

**Annalen  
van  
de Belgische Vereniging  
voor  
Stralingsbescherming**

---

**VOL. 2. N° 3**

**1977**

Driemaandelijkse  
uitgave

Publication  
trimestrielle

---

**Annales  
de  
l'Association Belge  
de  
Radioprotection**

Hoofdredacteur  
Redactiesecretariaat  
Juliette Wytsmanstraat 14  
1050 BRUSSEL

Prof. Dr. O. SEGAERT  
Mme Cl. STIEVENART

Rédacteur en Chef  
Secrétaire de Rédaction  
14 rue Juliette Wytsman  
1050 BRUSSEL

## INHOUD

## SOMMAIRE

|  |     |
|--|-----|
| G.E. CANTILLON :   |     |
| Introduction à la journée de radioécologie consacrée à l'impact des rejets radioactifs dans les eaux de surface.   | 147 |
| G.E. CANTILLON :   |     |
| Organisation des réseaux de surveillance autour des centrales nucléaires de Chooz et Tihange.  | 153 |
| R. KIRCHMANN, C. PIRON, M. MEURICE, E. FAGNIART, C. SIRONVAL:  |     |
| Le tritium des effluents liquides d'installations nucléaires.  | 163 |
| P. PICAT, A. GRAUBY, G. DEBEUNS :  |     |
| Etude radiosédimentologique de la Meuse.   | 183 |
| J. LAMBINON, J.P. DESCY, A. EMPAIN, R. KIRCHMANN, E. BONNIJNS-VAN GELDER :   |     |
| La surveillance écologique des sites d'implantation des centrales nucléaires; Effets des rejets d'effluents sur l'écosystème Mosan : acquis et perspectives. | 201 |
| J.C. MICHA, M. GENIN :   |     |
| Contamination radioactive de la faune aquatique dulcicole.   | 217 |
| P. BOVARD :  |     |
| Les transferts radioactifs par les denrées alimentaires et rôle particulier de l'irrigation.   | 235 |

INTRODUCTION A LA JOURNEE DE RADIOECOLOGIE CONSACREE A L'IMPACT DES RE-  
JETS RADIOACTIFS DANS LES EAUX DE SURFACE.

G.E. CANTILLON

Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie

3 juin 1977

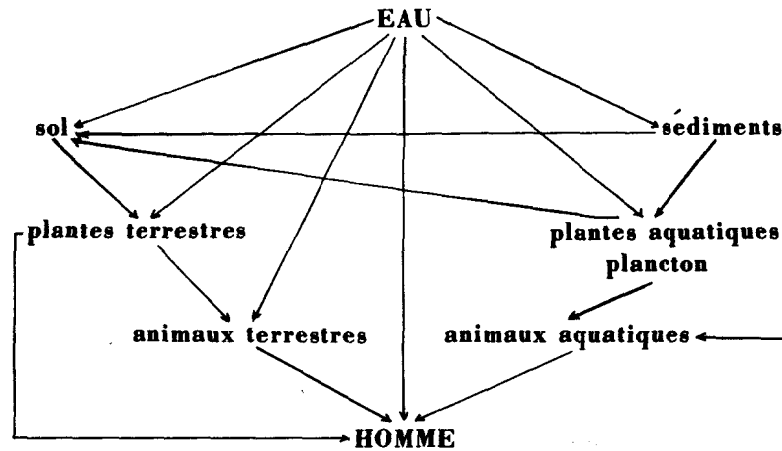
Je dois d'abord vous demander d'excuser le Dr. Lafontaine de n'avoir pas pu nous rejoindre aujourd'hui. Il aurait aimé s'associer à l'hommage rendu à Mr. Doyen et montrer ainsi combien il apprécie le concours de la Direction de la SEMO dans l'exécution du programme dont vous allez entendre parler dans les différents exposés consacrés à l'impact des rejets radioactifs provenant de centrales de type PWR dans les eaux douces.

La diapositive n° 1, probablement connue de la plupart d'entre vous schématise les voies possibles de transfert de la radioactivité injectée dans l'eau vers l'homme. Sans entrer dans le détail de ces mécanismes multiples à la machinerie encore incomplètement connue, on en retiendra que l'aboutissement à l'homme se fait par plusieurs voies d'inégales importances mais où l'homme est finalement l'intégrateur.

La détermination de la dose à l'individu et à la population constitue l'ambition ultime de ce schéma qu'il faut voir à la fois globalement et par voie de transfert. La difficulté réside peut-être dans une appréciation correcte et l'hygiéniste y trouvera matière à méditation d'autant que la radioactivité n'est pas, loin s'en faut, le seul facteur d'agression et le IV<sup>o</sup> Congrès de l'IRPA que s'est récemment tenu à Paris s'est terminé sur de rassurantes conclusions en ce qui concerne la radioprotection.

Ceci dit, il faut également reconnaître que si l'on a pu atteindre un tel résultat c'est grâce aux études réalisées tant dans le domaine de la technologie que dans celui de la radioprotection considérée dans un sens très large.

**SCHEMA GENERAL**  
**Mécanismes possibles de transfert de déchets radioactifs**  
**introduits dans les cours d'eau vers l'homme**



Dans toutes ces études, les études de radioécologie ont leurs titres de noblesse et les mémoires scientifiques présentés au cours des différentes réunions organisées par les institutions internationales ont confirmé le rôle important joué par la radioécologie et les bons résultats obtenus dans le contrôle et la maîtrise du risque radioactif.

Il est également utile de souligner que certaines méthodes de recherche développées en radioécologie ont pu être adaptées et appliquées dans l'étude de la protection de l'homme contre les autres polluants.

La nature, l'ampleur et la complexité des problèmes exigent une coopération multidisciplinaire et cet aspect est bien mis en évidence dans le choix des exposés qui ont été retenus par les organisateurs et les orateurs de cette journée.

Chacun de ces thèmes est pourtant macroscopique et permet de conserver un souci de recherche. Ceux d'entre vous qui ont eu la possibilité de lire les rapports d'experts de la Commission d'Evaluation en matière énergétique auront probablement été surpris de voir combien de ces mécanismes qui paraissent simples quand on les considère globalement, présentent des variations dès que l'on se donne la peine d'étudier des effets en profondeur ou sur les composants d'un système p.e. il y a un manque de connaissances sur les effets des radiations sur la biocène aquatique exposée aux effluents des installations nucléaires ; aussi est-il nécessaire d'extrapoler à partir d'expériences réalisées en laboratoire où les doses de rayonnement sont de plusieurs ordres de grandeur plus élevées que celles reçues par des populations naturelles.

Dans les études radioécologiques, il y a aussi des plans différents : je ne pense pas que l'on puisse se cantonner exclusivement dans un laboratoire où les expériences se font dans des conditions idéales sur lesquelles l'observateur peut agir à sa guise ; il faut également tenir compte de l'observateur extérieur qui se demande ce qui a bien pu se passer dans le milieu qu'il observe. C'est là un aspect passionnant de ces études où l'on tente de définir de lois ou du moins des relations mais où la rigueur n'a rien d'une loi de physique expérimentale.

Lorsque dans des études d'évaluation on voit que des facteurs de concentration se situent p.e. entre 2000 et 20000, je comprends que cela fasse sourire l'ingénieur qui ne pourrait pas travailler dans de telles conditions mais je pense que l'on a atteint un résultat c-à-d celui de la prudence et d'une incertitude et, dans ces limites, la radioécologie contribue à l'achèvement des objectifs de la radioprotection.

Je voudrais maintenant vous présenter, si besoin s'en fait, les différents orateurs de cette journée.

Monsieur KIRCHMAN dirige la section d'agronomie et de physiologie végétale dans le Département de Radiobiologie du CEN.

Maître de Conférences à l'Université de Liège, il est l'auteur de nombreuses communications présentées soit aux Communautés Européennes soit à l'AIEA, l'AEN etc. Sa compétence en radioécologie et en radioprotection l'a fait choisir en Belgique et à l'étranger pour établir les prévisions d'impact de centrales nucléaires à construire. Sa contribution à la confection du Rapport des Sages a été importante et il a pu, à cette occasion donner un aperçu de sa compétence dans différents rapports d'experts.

Monsieur l'Ir. PICAT est chef du laboratoire d'étude de la pollution des eaux, laboratoire qui est un des supports du Service d'études et de recherche sur l'Environnement.

Spécialiste en radiosédimentologie, il dispose de deux équipes de terrains qui ont sillonné la Loire, le Rhône, la Meuse ainsi que les côtes françaises et espagnoles de la Méditerranée.

Le Professeur LAMBINON est titulaire de la Chaire de systématique et de phytogéographie à l'Université de Liège. Depuis 1969, il collabore aux études concernant l'utilisation des végétaux comme indicateur de la pollution radioactive - lichens et mousses aquatiques. Lui-même et ses collaborateurs ont participé aux campagnes d'échantillonnage aux cours des années 71 et 74 et, je l'espère bien, en 1977.

Le Professeur MICHA est responsable d'écologie animale aux Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix à Namur.

Membre du groupe d'experts de la Commission en matière d'évaluation éner-

gétique, il a formé de jeunes chercheurs spécialisés dans les effets des polluants sur la faune aquatique et les poissons.

Enfin Monsieur BOVARD

tous ceux qui ont assisté aux réunions internationales de l'AIEA, AEN connaissent bien Mr. Bovard qui a présenté au symposium de l'AIEA en 1975 un papier auquel j'ai fait référence dans mon exposé et qui s'intitulait : Incidences de la charge polluante des eaux sur le comportement des radio-nuclides. Il a mis sur pied la section radioécologie du Département de Protection du CEA installé initialement à Saclay.

Actuellement, chef du service Etudes et Recherches sur l'Environnement, il est l'adjoint direct du Dr. Jammet. Ses équipes ont une très grande expérience pratique et de laboratoire : Laboratoire de radioécologie continentale à Cadarache, Laboratoire de radioécologie marine à la Haghe et Toulon et Laboratoire d'études atmosphériques à Fontenay.



ORGANISATION DES RESEAUX DE SURVEILLANCE AUTOUR DES CENTRALES NUCLEAIRES DE CHOOZ ET TIHANGE.

Communication de G.E. CANTILLON

Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie

3 juin 1977

RESUME :

Après avoir rappelé les objectifs d'un programme de surveillance de l'environnement autour des Centrales nucléaires, cet exposé décrit l'exécution du programme autour des Centrales de Chooz et Tihange. Les principes qui ont servi de base à la mise en place de ces programmes sont également décrits.

Les autorisations de fonctionner délivrées aux installations nucléaires stipulent, dans les conditions d'exploitation, des limites pour les rejets atmosphériques et liquides.

Une première manière de garantir le respect de ces limites est évidemment de s'assurer que les critères de conception de la centrale, l'ensemble du système de détection et de mesures tant dans la cheminée que sur le canal de rejet, l'efficacité des filtres et de la chaîne de traitement, l'étalement et le seuil de détection des instruments, la capacité de stockage des effluents etc, permettent techniquement de respecter les limites de rejet.

La responsabilité de l'exploitant, la mission qui incombe au service de contrôle physique et à l'organisme agréé, les états mensuels constituent une assurance morale et une garantie administrative du respect des conditions d'exploitation en matière de rejets.

Le contrôle à l'émission est la meilleure façon de connaître l'activité rejetée, celle-ci étant mesurée dans un réservoir de contrôle ; à partir de là, on détermine les conditions de rejet.

Au cours des années, il est apparu que la limitation des rejets ne devait pas seulement être envisagée sous la forme d'une garantie contre le risque humain individuel et collectif mais qu'il fallait également connaître l'influence des rejets sur les écosystèmes ; les conclusions du groupe VII de la Commission d'Evaluation en matière de politique énergétique ont été bien claires à ce sujet.

Or, le contrôle à l'émission ne donne aucune idée sur le comportement de la radioactivité dans le milieu extérieur.

Une surveillance radiologique des installations nucléaires a ainsi pour objectifs principaux :

- de garantir la qualité de l'environnement
- d'informer les autorités et le public
- de réaliser des études scientifiques qui permettent une meilleure connaissance du transfert des radionuclides dans le milieu ambiant. Ainsi s'établit une relation entre des opérations de routine et des études scientifiques que ces opérations suscitent.

Les rejets sont en fait des dérivés pratiques des recommandations de la CIPR. Que l'on se réfère aux recommandations de l'Euratom ou à notre législation, on trouvera toujours à la base les recommandations de la CIPR et l'application concrète des principes de radioprotection soulève parfois des problèmes p.e. l'application du principe de maintenir "les expositions au niveau le plus bas que l'on peut raisonnablement atteindre compte tenu de certaines considérations".

Dans les années 50 et 60, l'accent était mis sur les aspects individuels de l'exposition et donc du détriment, le critère étant constitué par l'exposition du groupe critique. Si les aspects collectifs n'étaient pas négligés, ils ne constituaient le plus souvent qu'un critère complémentaire et à la conférence de Salzbourg, le Prof. JAMMET a fait une remarquable communication à ce sujet.

Si j'ai un peu franchi les limites du thème de cet exposé, c'est pour faire observer qu'au delà des modifications de philosophie, le programme dont je vais vous tracer les grandes lignes est établi d'une manière diversifiée et restera valable lorsque la publication 26 de la CIPR aura remplacé la publication 9 à laquelle on fait souvent référence.

Les autorisations de rejet mentionnent des limites pour les effluents gazeux (iodes, aérosols et gaz nobles) et pour les effluents liquides.

Dans le bassin mosan, nous trouvons en premier lieu la Centrale des Ardenes, construite dans un de ses méandres les plus prononcés, appelé la boucle de CHOOZ à 5 km en amont de Givet.

La rive gauche forme une plaine au relief peu accentué et la rive droite est bordée par la falaise que couronne un plateau boisé.

La qualité de la roche a permis la construction d'une centrale souterraine avec sur le plateau une cheminée de 18 m.

De nombreux renseignements météorologiques sur le site de CHOOZ ont été rassemblés à partir d'observations faites dans les stations avoisinantes de la Météorologie Nationale et de l'IRM ; ces renseignements ont été complétés par des mesures effectuées sur le site avant la mise en exploitation et une campagne de mesures de diffusion atmosphérique a été organisée sur le site.

Le pourcentage de vent calme dans la boucle est relativement élevé mais à l'endroit du rejet (350 m NGF) ce pourcentage est nettement plus faible et la vitesse moyenne du vent plus élevée.

A partir de ces données et en conciliant la nécessité d'avoir des informations représentatives d'une situation avec les possibilités techniques et matérielles, nous avons choisi une ferme au lieu dit BEL AIR de DION pour y effectuer divers prélèvements :

la collecte quotidienne des poussières de l'air, la collecte mensuelle de la pluie, du lait et de la récolte du foin.

Le contrôle de la radioactivité du lait est complété par l'analyse d'un lait provenant d'une zone de production plus étendue qui couvre la région de Beauraing-Carlsbourg.

La surveillance de la Meuse est la partie capitale du programme ; elle porte sur l'eau, les sédiments et les poissons.

La Meuse est un cours d'eau au débit très irrégulier ; son parcours en territoire belge représente 127 km et son parcours mitoyen français et hollandais 56 km.

Les débits relevés à CHOOZ montre des valeurs extrêmes de 10 à 600 m<sup>3</sup>/s. Si la canalisation a régularisé le plan d'eau, elle n'a rien changé au débit annuel moyen dont la valeur, compté sur les années 1971 - 1975, est de 91 m<sup>3</sup>/s.

Dès 1965, une reconnaissance étendue de la Meuse entre CHOOZ et GODINNE a été faite conjointement par l'IHE et la section Agronomie du Département Radiobiologie du CEN. Cette période coïncidait avec la phase préopération-

nelle de la SENA et, en Meuse, à une période dite de chômage. Durant cette période, qui se répète tous les trois ans, les barrages sont ouverts, ce qui abaisse le plan d'eau et permet des opérations d'entretien aux ouvrages d'art. La Meuse retrouve son caractère naturel et il est possible de prélever des échantillons de sédiments aux endroits où ils se déposent naturellement. On atteint aisément les îles pour y prélever des végétaux dont les racines sont normalement immergées et recueillir des mollusques vivant dans la vase ou accrochés aux pierres.

Tous les trois ans, on prélève ainsi des échantillons de même nature aux mêmes endroits et on suit l'évolution de l'état radiologique de la rivière. En dehors de ces périodes, l'échantillonnage se fait sur une base mensuelle selon le scénario suivant :

nous avons d'abord dû nous assurer qu'à l'endroit choisi c-à-d à l'écluse d'Hastière la dilution était très bonne et pour ce faire nous avons procédé, avec la collaboration de la SENA, à la mesure d'un rejet concerté. Le tritium a été mesuré dans des échantillons prélevés par des appareils placés en transversale.

L'essai a été concluant et un hydrocollecteur recueillant à des intervalles réguliers des fractions d'eau a été placé en cet endroit.

Pour la collecte des sédiments nous utilisons des bacs à boue dit : "type du Rhin, parce qu'ils ont été utilisés lors d'une grande étude faite par l'Euratom vers les années 63. Ce bac a été un peu modifié pour répondre à certaines conditions que l'on rencontre en Meuse.

Enfin, l'Administration des Eaux et Forêts nous procure mensuellement un échantillon de poissons mais pour avoir mensuellement le poids de poisson indispensable pour effectuer une mesure significative, il faut avoir recours à certains moyens de capture pour lesquels nous avons une autorisation spéciale.

Selon l'Administration des Eaux et Forêts, il y a, en Meuse 1500 kg de poissons par Ha de rivière et environ 20.000 pêcheurs se partagent annuellement 68 tonnes de poissons. Une enquête réaliste montre que si l'on s'en tient à la partie comestible du poisson, la consommation de poisson se situe entre 1 et 2 kg par an et par personne composant la famille du pêcheur. Le Prof. LAMBINON vous parlera des végétaux et peut-être aussi des lichens que la pollution industrielle classique élimine progressivement des arbres sur lesquels ils se développent en utilisant l'eau de ruissellement.

Le point important suivant est situé à l'usine de la CIBE à Tailfer, sur la rive droite de la Meuse, là où elle décrit une large courbe en aval de Profondville.

La CIBE fournit de l'eau à plus de 2 millions d'habitants ce qui donne une idée de la dimension de cette voie de transfert.

Les caractéristiques de l'eau de la Meuse, en amont de Namur, sont celles d'une eau relativement peu chargée en matières minérales et même en matières en suspension, sauf en période de fortes pluies où le ruissellement entraîne des terres superficielles le long des versants du bassin mosan. Les travaux entrepris à Houx-Yvoir entraînent également des variations dans la teneur en matières en suspension dont la granulométrie est variable. C'est pourquoi, avec l'aide des services techniques de la CIBE nous avons placé sur une canalisation d'eau brute deux bacs à décantation disposés en série de manière à opérer une séparation des sédiments par gravitation. En outre, lorsque le dépôt le permet, nous recueillons les matières qui se sont collées sur les parois du premier bac et nous obtenons ainsi trois catégories de sédiments. Ceci dépasse un peu le stade de la surveillance mais donne des informations sur l'activité spécifique des sédiments. C'est également un cas où la routine et un certain type de recherche peuvent se faire dans des conditions simples et à peu de frais. La mesure de la radioactivité des eaux et des sédiments a ici une application pratique plus immédiate que la détermination des coefficients de partage ou de la capacité de fixation.

En effet, l'usine de Tailfer peut rejeter en Meuse les eaux boueuses provenant des pulsateurs, des décanteurs et du lavage des filtres à condition que ces eaux répondent aux critères imposés par la loi sur le rejet des eaux usées en rivière. Pour respecter ces conditions, il faut débarasser les eaux boueuses de leurs matières en suspension et lorsque les 4 modules de Tailfer seront opérationnels, le tonnage des boues à évacuer sera d'environ 25 tonnes par jour. Dans ces matières en suspension, il n'y a évidemment pas que les matières en suspension de l'eau brute captée au départ il y a les matières qui ont été co-précipitées ou entraînées lors du traitement de l'eau. Les boues seront finalement déversées dans une ancienne carrière des environs. L'intérêt de notre installation à Tailfer réside dans le fait que les prélèvements sont continus et ne dépendent ni des crues ni de la période de chômage, la prise d'eau étant située dans la passe profonde et pouvant être utilisées en tout temps. Ceci a son impor-

tance parce que si l'usine de Tailfer est alors momentanément arrêtée, l'eau de la Meuse sert également, via le Canal Albert, à l'alimentation des installations de la Société Antwerpse Waterwerken à Oelegem. Enfin, nous recevons un échantillon mensuel moyen composé de fractions quotidiennes de l'eau telle qu'elle est distribués à la population. Pour terminer la description de cette partie du programme de prélèvement, signalons qu'à Godinne, un pêcheur privé fournit périodiquement une partie du produit de sa pêche ce qui permet de voir d'éventuelles différences par rapport à Hastière p.e. celles dues à la distance.

Le réseau installé autour de Chooz a servi de modèle pour Tihange. A la demande d'Electrobel, le Département "Mesure et Contrôle des Radiations" que dirige M. Fieuw au CEN à Mol a fait une étude pour estimer les facteurs de dilution atmosphériques et les taux de déposition moyens applicables aux rejets de routine et aux rejets accidentels dans l'atmosphère de la Centrale de Tihange. L'étude de MM. Bultinck et de Maere s'est fondée sur les observations météorologique relevées sur le site au cours des années 67-68 et 69.

Une campagne de rejets tracés au moyen de fluorescéine a été organisée en août - octobre 1969 afin de vérifier l'applicabilité du modèle théorique et une des conclusions a été de construire une cheminée de 160 m.

A partir de cette étude, nous avons choisi à la limite de Tihange et de Vierset-Barse, sur la plateau non boisé, une ferme dont l'importance permet de donner aux échantillons agricoles une bonne représentativité de la région. Au même endroit, nous collectons les poussières de l'air et les précipitations atmosphériques.

Une deuxième ferme a été retenue dans la vallée à Neuville s/Huy, non loin du pied de la cheminée ; cet endroit a été considéré comme intéressant pour les rejets suivis de wash-out. En plus des mesures habituelles, on mesure l'iode sur les échantillons de lait frais.

Au barrage de la Neuville, on effectue les mêmes opérations qu'à l'écluse d'Hastière c-à-d prélèvement d'eau et capture de poissons. La collecte des sédiments se fait plus en aval à Yvoz-Ramet. En effet, presque toute la totalité du débit de la Meuse est, en cet endroit, aspiré par la centrale hydro-électrique Socolie, et les conditions pour le placement d'un bac à boue à l'entrée du chenal d'accès de l'écluse de Neuville ne sont pas favorables.

Nous prenons également de l'eau au pont d'Engis pour la mesure du Ra-226 qui pourrait provenir de l'usine d'engrais du Prayon mais en réalité,

nous n'en trouvons pas et des échantillons de gypse que les Ponts et Chaussées nous ont donnés à l'occasion d'une opération de dragage en Meuse ont montré que ce gypse était très peu radioactif (0,7 pCi/kg). La présence d'un captage de la SNDE à Amay nous a conduit à analyser trimestriellement un échantillon formé de fractions mensuelles ; ceci nous paraît suffisant compte tenu des conclusions du rapport du Prof. Calmembert où il est dit que l'infiltration d'eau de la Meuse dans la nappe alluviale est très faible et qu'elle n'atteindrait des proportions plus importantes qu'en période de crue ou de pompages intensifs.

Dans le but de mesurer la radioactivité ambiante autour de la centrale de Tihange, un réseau de 13 dosimètres a été installé en des emplacements choisis en fonction de l'étude météorologique d'une part et de la densité de la population d'autre part. Ces dosimètres, étalonnés, relevés et mesurés par le CEN ont été placés avant le démarrage de la centrale de façon à pouvoir apprécier l'influence du rayonnement externe dû essentiellement aux gaz nobles.

L'eau de la Meuse et des sédiments sont encore collectés à Monsin à l'entrée du Canal Albert et enfin, dans le cadre d'une surveillance bi-latérale entre la Belgique et le Pays-Bas des échantillons d'eau de la Meuse sont encore pris à hauteur de Lanaeken.

Au terme de cet exposé, je pense pouvoir dire que le réseau de surveillance ainsi mis en place répond aux exigences de la protection des populations et je voudrais remercier tous ceux qui, à titres divers, rendent possible l'exécution de notre mission de Santé Publique.

A partir d'études complémentaires ou par l'interprétation des résultats accumulés il a été possible de présenter un nombre non négligeable de communications scientifiques à différents congrès internationaux. Nous espérons pouvoir mener à bien une étude pluridisciplinaire sur le comportement des effluents d'une centrale de type PWR dans les écosystèmes d'eau douce.

Ce programme a reçu l'appui des Communautés Européennes et se fera avec la participation du CEN, de l'Université de Liège et des Facultés Universitaires de Namur.

REFERENCES

- Problèmes soulevés par l'application des recommandations de la CIPR - Prof. Jammet et Mèchali - Salzbourg 1977
- Rapports CEN/Santé Publique sur la surveillance autour des installations nucléaires.
- Séminaire Euratom sur la radioactivité des eaux de la Meuse - 1975.
- CIBE : Usine de Tailfer Ir. Achten.



