qui aurait consommé beaucoup de produits frais (légumes à feuilles, laits et fromages de chèvre ou de brebis) provenant des zones les plus touchées de l'est de la France aurait reçu une dose par ingestion supérieure à 500 μSv . En 2006, même dans les zones les plus touchées de l'est du pays, la dose efficace due aux retombées de l'accident de Tchernobyl, reçue par un adulte ne consommant pas de grosses quantités de champignons ou de gibier, reste inférieure à 70 μSv , soit le dixième des doses reçues en 1986 ou 1987, cette dose étant presque exclusivement due à l'exposition externe des dépôts de césium 137 présent dans les sols. (*Renaud et al., 2007*)

La concentration maximale en iode 131 relevée par le SCPRI pour le lait de brebis en France fut de 4400 Bq/L en Haute-Corse, le 12 mai. Pour le lait de vache, les valeurs les plus élevées apparaissent dans les régions Nord-Est en France entre les 6 et 13 mai : 440 Bq/L en Meuse et dans les Ardennes. Dans le reste du pays, elles sont alors de l'ordre de 88 Bq/L, avant de décroître progressivement : 50 Bq/L la semaine suivante, puis moins de 20 Bq/L en juin. Des valeurs maximales de 10 000 Bq pour 100 g de thyroïde ont été enregistrées dans le Nord-Est de la France. Pour les légumes feuilles, beaucoup plus contaminés que les tubercules et les fruits, les mesures effectuées en France n'ont pas excédé quelques milliers de Bq/kg, leur contamination ayant diminué d'un facteur 100 durant le mois de mai. (*Renaud et al., 2007 ; Ferrieu, 1993 ; Galle et al., 2003 ; Janin, 1994*)

Pour le césium, les valeurs mesurées pour le lait de vache en France s'établirent de 20 à 116 Bq/L en ce qui concerne les maxima départementaux de la partie Est de la France. Dans le département de la Drome, la Commission Régionale Indépendante d'Information sur la Radioactivité (CRII-RAD) releva des concentrations maximales en radiocésium de 410 Bq/L pour le lait des petits ruminants au début du mois de juin 1986 et de 215 Bq/L pour le lait de vache en décembre 1986. Les valeurs moyennes

augmentèrent à nouveau durant l'hiver 1986-87 par consommation du fourrage récolté dans le courant du mois de mai précédent et s'établirent en moyenne à environ 50% des valeurs maximales de mai 1986. C'est le tissu musculaire qui, en valeur absolue, retient le plus le césium ; la concentration en radiocésium de la viande de petits ruminants au cours de l'été 1986 dépassa fréquemment les 2000 Bq/kg en Europe. Pour la viande de bovin, les concentrations observées furent moindres : sauf exception, elles étaient inférieures à 600, voire 300 Bq/kg dans les pays européens. Quant à la viande de porc, elle ne fut pratiquement pas affectée. Pour le poisson, les activités les plus élevées en France ont été mesurées dans les lacs de Haute-Corse avec notamment un échantillon de perche présentant une activité de césium de 180 Bq/kg. Les légumes feuilles ont vu leur activité maximale en radiocésium s'élever à quelques centaines de Bq/kg dans l'Est de la France, leur contamination ayant diminué d'un facteur 50 en un mois. Concernant le vin, les activités maximales en césium 137 mesurées en 1986 furent 0,5 Bq/L en vallée du Rhône, 2 Bq/L en Autriche et 19 Bq/L en Grèce, avant de diminuer très rapidement et de revenir en France, autour des années 2000, à un niveau proche de celui des années 80, par ailleurs plus faible que les niveaux couramment relevés jusqu'en 1975, qui résultaient des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires. (*Renaud et al., 2003 ; Renaud et al., 2007 ; Ferrieu, 1993*)

En conclusion, en France, pour plus de 90% des échantillons analysés, la contamination s'est avérée inférieure aux limites de détection, entre 3 et 5 Bq/L pour le lait, 50 Bq/kg pour toutes les autres denrées. Seuls les légumes feuilles et les produits laitiers provenant de l'Est de la France, ainsi que des produits naturels comme les champignons, les baies et les plantes aromatiques ont dépassé ces niveaux. L'accident de Tchernobyl étant survenu précocement dans le développement des cultures, la contamination des céréales et de leurs dérivés, ainsi que celle des fruits (raisin et vin notamment), ont été le plus souvent inférieures à 50 Bq/kg. La Fig. 9 montre que la France peut être découpée en 4 zones où la contamination des denrées a été relativement homogène. (*Renaud et al., 2007*)

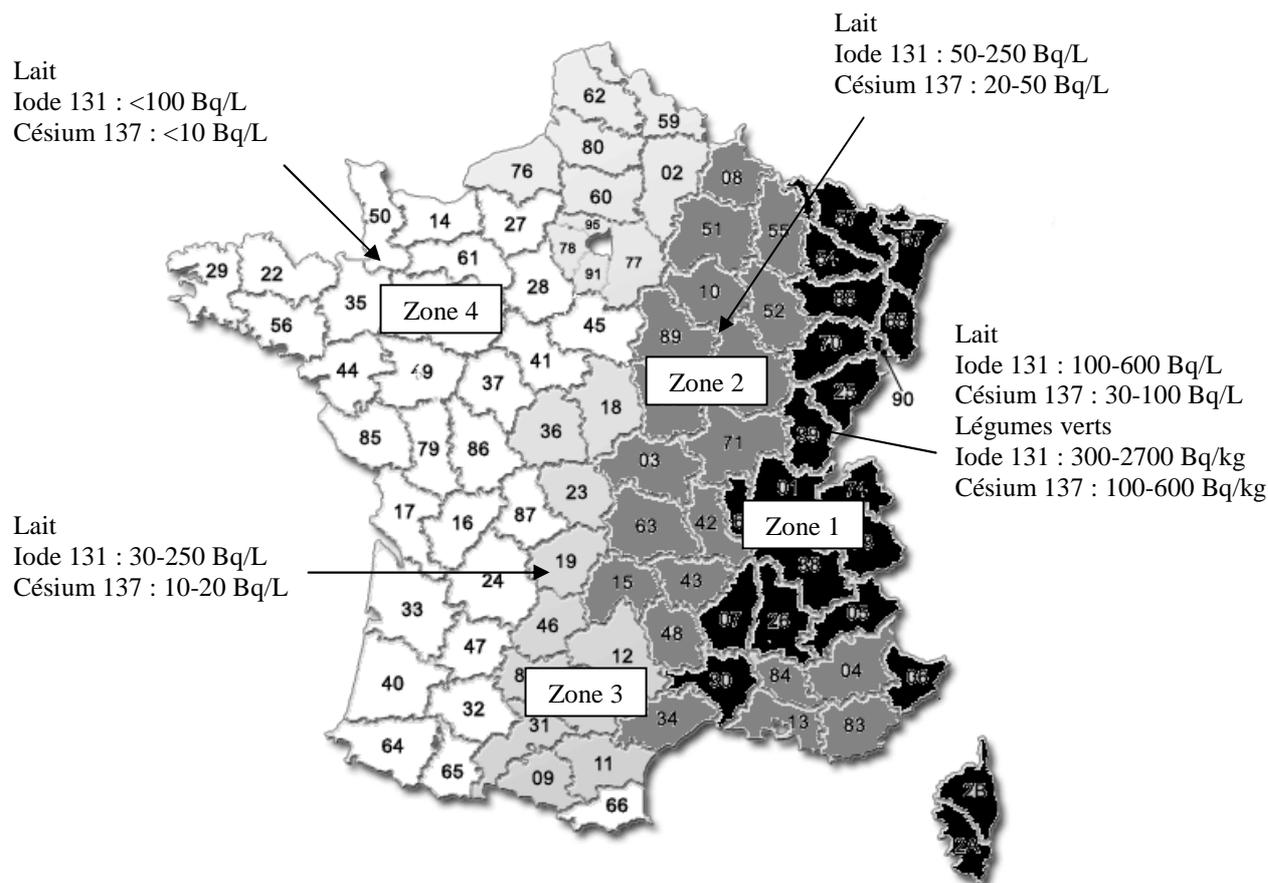


Fig. 9 : Gamme des contaminations maximales en iode 131 et césium 137 observées dans le lait et les légumes à feuilles entre le 5 et le 15 mai 1986, au sein de parties du territoire français où cette contamination a été relativement homogène (d'après Renaud *et al.*, 2007)

D. Organisation de l'intervention en cas d'accident nucléaire en France

Cette organisation est basée sur le caractère prévisionnel de toute catastrophe nucléaire : en effet, même en prenant le cas d'un accident nucléaire lié directement à une autre catastrophe (météorologique, terroriste, accident d'avion...), la nature des rayonnements et des radionucléides émis et le lieu d'émission seront déjà connus. (Streiff, 1996)

Les catastrophes nucléaires présentent une dualité temporelle : elles procèdent d'un caractère « aigu » (action directe des rayonnements et du souffle) et d'un caractère « chronique ». La phase initiale d'un accident comme celui de Tchernobyl s'apparente à une crise aiguë, même si les risques encourus par le public ne sont pas immédiats. Puis vient la phase chronique, en post-urgence. On a alors une contamination de l'environnement, qui peut ressembler aux pollutions du fait de composés bio cumulatifs. Le retour à la normale sera toujours long, voire impossible à notre échelle. De plus, aucun signe perceptible ni aucune destruction ne révèlent la contamination de l'environnement. L'absence de destructions est surtout remarquable en ce qui concerne les voies de communication, les habitations, les télécommunications et les réseaux de distribution de l'eau. L'information durant la crise sera donc primordiale afin d'éviter les phénomènes de panique. La perception de la modification ou de l'hostilité du milieu reste très sujette aux variations individuelles. Le nucléaire restant un domaine très

traumatisant pour le public, il faudra maîtriser des phénomènes de psychose et de rumeurs pour une bonne gestion de la crise.

Enfin, la phase post-crise ou de reconstruction qui va s'étendre sur de très longues périodes demeure un problème majeur. Certaines zones devront même être déclarées inhabitables pour des dizaines d'années (témoin Tchernobyl). (*Maisonneuve, 1991 ; Streiff, 1996*)

1. Organisation générale

Le dispositif repose sur l'organisation d'un « positionnement contradictoire » des principales instances, chacune intervenant et réagissant selon ses logiques et intérêts. Une première frontière apparaît ainsi entre les exploitants d'une part et les autorités de contrôle (ASN), les structures d'expertise (IRSN) d'autre part. Une autre frontière, moins nette toutefois, existe également entre les autorités de contrôle et les structures d'expertise qui ont gagné des marges importantes d'autonomie. (*Gilbert, 2002*)

Dans le cas d'un accident affectant une installation nucléaire, l'exploitant et le préfet du département prennent des décisions afin de limiter au maximum les conséquences sur les personnes. (Fig. 10) Une douzaine d'exercices nationaux de crise sont organisés tous les ans, mettant en jeu tous les acteurs (exploitant, pouvoirs publics...) qui seraient amenés à intervenir en cas de véritable accident. Ces exercices sont l'occasion de pointer du doigt les améliorations qui pourraient être apportées, et de donner lieu à des actions de formation et d'information sur la gestion des situations d'urgence. (*Anonyme, 2006a ; Anonyme, 2008a ; Warnier, 2008*)

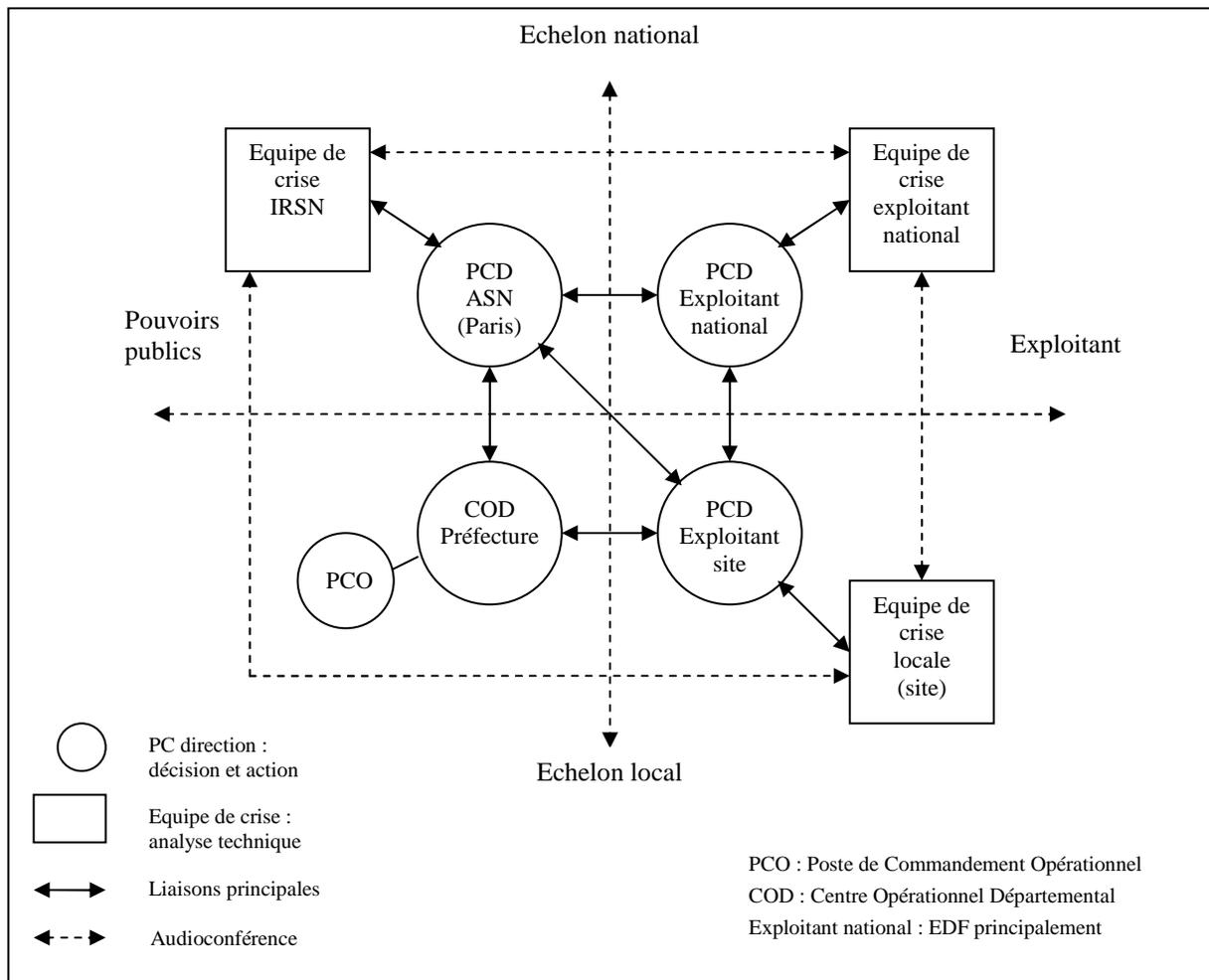


Fig. 10 : Schéma simplifié de l'organisation nationale de crise face à un accident nucléaire (d'après Anonyme, 2008a et Anonyme, 2004)

Le préfet dirige et coordonne l'ensemble des intervenants, leur fixe des objectifs et des missions. Pour ce faire, il leur appartient de se préparer en déclinant leurs actions dans leurs organisations pour, le moment venu, s'intégrer au dispositif actif : ainsi, le préfet ne « déclenche » plus le plan ORSEC, mais prend la direction des opérations de secours (et devient donc Directeur des Opérations de Secours (DOS)), mettant en œuvre les éléments du dispositif ORSEC adaptés à la situation. A la préfecture, le directeur de cabinet est le lien entre le préfet et l'extérieur ; il est notamment en charge de la sécurité civile, par le biais de la supervision opérationnelle du Service Départemental d'Incendie et de Secours (SDIS), de la gestion des crises, et surtout de la préparation et de l'anticipation des crises par son autorité sur le Service Interministériel de Défense et de Protection Civile (SIDPC), regroupant Plans Particuliers d'Intervention (PPI), Document Communal d'Information sur les Risques Majeurs (DICRIM), Plans Particuliers de Mise en Sûreté (PPMS)...

Lors de l'ouverture du Centre Opérationnel Départemental (COD), le directeur de cabinet devient une sorte de chef d'état major essayant de centraliser régulièrement la remontée d'information de tous les services impliqués, d'en tirer une vue générale de la crise, de la restituer au préfet pour faciliter sa prise de décision, d'orienter l'action des services en fonction de l'analyse des situations, de gérer la communication de crise.

En cas d'accident nucléaire, la mobilisation est générale, on peut même avoir plusieurs Postes de Commandement Opérationnels (PCO) en fonction de l'étendue de l'accident. (*Anonyme, 2006a ; Teulié, 2003*)

L'IRSN doit apporter son expertise et son conseil aux pouvoirs publics, c'est-à-dire proposer aux autorités de sûreté des mesures d'ordre technique, sanitaire et médical propres à assurer la protection de la population, des travailleurs et de l'environnement et à rétablir la sécurité des installations. Cette mission est rappelée dans le décret de création de l'institut (décret n° 2002-54 du 22 février 2002). Par ailleurs, la directive interministérielle du 7 avril 2005 sur l'action des pouvoirs publics en cas d'événement entraînant une situation d'urgence précise que l'IRSN a pour mission de participer au dispositif de veille et d'alerte, d'activer son centre de crise, de centraliser les résultats de mesures effectuées dans l'environnement et d'envoyer auprès du site accidenté sa cellule mobile. (*Anonyme, 2008a*)

a) Au niveau local

Le directeur du site en cause met en application son Plan d'Urgence Interne (PUI), c'est-à-dire prend les mesures qui s'imposent pour protéger son personnel, ramener l'installation dans un état de sûreté satisfaisant, limiter les conséquences de l'accident et informer les pouvoirs publics et les médias.

Le préfet met en œuvre son PPI en mobilisant des moyens de secours locaux. (*Anonyme, 2008a*)

b) Au niveau national

L'ASN, pour les activités et installations du domaine civil ou le DSND (Délégué à la Sûreté Nucléaire et à la Radioprotection pour les activités et installations relevant du ministère de la Défense) sont chargés de conseiller le préfet et de contrôler les dispositions techniques prises par l'exploitant, tandis que l'IRSN apporte son expertise technique concernant les actions à engager pour protéger les travailleurs et la population, mais également pour traiter les conséquences radiologiques et sanitaires. En fonction de l'évolution de la crise, les ministères chargés de l'Intérieur, de la Santé, de l'Industrie, de l'Environnement ou de la Défense peuvent intervenir pour aider le préfet. (*Anonyme, 2008a ; Anonyme, 2004*)

2. Plans d'intervention

a) Plan de vigilance et de prévention Vigipirate, plan d'intervention Piratome

Le plan Vigipirate est un plan de vigilance, de prévention et de protection, déclinant les mesures à prendre pour éviter la commission d'un attentat ou sa répétition. Des mesures définies au niveau gouvernemental sont déclenchées en fonction de la nature et de l'intensité de la menace. Leur mise en œuvre est faite aux niveaux ministériel et local.

Face à une action terroriste avérée ou à un attentat dans le domaine NRBC (nucléaire, radiologique, biologique, chimique), il existe trois plans de la famille Pirate spécialisés, dont le plan Piratome plus spécifiquement dédié au risque terroriste nucléaire ou radiologique. (*Bekaert, 2006*)

b) Protection globale des populations face aux risques et menaces de toutes natures : plan ORSEC

La troisième génération des plans ORSEC (loi de modernisation de la sécurité civile n° 2004-881 du 13 août 2004 et décrets d'application n° 2005-1156 Plan Communal de Sauvegarde, n° 2005-1157 plan ORSEC et n° 2005-1158 Plan Particulier d'Intervention) est née des enseignements des retours d'expérience des nombreux et divers événements majeurs de sécurité civile de ces dernières années, ainsi que des évolutions de la société et des attentes de la population. La doctrine de planification des secours est réformée en profondeur et, bien que le terme « ORSEC » soit conservé, il ne signifie plus simplement « ORganisation des SECours » mais de manière plus large « Organisation de la Réponse de Sécurité Civile ». Au niveau des appellations, on utilise l'acronyme ORSEC suivi de sa spécialité : « ORSEC inondation », « ORSEC matières dangereuses »..., à l'exception du PPI qui correspond à un « dispositif de réaction face aux risques liés à l'existence d'un établissement ou site localisé et fixe » et devra être nommé « ORSEC PPI usine de X ».

Le plan est conçu pour mobiliser et coordonner, sous l'autorité unique du préfet, les acteurs de la sécurité civile au-delà du niveau de réponse courant ou quotidien des services, et devient la base de réponse quelle que soit la situation d'urgence. L'objectif est de mettre en place une organisation opérationnelle permanente et unique de gestion des événements touchant gravement la population, constituant un outil de réponse commun aux événements quelle que soit leur origine : accident, catastrophe, terrorisme, sanitaire... Au-delà de ces réponses, ORSEC a aussi une vocation d'anticipation des événements en s'appuyant sur les procédures de vigilance et de veille permanente des risques. ORSEC est donc amené à recenser les risques : pour cela, il s'appuie sur le Dossier Départemental des Risques Majeurs (DDRM) et le volet « risques particuliers et sites à risques » du Schéma Départemental d'Analyse et de Couverture des Risques (SDACR) du SDIS. Il doit ensuite analyser ces risques, en s'aidant par exemple du Plan de Prévention des Risques Naturels (PPRN) ou Technologiques (PPRT) prévisibles. Lors de l'événement, il s'appuie sur une documentation pré existante, les documents opérationnels se présentant essentiellement sous forme de fiches ou de cartes. L'organisation interne que doivent mettre en place les acteurs ORSEC pour faire face aux événements prend des formes variées. Cet ensemble de planifications internes, plans ou procédures aux appellations très diverses, s'intègre dans l'approche ORSEC où ils sont regroupés sous le terme générique d'organisation propre aux acteurs. Deux types d'organisations de réponse opérationnelle peuvent être distingués : (Tab. 14)

-celle à objectif interne visant à apporter une réponse qui permet aux établissements ou aux organismes de « s'auto-organiser » en cas d'événements les affectant : par exemple pour les sites « SEVESO II » seuil haut, les Plans d'Opérations Internes (POI)

-celle ayant comme vocation de répondre à des besoins externes, tels que les règlements opérationnels et les plans d'établissements répertoriés pour les SDIS. (*Anonyme, 2006a*)

Réponse essentiellement à objectif interne permettant aux établissements ou aux acteurs de « s'auto organiser » en cas d'événement les affectant	
Type d'organisation propre	Structures ou acteurs concernés
Pour les installations présentant des risques	
Plan d'Opération Interne (POI) Plan d'Urgence Interne (PUI) Plan d'Intervention et de Sécurité (PIS) Plan de Surveillance et d'Intervention (PSI)	Sites « SEVESO II » seuil haut Installations nucléaires Opérateurs ferroviaires ou exploitants de certains tunnels routiers Exploitants d'oléoducs ou de gazoducs
Pour les installations abritant des vulnérabilités	
Plan bleu Plan Particulier de Mise en Sûreté (PPMS) Plan de sauvegarde des biens culturels Consignes de sécurités adaptées aux différents risques susceptibles d'atteindre l'établissement	Etablissements d'accueil de personnes âgées Etablissements d'enseignement Bâtiments abritant des biens culturels Grands établissement relevant du public
Organisation des acteurs ayant pour principale vocation de répondre à des besoins externes	
Type d'organisation propre	Structures ou acteurs concernés
Règlement Opérationnel (RO) Plan d'établissements répertoriés (ETA.RE.) Plan blanc d'établissement Plan blanc élargi Plan Communal de Sauvegarde (PCS) Organisation de mobilisation et de gestion d'événements Organisation ou plan interne de gestion d'événements	SDIS SDIS Etablissements de santé Ensemble des acteurs du secteur sanitaire Communes Associations de sécurité civile Opérateurs de réseaux de distribution d'eau ou d'électricité, de téléphonie, organismes de radiodiffusion locale, confédérations opérateurs funéraires, professionnelles d'entreprises ou d'artisans du bâtiment, entreprises de transport en commun ou de travaux publics...

Tab. 14 : Liste des organisations propres des acteurs (Anonyme, 2006a)

3. Moyens d'intervention

Dans le cadre de la mise en œuvre du plan ORSEC, les acteurs sont nombreux et divers en fonction du type d'événement : en phase d'urgence, ce sont des acteurs du secours : sapeurs-pompiers, policiers, personnels des services médicaux... (Bekaert, 2006)

Dans le cadre de l'expertise, l'IRSN dispose d'une quinzaine d'agents joignables en permanence et susceptibles d'intervenir à tout moment en moins d'une heure ; ils rejoignent le Centre Technique de Crise (CTC) de l'IRSN (situé à Fontenay-aux-Roses, dans les Hauts-de-Seine) afin de former une équipe d'experts disposant de codes de calculs, d'outils cartographiques et de bases de données démographiques leur permettant d'évaluer la situation. Ainsi, le CTC effectue un diagnostic de la situation et l'estimation des conséquences à partir des informations collectées et transmises par l'exploitant, et évalue le pronostic de l'évolution de la situation et des conséquences associées aux actions envisagées. Pour estimer l'état de l'installation nucléaire et son évolution possible, le CTC

dispose d'un ensemble d'outils informatiques dont le système SESAME dédié aux réacteurs français, et le système CASIMIR utilisé pour les autres types d'installation. Pour la phase d'urgence, un deuxième ensemble d'outils informatiques permet d'évaluer l'impact à court terme et à courte distance des rejets atmosphériques nucléaires sur l'homme et dans l'environnement : la plate-forme de modélisation C³X. De plus, l'IRSN est en relation avec Météo France, ce qui lui permet d'évaluer la dispersion de la radioactivité à longue distance pour déterminer les zones contaminées par les dépôts et l'impact sur la population. Enfin, dans la phase post-accidentelle, l'outil informatique ASTRAL (Assistance technique en radioprotection post-accidentelle) permet de simuler, puis de quantifier le transfert de radionucléides dans l'écosystème agricole. Le code ASTRAL traite trois voies de transfert impliquées dans la contamination de la chaîne alimentaire après un dépôt radioactif : la contamination directe des végétaux par le dépôt foliaire, la contamination indirecte des végétaux par transfert racinaire à partir des sols et la contamination des animaux qui s'alimentent avec ces végétaux, ainsi que de leurs produits consommables telles que la viande, le lait et les œufs.

Le réseau de surveillance de l'IRSN permet de détecter à tout moment une radioactivité anormale dans l'environnement. L'IRSN dispose également d'une cellule mobile (camions laboratoires) qui est envoyée au plus près de l'accident afin d'assurer la coordination et la gestion technique des mesures effectuées dans l'environnement pour le compte des pouvoirs publics, et de conforter par des mesures sur le terrain les estimations faites grâce aux moyens évoqués ci-dessus. Cette cellule met à disposition des moyens permettant de mesurer la radioactivité sur le terrain, d'effectuer un contrôle sanitaire des populations et d'analyser des échantillons prélevés dans l'environnement. Les laboratoires d'analyse de l'IRSN peuvent être sollicités pour effectuer des analyses complémentaires. Sept camionnettes, deux remorques et une voiture sur rails sont équipées de détecteurs de rayonnements γ , permettant de caractériser rapidement le niveau de contamination corporelle d'un nombre important de personnes. Le responsable de la cellule mobile rallie le PCO mis en place par la préfecture et participe à l'anticipation des moyens nationaux nécessaires. (*Anonyme, 2008a ; Renaud et al., 2007 ; Anonyme, 2006b*)

4. Communication entre les différents organismes

Une bonne communication entre les acteurs, notamment les autorités, est indispensable afin que les informations parviennent exactes et de manière parfaitement ciblée et protégée. En effet, lors de la catastrophe de Three Mile Island, de graves erreurs de communication aboutirent à l'information déformée de la presse et à l'affolement général, alors que le gouverneur de l'état n'était toujours pas au courant ! Citons encore Tchernobyl où c'est la Suède qui donne l'alarme. L'accident de Tchernobyl aura aussi été un désastre médiatique, notamment en France où la population perd toute confiance dans les discours officiels. (*Lagadec, 1987*)

Lors de l'« activation » du plan ORSEC, un message est diffusé auprès des acteurs intéressés (centres opérationnels des services, maires concernés, commandant des opérations de secours, industriel...) par les moyens de transmission habituels. Il précise que le préfet prend la direction des opérations de secours, et la nature des outils ORSEC activés. Voici un exemple de message type : « le préfet de département prend la direction des opérations de secours, ORSEC PPI usine de X est activé » (*Anonyme, 2006a*)

Du côté des experts, le CTC est opérationnel 24h sur 24 et transmet les avis et les informations techniques de l'IRSN en situation de crise. Une équipe de deux personnes appartenant à la cellule mobile transmet les résultats des mesures effectuées sur le terrain au CTC et à la préfecture par satellite. (*Anonyme, 2008a*)

EDF dispose d'un système de permanence 24h/24 : en cas de problème grave survenant dans une installation, un signalement oral est immédiatement fait auprès du conseiller de permanence qui fait remonter l'information auprès de la présidence du groupe. Une cellule de crise est mise en place, chargée de gérer la crise et les relations avec les principaux acteurs externes (pouvoirs publics, ASN...) et d'aider à la mise en œuvre d'actions sur le terrain. (*Warnier, 2008*)

Une piste théorique à explorer serait l'existence d'un administrateur, ni décideur politique, ni expert, qui réglerait les modalités de circulation de l'information entre les producteurs de risques, les autorités de contrôle et les structures d'expertise, de manière à ce que chacun dispose des informations qui lui sont nécessaires pour assumer sa fonction. Il pourrait ainsi être celui qui, en pratique, réussit à rendre compatible la préservation de l'autonomie et la nécessité d'interactions. N'étant pas partie prenante, il pourrait rendre les retours d'expérience (notamment après accident) aisés à mettre en œuvre, sans que cela soit trop problématique pour les différents acteurs. L'administrateur aurait donc un rôle spécifique dans la gestion des risques, des crises et des situations d'incertitude, consistant pour l'essentiel à proposer des procédures, des dispositifs qui rendent envisageables l'exploration des solutions possibles dans les champs scientifique et technique lorsque doivent s'effectuer des choix déterminants qui permettent d'instaurer la séparation des rôles et des fonctions. (*Gilbert, 2002*)

5. L'information du public

Ce pan de la gestion de crise ne doit en aucun cas être négligé. Pierre Pellerin, ex président du SCPRI (ancêtre de l'actuel IRSN) a été inculpé pour « fraude aggravée » en 2006. Il lui serait reproché d'avoir sous estimé le risque après l'accident de Tchernobyl, afin d'éviter des répercussions sur l'opinion publique à propos du nucléaire. D'après deux scientifiques, la SCPRI aurait effectué des mesures moyennes de radioactivité dans les régions françaises, occultant ainsi les « points chauds » où de fortes activités avaient été relevées. Les résultats en seraient, d'après ses accusateurs (500 patients atteints de cancers de la thyroïde et le CRIIRAD), un taux augmenté de cancers de la thyroïde en France. Toutefois, Pierre Pellerin se défend d'avoir fauté, et de nombreux experts prennent sa défense, arguant qu'il n'y aurait pas de cancers dus à Tchernobyl en France (cf. I.C.4.e). (*Enserink, 2006*)

La population est alertée et informée, notamment grâce à une Cellule d'Information du Public (CIP), et à la mise en place d'un Numéro Unique de Crise (NUC). Le regroupement de l'ensemble des moyens de communication des services du département assure le bon fonctionnement du plan de communication départementale de crise. De son côté, l'ASN informe le public par le biais de communiqués de presse, de conférences de presse, d'Internet... (Fig. 11) La cellule de crise d'EDF gère également les relations avec les médias, désigne et prépare des porte-paroles. (*Warnier, 2008 ; Anonyme, 2006a ; Anonyme, 2004*)

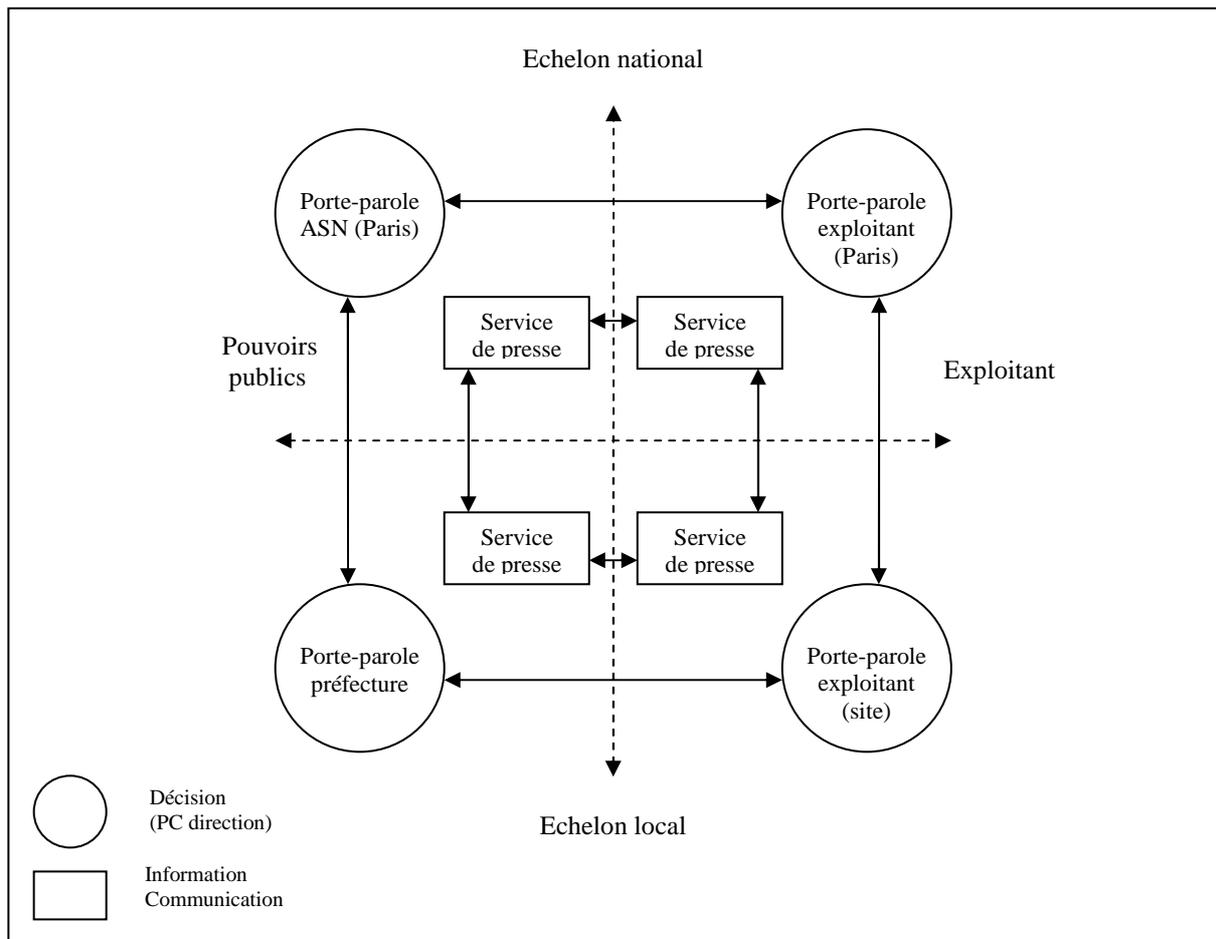


Fig. 11 Information et communication en situation d'urgence nucléaire (Anonyme, 2004)

6. L'indemnisation des victimes ?

En 2001, a été constitué en France le groupe de travail INEX (International Nuclear Emergency Exercise) pour l'indemnisation en cas de dégâts nucléaires ; c'était la première fois que les processus d'indemnisation des victimes d'un accident nucléaire étaient pris en compte comme partie intégrante d'un exercice d'urgence nucléaire.

De manière générale, dans les pays de l'OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Economiques), c'est l'opérateur de l'installation nucléaire qui est responsable des dommages nucléaires subis par les parties tierces, dommages dus soit à un accident nucléaire survenant dans son installation, soit impliquant des substances nucléaires provenant de son installation ou ayant pour destination son installation. En général, les opérateurs font appel à des assurances regroupées en un « pool » qui est chargé dans chaque pays d'assurer les compagnies nucléaires.

Dans la plupart des pays, les victimes ont 3 ans pour demander à être indemnisées à partir de la date où elles sont au courant des dommages subis et de ce qui les a causés, et 10 ans à partir de la date de l'accident nucléaire. Parfois, de plus longues périodes sont allouées en ce qui concerne les dommages physiques (maladie, invalidité...) ou les dommages matériels.

Un des problèmes majeurs demeure la diversité des solutions envisagées et des lois adoptées concernant ces indemnisations à travers l'Europe notamment. Une harmonisation serait envisageable, dans la mesure où si un accident survenait sur le continent européen, de nombreux pays seraient

touchés et il serait injuste que des victimes affectées de la même manière soient indemnisées différemment. (*Schwartz, 2004*)

II. Radioécologie

Le concept de « radioécologie » consiste en l'étude du comportement des éléments radioactifs dans l'environnement. Lors de l'accident d'un réacteur nucléaire, de nombreux radionucléides sont dispersés dans l'environnement, à plus ou moins grande distance. Après avoir mis en exergue les radionucléides qui nous intéressent plus particulièrement parce qu'ils joueraient un rôle déterminant dans la contamination des denrées alimentaires, nous évoquerons pour chacun leurs localisations préférentielles, leurs modes de transfert dans l'écosystème et leur diffusion le long de la chaîne alimentaire. La longueur des voies empruntées par les radionucléides et la durée de leur cheminement pourra être très variable en fonction du mode de consommation et de la nature des aliments consommés. Il s'agirait d'une voie courte par exemple lors de l'ingestion directe d'une feuille de salade contaminée par un dépôt atmosphérique et d'une voie longue dans le cas de la consommation de fromage contaminé par le biais d'une chaîne complexe de transferts : sol-plante, plante-vache laitière, vache-lait, lait-fromage. Enfin, nous nous attarderons sur la contamination de l'homme, ultime maillon de la chaîne alimentaire, par la radioactivité et ses conséquences en santé publique humaine. Pour cela nous nous appuyerons notamment sur les études épidémiologiques rétrospectives qui ont été menées suite à l'accident de Tchernobyl, mais aussi à plus long terme, sur les travaux consécutifs à l'explosion des bombes nucléaires à Hiroshima et Nagasaki.

La radioécologie étudie les divers cheminements des radioéléments depuis la source d'émission jusqu'à l'Homme et détermine ainsi par où, quand et comment ils arriveront jusqu'à celui-ci. (Rieunau, 1995)

La chaîne de contamination radioécologique comporte trois étapes essentielles :

- une dispersion environnementale ;
- l'incorporation au bio-cycle ;
- le transfert le long de la chaîne trophique. (Laurent, 1985)

A. Principaux éléments libérés et leurs caractéristiques, mode de libération

Les produits de fission résultent de la cassure des noyaux d'uranium 235 dans le combustible en plusieurs noyaux de masses assez voisines. Leur libération implique qu'il y a eu destruction des gaines et passage dans le circuit primaire. Au moment de l'explosion, le mélange de produits de fission est essentiellement composé de produits à vie très courte et l'activité totale diminue très rapidement : 24 heures après l'accident, l'activité du mélange n'est plus que $1/600^{\text{ème}}$ de l'activité une minute après l'explosion.

Les produits d'activation sont formés à partir des atomes (fer, cobalt et nickel) présents dans la structure métallique et le béton des réacteurs, par absorption des neutrons excédentaires libérés par le phénomène de fission (par exemple : cobalt 60, fer 55). Ces radionucléides restent pour la plupart dans les structures et se retrouveront dans les déchets.

Les émetteurs alpha sont produits dans le combustible et résultent de l'absorption de neutrons par les noyaux des isotopes de l'uranium. Les nouveaux noyaux formés ont une masse atomique supérieure à celle de l'uranium (par exemple : plutonium 239, américium 241...): on les appelle également transuraniens. Ils sont tous radioactifs, et sont dits artificiels car ils n'existent pas de façon naturelle. (Tab. 15) (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Michon et Bradier, 1991)

Nature des produits libérés			Origine : réacteurs	Voie d'atteinte (importance relative)				
				Exposition externe	Inhalation	Lait	Viande ou poisson	Végétaux
Produits de fission	Les gaz rares							
	L'iode	à vie courte						
		à vie longue						
	Le césium							
	Le strontium							
	Le ruthénium							
	Les autres produits de fission							
Produits d'activation	Le tritium							
	Les autres produits d'activation							
Emetteurs alpha	Artificiels	L'américium et le plutonium						
		Naturels						
	Le radium et ses descendants							

Légende :  important  importance moyenne  importance faible  inexistant ou sans importance

Tab. 15 : Principaux radionucléides et voies d'atteinte en situation accidentelle (d'après FNSEA-CNIEL, 1990)

1. Les gaz rares : xénon 133 et krypton 85

Ce sont des éléments peu dangereux, qui ne se déposent pas au sol et ne sont pas assimilés par les organismes vivants. Ils n'entraînent qu'une exposition externe pendant leur présence dans l'atmosphère. (FNSEA-CNIEL, 1990)

2. L'iode 131

L'iode 131 fait partie de la famille chimique des halogènes. Il domine dans les incidents et joue un rôle important dans les situations graves. Très volatile, il peut être transporté sur de longues distances (plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres) en cas d'émission accidentelle. Les principales formes physico-chimiques d'iode radioactif pouvant être rejetées par un réacteur nucléaire sont l'iode moléculaire (I₂) présent sous forme gazeuse, l'iode organique (dont une forme courante est l'iodure de méthyle ICH₃) présent sous forme gazeuse et l'iode particulaire (aérosols) dont le diamètre des particules est variable.

L'iode 131 est émetteur β - et γ , et donne naissance au xénon 131, isotope stable. L'activité massique de l'iode 131 est de $4,59 \cdot 10^{15}$ Bq/g. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Renaud et al., 2007)

3. Le césium

Le césium (du latin « *caesium* », « bleu du ciel », nommé ainsi à cause de la couleur des raies émises lors de son analyse spectrale) fait partie des alcalins. Cet élément a été mis en évidence en 1860 par Bunsen et Kirchhoff. Comme ceux de l'iode, les isotopes radioactifs du césium sont très volatiles. (Renaud et al., 2007 ; Rieunau, 1995)

a) Le césium 137

Il prédomine, avec l'iode 131, en cas d'accident de réacteur. C'est lui qui pose les problèmes les plus importants à long terme. Lors du fonctionnement normal d'une centrale nucléaire, une faible fraction de césium 137 se retrouve dans les effluents rejetés dans l'environnement. En 1999 par exemple, un réacteur nucléaire de 1300 MWe rejetait annuellement environ $1,3 \cdot 10^8$ Bq de césium 137.

