

Étude expérimentale sur l'accumulation et la rétention du ^{134}Cs par une microalgue planctonique, *Selenastrum capricornutum* Printz

Experimental Study on the ^{134}Cs Accumulation and Retention by a Planktonic Microalgae, *Selenastrum capricornutum* Printz

J.A. GIL CORISCO, M.C. VAZ CARREIRO¹

RÉSUMÉ

Avec l'objectif de mieux connaître le comportement du césium radioactif et son transfert dans un écosystème naturel d'eau douce, une étude concernant une chaîne trophique du fleuve Tejo a été conduite dans le cadre du contrat (CCE) n° B16-0245-P et aussi du contrat (CCE) n° B16-B-198-P. Ce document présente l'étude de l'interaction eau-producteur primaire, *Selenastrum capricornutum* Printz, algue planctonique unicellulaire, en présence du ^{134}Cs .

Les essais de contamination de la microalgue ont été conduits en utilisant des cultures en milieu confiné et en phase de stabilisation de la croissance. Quand la composition chimique de l'eau de Fratel n'est pas modifiée, sauf en ce qui est de l'addition du radioélément, le facteur de concentration évalué est de $(1,6 \pm 0,2)10^3$ (rapporté au poids sec). Par ailleurs, quand il y a un enrichissement en plusieurs cations par l'addition d'un milieu nutritif, le facteur de concentration baisse à $(1,6 \pm 0,2)10^2$. Dans tous les cas l'équilibre est atteint dans les premières 24 h.

L'étude de la rétention a été réalisée en repliquant des microalgues, préalablement contaminées, dans l'eau du fleuve non radioactive et en les maintenant soit en milieu confiné, soit en milieu renouvelé une seule fois au bout d'un jour, ou plusieurs fois au cours de l'expérience. Comme les résultats obtenus dans ces trois conditions sont semblables, un modèle général exprimant la variation du pourcentage de rétention a pu être établi :

$$R(t) = 76,7 e^{-45,0t} + 20,1 e^{-1,28t} \quad (t \text{ exprimé en jours})$$

ce modèle met en évidence l'existence de deux périodes biologiques, respectivement $Tb_1 = 0,015$ jours et $Tb_2 = 0,54$ jours.

Compte tenu de la dilution biologique due à la prolifération des algues unicellulaires au cours des expériences, la cinétique de désorption permet de faire l'hypothèse que le ^{134}Cs est d'une part adsorbé sur les surfaces et d'autre part absorbé dans les cellules.

Mots clés : accumulation, rétention, désorption, microalgues, ^{134}Cs .

1. Departamento de Protecção e Segurança Radiológica, Laboratório Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial, Estrada Nacional 10, 2685 Sacavém, Portugal.

SUMMARY

For a better understanding of the radiocesium transfer in a freshwater ecosystem, a study concerning a simplified trophic chain from the Fratel dam, in the River Tejo, is being developed under the CEC contract n° B16-0245-P and also the CEC contract n° B16-B-198-P. In this paper is presented the study of the interaction water - primary producer (*Selenastrum capricornutum* Printz, an unicellular planktonic algae) in the presence of ^{134}Cs .

The accumulation experiments were carried out in confined medium, during stabilization of the culture development. When the microalgae were cultivated in labelled river water, without any chemical change except for the addition of ^{134}Cs , the evaluated concentration factor was $\text{CF} = (1,6 \pm 0,2)10^3$, referred to dry weight. Otherwise, when the water was enriched by several cations by the addition of nutrients, the concentration factor was lower, $\text{CF} = (1,6 \pm 0,2)10^2$. In every case, equilibrium was reached within the first 24 h.

The retention was also carried out in river water and was studied through three parallel experiments: the labelled microalgae were maintained respectively in a confined medium, in a renewed medium with one single renewal made after 24 h's experiment, and in a renewed medium with renewals made at each sampling time. In every case, the ^{134}Cs loss obeyed a two-differential equation and the results obtained were similar, namely concerning the biological half-lives ($\text{Tb1} = 0.015$ days in every case and Tb2 respectively 0.53, 0.42 and 0.54 days); therefore a total model could be deduced:

$$R(t) = 76,7 e^{-45,8t} + 20,1 e^{-1,28t} \quad (t \text{ in days})$$

showing two biological half-lives, which were $\text{Tb1} = 0.015$ and $\text{Tb2} = 0.54$ days.

Taking into account the biological dilution due to the biomass increase during the experiments, the elimination kinetics suggests that ^{134}Cs is on the one hand adsorbed on the cell surface and on the other hand is absorbed intracellularly.

Key-words: uptake, retention, desorption, microalgae, ^{134}Cs .