### SAMENVATTING

Na herinnerd te hebben aan de doelstellingen van een programma betreffende het toezicht op de omgeving van nucleaire krachtcentrales, wordt aandacht besteed aan de uitvoering van het programma in de omgeving van Chooz en Tihange.

De principes die aan de grondslag liggen van het ontwerp van deze programma's, worden eveneens beschreven.

### RESUME

Après avoir rappelé les objectifs d'un programme de surveillance de l'environnement autour des Centrales nucléaires, cet exposé décrit l'exécution du programme autour des Centrales de Chooz et Tihange. Les principes qui ont servi de base à la mise en place de ces programmes sont également décrits.

### SUMMARY

After reminding the objectives of a program, concerning the surveillance of the environment in the neighbourhood of nuclear power stations, attention is given to the realisation of the program near the power stations of Chooz and Tihange.

The basic principles, underlying the conception of these programs are also described.

## LE TRITIUM DES EFFLUENTS LIQUIDES D'INSTALLATIONS NUCLEAIRES

R. KIRCHMANN, C. PIRON, M. MEURICE, E. FAGNIART, C. SIRONVAL

Département Radiobiologie, C.E.N./S.C.K., 2400 MOL, Belgique  
Département Botanique, Université Liège, 4000 SART TILMAN, Belgique

Le 25 mai 1977

## RESUME

Le tritium des effluents liquides peut avoir des origines multiples et revêtir des formes physico-chimiques diverses. Certaines formes organiques tritiées peuvent constituer un risque particulier en raison de leur incorporation préférentielle par les organismes vivants.

Des algues (*Scenedesmus obliquus*) cultivées dans les effluents permettent de détecter de telles molécules et par conséquent d'évaluer l'importance de cette fraction contaminante. La culture d'algues sur effluents constitue donc un test biologique. En plus de cette méthode de détection, des méthodes physiques et chimiques permettent de fractionner les diverses formes physico-chimiques du tritium. Quelques exemples d'application de ces méthodes à des effluents provenant de laboratoire de synthèse de molécules marquées et de centrales nucléaires de type PWR sont présentés.

## 1. INTRODUCTION

La caractéristique essentielle du tritium est d'être un radioisotope de l'hydrogène, élément vraiment fondamental des tissus. Des expérimentations "in vitro" ont montré que le tritium de l'eau peut s'échanger avec l'hydrogène de l'eau légère et l'hydrogène de diverses molécules organiques. Des expérimentations "in vivo" ont clairement mis en évidence l'incorporation du tritium à partir d'eau tritiée dans des molécules organiques. Ceci a été montré dans le cas de chaînes alimentaires terrestres par Kirchmann et al. (1-4) et par Koranda et Martin (5), et, dans celui des chaînes aquatiques, dans diverses expérimentations (6-10). Cependant on observe toujours une discrimination plus ou moins nette en faveur de l'hydrogène léger.

Mais le tritium des effluents liquides peut avoir des origines multiples et revêtir des formes physico-chimiques diverses. La variété des combinaisons organiques tritiées, commercialisées et utilisées dans maintes applications, laisse prévoir l'existence dans les effluents d'un nombre important de composés tritiés très variés, en particulier de composés

chimiquement et biochimiquement voisins des molécules de grand intérêt biologique (11,12). Il paraît donc insuffisant de baser une évaluation des risques sur des études de contamination par l'eau tritiée seule.

C'est ainsi que les études effectuées en 1972 sur le site Molse-Nete, dans le cadre d'un contrat avec l'Association Euratom - CEA, ont montré que les activités spécifiques ( $Ci \text{ } ^3H/g \text{ H}$ ), mesurées dans la matière organique des plantes et animaux aquatiques, vivants dans l'écosystème recevant les effluents liquides des installations nucléaires complexes du CEN, étaient largement supérieures à celles du cours d'eau récepteur. C'est pourquoi nous avons été amenés logiquement à étudier la disponibilité biologique de composés tritiés présents dans les effluents réels provenant d'un laboratoire de synthèse de molécules marquées au tritium. Dans une communication antérieure (13), nous avons résumé les données expérimentales, obtenues en laboratoire, sur le taux d'incorporation du tritium de ces effluents, respectivement dans le lait d'une vache ayant consommé ces effluents dans son eau d'abreuvement, dans les organes de poissons ayant séjourné dans de l'eau contaminée par ces effluents et dans une algue commune d'eau douce, cultivée sur un milieu auquel ces effluents étaient incorporés.

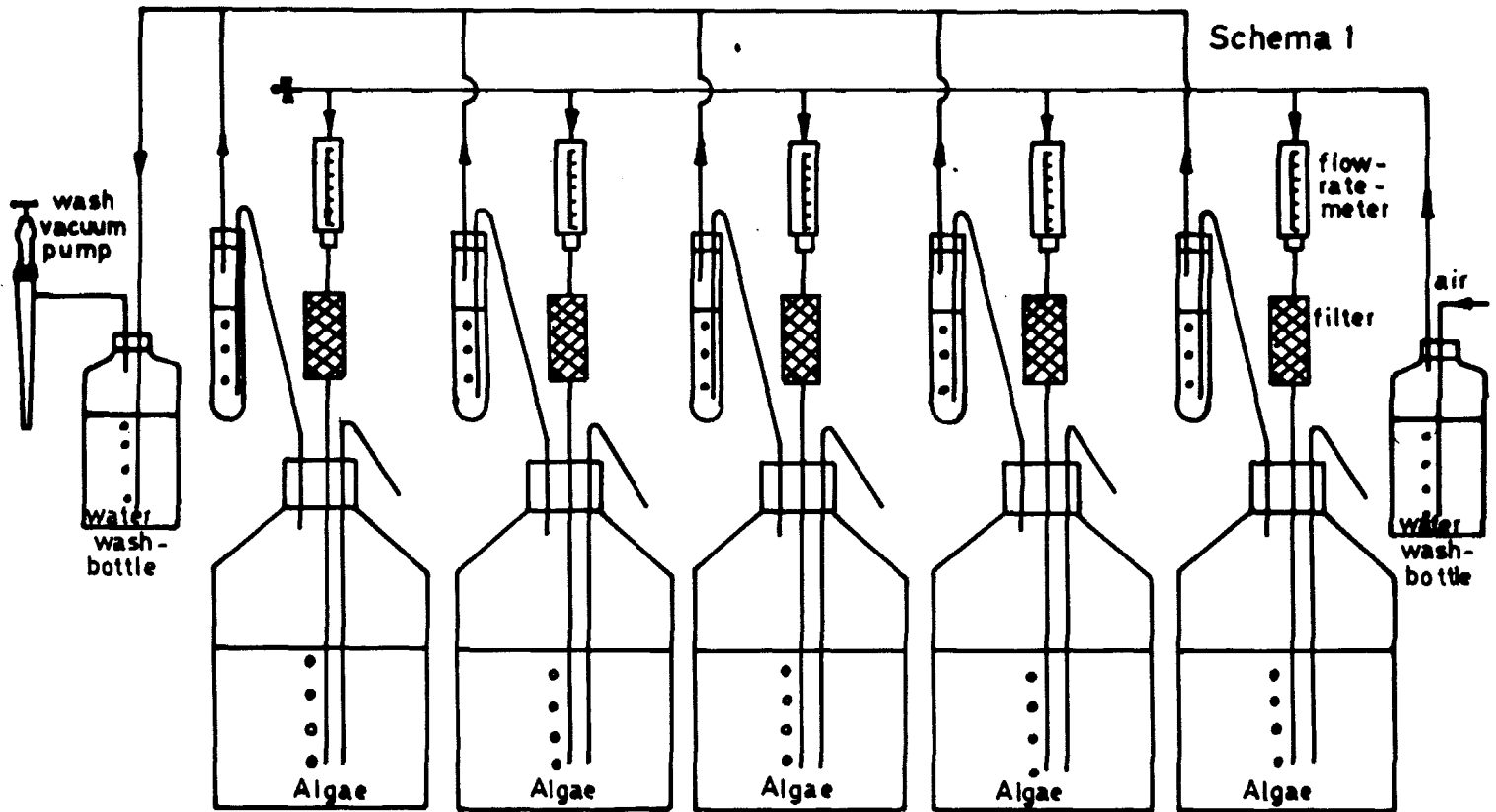
Les résultats de ces expériences ont confirmé qu'une partie du tritium présent est incorporée préférentiellement dans la matière organique des organismes tests utilisés (algues, poissons, ruminants).

Par ailleurs, les mesures des teneurs en tritium organique d'échantillons biologiques récoltés périodiquement en Meuse belge ont révélé, en règle générale, des activités spécifiques plus élevées dans la faune et la flore que dans l'eau de Meuse correspondante.

Il semble donc qu'une partie du tritium présent dans les effluents rejetés soit sous forme organique et biologiquement disponible, ce qui correspond à la constitution d'un pool  $^3H$  organique dans la rivière, dont le temps de résidence est long et l'activité spécifique plus élevée que celle du tritium présent sous forme d'eau tritiée.

Ce phénomène ne serait d'ailleurs pas limité aux écosystèmes aquatiques mais, d'après les résultats récents publiés par Boyen et Welfors (14), se manifeste aussi dans d'autres compartiments de l'environnement, pour lesquels l'activité spécifique dans la fraction organique est plus élevée que celle observée dans la fraction aqueuse.

Il est évident que si l'on désire évaluer la dose due au tritium à la



Schematic drawing of algae culture apparatus.

population dans son ensemble il faut considérer les sources et la distribution du tritium entre les compartiments "lié" et "aqueux".

L'objet de la présente communication est la description de méthodes permettant d'une part la détection de constituants organiques tritiés, biologiquement disponibles, et d'autre part, la séparation des diverses formes physico-chimiques du tritium présent dans un effluent. Quelques cas concrets d'application illustrent les méthodes décrites.

## 2. DETECTION ET MESURE DU TRITIUM ORGANIQUE, BIOLOGIQUEMENT DISPONIBLE

### 1. Expérimentation et résultats (15)

#### a) Culture d'algues

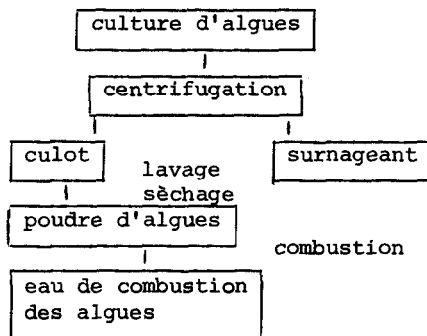
Un schéma du dispositif expérimental pour la culture de l'algue Scenedesmus obliquus, en conditions contrôlées, est donné dans la figure 2.1.1.

Les flacons de culture contiennent chacun cinq litres de milieu de culture (selon HANS, MARTIN, MULLER - Planta 56, 355-574 1961) et sont soumis à un régime d'éclairément de 12 heures par jour.

De l'air comprimé épuré est insufflé dans les flacons de culture, le débit est réglé à 1,5 l/min.

Des flacons laveurs retiennent les vapeurs d'eau tritiée entraînées par la circulation d'air; un tube immergé dans la culture, en surpression, permet d'obtenir des échantillons du milieu pour le comptage des algues.

Après culture, les algues sont traitées selon le schéma ci-dessous



b) Mesure du  $^3\text{H}$  incorporé dans la matière sèche

Le tritium incorporé dans la fraction organique des algues est mesuré sous forme d'eau tritiée obtenue par combustion de la matière sèche dans un courant d'oxygène (débit environ 300 ml/min) à 900°C; les produits de combustion passent dans un lit de catalyse, à 700°C, et finalement l'eau tritiée formée est piégée dans un récipient plongeant dans un bain d'acétone saturé de neige carbonique. L'eau tritiée est alors transférée par lavage à l'aide d'une solution scintillante, directement dans la fiole de comptage.

Un facteur de correction, calculé à partir de la combustion d'un standard ayant une teneur connue en tritium organique, est appliqué au résultat de la mesure par scintillation liquide.

c) Expériences

- Culture d'algues sur eau tritiée

La densité d'algues après inoculation était respectivement :

flacon témoin :  $2,76 \cdot 10^5$  algues/ml

flacons radioactifs :

I :  $2,30 \cdot 10^5$  algues/ml

II :  $2,90 \cdot 10^5$  algues/ml

III :  $2,61 \cdot 10^5$  algues/ml

IV :  $2,54 \cdot 10^5$  algues/ml

- Résultats : les mesures d'activité des milieux de culture et des algues récoltées après 20 jours de croissance sont indiquées dans le tableau 2.1.1.

Tableau 2.1.1.

| Flacon | Milieu de culture<br>(surnageant)<br>pCi/ml | Algues           |                          | pCi/ml eau comb.<br>pCi/ml mil. cul. |
|--------|---|------------------|--------------------------|--------------------------------------|
|        |   | pCi/g mat. sèche | pCi/ml eau de combustion |                                      |
| I      | 346.874                                     | 134.546          | 286.268                  | 0,82                                 |
| II     | 301.045                                     | 143.690          | 305.723                  | 1,01                                 |
| III    | 356.342                                     | 152.906          | 325.332                  | 0,91                                 |
| IV     | 304.362                                     | 130.823          | 278.346                  | 0,91                                 |
|        |   |                  | moyenne                  | 0,91                                 |

- Cinétique d'incorporation

Les résultats d'une expérience de cinétique de fixation, par les algues, du tritium présent dans un effluent filtré montrent que cette fixation a lieu au cours des 12 premières heures et qu'un contact prolongé n'augmente pas significativement la teneur en  $^3\text{H}$  de la matière sèche de l'algue.

- Etude de l'influence de la concentration en algues sur l'incorporation du tritium

L'expérience consistait à cultiver des quantités croissantes d'algues sur l'effluent radioactif. Elle avait pour but de voir l'effet de la concentration en algues sur l'incorporation du tritium et nous permettait ainsi de voir si on pouvait améliorer le taux total d'incorporation par les algues en augmentant la quantité d'algues inoculées au départ de la culture.

L'examen des résultats conduit aux constatations ci-après :

1. Plus le nombre d'algues inoculées augmente, plus le facteur croissance diminue.
2. Lorsque le nombre d'algues inoculées augmente, le taux d'incorporation du tritium par ces algues augmente légèrement.
3. Plus le nombre d'algues inoculées augmente, plus le rapport de concentration du tritium dans les algues et le milieu de culture diminue.

- Cultures en cascade d'un même lot d'algues sur un milieu de culture contaminé renouvelé.

Il s'agit d'expériences consistant à inoculer des algues "chaudes" provenant d'une première culture sur effluent radioactif dans l'effluent radioactif frais de même origine, afin de voir si les algues ayant déjà incorporé du tritium au cours d'une culture sont capables d'augmenter leur concentration en tritium lorsqu'on les replace dans un milieu radioactif frais, c.à.d. non appauvri en molécules organiques tritiées.

Si l'on examine, les résultats relatifs aux teneurs en  $^3\text{H}$  de la matière sèche des algues cultivées en cascade dans des milieux contenant de l'effluent filtré, on constate que la concentration reste du même ordre de grandeur de la culture n° 1 à la culture n° 3 ce qui indique qu'un équilibre s'établit entre les teneurs en  $^3\text{H}$  organique des algues et la concentration en molécules organiques du milieu de culture.

- Etude de l'incorporation du tritium d'un même effluent par des cultures successives.

Il s'agit d'expériences consistant à réensemencer un effluent appauvri en molécules organiques tritiées par une 1ère culture d'algues, avec des algues "froides", afin de voir si ces dernières fixent encore du tritium. Ceci devait nous permettre de savoir si toutes les molécules organiques tritiées biologiquement disponibles sont incorporées au cours d'une seule culture ou pas.

L'examen des résultats révèle que les algues n'épuisent pas entièrement le milieu radioactif en molécules organiques tritiées au cours d'une première culture (30 jours) puisqu'elles emmagasinent encore du tritium au cours des deuxième (39 jours) et troisième (28 jours) cultures sur le même effluent.

D'autre part, la concentration en  $^3\text{H}$  des algues diminue au cours de chaque culture successive : les algues n'incorporent donc pas du  $^3\text{H}$  jusqu'à saturation mais elles emmagasinent le tritium en fonction de la concentration en molécules organiques tritiées du milieu de culture. Cette conclusion corrobore celle découlant des expériences de cultures en cascade d'un même lot d'algues sur un milieu de culture contaminé renouvelé.

## 2. Applications

### a) Effluents provenant d'un laboratoire de synthèse de molécules marquées

Dans le tableau 2.2.1. figurent les données et résultats expérimentaux relatifs à trois effluents différents.

L'examen de ce tableau permet de dégager quelques constatations : Les valeurs du rapport d'accumulation : (activité de l'eau de combustion des algues) / (activité du milieu de culture contaminé) varient selon les effluents ce qui n'est guère surprenant étant donné l'origine de ces effluents.

Quant au taux d'incorporation on observe que les valeurs sont faibles et limitées à quelques pourcents de l'activité totale initialement présente dans le milieu de culture.

### b) Effluents provenant de centrales nucléaires, type PWR

Les données et résultats expérimentaux relatifs à 5 effluents différents sont groupés dans le tableau 2.2.2.



TABLEAU 2.2.1.

| Effluents IRE    |                     |   | Algues   |  |  |  | Rapport d'accumulation  |
|------------------|---------------------|---|--|--|--|--|---|
| Date de collecte | Traitement          | Activité initiale milieu culture (nCi/ml) | Teneur en $^3\text{H}$ de matière sèche ( $\mu\text{Ci/gMS}$ ) | Teneur en $^3\text{H}$ eau de combustion ( $\mu\text{Ci/ml}$ ) | Taux d'incorporation (% de activité totale initialement dans le milieu de culture) | Activité spécifique AS ( $\mu\text{Ci}^3\text{H/gH}$ ) | Activité de l'eau combustion algues<br><u>Activité milieu culture</u> |
| 22/10/1973       | 1) filtré non dilué | 52<br>(IRE/SC73)                          | 0,85<br>(IRE/SC68)   | 1,41   | 0,7  | 12,7   | 27,1  |
| 16/11/1973       | 2) filtré non dilué | 76,5<br>(IRE/SC74)                        | 2,46<br>(IRE/SC69)   | 4,1  | 0,8  | 36,9   | 53,6  |
| 19/11/1973       | 3) filtré non dilué | 70,3<br>(IRE/SC75)                        | 1,85<br>(IRE/SC70)   | 3,08   | 0,7  | 27,7   | 26,3  |

TABLEAU 2.2.2.  
INCORPORATION PAR LES ALGUES DU <sup>3</sup>H D'EFFLUENT PROVENANT DE CENTRALES PWR.

| Effluent filtré | Activité initiale du milieu de culture<br>nCi/ml | Teneur en <sup>3</sup> H de la mat. sèche des algues<br>nCi/gMS | Taux d'incorporation<br>% | Teneur <sup>3</sup> H de l'eau de comb.<br>nCi/ml | Conc. THO comb.<br>-----<br>Conc. <sup>3</sup> H milieu de culture |
|-----------------|--|---|---------------------------|---|--|
| DE 11783        | 2,829  | 4,186   | $2,2 \cdot 10^{-3}$       | 8,93  | 3,16   |
| DE 11785        | 1,174  | 10,062  | $2,1 \cdot 10^{-2}$       | 21,46   | 18,28  |
| DE 11787        | 1,616  | 35,671  | $4,3 \cdot 10^{-2}$       | 76,09   | 47,08  |
| TiE 12289       | 5,132  | 2,155   | $2,0 \cdot 10^{-3}$       | 4,60  | 0,90   |
| GE 7678         |  |   |                           |   |  |
| dilué 2x        | 16,575   | 6,805   | $6,9 \cdot 10^{-4}$       | 14,49   | 0,87   |
| dilué 10x       | 3,210  | 1,133   | $4,3 \cdot 10^{-3}$       | 2,41  | 0,75   |

L'examen des résultats permet de dégager quelques constatations :

- Les valeurs du rapport d'accumulation (conc. THO combustion/conc.  $^3\text{H}$  du milieu de cult.) sont supérieures à 1 en ce qui concerne les effluents provenant de Doel (DE 11783, 11785, 11787) ce qui indique la présence de molécules organiques tritiées biologiquement disponibles dans le milieu de culture, cependant les valeurs du taux d'incorporation sont faibles et représentent environ le cinquième de l'activité présente dans le résidu de distillation (tableau 3.2.2., DE 11782).
- La valeur du rapport d'accumulation est de 0,90 dans le cas de l'effluent (TiE 12289) en provenance de Tihange, ce résultat est égal à celui qui a été obtenu lors de l'expérience de culture d'algues en présence uniquement d'eau tritiée; dans l'effluent de Tihange il n'y a donc pas de molécules organiques tritiées biologiquement disponibles.

De même les valeurs des rapport de concentration sont inférieures à l'unité pour chacune des cultures faites à partir de l'effluent SENA (Chooz) GE 7678 ce qui indique qu'il n'y a pas de tritium sous forme organique biologiquement disponible, dans cet effluent.

### 3. SEPARATION DE DIVERSES FORMES PHYSICO-CHIMIQUES DU TRITIUM PRESENT DANS UN EFFLUENT

#### 1. Méthode expérimentale

##### a) Analyse microbiologique

Nous utilisons un moyen facile de contrôle bactériologique de l'effluent, c'est un contrôleur d'eau MILLIPORE appelé : "Dipstick". Chaque contrôleur d'eau est stérilisé, emballé aseptiquement et prêt à l'emploi.

Lorsque le contrôleur d'eau Millipore est plongé dans l'échantillon, le tampon absorbant aspire rapidement 1 ml d'eau à travers le filtre à la surface duquel sont retenues toutes les bactéries de taille supérieure au diamètre des pores. L'eau qui pénètre dans le tampon humidifie aussitôt le milieu nutritif, qui diffuse à travers les pores, vers la surface du filtre où il assure la nutrition des bactéries piégées, leur permettant de se développer durant l'incubation, en

colonies visibles, faciles à examiner et à compter.

Les dipsticks après ensemencement sont incubés 24 h à 25°C

puis 24 h à 37°C.

#### b) Fractionnement

##### - Filtration sur Millipore.

Filtration sous hotte, sous vide et sur filtres Millipores (diamètre des pores : 0,45  $\mu\text{m}$ ). Il faut changer plusieurs fois de filtre car ils se colmatent rapidement.

##### - Passage sur colonnes échangeuses d'ions.

Le filtrat récolté sous le filtre Millipore passe successivement sur colonnes chargées respectivement d'environ 150 g de résine anionique (amberlite IR 400 20-25 mesh  $\text{Cl}^-$ ) et de résine cationique (amberlite IR 120 28-35 mesh  $\text{H}^+$ ). La veille, on met à tremper les résines dans l' $\text{H}_2\text{O}$  distillée.

##### - Distillation.

Le percolat provenant des résines échangeuses d'ions est distillé dans un appareil à distillation fermé afin d'éviter tout échange de tritium avec l'atmosphère (bouchon de silicagel).

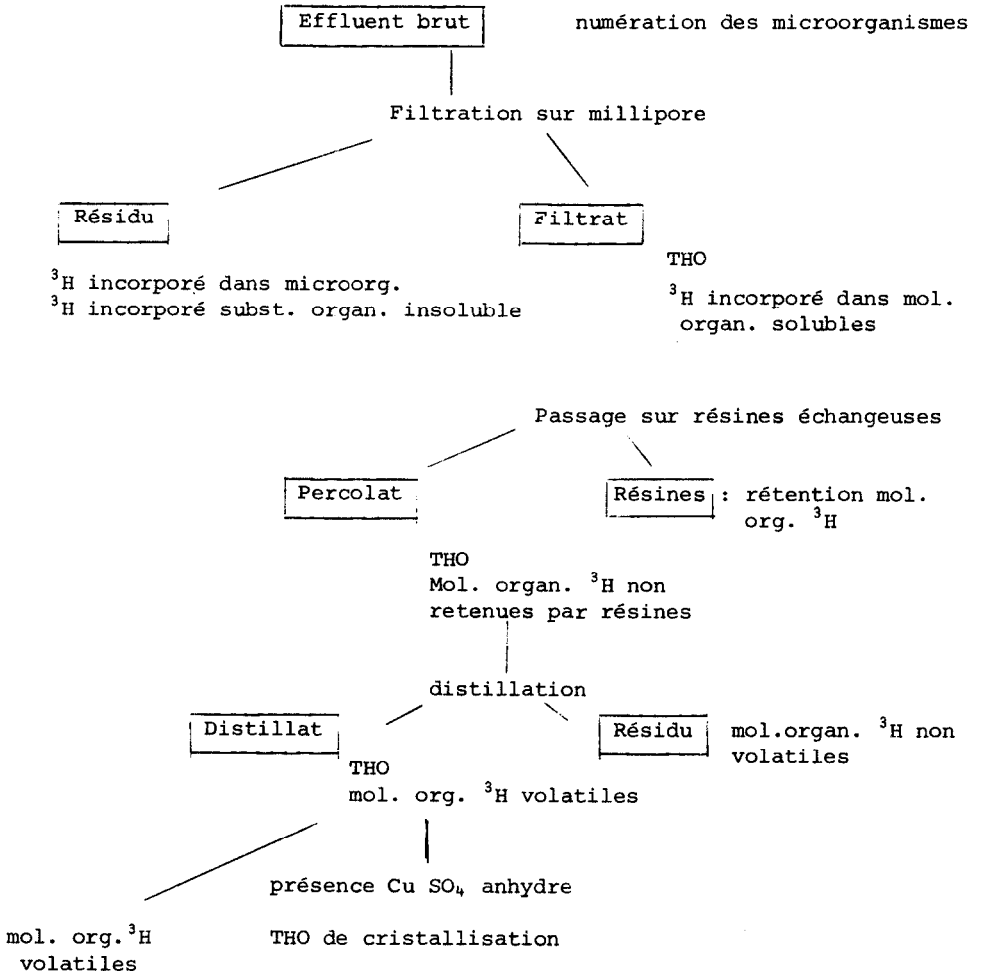
A la fin de l'expérience, le silicagel est placé à l'étuve à 110°C (déshydratation).