C'est un émetteur β - : lors de sa désintégration, il donne dans 5,4% des cas directement du baryum 137 stable et dans 94,6% des cas du baryum 137 métastable à courte période radioactive. Le baryum 137 métastable conduit au baryum 137 stable, avec émission γ . L'activité massique du césium 137 est de $3,22 \cdot 10^{12}$ Bq/g. (Bérard et al., 2001 ; Renaud et al., 2007 ; FNSEA-CNIEL, 1990)

b) Le césium 134

25 radio isotopes du césium ont été dénombrés, les deux plus importants à considérer en matière de radioprotection étant les césium 134 et 137.

Le césium 134 est un produit d'activation du césium 133, qui est le seul isotope stable naturel du césium. Au cours de sa désintégration, il émet une particule β - d'énergie variable accompagnée de rayonnements γ . Son activité massique est de $4,79 \cdot 10^{13}$ Bq/g. Il n'est pas présent dans les retombées nucléaires « normales » : sa présence témoigne donc d'un accident. (Franic et al., 2008 ; Galle et al., 2003 ; Rieunau, 1995 ; Renaud et al., 2007)

4. Le strontium 90

Le strontium 90 accompagne très souvent le césium 137 en cas d'accident de réacteur mais est beaucoup moins important. Il est peu volatile, donc transporté sur de courtes distances (quelques dizaines de kilomètres) en cas d'accident. (Renaud et al., 2007 ; FNSEA-CNIEL, 1990)

Le strontium 90 est un alcalino-terreux, résultant de la chaîne de transformation du brome 90. C'est un émetteur β - pur qui conduit à l'yttrium 90, émetteur β - pur de courte période radioactive. La longue période radioactive du strontium 90 et la courte période radioactive de l'yttrium 90 sont telles que les deux radionucléides atteignent un équilibre séculaire en moins de trois semaines : leurs activités respectives sont alors égales : au niveau cellulaire, il faut donc tenir compte de l'énergie apportée par le strontium et de celle délivrée par l'yttrium. (Rieunau, 1995 ; Lecompte, 2001)

On retrouve aussi le strontium 89.

5. Le ruthénium 106

La voie de contamination majeure chez l'homme est l'ingestion. Cependant, l'inhalation peut aussi constituer une voie importante. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Streiff, 1996)

On trouve aussi le ruthénium 103.

6. Les autres produits de fission : cérium 144, zirconium 95 et baryum 140

Ils interviennent très peu en cas d'accident. (FNSEA-CNIEL, 1990)

7. Les autres produits d'activation : cobalt 60, manganèse 54, fer 55, cobalt 58 et zinc 65

En situation accidentelle, il est peu probable que de fortes activités de ces radioéléments soient libérées ; ils seraient principalement émis dans les eaux de surface (fleuve, mer) et ne poseraient de problèmes qu'en cas d'utilisation des eaux à des fins d'irrigation ou d'eau de boisson. (FNSEA-CNIEL, 1990)

8. Les émetteurs alpha artificiels : américium 241, plutonium 239, plutonium 238, plutonium 240

Les émetteurs alpha artificiels exposent les individus principalement par la voie de l'inhalation et dans une moindre mesure par celle de l'ingestion de végétaux sur lesquels s'est effectué le dépôt. (FNSEA-CNIEL, 1990). Ils émettent des rayonnements α de très haute énergie ($> 3\text{MeV}$). (Ferrieu, 1993)

B. Localisation

Lors d'une émission accidentelle, les aérosols (fines particules solides de l'ordre du micromètre) radioactifs se déplacent au gré des conditions climatiques et vont arriver au sol selon deux types de retombées :

-dépôts secs : les particules retombent par simple gravité et se trouvent en surface, sur le sol ou les végétaux. Le dépôt sec est caractérisé par l'activité surfacique déposée (Bq/m^2), correspondant au rapport entre l'activité totale déposée sur les objets et matériaux présents sur une surface donnée et l'aire de cette surface.

-dépôts humides : les radioéléments entraînés par les précipitations pénètrent par solubilisation dans le sol. Contrairement au dépôt sec qui dépend directement de l'activité volumique de l'air au niveau du sol, le dépôt humide est fonction des caractéristiques de l'air sur tout le parcours des gouttes d'eau, c'est-à-dire en altitude. Le dépôt humide est toujours plus intense que le dépôt sec. D'autres phénomènes peuvent contribuer à augmenter encore l'hétérogénéité des dépôts humides au moment de leur formation : l'égouttement du couvert végétal, l'exportation ou au contraire la concentration des radionucléides sous l'effet du ruissellement de l'eau de pluie sur le sol, la formation puis la fonte des névés. (Rieunau, 1995 ; Renaud et al., 2007)

Pour les radionucléides à vie longue, la concentration des éléments est liée à des facteurs de transferts élevés et à une accumulation progressive dans le sol (importance des caractéristiques agronomiques ou

pédologiques) : c'est le cas pour le césium 137 et pour le strontium 90. En revanche, pour les radionucléides à vie courte, ces concentrations sont très dépendantes du mode de dépôt, par temps pluvieux ou par temps sec. La distribution réelle de la radioactivité au sol sera déterminée en grande partie par les tendances des précipitations : en cas de pluie, elle sera donc hétérogène, et on notera sur une carte des « points chauds » où les activités seront particulièrement importantes, l'endroit où la pluie est tombée. (*Waltner-Toews, 1990 ; Vray et Renaud, 2004*)

Les activités dans l'air et l'eau de pluie sont liées par un coefficient dont la valeur de $5,0 \pm 2,0 \cdot 10^5$ (m^3 d'air par m^3 d'eau de pluie) est indépendante du radionucléide. Les processus de dépôt des radionucléides sont donc principalement physiques et indépendants de la nature et de la chimie des éléments.

Le dépôt de radionucléides sur une période donnée (D , Bq/m^2 par unité de temps) est décrit dans l'expression suivante, utilisée dans la plupart des modèles de radioécologie :

$$D = D_{\text{sec}} + D_{\text{pl}} = C_{\text{air}} \cdot V_d + C_{\text{pl}} \cdot H_{\text{pl}}$$

avec : D_{sec} et D_{pl} respectivement dépôt sec et dépôt humide durant la période considérée (Bq/m^2 par unité de temps)

C_{air} et C_{pl} activité moyenne sur la même période respectivement dans l'air et dans l'eau de pluie (Bq/m^3)

H_{pl} hauteur de pluie moyenne sur cette période (m par unité de temps)

V_d vitesse de dépôt sec des aérosols (m par unité de temps, valeur comprise entre 10^{-3} m/s et 10^{-2} m/s)

Pour les radionucléides à vie courte, dans les mois qui suivent un essai nucléaire, les apports troposphériques de ces radionucléides (de préférence de période voisine) peuvent être tracés pour des couples de radionucléides par mesure de leur radioactivité dans l'air, laquelle suivra une évolution décrite par l'expression suivante :

$$\frac{[R1]}{[R2]} = \frac{[R1]_0}{[R2]_0} e^{(\lambda_2 - \lambda_1)T}$$

avec : $[Ri]$ l'activité du radionucléide i à l'instant t

$[Ri]_0$ l'activité de ce même radionucléide au moment de l'essai

λ_i la période de décroissance physique du radionucléide i

T le temps écoulé entre la date de l'essai et l'instant t

(*Vray et Renaud, 2004*)

1. L'iode 131

Il atteint les individus par voie respiratoire mais surtout par voie alimentaire car on le retrouve principalement dans le lait et les légumes verts, mais également dans le jaune d'œuf (vitellus). Une

contamination interne significative de l'homme est notamment possible par les laits de grande distribution. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Michon et Madelmont, 1992 ; Ferrieu, 1993)

L'iode s'accumule dans la thyroïde des Mammifères : la thyroïde retient 10 à 40% de la quantité ingérée et est considérée comme l'organe critique. (Janin, 1994 ; Streiff, 1996)

2. Le césium

Le césium 133 se trouve à l'état de traces dans les règnes minéral, animal et végétal. Le césium ne peut pas exister à l'état élémentaire dans l'environnement ; c'est un élément pédotrope, qui tend à s'associer à toute phase solide (particules en suspension dans l'air et dans l'eau, composés minéraux et organiques des sols et des sous-sols). Il contamine les systèmes aquifères principalement par les retombées atmosphériques. A la suite de retombées à la surface des eaux (dans laquelle il est très soluble et présent à l'état d'oxyde de césium Cs_2O ou d'hydroxyde de césium $CsOH$), il existe toutefois une grande dilution de la radioactivité, contrairement à ce qui se passe sur les continents où la contamination séjourne un moment au niveau du sol. (Ferrieu, 1993 ; Cousi, 1989 ; Rieunau, 1995 ; Bérard et al., 2001)

Le césium se concentre dans le tissu musculaire. On le retrouve également à forte concentration dans les champignons et les baies. Enfin, les poissons possèdent une forte capacité de rétention du radionucléide, et le pollen est très sensible au césium.

De fait, le césium intéressera principalement toutes les parties des produits végétaux, les viandes, les abats et les produits laitiers : la contamination digestive, chez l'adulte, provient pour 29% de produits carnés, pour 23% du lait et pour 46% d'autres produits alimentaires. (Naudy, 1990 ; Ferrieu, 1993 ; Ravetto et al., 1988 ; Ahman, 1999)

Le césium 137 expose les individus par voie externe (dépôt au sol) et par voie interne (ingestion). (FNSEA-CNIEL, 1990)

3. Le strontium 90

Le strontium 90 expose les individus essentiellement par voie alimentaire, notamment par les produits laitiers. Chez l'homme et chez l'animal, il se répartit essentiellement dans le squelette, plus précisément dans la moelle osseuse. L'accrétion osseuse est fonction de facteurs hormonaux, vitaminiques et la période biologique du strontium est longue : plus de trois ans chez l'homme. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Janin, 1994)

4. Le ruthénium 106

Le ruthénium est modérément transféré aux denrées alimentaires sauf à la viande et au miel. On le retrouve notamment dans les poumons. (Naudy, 1990 ; Vyazovich, 1996)

5. Les émetteurs alpha artificiels

Les émetteurs alpha artificiels sont retrouvés dans les organes « épurateurs », en particulier le foie ; chez l'homme, la fraction assimilée se fixe principalement sur le squelette. Tous forment des ions complexes (chélates en particulier). Ils sont très contaminants par inhalation, peu par ingestion. Dans les aliments, la plus haute concentration en plutonium a été trouvée dans les crustacés, la plus basse dans le lait, les jus de fruits et les fruits. (Laurent, 1985 ; FNSEA-CNIEL, 1990 ; Streiff, 1996). Aux

Etats-Unis, la concentration en plutonium des poissons de la rivière Columbia est quarante mille fois supérieure à celle de l'eau du fleuve. (*Girard, 1999*)

C. Toxicité et traitement lors de contamination humaine

1. L'iode 131

Il est classé dans le groupe II du Tableau des radiotoxicités recommandé par la CIPR (Commission Internationale de Protection Radiologique) et l'AIEA (Agence Internationale de l'Energie Atomique), c'est-à-dire celui des matières à forte radiotoxicité. (*Galle et al., 2003*). Le traitement d'urgence de l'homme lors de contamination par l'iode consistera en l'ingestion d'iode stable (cf. II.G.2.d).

2. Le césium

Lors de contamination interne de l'homme par le césium, le traitement consistera en la prise de 1g de bleu de Prusse (gélules de 500 mg) 3 fois par jour. (*Anonyme, 2008b*)

a) Le césium 137

La radiotoxicité du césium 137 est classée modérée (groupe III du tableau des normes de radiotoxicité), comparable à celle du potassium naturel. Leurs métabolismes sont semblables. L'organisme humain contient en permanence environ 150 g de potassium, dont 5000 à 8000 Bq de potassium 40 naturel, dont la période est de 12 milliards d'années. Un atome sur 10000 de potassium naturel est radioactif et émet un rayonnement gamma deux fois plus énergétique que celui du césium 137. A titre de comparaison, le seul polonium 210 naturel, qui est omniprésent dans le sol au taux moyen de 5000 Bq/m² et présente une radioactivité classée très forte (groupe D), est équivalent sur le plan radiotoxicologique à 3,5.10⁶ becquerels de césium 137/ m². (*Galle et al., 2003*)

b) Le césium 134

Le césium 134 est, lui, classé dans les matières fortement radiotoxiques (groupe II). Lors de l'accident de Tchernobyl, sa contribution à l'exposition initiale externe est cependant restée modeste devant celle de l'iode et des tellures. (*Galle et al., 2003*)

3. Le strontium 90

Il est, comme l'iode 131, classé à forte radiotoxicité au groupe II du Tableau des radiotoxicités, alors que son fils l'yttrium 90 appartient au groupe III.

Les expérimentations animales ont montré que le strontium 90 est susceptible d'induire des cancers osseux et des leucémies du fait de son ostéotropisme et de sa longue période radioactive. Toutefois, aucun effet pathologique dû au strontium 90 n'a jamais été mis en évidence chez l'homme. (*Lecompte, 2001*)

Le traitement d'urgence de l'homme consiste en la prise de chlorure d'ammonium (comprimés) ou de gluconate de calcium (ampoules buvables ou injectables); d'alginate de sodium en cas de contamination digestive. (*Anonyme, 2008b*)

D. Détection

Une des particularités des accidents radioactifs est la facilité de détection des contaminations. La radioactivité se mesure très facilement et de manière précise, ce qui permet d'évoluer en milieu hostile en connaissant exactement la dose reçue et donc le risque encouru. (*Maisonneuve, 1991*)

1. Historique et actualités

Les méthodes de mesure historiques de la radioactivité sont la photographie, qui est à l'origine de la découverte des rayons uraniques (rayons produits par les sels d'uranium, qui impressionnent les plaques photographiques), et l'électroscope.

Les méthodes électrométriques étaient extrêmement précises mais, de par leur fragilité et leur relative complexité, resteront l'apanage des laboratoires de recherche. D'autres techniques vont se répandre, répondant à des exigences pratiques : méthode des scintillations ou encore compteur Geiger en 1908, afin de procéder au comptage des particules α . Ces méthodes demeureront longtemps peu fiables et peu reproductibles. Puis ce fut le début de la physique nucléaire : on s'intéressa plus particulièrement à la structure des atomes et à la nature des particules qui les composent. De nouvelles techniques expérimentales apparurent, comme le compteur de Geiger Müller en 1928, et la chambre à brouillard. (*Molinié et Boudia, 2006*)

Les enjeux d'aujourd'hui sont de pouvoir mettre en œuvre un contrôle fiable des radiations dans les centrales nucléaires et les autres installations nucléaires, mais également de rechercher des substances radioactives, par exemple lors de contaminations radioactives ou d'accident. Une méthode prometteuse est la détection des rayonnements gamma par radiogoniométrie à 360°, c'est-à-dire par détermination de la direction d'arrivée de l'onde électromagnétique. Ce nouvel instrument est composé de trois scintillateurs (un à l'iodure de césium CsI, un à l'iodure de sodium NaI et le 3^{ème} au germanate de bismuth BGO) qui convertissent l'énergie des rayonnements gamma en photons, photons qui sont amplifiés par un photomultiplicateur et comptés. On estime ainsi le flux de photons dans le scintillateur, donc l'énergie et la quantité du rayonnement gamma. La particularité de ce détecteur est que les trois scintillateurs permettent une sensibilité accrue à la direction des rayonnements gamma, puisque la durée de passage des rayonnements à travers chaque scintillateur, est convertie en photons dont la quantité dépend ainsi non seulement de l'intensité du rayonnement, mais aussi de cette durée, permettant d'évaluer la direction de ces rayonnements. (*Shirakawa, 2007*)

Une autre méthode est actuellement testée, afin de doser rapidement, avec suffisamment de précision et sur de nombreuses personnes, la radioactivité suite à une exposition accidentelle. Il s'agit de la dosimétrie par spectrométrie de résonance paramagnétique électronique sur les ongles de personnes exposées. En effet, les ongles contiennent de grandes quantités d' α kératine, et les signaux observés par EPR semblent provenir de radicaux radio induits formés dans ce composé. La mesure devra être faite le plus précocement possible après l'irradiation, sur des ongles les plus secs possibles et conservés à basse température. Lors de l'expérimentation, l'estimation rapide de la dose a pu être faite sur des ongles irradiés dans une gamme allant de quelques gray à quelques dizaines de gray, avec une précision estimée à 30% si les conditions de prélèvement et de stockage décrites ci-dessus avaient été respectées. (*Trompier et al., 2007*)

2. Mesure de la contamination radioactive des aliments

Outre le risque lié au rejet accidentel de radionucléides dans l'environnement qui nous intéresse principalement dans ce travail, il convient de ne pas perdre de vue d'éventuelles actions malveillantes. Au sein d'établissements agro-alimentaires par exemple, la mise en œuvre de la méthode Hazard Analysis Critical Control Point (HACCP) pourrait également être développée et adaptée à des fins de prévention des actes criminels, malveillants ou terroristes. La chaîne alimentaire est particulièrement vulnérable, en ce sens que son attaque peut être ciblée sur une population particulière, par exemple les jeunes enfants par le biais de la restauration scolaire. (Maillot, 2009)

A l'exception du strontium 90 et des isotopes du plutonium, les radionucléides qui nous intéressent (iode 131, américium 241, césium 134 et 137) sont des émetteurs de rayonnement γ , soit directement, soit par l'intermédiaire de leurs descendants radioactifs. Or ce type de rayonnement est commode à mesurer : en effet on a une absorption très faible du rayonnement γ dans les aliments, par rapport aux rayonnements α et β absorbés en totalité dans l'échantillon non préparé convenablement (auto absorption). Pour doser un radionucléide émetteur α ou β pur on doit au minimum procéder à une mise en solution et à une séparation chimique préalables du radioélément. Pour la plupart des radionucléides artificiels, qui sont émetteurs γ , on recourra donc à une méthode basée sur la mesure des photons γ émis pour évaluer les niveaux de contamination d'un aliment, grâce à des détecteurs à base de germanium capables de distinguer des rayonnements γ d'énergie voisine.

Il s'agit de détecteurs semi-conducteurs : la sonde est constituée d'un détecteur à semi-conducteur type germanium extrêmement pur. Un rayonnement traversant une jonction de ce type va créer un courant proportionnel à l'amplitude de l'impulsion créée par l'énergie perdue par la particule. On arrive ainsi à dénombrer les particules qui traversent le détecteur et à quantifier l'énergie perdue par ces dernières. Les rayonnements γ émis par l'échantillon sont produits avec des énergies bien déterminées, caractéristiques de l'élément émetteur. A chaque canal de l'analyseur correspond une énergie. En considérant les spectres obtenus sur l'oscilloscope, on peut déterminer la nature du radioélément présent et calculer l'activité de la denrée en la déduisant de l'aire représentant les impulsions enregistrées dans les intervalles d'énergies caractéristiques du radioélément (par exemple pour le césium 137, on calcule l'aire entre les énergies 0,658 MeV et 0,665 MeV).

L'activité de l'échantillon ainsi mesurée est ensuite rapportée à sa masse, son volume ou sa surface. Lorsque l'activité de l'échantillon est élevée, quelques minutes ou quelques heures suffisent pour que le pic caractéristique se forme et soit mesuré. Lorsqu'elle est plus faible, l'échantillon doit être laissé plus longtemps sous le détecteur.

Une analyse radioactive basée sur la détection des rayonnements γ ne nécessite aucune préparation particulière de l'échantillon : celui-ci est simplement découpé en morceaux en vue de remplir un flacon de comptage d'un volume donné (flacons allant de 10 mL à 3 litres selon la taille de l'échantillon). Une durée de mesure de l'ordre de 15 minutes peut être suffisante pour identifier et quantifier dans l'optique d'un contrôle les activités respectives du césium 134 et 137 si leurs activités avoisinent au total les 600 Bq/kg. Si l'on désire procéder à une recherche plus exhaustive des radionucléides dans un but scientifique, il faudra éventuellement concentrer le maximum de matériaux frais dans le flacon de comptage (concentration par évaporation des liquides, par dessiccation et

incinération des solides) et d'allonger la durée de mesure (10 heures minimum). Seule la résolution atteinte avec des détecteurs au germanium (largeur à mi-hauteur des pics inférieure à 3 Kev) permet de discriminer des émetteurs γ d'énergies voisines.

Différents paramètres peuvent entraîner des variations dans la détermination du niveau de contamination radioactive d'un aliment, à méthodes de détection équivalentes :

-les modalités de dispersion et de dépôt des produits de fission émis en cas d'accident : deux échantillons de la même denrée, prélevés à des dates proches peuvent avoir un niveau de contamination variant d'un facteur 10 pour un même radionucléide, en raison de pluviométries très variables d'un jour sur l'autre ;

-la méthode d'échantillonnage : au sein de lots, on peut avoir une grande hétérogénéité de contamination. En effet, il suffit de « piocher » au mauvais endroit... ;

-la nature de l'aliment contrôlé, notamment au niveau des différents organes des plantes : racines peu contaminées, feuilles plus exposées... Cela est dû aux mécanismes de migration spécifiques de chaque élément chimique dans l'environnement (cf. II.F).

Enfin, rappelons que pour être capable de répondre avec rapidité et fiabilité en ce qui concerne la contamination radioactive d'un aliment à partir d'une mesure en spectrométrie γ au germanium, il faut disposer d'agents formés en métrologie, de locaux adaptés, d'un détecteur γ au germanium hyper pur d'un volume suffisant (30 à 50 cm³), de bonne résolution, protégé par un blindage en plomb associé à un analyseur de spectre et à un passeur automatique d'échantillons. De plus, on s'astreindra à des contrôles périodiques de la calibration du système de mesure quant à son efficacité et au maintien d'un bruit de fond stable et aussi faible que possible. (*Grauby et Picat, 1991 ; Renaud et al., 2007 ; Rieunau, 1995*)

a) L'iode 131

L'iode est facilement détecté par spectrométrie. Les énergies caractéristiques des rayonnements γ qu'il émet (en MeV) sont : 0,364 ; 0,638 ; 0,284. (*Girka, 1990*)

b) Le césium

L'activité du césium 137 d'un échantillon est mesurée par comptage du nombre de rayonnements γ d'une énergie de 0,662 MeV issus du descendant direct du césium 137 : le baryum 137 métastable. (*Rieunau, 1995*)

Le Tab. 16 donne les énergies caractéristiques des rayonnements γ émis par les isotopes du césium.

Radionucléide	Energie des rayonnements γ (MeV)
Césium 134	0,605 ; 0,794 ; 0,567
Césium 137	0,662

Tab. 16 : Energies des rayonnements γ émis par le césium 134 et le césium 137 (*Rieunau, 1995*)

c) Le strontium 90

Le strontium 90 est un émetteur β pur à vie longue ; son dosage ne peut se faire que par voie radiochimique, qui est la voie de choix si l'on n'a pas de contraintes temporelles (cette méthode

demande plus de 15 jours). Le strontium est tout d'abord séparé du calcium, des autres produits de fission et de ses isotopes naturels par élimination de HNO_3 , de BaCrO_4 et de $\text{Y}(\text{OH})_3$. Pour ce faire, on utilise des méthodes chimiques : précipité oxalique pour séparer le strontium du calcium, utilisation de résines échangeuses d'ions pour éliminer les terres rares, dont l'yttrium 90. Après que l'équilibre entre le strontium 90 et l'yttrium 90 ait été atteint (nécessite 15 jours), on mesure l'activité de l'yttrium 90 (qui est la même que celle du strontium 90). (Naudy, 1990 ; Florou et al., 1996)

Si on dispose de peu de temps, on pourra procéder de la façon suivante : le baryum est un élément alcalino-terreux voisin du strontium qui possède un isotope émetteur γ , le baryum 140. Comme en règle générale on connaît l'inventaire en radioactivité des radionucléides présents dans le cœur d'un réacteur à un moment donné, on estime, en se basant sur les données du baryum, la fraction des isotopes de la famille des alcalino-terreux émise. On applique cette valeur à l'inventaire en strontium 90 et on en déduit le niveau de contamination en strontium 90 des mêmes échantillons. Un dosage radiochimique du strontium 90 pratiqué sur quelques échantillons permet de vérifier et de corriger si nécessaire l'hypothèse faite. (Galle et al., 2003 ; Grauby et Picat, 1991)

D'autres méthodes récemment publiées permettent de diminuer le temps d'analyse : préparation de l'échantillon par « digestion » au micro-ondes, extraction liquide, séparation radiochimique par chromatographie, radiation de Cherenkov dénombrant le produit de désintégration du strontium 90, l'yttrium 90, ou radiation de Cherenkov déterminant la quantité de strontium 90 en présence de césium 137 dans l'environnement. (Torres et al., 2002)

d) Les émetteurs alpha

Les niveaux de détections requis sont de 1 Bq/kg dans les aliments pour nourrissons (cf. III.C.3), ce qui est en-dessous de la capacité d'analyse des spectromètres utilisés sur le terrain. De plus, les méthodes de laboratoire basées sur la spectrométrie α sont longues (3 jours) et complexes : elles nécessitent la digestion de l'échantillon, la séparation des ions et le comptage des ions. Ce temps peut être réduit à 3 heures (avec deux opérateurs) grâce à une nouvelle méthode alliant l'analyse par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS) et la chromatographie. Cette méthode nécessite la digestion préalable de l'échantillon par des réactifs chimiques et son oxydation par de l'eau oxygénée (cette dernière manipulation ne doit pas avoir lieu si l'on souhaite doser simultanément le plutonium, l'américium et le neptunium car cela enlève le neptunium du solvant et produit de l'américium ; en revanche pour le dosage du seul plutonium, cette phase sera primordiale), puis la séparation du plutonium 239 et de l'uranium 238 par chromatographie. Enfin, l'analyse est réalisée grâce à l'ICP-MS, présentant deux phases :

- une phase de séparation, grâce à la torche à plasma qui, à très haute température, vaporise, dissocie, atomise et ionise complètement la plupart des éléments contenus dans l'échantillon ;
- une phase d'identification grâce au spectromètre de masse qui sépare ces ions en masse : la déviation magnétique est fonction de la charge et du poids moléculaire de l'élément à identifier. (Evans et al., 2003)

3. Mesure de la contamination radioactive des animaux vivants

L'avantage de mesurer la radioactivité sur les animaux vivants et de pouvoir estimer la contamination subséquente de leur viande est de séparer les animaux bons à abattre de ceux qui nécessitent une

alimentation spéciale afin de les décontaminer, mais également de définir des zones relatives au degré de contamination des animaux (cf. IV.).

Une étude a été menée afin de mesurer les niveaux de radiocésium (césium 134 et 137) sur des rennes, des bovins et des moutons en utilisant un scintillateur à l'iodure de sodium couplé à un analyseur portable. Les procédures recommandées sont les suivantes, afin d'avoir le moins d'interférences possibles (bruit de fond) :

- pour le mouton : le détecteur est placé sur l'os sacrum, après en avoir ôté la laine (animal debout) ;
- pour le renne : le détecteur est placé entre les deux postérieurs et parallèlement à ces derniers, contre l'os pubien (animal couché sur le côté) ;
- pour les bovins : le détecteur est placé sur le dos de l'animal avec une inclinaison de 45° par rapport à son axe longitudinal, à mi chemin entre la tubérosité ischiatique et la tubérosité coxale, et à mi-chemin entre le sacrum et le grand trochanter (animal debout).

La durée de mesure est en général comprise entre 30 et 60 secondes.

Une corrélation linéaire a été observée entre les niveaux d'activité mesurés dans la viande et le nombre d'impulsions par seconde compté sur l'animal vivant. Les limites de détections varient entre 50 et 200 Bq/kg dans des zones où le dépôt au sol est compris entre 5 et 200 Bq/m². (*Brynildsen et Strand, 1994*)

E. « Rémanence »

Cette rémanence dépend de la période des radionucléides. (cf. partie I, Tab. 4)

L'iode 131 disparaît très rapidement en raison de sa courte période : en région d'élevage laitier intensif, sa demi-vie effective dans les pâturages est de 3 à 5 heures.

Déposé sur le sol, le césium 137 peut rester dans la couche superficielle pendant plusieurs dizaines d'années ; il tend à être fixé par les argiles. Le strontium 90 peut également rester dans la couche superficielle du sol pendant plusieurs années.

Pour ce qui est des sols, le ruissellement contribuera à l'accumulation par lessivage des éléments radioactifs dans les points bas des terrains en pente, ce qui peut entraîner la formation de zones d'accumulation, telles que les plans d'eau (marécages, étangs, lacs). Plus le rapport surface/profondeur de l'étendue d'eau est important, plus les concentrations de la radioactivité dans l'eau risquent d'être élevées. En milieu aquatique, l'activité volumique de l'eau en aval d'un point de rejet décroît quasi exponentiellement avec la distance, par suite de phénomènes d'absorption. Ainsi la décroissance spatiale est d'autant plus forte que la vitesse du cours d'eau est faible. (*Laurent, 1985 ; FNSEA-CNIEL, 1990*)

F. Transfert

Les mécanismes de transfert des radioéléments obéissent aux interactions faibles du domaine de la physico-chimie, où la similitude électronique de tous les isotopes d'un même élément, radioactif ou non, leur confère un comportement chimique identique dans le bio-cycle. Chez l'animal, certains radionucléides sont absorbés parce qu'isotopes d'oligo-éléments indispensables (zinc, cobalt, manganèse...), d'éléments nécessaires à un fonctionnement organique (iode) ou d'éléments situés dans la même colonne que certains éléments organiques (potassium/césium, calcium/strontium...). Certaines voies de transfert sont spécifiques de radionucléides ou au contraire inutilisables par d'autres : ainsi le transfert de gaz rares est impossible par les chaînes alimentaires.

Les retours d'expériences ont généralement montré une déconcentration des radionucléides lorsqu'on remonte vers le sommet des chaînes trophiques. Ce résultat est différent de celui obtenu avec des polluants chimiques qui se concentrent lorsqu'on va vers les niveaux trophiques élevés (vecteurs + accumulateurs successifs). Cela serait dû à l'existence de mécanismes d'épuration plus actifs envers les polluants radioactifs. (*Maisonneuve, 1991 ; Laurent, 1985 ; Rieunau, 1995*)

1. A partir du sol

Rappelons d'abord qu'en dehors d'émissions accidentelles, la radioactivité des sols est surtout d'origine naturelle (émission de radon).

Une fois déposés sur le sol, les radioéléments font l'objet de transformations physico et biochimiques liées à leurs propriétés et aux conditions qu'ils rencontrent. Ils peuvent entraîner quatre types de risques :

- sol support de la radioactivité, constituant la surface d'émission des rayonnements.
- sol générateur de poussières, avec remise en suspension des radioéléments, transportés par les poussières soulevées par le vent et les opérations culturales.
- sol pourvoyeur de minéraux pour les plantes : prélèvement des radioéléments par les racines, de façon plus ou moins sélective.
- sol filtre des eaux, retenant plus ou moins efficacement les éléments radioactifs déposés ; la rétention par les sables est nettement moins efficace que celle de l'argile. (Fig. 12)

Le travail du sol (labour) et l'apport de fertilisants influent sur les transferts. L'absorption sera toujours plus importante par temps de pluie. En cas de tapis végétal important (lichens), les radionucléides sont piégés par la matière organique et donc moins contaminants pour le sol.

(*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Streiff, 1996 ; Franconi et al., 2001 ; Rieunau, 1995*)

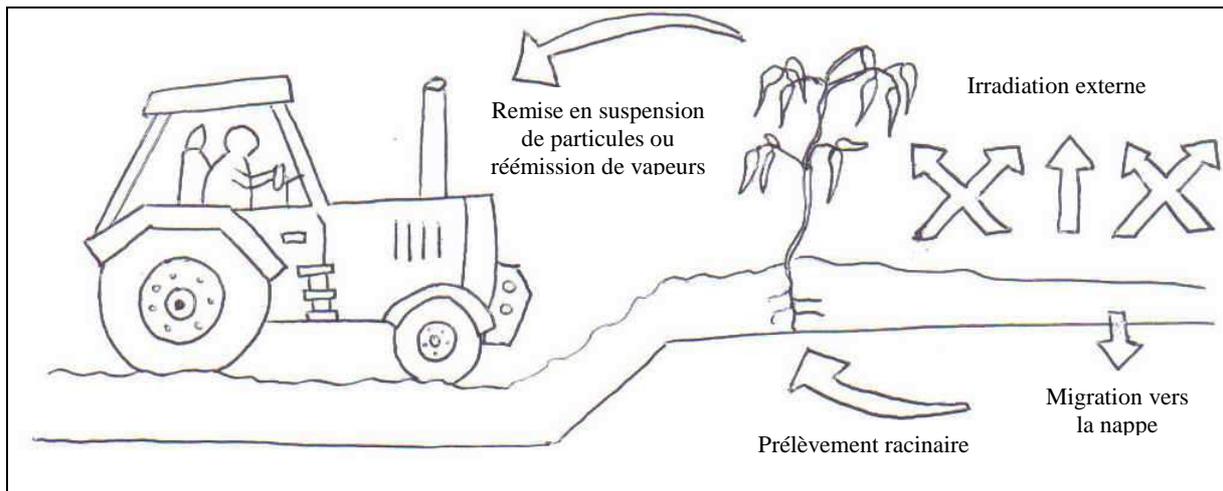


Fig. 12 : Schéma des modes de transfert des radioéléments à partir du sol (FNSEA-CNIEL, 1990)

Après Tchernobyl a été constatée une tendance à l'augmentation de la biodisponibilité des radioéléments pour les plantes. En effet, avec le temps, les radionucléides initialement présents sous forme de « points chauds » inutilisables, se sont solubilisés dans l'eau du sol. (Rauret et al., 1995)

Une expérience menée à la fin des années 1980 en Suède sur de petits mammifères (le campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus* et la musaraigne carretlet *Sorex araneus*) a mis en évidence une corrélation positive entre le niveau d'activité en césium 137 du sol où ils vivaient et leur niveau d'activité corporel en césium 137. Cette contamination radioactive s'était en majorité faite par l'intermédiaire des champignons pour *C. glareolus* alors que *S. araneus* se nourrissait principalement d'insectes (une étape de plus dans le transfert de la radioactivité), ce qui expliquerait une moindre contamination de *S. araneus*. Les résultats obtenus tendraient à montrer qu'il existe bien une relation entre le dépôt de radioactivité au sol et le transfert de la radioactivité à la faune. (Mascanzoni et al., 1990)

De même, en Biélorussie après l'accident de Tchernobyl, les différences de contamination des gibiers d'eau étaient corrélées à leur mode de vie et à la contamination de leur environnement. Par exemple, les femelles Anatidés étaient plus contaminées que les mâles, car elles passaient plus de temps au contact du sol contaminé lors de la couvaison alors que les mâles passaient la majorité de leur temps dans l'eau, où le niveau de contamination radioactive était bas. De même, la contamination des foulques macroules (*Fulica atra*), oiseaux herbivores se nourrissant principalement d'algues, était moindre que celle des sarcelles d'hiver (*Anas crecca*) et des canards colverts (*Anas platyrhynchos*) car contrairement à ces derniers ils passaient peu de temps hors de l'eau et ne mangeaient pas de nourriture terrestre. (Vyazovich, 1996)

2. A partir des végétaux

Selon la nature des végétaux, la vitesse d'incorporation et la quantité d'éléments radioactifs absorbée vont varier.

D'un point de vue radioécologique, il convient de subdiviser les végétaux en trois grandes catégories : les légumes feuilles (salade, poireau), les légumes racines (betterave, radis) et les légumes fruits (pomme, haricot).

Deux modalités de transferts sont à envisager pour les productions végétales :

- les transferts de l'air à la plante ou transferts directs ;
- les transferts du sol à la plante ou transferts indirects.

Les radionucléides circulent ensuite dans la sève à l'intérieur de la plante.

a) Transfert par voie directe

Les éléments radioactifs apportés par voie atmosphérique au cours de la belle saison sont captés directement par les parties aériennes des plantes (feuilles, tiges, voire fleurs). Ce terme de captation recouvre à la fois l'interception des radionucléides et leur rétention par adsorption sur la surface foliaire. (*Renaud et al., 2007 ; FNSEA-CNIEL, 1990*)

Pour caractériser la captation du dépôt par les végétaux exposés aux retombées, on pose l'équation suivante : $F = 1 - e^{-mR}$

où : F représente la fraction du dépôt interceptée par le végétal par rapport au dépôt total (sans dimension) ;

R le rendement cultural exprimé en kg/m² de matière sèche au moment de la retombée ;

m le coefficient d'interception en m²/kg de matière sèche

avec pour valeurs de m : 2,8 pour une production fourragère, 3,6 pour le maïs fourrage. (*Moizant, 1993*)

On constate que le rapport entre F et R (cette fois exprimé en kg de poids frais par m²) est plus élevé pour les jeunes plantes (en l'occurrence des laitues dans l'expérimentation) que pour les plantes plus âgées : la surface de captation est donc plus efficace chez les jeunes plantes. (*Rauret et al., 1995*)

❖ **Influence des précipitations lors des dépôts**

Si l'intensité des dépôts augmente avec les précipitations, la contamination de la chaîne alimentaire n'augmente pas de façon proportionnelle à ces dépôts. Par exemple, pour une activité surfacique déposée dix fois supérieure lors d'une pluie de 10 mm, la contamination de la salade qui en résulte n'est que deux fois plus élevée. En effet, lors d'un dépôt pluvieux, les feuilles des végétaux ne peuvent pas retenir toute l'eau qu'elles reçoivent : elles s'égouttent. Les productions herbacées (surfaces toujours en herbe, prairies artificielles, prairies temporaires) captent en moyenne 20 % du dépôt par temps sec et moins de 10% par temps humide. (Fig.) D'ailleurs, au-delà d'une hauteur de pluie de 10 mm, correspondant à un dépôt pluvieux de 8000 Bq/m², la contamination de l'herbe stagne. (*Renaud et al., 2007 ; FNSEA-CNIEL, 1990*)

❖ **Influence du type de plante**

Pour être incorporé, le radionucléide doit atteindre le plasmalemme, première barrière ionique énergétique, après avoir traversé la barrière épidermique. (*Laurent, 1985*) Cette absorption a lieu pendant plusieurs dizaines de jours. Plus la végétation recouvre le sol et plus la densité des parties aériennes de la plante est forte, plus la proportion de polluant fixé est grande. Les lichens fixent très bien les radionucléides présents dans les dépôts humides (jusqu'à 95%). Au niveau de la feuille, des surfaces poilues ou duveteuses retiendront mieux les radioéléments que des surfaces lisses ou cirées. La teneur en eau du végétal influence aussi son activité massique qui par définition est liée à la masse

du végétal : pour une même quantité globale de radionucléides, l'activité massique est moins élevée si la masse est plus importante. Ainsi, l'activité massique est élevée chez certains végétaux et certaines denrées de faible masse fraîche, telles que les herbes aromatiques (thym, romarin...), les noisettes, les amandes, le miel... (*Renaud et al., 2007 ; Rieunau, 1995*)

❖ **Influence du délai écoulé depuis le dépôt**

La croissance dilue la radioactivité dans les tissus nouveaux. Cette décroissance de la radioactivité est donc proportionnelle à la productivité de la plante, c'est-à-dire à sa capacité à générer de la biomasse. Par exemple, les salades ayant une productivité supérieure à celle de l'herbe, la diminution d'activité massique de cette dernière sera logiquement moins rapide que celle des salades. Le dépôt sur les surfaces s'élimine naturellement (lessivage par la pluie, desquamation, disparition du végétal...). Cette élimination, qui résulte de mécanismes physiques, se caractérise par une « période biologique » qui, associée à la période de décroissance radioactive, donne la période effective d'élimination (cf. I.A.2). Dans le cas des cultures pérennes comme les fruits ou l'herbe de prairie, l'activité qui s'est fixée dans les parties ligneuses pour les arbres fruitiers ou dans la partie basale desséchée de l'herbe (mat) peut entretenir une rémanence plus longue du transfert foliaire initial. Cette rémanence est due à un transfert d'activité du bois aux fruits des récoltes suivantes ou du mat de prairie aux nouvelles feuilles de l'herbe. Les produits naturels, comme les champignons ou les baies, se distinguent des productions agricoles par la diminution extrêmement lente de leur activité massique après une pollution radioactive, à cause de l'absence de labour des sols où ils se développent et au piégeage des radionucléides dans la litière qui ralentit la migration des polluants vers la profondeur. Les radionucléides sont ainsi retenus dans la 1^{ère} couche superficielle de sol dans laquelle champignons et baies rampantes ou arbustives trouvent l'essentiel de leurs substances nutritives. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Madelmont, 1993 ; Michon et Bradier, 1991 ; Naudy, 1990 ; Renaud et al., 2007*)

❖ **Influence du stade de développement de la plante au moment du dépôt**

La contamination résultante dépend du stade végétatif au moment du dépôt : plus le stade de développement est avancé, plus la rétention est importante : (Tab. 17, 18, 19 et Fig. 13)

-pour les productions en place, la période biologique joue un grand rôle : au bout de deux mois, pour les radionucléides à vie longue, l'activité représente environ 10% de l'activité initiale, tandis que cette activité sera négligeable pour les radionucléides à vie courte tel que l'iode 131 ;

-pour les productions récoltées (grains, ensilages), seule la décroissance radioactive joue : pour les radionucléides à vie longue tel que le césium 137, l'activité du fourrage reste pratiquement constante.