INTRODUCTION

L'évaluation du transfert vers l'homme des radioéléments rejetés dans les cours d'eau, implique une connaissance, aussi approfondie que possible, des facteurs de concentration (FC)¹ et de transfert (FT)², dans les chaînes trophiques aquatiques. Ces calculs aboutissent à l'évaluation de l'équivalent de dose, afin d'estimer le risque radiologique potentiel pour l'homme dû au fonctionnement normal d'une centrale nucléaire.

Dans le cadre des contrats (CCE) n° B16-B-198-P, « Radioécologie du fleuve Tejo », et n° B16-0245-P, « Modèle radioécologique concernant la contamination d'un écosystème d'eau douce », une étude concernant le

1. FC = radioactivité dans l'organisme ($\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$)/radioactivité dans l'eau ($\text{Bq} \cdot \text{ml}^{-1}$).

2. FT = radioactivité dans le consommateur ($\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$)/radioactivité dans la nourriture ($\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$).

comportement du césium radioactif et son transfert dans un écosystème simplifié d'eau douce a été effectuée ; cette étude a été menée sur des organismes, des sédiments et de l'eau de la lagune du barrage de Fratel. Etant donné les difficultés de maintenir dans des conditions expérimentales une chaîne trophique même simplifiée, surtout en ce qui concerne les relations de biomasse, l'option a été d'étudier chaque niveau trophique indépendamment.

Malgré toutes les contraintes que cette méthode peut présenter, en plus des paramètres qui affectent l'établissement des facteurs de concentration et de transfert, on estime qu'il est toujours préférable d'évaluer ces facteurs pour un site déterminé, ce qui est le cas de la chaîne trophique que l'on a choisi, que d'utiliser des valeurs de la littérature.

En conséquence, on a étudié les transferts entre l'eau et les organismes, aussi bien que les transferts entre les différents niveaux trophiques, suivant d'autres exemples dans la littérature (FOULQUIER *et al.*, 1978 ; AMIARD-TRIQUET et FOULQUIER, 1978 ; FOULQUIER et LAMBRECHTS, 1982 ; LAMBRECHTS, 1984 ; FOULQUIER *et al.*, 1987).

Etant donné que le second contrat (CCE) mentionné est consacré aux actions post-Chernobyl et la grande importance que le ^{134}Cs a présenté dans la contamination engendrée par cet accident, on a pris la décision de travailler avec ce radionucléide.

En plus, en conditions de fonctionnement normal, les centrales nucléaires ayant des réacteurs du type REP (réacteurs à eau pressurisée), rejettent des effluents contenant aussi du ^{134}Cs en des quantités qui peuvent être du même ordre de grandeur de celles du ^{137}Cs .

Le ^{134}Cs a une période physique de 2,07 ans, c'est un émetteur gamma et son importance vient du fait d'avoir un comportement analogue au potassium (COUGHTREY *et al.*, 1985). D'autre part son étude apporte également des indications sur le comportement du ^{137}Cs dans l'environnement. En ce qui concerne l'homme il n'y a pas d'organe critique, mais sa distribution atteint tout le corps en raison de sa fixation importante dans les muscles.

Dans cet article sont présentés les résultats relatifs à la contamination de la microalgue *Selenastrum capricornutum* Printz par le ^{134}Cs , ainsi que sa décontamination.

2 - MATÉRIEL ET MÉTHODES

La microalgue *Selenastrum capricornutum* Printz est une *Chlorophyceae* caractérisée par des cellules libres en forme de croissant. Ces cellules se reproduisent par différenciation en autospores, chacune se divisant en quatre cellules-filles restant groupées, mais sans gel agglutinant (BOURRELY, 1966). MARGALEF (1983), indique les valeurs moyennes de $82 \mu\text{m}^3 \text{ cel}^{-1}$ et

27 pg cel⁻¹ pour le volume et le poids sec. Cependant, des phénomènes d'augmentation de volume cellulaire sont connus chez les microalgues, lors de l'immersion dans certains milieux défavorables (MILLER *et al.*, 1978).

Les algues sont maintenues au laboratoire par la méthode de culture en semi-continu (UKELES, 1973), avec de l'eau de la lagune de Fratel. Cette eau a été filtrée sur papier sans cendres (Whatman n° 40), stérilisée sous vapeur (à 120 °C pendant 20 minutes), et enrichie en sels nutritifs. Ce milieu représente la version « eau douce » du Miquel's Medium (SAMPAYO et MARTINS, 1981 ; BROTAS et SAMPAYO, 1981).