A la fin de la distillation, on ne chauffe pas à sec mais on laisse, avec le résidu, un peu d'effluent non distillé. Le résidu est séché ensuite à 110°C, à l'étuve, avant d'être comburé (BMO).

##### - Hydratation de $\text{Cu SO}_4$ anhydre.

Un problème important est celui de la détermination du tritium présent sous forme d'eau. Or la distillation ne permet pas cette certitude, c'est pourquoi il a été fait appel à la propriété du  $\text{Cu SO}_4$  anhydre de s'hydrater à température ordinaire en fixant 5 molécules d'eau par molécule de  $\text{CuSO}_4$  et de perdre cette eau de cristallisation par chauffage : à 110°C 4 molécules sont libérées et à 240°C le  $\text{Cu SO}_4$  redevient anhydre en libérant ses 5 molécules d'eau. Il faut éviter un chauffage trop prononcé car à partir de 650°C le  $\text{Cu SO}_4$  se décompose en s'oxydant. En pratique l'opération de libération de l'eau piégée s'effectue à 500°C et la collecte de cette eau en vue de la mesure du tritium est réalisée à l'aide du BMO (Biological Material Oxidiser).

Schéma de fractionnement



### 3. Applications.

#### a) Effluents provenant d'un laboratoire de synthèse de molécules marquées.

L'examen des résultats du tableau 3.2.1. indique que le distillat de l'effluent contient très peu de matière organique biologiquement disponible, d'autre part les substances volatiles ne semblent pas inhiber significativement la croissance des algues. C'est à partir du résidu de distillation que la fixation du tritium par les algues est la plus élevée, cependant il y a probablement entraînement de la fraction particulaire par le culot des algues.

Le passage sur résine permet de retenir une partie du  $^3\text{H}$  organique biologiquement disponible; le passage successif sur les résines cationiques et anioniques est plus efficace du point de vue appauvrissement de l'effluent en molécules tritiées biologiquement disponibles que la distillation.

#### b) Effluents provenant de centrales nucléaires, type PWR.

Les données obtenues pour les diverses fractions séparées de quelques effluents sont reprises dans le tableau 3.2.2.

L'examen du tableau récapitulatif 3.2.2 permet de dégager certaines constatations:

- les concentrations en tritium dans le distillat des divers effluents varient de deux ordres de grandeur selon l'origine,
- le tritium associé au résidu de distillation est mesurable dans la majorité des effluents récoltés mais ce tritium représente un pourcentage faible (valeur maximum observée:  $1,4,10^{-2}\%$ ),
- aucune rétention significative n'a été opérée par les résines échangeuses d'ions.

### 4. Conclusions générales.

#### a) Effluents produits par les laboratoires de synthèse ou d'utilisation des molécules organiques $^{-3}\text{H}$ .

Les résultats expérimentaux obtenus par l'application des méthodes décrites montrent que le tritium présent dans l'effluent représentatif provenant d'un laboratoire de synthèse de molécules marquées, est incorporé préférentiellement dans la matière organique de l'algue par

TABLEAU 3.2.1.

INCORPORATION DU TRITIUM D'UN MEME EFFLUENT AYANT SUBI DIVERS TRAITEMENTS PREALABLES A LA CULTURE

| Traitement<br>(Effluent<br>composite<br>IRE)     | Act. initiale<br>du milieu de<br>culture<br><sup>3</sup> H nCi/ml | Poids sec<br>des algues<br>récoltées<br>g | Teneurs en<br><sup>3</sup> H de la ma-<br>tière sèche<br>nCi/g MS | Taux d'in-<br>corporation<br>globale<br>% | Teneurs en<br><sup>3</sup> H de l'eau<br>de combust.<br>µCi/ml | $\frac{\text{Conc. THO combust.}}{\text{Conc. } ^3\text{H milieu cult.}}$ |
|--|---|---|---|---|--|---|
| Distillat  | 121,0   | 2,5497                                    | 210,8   | 0,085                                     | 0,449  | 3,71  |
| Résidu de<br>distillation                        | 103,05  | 1,1890                                    | 4953,6  | 1,07                                      | 10,562   | 102,5   |
| Passage sur<br>résine cati-<br>on.               | 117,2   | 3,5822                                    | 449,5   | 0,258                                     | 0,958  | 8,17  |
| Passage sur<br>résine<br>anion.                  | 111,2   | 3,3577                                    | 669,6   | 0,379                                     | 1,428  | 12,84   |
| Passage suc-<br>cessif sur<br>les 2 ré-<br>sines | 98,0  | 4,2916                                    | 146,8   | 0,121                                     | 0,313  | 3,19  |

TABLEAU 3.2.2.

| N° échantillon<br>(Effluent de<br>centrales<br>PWR) | Activité dis-<br>tillat<br>pCi/ml | Résidu dis-<br>tillation<br>% (a) | % Retention sur filtre<br>(a) |       |                     | Retention colonne<br>résine |                 | Microorganismes |        |         |
|---|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|-------|---------------------|-----------------------------|-----------------|-----------------|--------|---------|
|   |                                   |                                   | millipore                     |       |                     | anion<br>(pCi)              | cation<br>(pCi) | germes/<br>ml   | lev/ml | mois/ml |
|   |                                   |                                   | 5μ                            | 0,45μ | 0,1μ                |                             |                 |                 |        |         |
| GE 7636   | 820920                            | $6,2 \cdot 10^{-4}$               | $2,0 \cdot 10^{-4}$           | ~ 0   | $3,3 \cdot 10^{-5}$ | ~ 0                         | ~ 0             | 36              | 47     | 1       |
| TiE 12277   | 19310                             | $\sim 3,8 \cdot 10^{-3}$          | $1,7 \cdot 10^{-4}$           |       | $1,5 \cdot 10^{-3}$ | ~ 0                         | ~ 0             | 808             | 0      | 1       |
| DE 11782  | 6067                              | $1,2 \cdot 10^{-2}$               |                               |       |                     | ~ 0                         | ~ 0             | 6860            | 365    | 3       |

(a) : pourcentage de l'activité tritium présente dans l'effluent brut.



rapport au tritium rejeté sous forme d'eau tritiée.

Les valeurs du facteur d'accumulation, mentionnées dans le tableau 3.2.1. montrent que les traitements physiques ou chimiques tels que distillation et résine échangeuse d'ions diminuent le taux d'incorporation du tritium organique dans l'algue, en prenant les algues cultivées sur l'effluent brut comme référence. La distillation, ainsi les résines couplées (anion + cation) produisent respectivement un distillat et un percolat contenant peu de  $^3\text{H}$  biologiquement disponible. Par contre le  $^3\text{H}$  du résidu de distillation est bien fixé par les algues.

Cependant si l'on considère les valeurs du pourcentage de  $^3\text{H}$  biologiquement disponible on constate que la valeur maximale observée est inférieure à 1%. Les effluents rejetés bien que contenant une forte proportion (71,8%) de  $^3\text{H}$  sous forme organique, seule une très faible fraction peut être incorporée par les algues; cette fraction varie de 0,94% à 0,087% selon le traitement appliqué à l'effluent. Mais, du point de vue sanitaire, cette fraction prend toute son importance en raison des activités spécifiques élevées des molécules tritiées de l'effluent qui sont incorporables par les algues et les maillons suivants de la chaîne alimentaire.

Sur le plan pratique, les traitements de décontamination des effluents (en ce qui concerne les molécules tritiées biologiquement disponibles) sont, par ordre d'efficacité décroissante : la culture d'algues, la distillation, les résines échangeuses d'ion (en mélange) et la filtration.

*b) Effluents produits par les centrales nucléaires, type PWR.*

L'ensemble des résultats obtenus par la mise en oeuvre de diverses techniques décrites permet de conclure qu'en ce qui concerne les effluents des centrales nucléaires PWR prospectées, ces derniers contiennent essentiellement le tritium sous forme d'eau tritiée. Cependant du  $^3\text{H}$  est incorporé dans les microorganismes présents dans ces effluents et le calcul révèle que les activités  $^3\text{H}$  pouvant être associées à ces organismes seraient plusieurs milliers de fois plus élevées que celles du distillat de l'effluent brut; il faut aussi ajouter que le tritium associé au résidu de distillation représente un très faible pourcentage du tritium total de l'effluent brut.

- c) *Les résultats obtenus confirment, à nouveau que les végétaux aquatiques ne concentrent pas le tritium lorsqu'il est rejeté sous forme d'eau tritiée.*
- d) *La culture d'algues, en laboratoire, sur un milieu contenant des effluents radioactifs permet d'y détecter la présence de molécules organiques tritiées, biologiquement disponibles et par conséquent d'évaluer les risques particuliers résultant de tels rejets.*
- e) *Enfin la culture massive d'algues pourrait constituer un moyen de décontamination des effluents contenant du tritium organique biologiquement disponible.*

#### REMERCIEMENTS

Les auteurs expriment leur profonde gratitude à l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, du Ministère de la Santé Publique, ainsi qu'à la Commission des Communautés Européennes pour les subsides alloués, sans lesquels cette étude n'aurait pu être réalisée.

## REFERENCES.

- (1) KIRCHMANN, R., LAFONTAINE, A., VAN DEN HOEK, J., KOCH, G., C.R. Soc. Biol. 163 6 (1969) 1459-63.
- (2) KIRCHMANN, R., VAN DEN HOEK, J., LAFONTAINE, A., Health Phys. 21 1 (1971) 61-66.
- (3) KIRCHMANN, R., VAN DEN HOEK, J., KOCH, G., ADAM, V., "Tritium" (Moghissi, A.A., Carter, M.W., Eds.) Messenger Graphics, Phoenix (1973) 341-48.
- (4) VAN DEN HOEK, J., KIRCHMANN, R., Rapport EURATOM EUR 4800 (1972) 1121-33.
- (5) KORANDA, J.J., MARTIN, J.R. "Tritium" (Moghissi, A.A., Carter, M.W., Eds.) Messenger Graphics, Phoenix (1973) 430-55.
- (6) WEINBURGER, D., PORTER, J.W., Arch. Biochem. Biophys. 50 (1954) 160-68.
- (7) KANAZAWA, T., KANAZAWA, K., BASSHAM, J.A., Environ. Sci. Technol. 6 7 (1972) 638-42.
- (8) KIRCHMANN, R., BONOTTO, S. (Actes 5e Coll. Intern. Ocean. Medic.) Libreria Bonanzinga, Messine (1973) 325-33.
- (9) ROSENTHAL, G.M., STEWART, M.L., USAEC CONF-7105-01-24.
- (10) BRUNER, H.D. "Tritium" (Moghissi, A.A., Carter, M.W., Eds.) Messenger Graphics, Phoenix (1973) 303-13.
- (11) EVANS, E.A., Tritium and its compounds, Butterwords, Londres (1966).
- (12) FEINENDEGEN, L.E., Tritium-labeled Molecules in Biology and Medicine, Academic Press, New York (1967).
- (13) KIRCHMANN, R., Journ. Belge de Radiologie, 58 2 (1975) 135-45.
- (14) BOYEN, WELFORS, Health Phys., 30 (1976) 203-208.
- (15) KIRCHMANN, R., PIRON, C., FAGNIART, E., MEURICE, M., Rapport d'étude, contrat 642/210-0/1975, Institut Hygiène et Epidémiologie (MSP).

## SAMENVATTING

Het tritium aanwezig in vloeibare effluënten kan van velerlei oorsprong zijn en onder verscheidene fysico-chemische vormen voorkomen. Sommige van deze getritieerde organische vormen betekenen een verhoogd risico omdat zij door levende organismen preferentieel opgenomen worden. Algen (*Scenedesmus obliquus*) gekweekt in vloeibaar effluent laten toe zulke moleculen op te sporen en laten eveneens toe de belangrijkheid van deze besmettende fractie te schatten.

De kulturen van algen op vloeibaar effluent wordt dus gebruikt als biologische test.

Naast de hierboven beschreven detectiemethode laten andere fysische en chemische methoden toe de verschillende fysische en chemische getritieerde vormen van elkaar te scheiden. Enkele voorbeelden van deze methoden, toegepast op effluënten afkomstig van een laboratorium dat de synthese van gemerkte moleculen uitvoert en toegepast op effluënten afkomstig van kerncentrales van het type PWR, zijn in dit artikel opgenomen.

## RESUME

Le tritium des effluents liquides peut avoir des origines multiples et revêtir des formes physico-chimiques diverses. Certaines formes organiques tritiées peuvent constituer un risque particulier en raison de leur incorporation préférentielle par les organismes vivants.

Des algues (*Scenedesmus obliquus*) cultivées dans les effluents permettent de détecter de telles molécules et par conséquent d'évaluer l'importance de cette fraction contaminante. La culture d'algues sur effluents constitue donc un test biologique. En plus de cette méthode de détection, des méthodes physiques et chimiques permettent de fractionner les diverses formes physico-chimiques du tritium. Quelques exemples d'application de ces méthodes à des effluents provenant de laboratoire de synthèse de molécules marquées et de centrales nucléaires de type PWR sont présentés.

## ZUSAMMENFASSUNG

Tritium in Abwässern kann aus verschiedenartigsten Quellen stammen und in unterschiedlichen physikochemischen Formen vorkommen. Bestimmte organische Formen von Tritium können hierbei ein besonderes Risiko darstellen, da sie bevorzugt in Lebewesen eingebaut werden.

Algen (*Scenedesmus obliquus*), die in den Abwässern kultiviert werden, erlauben es solche Moleküle festzustellen und so die Bedeutung dieser kontaminierenden Fraktion zu bewerten. Die Kultur solcher Algen stellt daher einen biologischen Test dar. Zusätzliche physikalische und chemische Methoden ermöglichen es die physikochemischen Formen des Tritiums zu fraktionieren, Beispiele für die Anwendung dieser Methoden für Abwässer von Laboratorien, die sich mit der Synthese markierter Verbindungen befassen, und von Kernzentralen des Typs PWR werden gegeben.

## SUMMARY

Tritium in liquid effluents may have multiple origins and may prevail in different physico-chemical states. Certain organic tritium compounds may constitute a particular risk due to their preferential absorption by living organisms.

Algae (*Scenedesmus obliquus*) cultivated in effluents, allow the detection of such molecules and consequently the evaluation of the importance of this contaminating fraction.

The culture of algae on effluents constitutes therefore a biologic test. As an extension of this detection method, physical and chemical methods make it possible to fractionate some physico-chemical forms of tritium. Some examples of application of these methods, on laboratory effluents prevailing from syntheses of marked molecules and from nuclear power stations of type PWR are presented.

## ETUDE RADIOSEDIMENTOLOGIQUE DE LA MEUSE

PICAT P. GRAUBY A. DEBEUNS G.

Section de Radioécologie

C.E.N. CADARACHE

13115 - ST PAUL LEZ DURANCE B.P. n° 1 (FRANCE)

31 mai 1977

Annales de l'Association Belge de Radioprotection

Vol. 2 n° 3

## RESUME

Cette étude consistait en une mesure de la radioactivité des sédiments de la MEUSE entre HUY et la frontière belgo-hollandaise et du canal ALBERT entre MONSIN et le bassin de LANAKEN, avant la divergence du réacteur de TIHANGE. On observe un marquage des fonds par 3 nucléides présents dans les rejets d'une centrale P.W.R.  $^{137}\text{Cs}$  -  $^{134}\text{Cs}$  -  $^{60}\text{Co}$ . Un bilan des activités spécifiques et totales, actuellement déposé pour chaque radioélément, est donné ainsi qu'une prévision d'évolution de la contamination en fonction des nouveaux rejets radioactifs en MEUSE. Un schéma de surveillance est enfin présenté ainsi que des recommandations pour une meilleure définition du rôle joué par les alluvions mosanes vis à vis de la radioactivité artificielle apportée.

## INTRODUCTION

L'étude radiosédimentologique d'un cours d'eau est la mesure de la radioactivité des alluvions déposées. Cette étude présente un intérêt particulier car :

- 1° - Du fait de la modicité des rejets radioactifs issus des centrales nucléaires, les concentrations en radioéléments des divers constituants (eau sédiments, flore et faune), d'un cours d'eau sont très faibles, donc difficilement ou pas détectables. Pour mettre en évidence l'impact d'une installation nucléaire sur l'environnement, il convient donc de rechercher un compartiment :
- où les radioéléments se concentrent, ce qui rend plus aisée leur identification et leur dosage,
  - qui représente une masse suffisamment importante pour être représentative du site,
  - qui ait un caractère permanent dans le temps et dans l'espace.

Les alluvions charriées par un cours d'eau et leurs zones de dépôts, répondent à ces 3 critères.

- Affinité vis à vis des radionucléides : des teneurs 1 000 à 10 000 fois supérieures à celles relevées dans l'eau sont fréquentes.

- Masse : le débit solide en suspension d'un cours d'eau, représente souvent plusieurs milliers de tonnes de sédiments charriés.
  - Permanence dans le temps : les eaux de surface véhiculent toujours une certaine charge de matières en suspension (M.E.S.).
  - Enfin, les zones de dépôts naturelles (berges, bras morts), et artificielles (barrages), existent toujours : permanence dans l'espace.
- 2° - Du fait de la concentration et de l'accumulation possible des radioéléments dans les sédiments, la mesure de leur niveau de contamination, en dehors de l'intérêt, en tant qu'indicateur de pollution radioactive, est nécessaire pour évaluer les risques d'atteinte, vis à vis de l'environnement et de l'homme, pouvant découler de ce processus de reconcentration.
- 3° - Cette fixation de la radioactivité par les matériaux sédimentaires, correspond enfin à un processus d'épuration de la radioactivité introduite dans l'eau - réduction de la fraction dissoute - ce qui représente un aspect favorable en ce qui concerne les risques liés à l'utilisation directe des eaux de surface (boisson en particulier). Dans l'évaluation générale des voies de transfert possible de la radioactivité à l'homme à partir d'un rejet d'une installation nucléaire, ce rôle épurateur du sédiment doit être aussi estimé.

## 1 - BUT DES TRAVAUX

Le relevé radioactif des fonds, effectué à la demande des autorités belges, avait pour but de définir :

- 1° - le niveau de contamination des alluvions de la MEUSE avant la mise en service de la centrale de THIANGE : état "zéro",
- 2° - le rôle joué par les sédiments dans les processus de dispersion et de reconcentration des radioéléments rejetés en MEUSE,

- 3° - les perspectives d'évolution de la contamination du site en fonction des rejets prévus,
- 4° - un schéma de contrôle du site permettant à l'exploitant une connaissance de l'impact due aux installations de THIANGE en envisageant les cas les plus défavorables,
- 5° - des études complémentaires, éventuellement nécessaires, par une meilleure compréhension des mécanismes de transfert de la radioactivité artificielle rejetée en MEUSE et une meilleure évaluation des risques associés à l'utilisation du fleuve par l'homme.

## 2 - ZONES INTERESSEES PAR LE RELEVÉ - REPARTITION DES TACHES ENTRE PERSONNEL BELGE ET FRANCAIS

Le relevé radiosédimentologique intéressait :

- La MEUSE entre le barrage de BEN AHIN et celui de VISE, soit un bief de 54 km de long,
- L' OURTHE, dans la partie de son cours, située dans l'agglomération liégeoise, soit un bief de 6 km,
- le canal ALBERT, depuis son origine jusqu'au bassin de LANAYE, soit un bief de 18 km et le bassin de LANAKEN.

Cette étude a été réalisée en collaboration par des équipes du Centre d'Etudes Nucléaires de MOL (Département de Radiobiologie et Département Mesure et Contrôle des Radiations) et du Centre d'Etudes Nucléaires de CADARACHE (Département de Protection).

Les travaux sur le site ont eu lieu en mai et juin 1974. L'étude complète (préparation - terrain - mesures en laboratoire - rapport) s'est déroulée entre le 1<sup>er</sup> mars 1974 et le 1<sup>er</sup> mars 1975 (durée 1 an).



### 3 - TRAVAUX SUR LE TERRAIN

#### A - Nature

On a procédé à un relevé d'une section en travers du fleuve tous les kilomètres. Au niveau de chacune d'elle, on effectuait :

- un relevé bathymétrique de la section mouillée par sondage ultrasons,
- un minimum de 3 stations, réparties dans la largeur du plan d'eau avec en chacune d'elles :
  - mesure de l'activité  $\gamma$  totale des fonds entre 100 keV et 2 MeV
  - prélèvement de sédiments par contrôle radioactif ultérieur en laboratoire

Dans les zones les plus intéressantes sur le plan radioactif, les profils en travers étaient resserrés - espacement de 100 m - et on effectuait une station tous les 10 m sur toute la largeur du plan d'eau. La procédure était la même (sondage ultrason - mesure  $\gamma$  totale - prélèvement), toutefois sur les 3 stations les plus représentatives, on procédait en outre à :

- une mesure spectrométrique  $\gamma$  NaI in situ,
- des mesures physicochimiques (température - conductivité), et courantométriques dans la tranche d'eau tous les mètres,
- un carottage dans l'épaisseur du dépôt (hauteur allant de 30 à 70 cm).

Au total, la couverture radioactive réalisée, a comporté l'exécution de 96 profils en travers, 341 stations, 500 mesures  $\gamma$  totale in situ, 310 prélèvements de surface, 32 carottes, 123 mesures physicochimiques et courantométriques, et mesures en spectrométrie  $\gamma$  NaI in situ.

#### B - Moyens mis en oeuvre

Les travaux ont été réalisés avec la vedette de relevé hydrologique du Laboratoire d'Etudes de Pollution des Eaux de CADARACHE, spécialement équipée pour les mesures radioécologiques sur les sites nucléaires.



Vedette



Plage arrière Vedette.

Les mesures "γ totale" étaient effectuées à l'aide d'un détecteur NaI (Tl) Ø 39 mm - h = 25 mm, associé à un scintillomètre portatif, type SPP3 comprenant un discriminateur de seuil et un icromètre, et associé à un intégrateur type IP2 et à un enregistreur EPR 300 C.D.C.

Les mesures en spectrométrie γ NaI étaient effectuées à l'aide d'un détecteur NaI (Tl) Ø 102 mm - h = 76 mm, associé à un sélecteur d'amplitude type SPECTROZOOM SZ 82, à 200 canaux équipés d'une console de visualisation et d'un enregistreur MECI.

La mesure dans les deux cas, se faisait par descente sur le fond du détecteur conditionné en boîtier étanche avec un temps de stockage de 5 minutes pour le γ total et 30 minutes pour la spectrométrie γ.

Le sondage ultrasons était réalisé par un ensemble ELAC, type LAZ 17 - précision 20 cm.

Les mesures physicochimiques par un ensemble MARTEK, type MARK 3.

- mesure de température de - 10°C à + 62°C au 1/10<sup>e</sup> près avec 9 échelles de mesure,
- mesure de conductivité de 0 à 70 mmhos avec 18 plages de mesure - précision 0,02 mmhos.

Les mesures de courant par un ensemble WILD avec un moulinet V ARKANSAS - sensibilité 5 cm/s.

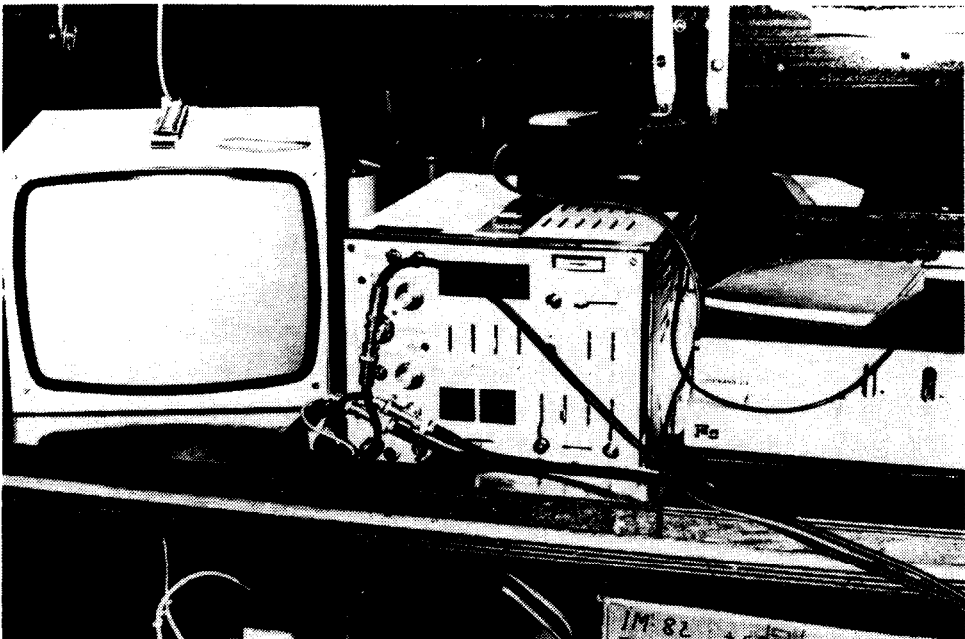
#### 4 - MESURES EN LABORATOIRE

##### A - Spectrométrie γ NaI

Tous les échantillons prélevés ont été mesurés en spectrométrie γ NaI au centre de MOL - Détecteur NaI (Tl) Ø 5 cm - h = 5 cm, placé dans un château de plomb, épaisseur des parois 10 cm. Les échantillons sont conditionnés dans des récipients spéciaux de 3 l, évidés au centre de façon que l'échantillon entoure le détecteur - durée de la mesure 15 heures, stockage dans mémoire d'un sélecteur INTERTECHNIQUE 400 canaux. Calcul des activités par traitement du spectre sur IBM 360 méthode des moindres carrées.