Pour les autres productions fourragères (racines, tubercules, céréales), l'atteinte des parties utiles de la plante ne peut se faire que par le biais d'un métabolisme (translocation : franchissement de la barrière épidermique et diffusion à l'intérieur de la plante). Pour les céréales notamment, le moment où surviendrait un accident est très important : en effet il n'y a qu'une culture annuelle et la sensibilité au dépôt n'est significative qu'à partir de la fin de la montaison. Si l'accident survient entre le milieu de l'été et le milieu du printemps suivant, ses conséquences sur la contamination des céréales seront nulles ou très faibles. S'il survient entre le milieu du printemps et le milieu de l'été, l'ensemble de la

production de la région sera contaminé. (Tab. 20) (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Madelmont, 1993 ; Michon et Bradier, 1991 ; Naudy, 1990 ; Renaud et al., 2007)

	Activité en Bq par m ² le jour du dépôt	Activité du légume le jour de la récolte en Bq par Kg frais
A maturité	100	20 (la même production)
Stade pomme	100	10 (la même production)
Stade 4 feuilles	100	1 (la même production)
Sol nu	100	<0,1 (la même production et la production suivante)

Tab. 17 : Transfert du dépôt de césium aux légumes feuilles : exemple : chou (d'après FNSEA-CNIEL, 1990)

	Activité en Bq par m ² le jour du dépôt	Activité du légume le jour de la récolte en Bq par Kg frais
A maturité	100	1 (la même production)
Floraison	100	0,4 (la même production)
Premières feuilles	100	0,02
Sol nu	100	<0,02 (la même production et la production suivante)

Tab. 18 : Transfert du dépôt de césium aux légumes hors feuilles : exemple : haricot (d'après FNSEA-CNIEL, 1990)

	Activité en Bq par m ² le jour du dépôt	Activité du fruit le jour de la récolte en Bq par Kg frais
1 mois avant la récolte	100	2 (la même production)
5 mois avant la récolte	100	0,5 (la même production)
Sol à découvert	100	<0,01 (la même production et les productions suivantes)

Tab. 19 : Transfert du dépôt de césium aux fruits : exemple : pommes (d'après FNSEA-CNIEL, 1990)

	Activité en Bq par m ² le jour du dépôt	Activité du grain le jour de la récolte en Bq par kg frais
1 à 2 mois avant la récolte	100	3 (la même production)
Blé en herbe	100	0,2 (la même production)
Sol nu	100	<0,1 (la même production et la production suivante)

Tab. 20 : Transfert du dépôt de césium aux grains des céréales (d'après FNSEA-CNIEL, 1990)

Prairies permanentes artificielles et temporaires

Les parties aériennes retiennent :

20% du dépôt par temps sec

10% du dépôt par temps de pluie (attention, le dépôt est plus important par temps de pluie)

Maïs fourrage

80% du dépôt est retenu. Le rendement élevé (700 quintaux hectare) dilue l'activité rapportée au kilogramme frais

Production des graines fourragères et des racines ou tubercules

L'accident intervenant avant la récolte ou le stade maturité

Si on considère la radioactivité retenue par les feuilles sur un mètre carré de production on retrouve les pourcentages suivants de cette radioactivité dans les graines ou les tubercules :

	Strontium	Iode	Césium	Plutonium
Graines	0,1	0,1	0,4	0,01
Racines et tubercules	0,01	0,1	0,2	0,01

Fig. 13 : Quelques données quantitatives sur la production fourragère (FNSEA-CNIEL, 1990)

La translocation, avec un débit de dépôt constant qui correspond à une situation d'équilibre, peut être caractérisée par le rapport :

$$Tr = \frac{A_u}{A_t}$$

avec : A_u activité de la partie utilisée de la plante (Bq/kg)

A_t activité de la plante totale (Bq/kg)

Les valeurs de ces facteurs de translocation sont données dans le Tab. 21 :

Toutefois, la transposition de ces valeurs dans le cas d'un accident est impossible, car on a affaire à un dépôt unique ou à un dépôt variable et limité dans le temps, et que la captation du dépôt se fait à un stade végétatif de la partie utilisée de la plante qui n'est pas nécessairement celui qui est atteint au moment de la récolte. (Moizant, 1993)

	strontium	ruthénium	iode	césium	plutonium	américium
Maïs	$1,5.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$4,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$3,0.10^{-2}$
Soja	$1,5.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$4,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$3,0.10^{-2}$
Blé	$1,2.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$3,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$3,0.10^{-2}$
Avoine	$1,2.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$3,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$3,0.10^{-2}$
Orge	$1,5.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$4,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$3,0.10^{-2}$
Sorgho	$1,5.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$4,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$3,0.10^{-2}$
Seigle	$1,5.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$4,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$3,0.10^{-2}$
Arachide	$1,0.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$1,0.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-2}$
Pêches	$1,2.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$5,0.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$2,5.10^{-2}$
Pommes	$1,2.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$5,0.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$2,5.10^{-2}$
Tomates	$2,0.10^{-2}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$2,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$2,0.10^{-2}$
Choux	$6,0.10^{-2}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$1,0.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-2}$
Concombres	$1,2.10^{-1}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$5,0.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$2,5.10^{-2}$
Pommes de terre	$1,0.10^{-2}$	$5,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$	$2,5.10^{-1}$	$1,0.10^{-2}$	$1,0.10^{-2}$

Tab. 21 Facteurs de translocation en situation d'équilibre (Moizant, 1993)

b) Transfert par voie indirecte

Dans le cadre de retombées limitées dans le temps, comme cela a été le cas pour l'accident de Tchernobyl, la contamination indirecte par voie racinaire est la seule qui persiste après disparition de la radioactivité atmosphérique. (Ferrieu, 1993) Pour un même dépôt, la contamination résultante est nettement plus faible que celle qui provient du dépôt direct sur les parties aériennes. Cependant, les transferts indirects peuvent se maintenir pendant plusieurs dizaines d'années (si la période physique du radionucléide le permet). De manière générale, l'activité d'un végétal est au moins dix à cent fois plus faible que celle du sol dans lequel il pousse. (Renaud et al., 2007)

Ce mode de transfert dépend des caractéristiques agronomiques des sols (texture, capacité d'échange, pH, structure, concentration en électrolytes) et des végétaux eux-mêmes. Par exemple, un sol sableux favorisera une migration accélérée et une absorption qui se manifesterait rapidement, alors qu'un sol argileux sera peu favorable à la migration et à l'absorption. Plus la concentration en ions solubles du radio-isotope dans la solution du sol sera importante, plus l'absorption sera facilitée. (Madelmont, 1993 ; Naudy, 1990) L'acidification des régions péri-racinaires (respiration, exsudation, acides organiques, microflore) favorise l'évolution des formes physico-chimiques des radionucléides insolubles : solubilisation ou dépolymérisation, voire complexation et incorporation à l'état de molécules organiques. (Laurent, 1985) Certaines plantes favorisent le transfert de radioactivité depuis le sol, telles que la bruyère callune (*Calluna vulgaris*). (Wright et al., 2003)

Les plantes absorbent plus ou moins les éléments radioactifs incorporés dans la couche de sol où se trouvent les racines. La contamination racinaire dépend de la profondeur de pénétration des racines par rapport à la localisation des radionucléides dans le sol. L'absorption racinaire se fait à deux niveaux : la couche superficielle constituée par un feutrage de racelles et de débris végétaux ; la couche sous-jacente correspondant au système racinaire profond, équivalent à la couche arable. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Madelmont, 1993) Dans tous types de sols, le transfert indirect des radionucléides diminue avec la croissance de la plante, ce qui peut être expliqué par le fait que les racines pénètrent de plus en plus

profondément, atteignant des portions de sol où moins de radionucléides sont disponibles (80% des radionucléides sont retrouvés dans les 7 premiers centimètres (*Laurent, 1985*)). (*Rauret et al., 1995*)

Une étude a estimé les concentrations d'activités maximales en radionucléides dans le sol qui entraîneraient un dépassement des niveaux maximaux admissibles recommandés par l'AIEA pour les denrées alimentaires (qui correspondent à peu de choses près aux limites indicatives proposées par le *Codex Alimentarius*, cf. III.C.5), par transfert aux végétaux et aux animaux. Les résultats finaux sont regroupés dans le Tab. 22. Pour chaque radionucléide, le chiffre retenu est le plus bas pour tout type de denrée alimentaire ou de produit végétal (par exemple, la valeur de 12 kBq/kg pour le strontium dans les denrées animales correspond à son transfert au lait, les 3,5 kBq/kg pour le césium dans la végétation réduite en cendre correspondent à son transfert à la viande de mouton, etc.). On constate que les niveaux de détections habituels de la radioactivité dans l'environnement (qui sont par exemple pour les émetteurs α (plutonium, américium et curium) en dessous de 0,07 Bq/kg de sol, soit 100 fois plus faibles que ce qui devrait être détecté, voire 10000 fois plus si on ne tient pas compte du transfert au foie) pourraient être augmentés au moins d'un facteur 100 (voire 10000 si on ne tient pas compte du transfert au foie) pour les analyses de sol et de pâture après un accident nucléaire. Cette information pourrait être utile pour développer des méthodes d'analyse plus simples et plus rapides. (*Friberg et Vesanen, 1999*)

Nucléides	Sol mélangé		Dépôt direct sur l'aire de pâturage			
	Transfert aux produits végétaux	Transfert aux produits animaux	Végétation de pâture			Concentration moyenne dans la couche supérieure du sol
			Réduite en cendres	Sèche	Fraîche	
Sr 90	0,3	12	9			6
Pu, Am et Cm	2	16	3,5			8
		0,2 ^a	0,02 ^a			0,1 ^a
Cs 137	2	4	3,5	0,7	0,14	2
I 131				0,7	0,14	20

^a transfert de Pu, Am et Cm au foie

Tab. 22 Concentrations d'activité critiques du sol (kBq/kg) requises pour dépasser les niveaux d'action dans les denrées alimentaires recommandés par l'AIEA (*Friberg et Vesanen, 1999*)

c) Schéma synthétique (Fig. 14)

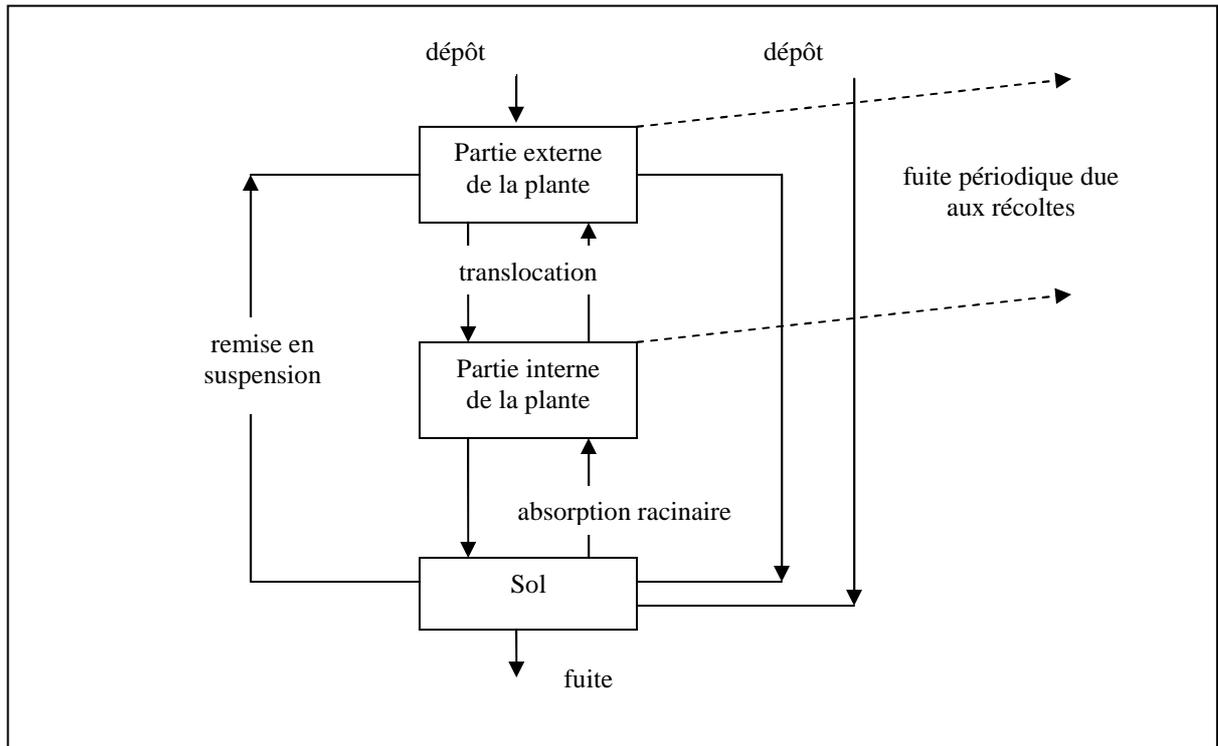


Fig. 14 : Modèle de transfert des radionucléides aux plantes (Rieunau, 1995)

3. A partir des animaux

a) Aspects métaboliques et modalités d'apport des radionucléides

L'animal incorpore par inhalation les éléments radioactifs présents dans l'atmosphère (fraction négligeable, concerne surtout les gaz) et surtout par ingestion ceux qui se trouvent dans son alimentation ou son abreuvement. Selon la nature et la forme chimique du nucléide considéré (un radionucléide se comporte comme le ou les éléments stables des isotopes auxquels il appartient, et sa solubilité constitue un facteur important), une partie de la dose absorbée franchira la barrière gastro-intestinale, subira un cycle entéro-hépatique et se localisera au niveau de différents organes, alors que la fraction restante se trouvera éliminée rapidement. (Fig. 16)

Si les radionucléides ingérés se retrouvent en totalité dans la panse de l'animal, ceux inhalés se retrouvent à 15% dans la panse, à 25% dans les fluides corporels et à 60% dans les gaz exhalés. (Moizant, 1993)

L'absorption intestinale décroît avec l'âge, à cause d'une perméabilité de la paroi intestinale moindre chez les adultes matures ; de surcroît les jeunes animaux ont besoin d'absorber une plus grande quantité de nutriments et d'éléments essentiels. D'autre part, l'absorption intestinale des radionucléides est plus importante chez les monogastriques (porc) et les oiseaux (poule) que chez les ruminants (vache, chèvre et mouton). (Fig. 15) (Fesenko et al., 2007a)

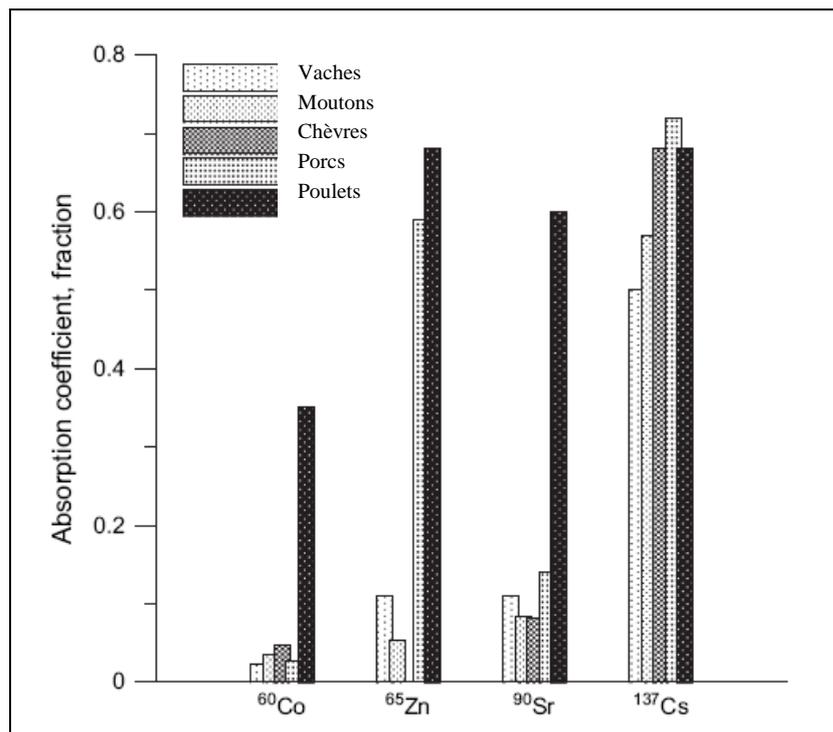


Fig. 15 : Coefficients d'absorption intestinale de différents radioéléments en fonction de l'espèce considérée (Fesenko et al., 2007a)

Le coefficient d'absorption intestinale des radionucléides ne représente pas seulement le rapport entre l'apport en radionucléide dans la nourriture et la quantité retrouvée dans les fèces (absorption apparente). Il tient également compte de la sécrétion endogène dans les fèces de radionucléides absorbés, qui peut être importante dans le cas de radionucléides tels que le césium (plus de 20% du césium absorbé est sécrété dans les fèces) : on parle dans ce cas d'absorption réelle. Les coefficients d'absorption réelle sont identiques quelle que soit l'espèce de ruminant considérée : vache, mouton ou chèvre. (Howard et al., 2009b)

Les valeurs données dans le Tab. 23 sont des moyennes effectuées sur toutes les données des expérimentations menées jusqu'à aujourd'hui. Notons que lorsqu'il y avait moins de deux données disponibles, c'est la moyenne arithmétique de ces données qui était faite, alors que lorsqu'il y en avait plus de deux, c'était la moyenne géométrique.

Radioéléments	Césium	Iode	Strontium	Ruthénium	Américium	Plutonium
Coefficients d'absorption réelle	$8,0 \cdot 10^{-1}$	$9,8 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$5,8 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$8,5 \cdot 10^{-5}$

Tab. 23 : Coefficients d'absorption réelle chez les Ruminants (d'après Howard et al., 2009b)

Dans ce tableau, seules deux valeurs présentent une différence significative avec celles recommandées par la CIPR (valeurs plus faibles) : le ruthénium et le plutonium.

Après une ingestion ponctuelle de nourriture contaminée, la contamination du produit animal perdure un certain temps tout en diminuant ; cette cinétique de décroissance est liée à la fois à la période biologique et à période physique du radionucléide. Lorsque l'incorporation se répète jour après jour, l'activité présente dans le corps de l'animal augmente, cette augmentation s'accompagnant d'une

augmentation de l'activité des produits animaux. Si l'incorporation se prolonge, un état d'équilibre est atteint entre ce que l'animal ingère quotidiennement, l'activité de ses muscles ou du lait qu'il produit, et l'activité qu'il élimine par les voies naturelles. (Renaud *et al.*, 2007)

Les cinétiques d'excrétion varient avec :

- l'âge : les jeunes animaux excrètent plus vite que les adultes de la même espèce ;
- le sexe : les résultats expérimentaux sont contradictoires ;
- la gestation : une femelle gestante excréterait moins rapidement qu'une femelle non gestante ;
- le régime alimentaire : chez les ruminants, une forte teneur de la ration en fibres augmente l'excrétion ;
- les carences qui peuvent favoriser la rétention de certains radioéléments.

Les voies métaboliques de l'excrétion sont :

- l'excrétion sudorale qui semble négligeable ;
- l'excrétion urinaire qui est la voie prépondérante d'élimination chez les monogastriques ;
- l'excrétion fécale : essentielle chez les polygastriques ;
- la sécrétion lactée : peu importante en quantité, mais primordiale du fait de l'alimentation lactée humaine ;
- les œufs chez les oiseaux. (Rieunau, 1995 ; Ferrieu, 1993 ; Janin, 1994 ; Streiff, 1996)

L'excrétion des radionucléides dans le lait obéit à une loi pluri-exponentielle avec une phase d'augmentation du radionucléide dans le lait, un pic atteint au bout d'une durée variable en fonction du radionucléide considéré, de la durée et de la quantité des administrations du radionucléide, puis une décroissance (sauf si l'on continue de donner le radioélément à l'animal). Il est important de noter que les radionucléides se retrouvent très rapidement dans le lait (dès la 1^{ère} traite). (Michon *et Madelmont*, 1992)

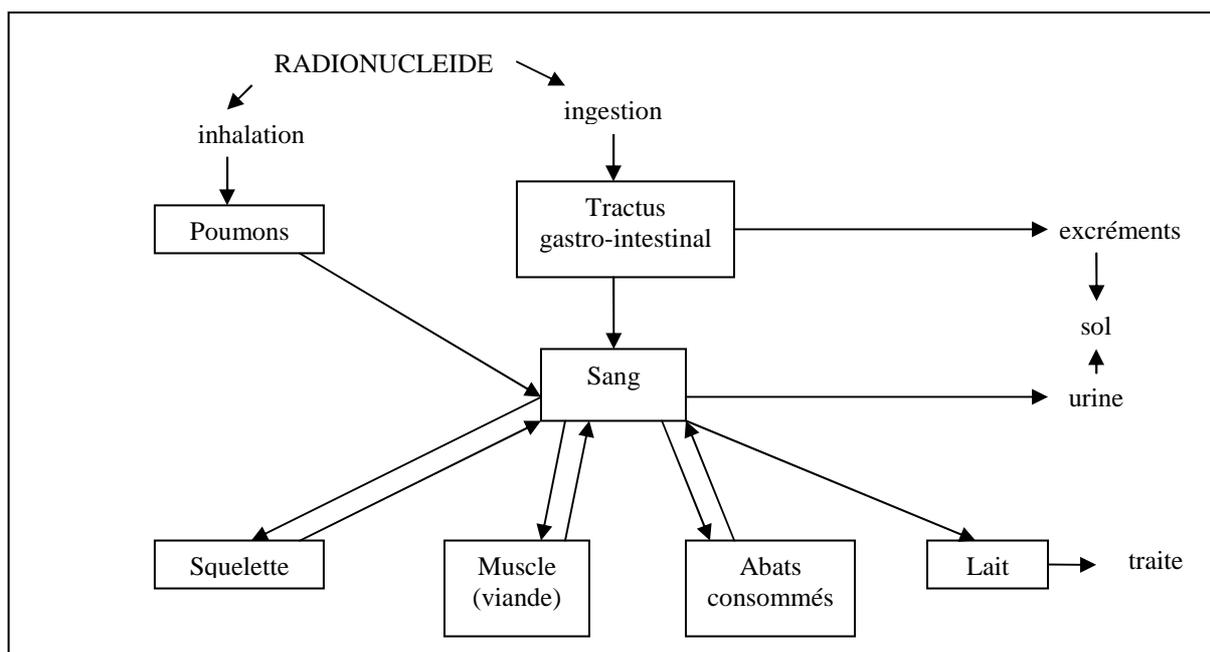


Fig. 16 : Modèle métabolique chez l'animal (d'après Rieunau, 1995 et Moizant, 1993)

La voie de transfert principale de la radioactivité au cheptel est l'alimentation, à savoir l'aliment (herbe, céréales ou fourrage contaminés, organes aériens des plantes fourragères, produits stockés trop tard, transfert de radioactivité de la surface des feuilles aux graines ou aux organes de mise en réserve...) et l'eau d'abreuvement pour les adultes, ainsi que l'allaitement pour les jeunes. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Mantovani et al., 1990)

b) Les effets des pratiques zootechniques

✧ Herbivores en pâture

Pour les femelles laitières en phase de lactation et de libre pâture, les transferts de radioéléments tels que les iodes, les césiums et les strontiums vont être décelés très rapidement dans le lait. (Tab. 24)

	Délais d'apparition	Délais pour atteindre l' activité maximale	Délais pour le retour au 1/10 de l' activité maximale
Isotopes de l' iode	2 à 3 heures	3 jours	25 jours
Isotopes du césium	5 à 6 heures	8 jours	60 jours
Isotopes du strontium	5 à 6 heures	7 jours	50 à 60 jours

Tab. 24 : Caractéristiques des délais d'apparition de la radioactivité dans le **lait** pour des animaux en libre pâture sur une surface exposée aux retombées (FNSEA-CNIEL, 1990)

NB : les délais pour atteindre l'activité maximale sont compris entre 2 et 5 jours selon Madelmont, 1993

En l'absence de contre-mesures, les activités vont décroître dans le lait avec une période de 5 à 6 jours pour les iodes et de 10 à 20 jours pour les césiums et les strontiums. (Madelmont, 1993)

Pour les races à viande sur le point d'être vendues pour la boucherie, la décroissance est plus lente. (Tab. 25)

	Délais d'apparition pour atteindre l' activité maximale (animaux en libre pâture ou en stabulation et nourris en fourrage frais)	Délais pour que les niveaux d'activité aient décré d'un facteur deux (retrait des animaux de la pâture)
Isotopes de l' iode	2 à 3 heures	5 à 7 jours
Isotopes du césium	12 heures	30 jours
Isotopes du strontium	12 heures	60 à 100 jours

Tab. 25 : Caractéristiques des délais d'apparition de la radioactivité dans la **viande** (d'après FNSEA-CNIEL, 1990 ; Madelmont, 1993)

✧ Animaux à l'auge

Les transferts par inhalation pouvant être négligés, la nourriture avec des produits préalablement stockés évite les transferts.

❖ **Animaux élevés en batterie ou « hors sol »**

Pour tous les animaux en élevage « hors sol » (porcs, volailles, agneaux précoces d'hiver nourris avec des concentrés...), les transferts directs sont pratiquement inexistants car ils reçoivent quasi exclusivement des produits préalablement stockés. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Madelmont, 1993*)

c) Et les organismes aquatiques ?

Les radionucléides libérés dans les eaux douces ou salées par des rejets accidentels atmosphériques ou liquides atteignent les poissons :

- par voie branchiale ;
- par ingestion ;
- par voie transcutanée.

L'activité des poissons augmente avec le temps de séjour dans l'eau véhiculant des radioéléments, jusqu'à obtenir un point d'équilibre.

Le niveau de contamination du poisson entier peut être très supérieur à celui des filets qui, parfois, sont seuls consommés. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Naudy, 1990*)

❖ **En milieu marin**

Lors des catastrophes nucléaires, il est admis que l'océan est l'accepteur final des radionucléides, qu'ils y soient directement rejetés ou lors de retombées atmosphériques. L'étude du transfert de la radioactivité aux espèces marines à partir de l'eau se basera sur :

- les paramètres du biotope : l'augmentation de la température de l'eau favorise la fixation par l'organisme des radionucléides, suite à une modification ionique des complexes formés par les radionucléides et à une augmentation de l'activité biologique. L'augmentation de la teneur en sel de l'eau provoque dans la plupart des cas une baisse du taux de fixation des radionucléides par une variation des échanges ioniques et des phénomènes osmotiques. Les variations de pH entraînent également une variation physicochimique des éléments et donc une modification de l'absorption de ceux-ci. L'augmentation de la luminosité aboutit à une augmentation du transfert des radionucléides, surtout chez les organismes autotrophes. Le sédiment joue un rôle de décontaminant par emprisonnement dans ses mailles cristallines de différents radionucléides.
- les espèces et leurs caractères biologiques propres : l'absorption active des radioéléments (mettant en œuvre un transporteur et une consommation d'énergie sous forme d'adénosine triphosphate (ATP)) sera plus présente chez les organismes dits « supérieurs » (poissons), tandis qu'une absorption passive aura plutôt lieu chez des organismes vivants d'un niveau évolutif inférieur (coquillages). Les organismes marins concentrant le plus de radionucléides seraient le plancton et la carapace des crustacés.

Au fur et à mesure que l'on remonte dans la chaîne trophique, le facteur de concentration (ratio de la concentration du radionucléide dans l'organisme (Bq/kg) sur la concentration du radionucléide dans l'environnement (en l'occurrence dans le milieu aquatique, en Bq/L)) des radionucléides diminue et donc, *in fine*, la contamination de l'homme, dernier maillon de cette chaîne alimentaire, serait très limitée, sauf pour certains radionucléides tels que le plutonium, le zinc ou le cobalt.

L'élimination des radionucléides suit des voies très variées : l'urine, la surface corporelle (particulièrement les branchies), les fèces et la carapace en cas de mue. (*Streiff, 1996*)

✧ **En milieu fluvial**

La contamination lors de catastrophe nucléaire serait très importante par rejet direct, rejet dans l'atmosphère et par les eaux de ruissellement. La principale caractéristique du milieu fluvial est la dilution des radionucléides et la baisse du facteur de concentration quand on s'éloigne de la source de contamination, cette baisse étant en outre liée au flux du liquide fluvial (cf. II.E). (*Streiff, 1996*)

✧ **En milieu d'élevage**

Dans cette structure en vase clos, la contamination radioactive aura lieu par deux voies majeures : la contamination atmosphérique lors de retombées radioactives et la contamination par l'eau d'élevage. La contamination est très liée au rapport entre la surface exposée et le volume (profondeur) de la structure (cf. II.E). (*Streiff, 1996 ; Renaud et al., 2007*)

4. Lors des transformations des produits

a) Transformation du lait

Lors de la transformation du lait en fromage ou en beurre, la contamination radioactive diminue. On caractérise la contamination du produit transformé par rapport à celle du produit initial par un « facteur de transfert technologique » qui est le rapport des deux grandeurs. Il semble que l'efficacité de ces transformations ne soit pas très importante, hormis dans le cas de la fabrication du beurre. La radioactivité est en effet très peu fixée sur la matière grasse du lait. Dans le cas du fromage, le rapport des contaminations est élevé. Cependant, la consommation moyenne du fromage étant beaucoup plus faible que celle du lait, le résultat de la transformation peut se révéler positif en termes de diminution d'activité ingérée. (Tab. 26) (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

Produits		Césium 137	Strontium 90	Iode 131*
Fromage frais	. gras -à caractère présure	1,3	3,9	3,0
	-à caractère lactique	0,75	0,66	2,2
	. maigre -à caractère présure	1,5	3,8	2,8
	-à caractère lactique	1,4	0,97	2,7
Fromage fermenté	-pâte molle	0,86	4,7	
	-pâte pressée non cuite	0,57	6,6	
	-pâte pressée cuite	0,90	6,3	
Lait écrémé		1,0	0,92	0,99
Crème fraîche	-24% de matière grasse	0,87	0,60	0,73
Beurre frais		0,11	0,09	0,36
Caséine	-à caractère présure	2,6	20	
	-à caractère lactique	1,2	10,0	

*en raison de sa courte période, les valeurs indiquées pour l'iode 131 ne concernent pas les produits consommés sans délai

Tab. 26 : Facteurs de transferts technologiques propres à l'industrie laitière : $\frac{A_t}{A_l}$ (FNSEA-CNIEL, 1990)

avec : A_t : l'activité en radioélément du produit transformé (Bq/kg)

A_l : l'activité en radioélément du lait frais (Bq/kg ou L)

b) Transformations diverses

On constate que certains procédés comme l'extrusion, les procédés de concentration, la cuisson et le salage peuvent augmenter la contamination des denrées alimentaires d'origine animale, alors que d'autres (mise en conserve, vinification) la diminuent. (Tab. 27) (Streiff, 1996)

TECHNIQUE	PRODUIT D'ORIGINE	PRODUIT TRANSFORME	$\frac{\text{produit transformé (Bq / kg)}}{\text{produit d'origine (Bq / kg)}}$	
			Strontium 90	Césium 137
Abrasion des céréales	riz paddy	riz blanchi	0,2	
Conserve de légumes : pelage, nettoyage, blanchiment, diffusion	petits pois épinards betteraves	en boîte	0,25	1
		en boîte	0,7	0,3
		stérilisées	0,4	0,13
Cuisson de légumes : action de la chaleur diffusion	pommes de terre tomates	bouillies	0,9 à 0,7	
		frites	0,9	
		frites	0,1	
Concentration	tomates	concentré	5	15
Extraction de jus	pommes raisins	jus	0,03	<0,01
		jus	1,4	<0,01
Extraction par infusion	tilleul thym	infusion	----	
		infusion	0,02	
Vinification, pressurage, macération, fermentation	raisin	vin rosé	0,3	7
		vin rouge goutte	0,9	25
		vin rouge	0,8	25
Eviscération, cuisson	anguilles fraîches	anguille cuite épluchée	0,25	
Cuisson	moules fraîches	cuites	----	<0,48

Tab. 27 : Action des transformations alimentaires sur l'activité des produits consommables (Streiff, 1996)

5. Quantification et modélisation

Nous allons nous intéresser à des équations élaborées à partir de mesures faites lors de diverses expérimentations, permettant de calculer les activités de denrées alimentaires. Nous nous cantonnerons à des données mathématiques accessibles, mais de nombreux modèles mathématiques complexes existent, tels que le modèle MACCS (MELCOR Accident Consequence Code System) appliqué aux conséquences d'un accident nucléaire sur le transfert des radionucléides dans la chaîne alimentaire, qui utilise des centaines de variables pour élaborer les calculs. (Helton *et al.*, 1995)

a) Abaques de transfert de la contamination du pâturage au lait (Michon *et Madelmont*, 1992)

Ces abaques sont des graphiques élaborés à partir d'équations complexes, mais leur utilisation est relativement simple : pour connaître l'activité par litre de lait au temps t après la contamination initiale du pâturage, il suffit de lire sur la courbe la valeur du coefficient de transfert (m^2/L) pour ce temps lu en abscisse et de le multiplier par la valeur du dépôt initial (Bq/m^2)

Ces valeurs sont à diminuer en cas de pluie lors du dépôt.

b) Coefficients de transfert

Déterminer l'activité des radioéléments dans la nourriture des animaux permet d'estimer l'activité de ces mêmes radioéléments dans les différents tissus animaux, par le biais de coefficients de transfert : transfert au muscle, au lait, voire aux œufs. (*Mantovani et al., 1990*)

Ces coefficients de transfert sont applicables lorsque la ration de l'animal apporte quotidiennement une activité constante pour un radionucléide donné (ce n'est par exemple pas le cas pour une ration à base de produits fourragers frais ou lors de pâture : l'activité pour un radionucléide donné varie au cours du temps, les transferts se font donc de façon dynamique et on assiste à une mise en charge dans le lait ou la viande, avec passage par un maximum puis une décroissance). (*Madelmont, 1993*)

Le coefficient de transfert est le rapport de l'activité à l'équilibre d'un produit animal sur l'activité ingérée quotidiennement, l'ingestion du radionucléide en question se faisant à un taux constant. Il est exprimé en j/L ou j/kg, ou en pourcentage représentant la proportion de radioélément ingéré quotidiennement présent dans un litre de lait ou un kilogramme de viande frais. (*Ferrieu, 1993*)

Il convient de noter que ces facteurs de transfert sont très variables selon les conditions d'expérimentation : les valeurs données dans le Tab. 28 sont des moyennes effectuées sur toutes les données des expérimentations menées jusqu'à aujourd'hui. Lorsqu'il y avait moins de deux données disponibles, c'est la moyenne arithmétique de ces données qui était faite, alors que lorsqu'il y en avait plus de deux, c'est la moyenne géométrique.

✧ Coefficient de transfert au muscle : T_m

$$T_m = \frac{A_n}{A_i}$$

avec : A_n l'activité en radioélément par kg de muscle sans os (Bq/kg)

A_i l'activité en radioélément ingérée par jour (Bq/j)

dans laquelle : activité en radioélément ingérée par jour = activité en radioélément par kilogramme d'aliment (Bq/kg) x quantité d'aliment ingérée par jour (kg/j)

✧ Coefficient de transfert au lait : T_l

$$T_l = \frac{A_n}{A_i}$$

avec : A_n l'activité en radioélément par litre de lait (Bq/L)

A_i l'activité en radioélément ingérée par jour (Bq/j)

Ces coefficients de transfert existent aussi pour les œufs.

Radioéléments	T ₁			T _m					Coefficient de transfert au contenu de l'œuf (poule)
	Vache	Chèvre	Mouton	Bœuf	Chèvre	Mouton	Porc	Poulet	
Césium	4,6.10 ⁻³	1,1.10 ⁻¹	5,8.10 ⁻²	2,2.10 ⁻²	3,2.10 ⁻¹	1,9.10 ⁻¹	2,0.10 ⁻¹	2,7	4,0.10 ⁻¹
Iode	5,4.10 ⁻³	2,2.10 ⁻¹	2,3.10 ⁻¹	6,7.10 ⁻³	----	3,0.10 ⁻²	4,1.10 ⁻²	8,7.10 ⁻³	2,4
Strontium	1,3.10 ⁻³	1,6.10 ⁻²	2,7.10 ⁻²	1,3.10 ⁻³	2,9.10 ⁻³	1,5.10 ⁻³	2,0.10 ⁻²	2,0.10 ⁻²	4,9.10 ⁻¹
Ruthénium	9,4.10 ⁻⁶	----	----	3,3.10 ⁻³	----	2,1.10 ⁻³	3,0.10 ⁻³	----	4,0.10 ⁻³
Radium	3,8.10 ⁻⁴	----	----	1,7.10 ⁻³	----	----	----	----	----
Cérium	2,0.10 ⁻⁵	4,0.10 ⁻⁵	----	----	----	2,5.10 ⁻⁴	----	----	3,1.10 ⁻³
Américium	4,2.10 ⁻⁷	6,9.10 ⁻⁶	----	5,0.10 ⁻⁴	----	1,1.10 ⁻⁴	----	----	3,0.10 ⁻³
Plutonium	1,0.10 ⁻⁵	----	1,0.10 ⁻⁴	1,1.10 ⁻⁶	----	5,3.10 ⁻⁵	----	----	1,2.10 ⁻³

Tab. 28 : Facteurs de transfert à l'équilibre (d'après Howard et al., 2009a)

Les valeurs rassemblées dans ce tableau sont toutes dans le même ordre de grandeur que celles recommandées par l'AIEA, que l'on trouve dans le manuel des paramètres TRS 364, sauf certaines qui sont plus de dix fois plus hautes. C'est le cas du plutonium pour les laits de vache et de mouton, et de l'américium pour la viande de bœuf. D'autres valeurs sont plus de dix fois plus basses : le ruthénium pour les viandes de bœuf, de mouton et de porc, le strontium pour les viandes de mouton et de porc, et enfin le plutonium pour la viande de bœuf. (Howard et al., 2009a)

Dans le cas du plutonium, cette différence d'une puissance de 10 pourrait être attribuée aux conditions expérimentales qui ont présidé à l'élaboration des facteurs de transfert par l'AIEA (expériences faites à court terme, et pas dans des conditions de terrain). Il semble donc plus prudent de tenir compte des valeurs plus hautes obtenues dans des conditions correspondant à la réalité (vaches ayant pâturé sur les prairies contaminées par Tchernobyl pendant plusieurs années) en cas de rejet atmosphérique, quitte à utiliser les valeurs plus basses fournies par l'AIEA si les vaches venaient à ne brouter qu'une saison sur une pâture contaminée. (Howard et al., 2007)

❖ Facteurs de variation des coefficients de transfert

Les facteurs de transfert varient d'abord en fonction de l'espèce animale : pour le lait, il existe un rapport de 10 entre le coefficient de transfert pour les petits ruminants et le coefficient de transfert pour les bovins, qui serait dû à un métabolisme basal plus important chez les petits ruminants. Pour les muscles, un rapport de l'ordre 3 entre le coefficient de transfert pour les petits ruminants et le coefficient de transfert pour les bovins a été trouvé. De manière générale, pour le facteur de transfert aux muscles, on constate des valeurs plus importantes pour les espèces de petite taille (par exemple pour le césium, on a trouvé un T_m à la viande de lapin de 2,3±0,6 j/kg (Fesenko et al., 2009)) : on pourrait penser à une relation masse dépendante, mais il semblerait plutôt que cette différence soit due à l'ingestion plus importante de matière sèche corrélative à la plus grande taille, tandis que la concentration du radionucléide dans le muscle n'est pas significativement plus importante.

Les autres facteurs de variation sont : l'âge et le poids de l'animal, son statut physiologique, le statut de l'élément stable associé au radioélément ingéré et la forme physico chimique de ce radioélément. On a constaté en revanche qu'il n'y avait pas de variation significative du coefficient de transfert aux

muscles chez les femelles gestantes, et que la quantité de lait produit n'influe pas de façon significative sur le coefficient de transfert. (Ferrieu, 1993 ; Howard et al., 2009a ; Fesenko et al., 2009)

c) Modélisation de la contamination des différents produits de la chaîne alimentaire (Vray et Renaud, 2004)

Cette étude vise à valider les valeurs estimées de la contamination des différentes denrées alimentaires par les mesures locales réalisées en France par le SCPRI et le Commissariat à l'Energie Atomique-Département de Protection Sanitaire (CEA/DPS) (structures aujourd'hui regroupées dans l'IRSN) sur les légumes, les fruits, les céréales, l'herbe, le lait et la viande de bœuf. Les équations utilisées sont communes à la plupart des modèles opérationnels de calcul de l'impact de rejets chroniques.

Dans le cas d'un apport de radionucléide par voie atmosphérique, considéré comme constant sur un intervalle de temps donné, la radioactivité d'un végétal à l'issue de l'intervalle de temps t, $C_v(t)$ s'exprime en Bq/kg de poids frais par :

$$C_v(t) = \underbrace{\frac{1}{Tc} \sum_{i=t-Tc}^{i=t} D_i \frac{Rc}{Rdt} f_i \frac{1 - e^{-(\lambda_b + \lambda_p)Tc}}{\lambda_b + \lambda_p}}_{\text{captation}} + \underbrace{\frac{FT_r}{\mu h} \sum_{i=0}^{i=t} D_i e^{-(\lambda_s + \lambda_p)(T_i - T_i)}}_{\text{transfert racinaire}}$$

avec : Tc la durée de croissance du végétal en jours

D_i l'activité déposée durant l'intervalle de temps i (Bq/m²)

Rc le rapport de captation (sans dimension)

Rdt le rendement culturel (kg/m² pour une culture, poids de végétal frais)

f_i le facteur de translocation (sans dimension ; sa valeur est de 1 dans le cas de l'herbe ou des légumes feuilles)

λ_p la constante décroissance physique du radionucléide (j⁻¹)

λ_b la constante décroissance biomécanique du radionucléide pour le végétal (j⁻¹)

λ_s la constante décroissance du radionucléide biodisponible dans le sol (intégrant les phénomènes de migration horizontale et verticale ainsi que le vieillissement du radionucléide ; j⁻¹)

FT_r le facteur de transfert racinaire (en kg de sol sec par kg de végétal frais)

μ la masse volumique du sol (sec) en place (en kg de sol sec par m³), laquelle a été prise égale à 1400 kg.m⁻³, moyenne de 241 mesures archivées dans la base de données SYLVESTRE

h la hauteur de l'horizon racinaire en m

T_i la durée en jours à l'issue de l'intervalle de temps i

Pour les légumes et les fruits, les cultures ont été présumées continues sur l'année, un légume ou un fruit en remplaçant un autre. Il n'a pas été tenu compte d'un arrêt de production durant l'hiver, celui-ci étant trop court et ses dates étant trop variables à l'échelle de la France. La culture des céréales a en revanche été considérée comme discontinue, avec une récolte annuelle unique.