Les cultures sont maintenues dans des flacons de verre de 3 à 5 litres, stérilisés, fermés par des bouchons en caoutchouc doublement perforés, qui permettent la circulation de l'air injecté par des compresseurs d'aquarium. Le maintien en suspension et la distribution homogène des cellules sont assurés par agitation magnétique. L'éclairage est réalisé avec des tubes fluorescents qui reconstituent approximativement le spectre solaire, avec une photopériode de 15 h lux. La température a été maintenue à 20 ± 2 °C. La croissance des cultures a été suivie par comptage cellulaire au microscope, à l'aide d'une cellule de Bürker (9 x 10⁻⁴ ml).

Les principales caractéristiques chimiques de l'eau de Fratel sont présentées dans le tableau 1 (CARREIRO, 1990). La concentration en césium stable, déterminée par la technique d'analyse par activation neutronique, a été évaluée à 6 x 10⁻⁵ ppm (mg l⁻¹) (REIS *et al.*, 1988).

Le ¹³⁴Cs est utilisé sous la forme de chlorure en solution 0.1M de HCl, la concentration en césium total étant de 1 µg ml⁻¹. Des cultures de *S. capricornutum* en phase de stabilisation de croissance (UKELES, 1973), sont contaminées à 20 Bq/ml ce qui équivaut approximativement à 3,5 x 10⁻⁵ mg Cs l⁻¹. Des essais ont été faits en utilisant l'eau de Fratel non enrichie, ainsi qu'un mélange composé de 1/4 d'eau non enrichie et de 3/4 d'eau enrichie. Dans ce cas, par rapport à l'eau non enrichie, l'apport de cations susceptibles d'une compétition chimique avec le césium radioactif, est le suivant : 57,5 mg l⁻¹ de K⁺, 6,75 mg l⁻¹ de Ca²⁺, 3,25 mg l⁻¹ de Na⁺ et 0,41 mg l⁻¹ de Fe³⁺.

Pour l'étude de la désorption, des algues préalablement contaminées sont séparées du milieu radioactif par centrifugation et mises en suspension dans l'eau inactive. Afin de comparer les résultats obtenus en milieu confiné et renouvelé, trois modalités expérimentales différentes ont été établies :

- i) maintien des microalgues dans un flacon avec 2 l d'eau du fleuve, de la remise en suspension initiale jusqu'à la fin de l'expérience ;
- ii) un jour après le début de l'expérience remise en suspension, d'une fraction (8 %) des microalgues, dans un nouveau flacon avec de l'eau du fleuve renouvelée ; les résultats des mesures effectuées pendant les 24 heures initiales (1er flacon) sont prises en considération ;
- iii) changements successifs de l'eau et des flacons après 1, 2, 4 et 5 jours de décontamination, les mesures de radioactivité étant effectuées immédiatement après la mise en suspension.

Dans chacune de ces modalités les concentrations cellulaires sont plus faibles que dans les expériences d'accumulation.

Tableau 1 Caractéristiques chimiques de l'eau prélevée à Fratel (1987-1988).

Table 1 Chemical characteristics of Fratel dam water (1987-1988).

Eléments	Concentration (mg l ⁻¹)	
	Valeur moyenne	Valeurs maximales et minimales mesurées
Ca ²⁺	50	67 - 25
Mg ²⁺	14,1	21,5 - 10,1
Na ⁺	25	27 - 23
K ⁺	3,4	6,5 - 0,9
NH ₄	0,527	0,772 - 0,340
Cl ⁻	26	38 - 11
SO ₄ ²⁻	71	94 - 25
NO ₂ ⁻	0,006	0,014 - 0,002
NO ₃ ⁻	1,61	2,46 - 1,06
P ₂ O ₄ ⁻	0,35	0,88 - 0,32
pH	7,6	8,3 - 7,1

Pour suivre l'évolution de la radioactivité des microalgues, des fractions de 10 à 15 ml (pour les concentrations cellulaires denses) ou 30 à 60 ml (pour les concentrations plus faibles) de culture sont prélevées, filtrées sous vide sur des membranes Millipore (0,45 μm), pesées avant et après la filtration. Le contenu algal déposé, est séché sous lampe à infra-rouges. Deux membranes superposées ont toujours été utilisées, afin d'évaluer exactement la radioactivité de l'échantillon algal par déduction de la radioactivité de la membrane inférieure, qui représente la rétention de l'eau radioactive. Le ^{134}Cs en solution est mesuré sur des échantillons de 10 ml d'eau filtrée à 0,45 μm .

Les mesures de radioactivité sont faites avec un détecteur gamma à cristal puits d'iodure de sodium activé au thallium relié à un sélecteur d'amplitude monocal (les dimensions du cristal étant 4" x 4" et celles du puits, 1 1/4" de diamètre et 2 1/2" de profondeur).