Equipement électronique.



## B - Spectrométrie $\gamma$ Ge-Li

9 échantillons ont été analysés en spectrométrie  $\gamma$  Ge-Li - conditionnement en flacon de 250 ml des sédiments broyés et séchés, posés sur un détecteur Ge-Li  $V = 22 \text{ cm}^3$ , placé dans un château de plomb, épaisseur des parois 2 cm, connecté à un sélecteur INTERTECHNIQUE 4 000 canaux, durée de la mesure 15 heures.

La précision des mesures vu la faiblesse des niveaux d'activité et les résultats, sont connus au mieux à 20 % près, mais parfois une erreur de 50 % est possible vu le petit nombre d'impulsions stockées dans le pic.

## 5 - RESULTATS

### A - Niveau de contamination des alluvions de MEUSE avant la mise en service de la centrale de TIHANGE "état zéro"

- 1 - Qualitativement, tous les dépôts fins présents sur les fonds de la MEUSE et du canal ALBERT, sont avant le démarrage du réacteur de TIHANGE marqués par trois nucléides présents dans les effluents d'un réacteur type P.W.R. à savoir  $^{137}\text{Cs}$   $^{134}\text{Cs}$  et  $^{60}\text{Co}$ .

Ce marquage provient à l'heure actuelle essentiellement (1) des rejets de la centrale nucléaire de CHOOZ (P.W.R. de 266 MWe). On rencontre à l'état de traces, le  $^{54}\text{Mn}$  et  $^{144}\text{Ce}$ . Par contre, le  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{131}\text{I}$  présents dans les effluents de CHOOZ, n'ont pu être mis en évidence. La faiblesse des quantités rejetées, la période relativement courte de ces émetteurs, enfin une affinité peut être moindre pour les matériaux sédimentaires peuvent expliquer cette absence au niveau des dépôts.

- 2 - Quantitativement, les relevés détaillés effectués dans les zones de sédimentation fine situées aux abords immédiats des barrages d'AMPSIN, d'YVOZ et de MONSIN en MEUSE et dans les bassins de LANAYE et LANAKEN pour le canal ALBERT, donnent les résultats suivants (cf. tableau 1).

---

(1) Contribution des retombées en ce qui concerne le  $^{137}\text{Cs}$ .

TABLEAU 1 - Contamination moyenne des alluvions de la MEUSE et du canal ALBERT - Expression en pCi/kg de sédiments secs  
prélèvement effectué dans le dernier km, avant le barrage.

| lieu de<br>prélèvement<br>radioélément | barrage<br>d'AMPSIN | barrage<br>d'IVOZ | barrage<br>de<br>MONSIN | bassin<br>de<br>LANAYE | bassin<br>de<br>LANAKEN |
|--|---------------------|-------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|
| $^{137}\text{Cs}$                      | 3 500               | 3 000             | 2 200                   | 1 750                  | 1 900                   |
| $^{134}\text{Cs}$                      | 2 300               | 1 700             | 1 000                   | 450                    | 720                     |
| $^{60}\text{Co}$                       | 1 100               | 810               | 400                     | 280                    | 240                     |

B - Rôle joué par les sédiments dans les processus de dispersion  
et de reconcentration des radioéléments rejetés en MEUSE

1 - Si on compare l'activité d'un kilo de sédiments au barrage d'AMPSIN avec celle d'un litre (1 kilo) d'eau (1), on constate que le niveau de contamination des sédiments déposés est supérieur à celui des eaux d'un facteur :

1 900 pour le  $^{137}\text{Cs}$   
3 800 pour le  $^{134}\text{Cs}$   
24 000 pour le  $^{60}\text{Co}$

Ce résultat met clairement l'importance du processus de reconcentration se produisant pour certains radioéléments (cesium - cobalt) au niveau des alluvions. La mesure radioactive des zones de dépôts fins a ainsi permis de mettre en évidence le "marquage" du site avant la divergence de TIHANGE I.

**10 % environ de l'activité de l'eau se retrouve dans le sédiment**

2 - La décroissance de la décontamination des dépôts entre AMPSIN et YVOZ, s'explique par un phénomène de dilution des alluvions de MEUSE, marquées par les rejets de CHOOZ, par des déversements industriels non contaminés (2).

- 
- (1) Activité de l'eau obtenue en admettant la dilution des rejets de la centrale de CHOOZ en 1973 dans les débits liquides disponibles en MEUSE, la même année à AMPSIN.
- (2) Déversement de l'usine de PRAYON et de la centrale des AWIRS en rive droite - déversement de carrières en rive gauche.

On arrive à un facteur de dilution moyen de 0,76 pour les  $^{137}\text{Cs}$   
 (1)  $^{134}\text{Cs}$  et  $^{60}\text{Co}$ .

- 3 - La diminution de radioactivité des dépôts entre YVOZ et MONSIN peut s'expliquer, quant à elle, par la dilution due aux apports solides non contaminés en provenance de la zone industrielle liégeoise et de l'OURTHE. On trouve toutefois un facteur de décroissance différent pour le césium  $f = 0,46$  et le cobalt 0,36 laissant supposer l'interférence de facteurs chimiques (présence de fer et de matériaux organiques) en liaison avec les déversements d'effluents industriels très nombreux dans cette zone.
  
- 4 - Enfin, pour les dépôts du canal ALBERT, la nouvelle diminution des activités des sédiments par rapport à ceux de MONSIN (2) s'explique par la dilution de matériaux solides d'origine industrielle ou issu des travaux d'élargissement du canal. L'augmentation des activités entre les dépôts du bassin de LANAYE et celui de LANAKEN plus éloigné du début du canal pourrait provenir d'un affinement des dépôts, le canal ALBERT jouant un rôle de décanteur vis à vis des charges en M.E.S. véhiculées par les eaux de la MEUSE, qui l'alimentent. La pénétration et la dilution par les eaux turbides de l'OURTHE non contaminées dans le canal ALBERT pouvant aussi jouer un rôle.
  
- 5 - L'étude de la distribution verticale (carottages) de la radioactivité, révèle que :
  - a - en MEUSE, dans les zones de sédimentation fine présente en amont des barrages d'AMPSIN, d'YVOZ et de MONSIN, l'épaisseur des dépôts contaminés par les rejets de CHOOZ est faible, respectivement 20, 45 et 70 cm. Ces dépôts sont en outre peu consolidés (3).

---

(1) Dans le cas du  $^{137}\text{Cs}$ , il faut déduire l'apport dû aux retombées, estimé à 1 000 pCi/kg.

(2) L'origine du canal ALBERT, se situe en amont immédiat de la zone de sédimentation fine de MONSIN.

(3) Teneur en matériaux secs de 350 à 800 kg/m<sup>3</sup> de dépôts.

Ces deux faits traduisent une possibilité modeste d'accumulation dans les dépôts des radioéléments rejetés en MEUSE, ceux-ci étant susceptibles d'être remobilisés aisément par les crues de la MEUSE.

L'activité présente dans les zones de dépôts situés en amont des trois barrages, représente au total en  $^{137}\text{Cs}$ , 120 mCi, soit 19 % du rejet moyen annuel de CHOOZ (1) 40 mCi en  $^{134}\text{Cs}$  (10 % des rejets) et 70 mCi en  $^{60}\text{Co}$  (9 % des rejets), la retenue de MONSIN étant la plus apte à stocker la radioactivité.

- b - Dans le canal ALBERT, l'existence d'un débit constant ( $Q = 20 \text{ m}^3/\text{s}$ ) se traduit par la présence de dépôts fins non remobilisables, avec cumul des activités déposées au cours du temps. A l'heure actuelle, pour le bassin de LANAYE, on a dans les dépôts :

|         |    |                   |
|---------|----|-------------------|
| 145 mCi | de | $^{137}\text{Cs}$ |
| 70 mCi  | de | $^{134}\text{Cs}$ |
| 60 mCi  | de | $^{60}\text{Co}$  |

- 6 - Sur la base des résultats acquis dans la présente étude et des recherches entreprises par ailleurs, on peut dresser un tableau évaluant le comportement prévisible des radioéléments rejetés en MEUSE (cf. tableau 2).

Dans ce tableau, le rejet de référence est une somme hypothétique des rejets de la centrale de Chooz, des centrales de Tihange (unités 1 + 2 + 3) et de deux autres centrales qui seraient construites le long de la Meuse.

---

(1) Rejet moyen annuel calculé sur la période 1.10.1968 - 1.07.1974.



TABLEAU 2 - Comportement des radioéléments en MEUSE

| Radio-élément     | Rejet de réf. Ci/an | % moyen restant sous forme dissoute | Fixation par les sédiments | Précipitation | Risque d'accumulation sur les fonds | Repassage en solution |
|-------------------|---------------------|-------------------------------------|----------------------------|---------------|-------------------------------------|-----------------------|
| $^{137}\text{Cs}$ | 10                  | 90                                  | moyenne                    | nulle         | oui                                 | faible                |
| $^{134}\text{Cs}$ | 10                  | 90                                  | moyenne                    | nulle         | oui                                 | faible                |
| $^{58}\text{Co}$  | 20                  | 50                                  | forte                      | nulle         | faible                              | moyenne               |
| $^{60}\text{Co}$  | 15                  | 50                                  | forte                      | nulle         | oui                                 | moyenne               |
| $^{54}\text{Mn}$  | 10                  | >95                                 | faible                     | possible      | faible                              | ?                     |
| $^{59}\text{Fe}$  | 5                   | < 5                                 | faible                     | dominante     | faible                              | élevée                |
| $^{131}\text{I}$  | 25                  | > 95                                | faible                     | faible        | faible                              | ?                     |
| $^{95}\text{Zr}$  | 3                   | < 5                                 | faible                     | dominante     | faible                              | ?                     |
| $^{89}\text{Sr}$  | 1                   | > 95                                | faible                     | nulle         | faible                              | faible                |
| $^{90}\text{Sr}$  | 1                   | > 95                                | faible                     | nulle         | faible                              | faible                |

7 - Du fait de coefficient de partage plus élevé en étiage qu'en crue, c'est en période de basses eaux que l'on aura les niveaux de contamination les plus élevés dans les sédiments et dans l'eau, en dépit du respect d'un facteur de dilution identique pour les rejets en MEUSE.

C - Perspectives d'évolution de la contamination des sédiments dans le cas du rejet de référence .

Le tableau 3, présente les niveaux moyens possibles de contamination des sédiments après la mise en service de TIHANGE.

| Lieu de prélèvement<br>Radio-éléments | barrage d'AMPSIN | barrage d'IVOZ | barrage de MONSIN |
|---------------------------------------|------------------|----------------|-------------------|
| $^{137}\text{Cs}$                     | 8 800            | 6 900          | 4 600             |
| $^{134}\text{Cs}$                     | 7 800            | 5 900          | 3 600             |
| $^{60}\text{Co}$                      | 45 000           | 34 000         | 16 000            |

Ces prévisions sont basées sur les valeurs de Kd, issues des études belges (1), (2), (3), (4), (5), et celles déduites de la présente étude (6), (7). Il apparaît toutefois que le comportement des césium et du cobalt en particulier, devrait être précisé par les essais de Kd sur les eaux de MEUSE, pour donner plus d'assise aux prévisions présentées (cf. E.).

#### D - Schéma de contrôle du site

- 1 - Généralisation des mesures spectrométriques Ge-Li, au niveau des contrôles d'effluents et de l'environnement pour évaluer correctement les activités spécifiques de chaque nucléide (spectrométrie  $\gamma$  NaI insuffisamment sélective).
- 2 - Suivi de l'impact des rejets en MEUSE par l'implantation de trois stations de contrôle d'eau à :

|          |   |   |
|----------|---|---|
| HASTIERE | - | incidence CHOOZ                             |
| AMPSIN   | - | incidence CHOOZ + TIHANGE                   |
| MONSIN   | - | id, mais après effet des rejets industriels |

de l'agglomération liégeoise avec filtration in situ, des eaux turbides pour séparer M.E.S et eau, avec acidification de celle-ci après filtration afin d'éviter les phénomènes de reprécipitation ultérieure.

- 3 - Suivi des dépôts sédimentaires, par un relevé, tous les trois ans, en concordance avec le chomage de la MEUSE, limité aux zones de sédimentation fine située dans le dernier kilomètre des retenues de AMPSIN, YVOZ et MONSIN, en amont immédiat des barrages, et aux bassins de LANAYE et LANAKEN pour le canal ALBERT.

#### E - Etudes complémentaires à entreprendre

- 1 - s'assurer des modalités de dilution des effluents de la centrale de TIHANGE dans la retenue d'AMPSIN.

- 2 - meilleure connaissance des débits solides en MEUSE liégeoise. Etablissement des débits solides classés en suspension (M.E.S),
- 3 - exécution de tests radioactifs, en particulier sur les radio-nucléides d'accumulation (cesium et cobalt) afin de confirmer les valeurs prévisionnelles présentées,
- 4 - contrôles des dragages et prélèvements sur les fonds en MEUSE par les autorités sanitaires belges vu l'impact radioactif à prendre en compte.

## 6 - CONCLUSION GENERALE

Cette étude montre que pour pouvoir évaluer convenablement, au niveau d'un cours d'eau, l'impact d'un rejet liquide radioactif, il faut connaître :

- 1° - le débit liquide et solide (M.E.S) de celui-ci,
- 2° - les caractéristiques hydrauliques : section mouillée - profil en long - lignes d'eau, en fonction du débit en aval du point de rejet,
- 3° - les caractéristiques physicochimiques des eaux et des M.E.S charriées au cours d'un cycle hydrologique complet (1 an),
- 4° - les charges radioactives déversées dans le cours d'eau : radioéléments présents - quantité pour chacun d'eux - modalité de rejet - forme chimique si possible,
- 5° - par le biais de test actif réalisé sur des eaux turbides représentatives du site, l'aptitude des radiéléments à rester en solution ou à se fixer et s'accumuler sur les fonds (sédiments).

Une étude de point zéro radiosédimentologique comme celle qui a été réalisée, a pour but en ce qui la concerne :

- a) - de fixer le niveau de contamination du site avant démarrage des installations,

- b) - les perspectives d'évolution de cette contamination en fonction des nouveaux rejets,
- c) - de présenter un schéma de contrôle du site, défini à partir de l'intervention détaillée, réalisée, simple mais qui prendra en compte les cas les plus défavorables rencontrés,
- d) - de définir les études complémentaires à entreprendre, en vue d'une évaluation plus correcte, du risque radioactif lié à la contamination des sédiments.

Il apparaît que cette démarche complète, mais la seule efficace, doit provenir d'une collaboration plus étroite entre l'exploitant et les divers services ministériels intéressés par le cours d'eau. La connaissance du comportement de la radioactivité artificielle, introduite dans l'environnement, s'appuie en effet nécessairement, sur une connaissance de l'ensemble des caractéristiques du milieu, autres que nucléaires ou thermiques. La définition du rôle et de la contribution de l'industriel pourrait être la prise en charge des seuls volets des études expérimentales typiquement radioactives (points 4 et 5) recalées par des relevés de terrain de type contrôle routinier et bilan de fréquence pluriannuel, type relevé radiosédimentologique limité aux zones d'intérêt (cf. 5.D).

#### REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les équipes du Centre d'Etudes Nucléaires de MOL qui par leur esprit d'étroite collaboration, ont permis la réussite des travaux entrepris dans le cadre de cette étude.

## BIBLIOGRAPHIE

- (1) KIRCHMANN R., Evaluation des conséquences sanitaires des rejets radioactifs liquides dans la MEUSE. Contrat CEN SEMO n° 9521/303/CNT. Confidentiel.
- (2) KIRCHMANN R., CANTILLON G., Surveillance radiologique des sites d'implantation des centrales nucléaires - Rapport d'avancement couvrant la période du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre 1970. Groupe mixte CEN/SCK - Santé Publique juin 1971.
- (3) KIRCHMANN R., CANTILLON G., Surveillance radiologique des sites d'implantation des centrales nucléaires - Rapport d'avancement couvrant la période du 1 janvier au 31 décembre 1971. Groupe mixte CEN/SCK - Santé Publique juin 1971.
- (4) KIRCHMANN R., BONNIJNS E., CANTILLON G., Surveillance radiologique des sites d'implantation des centrales nucléaires - Rapport d'avancement couvrant la période du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre 1972. Groupe mixte CEN/SCK - Santé Publique juin 1971.
- (5) KIRCHMANN R., BONNIJNS E., CANTILLON G., Surveillance radiologique des sites d'implantation des centrales nucléaires - Rapport d'avancement couvrant la période du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre 1973. Groupe mixte CEN/SCK - Santé Publique juin 1971.
- (6) PICAT P., DEBEUNS G., Etude Radioécologique de la MEUSE - Relevé radiosédimentologique. Section de Radioécologie - CEN CADARACHE janvier 1975.
- (7) PICAT P., DEBEUNS G., Etude Radioécologique de la MEUSE - Distribution verticale de la radioactivité dans les alluvions de la MEUSE et du canal ALBERT. Section de Radioécologie - CEN CADARACHE septembre 1975.

## SAMENVATTING

Deze studie bestaat uit een meting van de radioactiviteit van de sedimenten in de Maas, tussen Hoei en de Belgisch-Nederlandse grens, en van het Albertkanaal, tussen Monsin en het dok van Lanaken, vóór de splitsing nabij de reaktor van Tihange.

Men bemerkt sporen van drie isotopen in de afvalwateren van een centrale van het P.W.R. type, namelijk  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  en  $^{60}\text{Co}$ .

Er werd een overzicht gegeven van de specifieke en de totale activiteit voor elke isotoop, evenals een vooruitzicht van de evolutie van de besmetting als gevolg van nieuwe lozingen in de Maas. Tenslotte wordt een toezichtsplan voorgesteld, evenals aanbevelingen voor betere beoordeling van de rol, gespeeld door sedimentaire afzettingen in de Maas met betrekking tot hun bijdrage in de kunstmatige radioactiviteit.

## RESUME

Cette étude consistait en une mesure de la radioactivité des sédiments de la Meuse entre Huy et la frontière belgo-hollandaise et du canal Albert entre Monsin et le bassin de Lanaken, avant la divergence du réacteur de Tihange.

On observe un marquage des fonds par trois nucléides présents dans les rejets d'une centrale P.W.R.  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ . Un bilan des activités spécifiques et totales, actuellement déposé pour chaque radioélément, est donné ainsi qu'une prévision d'évolution de la contamination en fonction des nouveaux rejets radioactifs en Meuse. Un schéma de surveillance est enfin présenté ainsi que des recommandations pour une meilleure définition du rôle joué par les alluvions mosanes vis à vis de la radioactivité artificielle apportée.

## SUMMARY

This study consists of measurement of the radio activity in sediments of the Meuse river between Huy and the Belgian-Dutch border, and of the Albert canal between Monsin and the Lanaken dock before the Tihange reactor divergence.

Traces of three radio isotopes,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{60}\text{Co}$  are observed in the effluents of a P.W.R. power station.

A survey of total and specific activities, actually given for each of these isotopes, is proposed together with a prognose of the contamination evolution as a result of new radioactive effluent in the Meuse.

A surveillance program is proposed together with recommendations for better evaluation of the contribution of sedimentary deposits in the Meuse with respect to artificial radio activity.

Annales de l' Association Belge de Radioprotection  
LA SURVEILLANCE ECOLOGIQUE DES SITES D'IMPLANTATION DES  
CENTRALES NUCLEAIRES

Vol. 2 n° 3

EFFETS DES REJETS D'EFFLUENTS SUR L'ECOSYSTEME MOSAN :

ACQUIS ET PERSPECTIVES (\*\*)

Lambinon J. (1), Descy J.-P. (1), Empain A. (1), Kirchmann R. (2),  
 Bonnijns-Van Gelder E. (2)

(1) Université de Liège, Département de Botanique, Sart Tilman, B-4000  
 Liège, Belgique.

(2) C.E.N., Département de Radiobiologie, B-2400 Mol, Belgique.

3 juin 1976

RESUME :

Les principales données méthodologiques et les résultats essentiels relatifs à l'impact des rejets des Centrales Nucléaires sur l'écosystème mosan (Meuse belge) sont résumés. Le choix de bioindicateurs (mousses aquatiques pour les différents radionucléides, poissons utiles particulièrement pour les radiocésiums) permet une surveillance écologique routinière. Les autres aspects écologiques des rejets des effluents liquides, en particulier la pollution thermique, font l'objet d'un programme de surveillance comportant des observations in situ portant sur les populations algales benthiques et muscinales. Ces recherches sont couplées à un programme d'expérimentation dans les canaux d'amenée et de rejet des eaux de refroidissement de la Centrale de Tihange.

INTRODUCTION

On sait que, en Belgique, la surveillance du niveau de radio-activité ambiante est légalement de la compétence de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, relevant du Ministère de la Santé Publique. Tout rejet d'effluents radioactifs dans l'environnement est soumis à autorisation et des critères normatifs précis sont fixés en la matière. Des programmes de surveillance radiologique ont dès lors été mis sur pied en vue de contrôler les niveaux de contamination des milieux récepteurs des effluents (eau, air, sols,...), ainsi que la distribution et le cheminement de cette contamination dans les divers compartiments des écosystèmes concernés. Ces recherches radio-écologiques sont en définitive indispensables à la radio-toxicologie, qui s'efforce de calculer le risque associé aux rejets et

---

(\*\*) Recherches effectuées avec l'appui financier de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE) et du Fonds de la Recherche fondamentale collective (convention n° 10.242).

d'évaluer les doses reçues par la population, ou par certains groupes d'individus, en particulier à la suite de l'ingestion d'eau et d'aliments contaminés.

Outre un réseau national de surveillance (monitoring de l'air, des eaux de surface et des eaux souterraines, ainsi que contrôle des niveaux de contamination des denrées alimentaires), des études écologiques détaillées sont menées depuis plus d'une dizaine d'années autour et en aval des sites d'implantation des Centrales Nucléaires.

Un programme commun, Ministère de la Santé Publique - Centre d'Etude de l'Energie Nucléaire, a démarré en 1965 autour du site de la Centrale franco-belge des Ardennes à Chooz, où est implanté au bord de la Meuse un réacteur PWR d'une puissance actuelle d'environ 300 MWe. Ce programme s'est par la suite étendu au site de Tihange, où, également en bord de Meuse, un réacteur PWR de 870 MWe est en service depuis 1975, un deuxième de même importance en construction et un troisième prévu à plus longue échéance; ce type de surveillance concerne aussi le site de Doel, dans l'estuaire de l'Escaut, où deux réacteurs PWR de quelque 390 MWe sont en service et un troisième en cours de construction.

Ce programme de monitoring porte d'une part sur l'air et les retombées d'origine atmosphérique (poussières, hydrométéores, échantillonnage d'herbe, de lait,...) et d'autre part sur les cours d'eau récepteurs. Diverses études écologiques, menées in situ ainsi qu'en conditions expérimentales de laboratoire, sont associées à ce programme, auquel collaborent au total une vingtaine de chercheurs tant du Ministère de la Santé Publique et du C.E.N. que de services universitaires. Une synthèse récente de Kirchmann (1976) fait le point des principales enquêtes et études en la matière sur le plan belge et fournit une bibliographie détaillée à ce propos.