Les paramètres radioécologiques indépendants du radionucléide (Rc/Rdt, λ_b , Tc) ont principalement été évalués sur la base des données relatives au strontium 90, sur des salades. La valeur Rc/Rdt a été arrondie à 0,1 et conservée pour les autres catégories de légumes ; elle est donc légèrement majorante puisque la salade est une espèce pour laquelle la captation est importante.

Les valeurs des facteurs de translocation dépendent de la mobilité de chaque élément ; les valeurs retenues sont donc de 0,05 et 0,2 pour les légumes racines et de 0,05 et 0,15 pour les légumes feuilles et les fruits, respectivement pour les éléments peu mobiles (ruthénium, baryum, zirconium, cérium, strontium, yttrium, fer et antimoine) et mobiles (cérium, manganèse et iode).

Les facteurs de transfert racinaire ont une faible importance pour les radionucléides de période physique voisine d'un an ou moindre, alors que pour le strontium et le césium par exemple, le transfert racinaire a un poids important.

En ce qui concerne les céréales, il existe moins de différences entre les espèces qu'entre espèces de légumes feuilles par exemple. Seul le blé a été étudié ici, de par son importance dans la ration alimentaire moyenne (pain, pâtes). La durée de croissance à considérer vis-à-vis du transfert au grain est celle de l'épi et non pas celle de la plante. En effet, la translocation des radionucléides à partir des feuilles est négligeable avant le début de la formation de l'épi. Cette durée de croissance a été fixée à 120 jours (période allant de la montaison à la récolte). En raison de la très courte demi-vie physique de l'iode 131, seule la contamination par le césium 137 et le strontium 90 a été mise en évidence, d'où des facteurs de translocation très différents : 0,2 pour le césium, 0,15 pour le strontium et 0,02 pour tous les radionucléides considérés généralement comme peu mobiles. Le rapport Rc/Rdt a été fixé à 1 pour une période biologique de 14 jours et une durée de croissance de 120 jours.

Les transferts aux animaux (vache) sont décrits par :

$$C_{ani}(t) = Q_{alim} \cdot C_{alim}(t) \cdot FT_{h-ani}$$

avec : $C_{ani}(t)$ l'activité du produit animal considéré (lait ou viande) en Bq/kg frais ou Bq/L

Q_{alim} la quantité d'aliment ingérée quotidiennement (kg/j de poids frais)

$C_{alim}(t)$ l'activité de l'aliment durant l'intervalle de temps t (Bq/kg frais)

FT_{h-ani} le facteur de transfert au produit animal par ingestion de nourriture (j/kg frais)

La contamination des produits animaux est donc proportionnelle à celle des aliments du bétail à deux facteurs multiplicatifs près : la quantité de nourriture ingérée quotidiennement (Q_{alim}) et le facteur de transfert au produit animal (FT_{h-ani}). La valeur de 50 kg frais par jour a été retenue pour Q_{alim} ; en cas de sous-estimation de cette valeur, FT_{h-ani} devra être surestimé. De décembre à mars en revanche, le bétail est nourri avec de l'herbe récoltée à la fin du mois de juin précédent et stockée de 150 à 210 jours : de décembre à mars, $C_{ani}(t)$ s'écrit donc :

$$C_{ani}(t) = 50 \cdot FT_{h-ani} \cdot C_h(juin_n) \cdot e^{-\lambda_p T_s}$$

avec : T_s le temps de stockage de l'herbe récoltée à la fin du mois de juin de l'année n

En ce qui concerne l'herbe, pour une période biologique de 14 jours et un temps de croissance de 90 jours, la valeur du rapport Rc/Rdt a été fixée à 0,35. Pour le césium 137 et le strontium 90, les valeurs du facteur de transfert sol-plante ont été fixées à 10^{-3} et $2 \cdot 10^{-1}$ kg de sol sec par kg frais respectivement, pour une profondeur d'horizon racinaire de 10 cm et une masse volumique du sol de

1400 kg/m³. L'herbe témoigne d'une variabilité interrégionale supérieure à celle attendue en liaison avec les dépôts, ce qui signifie que la nature du sol ou les pratiques culturales peuvent engendrer des écarts susceptibles d'atteindre au moins un facteur trois.

Pour le lait, l'indicateur retenu a été le résultat de mesures sur les thyroïdes de bovins. En effet, cet indicateur biologique puissant est relié au lait par un facteur multiplicatif de 500 (kg frais de thyroïde par litre de lait) :

$$[\text{iode } 131]_{\text{thyroïde}} = 500 [\text{iode } 131]_{\text{lait}}$$

Pour l'iode le facteur de transfert adopté a été de $3 \cdot 10^{-3}$ j/kg.

Pour la viande, les valeurs faibles et très contrastées de $FT_{\text{h-ami}}$ témoignent de l'existence de multiples barrières qui peuvent limiter le transfert des radionucléides jusqu'au muscle de l'animal. Dans la littérature, ce paramètre varie sur 5 ordres de grandeur en fonction du radionucléide. Pour le césium, la valeur retenue, en accord avec les résultats de mesure disponibles, est de $1,5 \cdot 10^{-2}$ j/kg.

De façon générale, la dispersion des résultats de mesure sur la viande tend à être supérieure à celle caractérisant le lait de vache, pour une région donnée. Ceci s'explique par le fait que les échantillons de viande proviennent généralement d'un seul animal. A la variabilité régionale voire locale s'ajoute donc une probable variabilité individuelle qui n'apparaît pas pour le lait, les productions d'un troupeau étant regroupées au sein de l'exploitation voire au sein d'une coopérative avant échantillonnage.

La contamination de la chaîne alimentaire par les radionucléides à vie courte est demeurée limitée, d'une part en raison de leur courte durée de vie, d'autre part en raison de leur mobilité réduite qui a pour conséquence de faibles valeurs de leurs facteurs de transfert.

Très globalement, pour l'ensemble des radionucléides, les activités mesurées n'excèdent guère 1 à 10 Bq/kg frais en fonction des compartiments de la chaîne alimentaire.

d) Contamination de la viande de bœuf au césium radioactif en Croatie après l'accident de Tchernobyl (*Franic et al., 2008*)

Une étude a été menée en Croatie, mesurant les activités des césiums 134 et 137 dans la viande de bœuf.

✧ Concentrations d'activité du césium 137 dans la viande de bœuf

Le Cs¹³⁷ diminue exponentiellement, grâce à des processus naturels d'élimination et au déclin radioactif. Deux formules ont été établies :

$$A_{\text{beef}(t)} = 8.9 \times A_{\text{fallout}(t)} + 1130.8 \quad (\text{en général surestimations par rapport aux données réelles})$$

$$A_{\text{beef}(t)} = 232.69 \times A_{\text{fallout}(t)}^{0.63}$$

avec : $A_{\text{beef}(t)}$: activité du césium 137 dans la viande de bœuf au temps t (mBq/kg)

$A_{\text{fallout}(t)}$: activité annuelle du césium 137 déposée par les retombées par unité de surface au temps t (Bq/m²/année)

❖ **Transfert du césium 137 depuis les retombées jusqu'à la viande de bœuf**

L'intensité du transfert dépend de différents paramètres et facteurs issus des différents compartiments de la biosphère : notion de « sensibilité radioécologique », ou réponse de l'environnement à une pollution radioactive, ou encore coefficient traduisant le transfert de la radioactivité depuis les retombées jusqu'à l'échantillon. Pour les échantillons de nourriture on utilise celui de l'United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), en 1982 : P_{23}

$$P_{23} = \frac{\int_0^{\infty} A(t)dt}{\int_0^{\infty} U(t)dt}$$

avec : $A(t)$ l'activité d'un radionucléide donné à l'instant t dans une denrée (Bq/kg)
 $U(t)$ le taux de radionucléide déposé lors des retombées (Bq/m²/année)

❖ **Demi-vie effective écologique de césium 137 dans la viande de bœuf**

On observe d'abord une forte diminution du césium 137 puis une diminution moins importante (cette tendance est également observée avec d'autres denrées alimentaires)

$$A_{beef(t)} = A_{beef(0)} e^{-kt}$$

avec : $A_{beef(t)}$: activité du césium 137 dans la viande de bœuf au temps t (Bq/kg de poids vif)
 $A_{beef(0)}$: activité initiale du césium 137 dans la viande de bœuf (Bq/kg de poids vif)

$$T_{1/2eff} = \frac{\ln 2}{k} : \text{demi vie écologique observée}$$

Pour trouver la $\frac{1}{2}$ vie écologique réelle $T_{1/2e}$, il faut tenir compte de la décroissance radioactive :

$$k = \lambda + k_R$$

$$\text{avec : } \frac{\ln 2}{\lambda} = 30.14 \text{ y} : \frac{1}{2} \text{ vie physique du Cs}^{137}$$

$$\frac{\ln 2}{k_R} = T_{1/2e} : \frac{1}{2} \text{ vie écologique réelle}$$

❖ **Ratio des activités de césium 134 et césium 137 dans le bœuf**

$$\text{En 1986 : } \frac{C_{S_{134}}}{C_{S_{137}}} = 0.51 = \frac{1.9 \times 10^{16}}{3.7 \times 10^{16}}$$

$$R(t) = \frac{1.9 \times 10^{16}}{3.7 \times 10^{16}} \times e^{\ln 2 \times t \times (\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2})}$$

avec : t : temps écoulé après l'accident de Tchernobyl

T_1 et T_2 demi-vies radioactives respectives des césiums 137 et 134

Les valeurs de ces ratios sont les mêmes dans les échantillons d'autres types de nourriture, sauf chez les champignons.

✧ Dosimétrie

Notion de facteur de conversion de dose : correspond à la dose effective par unité reçue lors de l'ingestion pour des personnes de plus de 17 ans :

-Cs¹³⁷ : 1.3.10-8 Sv/Bq

-Cs¹³⁴ : 1.9.10-8 Sv/Bq

Le Cs¹³⁴ contribue donc à la dose 30% fois plus que le Cs¹³⁷

$$E(Sv) = C(kg) \sum_m D_m^{cf} \left(\frac{Sv}{Bq} \right) \times A_m \left(\frac{Bq}{Sv} \right)$$

avec : E : dose effective (Sv)

C : consommation annuelle totale de nourriture par personne (kg)

Dcfm : facteur de conversion de dose pour le radionucléide m (convertit l'activité ingérée en dose effective) (Sv/Bq)

A_m : moyenne annuelle de l'activité du radionucléide m dans la nourriture (Bq/kg)

✧ Tableau récapitulatif des résultats obtenus

		Cs ¹³⁷	Cs ¹³⁴
½ vie physique		30.14 ans	2.06 ans
Concentration d'activité dans le bœuf : A	1986	55.7±53.2 Bq/kg	29.5±25.6 Bq/kg
	1991		0.3±0.2 Bq/kg
	2004	0.12±0.01 Bq/kg	
	2005	0.17±0.06 Bq/kg	
Transfert de la radioactivité des retombées jusqu'au bœuf : P₂₃	1986-2005	1.15.10-2 Bq.y/kg / (Bq/m ²)	
	1987-2005	2.05.10-2 Bq.y/kg / (Bq/m ²)	

½ vie écologique effective : $T_{1/2\text{eff}}$	1986-1990	0.57±0.06 ans	0.69±0.05 ans
	1991-2005	5.21±0.27 ans	
½ vie écologique réelle : $T_{1/2e}$	1986-1990	0.58±0.07 ans	0.71±0.06 ans
	1991-2005	6.30±0.39 ans	
Quantité de Cs relargué après l'explosion du réacteur		3.7.10 ¹⁶ Bq	1.9.10 ¹⁶ Bq
Ratio R	1986	0.51±0.02	
	1989	0.17±0.06	
Facteurs de conversion de dose D		1.3.10 ⁻⁸ Sv/Bq	1.9.10 ⁻⁸ Sv/Bq
Dose effective totale	1986-2005	68.5 homme.Sv	42.2 homme.Sv
	1986-2005	24.6µSv par personne	

On constate que les doses reçues sont plutôt faibles. Les auteurs concluent que la consommation de bœuf n'a pas été une voie critique pour le transfert de césium radioactif depuis les retombées jusqu'aux humains après l'accident de Tchernobyl.

6. En fonction des radioéléments

La connaissance de la quantité et de la nature des radioéléments rejetés dans l'environnement est très importante, car il est possible, sur la base du comportement métabolique de ces derniers et de leurs organes et tissus cibles, de prendre des décisions sur les mesures à prendre. (*Mantovani et al., 1990*)

a) L'iode 131 (Fig. 17)

✧ Depuis le sol

Il est peu retenu dans le sol et passe facilement dans les eaux, cependant il a peu de chances d'atteindre la nappe phréatique avant de disparaître. Il provoque une irradiation externe importante mais qui décroît en quelques semaines. Il est absorbé par les racines des plantes mais disparaît avant la consommation du produit en raison de sa courte période. (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

✧ Métabolisme

Le transit de l'iode va suivre le schéma métabolique de l'élément stable qui est un oligoélément. L'iode est réabsorbé après un cycle hépatique dans la partie haute de l'intestin, sous forme d'ions iodure (I⁻). Chez les ruminants, cette absorption serait quasiment complète (80 à 100%) et indépendante de la forme sous laquelle l'iode est ingéré. L'absorption de l'iode, ainsi que sa fixation thyroïdienne, est plus rapide chez les monogastriques que chez les ruminants. (*Streiff, 1996*)

Chez la vache, l'iode met 3 à 6 heures pour atteindre son pic de concentration dans le sang. (*Fesenko et al., 2007a*). La quantité d'iode fixée par la thyroïde dépasse 20 % de la quantité reçue lors de faibles doses, ce qui est le cas lors de pollution radioactive. Chez le porc, on a constaté que ce pourcentage de fixation augmentait avec une baisse de température (plus de 40 % de fixation à +2°C, contre 20% à

+23°C). (Michon et Madelmont, 1992) L'iode subit des modifications organiques pour entrer dans la composition des hormones thyroïdiennes triiodothyronine (T3) et thyroxine (T4) qui passent dans le sang. Ces hormones sont concentrées après leur utilisation par les tissus concernés, dans le foie, les reins, les muscles et l'hypophyse, plus rarement dans la mamelle.

L'iode ingéré atteint le lait dès la 1^{ère} traite avec un maximum de 0,5% de la quantité d'iode ingérée, 12 heures après l'ingestion. Le plateau de concentration lactée, en cas de contamination non ponctuelle, apparaît vers le 5^{ème} jour. (Laurent, 1985) La glande mammaire sécrète l'iode dans le lait (l'iode se fixe sur les protéines du lait, plus particulièrement sur les caséines *in vitro* et sur les protéoses peptones (fraction des protéines sériques riche en glucides) *in vivo* (Romain, 1970)). Cependant cette sécrétion est très variable suivant la physiologie de l'animal, sa production, son rendement et la phase de lactation : le rapport de contamination du lait est de 3 à 1 entre le printemps et l'été et de 0,6 entre le début et la fin du cycle des laitières. Il existe une compétition entre les reins et la mamelle pour la forme iodeure. Hors lactation, l'excrétion urinaire domine alors qu'en lactation c'est l'excrétion lactée : l'iode apparaît 1 heure après l'ingestion dans le lait. (Streiff, 1996)

❖ Coefficients de transfert

Le coefficient de transfert de l'iode au lait de vache serait de $1,0 \cdot 10^{-2}$ j/L, et de l'ordre de 10^{-1} pour le lait de mouton (le coefficient de transfert au lait de chèvre est significativement peu différent de celui du mouton). (Fesenko et al., 2007b)

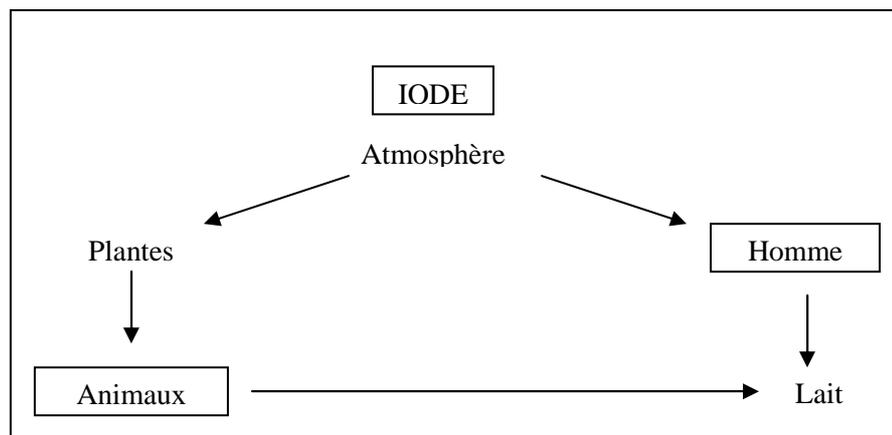


Fig. 17 : L'iode dans la chaîne alimentaire (Michon et Bradier, 1991)

b) Le césium 137 (Fig. 20)

❖ Depuis l'eau

L'érosion des sols contenant du césium 137 constitue aujourd'hui l'origine principale de la contamination en césium 137 mesurée dans les fleuves français. Dans les cours d'eau, le césium est majoritairement transporté fixé sur des matières en suspension, la fraction dissoute étant inférieure à 40%. (Renaud et al., 2007)

Les végétaux aquatiques concentrent fortement le césium. Les végétaux marins le concentrent beaucoup moins cependant que les végétaux dulçaquicoles, du fait de la concentration élevée en ions

potassium de l'eau de mer. Le rapport de la concentration en radiocésium des algues sur celle de l'eau est de l'ordre de 10 dans les océans et de l'ordre de 1000 dans les eaux continentales européennes.

En ce qui concerne les animaux, il existe des variations très importantes en fonction des espèces et de leurs habitudes alimentaires : le rapport de la concentration en radiocésium des organismes dulçaquicoles sur celle de l'eau varie pour le zooplancton de 1000 à 25000, pour les crustacés de 20 à 11000, et pour les muscles des poissons de 1000 à 22000. Les facteurs de concentration en césium 137 en milieu marin ont été estimés à 5 pour les mollusques, 20 pour le poisson et 25 pour les crustacés. Les facteurs de transfert sont en général beaucoup plus élevés pour les organismes dulçaquicoles que pour les organismes marins morphologiquement comparables (d'un facteur 30 en ce qui concerne les poissons), notamment en raison de la concentration en potassium de l'eau de mer, qui est 100 fois plus importante que celle de l'eau douce. Enfin, les poissons planctophages semblent moins contaminés que les poissons carnivores du haut de la chaîne trophique. (*Ferrieu, 1993 ; Waltner-Toews, 1990*)

Par exemple, pour une étude menée dans le Nord de la Croatie sur la carpe, a été calculé un facteur de concentration de 128 ± 73 L/kg. Cette étude a conclu que la consommation de poissons d'eau douce n'était pas une voie critique pour le transfert de césium radioactif depuis l'environnement jusqu'à l'homme. En effet de faibles équivalents de dose collectifs ont été trouvés, dus non seulement aux faibles concentrations d'activité de césium 137 dans les carpes, mais aussi à la faible consommation de poissons d'eau douce en Croatie. (*Franic et al., 2007*)

❖ Depuis le sol et dans la plante

Le césium 137 est à l'origine d'une irradiation externe importante depuis le sol. Tout comme le césium 134, il est rapidement et fortement retenu par l'argile et la matière organique contenues dans le sol : la couche organique de surface ralentit la pénétration du radiocésium en faisant écran à son absorption par le sol minéral sous-jacent. La vitesse moyenne de migration du césium dans le sol est très lente : 0,5 cm/an. Sur un pâturage, six années après une contamination par dépôt, 50 à 80% du césium radioactif est toujours situé entre 2 et 5 cm de profondeur. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Rauret et al., 1995*) Deux types de processus peuvent entraîner une diminution accélérée de sa concentration dans certains sols :

- la migration verticale en profondeur (lessivage du sol ou labour !) : on a ainsi une filtration du radiocésium dans les eaux pluviales à travers le sol et le sous-sol. Les eaux des nappes souterraines semblent échapper à toute contamination, sauf dans le cas de zones voisines fortement contaminées.
- la migration horizontale (principalement par érosion). (*Ferrieu, 1993 ; Renaud et al., 2007*)

Une expérimentation menée en Combrie (Royaume-Uni) a permis de définir un coefficient de transfert d'agrégation « Tag », qui représente le transfert du césium radioactif du sol à la végétation, défini par

l'équation suivante :
$$Tag = \frac{C_v(t)}{D} = (0.0134e^{-0.46t} + 0.00161e^{-0t})e^{0.0339(OM)}$$

avec : $C_v(t)$ la concentration d'activité en césium dans la végétation à l'instant t (Bq/kg) ;

D le dépôt en radiocésium à l'instant $t=0$;

0,0339 est un paramètre ajusté simulant la relation exponentielle existant entre le coefficient de transfert d'agrégation et la matière organique contenue dans le sol. (*Wright et al., 2003*)

Des expériences menées en France dans les années 60 ont par exemple montré que le transfert racinaire de la vigne conduisait à une activité du vin (Bq/L) 10^5 à 10^6 fois plus faible que l'activité du sol (Bq/m²). (Renaud et al., 2003)

Le prélèvement racinaire du césium est modéré, cependant les facteurs suivants favorisent son absorption racinaire : zones de tourbières, sols acides, faible taux d'argile (faible capacité d'échange), manque de potasse, sols sableux. (FNSEA-CNIEL, 1990) Ainsi, les productions végétales sur sol organique sont nettement plus contaminées que celles cultivées sur sol sableux, elles-mêmes plus contaminées que celles cultivées sur sol argileux. Les concentrations en césium les plus élevées dans les plantes sont obtenues dans les zones enclines à l'accumulation d'eau. En effet, le césium est soluble à 100%. (Rauret et al., 1995)

Le coefficient de transfert du potassium du végétal est 100 fois plus élevé que celui du césium, et une augmentation de la concentration du potassium échangeable dans le sol fait diminuer le taux d'absorption racinaire du césium (on a constaté, par exemple, que des pics de radioactivité étaient relevés sur le lait lorsque les vaches pâturaient sur des prairies sur lesquelles n'étaient pas utilisés d'engrais à base de potasse). Ceci représente un facteur d'assainissement marqué du bio-cycle. A l'inverse, l'addition d'ammonium augmente l'absorption du radiocésium par les plantes, tout comme une addition de faibles quantités de césium stable (déplacement du radiocésium par son isotope stable depuis des complexes insolubles du sol vers des solutions aqueuses dans lesquelles il est plus facilement absorbé par la plante). (Ferrieu, 1993 ; Laurent, 1985 ; Cousi, 1989)

Le césium 137 est bien retenu par les parties aériennes des plantes. A l'opposé du strontium 90, il circule facilement à l'intérieur des tissus de la plante, s'y distribuant largement. Cette distribution est assez semblable à celle du potassium. Le césium est stocké pour 65% dans l'organe d'absorption et réparti pour 35% dans les autres organes. Pour les céréales, les grains renfermeraient trois fois moins de radiocésium que la paille. (Ferrieu, 1993 ; FNSEA-CNIEL, 1990)

Les transferts directs (par dépôt sur les parties végétales aériennes) sont de 100 à 1000 fois plus importants que les transferts indirects (par le sol). (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Madelmont, 1993) Les plantes aromatiques comme le thym (on estime que sa contamination peut être environ 10 fois plus élevée que celle d'un légume de type salade soumis au même dépôt), le romarin ou la lavande, xérophiles par excellence, fixent très bien le césium, de même que les plantes à croissance lente (bruyère, airelle), et le lichen (qui peut contenir jusqu'à 140 fois plus de césium que les herbes de culture, grâce à sa surface mycélienne importante). (Rieunau, 1995 ; Cousi, 1989 ; Naudy, 1990)

Pour les productions céréalières, on peut proposer la relation suivante :

$$Ac(\text{Bq}/\text{kg}) = 0,045e^{-0,0013(t-34)^2}$$

avec Ac l'activité des grains pour un dépôt global de 1 Bq par m²

t le temps en jours entre la récolte et le dépôt. (Moizant, 1993)

La contamination à partir des végétaux consommés constitue la voie majeure la plus probable d'un transfert de radiocésium aux animaux.

❖ Métabolisme (Fig. 19)

Le comportement du césium est voisin de celui du potassium (tous deux étant des alcalins) : il est généralement bien transféré à l'homme par les productions végétales et animales (viande et lait qui contiennent tous deux du potassium (Frantic *et al.*, 2008)). Selon le CIPR, 75% du césium inhalé est absorbé. D'autres sources affirment que l'absorption par cette voie représente 0,1% du césium retenu en se basant sur la concentration de l'air en césium.

-absorption : la porte d'entrée digestive est prédominante : il y a absorption du césium à différents niveaux du tractus digestif. Chez les espèces monogastriques, l'élément est rapidement absorbé et en quasi-totalité alors que les espèces polygastriques ne retiennent qu'une fraction du radioélément, l'autre partie étant excrétée. (Rieunau, 1995)

Ainsi pour les espèces polygastriques, la fraction du césium absorbée après ingestion prend des valeurs différentes selon les auteurs, ce qui reflète la variabilité des conditions expérimentales. La fraction absorbée varie notamment en fonction de la forme chimique du césium employée lors de l'expérimentation et plus globalement de la source en césium utilisée. (Fig. 18) Les valeurs préconisées seraient de 80% pour le mouton et 73% pour les vaches laitières. Lors d'une étude réalisée au Laboratoire de Radioéléments et d'Etudes Métaboliques de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse en 1987 sur des moutons, un coefficient d'absorption de 68% a été obtenu. (Ferrieu, 1993 ; Fesenko *et al.*, 2007a)

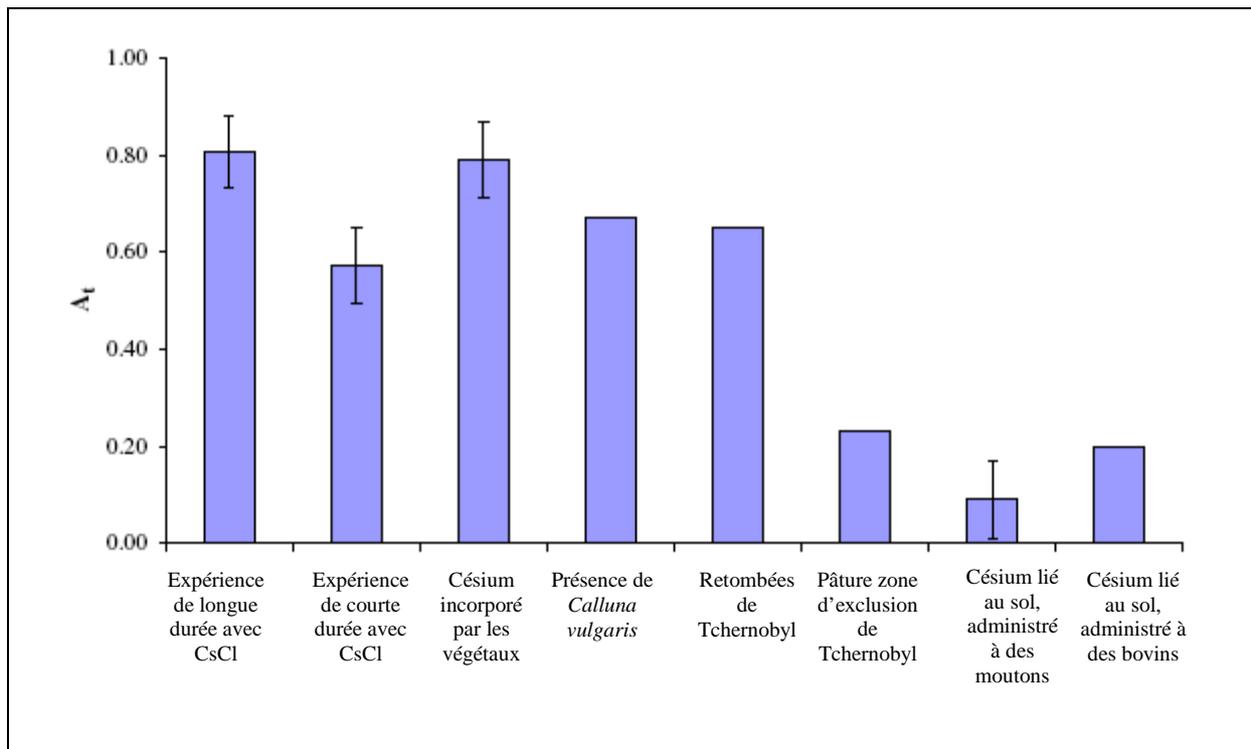


Fig. 18 : Comparaison des valeurs moyennes du coefficient d'absorption réel A_r (avec l'écart type quand il est disponible) pour le radiocésium dans différentes circonstances environnementales et expérimentales (Howard *et al.*, 2009b)

Dans le cas de fourrage contaminé suite à des retombées radioactives, une partie du césium est présent sous une forme insoluble et l'autre sous une forme liée aux fibres végétales non digestibles. Cette fraction n'est pas absorbée, c'est pourquoi il est important de l'estimer (entre 20 et 65 % du

radiocésium restent liés au fourrage, d'après des expérimentations menées en lavant le fourrage). Toutefois, dans ce type d'expérimentation, tous les phénomènes biochimiques et physiologiques du rumen ne sont pas pris en compte, notamment l'activité microbienne. (Ferrieu, 1993)

-distribution : après absorption, le césium radioactif atteint sa concentration sanguine maximale après 16 à 22 heures chez la vache, 12 à 24 heures chez le mouton et la chèvre, 6 à 12 heures chez le porc (Fesenko et al., 2007a). On le retrouve alors sous forme ionisée dans le plasma. A l'équilibre (atteint au bout de 30 heures en ce qui concerne les globules rouges et le plasma), le compartiment intracellulaire contient 99% de la charge corporelle, tandis que le compartiment extracellulaire n'en contient que 1%. (Ferrieu, 1993)

A partir du césium entrant dans la circulation systémique, 70% est déposé dans le muscle squelettique et 30% distribué uniformément à travers tous les autres organes et tissus du corps. (Cousi, 1989)

Il semble qu'il existe une corrélation directe entre la présence de césium dans un organe et l'activité énergétique des cellules qui le composent ; de plus, on constate que les organes riches en potassium le sont aussi en césium. C'est pourquoi ce dernier se répartit surtout dans les masses musculaires, mais aussi dans certains organes comme le foie, les reins ou les gonades. (Rieunau, 1995)

De surcroît, il semblerait que l'organisme, s'il a à disposition du césium et du potassium, retiendrait préférentiellement le césium. (Waltner-Toews, 1990)

Lors d'une contamination chronique, le césium s'accumule progressivement dans l'organisme. La charge corporelle de l'animal contaminé résulte de deux variables dont les actions respectives sont opposées :

-la nourriture contaminée ingérée quotidiennement, qui tend à faire croître la quantité de césium dans l'organisme ; cette valeur est considérée comme constante ;

-l'excrétion journalière qui tend à la faire décroître. Celle-ci augmente chaque jour.

L'équilibre de la charge corporelle sera atteint lorsque l'excrété quotidien aura la même valeur que l'ingéré quotidien.

Au départ, on a donc une phase d'accumulation rapide du césium dans l'organisme, puis la charge évolue vers un équilibre qui se situe chez les Ruminants entre le 60^{ème} et le 80^{ème} jour pour la plupart des auteurs.

Cinétique d'élimination : la charge corporelle en césium suit la loi multi-exponentielle suivante :

$$A(t) = A_1 e^{-K_1 t} + A_2 e^{-K_2 t} + \dots + A_n e^{-K_n t}$$

avec : n le nombre de compartiments

A(t) la charge corporelle en fonction du temps

A_n l'activité initiale dans le compartiment n

K_n la constante d'élimination du compartiment n

L'activité excrétée en fonction du temps répond à la formule :

$$E(t) = A_i - A(t) \text{ avec } A_i \text{ la charge corporelle initiale}$$

Compte tenu de sa longue période radioactive, on peut considérer que les périodes biologiques d'élimination et les périodes effectives se confondent : elles sont comprises entre 15 et 30 jours chez les ruminants. (Rieunau, 1995 ; Cousi, 1989)

Une corrélation interspécifique entre le logarithme de la période biologique du césium et le logarithme de la masse du corps a pu être mise en évidence, ce qui a permis de définir deux groupes : à poids égal, les espèces monogastriques possèdent une période biologique plus longue que les espèces ruminantes. Cela impliquerait une date d'équilibre après contamination chronique plus tardive et une charge corporelle en rapport avec l'ingéré quotidien plus basse chez les ruminants que chez les monogastriques. (Ferrieu, 1993)

-excrétion : l'expérience menée à Toulouse montre que l'excrétion du radiocésium est majoritairement fécale (75 à 85%) chez les polygastriques (alors que l'excrétion urinaire du césium 137 est prépondérante sur l'excrétion fécale chez l'homme (Bérard et al., 2001)) . L'excrétion fécale résulte de l'addition du césium indisponible pour l'absorption et du césium sécrété par le tractus digestif. L'excrétion urinaire est comprise entre 10 et 20%.

Quant à l'excrétion mammaire, elle ne représente que 5 à 10% de l'excrétion totale et le pic maximal d'excrétion est obtenu environ 24 h après ingestion unique (30 jours en cas d'ingestions répétées) ; en revanche, le césium éliminé dans le lait présente une assez bonne biodisponibilité pour de jeunes animaux soumis à une alimentation lactée. Ce césium se retrouverait alors dans leurs muscles (important de point de vue de la santé humaine lors de consommation de viande de veau). La chèvre éliminerait le césium plus rapidement que la vache ou la brebis. (Ferrieu, 1993 ; Cousi, 1989 ; Michon et Madelmont, 1992 ; Madelmont, 1993)

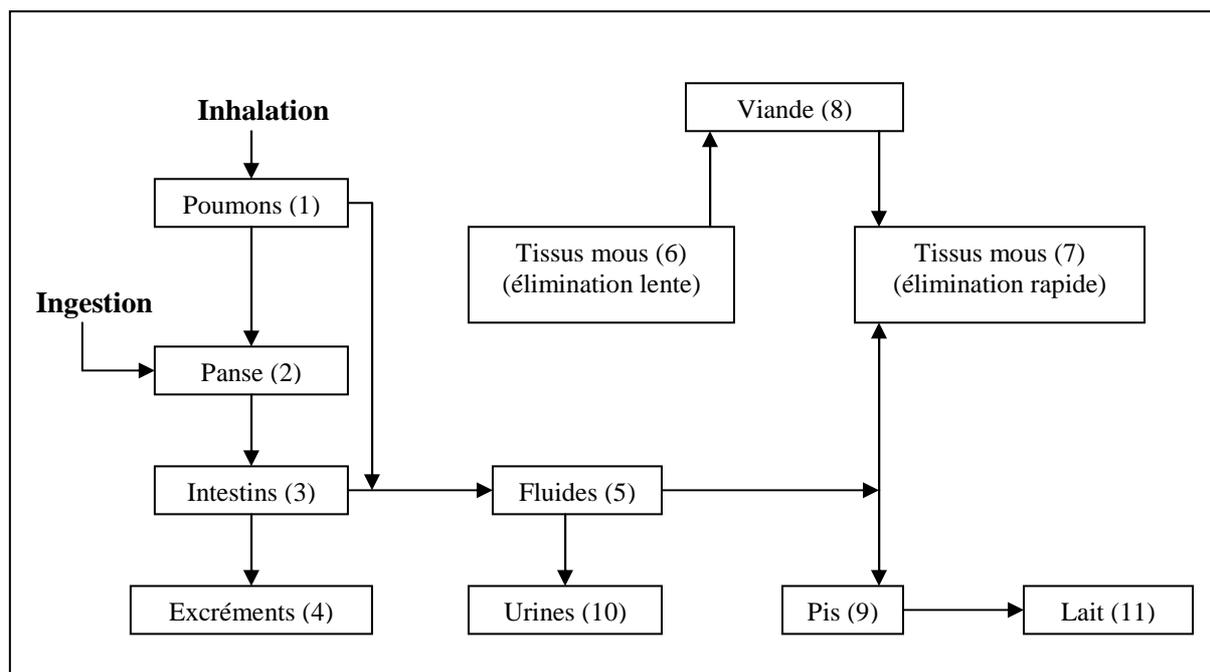


Fig. 19 : Schéma général du métabolisme du césium, les chiffres entre parenthèses figurant l'ordre de transfert (Moizant, 1993)

❖ Coefficients de transfert

Suivant le mode de contamination, les coefficients de transfert calculés à partir d'expérimentation ou d'observation sont sensiblement différents. (Tab. 29)

	lait (par litre)	muscle (par kg)
Expérience avec le foin de la Drôme, collecté après Tchernobyl	1,1%	2%
Essais nucléaires 1944-1964	0,39%	1,4%
Administration de traceurs	1,4%	4%
Valeurs proposées par la CEE	1%	6%

Tab. 29 : Pourcentage de la quantité journalière de césium ingérée, excrétée par le lait ou retenue dans le muscle (Janin, 1994)

Une moyenne faite à partir de 21 études donne une valeur de T_1 (vache) pour le césium de $(7,9 \pm 3,7) \cdot 10^{-3}$ j/L. (Fesenko et al., 2007b) Il a été constaté que lorsque les vaches sont au pâturage, les coefficients de transfert au lait sont trois fois plus faibles que pendant les mois d'hiver, quand les vaches sont en stabulation. En effet la quantité de sol ingérée est plus importante au pâturage, ce qui diminue la disponibilité du césium. (Cousi, 1989)

Le coefficient de transfert au lait de brebis trouvé lors de l'expérimentation mise en œuvre à Toulouse (Ferrieu, 1993) était compris entre 6 et $6,5 \cdot 10^{-2}$ j/L, soit presque 10 fois plus élevé que celui de la vache (Fesenko et al., 2007b trouvent une moyenne de $4,9 \cdot 10^{-2}$ j/L). Quant au coefficient de transfert à la viande, il a été estimé à $1,6 \cdot 10^{-1}$ j/kg ($1,61 \pm 0,213$ j/kg pour la viande d'agneau (Wright et al., 2003)) Le coefficient de transfert au lait de chèvre n'est pas significativement différent de celui du mouton. (Fesenko et al., 2007b)

Le coefficient de transfert à la viande de porc est de l'ordre de 10^{-1} j/kg (la contamination se fait à partir de radiocésium contenu dans du petit lait). (Fesenko et al., 2009) La demi-vie biologique du radiocésium pour cette espèce est de 35 jours.

Le coefficient de transfert à la viande de poulet est de l'ordre de 1,2-1,3 j/kg ; le coefficient de transfert au jaune d'œuf est de 0,1 j/kg (demi-vie biologique de 5 jours) et au blanc d'œuf de 0,2 j/kg (demi-vie biologique de 2,5 jours).

Le coefficient de transfert au muscle est beaucoup plus élevé chez les jeunes animaux que chez les adultes, ces forts coefficients étant à mettre en rapport avec un besoin important en potassium du tissu musculaire de l'animal en croissance. De surcroît, chez le veau et l'agneau de lait, le régime alimentaire s'apparente à celui d'un monogastrique donc l'absorption du radiocésium est quasi-totale, ce qui explique les forts coefficients de transfert au muscle.