3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Accumulation du ^{134}Cs

Dans toutes les expériences, l'équilibre du facteur de concentration est très rapidement atteint au cours des premières heures, surtout en ce qui concerne l'eau non enrichie, pour laquelle les valeurs de concentration du ^{134}Cs deviennent très vite assez élevées. Ce fait est en accord avec les résultats obtenus par d'autres auteurs travaillant en milieu confiné, comme KING (1964)

avec *Chlamydomonas* et le ^{137}Cs et AMIARD-TRIQUET et FOULQUIER (1978) avec *Chlorella* et le ^{60}Co .

Le facteur de concentration (FC) étant défini comme le rapport entre la concentration du ^{134}Cs dans la microalgue, en fonction du poids sec, et la concentration du même radionucléide dans l'eau, la moyenne des valeurs du FC a été déterminée à l'équilibre. La valeur $\text{FC} = 1\,628 \pm 155$ se rapporte aux essais de contamination dans de l'eau non enrichie (fig. 1).

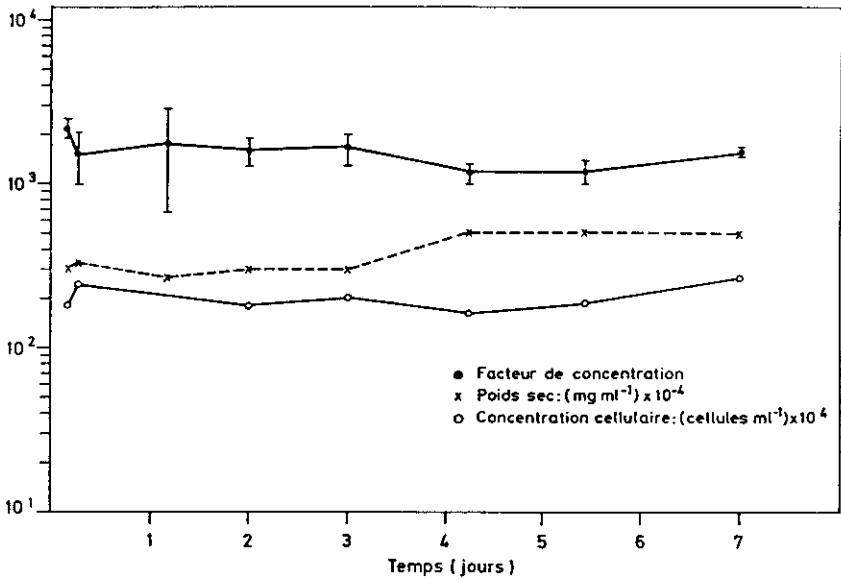


Figure 1 Contamination de la microalgue *Selenastrum capricornutum* par le ^{134}Cs dans l'eau du fleuve : évolution du facteur de concentration, de la densité cellulaire et de la biomasse (poids sec).

*^{134}Cs contamination of the microalgae *Selenastrum capricornutum* in river water : evolution of the concentration factor, of the cellular density and of the biomass (dry weight).*

Dans le cas de l'eau enrichie, la valeur obtenue est de 163 ± 16 (fig. 2), ce qui peut être lié soit à la présence plus significative de l'ion K^+ , dont le comportement chimique est analogue à celui du Cs^+ (ANCELLIN *et al.*, 1979 ; FOULQUIER, 1979 ; COUGHTREY *et al.*, 1985), soit à la valeur la plus élevée de la biomasse (KING, 1964), ces deux facteurs limitant l'accumulation du radioélément par les microalgues. Par exemple, chez *Chlorella*, des valeurs de concentration en K^+ dans le milieu supérieures à 39 mg l^{-1} , ont des effets récessifs (WILLIAMS et SWANSON 1958, d'après KING, 1964).

Comme il a déjà été précisé, la contamination a été effectuée dans la phase de stabilisation de croissance des cultures. A ce sujet AMIARD-TRIQUET et FOULQUIER (1978) n'ont pas observé de différence significative dans l'accumulation du ^{60}Co par *Chlorella*, que la contamination ait lieu pendant la phase de croissance exponentielle, ou pendant la phase de stabilisation. Par contre

NUCHO *et al.* (1988) ont montré que le stade de développement des cultures chez *Scenedesmus obliquus* est très importante en ce qui concerne l'accumulation du ^{60}Co , qui est maximale quand la contamination est faite en phase de croissance, suggérant des modifications de l'activité physiologique, probablement au niveau de la perméabilité des membranes cellulaires.