La présente note se limite à certains aspects de l'étude écologique des effets des rejets d'effluents liquides des Centrales établies en bord de Meuse. Elle résume les résultats radio-écologiques obtenus jusqu'à présent quant à la contamination de divers compartiments de l'écosystème fluvial mosan par les effluents de la Centrale de Chooz; elle souligne à ce propos la méthodologie suivie pour aboutir au choix de certains organismes vivants comme indicateurs biologiques, rendant compte de la façon la plus adéquate de l'évolution de la contamination radioactive d'un tel écosystème. D'autre part, cette brève mise au point rappelle les résultats rassemblés depuis plusieurs années, antérieurement à la mise en service de la première Centrale de Tihange, quant aux caractéristiques physico-chimiques des eaux



de la Meuse belge et à certains aspects de leur peuplement végétal benthique, révélateurs sensibles du niveau de qualité écologique de ces eaux. Le problème des conséquences écologiques des rejets d'effluents par les Centrales ne se limite pas en effet au seul aspect radiologique; la décharge de chaleur, c'est-à-dire la "pollution thermique", revêt certainement une importance considérable, surtout si elle se combine, comme c'est le cas dans la Meuse liégeoise, à une pollution chimique et organique appréciable, d'origine industrielle et domestique. Enfin, fort de l'expérience acquise quant à la méthodologie de l'étude écologique de la pollution diversifiée de ce type d'eaux courantes et des données témoins datant d'une époque précédant les décharges d'effluents par la Centrale de Tihange, on décrira le programme mis récemment en train pour évaluer les effets des rejets liquides de cette Centrale - et de celles qui sont appelées à entrer en fonctionnement dans le même secteur - et on évoquera brièvement quelques résultats préliminaires déjà obtenus en cette matière.

#### 1. ASPECTS RADIO-ÉCOLOGIQUES

Un ensemble de données méthodologiques et de résultats radio-écologiques concrets a, comme on l'a dit, été fourni par les études menées autour et en aval du site de Chooz, où la Centrale franco-belge a été mise en service au début de l'année 1967. Ils concordent bien, d'une manière générale, avec les données en la matière éparses dans la littérature et dont on trouvera une synthèse, axée surtout sur les sédiments et les organismes animaux, dans Amiard-Triquet et Amiard (1976) (3).

Les résultats acquis pendant une première période de fonctionnement, jusqu'en janvier 1973, ont été décrits et commentés en détail en ce qui concerne les végétaux aquatiques et ripicoles (Kirchmann et Lambinon, 1973). Des données plus générales sur la distribution de la contamination radioactive furent obtenues en septembre 1971 par l'examen d'une série de compartiments de l'écosystème fluvial, à l'occasion d'une mise en chômage de la haute Meuse (opération consistant à ouvrir les barrages, de manière à abaisser le plan d'eau et à rendre ainsi possibles les travaux d'entretien aux ouvrages et aux berges) : eau, matières sédimentables, boues, animaux aquatiques, végétaux aquatiques (= hydrophytes), hautes herbes (type "roseau" = hélrophytes) et arbres de rives (Kirchmann, Lambinon, Bonnijns-Van Gelder et Colard, 1974).

---

(3) Données résumées dans l'article de J.-C. Micha et M. Genin publié dans le présent fascicule des Annales de l'Association Belge de Radioprotection.

Ces données correspondaient cependant à un fonctionnement assez exceptionnel de la Centrale en question, dont les activités normales furent arrêtées de janvier 1968 à avril 1970 à la suite d'une avarie; la décontamination de certaines parties du réacteur, rendue nécessaire par cette réparation, fut apparemment la cause d'un rejet relativement important des produits d'activation  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{58}\text{Co}$  et  $^{60}\text{Co}$  durant cette période. Par la suite, la situation s'est normalisée, l'activité volumique moyenne ajoutée à la Meuse se réduisant (9,5 pCi/l en 1971 contre 3,7 en 1974) et surtout la composition isotopique des rejets liquides se modifiant considérablement : diminution spectaculaire des  $^{54}\text{Mn}$  et  $^{58}\text{Co}$  (dans une mesure moindre aussi du  $^{60}\text{Co}$ ), les  $^{134}\text{Cs}$  et  $^{137}\text{Cs}$  devenant de loin les radionucléides dominants dans les effluents, apparition à partir de 1973-1974 de quantités mesurables de  $^{95}\text{Zr-Nb}$ , de  $^{144}\text{Ce}$  et de  $^{106}\text{Ru}$ . Il importait dès lors de savoir si les données acquises en 1971 quant aux niveaux relatifs moyens de contamination des principaux constituants de l'écosystème fluvial étaient bien transposables dans le contexte d'un fonctionnement normal et de tirer des conclusions d'ensemble sur le choix d'organismes sélectionnés comme bioindicateurs pour une surveillance routinière de l'évolution de la contamination radioactive d'un tel écosystème. Une campagne d'échantillonnage extensif d'animaux et de végétaux aquatiques et ripicoles fut donc menée à l'occasion d'un nouveau chômage, en septembre 1974, dans les mêmes sites que ceux étudiés antérieurement et les résultats obtenus comparés à ceux de 1971 (Lambinon, Kirchmann, Colard et coll., 1976).

De cet ensemble de données, on retiendra particulièrement les éléments essentiels suivants :

a. L'appréciation de la contamination radioactive d'un cours d'eau pose un ensemble de problèmes liés à la variabilité de celle-ci et aux faibles niveaux d'activité observés; des mesures directes dans l'eau s'avèrent très variables (fluctuations de la charge polluante, du débit de la rivière, des conditions physico-chimiques du milieu...) et les teneurs en radionucléides sont souvent proches des limites de détection des méthodes analytiques employées ou inférieures à ces seuils (4). De là résulte l'intérêt fondamental de recourir à des bioindicateurs, qui intègrent les grandes variations de concentration des radionucléides dans l'eau et dont la faculté d'accumulation de ceux-ci facilite largement le dosage de leur activité.

---

(4) Le problème est très semblable à celui que pose la détermination de la contamination des eaux douces par métaux lourds : cf. e.a. Empain, 1976.

b. Le choix des bioindicateurs de la contamination radioactive a pu découler de données obtenues par un échantillonnage effectué in situ sur des organismes variés, tant d'un point de vue de leur position taxonomique que de la niche écologique qu'ils occupent, et - comme on l'a vu - dans des conditions de rejets d'effluents fort différents d'une période à l'autre.

c. Les héliophytes, tel que le roseau commun (*Phragmites australis*), préconisés par certains auteurs comme indicateurs, ont montré une variabilité de comportement notable, d'une espèce à l'autre et au sein d'une même espèce; les valeurs obtenues dans le cas du fonctionnement "normal" de la Centrale sont le plus souvent en dessous de la limite de sensibilité de la méthode analytique. Il en va de même, dans une certaine mesure, du feuillage des arbres des rives. Certes un transfert de la radioactivité du fleuve vers le milieu terrestre est en principe possible par cette voie, mais l'importance du phénomène reste faible, voire négligeable dans les conditions de rejets correspondant à un fonctionnement normal de la Centrale.

d. Parmi les végétaux, ce sont de loin les plantes aquatiques, et en particulier les mousses, qui se révèlent les meilleurs bioindicateurs, tant par leur important pouvoir accumulateur que pour des raisons pratiques telles que leur abondance en aval des barrages de la rivière, la facilité relative de leur récolte et leur longévité. Dans les conditions écologiques de la Meuse belge, c'est principalement la mousse *Cinclidotus danubicus* (occasionnellement aussi *C. nigricans*), occupant une niche écologique bien délimitée, avec notamment une fréquence élevée de submersion, qui est utilisée dans le programme de surveillance radiologique routinière. Cette mousse présente cependant une rhéophilie accusée et manque dès lors complètement dans des eaux peu turbulentes. Pour la surveillance de canaux, il est alors utile de faire appel à des algues macroscopiques telles que les *Cladophora* ou les *Vaucheria*, qui prolifèrent dans ces conditions. Leur capacité de concentration vis-à-vis des radionucléides semble en effet environ égale à la moitié de celle des mousses aquatiques, mais les variations saisonnières importantes auquel est soumis le développement de ces algues imposent de sérieuses précautions quant à leur utilisation en tant que bioindicateurs.

e. Parmi les animaux aquatiques, les lamelibranches sont potentiellement, dans certains cas (le  $^{54}\text{Mn}$  en particulier), d'intéressants indicateurs, mais leur échantillonnage systématique s'avère en pratique assez difficile à réaliser. Quant aux poissons, ils présentent souvent des teneurs en  $^{54}\text{Mn}$  et en  $^{60}\text{Co}$  à la limite ou en dessous du seuil de sensibilité de la méthode analytique et sont donc inutilisables comme indicateurs de la conta-

mination par de tels radionucléides; par contre, les radiocésiums atteignent dans leurs tissus des teneurs remarquablement élevées, assez comparables à celles déterminées dans les mousses aquatiques (5); cette particularité, jointe à leur position dans la chaîne alimentaire de l'homme, justifie donc leur capture pour le contrôle sanitaire.

La méthodologie est donc bien au point (6) pour mener à bien la surveillance radio-écologique des effluents déversés dans la Meuse à Tihange. Partant notamment des données obtenues bien avant la mise en service de cette Centrale sur les mousses aquatiques, *Cinclidotus danubicus* en particulier, en aval et en amont de Tihange, on poursuit actuellement les prélèvements réguliers de ces indicateurs, qui permettront de décrire avec précision l'évolution de la contamination radiologique due aux rejets effectués depuis 1975. D'autres indicateurs (algues, poissons,...) doivent aussi apporter des informations complémentaires, instructives dans les circonstances et cas particuliers mis en évidence par les études antérieures. Cet acquis, s'il permet dès à présent une surveillance routinière, ne doit pourtant pas masquer les lacunes qui subsistent dans le domaine de la radio-écologie des eaux douces (comportement des radionucléides dans l'eau, échanges eau-sédiments-organismes vivants, corrélation entre pollution radioactive et autres paramètres écologiques,...) et doit être un moteur à la poursuite active de recherches fondamentales en la matière.

## 2. AUTRES ASPECTS ECOLOGIQUES DES REJETS DES EFFLUENTS LIQUIDES

Depuis 1970, la Meuse belge fait l'objet de recherches portant sur l'écologie des végétaux aquatiques, orientées plus particulièrement vers la détermination des exigences écologiques des algues et des mousses aquatiques; le comportement de ces organismes en présence de divers degrés de pollution des eaux a retenu tout spécialement l'attention.

---

(5) Il s'agit bien, semble-t-il, dans le cas des radiocésiums d'un phénomène d'accumulation au long des chaînes trophiques (*effet de focalisation*) (cf. e.a. Amiard-Triquet et Amiard, 1976). Pour plus de détails à ce propos et en ce qui concerne la poursuite des recherches sur la contamination de la faune aquatique de la Meuse belge, voir l'article déjà cité de J.-C. Micha et M. Genin.

(6) Le problème délicat posé par le tritium fait l'objet d'un programme particulier de recherche : cf. à ce propos la contribution de R. Kirchmann, C. Piron, M. Meurice, E. Fagniard et C. Sironval publiée dans le présent fascicule.

Au cours de ces études, de nombreuses campagnes d'analyses physico-chimiques et de relevés du peuplement végétal ont été réalisées. Il en résulte que la situation dans la Meuse belge est relativement bien connue, tant en ce qui concerne la qualité physico-chimique des eaux qu'au niveau de leur qualité biologique, appréciée d'après l'étude des peuplements algaux et muscinaux. Aussi une référence constante peut-elle être faite à ces données antérieures au fonctionnement de la Centrale de Tihange.

Le programme actuel tendant à apprécier les conséquences écologiques autres que radiologiques des rejets de la Centrale de Tihange, en particulier l'effet de la pollution thermique qu'ils engendrent, comprend deux volets principaux :

- Des études in situ des effets des rejets de la Centrale sur l'écosystème mosan sont menées au niveau des végétaux aquatiques autotrophes. Cet aspect du programme de surveillance écologique implique des campagnes mensuelles d'analyses physico-chimiques des eaux dans la portion comprise entre Ben-Ahin et Liège, couplées avec des prélèvements simultanés des diatomées benthiques; en ce qui concerne les mousses, des relevés annuels sont prévus dans le même secteur.

- Une expérimentation est par ailleurs menée dans le site même de la Centrale, sur des "radeaux biologiques" disposés dans les canaux d'amenée et de rejet des eaux de refroidissement des condenseurs de la Centrale.

## 2.1. Etudes in situ des effets des rejets sur l'écosystème mosan

### a. Etude physico-chimique des eaux

De nombreuses données de référence sont disponibles, comme on l'a dit, pour la période 1973-1974; elles ont fait l'objet d'une publication détaillée (Descy et Empain, 1976), dont on peut extraire les principales conclusions résumées ci-après. En amont de Namur, la Meuse présente des caractéristiques physico-chimiques pratiquement normales et très constantes; on peut néanmoins s'inquiéter de la présence en quantité significative de métaux lourds (Cd, Hg) absents dans les eaux naturelles. La confluence avec la Sambre à Namur est à l'origine d'une pollution organique et chimique, accompagnée d'une légère élévation de la température. Grâce à l'importance relative du débit de la Meuse, l'influence des eaux de la Sambre est cependant assez peu marquée; la qualité des eaux redevient en effet rapidement comparable à celle de la haute Meuse, la minéralisation restant cependant plus élevée. L'amélioration se poursuit jusqu'à Tihange, où réapparaît une

légère pollution organique. Mais c'est surtout à partir d'Ivoz-Ramet que la qualité des eaux se dégrade à nouveau : une nouvelle élévation de température est accompagnée d'une recrudescence de la pollution organique, ainsi que d'importantes augmentations des teneurs en phosphates et en différents métaux lourds (Pb, Zn, Cd, Mn...). Le processus s'aggrave en aval et on peut considérer que le maximum de pollution globale pour la Meuse belge est atteint à Fragnée. La réception de l'Ourthe constitue un facteur de dilution certain, quoique de faible incidence, pour les éléments minéraux et les métaux lourds. Par contre, la pollution organique continue à augmenter pour atteindre un maximum à Argenteau et à Visé.

En 1976, une série d'analyses a été réalisée le 30 septembre, dans des stations distribuées d'Anseremme à Fragnée. Ces analyses portent sur les principaux facteurs habituellement mesurés, à l'exclusion des métaux lourds. Mis à part le fait que la plupart des valeurs paramétriques sont égales ou supérieures aux valeurs maximales observées pour la période 1973-1974, cela en raison principalement des conditions de sécheresse exceptionnelle, la situation générale reste analogue à celle de la période antérieure. On notera toutefois le profil thermique plus accusé en aval de Ben-Ahin : la différence de température des eaux entre Ben-Ahin et Fragnée est de 9,3°C, alors que l'écart maximal observé pendant la période 1973-1974 était de 4,3°C, avec un écart moyen de 3,5°C. D'autres mesures de température effectuées en juillet 1976 présentaient également un profil contrasté, avec un échauffement des eaux de 3-4°C en aval de la Centrale de Tihange (après mélange des eaux par le pont-barrage d'Ampsin-Neuville) et une nouvelle augmentation du même ordre de grandeur en aval de la Centrale Thermique des Awirs.

Il apparaît donc important de considérer l'effet cumulatif des différents rejets thermiques en Meuse (Centrale de Tihange, Centrale des Awirs, complexe industriel de Seraing-Ougrée), puisque le maximum d'échauffement des eaux est observé à Fragnée, avec un  $\Delta t$  proche de 10°C. Les conséquences de l'augmentation de température se font nettement sentir au niveau de la teneur en oxygène dissous : si, à Ivoz-Ramet, la valeur de septembre 1976 est peu différente du minimum observé antérieurement (respectivement 5,8 mg/l O<sub>2</sub> et 6,2 mg/l O<sub>2</sub>), la situation est beaucoup plus critique à Fragnée, où la teneur en oxygène tombe à 2,3 mg/l (valeur minimale 1973-1974 : 5,2 mg/l O<sub>2</sub>).

Ces observations effectuées au cours d'une période critique ne sont bien entendu pas généralisables et demandent à être poursuivies. Ainsi, au cours des analyses mensuelles réalisées de mars à mai 1977, la situation

dans la Meuse en aval de Tihange apparaît comme beaucoup moins grave : les profils thermiques sont peu contrastés et les teneurs en oxygène dissous ne sont guère modifiées par rapport à la période antérieure au fonctionnement de la Centrale.

#### b. Etude des populations algales benthiques

La végétation algale du cours belge de la Meuse fait l'objet d'études détaillées depuis 1970. En 1970, une vingtaine de stations ont été échantillonnées entre Hastière et Visé : des relevés qualitatifs ont été établis pour tous les groupes d'algues; ils ont notamment abouti à une première estimation de la qualité des eaux par une application d'une méthodologie relevant du système des saprobies (index saprobique de Pantle et Buck) (Descy, 1973). Ensuite, en vue d'aboutir à une meilleure estimation du degré de pollution des eaux par l'examen des communautés algales, des méthodes d'échantillonnage quantitatif ont été mises au point et appliquées aux diatomées benthiques, sélectionnées pour les avantages qu'elles présentent sur les autres bioindicateurs végétaux. Cette approche a été utilisée pour la détermination d'un "indice global" ou "indice biotique" dont la valeur est en relation avec la qualité ou le degré de pollution des eaux (Descy, 1976 a et b). Grâce à cette méthode, l'évolution de la qualité des eaux de la Meuse belge a pu être suivie en 1973 et 1974.

Depuis le début du programme d'étude à Tihange, deux séries de prélèvements des diatomées benthiques, d'inégale importance, ont été réalisées : la première couvre uniquement le secteur Ben-Ahin-Ivoz-Ramet, avec quatre points de récolte (Ben-Ahin, Tihange, Hermalle-sous-Huy, Ivoz-Ramet); la seconde, réalisée simultanément à la campagne d'analyses physico-chimiques évoquée plus haut, couvre donc le secteur Anseremme-Fragnée.

A partir de l'analyse quantitative des communautés diatomiques à chaque station de récolte, diverses méthodes ont été employées, destinées à traduire le degré de pollution. Dans l'ensemble, l'évolution générale décrite par ces indices est analogue à celle révélée par les observations antérieures : situation satisfaisante en haute Meuse (en amont de Namur), pollution par la Sambre à Beez, épuration entre Beez et Huy, dégradation progressive dans la zone liégeoise. Dans ce dernier secteur cependant, l'évolution récente de la qualité biologique des eaux de la Meuse suit l'évolution physico-chimique : à Ivoz-Ramet et à Fragnée les valeurs indicielles sont en légère baisse par rapport aux moyennes de 1973 et 1974. On peut pourtant estimer que ces modifications sont peu importantes étant donné que ces deux

stations étaient déjà plus ou moins gravement polluées.

On peut conclure de ces observations que la situation des eaux de la Meuse reste quasi inchangée en aval immédiat de Tihange, mais qu'une tendance à l'aggravation se manifeste principalement en aval du complexe industriel de Seraing-Ougrée; elle est particulièrement imputable à l'effet cumulatif des rejets thermiques.

Les travaux de recherche in situ sur les peuplements algaux doivent bien entendu être poursuivis, car les résultats actuels ont été obtenus dans un contexte particulier : débits faibles, refroidissement des eaux de Tihange I par réfrigérants atmosphériques...

### c. Etude des populations muscinales

La méthodologie d'utilisation des populations bryophytiques comme indicateurs de la qualité des eaux a été mise au point initialement dans la Sambre (Empain, 1973 et 1974), puis appliquée à la Meuse (Empain, 1977). Sans entrer dans le détail, soulignons le fait que l'"indice de qualité des eaux" établi en tenant compte du recouvrement relatif de chaque espèce muscinale et de son coefficient de toxiphobie se montre moins fluctuant dans le temps que l'indice "diatomique". C'est-à-dire qu'il intègre les variations de qualité des eaux sur une période nettement plus longue que l'indice basé sur l'étude des diatomées : sa "réponse" est donc moins rapide mais plus intégratrice, ce qui confère aux deux types d'approches une indiscutable complémentarité.

Une série témoin a été réalisée en août 1975, complétée par des observations en juin 1976. Deux types de milieux ont été échantillonnés : les murs situés dans la proximité aval des chutes d'une part, les radiers des chutes d'autre part.

Les résultats obtenus à cette occasion montrent que, sur les murs comme sur les radiers, les populations bryophytiques évoluent de la même façon : en haute Meuse, les *Cinclidotus* dominent; cependant dès la confluence avec la Sambre, une réduction progressive de la dominance des *Cinclidotus* permet à *Platyhypnidium riparioides* de s'étendre de plus en plus, jusqu'à supplanter pratiquement toutes les autres espèces. En cours d'évolution, trois espèces présentent successivement un maximum de développement : d'abord *Hygrohypnum luridum*, ensuite *Cratoneuron filicinum* et enfin *Bryum argenteum*. Il n'y a pourtant pas identité entre les profils correspondant aux populations des murs et des radiers et l'analyse de certaines différences



peut se révéler instructive. Ainsi, pour ne citer qu'un exemple, le profil obtenu à Beez est fort différent suivant qu'il s'agit des murs ou des radiers : cette discordance s'explique par une superposition des eaux polluées provenant de la Sambre et des eaux de la Meuse, due à une forte différence de température entre elles.

Les prochaines campagnes d'analyse des populations bryophytiques sont prévues avec une fréquence d'une par an, en fin de printemps, dans le but de continuer la série de mesures annuelles antérieures. Les radiers des barrages, qui constituent un milieu beaucoup plus stable et reproductible, seront échantillonnées de préférence aux murs des berges, afin de suivre avec un intervalle de confiance plus réduit d'éventuelles variations dans les populations bryophytiques aquatiques.

## 2.2. Expérimentation sur "radeaux biologiques" dans le site de la Centrale de Tihange

### a. Matériel

Le support utilisé pour le développement des algues microscopiques est constitué d'un ensemble en plexiglas rassemblant trois éléments portant chacun 12 lames porte-objets en verre, de modèle courant en microscopie optique (6 sur chaque face de chaque élément). L'ensemble des trois éléments, portant donc 36 lames de verre, est destiné à être fixé sur la plaque horizontale du compartiment "végétaux" des radeaux d'expérimentation à une profondeur favorable au développement des algues, soit 20 à 30 cm.

Le support utilisé par ailleurs pour maintenir les bryophytes dans l'enceinte des deux "radeaux biologiques" consiste en une plaque support permettant de maintenir les brins au moyen d'un presseur fixé par des vis. Ce support peut également être placé en chambre de culture dans une enceinte spéciale où circule un flux d'eau.

### b. Méthodes et programme relatifs aux algues

Après une période de séjour dans l'eau variable suivant les conditions (température, luminosité, transparence de l'eau, vitesse du courant, etc.), les lames de verres sont colonisées par différents organismes du périphyton (bactéries, algues bleues, animaux du microbenthos, diatomées, algues vertes, ...) qui sont représentatifs de la colonisation des substrats naturels.

Le but de l'expérience est d'étudier la nature et différentes caractéristiques du périphyton développé sur les lames dans les canaux

d'amenée et de rejet de la Centrale. Les observations prévues sont les suivantes :

- étude de la composition algale qualitative de la colonisation et comparaison amont-aval;
- étude quantitative des peuplements de diatomées développés sur les lames;
- mesure de productivité primaire par le dosage de la chlorophylle a (exprimée en  $\mu\text{g}/\text{mm}^2$  de substrat);
- estimation de la "santé" de la colonisation algale par le dosage des phaeophytines a et établissement du rapport phaeophytine a/chlorophylle a;
- éventuellement, si les conditions expérimentales le permettent, mesure de l'activité photosynthétique des algues du périphyton en laboratoire.

La fréquence des observations est établie suivant les conditions expérimentales et la vitesse de colonisation des lames de verre. A partir d'un temps de séjour suffisant pour obtenir une colonisation équilibrée offrant une biomasse convenable (soit environ 3 semaines en conditions optimales), la fréquence des prélèvements est de quinze jours; chaque prélèvement consiste à enlever du support sur le radeau un élément de 12 lames, remplacé immédiatement par un nouvel élément pourvu de lames vierges. En suivant cette procédure, les temps de séjour peuvent varier de 2 à 3 semaines à environ deux mois : l'évolution de la colonisation en fonction du temps et des variations des facteurs du milieu est ainsi suivie en continu.

La comparaison amont-aval s'effectue, dans une première phase, sur la base des résultats obtenus sur les supports restant en place pendant l'entière durée de leur séjour dans l'eau. Dans une deuxième phase, le déplacement amont-aval (ou vice-versa) d'éléments exposés pourra être opéré : cette expérience permettra de suivre une évolution éventuelle et de déterminer la nature des modifications ainsi que les temps de réaction du périphyton au changement de conditions.

### c. Méthodes et programme relatifs aux mousses

En ce qui concerne les bryophytes, deux types de mesures sont prévues dans le cadre des expériences dans le site de la Centrale : une mesure de croissance et une mesure d'activité photosynthétique.

Pour estimer la croissance des espèces, il suffit, grâce au type de support mis au point, d'effectuer des macrophotographies à une échelle connue et de mesurer sur agrandissements l'élongation des brins de mousses. Celle-ci reste linéaire dans un espace de temps au moins égal à un mois. Cette méthode d'estimation de la productivité des bryophytes a le mérite de ne

pas être destructive et de permettre la conservation des mêmes échantillons pour une série de mesures.

L'activité photosynthétique s'estime quant à elle par mesure de la variation de pH provoquée lors de l'assimilation de  $\text{CO}_2$  (modification d'équilibre dans le tampon  $\text{CO}_2$ -bicarbonates employé).

Dans une première approche, trois espèces aquatiques sont retenues : *Cinclidotus nigricans*, *C. danubicus* et *Platyhypnidium riparioides*. Ces trois mousses sont très répandues sur le cours de la Meuse, ce qui permettra d'éventuelles comparaisons avec l'écophysiologie des espèces en sites naturels. La fréquence normale des mesures est de une série par quinzaine.