La forme physico-chimique du radiocésium influe sur les coefficients de transfert : l'emploi de sels ioniques très solubles permet une absorption du radiocésium quasi-totale. De même, le radiocésium assimilé par la plante soit par translocation à travers l'épiderme soit par voie racinaire sera en grande partie absorbé, alors que le radiocésium sous forme insoluble ou liée aux particules minérales le sera peu ou pas. (Fig.) L'augmentation du pourcentage de grain dans la ration augmente la disponibilité du césium et les coefficients de transfert à l'animal. En effet, les fibres grossières piègent le césium potentiellement absorbable par le tube digestif qui se trouve ainsi éliminé dans les matières fécales. (Ferrieu, 1993)

❖ Transformations technologiques

Les transformations technologiques entraînent des pertes ou au contraire des concentrations de radioactivité dans le produit fini. Le césium, soluble, est entraîné dans le lactosérum pour une part plus ou moins importante suivant la technologie de préparation. Les fromages frais renferment en général

une concentration en radiocésium plus forte que le lait mais leur consommation est bien moindre. Les pâtes fermentées quant à elles présentent des concentrations plus faibles. (Tab. 30) (Ferrieu, 1993)

Dérivés du lait	Masse obtenue pour 100 g de lait (g)	Pourcentage du césium présent	Césium 137 dérivé/lait
Lait	100	100	1
Crème	18,4	15,5	0,84
Beurre	4,6	2,2	0,47
Lait écrémé	81,6	84,5	1,04
Caséine acide	2,7	1,6	0,59

Tab. 30 : Fraction du césium 137 se retrouvant dans les différents dérivés du lait de vache (Ferrieu, 1993)

Dans le Tab. 27, on constate que la fabrication de concentré de tomates ou la fabrication du vin rouge par exemple, sont susceptibles d'accroître considérablement l'activité dans le produit final. Dans le cas du vin rouge, il semblerait que le césium présent dans les tiges mêlées au raisin lors de la fermentation du vin passe dans la phase aqueuse et se retrouve dans le produit final. En revanche, d'autres techniques semblent être très bénéfiques à la réduction de l'activité : extraction du jus de raisin par exemple. (Girka, 1990)

Pour la viande, le saumurage peut extraire jusqu'à 60% du césium présent et un marinage de trois jours de la venaison peut éliminer jusqu'à 90% du césium présent initialement dans le produit frais. Dans la viande de bœuf bouillie, il ne reste que 50% du césium présent dans le produit cru. (Michon et Madelmont, 1992)

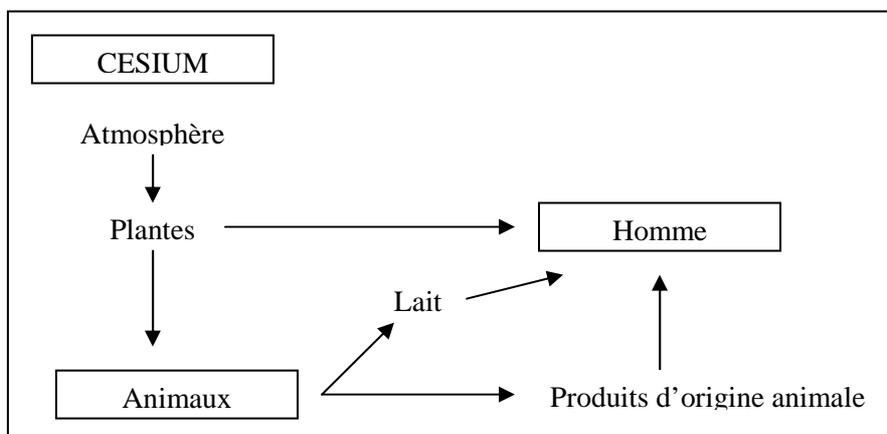


Fig. 20 : Le césium dans la chaîne alimentaire (Michon et Bradier, 1991)

c) Le strontium 90 (Fig. 22)

✧ Dans l'eau

Les potentialités de fixation du strontium 90 sont cent fois supérieures en eau douce qu'en eau de mer. (Laurent, 1985)

✧ Depuis le sol et dans la plante

Il est initialement assez peu retenu par le complexe absorbant des sols. Il s'intègre ensuite peu à peu dans ce complexe et sa mobilité diminue progressivement (vitesse de migration d'environ 1 cm par an (*Lecompte, 2001*)). Il est soluble à 90% dans l'eau. (*Rauret et al., 1995*) Il est assez bien transféré aux végétaux par absorption racinaire : il est 10^2 à 10^3 fois plus assimilable que le césium : les transferts sont d'autant plus importants que le sol demande des amendements, notamment en cas d'acidité et de faible capacité d'échange en calcium ; l'absorption racinaire de strontium radioactif est donc inversement proportionnelle au taux de calcium libre dans le sol. A l'intérieur de la plante, la circulation du strontium se fait lentement et exclusivement à sens unique des racines vers le sommet : le strontium pénétrant par voie foliaire n'est donc pratiquement pas redistribué aux autres tissus. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Laurent, 1985 ; Naudy, 1990*)

Le facteur de transfert racinaire du strontium du sol aux plantes varie en fonction du type de plante : il est de 0,06 pour les légumes racines, de 0,02 pour les céréales, de 0,7 pour les légumes verts et de 0,3 pour les végétaux constituant les pâturages. (*Lecompte, 2001*)

De même que pour le césium, on a la relation suivante pour les productions céréalières :

$$Ac(Bq/kg) = 0,098e^{-0,0013(t-2)^2}$$

avec : Ac l'activité des grains pour un dépôt global de 1 Bq par m^2

t le temps en jours entre la récolte et le dépôt. (*Moizant, 1993*)

✧ Métabolisme (Fig. 21)

De comportement voisin de celui du calcium, il est bien transféré à l'homme par les productions végétales et animales (lait). Il est peu métabolisé. (*Rieunau, 1995*). Le pic plasmatique est atteint au bout de 12 à 24 heures chez la vache, 10 à 12 heures chez la chèvre et 6 à 12 heures chez le porc. (*Fesenko et al., 2007a*) Le métabolisme du strontium sera régulé comme celui du calcium. Cependant, le poids moléculaire du calcium étant la moitié de celui du strontium, on observe une certaine discrimination de l'organisme entre ces deux éléments. La voie digestive est la plus importante, l'absorption du strontium est de 25 à 50% chez l'homme, 10% chez les Ruminants ; les facteurs qui influent sur l'absorption du calcium agissent de même sur le strontium : âge, taux de phosphore et de calcium dans la ration, digestibilité de la ration, taux de vitamine D. Ainsi le lait accroît l'absorption et chez l'adulte l'absorption digestive se fait préférentiellement pour le calcium : on a ainsi observé que plus les besoins en calcium étaient satisfaits, plus le coefficient d'absorption intestinale réel du strontium était faible. (*Streiff, 1996 ; Howard et al., 2009b*)

On le retrouve dans la viande, les os et le lait, qui contiennent tous trois du calcium. (*Franic et al., 2008*) Il atteint le lait cinq fois moins vite que le césium 137. En cas de régime pauvre en calcium (0,25%), on retrouve dans le lait 0,14 % du strontium 90 ingéré ; cette valeur tombe à 0,04% si la ration est riche en calcium (1,7%). (*Laurent, 1985*) Le pic d'excrétion lactée du strontium survient 30 h après ingestion. (*Michon et Madelmont, 1992*) Comparée à sa demi-vie physique, la demi-vie réelle du strontium dans le lait est plutôt courte : elle est estimée à 308 ± 57 jours. (*Florou et al., 1996*)

L'élimination est essentiellement urinaire et en moins grande quantité fécale. La discrimination au niveau de la mamelle favorise l'élimination urinaire et fécale du strontium par rapport au calcium. (*Streiff, 1996*)

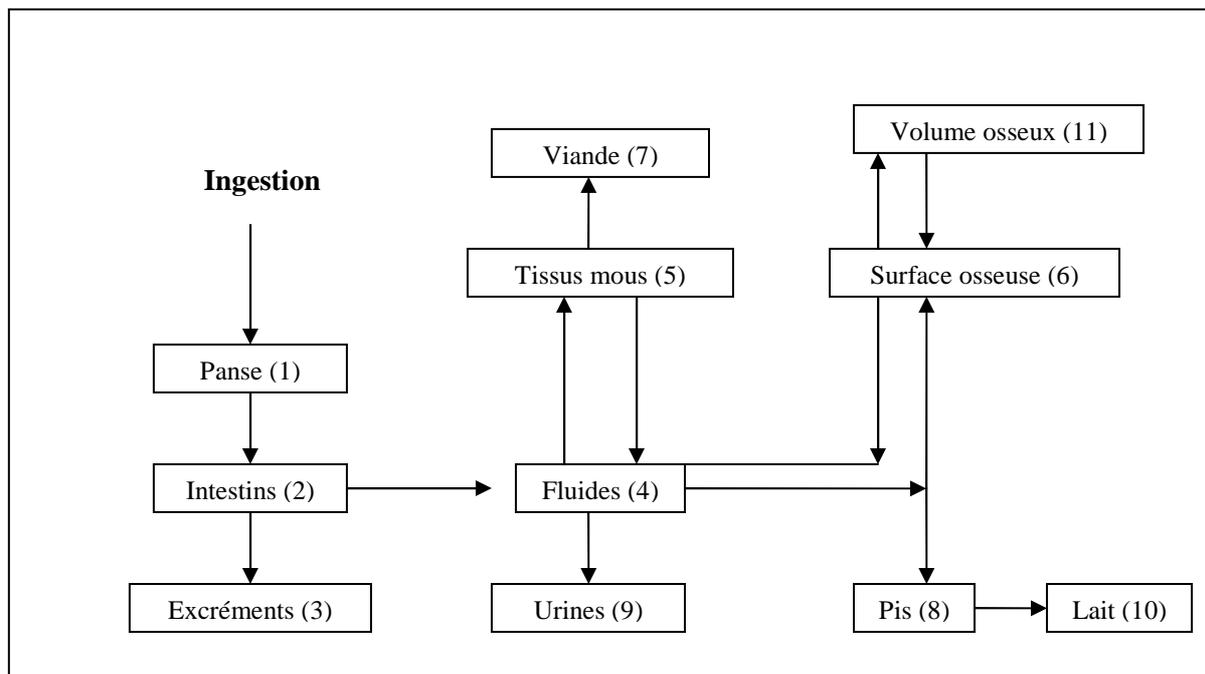


Fig. 21 : Schéma général du métabolisme du strontium (Moizant, 1993)

❖ Coefficients de transfert

La valeur moyenne de coefficient de transfert pour le lait de vache est de $1,4 \cdot 10^{-3}$ j/L, lors d'apports normaux en calcium. Ce coefficient de transfert varie significativement avec le stade de lactation : T_1 est significativement plus important chez les vaches en fin de lactation, avec une production de lait inférieure à 4 litres par jour. Le transfert du strontium au lait est également corrélé au calcium : des apports plus importants en calcium réduisent le transfert. Une augmentation de l'apport en calcium de 10-15 g/j à 40-50 g/j entraîne une diminution de 6 à 7 fois de T_1 . Des apports encore plus importants ne provoquent pas de plus grande diminution de T_1 . L'enrichissement en calcium de la ration est donc plus efficace lorsque cette ration est déficiente en calcium, entraînant une augmentation du transfert du strontium 90 au lait. Quant aux moutons, leur coefficient de transfert est de l'ordre de 10^{-2} j/L, et celui des chèvres significativement peu différent. (Fesenko et al., 2007b)

Les moyennes de valeurs relevées suite à des expérimentations donnent un T_m pour le bœuf de $2,1 \pm 1,8 \cdot 10^{-3}$ j/kg, pour le mouton de $1,7 \pm 0,7 \cdot 10^{-3}$ j/kg, pour la chèvre de $3,0 \pm 0,5 \cdot 10^{-3}$ j/kg et pour le cochon de $3,6 \pm 2,7 \cdot 10^{-3}$ j/kg. Ces valeurs sont significativement inférieures à celles recommandées par le TRS 364 pour la vache, le mouton et le porc. (Fesenko et al., 2009)

❖ Transformations technologiques

Lors de fermentation acide des fromages frais, les isotopes du strontium sont entraînés par le lactosérum. La consommation de poisson sous forme de friture demande une attention particulière en cas de présence d'isotopes du strontium, car ce dernier se fixe sur les téguments et le squelette, et serait alors consommé. (FNSEA-CNIEL, 1990)

suspension à partir des poussières du sol. L'ingestion de sol pendant la pâture représente donc la source principale d'apport en plutonium pour les Ruminants. (*Howard et al., 2007*)

Les transferts biologiques s'opposent à la concentration du plutonium dans le bio-cycle, même à travers les 3 systèmes les plus favorables à son accumulation (eaux côtières, forêts, prairies permanentes). (*Laurent, 1985*)

L'uranium est néphrotoxique, et présent à l'état naturel dans les eaux souterraines. De très fortes doses d'uranium administrées à des animaux entraînent une insuffisance rénale aiguë dont les dommages sont irréversibles, et de plus faibles niveaux d'exposition induisent des changements fonctionnels et morphologiques des reins. Une étude menée sur 325 personnes a montré que la concentration en uranium des urines était significativement associée à une augmentation de la fraction d'excrétion du calcium et du phosphate (évoquant une réabsorption réduite de ces éléments par les tubules rénaux). L'exposition à l'uranium n'était pas associée à la clearance de la créatinine ou l'albumine urinaire, qui reflètent la fonction glomérulaire, mais corrélée à une fonction altérée du tubule proximal, sans seuil clairement défini, ce qui suggère que même de faibles concentrations en uranium dans l'eau de boisson peuvent entraîner des effets néphrotoxiques. Cela est en corrélation avec de précédentes études, qui émettaient déjà l'hypothèse que l'uranium contenu dans l'eau de boisson affectait la fonction tubulaire rénale. Ces résultats suggèrent que les concentrations en uranium de l'eau de boisson proposées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (2 µg/L) et l'Agence de Protection Environnementale des Etats-Unis (30 µg/L) semblent appropriées, étant donné qu'une altération statistiquement significative de la fonction tubulaire rénale n'a été trouvée que pour des concentrations en uranium de l'eau supérieure à 300 µg/L. (*Kurtio et al., 2002*)

G. Contamination de l'homme et conséquences

Précisons tout d'abord qu'en cas d'accident nucléaire, l'urgence médicochirurgicale prime sur l'urgence radiologique. (*Anonyme, 2008b*)

1. Effets des rayonnements : manifestations cliniques et biologiques

En cas d'accident nucléaire ayant entraîné un rejet de radionucléides, l'atteinte de l'homme peut se faire de trois manières :

-par irradiation externe : lorsque la source de radiation est à l'extérieur de l'organisme (dans l'air, sur le sol) et distante : seuls les yeux et la peau sont atteints.

-par contamination externe ou cutanée : on a alors contact direct entre la peau et la source de radiation ; cela nécessite une décontamination immédiate.

-par contamination interne : lorsque les éléments radioactifs pénètrent dans l'organisme : par inhalation, ingestion ou blessure. L'exposition interne se prolonge jusqu'à l'élimination du radionucléide par décroissance radioactive et excrétion. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Mariau, 1991 ; Renaud et al., 2007*)

Les effets dus aux rayonnements sont dits « somatiques » lorsqu'ils se manifestent chez l'individu exposé lui-même et « héréditaires » lorsqu'ils affectent sa descendance. (*Michon, 1993*)

a) Effets cellulaires et tissulaires des rayonnements

Les effets néfastes des rayonnements issus des radionucléides sont principalement dus à leur capacité à ioniser les substances vivantes qui les absorbent. L'ionisation entraîne la formation de radicaux libres qui peuvent provoquer des changements biochimiques responsables des transformations physiologiques, histologiques et parfois génétiques observées après une irradiation. En radioprotection, on peut utiliser la cystéamine, qui capte les radicaux libres, pour limiter l'atteinte secondaire de l'ADN. (*Humphreys, 1988 ; Laurent, 1985*)

La sensibilité cellulaire aux rayonnements radioactifs varie dans le même sens que sa capacité de multiplication et en sens inverse de son degré de différenciation : par exemple, par ordre de radiosensibilité décroissante, on trouve les cellules hématopoïétiques, puis les cellules intestinales et enfin les cellules nerveuses : cela explique en partie la gradation des symptômes observés en fonction des doses seuils (cf. *infra*). Les effets cellulaires sont également liés à la nature du rayonnement : la survie cellulaire est plus importante avec un transfert d'énergie linéique (TEL) faible. Le TEL est en effet une grandeur qui reflète la nuisance biologique ; il correspond à la quantité d'énergie transférée à la matière par unité de parcours de la molécule et est proportionnel au carré de la charge de la particule ionisante. A énergie égale, les rayonnements α sont plus nocifs que les protons ou les électrons. (*Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Mariau, 1991*)

b) Effets aigus et subaigus (fortes doses)

Les effets certains (dénommés effets déterministes ou non stochastiques) sont des dommages qui apparaissent rapidement et qui se déclenchent avec certitude chez tout le monde au-dessus d'une certaine dose appelée seuil ; ils surviennent lors d'irradiation massive. (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

Le syndrome d'irradiation aiguë correspond à l'ensemble des symptômes potentiellement mortels suite à l'exposition ponctuelle de tissus biologiques soumis à de fortes doses de rayons ionisants : il apparaît forcément pour des doses supérieures à 2 Gy, mais n'apparaît jamais pour des doses inférieures à 0,5 Gy. (Tab. 31) (*Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection*)

Des manifestations cliniques n'apparaissent que pour des doses supérieures à 1 Gy. En l'absence de traitement, la moitié des personnes irradiées à une dose de 4,5 Gy meurent dans un délai de quelques semaines. (*Anonyme, 1996*)

Dose reçue	Signes cliniques
0,3 Gy	Anomalies minimales sur prélèvements sanguins (diminution des lymphocytes).
1 Gy	Nausées, vomissements, malaise, fièvre, troubles de la vigilance, somnolence, coloration passagère de la peau.
2 Gy	Hospitalisation indispensable ; atteinte de la moelle osseuse (anémie, infections, hémorragies).
3 Gy	Signes cutanés (rougeur de la peau), perte des cheveux.
4,5 Gy	Dose létale 50 (50% de mortalité en l'absence de traitement).
8 Gy	Diarrhée, troubles respiratoires ; épidermite exsudative puis nécrose ; décès en quelques semaines.
18 Gy	Atteinte neurologique (obnubilation, coma), décès rapide.

Tab. 31 : Doses seuils et symptômes correspondant lors d'irradiation aiguë (Anonyme, 1996 ; Streiff, 1996)

Par exemple, le syndrome nerveux se caractérise par une désorientation, une ataxie, une prostration, des convulsions fréquentes déclenchées par le moindre stimulus extérieur. (Rieunau, 1995)

Lors d'irradiations localisées, on aura également un effet seuil : par exemple, apparition de cataracte pour des doses comprises entre 2 et 5 Gy (l'opacification des cristallins et l'apparition de la cataracte surviennent en général plusieurs dizaines d'années après l'irradiation, c'est le seul effet déterministe n'apparaissant pas peu de temps après l'irradiation), stérilité définitive des hommes pour une dose supérieure à 5 Gy, stérilité définitive des femmes pour des doses supérieures à 7 Gy. (Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Michon, 1993)

c) Effets des irradiations *in utero*

On distingue trois périodes-clés de la grossesse :

- période de pré implantation (8 premiers jours) : soit l'embryon meurt et sa mort passe inaperçue, soit il se développe normalement ;
- période d'organogenèse (du 9^{ème} jour au 2^{ème} mois) : mort intra utérine, malformations congénitales, développement anormal du système nerveux central (microcéphalie) ;
- période fœtale (du 2^{ème} mois au 9^{ème} mois) : développement anormal et retard mental du 60^{ème} au 111^{ème} jour ; défaut de croissance, cancers.

Lors d'irradiation supérieure à 0,2 Gy, l'IVG est recommandée ; en dessous de 0,1 Gy, aucune mesure ne s'impose ; entre ces deux doses, la décision est à l'appréciation des parents. (Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Verger et Cherie-Challine, 2000)

d) Cancers

Les effets incertains (dénommés effets probabilistes ou stochastiques) sont des dommages (cancers, effets génétiques) qui risquent d'autant plus d'apparaître que la dose de rayonnement a été plus importante : l'ADN lésé peut induire un phénomène de cancérisation à partir d'une cellule somatique ou une mutation à expression génétique si la cellule est une cellule germinale. Dans une population exposée, certains cancers peuvent survenir après des délais toujours longs (3 à 4 ans pour les

leucémies, environ 10 ans ou plus pour les tumeurs « solides »). Dans ce cas, on ne peut pas prédire qui sera atteint : on parle d' « effet probable ». (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Verger et Cherie-Challine, 2000 ; Ferrieu, 1993*)

En effet, dans le domaine des faibles doses d'irradiation, il n'est pas possible, comme pour l'irradiation massive, d'associer un effet donné à une valeur dosimétrique fixe. On parle d'effets stochastiques et on raisonne en probabilité d'apparition des effets en fonction de la dose reçue. La fréquence d'apparition des différents effets (tel ou tel type de cancer, tel ou tel dommage génétique) et non leur gravité augmente avec la dose. Le phénomène répond à la loi du tout ou rien. Dans le cas d'une irradiation externe sur un temps très court, la dose minimale pour laquelle un excès significatif de cancers a pu être mis en évidence à ce jour est de l'ordre de 100 mSv, selon les résultats de l'étude de la mortalité des survivants d'Hiroshima et de Nagasaki. Il est maintenant admis qu'il n'existe pas de seuil d'action : toute exposition aux rayonnements aussi faible soit-elle est susceptible d'entraîner un dommage de l'ADN, initiateur d'un phénomène de cancérisation ou d'une mutation à caractère génétique. (*Ferrieu, 1993 ; Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Verger et Cherie-Challine, 2000*)

De multiples causes et facteurs de risques intervenant dans la survenue d'un cancer, rien ne permet de distinguer un cancer ou une mutation dus aux rayonnements ionisants d'un cancer ou d'une mutation d'une autre origine (produits chimiques, rayons ultraviolets solaires, tabagisme...). De surcroît, il n'existe pas de type de cancer qui puisse être considéré comme la conséquence exclusive d'une exposition aux rayonnements ionisants. Ce n'est qu'en comparant des populations exposées avec des populations non exposées aux rayonnements ionisants que l'on peut espérer mettre en évidence ces effets incertains à l'aide d'études statistiques. En dessous d'une certaine dose, les effets de type cancer deviennent si rares qu'il est impossible de les observer : pour les déceler, s'ils existent, il faudrait suivre des populations de taille très importante pendant des dizaines d'années. On n'a ainsi pas pu mettre en évidence d'effets incertains dans des populations humaines qui avaient reçu des doses de quelques dixièmes de sievert. En dessous de cette dose, il n'y a aucune preuve pour ou contre la survenue d'effets incertains. Les effets de type génétique n'ont jamais pu être observés chez l'homme. (Tab. 32) (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Verger et Cherie-Challine, 2000*)

	Domaine des faibles doses (<0,2 Sv)	Domaine des fortes doses (irradiation massive)
Nature	-effets somatiques de type cancer -effets génétiques	effets somatiques uniquement (radiodermite, lésions intestinales, atteinte de la formule sanguine, etc.)
Caractère	aléatoire quelle que soit la dose	obligatoire lorsque dose et débit de dose dépassent un certain seuil
Gravité	indépendante de la dose ou avec effets graves d'emblée s'ils sont présents (loi du tout ou rien)	fonction de la dose (cf. Tab.)
Seuil d'action	ne semble pas exister	existence (en général niveau élevé)
Délai d'apparition	s'exprime en années, voire en générations pour les effets génétiques	d'autant plus court que la dose est élevée (exception : quelques années pour la cataracte)

Tab. 32 : Les caractéristiques des effets des rayonnements (*Ferrieu, 1993*)

2. Cancers de la thyroïde

L'iode est un oligo-élément indispensable à la synthèse des hormones thyroïdiennes, T3 et T4. Il provient essentiellement de l'alimentation : 100 à 150 µg/j assurent la couverture des besoins d'un adulte, tandis que 50 à 100 µg/j assurent ceux d'un enfant. En cas de carence éventuelle d'apport, il existe une réserve intra-thyroïdienne de 10 à 15 mg d'iode.

Les cellules thyroïdiennes captent l'iodure de manière active ; cette captation s'adapte à la concentration plasmatique d'iodure et donc aux apports alimentaires d'iode. La Thyreo Stimulating Hormone (TSH) régule l'ensemble. Les isotopes de l'iode radioactif entrent donc en compétition avec l'iode stable dont l'apport est insuffisant pour empêcher la fixation de ces isotopes. La dose reçue au niveau du tissu thyroïdien est due essentiellement au rayonnement bêta et dépend directement de l'activité massique en iode 131 au niveau de la glande : pour une même activité d'iode radioactif incorporée, la dose absorbée est donc d'autant plus élevée que la masse de tissu thyroïdien est plus faible. Ainsi les enfants en bas âge reçoivent une dose d'irradiation plus importante que les adultes pour une même activité d'iode radioactif incorporée. En effet, la dose absorbée à la thyroïde faisant suite à l'inhalation d'un becquerel d'iode 131 est de 0,15 microgray chez l'adulte mais de 1,4 microgray chez l'enfant de un an. Si une mère qui allaite son enfant a été exposée, environ 20% de l'iode 131 qu'elle aura ingéré passera dans son lait dans les 12 heures après l'exposition. (*Waltner-Toews, 1990 ; Le Guen et al., 2001 ; Frihling et al., 1998*)

Après Tchernobyl, des études épidémiologiques ont établi que l'iode 131 est le principal agent de l'irradiation chez l'homme et serait peut-être une cause de cancers thyroïdiens, particulièrement chez l'enfant (sachant que le cancer de la thyroïde est très rare chez l'enfant). En effet, une augmentation importante et précoce des cancers de la thyroïde est apparue en Ukraine et Biélorussie, chez des enfants principalement âgés de moins de cinq ans au moment de l'accident. (*Vitoux, 2007*) De plus, dans les sites de Biélorussie peu touchés par le panache, l'incidence des cancers thyroïdiens n'a pas augmenté. Cette augmentation est particulièrement marquée dans la région de Gomel, à 140 Km de Tchernobyl : alors que la moyenne annuelle est de 1,5 cas entre 1986 et 1989, les chiffres passent à 14

cas en 1990 et 38 cas en 1991. (Parmentier et al., 1993 ; Verger et Cherie-Challine, 2000) En 2004, 9 enfants de la région de Tchernobyl étaient décédés suite à un cancer de la thyroïde. (Gupta, 2007)

Ces cancers sont pour la grande majorité des cancers papillaires, variété histologique connue pour être facilement radio induite ; ils sont souvent très agressifs, rapidement évolutifs et métastatiques et apparaissent avec une fréquence plus élevée chez l'enfant. (Vernis et al., 1997 ; Parmentier et al., 1993)

Les isotopes de l'iode à vie courte, l'irradiation externe et une carence en iode pourraient également être en cause. (Vitaux, 2007)

a) L'iode 131

Les doses moyennes reçues ont été évaluées à 365 mGy pour la population proche de la centrale en Biélorussie et à 40 mGy pour une population témoin de la fédération de Russie, avec un odds ratio à 1 Gy compris entre 5,5 et 8,4. Cet odds ratio est multiplié par 3,2 en cas de carence iodée et par 0,34 en cas d'apport iodé même tardif. L'iode représente la majeure partie de l'exposition de la thyroïde et aurait la même efficacité biologique que l'irradiation externe. La relation dose-effet est décrite comme linéaire jusqu'à 2 Gy, sans seuil. (Tab. 33) (Vitaux, 2007)

Cependant, l'iode 131, s'il a été l'isotope radioactif majoritaire dans la contamination, est peu cancérigène : en effet, dans tous les accidents et toutes les situations thérapeutiques où l'iode 131 a été seul incriminé, aucun effet cancérigène n'a été constaté. (Parmentier et al., 1993)

<2ans	400 mGy
2-4 ans	365 mGy
5-9 ans	124 mGy
10-14 ans	43 mGy

Tab. 33 : Doses reçues en Biélorussie en fonction de l'âge (Vitaux, 2007)

b) Les isotopes de l'iode à vie courte (iodes 132 à 135)

La contribution des iodes à vie courte a pu atteindre jusqu'à 20% de la dose à la thyroïde due à l'iode 131 lorsque le mode d'exposition prédominant était l'inhalation et environ 1 % dans le cas d'une incorporation par ingestion. (Verger, Cherie-Challine, 2000)

Parmi eux l'iode 132, qui a été détecté à Varsovie et en Grèce en mai 1986. Le cœur du réacteur numéro quatre de Tchernobyl a émis de grandes activités de tellure 132 en équilibre avec son descendant l'iode 132. Ce dernier rejoint le métabolisme des iodures et peut se fixer, au même titre que l'iode 131, sur la thyroïde qui l'incorpore dans les hormones thyroïdiennes. Les isotopes de l'iode à vie courte ont un fort débit de dose : celui de l'iode 133 est dix fois supérieur à celui de l'iode 131. En effet, pour une même dose de radiation délivrée à la thyroïde, le débit de dose est d'autant plus élevé que la période est courte, et l'on sait l'importance attribuée au débit de dose en cancérogenèse. Dans le cœur d'un réacteur, la radioactivité totale de ces radionucléides est plus de quatre fois supérieure à celle de l'iode 131. La présence de ces isotopes est un argument en faveur de l'action cancérigène de la contamination radioactive sur la thyroïde. (Tab. 34) (Parmentier et al., 1993 ; Vitaux, 2007 ; Vernis et al., 1997)

Pour un MBq fixé dans la glande thyroïde		
	Dose totale à l'organe (mGy)	Débit de dose à l'organe (mGy/h)
Iode 131	350	5,2
Iode 132	3,5	12,1
Iode 133	6,5	11,3

Tab. 34 : Les différents isotopes de l'iode et leurs effets sur la thyroïde (*Parmentier et al., 1993*)

c) L'irradiation externe

A proximité de la centrale, les éléments décrits dans la partie II.A furent les principaux responsables de l'irradiation externe et auraient contribué en moyenne pour 1,8 % à la dose thyroïdienne totale. Quant aux radionucléides du césium, ils auraient contribué à environ 0,95% de la dose externe délivrée à la thyroïde. (Tab. 35) (*Vitoux, 2007*)

Inhalation d'aérosols	0,4 (0,8) Gy
Inhalation externe due au dépôt de césium 137	0,4 (0,8) Gy
Consommation de lait contaminé (1 litre de lait/jour pendant 3 jours avant les mesures de protection)	0(6) Gy
Consommation de denrées alimentaires	
-l'année suivant l'accident	0 (0,7) Gy
-les années suivantes	0 (0,2) Gy
Dose reçue par la thyroïde	0,8 (8,6) Gy dont un pourcentage non négligeable a été délivré par des iodes radioactifs à vie courte

Tab. 35 : Estimation de la dose d'irradiation reçue par les enfants de la région de Gomel depuis l'accident de Tchernobyl. La valeur entre parenthèses est la valeur maximale, l'autre la valeur moyenne (*Parmentier et al., 1993*)

L'irradiation externe due au passage du panache radioactif et à la consommation d'eau contaminée s'est révélée négligeable. Jusqu'à aujourd'hui, aucun effet cancérigène n'a pu être établi pour une dose de 8,6 grays due à l'iode 131. (*Parmentier et al., 1993*)

d) Traitement

Le traitement préventif de ces cancers consiste en l'administration d'iode stable par voie orale, afin de limiter, voire d'empêcher, la fixation thyroïdienne des iodes radioactifs par saturation de la thyroïde en iode stable, et par là même de diminuer l'irradiation *in situ* de la thyroïde. La prise d'iode stable n'est pas indiquée lorsque le risque d'irradiation de la thyroïde est inférieur à 0,05 Gy. En-dessous de ce seuil, on considère que les risques inhérents à la prise d'iode sont trop supérieurs à ceux résultant de la contamination de la thyroïde. On met en effet en balance l'effet protecteur et l'effet adverse (allergie notamment, hyperthyroïdie...). Il convient particulièrement de peser le pour et le contre en ce qui concerne les personnes âgées de plus de 40 ans, voire même d'éviter la prise d'iode stable pour les personnes âgées de plus de 60 ans. Pour être efficace, l'administration d'iode doit être faite préventivement, ou au moins dans les heures qui suivent la contamination : efficacité de 100% si la prise d'iode stable a lieu avant l'arrivée de la contamination (mais pas trop tôt sinon la thyroïde arrête de saturer) mais seulement de 50% si elle a lieu six heures après l'incorporation d'iode radioactif. (*Vernis et al., 1997 ; FNSEA-CNIEL, 1990 ; Maisonneuve, 1991 ; Frühling et al., 1998*)

Cette prophylaxie est particulièrement importante pour les femmes enceintes, car le fœtus commence à concentrer l'iode reçu par sa mère et à synthétiser des hormones thyroïdiennes dès le troisième mois de gestation. (Parmentier et al., 1993) Les doses préconisées par la circulaire du 11 mai 1992 du ministère de la Santé sont d'environ 100 mg d'iode chez l'adulte, dont la femme enceinte (un comprimé de 130 mg d'iodure de potassium), 50 mg chez l'enfant de 3 à 12 ans (un demi-comprimé) et 25 mg chez l'enfant de 0 à 36 mois (un quart de comprimé). On admet que l'iode stable protège la thyroïde pendant 36 heures environ. En cas d'exposition prolongée, la deuxième prise d'iode stable devra être moins importante pour éviter un risque de surcharge iodée. Pour les femmes enceintes et les nouveau-nés, la prise devra obligatoirement être unique pour éviter l'induction d'un blocage de la fonction thyroïdienne avec, en conséquence, le développement d'une hypothyroïdie (effet Wolff-Chaikoff). En cas de pénurie de comprimés, d'égarement ou d'inaccessibilité, on pourra prendre du Lugol (solution iodo-iodurée à 1%, 80 gouttes chez l'adulte et enfants de plus de 12 ans), de la teinture d'iode ou de l'alcool iodé à 1%, sans oublier d'en demander les posologies à son médecin traitant. (Vernis et al., 1997 ; Le Guen et al., 2001 ; Frühling et al., 1998 ; Anonyme, 2008b)

En 1996 en France, le premier ministre ordonne la distribution préventive de comprimés d'iode stable sous forme d'iodure de potassium (KI) dans les communes situées dans un rayon de 10 kilomètres autour des centrales nucléaires. Auparavant ces comprimés étaient stockés par EDF et mis à disposition des pouvoirs publics. Leur durée de vie est de 3 à 5 ans, ce qui donne lieu à un renouvellement. Ces comprimés sont retirés en pharmacie en échange d'un bon, la délivrance étant accompagnée de conseils sur la prise du médicament, ou portés à domicile par les pompiers ou la sécurité civile. L'iode sera alors à la disposition des civils qui, en cas de catastrophe nucléaire, recevront des instructions de la part des autorités compétentes (en l'occurrence le préfet de département) concernant la prise des comprimés. En France, les niveaux d'intervention ont été repris dans un arrêté du ministère de la santé, en date du 13 octobre 2003. (Tab. 36) (Bienvault, 1996 ; Le Guen, 2001 ; Renaud et al., 2007)

Action de protection	Dose prévisionnelle calculée*	Niveau d'intervention (mSv)
Mise à l'abri	Efficace**	10
Ingestion d'iode stable	Equivalente à la thyroïde	100
Evacuation (<1 semaine)	Efficace**	50
*pour les personnes les plus radiosensibles (en particulier les enfants)		
**externe (panache+dépôt) + interne		

Tab. 36 : Niveaux d'intervention applicables en France pour la définition des actions de protection d'urgence à prévoir dans les plans particuliers d'intervention en vue de limiter les expositions externes et internes lors d'un accident (Renaud et al., 2007)

En 1999 cependant, 51% des Français connaissent l'existence de cette décision, et seulement 21% des personnes interrogées savent où se procurer les pastilles d'iode. 44% des personnes interrogées savent que la pastille d'iode protège contre le cancer de la thyroïde, mais d'une façon générale, à la question « Selon vous, en cas d'accident nucléaire, la pastille d'iode protège contre [différentes propositions] », le taux de réponse « Ne sait pas » est élevé. (Charron et Mansoux, 1999)

3. Leucémies aiguës

Elles sont essentiellement induites par les irradiations externes : en effet, l'iode radioactif fixé dans la thyroïde ne délivre au reste de l'organisme, et en particulier à la moelle osseuse, que le cinq millièmes de la dose délivrée à la thyroïde. En revanche, les irradiations induites par les dépôts de césium 137 sur le sol peuvent être très dangereuses et pourraient être liées à l'apparition de leucémies aiguës (*Parmentier et al., 1993*).

4. Malformations congénitales

Une étude statistique menée sur des populations habitant autour des centrales nucléaires en région Rhône-Alpes n'a pas mis en évidence de corrélation statistiquement significative entre la vie à proximité d'une centrale et la naissance d'enfants malformés ou l'expulsion de fœtus malformés après interruption médicale de grossesse : les résultats sont non significatifs pour les malformations géniques et chromosomiques, et, pour l'ensemble des malformations et la catégorie des malformations majeures non syndromiques (fentes faciales, dysplasies rénales, défauts de fermeture du tube neural...). Un risque diminué est observé dans les zones situées à moins de 5 km d'une centrale, qui pourrait être expliqué par le faible trafic routier dans ces zones. Le seul test mettant en évidence un taux de malformations plus élevé dans une population résidant à proximité d'un site concerne les communes rurales des zones situées entre 5 et 10 km d'une centrale. Ces résultats peuvent donc être dus au seul hasard, être expliqués par l'exposition, ou par des facteurs de confusion tels que le trafic routier dans les communes urbaines, ou l'utilisation de pesticides dans les communes rurales. (*Gautheron et al., 2005*)

D'une manière générale, contrairement aux polluants chimiques, les polluants radioactifs subissent une épuration biologique le long des chaînes trophiques. On n'assiste donc pas nécessairement à un phénomène de concentration des êtres inférieurs aux êtres supérieurs.

On distingue, dans les chaînes trophiques terrestres, une chaîne courte et une chaîne longue :

- par la chaîne courte, l'homme se contamine directement par ingestion de végétaux ;
- par la chaîne longue, il y a une contamination préalable des animaux à partir des végétaux et un transfert secondaire de la radiocontamination à l'homme par l'intermédiaire des denrées alimentaires d'origine animale. (Fig. 23) (*Ferrieu, 1993*)

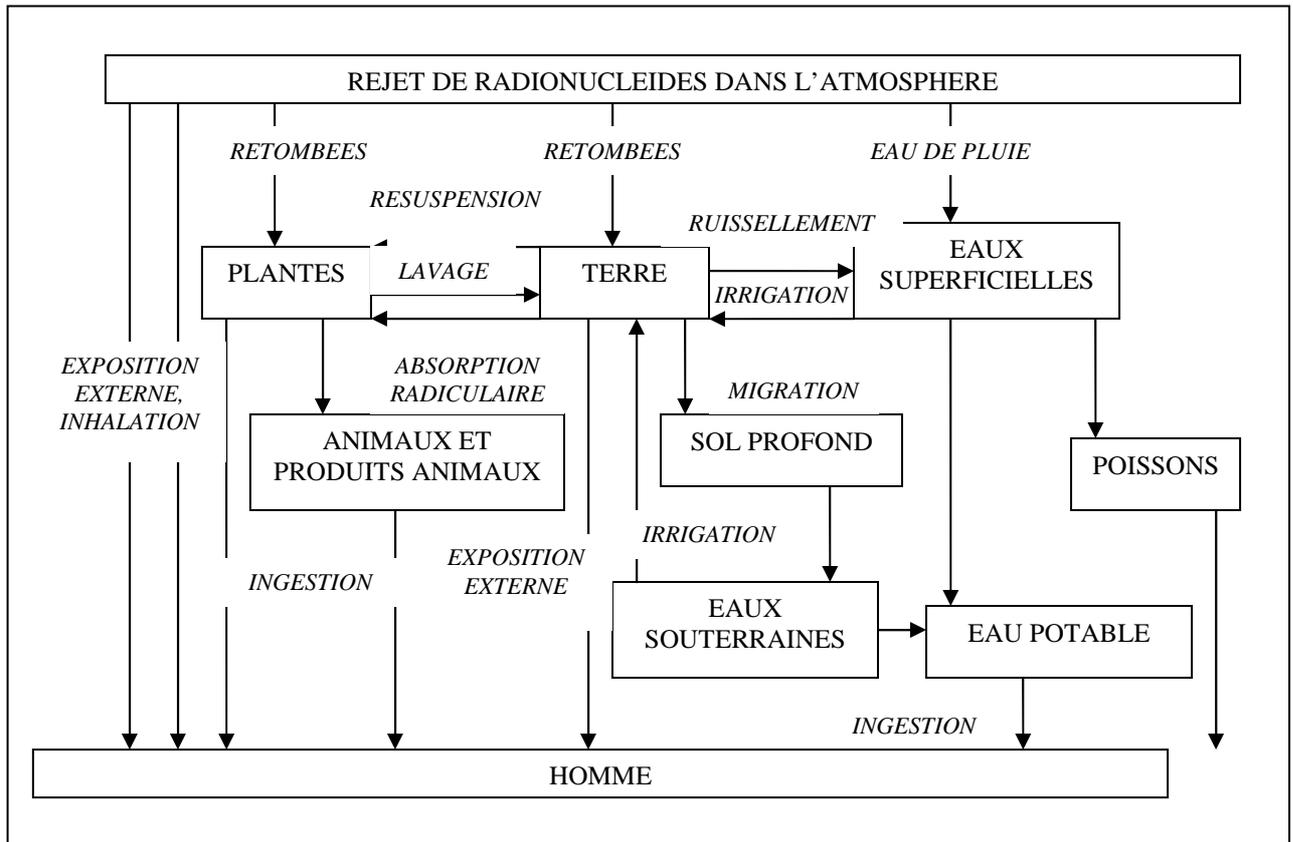


Fig. 23 : Schéma du transfert jusqu'à l'homme de radionucléides rejetés dans l'atmosphère (Rieunau, 1995)

III. Réglementation sur les limites de dose et les niveaux de référence

Dans le domaine du risque nucléaire, il est nécessaire de traiter de la réglementation en vigueur afin de définir des objectifs à atteindre. Ces objectifs se quantifient principalement en termes de dose délivrée annuellement à l'homme en France, et pour les denrées alimentaires en termes d'activité contenue dans les aliments.

Les instances internationales réglementant et contrôlant la radioactivité sont : (Fig. 24)

-la CIPR : cet organisme international non gouvernemental affilié à l'OMS émet des recommandations sous forme de publications.

-l'UNSCEAR, créé par les Nations Unies en 1955. Les recommandations de la CIPR sont fondées entre autres sur les travaux de l'UNSCEAR.

-l'AIEA se sert des recommandations de la CIPR pour adopter sa réglementation. Elle est apte à établir, en consultation avec les Nations Unies et les agences spécialisées concernées, des normes pour la protection de la santé dans le domaine de la radioprotection ; cependant ces normes n'ont aucun caractère obligatoire.

-la Communauté Européenne de l'Energie Atomique (Euratom) a été instaurée en 1957 par le traité de Rome afin de créer les conditions nécessaires au développement de l'industrie nucléaire. Elle élabore des critères à partir des recommandations de la CIPR, éditées sous forme de directives et de règlements retranscrits dans les différents pays de l'Union européenne.

Les autres organismes liés à l'Organisation des Nations Unies (ONU) et intéressés par la radioactivité sont l'Organisation Internationale du Travail (OIT), l'OMS et l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). En 1962, l'OMS et la FAO ont créé la Commission du *Codex Alimentarius*, afin de répondre à un besoin d'harmonisation entre les différentes réglementations alimentaires de nombreux pays. Tous ces organismes sont en relation avec le CIPR qui édite un avis après leur consultation. (Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : *formation de la personne compétente en radioprotection ; Bataille et Crouaïl, 2006 ; Jaspard, 2009*)

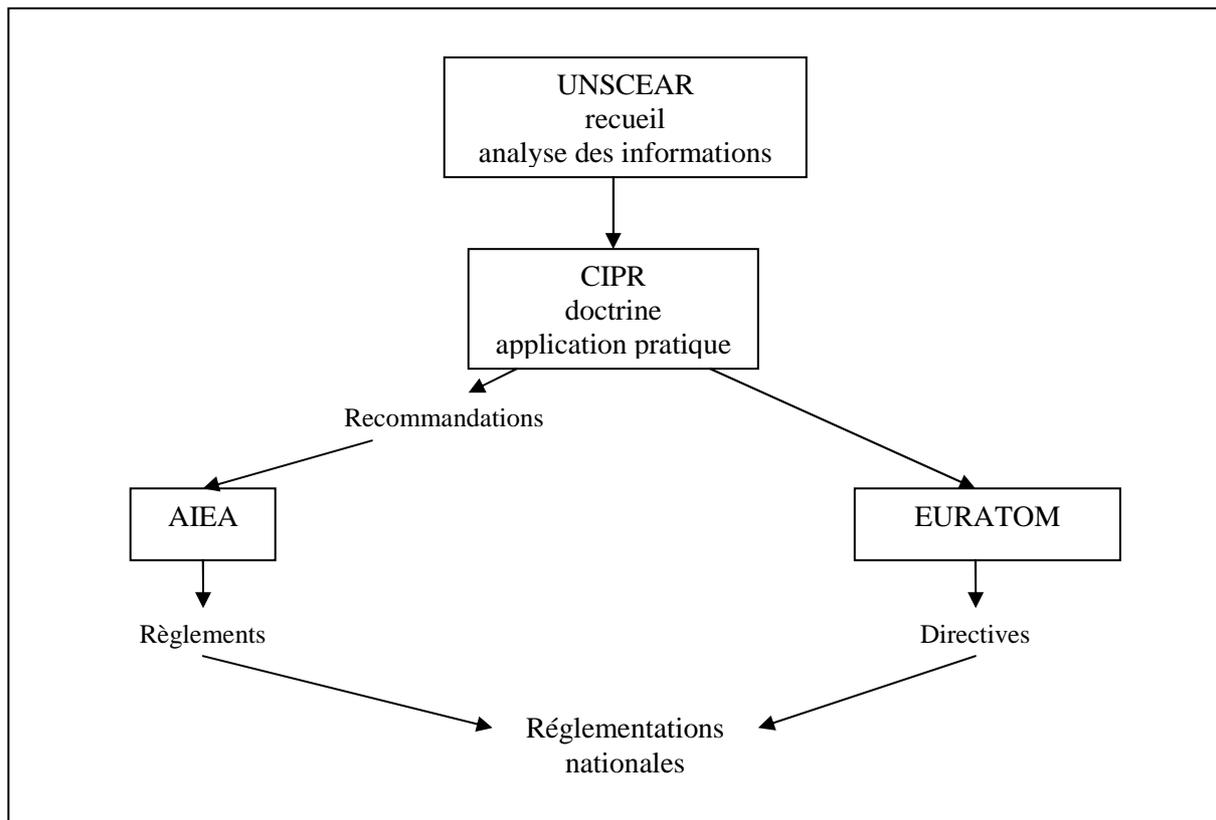


Fig. 24 : Interrelations entre les instances internationales (Jaspard, 2009)

En France, l'organisme de contrôle des activités nucléaires est l'ASN, tandis que l'organisme d'expertise est l'IRSN, né en 2002 de la fusion de l'Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants (OPRI, ex-SCPRI) et du CEA/IPSN/DPS.

L'ASN est l'instance qui assure au nom de l'Etat le contrôle de la sûreté nucléaire et de la radioprotection pour protéger les travailleurs, les patients, le public et l'environnement des risques liés aux activités nucléaires. Elle est dirigée par un collège de 5 membres nommés par décret. (Note de service DGAL, 2008 ; Renaud et al., 2007)

L'IRSN est un établissement à caractère industriel et commercial. Ses missions sont :

- l'expertise, afin de donner des avis techniques sur des questions liées aux risques nucléaires et radiologiques ;
- la recherche, pour faire progresser les connaissances et constituer le socle de l'expertise sur les sujets les plus complexes ;
- la formation à la radioprotection des professionnels de santé et des personnes professionnellement exposées ;
- la veille permanente en radioprotection pour l'environnement, les travailleurs et les sources radioactives. (Vray et Renaud, 2004 ; Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection)

A. La notion de risque acceptable

La philosophie de la CIPR est avant tout d'éliminer tout effet déterministe. Il suffira pour cela de fixer des limites plus basses que le seuil d'apparition de ces effets (aux environs de 0,5 Sv). (Ferrieu, 1993)

La limitation des effets stochastiques pose un problème tout autre : en effet l'induction de cancers et de maladies génétiques ne peut être appréhendée que sur le plan des populations. En diminuant la dose reçue par une population, on n'atténue pas la gravité de la maladie, on diminue la proportion de personnes qui en sont atteintes. Il ne s'agit donc pas d'une protection individuelle, mais d'une protection collective. Quelle que soit la dose reçue, on observera toujours certains effets. Il sera donc nécessaire dans ces conditions d'accepter un certain taux d'effets, donc un certain risque. Le critère d'acceptabilité des risques découle de données scientifiques : la relation dose-effet et le taux de cancers ou de maladies génétiques par unité de dose reçue.

Tout en fixant au plan individuel des normes de limite annuelle de dose admissible, la CIPR recommande de maintenir aussi bas qu'il soit raisonnablement possible de le faire (principe ALARA : « *as low as reasonably achievable* ») la somme des expositions délivrées à la population : principe de la justification (exemple des détecteurs de fumée utilisant de l'américium 241, jusqu'à peu seuls efficaces, qui peuvent aujourd'hui être remplacés par des détecteurs optiques : leur commercialisation est interdite depuis 2007 et un démantèlement total est prévu pour 2017 (Gauron et Servent, 2005)), de l'optimisation et de la limitation. (Ferrieu, 1993)

En France, en cas de situation accidentelle ou de situation d'urgence radiologique, la protection de la population est assurée par la mise en œuvre d'actions spécifiques. Ces actions sont détaillées dans la partie I.D) ; le cadre réglementaire français est résumé par la Fig. 25 (Bataille et Crouaïl, 2006)

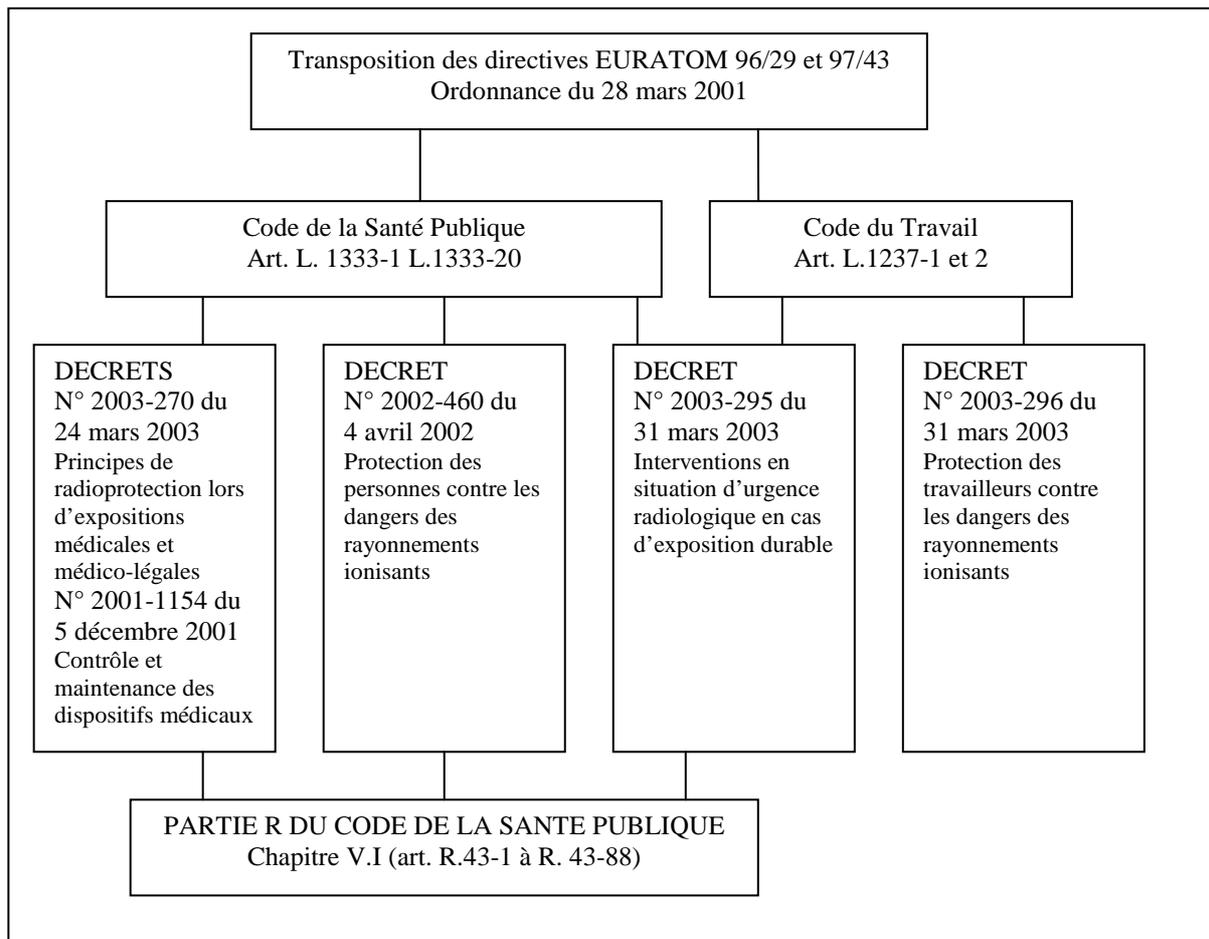


Fig. 25: Mise à jour du droit de la radioprotection en France (Bataille et Crouaïl, 2006)

B. Les différents types de limites

1. Les limites fondamentales : doses maximales admissibles (DMA) (Sv/an) : le fractionnement de la dose n'est pas pris en considération : seule la dose totale reçue au cours de l'année compte (somme des doses d'irradiation et de contamination à l'exclusion des doses résultant de l'irradiation naturelle, médicale et accidentelle). (Ferrieu, 1993)

Ces DMA sont partagées en doses efficaces limites (pour l'ensemble du corps) et en doses équivalentes limites (pour une région du corps) :

-les doses efficaces limites sont de :

- b) 1 mSv/an pour les travailleurs non exposés (cette limite était de 5 mSv par an jusqu'en 2001, année où la directive 96/29 Euratom du 13 mai 1996 a été transposée en droit français (Fig.)), le public et l'enfant à naître,
- c) 6 mSv par an pour un travailleur mineur exposé,
- d) 20 mSv/an pour les travailleurs exposés ;

-la dose équivalente limite pour un cristallin d'adulte est de 150 mSv/an, et de 500 mSv/an pour des mains d'adulte exposé. (Doucet J., Rigout-Paulik F., Martinez H., Pelletier B., Roy C. : formation de la personne compétente en radioprotection ; Renaud et al., 2007)

C'est le Système d'Information de la Surveillance de l'Exposition aux Rayonnements Ionisants (SISERI, appartenant à l'IRSN) qui est l'outil de gestion de la surveillance des données dosimétriques des travailleurs exposés aux rayonnements ionisants. Elle assure ainsi l'archivage, la validation et le contrôle des données dosimétriques, la confrontation des résultats à ceux de la dosimétrie passive, et la restitution confidentielle à des personnes autorisées. En 2002, les données nouvelles à collecter et archiver concernaient plus de 250000 travailleurs chaque année (82000 travailleurs dans le secteur nucléaire et 177000 dans le secteur hors nucléaire : secteurs de la recherche, secteurs médical et industriel). (*Crescini et al., 2002*)

En 2004, 38 dépassements dosimétriques entre 20 et 50 mSv annuel (30 dans le secteur médical et 8 dans l'industrie) et 15 supérieurs à 50 mSv annuel (7 dans le secteur médical et 6 dans l'industrie) ont eu lieu dans le milieu du travail. (*Gauron et Servent, 2005*)

2. Les limites dérivées : les limites annuelles d'incorporation (LAI) (Bq/an)

La radio-contamination après ingestion (ou inhalation) de radionucléides est à l'origine d'une exposition interne. Les limites annuelles d'incorporation fixent pour chaque radionucléide le nombre de Becquerels qu'un individu peut ingérer par an sans que la radioactivité ayant pénétré dans l'organisme ne délivre à celui-ci la limite de dose annuelle présentée ci-dessus. (*Ferrieu, 1993*) Cela pose problème sur le terrain, par exemple au niveau de l'inspection des denrées alimentaires afin de corréler LAI et niveaux de contamination des denrées alimentaires : une carcasse contenant 3000 Bq/kg devra-t-elle être saisie ? (*Maisonneuve, 1991*)

Cela suppose la connaissance du rayonnement émis par le radioélément en question et de son métabolisme. On en déduit l'équivalent de dose efficace délivré pour l'ingestion d'1 Bq de ce radioélément. Il varie avec l'âge du consommateur et la forme physico chimique du radionucléide. Cette dose efficace engagée peut être calculée pour un an ou sur 50 ans. (*Ferrieu, 1993 ; Michon, 1993*) Pour chaque radionucléide, la CIPR a calculé la LAI par ingestion ainsi que la LAI par inhalation et a retenu la plus faible des deux valeurs. (*Jaspard, 2009*)

C. Les niveaux de référence

1. Définition

On s'accorde à admettre qu'en cas de situation accidentelle la décision de mettre en œuvre des contre-mesures doit intervenir après avoir fait un bilan des avantages (réduction des expositions pour les populations) et des inconvénients (coût, impact psychosociologique).

Ces niveaux de référence (ou niveaux d'intervention) sont plus simples à utiliser sur le terrain que les LAI car ils sont exprimés en Bq/kg : niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires (Bq/kg). (*Ferrieu, 1993 ; Maisonneuve, 1991*)

2. Importation et exportation des produits agricoles

Ces niveaux de référence sont fixés pour l'importation de produits agricoles de pays extérieurs à l'Europe, dont la radioactivité maximale cumulée de césium 134 et 137 ne doit pas dépasser :

-370 Bq/kg pour le lait, les produits laitiers et les denrées alimentaires destinées à l'alimentation particulière des nourrissons pendant les 4 à 6 premiers mois de leur vie, conditionnées au détail en emballages clairement identifiés et étiquetés en tant que « préparations pour nourrissons » ;

-600 Bq/kg pour tous les autres produits concernés.

Des contrôles sont effectués et, en cas de dépassement des limites, des mesures sont prises, pouvant aller jusqu'à l'interdiction de l'importation des produits originaires du pays en cause. (*Règlement 733/2008, 2008*)

Le règlement (CEE) n°2218/89 fixe les conditions particulières d'exportation des denrées alimentaires et des aliments pour bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique. Il est ainsi stipulé que « les denrées alimentaires et les aliments pour bétail dont la contamination dépasse les niveaux maximaux admissibles rendus applicables en vertu des dispositions du règlement n° 3954/87, modifié par le règlement n° 2218/89, ne peuvent pas être exportés. » (*Bataille et Crouaïl, 2006*)

3. Niveaux maximaux admissibles (NMA) pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail

En Europe, dans l'éventualité où un nouvel accident nucléaire ou toute autre situation d'urgence radiologique surviendrait, des règlements ont été pris qui précisent les niveaux maximaux admissibles de contamination pour les différentes catégories de denrées alimentaires et les aliments pour le bétail. (Tab. 37) Les niveaux maximaux admissibles ne doivent pas être considérés comme des seuils de toxicité. Ils ont pour rôle de maintenir les doses reçues par ingestion à un niveau aussi bas que raisonnablement possible en tenant compte des caractéristiques des radionucléides rejetés, de leur comportement physiologique, de leur persistance dans l'environnement, de l'origine et des quantités de produits alimentaires normalement consommés et de la sensibilité de certains consommateurs.

NB : pour les décideurs, c'est la valeur relative de la concentration en radioactivité atteinte par le produit par rapport à la limite de commercialisation qui est considérée. C'est ce que l'on appelle l'indice de concentration ; ce dernier permet de juger rapidement de l'importance de l'atteinte du système de production agricole. Ces évaluations sont utilisables en tant que diagnostic ou pronostic pour étudier les différentes stratégies de gestion de la situation en relation avec les aspects pratiques (quantités de déchets générés par exemple) et économiques. (*Anonyme, 2006b*)

	Denrées alimentaires ⁽¹⁾				Aliments pour bétail ⁽²⁾
	Aliments pour nourrissons ⁽³⁾	Produits laitiers ⁽⁴⁾	Autres denrées alimentaires à l'exception de celles de moindre importance ⁽⁵⁾	Liquides destinés à la consommation ⁽⁶⁾	
Isotopes de strontium, notamment Sr-90	75	125	750	125	Cf. Tab.
Isotopes d'iode, notamment I-131	150	500	2 000	500	
Isotopes de plutonium et d'éléments transplutoniens à émission alpha, notamment Pu-239 et Am-241	1	20	80	20	
Tout autre nucléide à période radioactive supérieure à 10 jours, notamment Cs-134 et Cs-137 ⁽⁷⁾	400	1 000	1 250	1 000	

⁽¹⁾ Le niveau applicable aux produits concentrés ou séchés est calculé sur la base du produit reconstitué prêt à la consommation. Les États membres peuvent formuler des recommandations concernant les conditions de dilution en vue d'assurer le respect des niveaux maximaux admissibles fixés par le présent règlement.

⁽²⁾ Les niveaux maximaux admissibles pour les aliments pour bétail sont déterminés, conformément à l'article 7, étant donné que ces niveaux sont destinés à contribuer au respect des niveaux maximaux admissibles pour les denrées alimentaires, qu'ils ne peuvent pas à eux seuls assurer ce respect en toute circonstance et qu'ils ne réduisent pas l'obligation de contrôler les niveaux existant dans les produits d'origine animale destinés à la consommation humaine.

⁽³⁾ On entend par aliments pour nourrissons, les denrées alimentaires destinées à l'alimentation des nourrissons pendant les quatre à six premiers mois, qui satisfont en elles-mêmes aux besoins alimentaires de cette catégorie de personnes et sont présentées pour la vente au détail dans des emballages aisément reconnaissables et munis de l'étiquette "préparation alimentaire pour nourrissons".

⁽⁴⁾ on entend par produits laitiers, les produits relevant des codes NC suivants, y compris, le cas échéant, les adaptations qui pourraient ultérieurement leur être apportées: 0401, 0402 (sauf 0402 29 11).

⁽⁵⁾ Les denrées alimentaires de moindre importance et les niveaux correspondants qui doivent leur être appliqués sont déterminées conformément à l'article 7.

⁽⁶⁾ Liquides destinés à l'alimentation, tels que définis au code NC 2009 et au chapitre 22 de la nomenclature combinée. Les valeurs sont calculées compte tenu de la consommation d'eau courante et les mêmes valeurs devraient être appliquées à l'approvisionnement en eau potable suivant l'appréciation des autorités compétentes des États membres.

⁽⁷⁾ Le carbone 14, le tritium et le potassium 40 ne sont pas compris dans ce groupe.

Tab. 37 : Niveaux maximaux admissibles pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail (Bq/kg) (*Règlement 3954/87, 1987 ; Règlement 2218/89, 1989 ; Règlement 944/89, 1989*)

Le règlement 944/89 définit une liste de denrées dites « de moindre importance », qui comporte le thym, les truffes, les baies de genièvre, le gingembre, etc. Il s'agit de denrées qui sont consommées en faibles quantités, pour lesquelles les NMA sont dix fois supérieurs à ceux fixés sous la rubrique «Autres denrées alimentaires à l'exception de celles de moindre importance », du Tab. 38 (*Règlement 944/89, 1989 ; Renaud et al., 2007*)

Catégories d'animaux	Bq/kg ⁽¹⁾ ⁽²⁾
Porcs	1250
Volaille, agneau, veaux	2500
Autre	5000
(1) Ces niveaux sont destinés à contribuer au respect des niveaux maximaux admissibles pour les denrées alimentaires ; ils ne peuvent pas à eux seuls assurer ce respect en toutes circonstances et ils ne réduisent pas l'obligation de contrôler les niveaux existants dans les produits d'origine animale destinés à la consommation humaine.	
(2) Ces niveaux s'appliquent aux aliments pour bétail prêts à la consommation.	

Tab. 38 : Niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive (césium 134 et césium 137) d'aliments pour bétail

(Règlement 770/90, 1990)

4. Cas de l'eau

En France, la dose totale indicative (DTI) correspond à la dose efficace engagée résultant d'une incorporation, pendant un an, de tous les radionucléides naturels et artificiels détectés dans une distribution d'eau, à l'exclusion du radon et de ses descendants à vie courte (radon 222, polonium 218, plomb 214, astate 218, bismuth 214 et polonium 214). Le calcul de cette dose est effectué pour les adultes sur la base d'une consommation de 730 litres d'eau par an.

L'« analyse biologique de référence » comporte la mesure des activités alpha et bêta globales, la mesure de l'activité du tritium et la mesure du potassium. Elle est contenue dans le dossier de demande d'autorisation d'utilisation d'eau prélevée dans le milieu naturel en vue de la consommation humaine. Dans les autres cas, ce sera la première analyse radiologique qui sera réalisée dans le cadre des programmes de vérification de la qualité des eaux.

A la suite de cette analyse biologique de référence, plusieurs possibilités se présentent :

- lorsque l'activité alpha globale ou bêta globale résiduelle dépasse respectivement les valeurs de 0,1 Bq.L⁻¹ et 1 Bq.L⁻¹, il est procédé à l'identification et à la quantification de radionucléides naturels (uranium 234, uranium 238, radium 226, radium 228, polonium 210 et plomb 210) puis artificiels (carbone 14, strontium 90, radionucléides émetteurs de rayonnements gamma, en particulier cobalt 60, iode 131, césium 134 et césium 137, et radionucléides émetteurs de rayonnements alpha, en particulier plutonium 238, plutonium 239, plutonium 240 et américium 241). Si l'activité en tritium dépasse 100 BqL⁻¹, il est procédé à l'identification et à la quantification des radionucléides artificiels précédemment cités.

- lorsque la dose totale indicative est inférieure à 0,1 mSv, les analyses radiologiques périodiques comportent la mesure des activités alpha et bêta globales, la mesure de l'activité du tritium et la mesure du potassium.

- lorsque la dose totale indicative est supérieure à 0,1 mSv, outre la mesure des activités alpha et bêta globales et la mesure de l'activité du tritium, les analyses radiologiques périodiques comportent la mesure des radionucléides spécifiques définis par le préfet en application de l'article R. 1321-17 du code de la santé publique.

Les « analyses radiologiques périodiques » sont destinées à vérifier périodiquement la qualité des eaux produites et distribuées. Suite aux analyses radiologiques périodiques, si on a une activité alpha globale ou bêta globale résiduelle supérieure respectivement aux valeurs de 0,1 BqL⁻¹ et 1 BqL⁻¹, il est procédé à l'identification et à la quantification des radionucléides naturels puis artificiels mentionnés ci-dessus. Si la concentration en tritium dépasse le niveau de référence de 100 BqL⁻¹, il est procédé immédiatement à la recherche de la présence éventuelle des radionucléides artificiels mentionnés ci-dessus.

Bien qu'en dehors du champ d'application de l'arrêté, les eaux thermales et minérales sont concernées par les mêmes analyses, qui sont effectuées à la demande du producteur. (*Arrêté du 12 mai 2004, 2004 ; Anonyme, 2007b*)

5. Limites indicatives dans les aliments à la suite d'une contamination nucléaire accidentelle

Enfin, la Commission du *Codex Alimentarius* (*Codex Alimentarius* 1995) a adopté des limites indicatives pour les radionucléides contenus dans des denrées alimentaires à destination humaine à la suite d'une situation d'urgence (situation résultant d'accidents ou d'actes de malveillance) nucléaire ou radiologique. (Tab. 39)

a) Portée

Par définition, ces limites sont destinées à permettre le contrôle des aliments faisant l'objet d'un commerce international. Elles s'appliquent aux aliments reconstitués ou tels que préparés pour la consommation, c'est-à-dire à l'exclusion des aliments séchés ou concentrés, et sont fondées sur un niveau d'exemption pour l'intervention d'environ 1 mSv par an. (*Codex Alimentarius, 1995*)

b) Application

Lorsque les niveaux de radionucléides dans les aliments ne dépassent pas les limites indicatives correspondantes, les aliments doivent être considérés comme sûrs pour la consommation humaine. Si les limites indicatives sont dépassées, c'est aux gouvernements de décider si et dans quelles circonstances les aliments doivent être distribués sur leur territoire ou sous leur autorité. Les gouvernements peuvent décider d'adopter des valeurs différentes pour utilisation interne sur leur propre territoire lorsque les hypothèses concernant la distribution des aliments qui ont été retenues pour calculer les limites indicatives peuvent ne pas s'appliquer, par exemple en cas de contamination radioactive étendue. En ce qui concerne les aliments consommés en petite quantité, comme par exemple les épices, qui représentent un petit pourcentage du régime alimentaire total et donc un faible ajout à la dose totale, les limites radioactives peuvent être augmentées d'un facteur de 10. (*Codex Alimentarius, 1995*)

c) Radionucléides

Les radionucléides inclus sont ceux qui sont importants s'agissant de l'incorporation dans la chaîne alimentaire, qu'ils se trouvent habituellement dans des installations nucléaires ou soient utilisés comme sources de rayonnements en quantités suffisamment grandes pour constituer des contributeurs potentiels importants aux niveaux dans les aliments. Ils pourraient alors être rejetés accidentellement dans l'environnement à partir d'installations typiques, ou utilisés pour des actions malveillantes. Les radionucléides naturels ne sont pas pris en considération.

Les limites indicatives ont été élaborées étant entendu qu'il n'est pas nécessaire d'ajouter les contributions des radionucléides des différents groupes : par exemple si on a une contamination d'un aliment par du césium et du strontium, les deux limites s'appliquent indépendamment. Cependant, les activités massiques de chacun des radionucléides d'un même groupe doivent être rajoutées : par

exemple, si le césium 134 et le césium 137 sont des contaminants d'aliments, la limite indicative de 1000 Bq/kg s'applique à la somme des activités de ces deux radionucléides. (*Codex Alimentarius, 1995 ; Bataille et Crouail, 2006*)

d) Justification

Pour évaluer l'exposition de la population et les risques sanitaires associés à l'incorporation de radionucléides présents dans les aliments, il a fallu estimer les taux de consommation des aliments et les coefficients de dose par ingestion : on suppose qu'un adulte consomme 550 kg d'aliments par an, et qu'un bébé consomme 200 kg d'aliments et de lait pour nourrisson pendant la première année de sa vie. Le critère radiologique utilisé pour les comparaisons avec les données sur l'évaluation des doses est un niveau générique d'exemption pour l'intervention d'environ 1 mSv pour la dose annuelle due aux radionucléides présents dans les principales marchandises, par exemple les aliments, recommandé par la CIPR comme sûr pour le public (cf. *supra*). Les radionucléides naturels ne sont pas pris en considération car ils ne sont pas associés à des situations d'urgence. Pour la première année post-accident, les limites ont été calculées de telle sorte que si un pays continue d'importer tous les principaux aliments depuis des régions contaminées par des radionucléides, la dose interne annuelle moyenne aux habitants ne dépassera pas 1 mSv, sauf si la fraction des aliments contaminés dépasse 0,1 (chiffre correspondant à la fraction moyenne des quantités des principaux aliments importés par tous les pays du monde). Un an après la situation d'urgence, la fraction d'aliments contaminés mis sur le marché diminuera généralement compte tenu des restrictions au niveau national (retrait du marché), de l'utilisation d'autres produits, de contre-mesures agricoles et de la détérioration des produits. (*Codex Alimentarius, 1995*)

Aliments destinés à la consommation générale		
Facteurs de conversion de dose (Sv/Bq)	Radionucléides représentatifs	Limite (Bq/kg)
Aliments (à l'exception des aliments pour nourrissons)		
10 ⁻⁶	Am-241, Pu-238, Pu-239, Pu-240	10
10 ⁻⁷	I-129, I-131, Sr-90, Ru-106, U-235	100
10 ⁻⁸	S**-35, Co-60, Sr-89, Ru-103, Cs-134, Cs-137, Ce-144, Ir-192	1000
	H***-3, C-14, Tc-99	10000
Aliments pour nourrissons*		
10 ⁻⁵	Am-241, Pu-238, Pu-239, Pu-240	1
10 ⁻⁷	I-129, I-131, Sr-90, Ru-106, U-235	100
10 ⁻⁸	S**-35, Co-60, Sr-89, Ru-103, Cs-134, Cs-137, Ce-144, Ir-192, H***-3, C-14, Tc-99	1000
* lorsqu'ils sont destinés à cet usage		
** ceci correspond à la valeur pour le sulfure (organiquement lié)		
*** ceci correspond à la valeur pour le tritium (organiquement lié)		

Tab. 39 : Limites indicatives pour les radionucléides dans les aliments, applicables dans le commerce international à la suite d'une contamination nucléaire accidentelle (*extrait de Codex Alimentarius, 1995*)

e) Projets de révision des limites indicatives (à l'initiative de l'AIEA)

En mars 2004, lors de la 36^{ème} session du Comité du *Codex Alimentarius* sur les additifs alimentaires et les contaminants (CCFAC), les représentants de l'AIEA ont présenté un projet de limites indicatives sous l'appellation « Limites indicatives Codex révisées pour les radionucléides présents dans les aliments applicables au commerce international ». (Tab. 40) Dans cette proposition, les mêmes limites s'appliquent aux nourrissons et aux adultes, mais elles sont toujours fondées sur un niveau d'exemption pour l'intervention de 1 mSv par an. Ces limites indicatives s'appliquent aux radionucléides contenus dans des denrées alimentaires destinées à la consommation humaine et faisant l'objet d'un commerce international, qui se trouvent dans ces aliments à l'origine ou après incorporation. Ces limites ne s'appliquent donc plus uniquement en cas d'accident radiologique. (Bataille et Crouaïl, 2006)

Radionucléides dans les denrées alimentaires	Limites indicatives (Bq/kg)
Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241	1
Sr-90, Ru-106, I-129, I-131, U-235	100
S-35, Co-60, Sr-89, Ru-103, Cs-134, Cs-137, Ce-144, Ir-192	1000
H-3, C-14, Tc-99	10000

Tab. 40 : Limites indicatives révisées pour les radionucléides présents dans les aliments applicables au commerce international (projet de révision du *Codex Alimentarius* proposé par l'AIEA) (Bataille et Crouaïl, 2006)

Ce projet a été repris car il a fait l'objet de nombreuses critiques en particulier au sein de l'Union Européenne (UE), notamment concernant le fait d'abandonner la distinction adultes/nourrissons, et le cadre d'application trop flou (rejets de routine ou accident nucléaire ?). En 2005 donc, un nouveau projet a été finalisé et présenté en avril 2006 à la Commission du *Codex Alimentarius*. (Tab. 41) (Bataille et Crouaïl, 2006)

Radionucléides dans les denrées alimentaires	Limites indicatives (Bq/kg)	
	Aliments pour nourrissons	Autres aliments
Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241	1	10
Sr-90, Ru-106, I-129, I-131, U-235	100	100
S-35, Co-60, Sr-89, Ru-103, Cs-134, Cs-137, Ce-144, Ir-192	1000	1000
H-3, C-14, Tc-99	1000	10000

Tab. 41 : Limites indicatives pour les radionucléides dans les aliments applicables dans le commerce international à la suite d'une situation d'urgence nucléaire ou radiologique (nouveau projet de révision du *Codex*) (Bataille et Crouaïl, 2006)

Ce nouveau projet semble prendre en compte les critiques émises par l'UE. Le calcul des valeurs numériques est basé sur les mêmes scénarii : pour la première année après l'accident, les hypothèses restent les suivantes :

-l'ingestion de produits contaminés résulte de la consommation de produits importés des zones affectées ;

-l'ensemble des produits importés est contaminé ce qui représente 10% de la consommation.

Toutefois la nouvelle proposition émet quelques réserves quant à l'applicabilité de certains critères, tel que le critère de 10% qui peut ne pas s'appliquer, par exemple dans le cas de nourrissons dont

l'alimentation est peu variée et pourrait être composée essentiellement de produits laitiers contaminés importés. Dans ce cas, la valeur serait largement au-dessus du mSv par an. (*Bataille et Crouail, 2006*)

D. Les différents organismes chargés de la surveillance de la radioactivité en France

Des systèmes de surveillance ont été instaurés afin de détecter une éventuelle élévation de la radioactivité de l'air et du niveau d'exposition lié aux radionucléides pénétrant dans la chaîne alimentaire humaine.

1. A l'échelle nationale

Le laboratoire national de référence pour les radionucléides est l'IRSN, plus précisément le Service d'Etude et de Surveillance de la Radioactivité dans l'Environnement (SESURE).

a) Surveillance de l'environnement

Entre 1956 et 1994, le SCPRI est une unité médicale de l'Inserm chargée de la radioprotection en France, sous l'égide des ministères en charge de la Santé, du Travail et de la Recherche. Il assure la surveillance générale permanente de l'environnement sur l'ensemble du territoire, notamment de la production céréalière, des thyroïdes de bovins, etc. Différents échantillons (poussières, pluie, eau potable, eau de rivière, eau de mer, terre, herbe, laits fermiers et départementaux, os d'herbivores ...) sont quotidiennement collectés dans des stations de référence réparties sur le territoire. En 1969, l'OMS désigne le SCPRI comme son Centre international de référence pour coordonner et confronter plus de 30 laboratoires de radioprotection au plan mondial. (*Galle et al., 2003*) En 1994, c'est l'OPRI qui prend le relais, l'IRSN lui succédant en 2002.

Aujourd'hui, l'IRSN gère le réseau national de surveillance de la radioactivité artificielle dans l'environnement (réseau OPERA), assurant la centralisation et l'exploitation des analyses, la validation et le traitement des résultats de ces analyses, la mise à disposition et la diffusion de ces données vers les administrations responsables des activités nucléaires et le public, la conservation et l'archivage de ces données. Il met à disposition de l'Institut National de Veille Sanitaire (INVS) les informations et les données collectées. Les laboratoires effectuant les mesures de radioactivité doivent être agréés. Lorsque les analyses réalisées par l'IRSN révèlent un taux de contamination susceptible d'entraîner un dépassement de la limite de dose annuelle de 1 mSv, du fait de l'émission en quantités importantes de substances radiologiques dans l'environnement, il doit en informer immédiatement le directeur général de la sûreté nucléaire et de la radioprotection.

Les données devant accompagner les résultats de mesure sont des données précises relatives au prélèvement (type d'échantillon, date et heure de prélèvement, lieu précis), et des données relatives à la mesure (nom du laboratoire, nucléides recherchés, matériel et méthode utilisés, valeur d'incertitude...). Les prélèvements sont rattachés à une « station de prélèvement », c'est-à-dire le lieu de collecte de l'échantillon ou le lieu d'implantation d'une balise de surveillance.

(*Arrêté du 17 octobre 2003, 2003 ; Anonyme, 2009a ; Renaud et al., 2007*)

b) Détection précoce et caractérisation d'une contamination de l'air

Un autre dispositif géré par l'IRSN existe depuis 1991 : le réseau TELERAY, constitué de 180 sondes réparties sur le territoire français. Ces sondes mesurent en permanence le débit de dose dû au rayonnement gamma ambiant provenant de toutes les sources artificielles et naturelles émettrices de ce rayonnement. Les résultats de mesure s'expriment en nanogray par heure. Toute élévation de la radioactivité gamma ambiante au-delà d'un certain seuil, situé autour de 200 nGy/h et fixé en fonction du bruit de fond naturel local, conduit à une alerte automatique et immédiate du centre de télésurveillance de l'IRSN et de son personnel d'astreinte.

En cas de dispersion de substances radioactives dans l'air, un réseau de stations prélève les aérosols présents dans l'air à proximité du sol en aspirant l'air ambiant au travers d'un filtre, afin de caractériser la contamination de l'air. (*Renaud et al., 2007*)

c) Surveillance des denrées alimentaires

Actuellement en France, la part de la radioactivité imputable à une origine alimentaire correspond à 6% de la dose annuelle reçue par un individu, soit environ 0,25 mSv/an. (*Grastilleur, 2006*)

La surveillance et le contrôle des denrées alimentaires en France s'exercent à deux niveaux :

-à l'intérieur des frontières : les Directions Départementales des Services Vétérinaires (DDSV pour leurs attributions en matière de sécurité sanitaire des aliments d'origine animale), les Services Régionaux de Protection des Végétaux (SRPV, pour le contrôle de la production végétale primaire), les Directions Départementales de la Consommation, de la Concurrence et de la Répression des Fraudes (DDCCRF, pour le contrôle des denrées végétales) et les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) ;

-aux points d'entrée sur le territoire de l'Union Européenne : les DDSV, les SRPV et les DDCCRF assurent, chacun dans leur domaine, des missions permanentes de contrôle dans des postes d'inspection frontaliers, ou des contrôles sur des lots importés ou des prélèvements. La Direction Générale des Douanes et des Droits indirects du Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie vient compléter le dispositif.

Ces services de contrôle sont relayés à l'échelon central de leur ministère de tutelle respectif par les directions générales : de l'Alimentation (DGAL), de la Consommation, de la Concurrence et de la Répression des Fraudes (DGCCRF), de la Santé (DGS). (*Bataille et Crouaïl, 2006*)

Jusqu'en 2008, les plans de contrôle pour les radionucléides avaient pour objet la prise en compte de la pollution par le nuage de Tchernobyl et de la contamination potentielle essentiellement pour le gibier sauvage, le miel et le fromage.

A partir de 2009, la stratégie de contrôle de la radioactivité des denrées d'origine animale issues du territoire national se décline en 3 axes :

-surveillance régulière des produits exposés à des sources potentielles de pollutions radioactives et susceptibles d'être contaminées : surveillance dans un rayon de 0 à 20 km autour des installations nucléaires et surveillance dans les zones de rémanence de pollutions passées dues aux retombées atmosphériques des tirs aériens et à l'accident de Tchernobyl ;

-surveillance allégée à l'échelle départementale : contrôle du lait dans tous les départements ;

-surveillance sous influence et hors influence à l'échelle départementale, dans le but de suivre l'état radiologique des principales productions produites et commercialisées sur le territoire national et de compléter la surveillance annuelle proche des installations sur un périmètre plus important. Cette dernière surveillance est prise en charge par l'IRSN du prélèvement à l'analyse, à l'exception de certains échantillons pour la surveillance du littoral marin qui nécessite le concours des DDSV.

Il en résultera le prélèvement de 812 échantillons pour l'ensemble des départements en 2009. Citons parmi les produits prélevés les laits et fromages de bovins, caprins et ovins, le gibier, la viande, les poissons, les mollusques, les crustacés et le miel.

Ces prélèvements seront répartis tout au long de l'année, à l'exception des prélèvements de produits saisonniers. Les échantillons relatifs à la surveillance des produits à proximité des installations nucléaires et relatifs à la surveillance du milieu marin seront envoyés à l'IRSN, tandis que les échantillons relatifs à la surveillance des produits dans les zones de rémanence de pollutions passées dues aux retombées atmosphériques des tirs aériens et à l'accident de Tchernobyl, de même que les échantillons relatifs à la surveillance départementale du lait, seront envoyés à un des laboratoires du réseau de laboratoires agréé par la DGAL. Les résultats seront exprimés en Bq/kg de produit frais.

Les résultats non conformes seront signalés par les laboratoires sans délai à la DDSV du département de prélèvement, et signalés par les DDSV sans délai à la cellule des alertes de la DGAL.

Une enquête complémentaire pourra être demandée au directeur départemental des services vétérinaires pour identifier précisément les causes de la contamination. Cette enquête sera conduite en partenariat avec d'autres services tels que l'IRSN et l'ASN, qui seront saisis directement par la DGAL. (*Note de service DGAL, 2008*)

Depuis l'accident de Tchernobyl, la DGCCRF a également mis en place un plan de surveillance annuel de la contamination radioactive des produits d'origine végétale, les contrôles se faisant sur la base d'analyses effectuées par plusieurs laboratoires équipés de spectrométrie gamma, recherchant essentiellement les isotopes du césium. Les contrôles des produits importés sont réalisés en liaison avec les services des douanes, notamment sur les produits les plus sensibles originaires des pays d'Europe de l'Est. Aujourd'hui, seuls des échantillons de champignons sauvages importés de pays de l'Est présentent une contamination résiduelle en césium 137, toutefois inférieure à la limite réglementaire de 600 Bq/kg. (*Bataille et Crouail, 2006*)

Dans la situation actuelle, les acteurs de la surveillance et du contrôle des aliments en France sont confrontés à l'absence de bases juridiques solides leur permettant de juger des résultats de contamination par les radionucléides des produits français ou européens. Ils appliquent donc les règlements européens « post-Tchernobyl » pour évaluer les contaminations en césium et les règlements européens « nouvel accident » pour les contaminations en d'autres radionucléides.

Il n'existe pas d'approche cumulative pour des contaminations éventuelles faites par plusieurs radionucléides, car les mesures sont faites de façon cloisonnée, et les moyens de mesure disponibles restent centrés sur le césium, dans une certaine mesure sur le strontium et ne sont pas adaptés à la quantification d'autres radionucléides. (*Bataille et Crouail, 2006*)

2. A l'échelle régionale

Des organisations régionales existent également, telles que l'ASPA (Association pour la Surveillance et l'étude de la Pollution atmosphérique en Alsace), qui a été créée en 1979 dans un contexte de pollution à dominante industrielle : au total près de 100 analyseurs mesurent en continu le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone, le plomb, l'ozone, la radioactivité dans l'air ainsi que des paramètres météorologiques. Depuis 1991, l'ASPA dispose également d'un véhicule laboratoire capable de mesurer en continu les polluants cités ci-dessus. Ce type de dispositif devrait avoir tendance à s'étendre dans la région, dans le cadre d'un plan transfrontalier visant à évaluer la qualité de l'air dans le Rhin supérieur. (*Target, 2000*)

3. Des moyens plus originaux

Il a aussi été envisagé de mettre à contribution les animaux afin de surveiller le niveau de pollution radioactive de l'environnement, tant au niveau du fonctionnement normal des centrales nucléaires que lors de rejet accidentel. Ces animaux peuvent aussi bien être des espèces appartenant à la faune sauvage que nos compagnons domestiques, l'avantage de ces derniers étant qu'ils partagent le même air, la même eau et le même environnement que leurs propriétaires, et sont donc exposés aux mêmes toxiques le cas échéant. Depuis le 11 septembre 2001 notamment, la crainte de menaces biologiques, chimiques et radiologiques a amené les autorités à tenter d'améliorer la détection précoce d'attaques terroristes, et la surveillance par le biais d'animaux sentinelles a été proposée comme un des moyens d'y parvenir. (*Schmidt, 2009*)

Par exemple, certains petits mammifères tels que le campagnol roussâtre et la musaraigne carrelet en Suède constitueraient un modèle pertinent en tant que bio indicateurs de pollution radioactive de l'environnement. (*Mascanzoni et al., 1990*) La carpe est le poisson le plus pêché et consommé en Croatie ; elle affectionne les eaux stagnantes et polluées : c'est donc une sentinelle pour la radioécologie en eau douce. (*Franic et al., 2007*)

D'autres indicateurs ont été éprouvés, tels que l'abeille qui est considérée comme très efficace car elle couvre une zone bien identifiée, les effets biologiques rapides et retardés peuvent être clairement mis en valeur en observant les floraisons locales ou la miellée, et la pollution peut être dépistée dans les matériaux homogènes que sont le miel, le pollen, la cire, la propolis et même dans les insectes et les matériaux de la ruche. De surcroît une colonie d'abeilles est beaucoup plus aisée à surveiller que d'autres indicateurs biologiques comme les oiseaux, les poissons ou les mammifères sauvages. Ainsi des réseaux de ruches ont-ils été placés près des installations et des laboratoires nucléaires. Un autre avantage appréciable est le coût de l'opération, très réduit si on le compare à celui d'autres opérations destinées à évaluer la contamination radioactive d'un site. Le seul inconvénient est que le système ne fonctionne pas pendant l'hiver. (*Ravetto et al., 1988*)

IV. Denrées alimentaires : mesures et contre mesures

Cette partie traite des mesures et contre mesures qui pourront être prises afin d'éviter ou de minimiser la pollution radioactive des principales denrées alimentaires et de l'eau. Les mesures peuvent être prises préalablement à la contamination. Quant aux contre mesures, elles consisteront en des dispositions prises pour s'opposer à une contamination plus importante des denrées alimentaires. Dans ce préambule, rappelons tout d'abord que les produits emballés avant l'accident peuvent être consommés sans risque.