Enfin, il sera possible de fixer dans les radeaux une plus grande quantité de macrophytes disposés en vrac dans une enceinte : ceux-ci seront destinés à l'étude de l'accumulation des radionucléides, comparativement à l'accumulation observée in situ dans l'écosystème mosan.

#### REFERENCES :

- AMIARD-TRIQUET, C. et AMIARD, J.C., La pollution radioactive du milieu aquatique et ses conséquences écologiques, Bull. Ecol., 7 1, 3-32 (1976).
- DESCY, J.P., La végétation algale benthique de la Meuse belge et ses relations avec la pollution des eaux, Lejeunia, N.S., 66, 62 p. (1973).
- DESCY, J.P., Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes, in Pesson, P. (ed.), "La pollution des eaux continentales; Incidences sur les biocénoses aquatiques", Gauthier-Villars, Paris, 149-172 (1976 a).
- DESCY, J.P., Etude quantitative du peuplement algal benthique en vue de l'établissement d'une méthodologie d'estimation biologique de la qualité des eaux courantes. Application au cours belge de la Meuse et de la Sambre, "Recherche et Technique au Service de l'Environnement", CEBEDOC, Liège, 159-206 (1976 b).
- DESCY, J.P. et EMPAIN, A., Analyse physico-chimique de la Meuse et de la Sambre belges, en 1973 et 1974, "Recherche et Technique au Service de l'Environnement", CEBEDOC, Liège, 139-157 (1976).
- EMPAIN, A., La végétation bryophytique aquatique et subaquatique de la Sambre belge, son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux, Lejeunia, N.S., 69, 58 p. (1973).
- EMPAIN, A., Relations quantitatives entre les bryophytes de la Sambre belge et leur fréquence d'émersion : distribution verticale et influence de la pollution, Bull. Soc. Roy. Bot. Belg., 107 2, 361-374 (1974).

- EMPAIN, A., Les bryophytes aquatiques utilisés comme traceurs de la contamination en métaux lourds des eaux douces, *Mém. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 7, 141-156 (1976).
- EMPAIN, A., Ecologie des populations bryophytiques aquatiques de la Meuse, de la Sambre et de la Somme. Relations avec la qualité des eaux, écophysiologie comparée et étude de la contamination par métaux lourds, *Mém. Doct. Sc. bot., Univ. Liège*, 179 p. (1977).
- KIRCHMANN, R., Energie nucléaire et radio-écologie. Les principales enquêtes et études sur le plan belge, "Recherche et Technique au Service de l'Environnement", CEBEDOC, Liège, 305-313 (1976).
- KIRCHMANN, R. et LAMBINON, J., Bioindicateurs végétaux de la contamination d'un cours d'eau par des effluents d'une Centrale Nucléaire à eau pressurisée. Evaluation des rejets de la Centrale de la SENA (Chooz, Ardenes françaises) au moyen des végétaux aquatiques et ripicoles de la Meuse, *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 106 2, 187-201 (1973).
- KIRCHMANN, R., LAMBINON, J., BONNIJNS-VAN GELDER, E., COLARD, J., Utilisation de bioindicateurs à des fins de surveillance des sites nucléaires, "Environmental surveillance around nuclear installations", II, IAEA, Vienna, 105-118 [IAEA-SM-180/55] (1974).
- LAMBINON, J., KIRCHMANN, R., COLARD, J. (et coll.), Evolution récente de la contamination radioactive des écosystèmes aquatique et ripicole de la Meuse par les effluents de la Centrale Nucléaire de la SENA (Chooz, Ardenes françaises), *Mém. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 7, 157-175 (1976).

SAMENVATTING :

Ekologisch toezicht op het milieu rond de Nukleaire Centrales.  
 Effect van de lozingen op het ecosysteem van de Maas :  
 volbracht en in het vooruitzicht.

De voornaamste gegevens in verband met de gebruikte methodologie evenals de belangrijkste resultaten bekomen in verband met de invloed van de lozingen van de Nukleaire Centrales op het ecosysteem van de Belgische Maas zijn hier samengevat. Bepaalde bioindicatoren (zoals watermossen voor de verschillende radionucliden, zoals vissen voornamelijk specifiek voor de radiocesiums) laten een ecologisch routine onderzoek toe.

Andere ecologische aspecten als gevolg van de vloeibare lozingen, zoals voornamelijk de thermische pollutie maken het onderwerp uit van een ecologisch toezichtsprogramma, dat ondermeer in situ observaties omvat van bentische algenpopulaties en van watermossen. Deze onderzoeken gaan samen met een experimenteel onderzoeksprogramma opgezet in de aan- en afvoerkanalen van het koelingswater van de Kerncentrale te Tihange.

RESUME

Les principales données méthodologiques et les résultats essentiels relatifs à l'impact des rejets des Centrales Nucléaires sur l'écosystème mosan (Meuse Belge) sont résumés. Le choix de bioindicateurs (mousses aquatiques pour les différents radionucléides, poissons utiles particulièrement pour les radiocésiums) permet une surveillance écologique routinière. Les autres aspects écologiques des rejets des effluents liquides, en particulier la pollution thermique, font l'objet d'un programme de surveillance comportant des observations in situ portant sur les populations algales benthiques et muscinales. Ces recherches sont couplées à un programme d'expérimentation dans les canaux d'amenée et de rejet des eaux de refroidissement de la Centrale de Tihange.

ZUSAMMENFASSUNG :

Die ökologische Überwachung der Orte von Kernenergiezentralen.  
 Die Auswirkungen der Abwässern auf das Ökosystem der Maas :  
 Erfahrungen und Perspektiven.

Die hauptsächlichlichen Methoden zur Bestimmung und die wichtigsten Resultate betreffend des Einflusses von Kernzentralen auf das Ökosystem der belgischen Maas werden zusammengefasst. Entsprechende Bioindikatoren für verschiedene Radioisotopen, Wassermoose, Fische, letztere besonders für Radiocesiums, erlaubt eine Routineüberwachung.

Andere ökologische Aspekte der Abwässer, insbesondere die thermische Pollution, bilden das Objekt eines Überwachungsprogramme mit Beobachtung in situ von Aufwuchsalgen und Wassermossen. Die Untersuchungen werden durch experimentalen Studien an zuführenden und abführenden Kühlwasserkanälen der Kernzentrale von Tihange ergänzt.

SUMMARY :

The ecological surveillance of the nuclear power plants sites. Effects of effluents releases in the Meuse ecosystem : acquired knowledge and perspectives.

Methodology and principal results on the influence of liquid discharges from nuclear reactors on the ecosystem of the Belgian Meuse are summarized. Bioindicators were chosen to survey routinely the ecology of the Meuse (aquatic mosses for the various radionuclides, fishes particularly useful in the case of radiocesiums).

In addition, other ecological consequences of liquid discharges such as thermal pollution were followed. To this end, in situ observations on the population of benthic algae and aquatic mosses are carried out. This survey is connected with experimental studies on the in and outflow channels of the cooling water of the Tihange power plant.

## CONTAMINATION RADIOACTIVE DE LA FAUNE AQUATIQUE DULCICOLE

MICHA J.-C. et GENIN M.

Laboratoire d'Ecologie Dulcicole (FUN)  
Rue de Bruxelles 61  
B-5000 NAMUR (Belgique)

1er juin 1977

Annales de l'Association Belge de Radioprotection Vol. 2 n° 3

## RESUME :

Le cycle des radionucléides dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce est encore loin d'être connu avec précision. Leur transfert de l'eau au sédiment, du sédiment aux biocénoses et de l'eau aux biocénoses est complexe et dépend de phénomènes multiples mal connus. Au sein des biocénoses, les radionucléides ont un comportement spécifique, certains s'accumulent au long des chaînes trophiques, d'autres ne s'accumulent pas. Les travaux entrepris sur la Meuse en collaboration avec le Centre Nucléaire de Mol visent à combler quelques lacunes et permettent d'attirer l'attention sur l'intérêt des poissons dont certains organes semblent être une cible particulière pour quelques radionucléides.

## INTRODUCTION :

L'adoption d'un programme nucléaire en Belgique a soulevé comme dans d'autres pays une série de controverses concernant l'appréciation du risque nucléaire. Les préoccupations générales touchent à la fois les problèmes de politique énergétique, d'économie, d'environnement et de technologie. Bien que la Commission belge d'évaluation en matière d'énergie nucléaire (Jaumotte et Hoste, 1976) estime que les seuls problèmes de nature scientifique ou technique auraient pu être résolus sans grands retards, il ne nous semble pas possible, dans l'état actuel des connaissances, de pouvoir admettre un tel point de vue. L'objet de ce document est d'une part de rassembler les données encore parcimonieuses et assez hétéroclites concernant l'un des impacts des Centrales Nucléaires à savoir la contamination radioactive sur la faune aquatique d'eau douce et d'autre part de faire le point sur une étude de cas entreprise en collaboration avec l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie du Ministère de la Santé Publique et le Centre d'Etude Nucléaire de Mol. A ce propos, il faut souligner une collaboration originale entre écologistes et producteurs d'électricité. Ces derniers

pour la première fois, à notre connaissance, acceptent de fournir officiellement aux premiers les données concernant leurs effluents. Il est évident qu'un tel esprit de collaboration ne peut que favoriser une meilleure compréhension de l'impact réel des Centrales Nucléaires sur l'Environnement, base essentielle d'une bonne gestion de nos ressources aquatiques.

## 1. CONTAMINATION RADIOACTIVE DES ORGANISMES AQUATIQUES

Ce sujet, bien que limité aux écosystèmes dulcicoles, reste très vaste. Deux types d'approche sont généralement utilisés pour tâcher de le cerner : contamination en conditions expérimentales ou observations in situ en milieu contrôlé (cages) et non contrôlé.

### 1.1. CYCLE DES RADIONUCLEIDES (modifié d'après Amiard-Triquet et Amiard, 1976)

Comme en milieu marin, on peut, de façon très générale, admettre en milieu dulcicole l'existence de trois compartiments : eau, sédiment et biocénose, qui interagissent selon des mécanismes chimiques, physiques et biologiques. De plus au sein des biocénoses, il existe des échanges dynamiques complexes d'isotopes en relation avec les chaînes trophiques.

#### 1.1.1. TRANSFERT EAU-SEDIMENTS

On sait que les radionucléides dans l'eau peuvent être précipités et sédimentés vers le fond mais on connaît mal la stabilité relative des différentes formes physico-chimiques d'isotopes et leurs possibilités d'évolution entre ces deux compartiments. L'accumulation des radionucléides dépend en tout cas du taux de sédimentation des matières en suspension qui présentent une grande capacité de rétention (adsorption) pour les radiocontaminants. Celle-ci varie en fonction de la taille des particules et est nettement supérieure pour les particules fines telles que les argiles. On sait également que les capacités d'échange sédiment-eau dépendent de deux types de liaisons, faibles et fortes qui coexistent en eau douce. De plus, les éléments précipités ou adsorbés peuvent être remis en solution à la suite d'interactions avec les constituants organiques de l'eau pour former



des complexes organo-métalliques solubles. Il faut donc bien admettre que l'on est encore loin de connaître avec certitude le devenir des isotopes rejetés dans un cours d'eau où les phénomènes importants de transport viennent encore compliquer la situation.

### 1.1.2. TRANSFERT EAU-BIOCENOSE

Ce transfert concerne un des deux processus de contamination directe des organismes vivants. Celle-ci peut s'effectuer selon deux mécanismes : adsorption et absorption. L'adsorption, phénomène de surface, provoque seulement une contamination externe de l'organisme. Lorsque l'adsorption de radionucléides est élevée, notamment sur les oeufs de poissons, on constate une réduction de l'éclosion des larves à des concentrations dans l'eau de  $10^{-7} \text{Ci.l}^{-1}$  mais le nombre de malformations (IAEA, 1976) augmente déjà significativement à partir de  $10^{-10} \text{Ci.l}^{-1}$ . L'absorption résulte d'un passage des radionucléides à travers les membranes biologiques : téguments, branchies, paroi du tube digestif. L'ingestion quotidienne de nourriture contaminée par le  $^{90}\text{Sr}$  ( $10^{-7} \text{Ci.g}^{-1}$ ) provoque des mortalités significatives après 15 semaines chez la truite arc-en-ciel, Salmo gairdneri (Nakatoni et Foster, in IAEA, 1976).

Les données concernant le transfert eau-organismes sont exprimées en facteur de concentration (F.C. =  $\frac{\text{radioactivité organisme/g}}{\text{radioactivité eau/ml}}$ ). Pour obtenir rapidement des résultats, les études expérimentales effectuées en laboratoire ont tendance à soumettre des organismes à des concentrations élevées en radionucléides sur de courtes périodes de temps qui ne tiennent aucun compte du cycle de vie des espèces. Une approche complémentaire, généralement effectuée in situ, montre que les organismes, soumis à une faible contamination, mais sur la durée de leur cycle vital, accumulent les isotopes en plus grandes quantités, le facteur de concentration pouvant atteindre une valeur maximale de l'ordre de 10 à 30.000 (in Amiard-Triquet et Amiard, 1976). Ces résultats démontrent une fois de plus que les indications rapides obtenues dans des conditions d'exposition aiguë ne peuvent être extrapolées aux conditions en milieu naturel où les organismes sont soumis à une exposition moins intense mais chronique.

#### 1.1.4. RELATIONS BIOECENOTIQUES

On sait depuis longtemps qu'au long des chaînes alimentaires d'un écosystème il y a accumulation pour les espèces de niveaux trophiques supérieurs (carnivores et super-prédateurs) de certains polluants tels que les insecticides (DDT) et les métaux lourds (Hg, Pb). En ce qui concerne les radionucléides la question est assez controversée mais il semble que, selon leur nature, les isotopes peuvent ou non se concentrer via les chaînes trophiques. Ainsi d'après Amiard-Triquet et Amiard (1976), le  $^{60}\text{Co}$  ne s'accumule pas au long des chaînes alimentaires alors que la concentration en  $^{137}\text{Cs}$  augmentent à chaque niveau trophique (fig. 1).

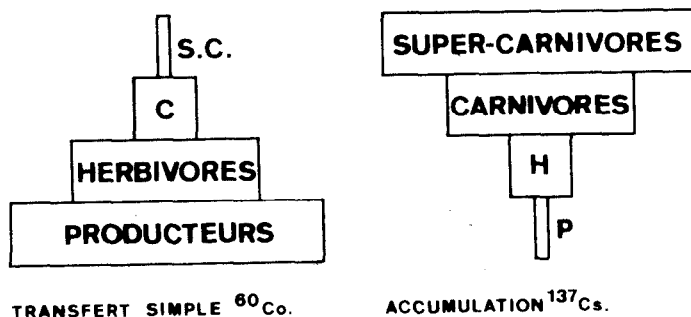


Fig.1: Transfert spécifique de deux radionucléides dans les chaînes trophiques.

##### 1.1.4.1. CONTAMINATION DES BIOCENOSES PAR LES RADIONUCLÉIDES PARTICULAIRES

Ces radionucléides provoquent par adsorption la contamination des végétaux. Il en résulte que les herbivores sont alors soumis à une contamination par absorption. Toutefois ces isotopes particuliers sont généralement peu assimilables et c'est essentiellement le contenu digestif qui est contaminé. Il en serait de même pour les détritivores et les mollusques filtreurs d'eau.

#### 1.1.4.2. CONTAMINATION DES BIOCENOSSES PAR LES RADIONUCLÉIDES IONIQUES

Le césium 137 est généralement présent en faibles quantités dans les eaux douces mais il est transféré et accumulé intensivement au long des chaînes alimentaires. Le potassium qui joue un rôle similaire dans les processus physiologiques pourrait entrer en compétition avec cet isotope.

Le strontium 90 s'accumule également au long des chaînes trophiques mais carnivores et prédateurs le concentrent également directement à partir de l'eau. Toutefois, de fortes concentrations en calcium de l'eau ( $400 \text{ mg.l}^{-1}$ ) limitent considérablement l'accumulation de strontium par les êtres vivants.

### 1.5. PARAMETRES BIOLOGIQUES DE LA CONTAMINATION RADIOACTIVE

#### 1.5.1. RAPPORT VOLUME/SURFACE

Le phénomène d'adsorption par les organismes dépend de leur rapport volume/surface. Ainsi phytoplancton, zooplancton et bactéries, constituant l'essentiel de la biomasse aquatique, présentent la plus forte capacité d'adsorption. Pour les organismes qui présentent des organes filtreurs (Mollusques, branchies des Crustacés, larves d'insectes et Poissons), l'accumulation de radionucléides par adsorption peut être élevée.

#### 1.5.2. AGE ET TAILLE DES ANIMAUX

Les classes d'âge jeune d'une population spécifique sont généralement les plus contaminées. Ceci est à mettre en rapport avec un taux de croissance supérieur et une modification du rapport volume/surface.

#### 1.5.3. SEXE ET MATURETE SEXUELLE

Il ne semble pas exister de travaux concernant ce paramètre. Il est pourtant évident qu'il peut jouer ne serait-ce que par les différences de croissance des individus mâles et femelles, cas bien connus chez un de nos Cyprinidae le barbeau, Barbus barbus (Phillipart, 1973). Le laboratoire d'Ecologie dulcicole a toutefois entrepris de tels travaux sur le gardon dans la Meuse.

#### 1.5.4. MUE

Chez les Crustacés, la mue peut diminuer leur contamination par arrêt d'alimentation ou l'augmenter par une plus grande perméabilité du tégument mou aux radionucléides. Des travaux sont également en cours dans la Meuse sur Astacus leptodactylus et Orconectes limosus.

#### 1.6. CONSEQUENCES DES POLLUTIONS NUCLEAIRES

Les rejets d'effluents radioactifs dans les écosystèmes aquatiques sont évidemment limités selon des normes supposées suffisantes pour protéger la faune et la flore. Mais cette supposition nécessite à l'avenir des vérifications par des études en laboratoire et in situ car il faut bien constater que les données concernant l'effet des radionucléides sur les organismes aquatiques d'eau douce sont actuellement très insuffisantes.

##### 1.6.1. EFFETS SOMATIQUES

Un organisme adulte soumis à une irradiation élevée peut soit mourir ou subir des modifications importantes au niveau cellulaire ou moléculaire. Lors du développement embryonnaire, peuvent apparaître diverses malformations. On a ainsi déterminé la dose létale tuant 50 % des organismes en 30 jours ( $DL_{50/30}$ ) pour les adultes de divers groupes zoologiques (Tableau I).

Tableau I : Radiations létales pour divers groupes d'organismes aquatiques (modifié d'après IAEA, 1976).

| Groupes zoologiques | DL 50/30 (krad) |
|---------------------|-----------------|
| Protozoaires        | ? - 600 (DL 50) |
| Mollusques          | 20 - 109        |
| Crustacés           | 1,5 - 56,6      |
| Poissons            | 1,1 - 5,6       |

La  $DL_{50/30}$  est toujours très élevée et nettement supérieure aux normes fixées pour les rejets des centrales nucléaires. Quant aux modifications cellulaires ou moléculaires, elles ont été étudiées seulement pour quelques organismes marins et on a constaté, notamment sur des oeufs de poissons que le pourcentage des aberrations chromo-

somiques augmente pour des concentrations de l'eau en  $^{90}\text{Sr}$  de l'ordre de  $10^{-10}$  à  $10^{-9}$  Ci.l $^{-1}$ . Des anomalies de développement ont été observées lors des premières divisions de l'oeuf fécondé chez la truite arc-en-ciel Salmo gairdneri soumis à une dose d'irradiation de l'ordre de 16 à 50 R.

#### 1.6.2. EFFETS GENETIQUES

Quelques expériences importantes ont été effectuées sur une espèce piscicole d'eau douce, la truite arc-en-ciel (Donaldson et Foster in Amiard-Triquet et Amiard, 1976). Ces auteurs ont montré que les embryons nés de truites irradiées (50 à 2.500 R) ont un taux de mortalité supérieur aux embryons témoins et un taux de croissance inférieur. Chez le saumon chinois (Donaldson et Bonham in Amiard-Triquet et Amiard, 1976) on a constaté, après avoir soumis des parents à une dose d'irradiation de 100 R, que le taux de mortalité des descendants n'augmente qu'à la seconde génération. Il y a donc lieu d'être très prudent à l'avenir et de multiplier les travaux de recherche concernant les effets de la contamination radioactive des organismes aquatiques d'eau douce.

#### 1.6.3. EFFETS BIOECENOTIQUES

Les rejets actuels d'effluents radioactifs par les Centrales Nucléaires apparaissent encore très faibles et ne semblent pas provoquer d'effets directs nuisibles sur les organismes aquatiques. Toutefois, certains isotopes s'accumulent non seulement au long des chaînes trophiques mais encore chez les individus, il peut y avoir accumulation sélective au sein d'organes cibles (cfr 2.1.5.2.) tels que les organes génitaux. Il se pourrait donc qu'à l'avenir une des premières manifestations indirectes du rejet des radionucléides dans l'eau se traduise par une diminution de la fécondité des populations qui subissent ces rejets.

D'autre part, il ne faut pas oublier que les organismes aquatiques intègrent l'ensemble des paramètres physico-chimiques du milieu et que l'action de la pollution thermique peut dans certains cas (synergie) renforcer la contamination radioactive des espèces. Il y a donc lieu, ici encore, d'être très prudent même si jusqu'à

présent, on n'a pas établi de relation claire entre la diminution de populations d'organismes aquatiques et la contamination radioactive chronique à laquelle ils sont soumis.

## 2. CAS D'APPLICATION A L'ECOSYSTEME MOSAN

Le but est de préciser les impacts des rejets radioactifs de la centrale nucléaire de Tihange sur la faune aquatique de la Meuse : d'une part sur les macro-invertébrés, consommateurs primaires, et d'autre part, sur les poissons, consommateurs primaires et secondaires. Les poissons sont particulièrement intéressants à étudier puisqu'ils se situent en fin de chaîne trophique. Les travaux sont effectués in situ en milieu ouvert et en milieu confiné (cages).

### 2.1. ETUDE IN SITU EN MILIEU OUVERT

#### 2.1.1. LIEUX DE PRELEVEMENTS

Les zones de prélèvements (fig. 2) des poissons et des invertébrés se situent :

- en amont de la centrale : aval de l'écluse n°13 d'Andenne, à 12 km de la centrale nucléaire de Tihange. Cette zone de prélèvement s'étend sur une distance d'environ 2 km, le long des rives.
- en aval de la centrale : aval de l'écluse de la Neuville, à Ampsin, située à 2,2 km de la borne amont de la centrale. Cette zone de prélèvement s'étend jusqu'à Ombret à 3 km du barrage d'Ampsin.

Entre ces 2 endroits, le cours de la Meuse est coupé par les barrages d'Ampsin et de Ben-Ahin qui isolent les populations piscicoles.

#### 2.1.2. DATES DES PRELEVEMENTS

De novembre 1975 à octobre 1976, on a effectué des pêches tous les mois. Dans le but de traiter statistiquement les données, et afin de doser des radioéléments sur une quantité suffisante de matière fraîche, on a été amené à intensifier les efforts de capture mais à diminuer leur fréquence. Désormais, les prélèvements sont effectués tous les deux mois.

Les prélèvements d'Invertébrés ont débuté en août 1976 et ils sont bimensuels.

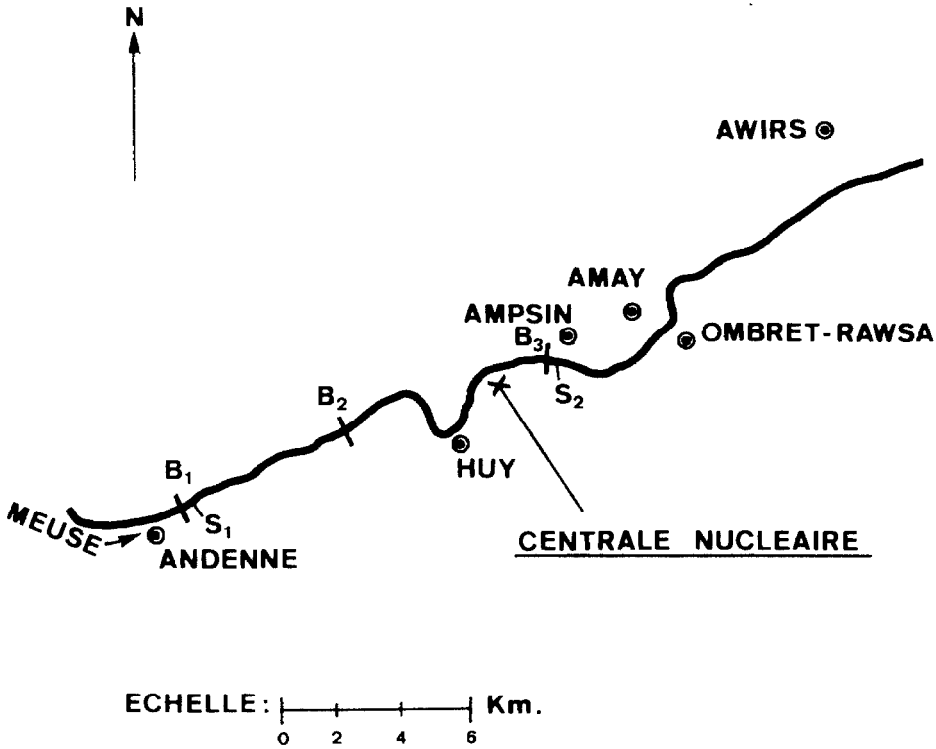


Fig. 2: Localisation de la centrale nucléaire, des barrages (B<sub>1</sub>: écluse d'Andenne, B<sub>2</sub>: écluse de Ben-Ahin, B<sub>3</sub>: écluse de la Neuville) et des stations amont (S<sub>1</sub>) et aval (S<sub>2</sub>) de prélèvements.