Les radioéléments les plus importants à surveiller en cas d'accident survenant sur un réacteur nucléaire sont l'iode dont l'iode 131, le césium 134 et 137, le strontium 90 et, dans une moindre mesure, les émetteurs α artificiels.

Les prévisions de contamination radioactive des denrées alimentaires d'origine animale pourront être estimées à partir des valeurs moyennes de coefficients de transfert donnés dans la 2^{ème} partie, sans perdre de vue que ce ne sont que des ordres de grandeur. Nonobstant, elles seront suffisantes pour prendre des décisions sanitaires rapides et conservatoires, décisions qui seront confirmées ou annulées par la suite au vu des résultats des mesures effectuées sur le terrain et sur les échantillons. (*Michon et Madelmont, 1992*)

En cas d'accident nucléaire, la profession vétérinaire et l'expérience de terrain qu'elle implique est toute indiquée pour mettre en œuvre les actions suivantes :

- assurer prélèvements et contrôles afin de rendre compte de la conformité des aliments d'origine animale vis-à-vis des niveaux de radioactivité à ne pas dépasser pour autoriser leur commercialisation, voire leur exportation ;
- proposer des contre-mesures applicables par les éleveurs pour diminuer les transferts de radioéléments ;
- indiquer aux éleveurs les dispositions à prendre pour gérer le cheptel en fonction de la gravité des accidents. (*Madelmont, 1993*)

A. L'eau

En cas d'accident, l'eau de boisson en citerne ou en château d'eau sera à l'abri (il faudra tout de même filtrer l'aération), et pourra y être conservée. Pour ce qui est des autres points d'eau : lacs, rivières...les risques sont maximum au cours des premiers jours : les éléments à vie courte n'ont pas totalement disparu ; les autres éléments ne sont pas encore totalement fixés sur les sols et les sédiments. (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Granger, 1991)

Il faut penser que dans le cas des pollutions radioactives, aucune mesure simple de décontamination de l'eau (ébullition, chlorage) n'est efficace. Toute négligence peut entraîner une pollution durable.

1. L'eau potable

La consommation d'eau potable sera orientée vers les nappes phréatiques qui sont protégées par une couche filtrante importante, ou vers des réserves d'eau constituées avant l'accident (cf. *supra*). L'eau potable ne sera probablement pas touchée durant la phase d'urgence. Une interdiction préventive de l'eau potable des réseaux de distribution ne se justifiera généralement pas dès les premiers jours du fait de la relative protection de ces réseaux. (Maisonneuve, 1991 ; FNSEA-CNIEL, 1990)

2. L'eau d'abreuvement

La liste suivante énumère les possibilités, par ordre de risque de contamination croissant :

-eau de source

-eau de distribution ayant pour origine la nappe phréatique

-eau de distribution ayant pour origine les eaux de surface

-eau de mare

-eau de citerne sauf si elle a été recueillie avant l'arrivée de la contamination et protégée vis-à-vis de celle-ci (débrancher les dispositifs de collecte d'eau de toitures alimentant les citernes en eau de pluie)

-eau de pluie (toujours plus dangereuse en cas d'émission atmosphérique).

L'abreuvement du cheptel doit être effectué même si l'eau n'a pas l'origine souhaitée : dans ce cas on peut la filtrer avant distribution sur des couches de sol contenant suffisamment d'argile et de matières organiques, ce qui permet de réduire l'activité de façon sensible (un facteur 100 de réduction peut être attendu). (FNSEA-CNIEL, 1990 ; Maisonneuve, 1991 ; Streiff, 1996)

3. L'eau d'irrigation

Dans le cas le plus probable, suite à un accident nucléaire, on serait face à un dépôt modéré consécutif à une émission dans l'atmosphère : le sol et les cultures seront vraisemblablement plus atteints que l'eau d'irrigation. L'irrigation peut alors se poursuivre, si elle est indispensable à la survie de la culture et si celle-ci ne risque pas de voir sa commercialisation refusée. L'irrigation par apport direct au sol est préférable à l'irrigation par aspersion. (FNSEA-CNIEL, 1990)

B. Le lait

Le lait peut être un vecteur important de césium, de strontium et d'iode. De surcroît il est un élément essentiel de l'alimentation humaine en raison des quantités importantes consommées, sous des formes très diverses, et constitue la base de l'alimentation des jeunes enfants dont le métabolisme particulier peut favoriser la fixation des éléments radioactifs dans l'organisme. Les populations critiques humaines pour la radio-contamination par l'iode sont les femmes enceintes, les enfants et les populations de montagne subcarencées en iode (dans les pays en voie de développement). (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Vray et Renaud, 2004 ; Streiff, 1996*)

Dans des conditions comparables, les laits de chèvre et de brebis sont plus contaminés que le lait de vache (3 à 5 fois plus). Cela est dû à un métabolisme différent (le lait des petits ruminants est plus minéralisé), à un type d'élevage souvent mené à l'extérieur et à un mode d'alimentation qui comprend le broutage d'arbres à feuilles persistantes, qui captent plus facilement les retombées. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Gratien, 1988 ; Madelmont, 1993 ; Janin, 1994 ; Maisonneuve, 1991*)

1. Caractéristiques de la production et différentes structures mises en jeu

a) Production de lait à la ferme

On essaiera de nourrir les laitières avec du fourrage stocké avant l'accident et de ramener progressivement la ration de production au niveau de la ration d'entretien.

On stockera le lait récolté avant l'accident et le lait récolté après l'accident dans des endroits séparés. Il peut être judicieux de procéder sur chaque traite au prélèvement d'un à deux litres de lait qui seront conservés en chambre froide, et ce afin de faciliter les opérations de contrôle éventuelles. (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

En cas de contamination durable cependant, il faudra songer à réorienter la production (veaux sous la mère par exemple), car les mesures permettant l'utilisation de lait contaminé sont peu efficaces et le lait est plus sensible que la viande aux transferts de radionucléides. (*Maisonneuve, 1991*)

b) Utilisation par la laiterie

Pour les tournées de ramassage, une identification des aires de ramassage et une gestion appropriée des véhicules de collecte seront nécessaires. On pourra également envisager d'orienter le lait contaminé vers une laiterie unique.

Afin de mettre en conformité le lait et les produits laitiers avec les niveaux établis pour la commercialisation, on pourra effectuer le mélange de laits de ramassage dont la contamination reste proche des niveaux établis. Cependant il n'est pas recommandé de diluer un lait fortement contaminé par des laits exempts de radioactivité, car l'exposition de l'ensemble des consommateurs reste la même et la commercialisation de produits exempts de contamination sera toujours plus aisée. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Granger, 1991*)

2. Limiter les transferts de radioéléments au lait

L'ajout de sels de calcium à la nourriture des laitières aide à réduire le transfert de strontium dans le lait. (*Mantovani et al., 1990*)

L'administration de 1g d'iodure de potassium (KI) par voie orale (forte dose) à des chèvres en lactation 12 heures avant une contamination réduit le transfert de l'iode radioactif au lait de 50%, par rapport à une réduction de 40% quand le KI est administré 12 heures après la contamination. (*Beresford et al., 1997*) La durée d'action de l'administration d'iode stable serait de 3 jours (ce qui est largement suffisant, sauf en cas de contamination prolongée, vu que 90% de l'iode radioactif est excrété dans le lait dans les 2 jours suivant la contamination). Attention toutefois aux effets que pourrait avoir sur les humains une augmentation de la quantité d'iode stable dans le lait des ruminants, consécutivement à leur traitement par iode stable. Dans la présente étude, les mesures suggèrent que des précautions devraient surtout être prises concernant les enfants.

Pour les bovins en revanche, la situation est différente étant donné que le transfert de l'iode au lait est 10 fois plus faible que chez les petits ruminants : l'augmentation de la concentration en iode stable du lait après administration d'iode stable aux bovins, devrait être plus faible que chez les chèvres, donc poser moins de problèmes aux populations humaines. (*Beresford et al., 1997*)

3. Différer la consommation

Les produits laitiers concernés peuvent être les suivants : lait UHT, lait en poudre, lait concentré, fromages à affinage long. (*Maisonneuve, 1991*)

En se fiant aux périodes radioactives de l'iode 131 et du césium 137, on peut considérer en général que du lait contaminé seulement par de l'iode 131 n'est pratiquement plus radioactif au bout de 2 mois puisqu'il ne reste plus que 0,4% de la radioactivité initiale (sous réserve que la radioactivité initiale n'ait pas atteint de valeurs extrêmement fortes). La consommation différée du lait peut donc protéger des radionucléides à vie courte tels que l'iode 131 : par exemple, la congélation du lait contaminé par de l'iode 131 permet une consommation de ce dernier huit jours plus tard.

En revanche, du lait contaminé par du césium 137 restera « définitivement » radioactif (par rapport au délai entre sa production et sa consommation). Ainsi, une vache ayant ingéré de façon ponctuelle de la nourriture contaminée par du césium 137 ne produira du lait contaminé que pendant une période de temps limitée, mais ce lait conservera sa contamination car la période radioactive est très longue. (*Montovani et al., 1990 ; FNSEA-CNIEL, 1990*)

4. Transformer le lait

La transformation du lait permet de différer sa consommation et donc la décroissance des éléments radioactifs à courte période tels que l'iode 131 : fabrication de lait en poudre, de lait stérilisé UHT, de fromage à temps d'affinage long. Cela peut aussi permettre d'aboutir à un produit moins contaminé : transformation en beurre ou en crème ; transformation en fromages frais par fermentation acide (cf. II.F.4.a). (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

Si le stockage de fromage tend à faire disparaître l'iode 131, il concentre le radiocésium : il est donc très important d'analyser les fromages avant leur stockage. Attention aux fromages type gruyère, à pâte pressée, riches en calcium, qui concentrent donc le strontium 5 à 7 fois plus.

En pratique, seuls le beurre et la crème fraîche semblent ne pas concentrer la radioactivité d'un mélange d'isotopes. (*Waltner-Toews, 1990 ; Maisonneuve, 1991*)

5. Utilisation pour les animaux

Cette mesure ne doit être envisagée qu'en dernier ressort car elle contribue à réalimenter les chaînes trophiques en radioéléments. (*Maisonneuve, 1991*)

6. Destruction

Une solution radicale consiste en la destruction du lait contaminé par addition de soude caustique en cristaux. (*Granger, 1991*) On peut également envisager la destruction du lait par l'éleveur lui-même, qui le rejettera dans les cuves à lisier ou l'épandra sur les terres travaillées. (*Maisonneuve, 1991*)

C. Les œufs

Les œufs présentent la particularité de concentrer à la fois les radioéléments à vie courte (iode 131 dans le vitellus) et longue (strontium 90, césium 137). La contamination humaine pourra être très importante surtout lors de l'autoconsommation, très présente en milieu rural. (*Streiff, 1996*) En cas de contamination par l'iode 131, on pourra différer leur consommation. En cas de contamination par plusieurs radionucléides, il faudra conseiller soit leur destruction, soit leur transformation par l'industrie : mayonnaise, desserts...

D. Viande et abats

Les isotopes les plus dangereux pour la viande sont les césiums 134 et 137, car ils s'accumulent dans les tissus et se distribuent de manière homogène à tous les muscles squelettiques. Il convient également de noter que le strontium 90 a tendance à se retrouver dans les os, ainsi que l'iode 131 dans la thyroïde. (*Mantovani et al., 1990*)

On distingue 4 groupes d'animaux, la 3^{ème} catégorie étant la plus à risque en cas de contamination de l'environnement :

- les animaux recevant une alimentation extérieure : la distribution de fourrages frais est limitée ou inexistante : élevages de bovins et d'ovins à l'auge, porcins et volailles.
- les animaux recevant une alimentation mixte : vaches laitières de réforme préparées pour la boucherie, animaux d'élevage intensif dont les rations de production sont à base de concentrés.
- les animaux où la pâture est prépondérante : bovins de plus de deux ans finis à l'embouche sur des surfaces en herbe à haut rendement, bovins de race à viande, élevage extensif de plein air du mouton.
- la production de viande à partir de jeunes animaux alimentés à partir de lait reconstitué ou allaités de manière naturelle. (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

De même que pour le lait, la viande issue des ovins et des caprins sera plus riche en radionucléides. On privilégiera donc la viande de bovins en cas de contamination. (*Maisonneuve, 1991*)

1. Contre-mesures destinées à réduire les transferts et l'impact socio-économique : modification de l'affouragement

a) Eviter les transferts directs

-retirer les animaux des pâturages (en priorité les femelles en lactation et les animaux sur le point d'être livrés à la boucherie) et les confiner à l'intérieur, afin d'éviter la consommation de fourrages et d'eau contaminés, ainsi que les contaminations cutanée et par inhalation. L'utilisation des surfaces fourragères en pâture est à exclure pendant au moins 2 mois. De plus cela limitera l'ingestion par les animaux de terre contaminée. Le sol représente en effet 4 à 8 % de la matière sèche ingérée par la vache et jusqu'à 20% chez le mouton. On pourra les mettre dans des étables avec ventilation effectuée par des fenêtres à clapets rendues étanches par des filtres (sacs de toile par exemple, cependant de nombreux éléments comme l'iode nécessitent une filtration spéciale, sur charbon actif), une production d'énergie autonome, des liaisons avec l'extérieur et des mesures d'hygiène adéquates (penser au stockage du fumier, à l'évacuation des excréments solides et liquides) : les animaux devront être stabulés dans ces conditions durant 14 jours. Cette recommandation est totalement efficace à titre préventif et l'est d'autant plus qu'elle est appliquée rapidement à titre curatif. Le problème se poserait tout de même pour les élevages extensifs où les animaux passent toute l'année en pâtures : dans ce cas non seulement le rassemblement risquerait d'être très long, mais en plus les éleveurs ne disposeraient pas de locaux adaptés pour accueillir leurs animaux. Dans ce dernier cas, on pourra limiter les divagations de ces animaux en les clôturant de manière plus serrée. Enfin, on pourra utiliser l'abri naturel offert par les arbres pour faire pâturer par exemple les petits ruminants dans les couverts boisés. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Granger, 1991 ; Madelmont, 1993 ; Maisonneuve, 1991 ; Streiff, 1996 ; Michon et Bradier, 1991 ; Waltner-Toews, 1990*)

-les nourrir avec des aliments stockés et non contaminés (fourrages engrangés, ensilages, céréales...) ; en cas de difficulté (insuffisance de ces stocks), on pourra envisager la distribution de foin exposé en éliminant la couche superficielle (utilisation des couches plus profondes qui ont été protégées), une ration d'entretien basée sur un apport de paille complétée provenant de régions céréalières épargnées ou l'utilisation de produits non herbacés à l'origine de transferts inférieurs. En cas d'extrême nécessité, il est possible de diminuer l'activité déposée sur les végétaux par un rinçage à l'eau, eau qui deviendrait alors contaminée et qu'il faudra bien entendu recueillir précautionneusement. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Madelmont, 1993 ; Michon et Bradier, 1991*)

-les nourrir avec du foin coupé tardivement : la concentration en césium diminue d'un facteur 4 à 10 entre la première et la troisième coupe, le foin de première coupe étant récolté pendant les périodes de plus fortes retombées atmosphériques. (*Cousi, 1989*)

-nourrir les veaux de boucherie « sous la mère » prêts à la vente avec du lait artificiel, préparé avec de l'eau non contaminée. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Maisonneuve, 1991*)

-choisir une eau d'abreuvement peu sensible aux transferts des radionucléides (nappe phréatique) (FNSEA-CNIEL, 1990)

b) Limiter l'absorption

Quand ces mesures ne peuvent pas être prises, on peut limiter l'absorption des radionucléides par des actions supplémentaires :

✧ **Composition de la ration**

On pourra nourrir le cheptel avec des rations riches en cellulose, qui limitent les transferts de césium : une ration composée de 80% de grain et 20% de foin entraîne un transfert doublé par rapport à une ration contenant 80% de foin et 20% de grain (en effet l'enveloppe des grains, étant minérale, concentre le césium et le strontium et la cellulose limite l'absorption intestinale des radionucléides (Streiff, 1996)). (Maisonneuve, 1991)

✧ **Dilution isotopique**

L'ajout d'iodure de sodium (NaI) à la nourriture, à raison de 5 à 7 mg d'iode stable par kg de poids vif (Maisonneuve, 1991), réduirait de 90% la concentration d'iode 131 dans la thyroïde. L'administration d'iode doit être faite le plus tôt possible pour limiter la contamination, comme pour les humains. L'iode doit être donné de manière privilégiée aux femelles laitières et aux animaux à hauts potentiels économique et génétique. On pourra également recommander l'utilisation de compléments minéraux à teneur en iode garantie. (Streiff, 1996 ; Michon et Bradier, 1991)

✧ **Compétition chimique**

Une augmentation du taux de calcium dans la ration limiterait l'absorption intestinale de strontium (grâce à une nourriture à teneur élevée en calcium, telle que des légumes) ; une supplémentation en potassium augmenterait l'élimination du césium. Ces résultats restent expérimentaux, mais on complétera toujours l'alimentation des animaux en sels minéraux. Cette mesure ne présente pas un coût élevé et sera toujours bénéfique. (Maisonneuve, 1991)

✧ **Séquestration ou échange ionique**

Certains chélateurs non résorbables fixent les radio-isotopes : ces chélateurs vont, en fixant les éléments dans l'intestin, diminuer l'absorption et donc augmenter leur élimination fécale. Si l'élément subit un cycle entéro-hépatique (césium par exemple), ces chélateurs peuvent même permettre d'accélérer la décontamination de l'animal. (Maisonneuve, 1991) :

-ajout d'argiles (type vermiculite ou bentonite) : ces silicates d'aluminium ont la capacité d'adsorber les cations. Ajouter de la bentonite (argile ou « terre à foulon », essentiellement constituée de montmorillonite) à la nourriture aide à l'élimination du césium 137 par les fèces. Après Tchernobyl, on a pu observer une réduction du césium radioactif dans le lait de 20 à 50% et de 50% dans la viande de moutons recevant 100 à 500 g de bentonite dans leur alimentation ; la vermiculite réduit le transfert

du césium dans le lait et la viande de 60% en moyenne à la dose de 30 g/j et de 85% à la dose de 60g/j. (Cousi, 1989)

-ajouter du bleu de Prusse (pigment bleu foncé, ferrocyanure ferrique) aux rations des adultes entraîne l'expulsion de 90 % du césium ingéré dans les fèces : à la dose de 3g/j, il est aussi efficace que 900 g de bentonite par jour. En effet il insolubilise le césium dans la lumière intestinale et provoque son excrétion. (Mantovani et al., 1990 ; Maisonneuve, 1991 ; Streiff, 1996 ; Bérard et al., 2001)

-l'ammonium ferrique hexacyanoferrate (AFCF, appartenant aux ferrocyanides), présente un pouvoir de fixation élevé et spécifique vis-à-vis du césium. Non métabolisé par l'organisme, il piège celui-ci dans le tube digestif en formant avec lui un complexe stable qui sera éliminé dans les matières fécales, sans toxicité ni formation de résidus (non libération de cyanure par exemple). L'AFCF est obtenu à faible coût et de manière industrielle à partir du ferrocyanure d'ammonium et du chlorure de fer.

Après l'accident de Tchernobyl, des expérimentations ont montré l'efficacité du produit. Il apparaît plus actif que les silicates d'aluminium sans en posséder les inconvénients (compétition avec l'absorption d'autres minéraux). Des réductions de 80 à 85% du radiocésium dans le lait de vache, de 75 à 97 % dans les viandes de bovin, mouton et porc ont été rapportées pour une consommation d'AFCF de 0,5 à 3 grammes par jour et par animal en fonction du poids. A noter que le piégeage du radiocésium est définitif, le complexe éliminé par les fèces n'étant pas réabsorbé par les végétaux.

Sur le terrain, des pierres à lécher (50% de NaCl, 50% d'AFCF) et des capsules à relargage progressif ont été testées avec succès. La croissance de l'herbe n'étant pas altérée par la présence du produit, un épandage pourrait également être possible. (Ferrieu, 1993)

Une expérience a été menée en 1998 au Royaume-Uni sur la viande de mouton (les niveaux en radiocésium y étaient encore supérieurs à 1000 Bq/kg, c'est-à-dire supérieurs au niveau minimal accepté dans les denrées alimentaires), utilisant des *boli* contenant de l'AFCF. Il a alors été montré que l'administration de *boli* de 14 mm x 50 mm convenait aux agneaux, et qu'à l'abattage, l'activité de césium 137 des animaux traités était 40 à 55 % inférieure par rapport au groupe témoin. L'administration de *boli* pourrait être suffisante pour diminuer l'activité du césium 137 des agneaux en dessous de 1000 Bq/kg. En revanche, les *boli* ne doivent pas contenir plus de 20% d'AFCF car sinon leur dégradation est trop rapide. (Beresford et al., 1999)

En Suède, des efforts considérables ont été fait après l'accident de Tchernobyl, afin de réduire l'apport de césium radioactif par ingestion de viande de renne contaminée. La dose collective due à la consommation de viande de renne est ainsi passée de 193 personne.sievert un an après Tchernobyl (niveau d'intervention de 300 Bq/kg pour le césium 137) à moins de 3 personne.sievert (en 1999, avec un niveau d'intervention à 1500 Bq/kg), ce qui a coûté 15 millions de dollars entre juillet 1986 et juin 1987 (soit 77 000 dollars par personne.sievert). Afin de réduire la contamination, les contre-mesures prises ont été de saisir les carcasses dont le niveau de contamination était supérieur au niveau d'intervention, de changer la période d'abattage et de fournir aux rennes de la nourriture non contaminée 8 à 12 semaines avant l'abattage, réduisant ainsi les concentrations d'activité du césium 137 à entre 5 et 15% du niveau initial. Cette dernière mesure était parfois améliorée par l'ajout de « piègeurs » de césium à la nourriture (cf. *supra*).

Ce qui a coûté énormément d'argent a été le nombre de carcasses saisies la première année (niveau d'intervention très bas) : 78% contre 29% l'année suivante, alors que le niveau d'intervention avait été rehaussé à 1500 Bq/kg. Le changement de la période d'abattage a aussi coûté de l'argent. En effet les rennes étaient abattus fin octobre au lieu de novembre ou décembre : ils étaient donc moins lourds. Cette mesure se justifiait car la contamination des carcasses augmentait durant l'automne, alors que les rennes consommaient des lichens plus abondants et très contaminés.

La mise en œuvre de contre-mesures a permis une réduction de la dose collective due à l'ingestion de viande de renne contaminée de plus de 80% (116 personne.sievert en 10 ans contre 790 personne.sievert estimés), pour un coût total de 61 millions de dollars entre 1986 et 1996, soit 91000 dollars par personne.sievert. Or le CPRI, en 1991, a estimé qu'il serait justifié de dépenser 100000 dollars pour préserver la population d'une dose collective de 1 personne.sievert (différents auteurs préconisent des sommes allant de 50000 à 250000 dollars par personne.sievert) : les sommes dépensées en Suède semblent donc justifiées.

De surcroît, le contrôle strict des taux de césium radioactif dans les carcasses a permis de restaurer la confiance des consommateurs, et probablement de sauver l'élevage de rennes dans les aires contaminées en Suède. (*Ahman, 1999*)

2. La gestion du cheptel et de ses productions

Deux situations sont à distinguer :

- les éleveurs peuvent s'occuper, sans contrainte pour leur personne, de la gestion de leur cheptel, tout en essayant de mettre en œuvre les contre-mesures pour réduire les transferts ;
- les éleveurs subissent des contraintes (accident grave) : confinement ou évacuation et ne peuvent s'occuper de leur cheptel. (*Madelmont, 1993*)

a) Les éleveurs ne sont pas soumis à des contraintes de personne

Les éleveurs seront alors à même de nourrir leurs animaux avec des produits stockés (cf. IV.D.1.a). Ils pourront le cas échéant détruire le lait sur place (élimination avec le fumier ou le lisier, plus aisé qu'à la laiterie), mettre en quarantaine les animaux destinés à la boucherie. (*Madelmont, 1993*)

Ils seront disponibles afin d'aider à l'identification et au marquage des animaux potentiellement contaminés (marque indélébile, visible et reconnaissable). (*Granger, 1991*)

b) Les éleveurs sont soumis à des contraintes de personne

Lors de confinement partiel, les éleveurs pourront tout de même assurer un minimum de soins à leurs animaux. En revanche, en cas d'évacuation, les animaux seront livrés à eux-mêmes : les effets seront minimes pour l'élevage de plein air correctement parqué avec des possibilités d'abreuvement naturel ; pour les élevages hors-sol, le maintien des caractéristiques du milieu (conditionnement, température et hygrométrie) et d'une diète hydrique sont des conditions minimales pour espérer une récupération. Pour éviter toute dépendance vis-à-vis de l'éleveur pendant quelques jours, on pourra créer des stabulations avec accès à un point d'eau et à un silo.

Les gros problèmes de morbidité (pathologies liées à l'absence de traite, palliables en remettant les veaux sous les mères) et de mortalité seront rencontrés chez les femelles en lactation et les élevages

hors sol, en cas d'évacuation prolongée. Cependant, les autorités pourront autoriser un confinement partiel pour les personnes chargées de la traite des laitières.

(Madelmont, 1993 ; Michon, 1992 ; Maisonneuve, 1991 ; Michon et Bradier, 1991))

3. Au niveau de l'abattage

La fermeture des abattoirs avant le passage du nuage radioactif permettra de préserver les animaux et d'éviter des opérations de décontamination. Si des animaux contaminés devaient tout de même y être abattus, ils devraient subir un pansage particulier. Les carcasses seraient lavées au jet, certains abats seraient éliminés et un tri serait effectué au niveau du 5^{ème} quartier.

On pourra également reporter la date d'abattage prévue de quelques semaines, afin que les carcasses satisfassent les niveaux de commercialisation. Attention, pour les radionucléides à vie longue tels que les césiums et les strontiums, il faut attendre plusieurs dizaines de jours pour que la radioactivité métabolisée décroisse de moitié (grâce à leur période biologique plus courte que leur période physique ! le césium s'élimine pour moitié en 30 jours chez les bovins, en 33 jours chez la chèvre, 24 jours chez la brebis, 16 à 18 jours chez le porc). En résumé, avec une nourriture indemne de contamination radioactive, l'activité de la viande va diminuer d'un facteur deux en 5 à 7 jours pour l'iode, 30 jours pour le césium et 60 à 100 jours pour le strontium. En revanche, sur les carcasses (animaux déjà morts, donc plus de période biologique !), on ne pourra espérer une décroissance radioactive que pour les isotopes à vie courte, tels que l'iode ; lors de contamination résultant d'isotopes à vie longue, le retrait sera obligatoire. *(FNSEA-CNIEL, 1990 ; Maisonneuve, 1991)*

La congélation des organes contaminés permet la consommation des carcasses contaminées avec de l'iode 131 après huit jours. Attention toutefois aux abats qui concentrent certains isotopes, tels que l'iode dans la thyroïde, et le ruthénium dans les poumons (mou). *(Mantovani et al., 1990 ; Maisonneuve, 1991)*

On pourra orienter la production vers la fabrication de conserves ou de plats cuisinés, ou effectuer des transformations technologiques : saumurage, congélation, marinade... ces deux dernières méthodes permettent en effet de diminuer la radioactivité des viandes par le passage des radioéléments dans le jus de décongélation ou dans la marinade. La cuisson (viande bouillie) permet également de diminuer la contamination radioactive (cf. II.F.6.b) *(Maisonneuve, 1991 ; Michon et Madelmont, 1992 ; Mariau, 1991)*

4. Devenir des animaux contaminés

Les animaux fortement contaminés seront abattus et enfouis sur place, à un endroit soigneusement choisi de façon à éviter toute contamination par drainage, par exemple en terrain non inondable. La crémation n'est pas indiquée car elle remet la radioactivité en suspension dans l'air). Une fosse profonde d'au moins trois mètres devra être creusée ; les cadavres seront éventrés pour éviter qu'ils ne gonflent, et recouverts de chaux vive. Dans les régions maritimes, on pourra envisager une immersion en mer, qui doit se faire loin des côtes.

La décontamination externe des animaux se fera par arrosage avec de l'eau tiède additionnée de détergents doux ; il faudra bien entendu drainer l'eau de lavage. Pour la décontamination interne, on administrera des laxatifs doux afin d'accélérer l'élimination des isotopes ingérés. *(Maisonneuve, 1991 ; Streiff, 1996)*

E. Le poisson

Nous n'évoquerons pas ici le cas de la pisciculture marine : en effet on aura une très grande dilution et seule une pollution chronique de grande durée pourra être révélée. Cependant, si la consommation de poissons est très faible en Europe, il convient de prendre garde aux habitudes particulières de certaines populations : au Japon la consommation de poissons d'eau de mer est une voie primordiale de radio-contamination par voie alimentaire. Ces populations devront consommer plutôt les poissons présents à un niveau élevé de la chaîne alimentaire en début de contamination, et les poissons à un niveau plus bas de la chaîne alimentaire plus tardivement.

Comme nous l'avons vu dans la 2^{ème} partie, la contamination des poissons se fait par voie transcutanée, branchiale ou par ingestion : les mesures les plus efficaces concerneront donc d'abord l'eau plus que la nourriture. La production d'alevins n'est pas perturbée par des contaminations radioactives raisonnables, à condition d'élever ensuite les adultes en milieu sain. (*Maisonneuve, 1991 ; Streiff, 1996 ; Waltner-Toews, 1990*)

1. Elevage en bassins d'eau courante

Ces élevages sont surtout dominés par la salmoniculture. Les mesures à prendre sont les suivantes :

- bâcher les bassins ;
- donner une nourriture indemne ;
- changer l'eau (préférer une eau d'origine profonde, type nappe phréatique) ;
- diminuer les débits en utilisant une oxygénation artificielle.

Ces mesures préserveront, à court terme, les élevages de la contamination radioactive et permettront une commercialisation des poissons. Cependant, à long terme, si l'eau reste fortement radioactive la vie des populations des bassins ne sera plus possible. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Maisonneuve, 1991 ; Streiff, 1996*)

2. Elevage en étangs

On attendra que les poissons soient commercialisables, grâce à la décroissance naturelle pour les isotopes à vie courte ; on pourra également vider l'étang pour assurer la vente des produits immédiatement. Afin de réhabiliter l'étang, il faudra éliminer les boues par curage puisque les radioéléments vont s'accumuler dans les sédiments et les boues du fond. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Maisonneuve, 1991*)

3. Transformations et consommation

L'éviscération, l'étêtage et le saumurage sont en général suffisants pour que l'on puisse consommer les poissons sans risque (la contamination radioactive des filets est en effet en général très inférieure à celle du poisson entier). (*Mariau, 1991*)

En revanche la friture n'est pas recommandée en présence d'isotopes du strontium (fixé sur les téguments et le squelette), qui seraient alors consommés (cf. II.F.6.c).

F. Les légumes verts et fruits « du jardin »

L'impact de la nature du sol est relativement faible pour les cultures fruitières et maraîchères. Les légumes verts sont plus atteints que les racines et tubercules : par ordre décroissant de contamination on trouve :

- les légumes feuilles (salades, épinards, choux...)
- les légumes type haricot vert, chou fleur
- les légumes fruits (tomates) et les fruits
- les légumes racines (betteraves, carottes) (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Vray et Renaud, 2004*)

1. Avant la contamination

On récoltera les produits du jardin avant l'arrivée du nuage, ou on les recouvrira de bâches. Il faudra également fermer les serres et les tunnels. En cas de rejet accidentel en rivière, on arrêtera l'irrigation. (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

2. Après la contamination

On consommera préférentiellement les parties du végétal qui sont le plus à l'abri de la contamination directe par dépôt (parties souterraines, graines et tout organe protégé par des enveloppes) et, afin de protéger au maximum ces parties, on supprimera les fanes des racines et tubercules récoltables afin de réduire les transferts internes aux plantes.

On pourra laver les légumes verts, éliminer les feuilles externes, peler les fruits (le simple lavage peut permettre d'ôter jusqu'à 90 % de la radioactivité) ; l'ébouillantage des légumes avant leur cuisson (blanchiment) est également très efficace.

On orientera certains produits vers des transformations qui permettront de différer leur consommation : la mise en conserve permet la décroissance des éléments radioactifs à courte période comme l'iode 131. La diminution de l'activité des légumes mis en conserve proviendrait également de la formation de complexes entre les radioéléments et le métal de la boîte.

L'amendement des sols par des apports potassiques qui diminuent les transferts de césium aux plantes et des apports de chaux qui diminuent les transferts du strontium pourra être envisagé. Cependant, ces diminutions restent très modérées pour les quantités que l'on peut utiliser. La fertilisation des sols permet de diminuer l'absorption racinaire : les engrais à base de nitrate de calcium semblent les plus efficaces pour freiner l'absorption du strontium. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Ferrieu, 1993 ; Mariau, 1991*)

G. Fourrages et céréales

Si la nature du sol influence de manière sensible la contamination de l'herbe et donc du lait et de la viande, elle a peu d'impact sur la contamination des cultures céréalières. (*Vray et Renaud, 2004*)

Avant la contamination, on limitera les échanges entre l'intérieur du lieu de stockage et l'extérieur : on coupera les ventilations et fermera les silos. Cette dernière mesure sera maintenue le moins longtemps possible afin d'éviter tout risque d'explosion du silo. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Maisonneuve, 1991*)

Pour les productions exposées, les fourrages à l'origine de transferts élevés sont l'herbe en pâture, le foin en cours de ramassage, les coupes exposées des prairies artificielles et temporaires et le fourrage maïs. Les fourrages à transfert moindre sont les tubercules et racines ainsi que les graines de céréales fourragères. Si les récoltes sont reconnues impropres à la consommation, elles pourront être détruites par enfouissement sur place. (*Madelmont, 1993 ; FNSEA-CNIEL, 1990*)

1. La paille et le foin

On retardera la récolte de foin tout en élevant la hauteur de fauche. Pour les bottes de paille et de foin, même stockées à l'extérieur des bâtiments, les transferts de radioactivité sont minimes (grand volume par rapport à la surface exposée) et cela d'autant plus qu'il y a empilement. Le séchage et la déshydratation du foin permettent une réduction du niveau d'iode 131 de plus de 90% en 26 jours (une attente d'un mois réduit la contamination du foin à 6% de la valeur initiale). De surcroît, cela provoque des modifications des fibres qui abaissent l'absorption intestinale du radiocésium (l'absorption intestinale du césium passe, chez la vache, de 80% pour un fourrage vert à 40% pour un fourrage sec). (*Montovani et al., 1990 ; Maisonneuve, 1991 ; FNSEA-CNIEL, 1990 ; Ferrieu, 1993*)

2. Les céréales

Les concentrations sont plus élevées dans les enveloppes (parties minéralisées) : on pourra donc extraire la farine au taux de blutage le plus faible possible, la majeure partie de la radioactivité étant dans le son. Le retrait des enveloppes peut éliminer jusqu'à 80% du césium 137 et du strontium 90. Une attention sera portée au pain complet qui sera plus contaminé étant donné que sa fabrication nécessite une farine plus riche en son. On peut également mélanger les grains dont le niveau de contamination serait un peu trop élevé avec des grains pas ou peu contaminés, ou utiliser les grains comme aliment du bétail. (*FNSEA-CNIEL, 1990 ; Mariau, 1991*)

3. Autres aliments

Pour le maïs fourrage, la captation du dépôt est importante (de l'ordre de 80%), mais la radioactivité rapportée au poids frais est plus faible comparativement à d'autres productions en raison des rendements très élevés ; de surcroît les rations sont plus importantes.

Pour les tubercules et les racines (betteraves, carottes, topinambours...), les transferts directs sont nuls si la récolte a lieu immédiatement après le dépôt. (*FNSEA-CNIEL, 1990*)

4. Dépollution des pâtures et réhabilitation des sols

On pourra retirer la couche superficielle des terres et enfouir le dépôt superficiel à une profondeur de 50 cm (cependant si cette technique diminue bien l'exposition externe, prédominante les 1^{ères} années, elle est décevante pour limiter les transferts alimentaires) ; labourer en profondeur et cultiver des plantes halophytes (qui utilisent l'eau salée et prennent ainsi le césium du sol) ou des légumineuses (plantes où il existe dans l'absorption racinaire une compétition entre le potassium, le césium, le calcium et le strontium).

Un apport de chaux diminue les transferts de strontium aux végétaux et des apports potassiques limitent les transferts de césium. (*Granger, 1991 ; Maisonneuve, 1991*)

Afin d'illustrer cette partie, citons l'exemple du modèle Russe de l'Oural, suite à l'accident de Tchernobyl, pour le choix des cultures :

-jusqu'à 5 Ci/km² (18,5.10¹⁰ Bq/ km²) : culture des céréales, du foin et des plantes fourragères ;

-jusqu'à 10 Ci/km² (37.10¹⁰ Bq/ km²) : production de fourrages ensilés et de lait ;

-jusqu'à 25 Ci/km² (92,5.10¹⁰ Bq/ km²) : bœuf, pommes de terre, plantes à tubercules. (*Maisonneuve, 1991*)

H. Le vin et les produits de la vigne

Le transfert au grain depuis les feuilles est fonction de la période de contamination : si les retombées surviennent à un stade précoce de la vigne (dans le cas de Tchernobyl, juste après le débourrement de la vigne, c'est-à-dire l'ouverture des bourgeons et l'apparition des premières feuilles), la contamination sera peu importante, d'autant plus que les fruits seront inexistantes au moment du dépôt. Si le dépôt avait eu lieu lors de l'apparition des baies et une fois la rafle bien constituée, pour un même dépôt radioactif, le vin aurait eu une activité plusieurs centaines de fois plus importante. En cas de contamination massive et si la production d'alcool n'était pas envisageable, il serait nécessaire d'enfouir la vendange sur place. (*Renaud et al., 2003*)

Au cours de la maturation du grain il y aura contamination importante en césium et en strontium. Les principaux radionucléides sont accumulés dans la rafle et la pellicule du grain. La répartition hétérogène du césium dans les différents constituants des grappes a une conséquence directe sur la contamination du vin en fonction du mode de vinification mis en œuvre. Ainsi la macération et le pressurage ont une action sur le rendement et l'élimination de la radioactivité : pour le vin rouge, le jus de raisin obtenu est laissé à macérer avec les autres éléments des grappes durant un temps plus ou moins long selon les cépages et les crus, contribuant à enrichir le vin avec une partie du césium contenu dans la rafle et la pellicule du raisin. Lors de la vinification en rouge, il sera pertinent d'égrapper totalement le raisin. Dans le cas de l'élaboration des vins rosés et des vins blancs, le transfert de la radioactivité des constituants solides des grappes vers le jus est moindre (vins rosés) ou presque inexistante (vins blancs) car la durée de la phase de macération est plus courte voire nulle.

On aura donc une possibilité de concentrer la radioactivité d'un facteur 25 pour le vin rouge et d'un facteur 7 pour le vin rosé. Les radionucléides tels que le strontium 90 et le césium 137 n'étant pas transférés aux alcools, les vins dont l'activité serait jugée trop élevée peuvent être transformés en alcools. (*Streiff, 1996 ; Renaud et al., 2003 ; FNSEA-CNIEL, 1990*)

La vigne possédant un système racinaire profond se développant en grande partie sous les 30 centimètres de surface, le césium, plutôt présent dans les 20 premiers centimètres, est peu disponible pour les transferts racinaires (seules quelques racines se développent à cette profondeur). Face à un dépôt accidentel de césium, il ne faudra donc pas procéder à un enfouissement profond de ce césium (par défoncement par exemple, consécutif à un arrachage des vignes) sur des surfaces où des vignes sont cultivées. En revanche, la pratique du labour normal est recommandée, afin d'éviter la contamination des grains par les poussières soulevées par le vent ainsi que l'accumulation de la radioactivité dans les points bas. (*Renaud et al., 2003 ; FNSEA-CNIEL, 1990*)

I. Les champignons, le miel, les baies de bois et autres productions « sauvages »

Tous ces aliments sont de très bons radio-indicateurs mais ils ne peuvent que rarement entraîner une radio-contamination humaine du fait de leur très faible pourcentage dans l'alimentation.

1. Les champignons

Le mycélium des champignons a des propriétés bio-accumulatrices, notamment vis-à-vis des isotopes radioactifs. Ces éléments se retrouvent dans les carpophores que l'on est susceptible de consommer. En effet, le mycélium est très ramifié horizontalement dans les 5 à 10 premiers centimètres du sol qui, 20 ans après un dépôt, peuvent encore contenir 70% de l'activité initialement déposée. Il en résulte que, pour une même contamination en surface du sol, l'activité massique d'un champignon est en moyenne 1000 à 10 000 fois plus élevée que l'activité massique d'une production agricole contaminée par transfert racinaire. (*Renaud et al., 2007*)

A la suite des rejets de Tchernobyl, il a été prouvé que certains carpophores ont été particulièrement contaminés, notamment par le césium : *Xerocomus badius* (bolet bai), *Laccaria amethystina* (laccaire améthyste), *Cratarellus tubaeformis* (chanterelle en tube) et *Cantharellus lutescens* (chanterelle jaune). Il faut donc éviter de consommer souvent ces espèces. (*Botineau et Guestem, 1999*)

2. Les baies des bois

Pour une même activité déposée, le transfert racinaire entraîne une contamination des baies 100 à 1000 fois plus élevée que les autres productions agricoles. (*Renaud et al., 2007*)

On retrouve du césium dans les baies.