### 2.1.3. TECHNIQUES DE PRELEVEMENTS

#### 2.1.3.1. CAPTURE DES MACRO-INVERTEBRES

Les espèces récoltées sont les suivantes :

Mollusques : *Dreissena polymorpha* (Linné)

*Bithynia tentaculata* (Linné)

*Viviparus viviparus* (Pallas)

Crustacés : *Atyaephyra desmaresti* (Millet)

Les Mollusques sont récoltés sur les pierres immergées. *Viviparus* est aussi récolté sur des fagots immergés le long des berges.

La crevette *Atyaephyra* est capturée par pêche électrique dans les mêmes conditions que les poissons, le long des rives.

#### 2.1.3.2. CAPTURE DES POISSONS

Les espèces capturées le plus régulièrement sont :

Cyprinidae : *Rutilus rutilus* (L) = gardon

*Leuciscus cephalus* (L) = chevasne

*Alburnus alburnus* (L) = ablette commune

Percidae : *Perca fluviatilis* L. = perche

Deux techniques sont utilisées pour la capture des poissons, d'une part le filet maillant, et d'autre part la pêche électrique.

Les caractéristiques du filet maillant, monofilament, utilisé sont les suivantes : longueur 50 m

largeur 1,50 m

dimension des mailles à l'entre-noeud : 3 cm

Ce filet est immergé et relevé un certain nombre de fois à une station suivant le nombre de poissons désiré. Le lendemain, ces mêmes opérations sont répétées à l'autre station.

En raison de la sélectivité imposée par les dimensions des mailles, les poissons capturés ont tous une taille supérieure à 19 cm.

On peut ainsi comparer les échantillons des poissons les plus âgés de la population.



La pêche électrique permet de capturer des individus plus jeunes, chez qui la croissance est rapide et le métabolisme plus élevé.

#### 2.1.4. TRAITEMENT DES ORGANISMES CAPTURES

##### 2.1.4.1. TRAITEMENT DES MACRO-INVERTEBRES

Les coquilles des Mollusques sont séparées des parties molles et le tout est envoyé dans des pots de 20 ml à Mol, au centre de Radiobiologie (formol 5 %).

Les crevettes sont envoyées entières dans les mêmes conditions.

##### 2.1.4.2. TRAITEMENT DES POISSONS

Les poissons sont identifiés au niveau de l'espèce. Ils sont séparés suivant les sexes et suivant les classes de taille. Ces poissons sont ensuite disséqués : les muscles sont séparés des autres organes : foie - rate - cerveau - gonades - graisses - branchies, ceci en vue de mettre éventuellement en évidence une répartition sélective des radioéléments.

#### 2.1.5. RESULTATS EXPERIMENTAUX

Différents radioisotopes sont recherchés :  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  et le  $^{137}\text{Cs}$ . Jusqu'à présent, nous détectons le  $^3\text{H}$  et le  $^{137}\text{Cs}$ , et parfois le  $^{134}\text{Cs}$ , le  $^{60}\text{Co}$  et le  $^{54}\text{Mn}$ .

##### 2.1.5.1. MACRO-INVERTEBRES

Les résultats rassemblés au Tableau II montrent que le mollusque bivalve (*Dreissena polymorpha*) concentre le  $^{137}\text{Cs}$  aussi bien dans ses parties molles que dans les coquilles. Toutefois on ne constate pas de différence entre l'amont et l'aval de la Centrale.

| Espèce                                     | Lieu de prélèvement | Date     | Quantité mesurée | $^{137}\text{Cs}$<br>pCi/kg mat. fraîche |
|--|---------------------|----------|------------------|--|
| <i>Atyaephyra desmaresti</i>               | Ombret              | 13.07.76 | 4,9 g            | ≤ 306,1                                  |
| "  | "                   | 13.09.76 | 10,9 g           | ≤ 129                                    |
| "  | Andenne             | 14.09.76 | 11,0 g           | ≤ 136,4                                  |
| <i>Dreissena polymorpha</i><br>(coquilles) | Ombret              | 13.07.76 | 13,7 g           | 168                                      |
| parties molles                             | Ombret              | 13.07.76 | 6,5 g            | 554 ± 154                                |
| <i>Dreissena polymorpha</i><br>coquilles   | Andenne             | 13.07.76 | 17,8 g           | 164 ± 84,3                               |
| parties molles                             | Andenne             | 13.07.76 | 5,9 g            | ≤ 254,2                                  |

Tableau II : Teneur en  $^{137}\text{Cs}$  de macro-invertébrés prélevés dans la Meuse.

#### 2.1.5.2. POISSONS

Chez cinq espèces de poissons prélevés dans la Meuse, la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  est examinée en fonction de la taille, du sexe ainsi qu'au niveau des différents organes. Pour les gardons, les jeunes individus immatures présentent une taille inférieure à 150 mm (longueur totale) et les individus sexués ont une longueur supérieure. Il en est de même pour les hotus et les chevaines. Pour les ablettes, la taille des individus immatures est inférieure à 70 mm. Pour les goujons, elle est du même ordre de grandeur quoiqu'il n'y ait pas eu de distinction rigoureuse au point de vue taille chez cette espèce.

De l'ensemble des résultats du mois d'août (fig. 3), il apparaît que la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  en pico-Curie par kg de poids frais est plus élevée chez les individus jeunes et immatures. De plus pour une autre espèce de Cyprinidae, l'ablette commune capturée en juillet 1975 on a constaté chez les immatures une valeur moyenne de 238 pCi kg<sup>-1</sup> alors que chez les individus adultes de sexe mâle l'activité moyenne n'était que de 37 pCi kg<sup>-1</sup>. Aucune différence significative d'activité en  $^{137}\text{Cs}$  n'est observée en fonction du sexe chez ces diverses espèces. D'autre part, on ne décèle, à cette époque, aucune différence d'activité en relation avec la situation des poissons capturés en amont et en aval de la Centrale Nucléaire de Tihange. Cette

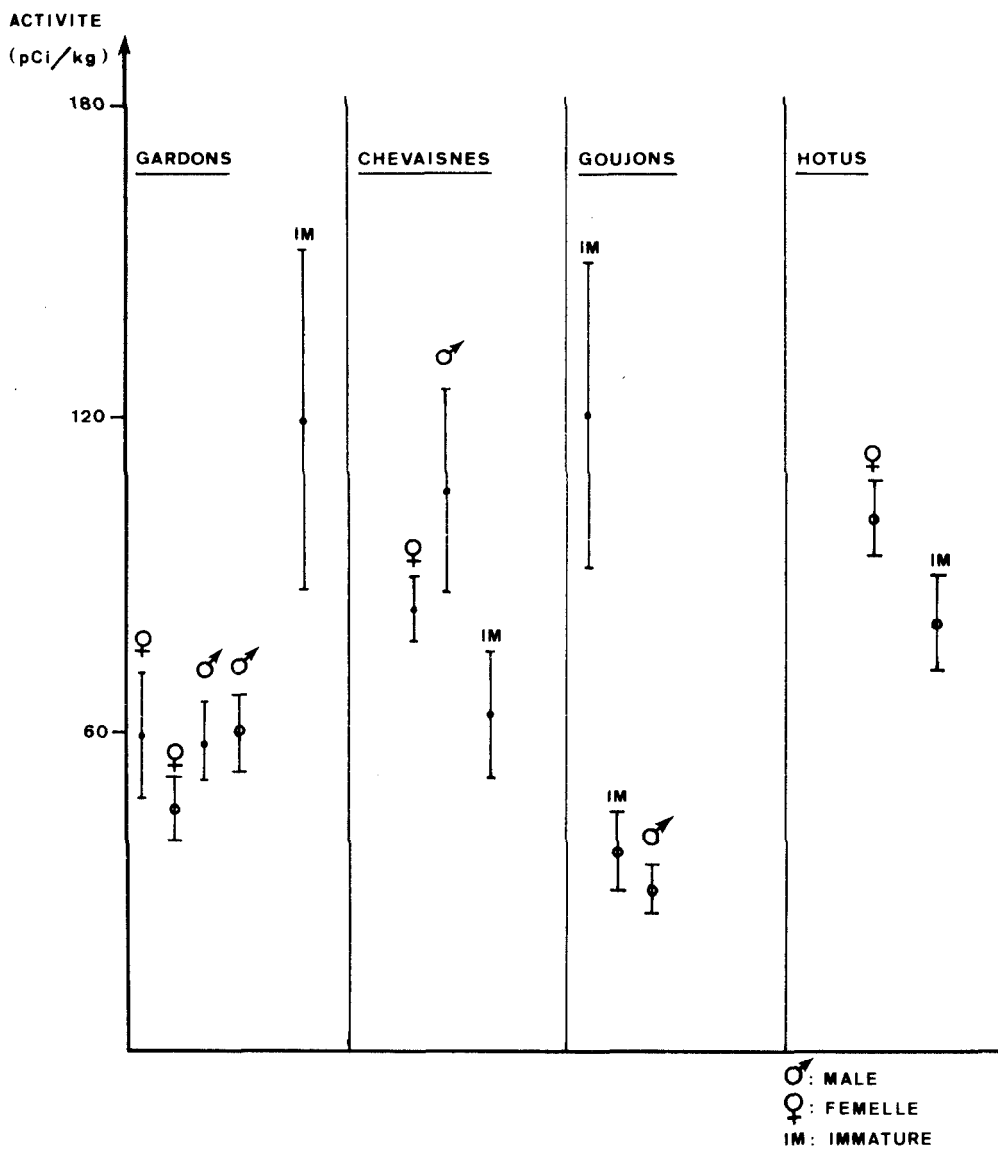


Fig-3: Contamination en  $^{137}\text{Cs}$  des poissons capturés dans la Meuse aux stations amont (□) et aval (●) en août 1976.

dernière observation résulte sans doute du fait que l'apport de la Centrale de Tihange en  $^{137}\text{Cs}$  est négligeable pendant la période étudiée (Hospied, 1976).

Comme le gardon est l'espèce la plus abondante dans la Meuse, on l'a choisie pour examiner l'accumulation éventuelle de Césium pour la situation amont et aval au niveau de différents organes. De janvier à août 1976, on a ainsi mesuré mensuellement l'activité des gardons mâles éviscérés, de leur foie, de leur rate, de leur cerveau, des graisses de réserves et des testicules. Les résultats (fig. 4) exprimés en pico-Curie par kilog de matière fraîche montrent que la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  des poissons éviscérés est toujours faible et généralement inférieure à  $150 \text{ pCi kg}^{-1}$  pour la situation amont et aval. Par contre, la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  des organes (foie, rate, cerveau, testicules) est toujours plus élevée, atteignant parfois des valeurs supérieures à  $1.000 \text{ pCi kg}^{-1}$ . Ici encore, on ne constate pas de différences significatives dans les teneurs en  $^{137}\text{Cs}$  en relation avec la situation amont et aval de la Centrale nucléaire de Tihange.

Ces résultats mettent en évidence un phénomène intéressant : répartition sélective des radioéléments chez les individus. Certains organes, tels que le foie, la rate, le cerveau et les testicules paraissent être des cibles spécifiques pour le Césium 137. Il faut remarquer que ces teneurs restent encore très faibles mais elles mettent l'accent sur la nécessité d'une approche discriminatoire au niveau des individus représentant les maillons trophiques supérieurs de l'écosystème dulcicole.

Enfin il semblerait que les organismes aquatiques parmi les plus sensibles de l'écosystème dulcicole, à savoir les poissons, constituent un matériel intéressant pour la surveillance biologique de la pollution radioactive des milieux aquatiques.

## 2.2. ETUDE IN SITU EN MILIEU FERME (CAGES)

Le but est de déterminer les facteurs de concentration de quelques espèces représentant différents niveaux trophiques, en connaissant la quantité de rejets radioactifs et en mesurant l'activité des différents organismes. A cet effet, 2 radeaux biologiques sont installés à la Centrale de Tihange d'une part dans le canal d'amenée d'eau,

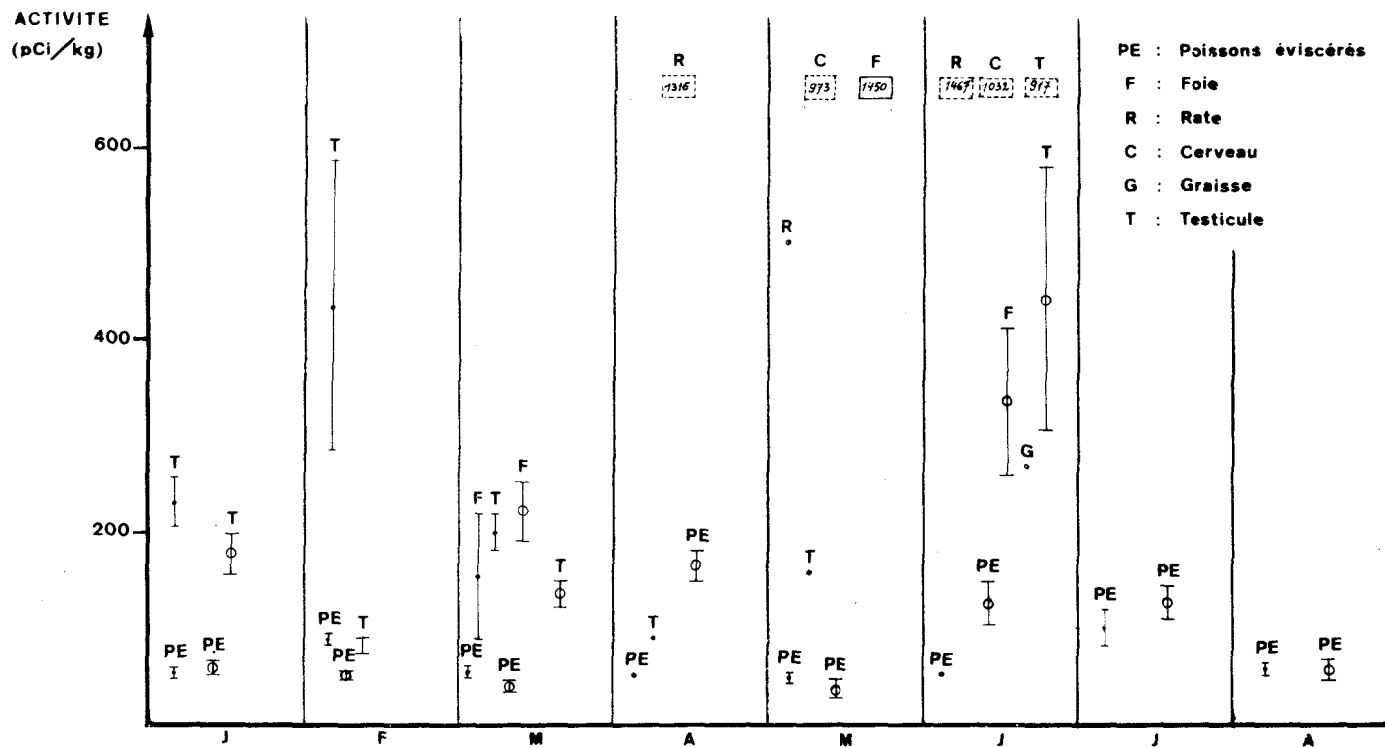


FIG.4: Contamination en  $^{137}\text{Cs}$  des organes des gardons mâles prélevés dans la Meuse en amont (☐) et en aval (○) de la Centrale nucléaire de Tihange (janvier-août 1976).

et d'autre part, dans le canal de rejet.

Quelques espèces typiques de l'écosystème mosan sont utilisées. Parmi les Crustacés, on a choisi l'écrevisse américaine *Orconectes limosus*. Toutefois de réelles difficultés subsistent pour en capturer. C'est pourquoi on utilise en remplacement une écrevisse importée de Turquie, *Astacus leptodactylus*. Ces écrevisses sont installées dans des cages (45 x 80 x 35 cm) en grillage fins (mailles de 0,5 cm). Généralement vingt écrevisses dont 10 mâles et 10 femelles marqués individuellement sont placés dans chaque cage. Parmi les Mollusques Bivalves on utilise *Dreissena polymorpha*, *Unio sp.* et *Anadonta sp.* qui sont placés dans des bacs (15 x 25 x 15 cm) dont une face est grillagée.

Quatre cages (50 x 50 x 50 cm) à grillage métallique (mailles 1 cm) sont utilisées pour les poissons. De jeunes individus de longueur totale comprise entre 110 et 160 mm y sont installés. Généralement l'espèce utilisée est le gardon qui provient d'étang de pisciculture ou de la Sambre supérieure. Quelques essais seront effectués avec d'autres espèces et notamment le chevasne.

Après trois mois d'expériences, on constate que systématiquement poissons et écrevisses, placés dans le canal de rejet de la Centrale, meurent, ce qui n'est pas le cas des organismes placés en amont. Ce phénomène est peut-être à mettre en relation avec les brusques variations occasionnelles de température ( $\Delta t$  11°C) liées au fonctionnement de la centrale nucléaire.

#### REFERENCES

- AMIARD-TRIQUET, C. et AMIART, J.-C., 1976. La pollution radioactive du milieu aquatique et ses conséquences écologiques, Bull. Ecol., 7, 1, 3-32.
- HOSPIED, M., 1976. Etude comparative des populations piscicoles de la Meuse en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange. Mémoire Licence en Sciences Zoologiques, FUN, Inédit, 120 pages.
- I.A.E.A., 1976. Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems. I.A.E.A., Vienna, Austria. Techn.Rep.Ser., 172, 131 pages.

JAUMOTTE, A. et HOSTE, J., 1976. Rapport final, Commission d'Evaluation en matière d'Energie nucléaire. Roy. Belge. Minist. Aff. Econ., 74 pages.

PHILIPPART, J.-C., 1973. Dynamique et production des populations de poissons dans la zone à barbeau de l'Ourthe. Résultats préliminaires. Ann. Soc. Roy. Zool. Belg., 103, 1, 61-77.

## SAMENVATTING

De kringloop welke radioisotopen beschrijven in waterige ecosystemen, meer bepaald in zacht water, is *nog steeds* onvoldoende bekend. Hun overdracht van de waterige fase naar het sediment, van het sediment naar de biocenoses en van de vloeistof naar de biocenoses is complex en hangt af van een aantal vrij onbekende verschijnselen.

Op het niveau van de biocenoses vertonen de radioisotopen een specifiek gedrag : sommige schakelen zich aaneen tot lange voedselketens, andere schakelen zich helemaal niet aaneen.

De werken uitgevoerd met betrekking tot de Maas, in samenwerking met het nucleair centrum te Mol, hebben tot doel enkele ontbrekende schakels te vinden en laten toe de aandacht te vestigen op het belang dat de visstand hierbij heeft, vermits sommige organen van vissen blijkbaar bijzonder gevoelig zijn aan de schadelijke invloed van radioisotopen.

## RESUME

Le cycle des radionucléides dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce est encore loin d'être connu avec précision. Leur transfert de l'eau au sédiment, du sédiment aux biocénoses et de l'eau aux biocénoses est complexe et dépend de phénomènes multiples mal connus. Au sein des biocénoses, les radionucléides ont un comportement spécifique, certains s'accumulent au long des chaînes trophiques, d'autres ne s'accumulent pas. Les travaux entrepris sur la Meuse en collaboration avec le Centre Nucléaire de Mol visent à combler quelques lacunes et permettent d'attirer l'attention sur l'intérêt des poissons dont certains organes semblent être une cible particulière pour quelques radionucléides.

## SUMMARY

The cycle of radionuclides in soft water aqueous ecosystems is a rather unknown subject. Their transfer from aqueous phase to sediment, from sediment to biocoenoses and from aqueous phase to biocoenoses is complex, and depends on a multitude of phenomena, of which very little is known. In biocoenoses systems, radionuclides have a specific behaviour; some of them being accumulated along throphical chains, others being not accumulated at all.

The purpose of research programs concerning the Meuse river, carried out in collaboration with the Nuclear Centre in Mol, is to find some missing links and to enable one to draw the attention on the interest of fish, of which certain organs appear to be specifically susceptible to the destructive effects of radionuclides.



**LES TRANSFERTS RADIOACTIFS PAR LES DENREES ALIMENTAIRES  
ET ROLE PARTICULIER DE L'IRRIGATION**

par

**Pierre BOVARD**

**Chef du Service d'Etudes et Recherches sur l'Environnement**

**INSTITUT DE PROTECTION ET DE SURETE NUCLEAIRE**

**Commissariat à l'Energie Atomique**

**Département de Protection**

**B.P. n° 6, 92260 Fontenay-aux-Roses (France)**

**Juin 1977**

**RESUME.**

L'expansion de l'irrigation accroît les possibilités de contamination des denrées agricoles pour les rejets des installations nucléaires.

Pour évaluer la contamination de la ration alimentaire, il est nécessaire de connaître le comportement des radionucléides dans l'eau destinée à l'arrosage, les mécanismes de passage dans la plante, ainsi que le rôle de la technologie agro-alimentaire.

Selon le mode de contamination et la nature du radioélément, le risque peut être à court terme comme dans la contamination directe par voie foliaire de cultures dont les récoltes peuvent être consommées à l'état frais dans des délais très courts ou au contraire à long terme par suite d'une accumulation des radioéléments dans le sol d'où ils peuvent être extraits par les racines.

Le risque à court terme concerne essentiellement l'I<sup>131</sup> et le Cs<sup>137</sup> et le risque à long terme le Sr<sup>90</sup>.

Les installations nucléaires sont conçues et exploitées de manière à confiner les substances radioactives et les rayonnements dans l'enceinte de l'installation. Il n'en résulte pas moins une certaine pollution du milieu naturel, en raison soit de l'évacuation contrôlée de déchets de faible activité, soit d'accidents. La multiplication des installations nucléaires accroît les risques de pollution des eaux de rivière dont une part de plus en plus importante est utilisée par l'agriculture du fait de l'expansion de l'irrigation. Aussi était-il indispensable de promouvoir un certain nombre de recherches sur les processus de contamination des cultures irriguées afin de pouvoir évaluer ultérieurement les niveaux de contamination alimentaire susceptibles de résulter du choix adopté pour les rejets.

Le but poursuivi est de fournir aux hygiénistes, d'une part, et aux responsables industriels et administratifs, d'autre part, des données chiffrées en vue de déterminer les facteurs de pondération pour l'estimation de la dose reçue par le public, ainsi que des éléments d'appréciation pour la conduite à tenir en cas d'accident.

Pour mener à bien ce type de recherche, il a fallu tout d'abord mettre en place les techniques et les moyens de simuler au mieux les conditions de la pratique agricole afin d'obtenir des valeurs représentatives des taux de transfert dans le milieu.

Mais l'expérimentation n'est pas une fin en soi, et le radioécologiste à l'issue de ses travaux doit être à même de prévoir l'évolution de la contamination à long terme en fonction d'un ou de plusieurs scénarios de rejets.

Dans le cas de l'évaluation de la contamination des denrées alimentaires, qui est l'objet de notre propos aujourd'hui, il sera nécessaire de disposer pour les études prospectives de suffisamment d'informations sur :

- le comportement des radionucléides dans l'eau du point de rejet à la borne d'arrosage,
- les mécanismes de contamination des plantes irriguées,
- le rôle de la technologie agro-alimentaire sur la teneur résiduelle des aliments consommés.

## 1 - TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES DANS LES COURS D'EAU.

Quelle que soit la forme initiale sous laquelle se présentent les radionucléides dans un effluent, ceux-ci vont subir dès leur introduction dans les eaux qui leur servent de réceptacle, une dispersion au sein de la phase liquide fonction

des conditions locales d'écoulement.

Simultanément va se produire un échange avec les particules et agrégats organiques et minéraux présents dans l'eau, échange lui-même conditionné par :

- . la nature, la composition et la forme physico-chimique du rejet,
- . la composition de l'eau,
- . la nature et la concentration du débit solide,
- . le temps de contact.

Les travaux effectués dans ce domaine ont montré que malgré les différences de comportement la plupart des radionucléides rejetés ont une affinité marquée pour le débit solide, ce qui a pour principal corollaire de réduire la contamination des eaux utilisées pour l'irrigation (1).

Cette décontamination sera fonction des caractéristiques sédimentologiques du cours d'eau considéré. Mais ce qui importe le plus est la forme sous laquelle le radionucléide se présentera finalement à la borne d'arrosage, si par exemple l'épuration ne porte que sur des formes non assimilables par la plante elle n'offre qu'un intérêt très relatif et vice versa. C'est pourquoi cette première étape hydrologique ne saurait être isolée de son contexte et en particulier de la connaissance de l'utilisation de l'eau et des voies d'accès de la radioactivité liées à chacune de ces utilisations. Ainsi par exemple, un processus favorable pour l'irrigation pourra être défavorable pour une activité de loisirs.