3. Le miel

Le césium et le ruthénium se concentrent dans le pollen ; on retrouve le ruthénium dans le miel.

4. Les escargots

Ils concentrent le strontium dans leur hépatopancréas. (*Streiff, 1996*)

5. Le gibier

Le gibier doit sa contamination importante notamment à l'ingestion de baies et de champignons contaminés. (Renaud et al., 2007)

Après l'accident de Tchernobyl, en France, des prélèvements effectués par l'Office National de la Chasse et envoyés aux laboratoires des Services Vétérinaires Départementaux et au Laboratoire Central d'Hygiène Alimentaire n'avaient permis de détecter aucun cas sensible de radioactivité. En effet, sur 882 oiseaux examinés au détecteur rapide (SPP2, fourni par le Commissariat à l'Energie Atomique), aucun cas ne fut détecté. Sur 120 analyses fines effectuées sur des oiseaux migrateurs, 3 animaux seulement contenaient du césium, à des doses inférieures au niveau de tolérance européen qui avait été fixé à 600 Bq/kg. La seule réserve portait sur la Bécasse des bois (*Scolopax rusticola*) qui a pour particularité un régime alimentaire à base de vers de terre susceptibles d'accumuler le césium tombé sur le sol. En effet, quatorze d'entre elles ont dépassé 600 Bq/kg, et la plus atteinte avait une dose de 17000 Bq/kg. La dégustation de cet oiseau n'aurait cependant eu aucune conséquence pour le consommateur qui n'aurait absorbé qu'environ 1000 Bq compte-tenu du poids de viande d'une bécasse (à cette période, la limite annuelle d'incorporation pour le césium était de 300000 Bq/an). Néanmoins, par prudence, une limitation de la consommation de bécasse chez les chasseurs spécialisés peut être recommandée en cas d'accident entraînant un rejet de radionucléides.

Les analyses effectuées indiquant des teneurs en césium nulles ou très faibles, très inférieures aux normes imposées, il n'y a donc pas de risque à consommer les animaux prélevés dans la nature, à condition que ce soit de manière occasionnelle et non constante. (Anonyme, 1987)

En revanche, autour de Tchernobyl, en 1986 et 1987, les teneurs en radionucléides chez les gibiers à plumes étaient corrélées au niveau de contamination de l'environnement : la radioactivité des muscles des oiseaux étaient de l'ordre de 50000 Bq/kg (soit environ 100 fois le niveau autorisé). Les plus grandes concentrations en radionucléides étaient retrouvées dans le foie. En Biélorussie donc, la chasse de gibier à plumes a été interdite. Une caractéristique qui pourrait expliquer la haute contamination des gibiers à plumes est leur propension à se nourrir dans les prairies et les marécages, où se trouvent de nombreux organismes qui accumulent les radionucléides : invertébrés aquatiques et terrestres, zoobenthos (organismes animaux vivant près du fond de l'eau), ainsi que certaines plantes. (Vyazovich, 1996)

Les mesures que nous avons citées précédemment mènent, dans certains cas, à la destruction des produits, qui deviennent alors des déchets radioactifs. Dans la mesure du possible, ces derniers ne seront pas exportés à l'extérieur de la zone contaminée. Ils seront amenés vers des installations spécifiques de traitement et des installations de stockage (silos, fosses ...), qu'il faudra créer et surveiller. (Anonyme, 2006b) Dans le cadre d'un accident nucléaire comme dans le cadre du fonctionnement normal des installations nucléaires, le problème des déchets est toujours difficile à résoudre.

L'EAU

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	500 Bq/kg
Césium 134 et 137	1000 Bq/kg
Strontium 90	125 Bq/kg
Emetteurs α artificiels	20 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité

-eau de pluie, eau de citerne ou de mare non protégées

Consommation sans danger

-réserves d'eau constituées avant l'accident : eau en bouteille, en citerne ou en château d'eau
-eau des nappes phréatiques protégées par une couche filtrante importante

Contre-mesures en cas de contamination

-filtrer ou boucher les aérations des citernes et des châteaux d'eau
-débrancher les descentes de toitures alimentant les citernes en eau de pluie
-poursuivre l'irrigation si elle est indispensable à la survie de la culture (irrigation par apport direct au sol)
-abreuver le cheptel de préférence avec une eau issue des nappes phréatiques, sinon distribuer l'eau après l'avoir filtrée sur des couches de sol contenant de l'argile et des matières organiques

LE LAIT ET LES PRODUITS LAITIERS

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	150 Bq/kg (si destiné aux nourrissons) ; 500 Bq/kg
Césium 134 et 137	400 Bq/kg (si destiné aux nourrissons) ; 1000 Bq/kg
Strontium 90	75 Bq/kg (si destiné aux nourrissons) ; 125 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

- fixation de l'iode sur les protéines du lait
- lactosérum pour le strontium et le césium (entraînés lors de fermentation acide du lait)
- concentration importante du strontium dans les fromages, notamment dans ceux à pâte pressée
- concentration du césium dans les fromages à temps de stockage long
- lait de petits ruminants 3 à 5 fois plus contaminé que celui de vache

Consommation sans danger

- lait et produits laitiers stockés en bouteilles ou emballés
- lait produit par des bêtes uniquement nourries avec du fourrage stocké avant la contamination, et produits laitiers fabriqués à partir de ce lait
- consommation différée de 8 jours pour les produits contaminés uniquement par l'iode
- consommation de beurre et de crème fraîche élaborés à partir de lait peu contaminé

Contre-mesures en cas de contamination

- nourrir les laitières avec du fourrage stocké avant la contamination
- en cas de contamination au strontium, administrer aux laitières des sels de calcium
- en cas de contamination à l'iode, administrer aux laitières de l'iodure de potassium ou de sodium à raison de 5 à 7 mg d'iode stable par kg de poids vif
- différer la consommation des produits laitiers, soit en les congelant (contamination uniquement par l'iode), soit en les transformant (lait en poudre, lait UHT, fromage, beurre, crème...)
- réorienter la production en attendant une diminution de la contamination du lait (veaux sous la mère par exemple)
- destruction du lait par addition de cristaux de soude caustique ou rejet dans les fosses à lisier en cas de contamination massive

LES OEUFS

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

- concentration de l'iode dans le vitellus (jaune d'œuf)
- concentration du strontium dans la coquille

Consommation sans danger

- œufs stockés avant la contamination, et produits dérivés emballés

Contre-mesures en cas de contamination

- si contamination par l'iode : différer la consommation
- si contamination par plusieurs radionucléides : soit destruction, soit transformation par l'industrie en mayonnaise, œufs en poudre, desserts...

LE CHEPTEL

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et animaux à risque

- animaux vivant à l'extérieur ou dont la pâture est prépondérante
- viande de petits ruminants plus contaminée que celle des bovins

Consommation sans danger

- animaux abrités et nourris avec une alimentation non contaminée

Contre-mesures en cas de contamination

- identifier et marquer les animaux potentiellement contaminés
- retirer les animaux des pâturages (en priorité les femelles en lactation et les animaux près d'être livrés à la boucherie) pendant au moins deux mois
- confiner les animaux dans des bâtiments ou, si absence de bâtiments adéquats, les parquer de façon la plus étroite possible

- nourrir les animaux avec des aliments stockés et non contaminés, ou en cas d'insuffisance des stocks, de foin dont on aura retiré la couche superficielle exposée, ou de fourrage rincé à l'eau non contaminée, ou encore de foin coupé tardivement par rapport aux retombées atmosphériques
- nourrir les veaux de boucherie « sous la mère » prêts à la vente avec du lait artificiel, préparé avec de l'eau non contaminée
- nourrir le cheptel avec des rations riches en cellulose
- abreuver les animaux avec une eau peu sensible aux transferts de radionucléides (nappe phréatique)

- compléter l'alimentation des animaux en sels minéraux
- en cas de contamination à l'iode, ajouter de l'iodure de sodium ou de potassium à la ration des vaches laitières et des animaux à haut potentiel génétique et/ou économique, à raison de 5 à 7 mg d'iode stable par kg de poids vif
- en cas de contamination au césium, ajouter de l'argile à la nourriture (100 g à 1 kg de bentonite par jour ; 50 à 100 g de vermiculite par jour), ou du bleu de Prusse (quelques grammes par jour), ou de l'ammonium ferrique hexacyanoferrate (AFCF) (0,5 à 3 grammes par jour)

- différer l'abattage des animaux potentiellement contaminés de 2 à 3 mois et les nourrir avec des aliments non contaminés durant ce laps de temps
- décontamination des animaux avant abattage : arrosage et pansage avec de l'eau tiède additionnée de détergents doux et administration de laxatifs doux pour la décontamination interne
- si animaux fortement contaminés : abattage et enfouissement sur place

LA VIANDE

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg
Ruthénium 106	1250 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

- accumulation du césium dans les muscles squelettiques
- accumulation du strontium dans les os
- accumulation de l'iode dans la thyroïde
- accumulation du ruthénium dans les poumons (mou)

Consommation sans danger

- viande et produits dérivés stockés et emballés

Contre-mesures en cas de contamination

- fermeture des abattoirs avant le passage du nuage radioactif
- retrait des carcasses fortement contaminées par le césium et le strontium, consommation différée en cas de contamination par l'iode (congélation et consommation après 8 jours)
- bouillage, saumurage, congélation et marinage
- mise en conserve, fabrication de plats cuisinés

LE POISSON

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

-fixation du strontium sur les téguments et le squelette (danger si consommation de poissons sous forme de friture)

Consommation sans danger

- poissons et produits dérivés stockés et emballés
- poissons d'eau de mer, sauf en cas de pollution chronique de longue durée
- poissons éviscérés, étêtés et saumurés

Contre-mesures en cas de contamination

- si pollution ponctuelle : bâcher les bassins, donner une nourriture non contaminée, changer l'eau des bassins, utiliser une oxygénation artificielle
- si contamination par l'iode : différer la consommation
- pour les poissons sauvages : consommer des poissons du haut de la chaîne alimentaire en début de contamination, et du bas de la chaîne alimentaire en fin de contamination

LES LEGUMES FEUILLES

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

-les légumes feuilles sont les légumes les plus contaminés

Consommation sans danger

- produits stockés préalablement ou récoltés avant l'arrivée du nuage
- contamination à un stade précoce de la plante (sol nu ou quelques feuilles)

Contre-mesures en cas de contamination

- recouvrir les cultures de bâches, fermer les serres et les tunnels
- laver les feuilles à l'eau potable
- éliminer les feuilles externes
- ébouillanter les légumes avant cuisson
- mise en conserve
- amendement des sols : apports potassiques (si contamination par le césium) et apports de chaux (si contamination par le strontium)
- fertilisation des sols : engrais à base de nitrate de calcium (si contamination par le strontium)

LES LEGUMES FRUITS

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

-concentration de la radioactivité dans l'enveloppe et la peau des fruits

Consommation sans danger

-produits stockés préalablement ou récoltés avant l'arrivée du nuage
-contamination à un stade précoce de la plante (premières feuilles ou plusieurs mois avant la récolte pour les arbres fruitiers)

Contre-mesures en cas de contamination

-recouvrir les cultures de bâches, fermer les serres et les tunnels
-laver et peler les fruits
-ébullition des légumes avant cuisson
-mise en conserve
-amendement des sols : apports potassiques (si contamination par le césium) et apports de chaux (si contamination par le strontium)
-fertilisation des sols : engrais à base de nitrate de calcium (si contamination par le strontium)

LES LEGUMES RACINES

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

-racines et tubercules sont en général peu contaminés

Consommation sans danger

-produits stockés préalablement ou récoltés avant l'arrivée du nuage
-contamination à un stade précoce de la plante

Contre-mesures en cas de contamination

-supprimer les fanes des racines et tubercules récoltés

LES FOURRAGES

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg pour les porcs 2500 Bq/kg pour les volailles, les agneaux et les veaux 5000 Bq/kg pour les autres animaux

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

-fourrages à l'origine de transferts élevés : herbe en pâture, foin en cours de ramassage, coupes exposées des prairies et fourrage maïs

Consommation sans danger

-fourrage stocké ou emballé
-bottes de paille et de foin, même entreposées à l'extérieur des bâtiments
-contamination à un stade précoce de la plante

Contre-mesures en cas de contamination

-couper les ventilations et fermer les bâtiments de stockage
-retarder la récolte de foin tout en élevant la hauteur de fauche
-séchage et déshydratation du foin
-si contamination très élevée : destruction par enfouissement sur place
-travail du sol : labourer en profondeur et cultiver des plantes halophytes ou des légumineuses
-amendement des sols : apports potassiques (si contamination par le césium) et/ou apports de chaux (si contamination par le strontium)

LES CEREALES

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

-concentration du césium et du strontium dans les enveloppes (parties minéralisées), donc contamination plus importante des produits dits « complets », élaborés à partir du grain entier

Consommation sans danger

- céréales stockées dans des silos ou emballées
- contamination à un stade précoce de la plante (avant le début de la formation de l'épi, c'est-à-dire entre le milieu de l'été et le milieu du printemps suivant)
- produits élaborés à partir de farine à très faible taux de blutage : farine dite « blanche »

Contre-mesures en cas de contamination

- couper les ventilations et fermer les silos
- extraire la farine au taux de blutage le plus faible possible
- si niveaux de contamination trop élevés pour la consommation humaine : les utiliser pour nourrir les bêtes à viande dont l'abattage n'est pas prévu dans l'immédiat
- si contamination très élevée : destruction par enfouissement sur place

LE VIN ET LES PRODUITS DE LA VIGNE

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Césium 134 et 137	1000 Bq/kg
Strontium 90	125 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

- points bas de la vigne (entraînement de la radioactivité par les pluies)
- accumulation du césium 137 et du strontium 90 dans la grappe au niveau de la rafle et de la pellicule du grain

Consommation sans danger

- vin stocké en fût et en bouteille
- raisin déjà récolté et abrité au moment de la contamination
- contamination à un stade précoce de la vigne (avant l'apparition des grains)

Contre-mesures en cas de contamination

- lavage des grappes à l'eau potable
- si vinification en rouge : égrappage total
- si vinification en rouge non envisageable : vinifier en blanc ou en rosé
- si raisin ou vin trop contaminés ou vinification non envisageable : transformation en alcool
- si production d'alcool non envisageable : enfouir la vendange dans le sol
- travail du sol : pratiquer le labour et ne pas effectuer de défoncement du sol, afin de limiter le développement des racines dans les couches superficielles du sol contaminées

LES PRODUCTIONS « SAUVAGES »

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg
Ruthénium 106	1250 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et produits à risque

- baies des bois
- champignons, avec concentration du césium notamment dans le bolet bai (*Xerocomus badius*), le laccaire améthyste (*Laccaria amethystina*), la chanterelle en tube (*Craterellus tubaeformis*) et la chanterelle jaune (*Cantharellus lutescens*)
- concentration du césium et du ruthénium dans le pollen
- concentration du ruthénium dans le miel
- concentration du strontium dans l'hépatopancréas des escargots

Consommation sans danger

- produits stockés et emballés

Contre-mesures en cas de contamination

- limitation voire interdiction de consommation

LE GIBIER

Principaux radionucléides impliqués	Niveau maximal admissible
Iode 131	2000 Bq/kg
Césium 134 et 137	1250 Bq/kg
Strontium 90	750 Bq/kg

Lieux de concentration de la radioactivité et animaux à risque

- Bécasse des bois (*Scolopax rusticola*)
- gibiers à plumes

Consommation sans danger

- gibier tué et abrité avant la contamination

Contre-mesures en cas de contamination

- limitation voire interdiction de consommation du gibier, notamment de la bécasse

CONCLUSION

Si la probabilité pour que des vétérinaires praticiens aient à intervenir en qualité de cliniciens thérapeutes en cas d'accident survenant sur une installation nucléaire et provoquant une importante libération de substances radioactives dans le milieu ambiant est quasiment nulle, ils sont tout de même directement impliqués en tant d'hygiénistes garants de la salubrité des denrées alimentaires, notamment de celles d'origine animale.

Le principal danger à craindre lors d'un accident nucléaire est l'exposition directe des êtres vivants, humains ou animaux, aux rayonnements ionisants. Cette exposition peut entraîner un syndrome d'irradiation aiguë qui, si des mesures de décontamination adéquates ne sont pas mises en place précocement et efficacement, peut être fatal. Les mesures de prévention sont relativement simples et consistent en un confinement des populations.

En revanche, la contamination interne par ingestion de denrées alimentaires contaminées est une voie plus insidieuse. C'est pourquoi il est nécessaire de savoir prendre le plus vite possible après l'émission des radionucléides des dispositions afin d'empêcher ou de limiter leur contamination. La plupart de ces mesures relèvent du bon sens : protection des cultures, lavage des fruits et légumes. D'autres, telles que des transformations technologiques appropriées, relèvent de connaissances ou d'observations physiques ou chimiques. Enfin, sur le cheptel, il appartiendra au vétérinaire de participer au tri des animaux contaminés et de veiller à ce que les autres le deviennent le moins possible.

En dernier lieu, des contrôles précis de radioactivité sur les denrées alimentaires à l'aide d'appareils de mesure réglementaires effectués par les DDSV, les SRPV et les DDCCRF confirmeront ou non *in fine* s'ils sont en-deçà des limites réglementaires, donc propres à la consommation humaine.

L'ultime problème non encore résolu aujourd'hui reste celui des déchets radioactifs que constitueraient alors les matières premières et les denrées alimentaires impropres à la consommation.

**Le Professeur responsable
de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon**

Le Président de la thèse

**Vu et permis d'imprimer
Lyon, le**

3 NOV. 2009

**Pour le Président de l'Université,
Le Président du Comité de Coordination des Etudes Médicales,
Professeur F.N GILLY**



**Vu : Le Directeur
de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon**

Pour le Directeur et par délégation,
LA DIRECTRICE DE L'ENSEIGNEMENT

Professeur Françoise GRAIN

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Åhman B. (1999)

Transfer of radiocaesium via reindeer meat to man — effects of countermeasures applied in Sweden following the Chernobyl accident.
J Environ Radioact., 46, (1), 113-120

Anonyme (1987)

Radioactivité et faune sauvage

In: Rosset R. (eds). Faune sauvage d'Europe. Surveillance sanitaire et pathologie des mammifères et des oiseaux.

ISTV, Paris, 367-368

Anonyme (1996)

Tchernobyl.

Rapport, 19 p.

Anonyme (2004)

L'organisation de l'ASN en situation d'urgence nucléaire.

[En ligne] (Page consultée le 17 juillet 2009). Adresse URL : http://www.atsr-ri.asso.cc-pays-de-gex.fr/c_grenoble/conf31.pdf

ASN, 15p.

Anonyme (2006a)

Guide ORSEC départemental. Méthode générale.

[En ligne] (Page consultée le 17 juillet 2009). Adresse URL :

http://www.interieur.gouv.fr/sections/a_1_interieur/defense_et_securite_civiles/gestion-risques/planification-orsec/downloadFile/attachedFile/Guide_ORSEC_complet_G1.pdf

Direction de la Défense et de la Sécurité Civiles. Sous direction de la gestion des risques, 73 p.

Anonyme (2006b)

La gestion technique de la crise nucléaire et l'information géographique.

[En ligne] (Page consultée le 17 juillet 2009). Adresse URL : [www.cnig.serveur-](http://www.cnig.serveur-1.net/fiches/97gestiondecrise.doc)

[1.net/fiches/97gestiondecrise.doc](http://www.cnig.serveur-1.net/fiches/97gestiondecrise.doc)

Fiche du CNIG, 97, 11p.

Anonyme (2007a)

L'échelle INES de classement des incidents et accidents nucléaires.

[En ligne] (Page consultée le 16 octobre 2008). Adresse URL :

http://asn.typhon.net/sites/default/files/files/INES_2009_03.pdf

ASN, 2 p.

Anonyme (2007b)

Contrôle radiologique réglementaire des eaux et des denrées alimentaires.

[En ligne] (Page consultée le 18 juin 2009). Adresse URL :

http://www.irsn.fr/FR/prestations_et_formations/Prestations/Mesures_environnementales/Documents/IRSN_f1.pdf

IRSN, 2p.

Anonyme (2008a)

Face à un accident nucléaire.

[En ligne] (Page consultée le 17 juillet 2009). Adresse URL :

http://www.irsn.fr/FR/base_de_connaissances/librairie/Documents/publications_pour_les_professionnels/IRSN_ColPro_face_a_un_accident_nucleaire.pdf

IRSN, 16 p.

- Anonyme (2008b)
Guide national. Intervention médicale en cas d'événement nucléaire ou radiologique.
[En ligne] (Page consultée le 06 juillet 2009). Adresse URL :
<http://www.amuf.fr/recommandations/intervention-medicaire-en-cas-d-evenement-nucleaire-ou-radiolo.html>
ASN, 170 p.
- Anonyme (2009a)
Surveillance radiologique de l'environnement : présentation des résultats et glossaire.
IRSN, 4 p.
- Anonyme (2009b). (Page consultée le 15 janvier 2009). « Perspectives énergétiques ». In Euratom.
[En ligne]. Adresse URL : <http://www.euractiv.com/fr/energie/perspectives-nergiques/article-120294>
- Anonyme (2009c). (Page consultée le 02 août 2009). Energies.edf.com, [en ligne]. Adresse URL :
<http://energies.edf.com/edf-fr-accueil/la-production-d-electricite-edf/-nucleaire/les-centrales-nucleaires-120223.html>
- Bacher P. (2003)
L'énergie nucléaire : obstacles et promesses.
Comptes Rendus Géosciences, 335, (6-7), 603-610
- Bataille C., Crouaël P. (2006)
Corpus réglementaires relatifs à la contamination des denrées alimentaires par les radionucléides.
Application en France et étude comparative avec la Belgique, le Royaume-Uni, la Suisse et la Norvège.
CEPN, 112 p.
- Bekaert E. (2006)
Terrorismes radiologique et nucléaire : dans le cadre d'une planification repensée, des outils spécifiques complètent efficacement le dispositif générique.
Médecine nucléaire, 30, (8), 435-438
- Bérard P., Le Guen B., Perrin ML., Desprès A., Gaillard-Lecanu E., Chambrette V., Brenot J. (2001)
Fiche radionucléide : Césium 137+ Baryum 137 m - Aspects sanitaires.
IPSN, 8 p.
- Beresford NA., Mayes RW., Barnett CL., Lamb CS., Wilson PJ., Howard BJ., Voigt G. (1997)
The effectiveness of oral administration of potassium iodide to lactating goats in reducing the transfer of radioiodine to milk.
J Environ Radioact., 35, (2), 115-128
- Beresford NA., Hove K., Barnett CL., Dodd BA., Fawcett AR., Mayes RW. (1999)
The development and testing of an intraruminal slow-release bolus designed to limit radiocaesium absorption by small lambs grazing contaminated pastures.
Small Ruminant Research, 33, (2), 109-115
- Bienvault P. (1996)
Isère : les médecins distributeurs d'iode.
Quotid. Méd., 1996, (5930), 52

- Birkhofer A. (2002)
International views on nuclear safety.
Comptes Rendus Physique, 3, (7-8), 1059-1065
- Botineau M., Guestem A. (1999)
Champignons : savoir reconnaître les bons des mauvais.
Actual. pharm., (379), 23-26
- Brynildsen LI., Strand P. (1994)
A rapid method for the determination of radioactive caesium in live animals and carcasses, and its practical application in Norway after the Chernobyl nuclear reactor accident.
Acta Vet Scand., 35, (4), 401-8
- Carlé B., Charron S., Milochevitch A., Hardeman F. (2004)
An inquiry of the opinions of the French and Belgian populations as regards risk.
J Hazard Mater., 111, (1-3), 21-7
- Charron S., Mansoux H. (1999)
Le baromètre IPSN sur la perception des risques et de la sécurité, un outil de suivi des opinions sur les risques en France.
IPSN, 11 p.
- Cousi J. (1989)
Etude expérimentale de la contamination des ovins par les radiocésium 134 et 137.
Thèse de doctorat vétérinaire, Faculté de médecine de Créteil, 86 p.
- Crescini D., Barbier G., Biau A., Valero M., Bourguignon M. (2002)
Le Système d'Information de la Surveillance de l'Exposition aux Rayonnements Ionisants.
Médecine Nucléaire – Imagerie fonctionnelle et métabolique, 26, (5), 280-284
- De la Vaissière C., Laberrigue-Frolow J, Sacquin Y., Hubaut F., Audi G., Huffer E., Husson JP., Billard I. (Page consultée le 16 octobre 2008). La radioactivité.com, [en ligne]. Adresse URL : <http://www.laradioactivite.com>
- Dutreix J. (1996)
Des rayons X à la radioactivité et au radium. La découverte et l'œuvre d'Henri Becquerel (1852-1908).
Bull. Acad. natl. Méd., 180, (1), 109-118
- Enserink M. (2006)
France. Twenty years after Chornobyl, legal fallout lingers.
Science, 312, (5779), 1455
- Evans P., Elahi S., Lee K., Fairman B. (2003)
A rapid and accurate method for the determination of plutonium in food using magnetic sector ICP-MS with an ultra-sonic nebuliser and ion chromatography.
J Environ Monit. , 5(1), 175-9
- Ferrieu H. (1993)
Etude de la biodisponibilité du césium 134 et du césium 137 présents dans le foin suite à la catastrophe de Tchernobyl.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Université Paul Sabatier, Toulouse, 187 p.

Fesenko S., Isamov N., Howard BJ., Voigt G., Beresford NA., Sanzharova N. (2007a)
Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals : part 1. Gut absorption.

J Environ Radioact., 98, (1-2), 85-103

Fesenko S., Howard BJ., Isamov N., Voigt G., Beresford NA., Sanzhavora N., Barnett CL. (2007b)
Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals : part 2. Transfer to milk.

J Environ Radioact., 98, (1-2), 104-136

Fesenko S., Isamov N., Howard BJ., Beresford NA., Barnett CL., Sanzhavora N., Voigt G. (2009)
Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals : part 3. Transfer to muscle.

J Environ Radioact., 100, (3), 215-231

Florou H., Savidou A., Chaloulou C. (1996)
Strontium-90 activity in monthly milk samples from Greece.

J Dairy Sci., 79, (9), 1679-82

FNSEA-CNIEL (1990)

Agriculture, environnement et nucléaire : comment réagir en cas d'accident?

Paris, 208 p.

Franconi A., Cordeau E., Poitevin J., Camard JP., Faytre L. (2001)

La pollution des sols : impact sur l'environnement et la santé.

IAURIF, (286), 6 p.

Franić Z., Marović G. (2007)

Long-term investigations of radiocaesium activity concentrations in carp in North Croatia after the Chernobyl accident.

J Environ Radioact., 94, (2), 75-85

Franić Z., Marović G., Mestrović J. (2008)

Radiocaesium contamination of beef in Croatia after the Chernobyl accident.

Food Chem Toxicol, 46, (6), 2096-102

Friberg I., Vesanen R. (1999)

Detection limits for ⁹⁰Sr, Pu, Am and Cm in soil and pasture vegetation shortly after a nuclear accident.

Appl Radiat Isot., 51, (2), 229-37

Frühling J., Smeesters P., Van Bladel L., Wambersie A. (1998)

Accidents nucléaires et prophylaxie par l'iode. 2^{ème} partie : contamination accidentelle par l'iode radioactif et prophylaxie par les comprimés d'iode stable.

Louvain Med., 117, 334-354

Galle P., Paulin R., Coursaget J. (2003)

Données météorologiques et évaluation des risques en France lors de l'accident de Tchernobyl (26 avril 1986). Mise au point historique.

Comptes Rendus Biologies, 326, (8), 699-715

Gauron C., Servent JP. (2005)

Gestion des sources de rayonnements ionisants.

Documents pour le médecin du travail, 105, 11 p.

- Gautheron S., Chevrier A., Laborier JC., Robert-Gnansia E. (2005)
Prévalence des malformations congénitales autour des centrales nucléaires/utilisation des données du registre France Centre-Est.
Environ. Risques Santé, 4, (3), 179-186
- Gilbert C. (2002)
Risques nucléaires, crise et expertise : quel rôle pour l'administrateur ?
Revue française d'administration publique, (103), 461-470
- Girard, P. (1999)
Le poisson, c'est bon... mais pas sans risques.
Sem. vét., (933), 36
- Girka, F. (1990)
Le contrôle de la contamination radioactive des denrées alimentaires d'origine animale par les services vétérinaires. Bilan du plan de surveillance de l'année 1988.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Faculté de médecine de Créteil, 65 p.
- Granger V. (1991)
Les animaux en situation de catastrophe nucléaire ou chimique.
Préventique, (38), 26-31
- Grastilleur C. (2006)
La surveillance des radionucléides dans les aliments par la direction générale de l'alimentation.
In : Bulletin épidémiologique de l'AFSSA n°23
p 6
- Gratien H. (1988)
Analyse de l'accident de Tchernobyl.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Université Paul Sabatier, Toulouse, 67 p.
- Grauby A., Picat P. (1991)
La mesure de la contamination radioactive des aliments.
In : Lavoisier Tec & Doc (eds). Techniques d'analyse et de contrôle dans les industries agro-alimentaires. Volume 4. Analyse des constituants alimentaires. 2^{ème} édition.
Paris, 409-424
- Gupta, RC., (2007)
Veterinary toxicology. Basic and clinical principles.
Amsterdam : Elsevier, 1201 p.
- Helton JC., Johnson JD., Rollstin JA., Shiver AW., Sprung JL. (1995)
Uncertainty and sensitivity analysis of food pathway results with the MACCS reactor accident consequence model.
Reliability Engineering & System Safety, 49, (2), 109-144
- Howard BJ., Beresford NA., Gashchak S., Arkhipov A., Mayes RW., Caborn J., Stromann G., Wacker L. (2007)
The transfer of ^{239/240}Pu to cow milk.
J Environ Radioact., 98, (1-2), 191-204

- Howard BJ., Beresford NA., Barnett CL., Fesenko S. (2009a)
Radionuclide transfer to animal products : revised recommended transfer coefficient values.
J Environ Radioact., 100, (3), 263-273
- Howard BJ., Beresford NA., Barnett CL., Fesenko S. (2009b)
Gastrointestinal fractional absorption of radionuclides in adult domestic ruminants.
J Environ Radioact., 100, (12), 1069-1078
- Humphreys DJ. (1988)
Radioactive materials.
In : Baillière Tindall (eds). Veterinary toxicology. Third edition.
Londres, 319-324
- Janin F. (1994)
Radionucléides et ruminants : l'après Tchernobyl.
Point vét., 26, (N° spécial : Ruminants et santé publique), 143-147
- Jaspard Emmanuel, (page consultée le 24 juillet 2009). Site de l'université d'Angers, [en ligne].
Adresse URL : <http://ead.univ-angers.fr/~jaspard/Page2/COURS/5RayonIONISANT/Cours5/1Cours5.htm>
- Kurtio P., Auvinen A., Salonen L., Saha H., Pekkanen J., Makelainen I., Vaisanen SB., Penttila IM., Komulainen H. (2002)
Renal effects of uranium in drinking water.
Environ. Health Perspect., vol. 110, (4), 337-342
- Lagadec P. (1987)
Le risque technologique majeur.
In : Encyclopaedia universalis
Paris, 93-98
- Laurent GJ. (1985)
Radiocontamination : le problème des faibles doses d'irradiation.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Université Paul Sabatier, Toulouse, 87 p.
- Lecompte Y. (2001)
Radioécologie et radiotoxicologie du strontium 90.
Lyon pharmaceutique, 52, 189-213
- Le Guen B., Hémidy PY., Gonin M., Bailloeuil C., Van Boxsom D., Renier S., Garcier Y. (2001)
Arguments et retour d'expérience sur la distribution d'iode stable autour des centrales nucléaires françaises.
Radioprotection, 36, (4), 417-430
- Madelmont C. (1993)
La profession vétérinaire confrontée à un accident nucléaire civil.
Bull. mens. Soc. vét. prat. Fr., 77, (6-7), 303-318
- Maillot E. (2009)
Terrorisme et chaîne alimentaire.
Bull. Acad. vét. Fr., 162, (1), 27-32

- Maisonneuve P. (1991)
Accidents radionucléaires et activités vétérinaires.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Université Claude Bernard, Lyon, 221 p.
- Mantovani A., Keck G., Cautin JF., Trenti D., Bussi B. (1990)
Veterinary action in disasters.
CEMEC Monogr., (5), 1-6
- Mariau, V. (1991)
Spécial radioactivité. Produits alimentaires. A table?
Sem. vét., (610), 4-5
- Mascanzoni D., Von Bothmer S., Mattei T., Cristaldi M. (1990)
Small mammals as biological indicators of radioactive contamination of the environment.
Sci. total Environ., 99, 61-66
- Michon G., Bradier P. (1991)
Les pollutions radioactives : conséquences pour le cheptel.
Dépêche vét., (Dépêche technique suppl. 22), 35 p.
- Michon G. (1992)
L'accident nucléaire et le vétérinaire.
Bull. Acad. vét. Fr., 65, (3), 379-387
- Michon G., Madelmont C. (1992)
Pollutions radioactives de denrées alimentaires d'origine animale : prévisions quantitatives.
Dépêche vét., (Dépêche Technique Suppl. 25), 23 p.
- Michon G. (1993)
Les normes de protection radiologique. L'interprétation sanitaire de la pollution radioactive des denrées alimentaires.
Dépêche vét., (Dépêche Technique Suppl. 33), 28 p.
- Michon G. (1994)
Organisation de la sûreté nucléaire. Maîtrise des conséquences d'un accident nucléaire.
Dépêche vét., (Dépêche Technique Suppl. 37), 28 p.
- Moizant G. (1993)
Les conséquences pour les productions animales d'un dépôt accidentel de radioactivité sur les cultures fourragères. Estimations et aspects opérationnels.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Faculté de médecine de Créteil, 200 p.
- Molinié P., Boudia S. (2006)
Une application méconnue et pourtant célèbre de l'électrostatique: les travaux de Marie Curie, de la découverte du radium à la métrologie de la radioactivité.
Journal of Electrostatics, 64, (7-9), 461-470
- Morin H. (Page consultée le 21 septembre 2009). LeMonde.fr, [en ligne]. Adresse URL :
http://www.lemonde.fr/planete/article/2009/09/19/les-enfants-de-tchernobyl-places-sous-surveillance-cardiovasculaire_1242506_3244.html
- Naudy J.P. (1990)
Contribution des services vétérinaires d'hygiène alimentaire à la surveillance des radioéléments contaminant les chaînes alimentaires.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Université Paul Sabatier, Toulouse, 106 p.

- Parmentier C., Robeau D., Schlumberger M., Aubert B., Nenot JC., Parmentier N. (1993)
L'après Tchernobyl : des cancers en excès.
Recherche, 24, (255), 738-740
- Rauret G., Vallejo VR., Cancio D., Real J. (1995)
Transfer of radionuclides in soil-plant systems following aerosol simulation of accidental release :
design and first results.
J Environ Radioact., 29, (2), 163-184
- Ravetto P., Cavaglia D., Colombo V., Peila D. (1988)
Propositions pour l'utilisation de l'abeille en qualité d'indicateur efficace de la contamination
radioactive.
Apiacta, vol. 23, (1), 16-21
- Renaud P., Colle C., Louvat D., Barker E. (2003)
Influence des retombées de l'accident de Tchernobyl sur l'activité en césium 137 du vin des côtes du
Rhône.
Radioprotection, 38, (1), 51-59
- Renaud P., Champion D., Brenot J. (2007)
Les retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl sur le territoire français ; conséquences
environnementales et exposition des personnes.
IRSN, Paris, 191 p.
- Rieunau P. (1995)
Etude de la radiocontamination de la bécasse des bois (*Scolopax rusticola*) suite à l'accident nucléaire
de Tchernobyl.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Université Paul Sabatier, Toulouse, 88 p.
- Romain J. (1970)
Contribution à l'étude de la fixation de l'iode radioactif sur les protéines des laits de vache et de
brebis.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Faculté de médecine de Créteil, 74 p.
- Schmidt P. (2009)
Companion animals as sentinels for public health.
Vet. Clin. North Am. Small Anim. Pract., 39, (2), 241-250
- Schwartz J. (2004)
Emergency preparedness and response : compensating victims of a nuclear accident.
J Hazard Mater., 111, (1-3), 89-96
- Shirakawa Y. (2007)
Development of a direction finding gamma-ray detector.
Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials
and Atoms, 263, (1), 58-62
- Stone R. (2006)
Return to the inferno : Chornobyl after 20 years.
Science, 312, (5771), 180-182

- Streiff C. (1996)
Le vétérinaire en situation de catastrophe nucléaire.
Thèse de Doctorat Vétérinaire, Université Paul Sabatier, Toulouse, 107 p.
- Target A. (2000)
Evolution de la surveillance de la qualité de l'air et prise en compte des enjeux sanitaires.
Infotox, (9), 9
- Teulié PA. (2003)
Table ronde sur la gestion de crise.
Intervention pour l'Observatoire National de la Sécurité des Etablissements Scolaires et d'Enseignement Supérieur, 3 p.
- Torres JM., Tent J., Llauro M., Rauret G. (2002)
A rapid method for ⁹⁰Sr determination in the presence of ¹³⁷Cs in environmental samples.
J Environ Radioact., 59, (1), 113-125
- Trompier F., Kornak L., Calas C., Romanyukha A., Leblanc B., Mitchell CA., Swartz HM., Clairand I. (2007)
Protocol for emergency EPR dosimetry in fingernails.
Radiat Meas., 42, (6-7), 1085-1088
- Verger P., Cherie-Challine L. (2000)
Evaluation des conséquences sanitaires de l'accident de Tchernobyl en France : dispositif de surveillance épidémiologique, état des connaissances, évaluation des risques et perspectives.
Rapport IPSN-InVS, 76 p.
- Vernis M., Hindie E., Galle P. (1997)
La protection de la thyroïde de l'enfant et du fœtus en cas d'accident nucléaire.
Archives de Pédiatrie, 4, (5), 473-479
- Vitoux F. (2007)
Irradiations de la thyroïde et cancers thyroïdiens: Revue bibliographique critique.
Médecine Nucléaire, 31, (7), 350-355
- Vogel H. (2007)
Rays as weapons.
European Journal of Radiology, 63, (2), 167-177
- Vray F., Renaud P. (2004)
Contamination de la chaîne alimentaire par les produits de fission émis lors des essais aériens d'armes nucléaires.
IRSN, 43 p.
- Vyazovich Y. (1996)
Dynamics of the radionuclide contamination and ecology of wild Anatidae species in Belarus after the Chernobyl nuclear accident.
Gibier Faune sauvag., 13, (2), 723-736
- Waltner-Toews D. (1990)
Food safety in a nuclear crisis : the role of the veterinarian.
Can Vet J., 31, 361-366

Warnier D. (2008)
Organisation de crise. Groupe EDF.
EDF, 23 p.

Wright SM., Smith JT., Beresford NA., Scott WA. (2003)
Monte-Carlo prediction of changes in areas of west Cumbria requiring restrictions on sheep following the Chernobyl accident.
Radiat Environ Biophys., 42, (1), 41-7

REFERENCES REGLEMENTAIRES

REGLEMENT (Euratom) N° 3954/87 DU CONSEIL du 22 décembre 1987 fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique.
JOCE L371 du 30 décembre 1987, pp 11-13

REGLEMENT (EURATOM) N° 944/89 DE LA COMMISSION du 12 avril 1989 fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires de moindre importance après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique.
JOCE L101 du 13 avril 1989, pp 17-18

REGLEMENT (EURATOM) N° 2218/89 DU CONSEIL du 18 juillet 1989 modifiant le règlement (Euratom) N° 3954/87 fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique.
JOCE L211 du 22 juillet 1989, pp 1-3

REGLEMENT (Euratom) N° 770/90 DE LA COMMISSION du 29 mars 1990 fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les aliments pour bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique.
JOCE L83 du 30 mars 1990, pp 78-79

REGLEMENT (CE) N° CE/733/2008 DU CONSEIL du 15 juillet 2008 relatif aux conditions d'importation de produits agricoles originaires des pays tiers à la suite de l'accident survenu à la centrale nucléaire de Tchernobyl.
JOUE L201 du 30 juillet 2008, pp 1-7

Arrêté du 17 octobre 2003 portant organisation d'un réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement. (NOR : SANY0324133A)
JORF N250 du 28 octobre 2003, pp18382-84

Arrêté du 12 mai 2004 fixant les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine. (NOR : SANY0421802A)
JORF n°140 du 18 juin 2004, pp 10911-12

REFERENCES INFRA REGLEMENTAIRES

Note de service relative au plan de contrôle pour l'année 2009 de la contamination des denrées alimentaires par les radionucléides sur le territoire français.
DGAL/SDQA/N2008-8319

Norme générale codex pour les contaminants et les toxines dans les aliments.
CODEX STAN 193-1995

NOM PRENOM : BLANQUART Sophie

TITRE : RISQUE DE CONTAMINATION DES FILIERES DE PRODUCTION DES DENREES ALIMENTAIRES PAR DES REJETS ACCIDENTELS DE RADIONUCLEIDES. REDACTION DE FICHES SYNTHETIQUES A L'USAGE DES DECIDEURS

Thèse Vétérinaire : Lyon, le 17 décembre 2009

RESUME : Le contrôle de la qualité et de la sécurité des denrées alimentaires fait partie du rôle du vétérinaire sanitaire. Lors de rejets accidentels de radionucléides, la contamination de la chaîne alimentaire peut être limitée, voire empêchée par des mesures simples.

Envisager ces mesures nécessite des connaissances de base sur le risque nucléaire, la radioactivité, la radioécologie et la réglementation.

Des fiches synthétiques rédigées à l'intention des décideurs résument les principales mesures qui peuvent être mises en œuvre, pour chacun des aliments concernés.

MOTS CLES :

-santé publique	-radionucléides
-aliments	-contamination
-chaîne alimentaire	-accident nucléaire
-radioactivité	

JURY :

Président :	Monsieur le Professeur GHARIB
1er Assesseur :	Monsieur le Docteur GONTHIER
2ème Assesseur :	Monsieur le Professeur BERNY

DATE DE SOUTENANCE : 17 décembre 2009

ADRESSE DE L'AUTEUR :

61 C, rue des Nouvelles
39100 DOLE