Aussi allons nous envisager dans cette optique les mécanismes de contamination des végétaux.

## 2 - MECANISMES DE LA CONTAMINATION DES VEGETAUX.

A la contamination résultant de l'irrigation par de l'eau transportant de la radioactivité issue de rejets d'installations nucléaires, peut s'ajouter pour les plantes, la contamination consécutive aux rejets d'effluents atmosphériques qui après une dispersion plus ou moins importante provoquent un dépôt sec ou humide sur les végétaux et le sol.

Quelle que soit l'origine de la radioactivité, il existe quatre voies d'entrée des radionucléides dans la plante: la fleur, la feuille, le collet et la racine. La dernière voie se distingue des trois précédentes par le fait que s'intercale le sol qui joue à la fois le rôle de filtre et celui de réservoir. C'est pourquoi cette voie est le plus souvent qualifiée d'indirecte.

L'irrigation par aspersion peut être à l'origine des divers modes de contamination : directement par dépôt des gouttelettes sur les feuilles ou les fleurs et indirectement par dépôt sur le sol et irrigation jusqu'à la racine.

### 2.1. La contamination directe.

La contamination directe par l'eau d'aspersion est analogue à celle due à la pluie avec la différence que l'eau d'irrigation est fortement chargée en sels par rapport à l'eau de pluie (2).

Il existe deux possibilités de propagation de la radioactivité déposée sur la plante : le radioélément peut soit pénétrer à l'intérieur de la plante et y migrer plus ou moins rapidement soit au contraire subsister simplement à la surface de la feuille, la contamination reste alors exclusivement externe. Dans la plupart des cas les deux situations coexistent.

Le lavage peut éliminer une partie de la radioactivité externe. Cette élimination n'est pas identique pour tous les radioéléments mais elle est d'autant plus sensible que la contamination déposée est grande (3). Au cours de nos expériences de contamination du pommier par des effluents contenant une vingtaine de radionucléides, 40% de la contamination apportée sur la feuille a été retrouvée dans les eaux de lavage. Les corps les plus facilement éliminés sont le  $\text{Na}^{22}$ , le  $\text{Nb}^{95}$  et le  $\text{Ce}^{144}$  alors qu'à l'inverse l' $\text{I}^{131}$  et le  $\text{Ru}^{106}$  et le  $\text{Co}^{60}$  sont les plus fortement retenus (4).

La quantité de radionucléides déposée sur le feuillage après un arrosage représente quelques pour cent de la quantité appliquée, le reste se déposant sur le sol ou pouvant être absorbé par le collet, surtout dans le cas des herbages, où la rétention peut atteindre jusqu'à 25% (5).

Si dans le cas d'apports indirects les éléments à courte période peuvent être négligés, il n'en est pas de même dans le cas de la contamination directe où le rôle temporisateur du sol est supprimé. Certains produits peuvent en effet être consommés frais dans des délais très courts après l'arrosage. Le risque est d'autant plus grand que le délai pour parvenir à la borne d'arrosage est plus court et que la période de récolte et de consommation est plus étalée. Les deux produits types sont le lait et la salade.

### Les coefficients de transfert.

Dans les exemples présentés, les coefficients de transfert sont calculés à l'aide de la formule préconisée par Barbier (6) :

$$R = \frac{\text{pCi/Kg. frais}}{\text{pCi/litre d'eau d'arrosage}}$$

ce qui revient à dire qu'un kilo de produit récolté contient la même quantité de radioélément que R litres d'eau.

Les paramètres qui interviennent sur ce coefficient de transfert sont nombreux, outre le climat, le mode d'apport d'eau et la nature du radioélément il faut citer : la géométrie du feuillage, la cuticule de la feuille, la capacité de passage à travers cette cuticule de chaque élément, ainsi que la partie de la plante consommée (feuilles, fruits, racines).

a) Influence du radionucléide .

Cas de la salade.

| Radioélément | $^{65}\text{Zn}$ | $^{137}\text{Cs}$ | $^{60}\text{Co}$ | $^{22}\text{Na}$ | $^{54}\text{Mn}$ | $^{90}\text{Sr}$ |
|--------------|------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| R            | 1,6              | 1,5               | 1,5              | 0,9              | 0,75             | 0,3              |

b) Influence des radionucléides et des organes récoltés (7).

Coefficients de transfert.

|                      | $^{65}\text{Zn}$ | $^{137}\text{Cs}$ | $^{60}\text{Co}$ | $^{22}\text{Na}$ | $^{54}\text{Mn}$ | $^{90}\text{Sr}$ |
|----------------------|------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Haricot<br>(gousses) | 0,12             | 0,73              | 0,72             | 0,07             | 0,04             | 0,02             |
| Salade<br>(feuilles) | 1,6              | 1,5               | 1,5              | 0,9              | 0,75             | 0,3              |
| Carotte<br>(racine)  | 0,5              | 0,4               | 0,4              | 1,7              | <u>Nd</u>        | <u>Nd</u>        |
| Pomme<br>(fruit)     | 0,15             | 0,15              | 0,08             | 0,07             | 0,05             | 0,02             |

En règle générale, les feuilles sont plus contaminées que les fruits ou les racines, bien qu'un transfert soit possible à partir de la feuille pour les éléments les plus

mobiles comme le Cs<sup>132</sup>, le Co<sup>60</sup> et le Na<sup>22</sup>.

c) Les taux de fixation sont également sous la dépendance de la qualité des eaux d'arrosage, du fait de la compétition entre les différents corps et de la formation de formes physico-chimiques ou de complexes qui conditionnent leur mobilité et par conséquent leur capacité de fixation sur les plantes (cas des composés organiques et des hydroxydes).

#### Point de vue sanitaire.

En bref, seuls méritent d'être pris en considération dans le cas de la contamination directe, les corps qui sont facilement incorporés par la plante au niveau de la feuille pour les cultures et au niveau du collet pour les herbages. Mais selon la durée de vie radioactive du radioélément, les risques seront différents. Pour les corps à courtes périodes essentiellement l'Iode<sup>131</sup>, les circuits courts sont prépondérants. Le cas type est le cycle : pâturage, vache, lait. Les légumes feuilles pourront également être concernés mais il faudra alors que les rejets coïncident avec les périodes de consommation. De toute façon il n'y a pas de risque d'accumulation avec le temps et l'équilibre est très vite atteint en cas de rejet continu.

Pour les corps à périodes longues Cs<sup>137</sup>, H<sup>3</sup>, Co<sup>60</sup>, I<sup>129</sup>, les circuits peuvent être longs, toutes les plantes et tous les organes sont concernés. Il peut y avoir accumulation avec le temps mais pas de stockage d'une récolte à l'autre; en cas de rejet continu, la contamination des récoltes restera du même ordre de grandeur chaque année.

Il n'en sera pas de même pour la contamination indirecte.

#### 2.2. La contamination indirecte.

La contamination indirecte va faire intervenir un facteur supplémentaire primordial, le sol. Dans ce cas le coefficient de transfert de Barbier où R signifie comme dans le cas précédent que 1 kg. de denrée contient autant de radioactivité que R litre d'eau, augmente avec le temps et sa valeur limite se calcule de la manière suivante :

$$R = \frac{c-d}{\lambda + \varphi}$$

- d est la hauteur d'eau annuelle d'irrigation en litres par m<sup>2</sup>.
- $\lambda$  est le coefficient de décroissance radioactive, en an<sup>-1</sup>.
- $\phi$  est la fraction de radionucléide perdue annuellement par infiltration.
- c coefficient de prélèvement des plantes

$$= \frac{\text{pCi/Kg de produit récolté}}{\text{pCi/m}^2 \text{ de sol}}$$

Le sol est à la fois un récepteur actif et un milieu nutritionnel, de par sa composition chimique, il est capable de fixer les radionucléides sur les argiles et la matière organique; de par sa dynamique et sous l'effet de certains facteurs il est à même de faire évoluer soit la forme chimique du radioélément, soit sa position dans le profil.

Les paramètres principaux de l'évaluation du transfert des radionucléides dans le sol sont :

- . la surface occupée par chaque type de sol
- . la perméabilité
- . la rétention en eau
- . le complexe absorbant (capacité d'échange)
- . la teneur en argile et en matière organique
- . la microflore.

Au niveau des sols l'interaction radionucléides eau se retrouve; les mécanismes de migration des radionucléides dépendent aussi de la qualité et de la composition organominérales des eaux qui les véhiculent (9). La migration est liée à la présence de formes hydrosolubles capables de migrer en profondeur. Les complexes sont d'autant plus solubles et plus stables que le pH du sol est plus acide.

Les sols à faible pouvoir absorbant cèdent plus facilement leurs radioéléments à la plante mais cet inconvénient s'atténue avec le temps puisque les pertes par infiltration y seront plus importantes. Néanmoins il semble que les sols légers soient ceux qui favorisent le mieux le transfert vers la plante.

Les sables (sols légers), cèdent à la plante 2 à 3% du Sr et 3 à 9% du Césium alors que les sols argilocalcaires ne cèdent que 1 à 6% du Sr et 2 à 20% du Césium (8).

Pour le Césium, les deux facteurs essentiels sont la capacité d'échange du sol et les argiles.

Pour le Strontium, la teneur en calcaire est pri-

mordiale, dans les sols calcaires, l'évolution est conditionnée par le pH et la teneur en carbonates de Calcium, en sols acides la mobilité du Strontium est liée à la matière organique et au taux de saturation en bases échangeables.

Pour le Cobalt et le Manganèse, un pH basique les fait évoluer vers des formes colloïdales ou complexées. Le taux de solubilité est fonction des argiles et de la matière organique et la mobilité est liée à celle des complexes organominéraux.

Pour le Ruthénium, l'évolution est liée au pH et aussi à la texture du sol et plus particulièrement à sa perméabilité. La forme physico-chimique joue un rôle non négligeable, mais il semble que son évolution dans le milieu tende à atténuer ce rôle. Cet élément se caractérise essentiellement par sa grande mobilité, quelles que soient les formes chimiques.

Les pratiques agricoles auront également un rôle dans la mesure où elles modifieront les caractéristiques du sol (labours, amendements, engrais); mais le sol n'est pas seul à intervenir, le végétal joue aussi son rôle.

La répartition dans la plante des éléments prélevés dans le sol n'est pas homogène. Les feuilles organes de très forte activité physiologique sont plus riches en matières minérales que les fruits qui accumulent en cours de maturation des sucres. Seul le Strontium migre de façon significative vers les fruits. Au niveau du fruit lui-même, la plupart des radioéléments se localisent dans les enveloppes.

#### Influence des radionucléides.

Le Na<sup>22</sup>, le Zn<sup>65</sup>, le Sr<sup>90</sup> et à moindre titre le Co<sup>60</sup> sont les principaux produits retrouvés dans la plante.

Cas de la salade :

|   | Na <sup>22</sup> | Sr <sup>90</sup> | Zn <sup>65</sup> | Co <sup>60</sup> | Co <sup>137</sup> | Mn <sup>54</sup> |
|---|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|
| R | 80               | 16,2             | 10,5             | 4,3              | 1,9               | -                |



Influence des parties consommées.

|              | Na <sup>22</sup> | Zn <sup>65</sup> | Co <sup>60</sup> | Cs <sup>137</sup> |
|--------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|
| Haricot vert | 0,2              | 6,2              | 3,2              | 1,1               |
| Salade       | 80               | 10,5             | 4,3              | 2                 |
| Carotte      | 61               | 1,51             | 5,7              | 0,4               |

Répartition du Sr dans la vigne (10)

|  | feuilles | raisin |           |
|--|----------|--------|-----------|
|  |          | pulpe  | pellicule |
| $C = \frac{\text{pCi/Kg}}{\text{pCi/m}^2}$ | 1        | 0,01   | 0,03      |

2.3. La contamination globale.

En pratique, tous les mécanismes sont concomittants et la teneur des récoltes en radioéléments sera la résultante des différents apports.

A court terme, la contamination directe par arrosage est la première à prendre en compte, les teneurs qui en résultent sont en moyenne inférieures à celles des eaux et les éléments qui retiennent le plus l'attention sont l'Iode et le Césium et les denrées; le lait et les légumes feuilles.

A plus long terme, le risque se déplace et provient pour le principal de l'accumulation dans les sols à la suite d'arrosage répétés, exception faite du Na<sup>22</sup>, les taux de transfert moyen à la limite d'accumulation dans les sols sont dans la plupart des cas inférieurs à 10.

Le radioélément le plus important est le  $\text{Sr}^{90}$  pour lequel :

R = 3 à 5 pour les haricots verts, les tomates et les pommes de terre.

10 pour les laitues en sols argilo-calcaires (des valeurs extrêmes de l'ordre de 30 à 40 ont été obtenues pour certains sols sableux).

L'extrême diversité des possibilités de combinaisons : radionucléide-sol-végétal, exige sur le plan sanitaire d'envisager les problèmes cas par cas et ne permet pas de dégager une loi simple et générale.

### 3 - INCIDENCE DE LA TECHNOLOGIE ALIMENTAIRE.

De nos jours, une proportion de plus en plus grande de produits agricoles subit une transformation avant d'être livrée à la consommation, que ce soit une transformation radicale comme dans le cas de la vinification, ou un simple conditionnement.

C'est pourquoi après avoir envisagé les processus de contamination des récoltes faut-il examiner l'impact de la technologie sur la contamination finale de la ration alimentaire

Nous venons de voir que l'Iode, le Strontium et le Césium sont parmi les radioéléments les plus préoccupants au stade de la récolte. L' $\text{I}^{131}$  du fait de sa courte période perdra de son importance dans le cas où la récolte subit un traitement ultérieur qui inclue un certain délai. C'est le cas par exemple du beurre et du fromage par rapport au lait. Le problème reste entier par contre, pour le Strontium  $^{90}$ , le Césium  $^{137}$  et l'Iode  $^{129}$ , un certain nombre de notions générales peuvent être dégagées à partir de quelques exemples.

3.1. Les actions mécaniques qui ont pour but d'éliminer les enveloppes des fruits et des grains, parties les plus riches en radioéléments de ces organes diminueront toujours de façon importante la contamination du produit final.

Exemple : CONTAMINATION DU RIZ PAR LE  $^{90}\text{Sr}$

| Produit       | Paddy | Cargo | Blanchi | Issues |
|---------------|-------|-------|---------|--------|
| pCi/Kg de riz | 3.170 | 1.650 | 690     | 8.530  |

Le riz blanchi est 2, 4 fois moins contaminé que le riz cargo et 4, 6 fois moins que le riz paddy.

L'activité subsistant dans l'aliment ne représente environ que 13% de l'activité de la récolte et dépend de l'efficacité du traitement. Il en est de même pour le blé. (Dans le cas du blutage normal du blé, 80% du Strontium du grain ne se retrouve plus dans la farine).

Les issues par contre sont relativement contaminées, le transfert du Strontium ne se fait donc pas vers le riz blanchi ou la farine mais plutôt vers les aliments du bétail.

### 3.2. La vinification.

Les techniques de vinification ont une influence directe sur la contamination des vins. La macération et le pressurage favorisent le passage du Strontium et du Césium de la rafle et de la pellicule dans le vin.

La macération précédée d'un foulage, caractéristique primordiale de la vinification en rouge, met en contact le moût avec la rafle et la pellicule et enrichit le vin en Strontium. Le pressurage a des effets analogues, le rouge de presse obtenu à partir du marc est plus contaminé que le rouge de goutte.

La vinification en rose par contre au cours de laquelle la séparation, dès le départ du moût et des parties solides réduit au minimum la macération, diminue la contamination.

Dans nos expériences le vin rosé n'a conservé que 20% du Sr de la vendange, le vin rouge de goutte 60% et le vin rouge de presse 65%.

### 3.3. Concentration.

La fabrication du concentré, comme le concentré de tomates, provoque une augmentation de la radioactivité spécifique du produit. L'évaporation de l'eau sous vide est responsable de cette augmentation de l'activité spécifique.

3.4. La préparation culinaire (12), joue également un rôle dans l'absorption de radioéléments par la ration alimentaire. Vilquin a étudié dans cette optique la contamination résiduelle de moules marinières. Les résultats obtenus montrent que la radioactivité des parties molles n'a pas évoluée de façon significative au cours de la cuisson et que les coquilles ont perdu environ 1 tiers de leur radioactivité au profit de la sauce (Ru<sup>106</sup>). Le consommateur ingère dans ce cas particulier une par-

tie de la radioactivité des coquilles.

La contamination du produit consommé dépend donc non seulement des facteurs sol-plante mais également de la technologie alimentaire.

Les variations obtenues sont du même ordre de grandeur que celles provenant de la nature des sols et de la diversification des façons culturales (pour le radiostrontium l'activité peut varier dans un rapport de 1 à 5).

#### 4 - NIVEAU ACTUEL DE LA TENEUR DES CULTURES EN RADIOELEMENTS.

Deux types de radionucléides sont présents dans les sols et les cultures : les radionucléides naturels mais aussi des radionucléides artificiels disséminés par l'homme.

L'examen des relevés de la surveillance de la radioactivité de la chaîne alimentaire, effectués en 1973 dans la France entière, met en effet en évidence la présence dans un certain nombre de végétaux (carottes, poireaux, salades, tomates) de :

|                             |                   |
|-----------------------------|-------------------|
| 1100 à 4500 pCi/Kg frais de | <sup>40</sup> K   |
| 0 à 15 pCi/Kg frais de      | <sup>137</sup> Cs |
| 0 à 64 pCi/Kg frais de      | <sup>90</sup> Sr  |

Que constate-t-on dans les sols et les cultures dans l'environnement des installations nucléaires ?

Dans ce but pendant 3 ans des produits commercialisés de 3 espèces fruitières et 6 légumes ont été prélevés sur les zones irriguées du bassin rhodanien en aval des installations nucléaires. Au niveau des mesures de radioactivité globales ( $\beta$ ,  $\gamma$ ) on ne constate pas de différence significative de celles obtenues par ailleurs et qui peuvent être attribuées aux retombées (13).

La teneur en <sup>137</sup>Cs de la majorité des échantillons n'est pas décelable mais une petite fraction des échantillons avait une activité moyenne de 140 pCi/Kg.

Cette activité faible par rapport à la C.M.A. de l'eau est cependant plus élevée que celle que l'on peut noter dans les relevés de surveillance de retombées et peut être attribuée aux rejets de produits radioactifs dans le Rhône.

Ce sont d'ailleurs les espèces normalement irriguées par aspersion qui sont contaminées par le <sup>137</sup>Cs. Il est certain qu'une politique de rejet, conforme aux prescriptions,

a permis de conserver aux cultures un niveau de contamination tout à fait acceptable mais qui peut être décelable lorsqu'on tient compte des observations obtenues sur modèles expérimentaux.

### CONCLUSION.

Les études sur modèles expérimentaux ont permis de calculer les taux de transfert aux cultures des radionucléides rejetés dans l'atmosphère ou l'eau et de prévoir l'évolution de la radiocontamination à long terme. La teneur radioactive des denrées provenant de zones irriguées peut être dans certains cas plus élevée que celle de l'eau d'irrigation. Le contrôle des cultures des zones irriguées est donc du plus grand intérêt.

L'environnement de l'homme aux alentours des installations nucléaires est constitué de :

- l'atmosphère
- des eaux de rivière et de nappes
- de sols
- d'êtres vivants, végétaux et animaux
- d'aliments.

Il est donc normal de contrôler l'atmosphère, les eaux superficielles, les eaux de nappe, les eaux de boisson, le lait. Cependant il est non moins intéressant de contrôler les cultures qui peuvent constituer dans certains cas, une voie préférentielle de transfert.

L'intérêt que portent les responsables de l'industrie nucléaire au bon état des produits agricoles et la démonstration de la qualité de ces produits sur le plan radiologique peuvent contribuer efficacement à faire accepter le voisinage jugé parfois encombrant des Installations Nucléaires.

BIBLIOGRAPHIE

- (1) P. BOVARD et A. GRAUBY. Le Cycle des radionucléides rejetés dans les eaux par l'industrie nucléaire. XIIIèmes journées de l'Hydraulique, Paris 1974. Société Hydrotechnique de France.
- (2) MIDDLETON L.I. Absorption et translocation of Cesium and Strontium by plants from spollion sprays. Nature, 10 May 1958, Vol. 181, pp. 1300-1303.
- (3) DELMAS J., DISDIER R., GRAUBY A., BOVARD P. Radiocontamination expérimentale de quelques espèces cultivées soumises à l'irrigation par aspersion. Actes Symp. Int. Radioécologie (Cadarache, Sept. 1969), pp. 707-27.
- (4) DELMAS J., BOVARD P., GRAUBY A., DISDIER R. Radiocontamination expérimentale de quelques espèces cultivées à l'aide d'effluents d'origines diverses. La Radioécologie Appliquée à la protection de l'homme et de son environnement (Compt. Rend. Symp. Rome, 1971) CCE, Luxembourg (1972) pp. 1103-19.
- (5) SCOTT Russel. Radioactivity and human diet. Pergamon Press 1966.
- (6) BARBIER et coll. Absorption de radioéléments du sol par divers légumes cultivés dans les conditions de la pratique. Rapport CEA n° 1860 (1961).
- (7) DELMAS J., GRAUBY A., DISDIER R. Etudes expérimentales sur le transfert dans les cultures de quelques radionucléides présents dans les effluents des centrales électro-nucléaires. Comportement dans l'Environnement des radioéléments rejetés par l'Industrie Nucléaire. A.I.E.A., Aix-en-Provence, 14-18 mai 1973.
- (8) BARBIER et coll. Etude expérimentale de la contamination radioactive par l'eau d'irrigation de certaines plantes cultivées. Rapport CEA R. 2625 (1964).
- (9) SAAS A., GRAUBY A. Mécanisme de transfert dans les sols cultivés des radionucléides rejetés par les Centrales Electro-Nucléaires. Environmental Behaviour of Radionucléides relased in the nuclear industry. A.I.E.A., Aix-en-Provence, 14-18 May 1973.
- (10) BOVARD P., BENARD, DELMAS J., GRAUBY A. Transfert des produits de fission dans la vigne et le vin. C.R. Académie d'Agriculture n° 12, pp. 989-995 (1968).

- (11) BOVARD P., DELMAS J., DISDIER R., GRAUBY A. Estimation de la contamination de la ration alimentaire. Etude du transfert du Césium et du Strontium à travers la plante jusqu'au produit consommable. Données expérimentales. Environmental Contamination by Radioactive Materials A.I.E.A., Vienne 24-28 mars 1969, pp. 115-123.
- (12) VILQUIN A. Contamination résiduelle de moules après préparation culinaire. Radioprotection 1970, Vol. 5 n° 3, pp. 247-248.
- (13) BOVARD P., GRAUBY A., FOULQUIER L., PICAT Ph. Etude radioécologique d'un bassin européen, le Rhône. Stratégie et Bilan. Comportement dans l'Environnement des radioéléments rejetés par l'Industrie Nucléaire. A.I.E.A., Aix-en-Provence 14-18 Mai 1973.

## SAMENVATTING

Aandacht wordt besteed aan het toenemend risico veroorzaakt door bevoeiing van de landbouwteelt met rivierwater dat besmet is door de afvalwateren van nucleaire installaties.

Het doel van deze publicatie is de aanbreng van numerieke gegevens die toelaten de evenwichtsfactoren te evalueren voor de berekening van de dosis waaraan de bevolking kan worden blootgesteld bij consumptie van besmette voeding.

Bijzondere aandacht geniet het gedrag van de radionucliden vanaf het lozingspunt stroomafwaarts tot bij de bevoeiingsinstallaties, evenals de verscheidene besmettingsmechanismen bij bevoeiing van planten en de bijdrage van de landbouwtechnologie tot de residuele concentratie in de voeding.

## RESUME

L'expansion de l'irrigation accroît les possibilités de contamination des denrées agricoles pour les rejets des installations nucléaires.

Pour évaluer la contamination de la ration alimentaire, il est nécessaire de connaître le comportement des radionucléides dans l'eau destinée à l'arrosage, les mécanismes de passage dans la plante, ainsi que le rôle de la technologie agro-alimentaire.

Selon le mode de contamination et la nature du radioélément, le risque peut être à court terme comme dans la contamination directe par voie foliaire de cultures dont les récoltes peuvent être consommées à l'état frais dans des délais très courts ou au contraire à long terme par suite d'une accumulation des radioéléments dans le sol d'où ils peuvent être extraits par les racines.

## SUMMARY

Attention is given to the increased risk, resulting from the irrigation of agricultural crops with river water, contaminated by effluents of nuclear installations.

The purpose of this article is to provide numerical data, in order to evaluate ponderative factors in the estimation of doses, to which a population may be exposed, as a result from consumption of contaminated food. Special attention is given to the behaviour of radionuclides from the effluent point down to the irrigation installation, to the different contamination mechanisms in plant irrigation and to the contribution of agricultural technology on residual concentration in food.