La concentration initiale de l'eau en ^{134}Cs a toujours été proche de 20 Bq ml^{-1} . A ce propos il faut noter que SOMBRE (1987) a observé que pour des gammes de concentrations du ^{134}Cs , plus élevées dans le substrat, les facteurs de concentration chez *Scenedesmus obliquus* diminuent ; ainsi pour des concentrations de $1,85$ à $6,18 \text{ Bq ml}^{-1}$, le facteur de concentration varie de 280 à 110 et pour $6,18$ à 37 Bq ml^{-1} , il varie de 110 à 80 (toujours par rapport au poids sec de l'algue).

Le fait de travailler en milieu confiné, contribue à un épuisement des éléments nutritifs disponibles, et conduit à une fixation excessive du radiocésium par les microalgues, résultant en une surévaluation du facteur de concentration (KIRCHMANN *et al.*, 1985 ; NUCHO et BAUDIN, 1986 ; SOMBRE, 1987). Cependant, dans ce travail, même en considérant que la durée des expériences ne dépasse pas une période de 7-8 jours (dans laquelle, il faut le noter, aucune variation subite dans l'activité de l'eau et des microalgues n'a été observée), une certaine consommation d'éléments nutritifs essentiels aurait déjà eu lieu au moment de la contamination des cultures, en raison de leur croissance.

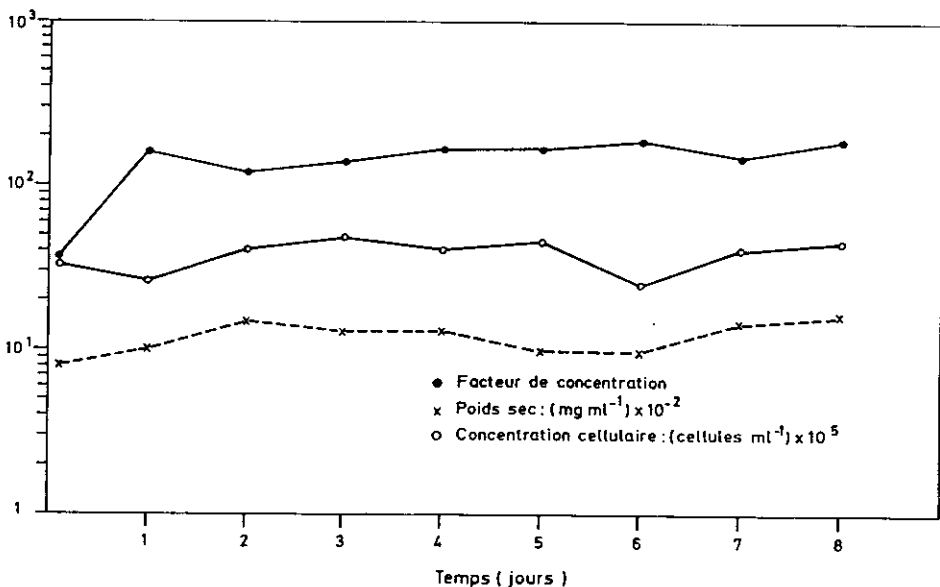


Figure 2 Contamination de la microalgue *Selenastrum capricornutum* par le ^{134}Cs dans l'eau du fleuve enrichie : évolution du facteur de concentration, de la densité cellulaire et de la biomasse (poids sec).

*^{134}Cs contamination of the microalgae *Selenastrum capricornutum* in enriched river water : evolution of the concentration factor, of the cellular density and of the biomass (dry weight).*

En effet, les algues vertes *Chlamydomonas moewusii* (KING, 1964) et *Scenedesmus acutus* (KIRCHMANN *et al.*, 1985), présentent des FC plus bas, ce qui pourrait être une conséquence soit de différences de composition chimique des milieux utilisés, soit de la variabilité biologique entre les espèces par rapport à leur capacité de fixation du radiocésium. A ce sujet il faut remarquer que pour les genres *Chlamydomonas* et *Scenedesmus* les cellules individuelles ont des volumes qui varient respectivement de 150 à 300 et de 29 à 480 $\mu\text{m}^3 \text{cel}^{-1}$ (MARGALEF, 1983), et que *Scenedesmus* forme des colonies. Par contre *S. capricornutum* présente un volume de 82 $\mu\text{m}^3 \text{cel}^{-1}$ (MARGALEF, 1983). Il semble donc que le rapport surface/volume (S/V) soit supérieur dans ce dernier cas, ce qui pourrait justifier le facteur de concentration plus élevé (WHICKER et SCHULTZ, 1982 a). Du moins, en ce qui concerne deux espèces proches, *Selenastrum minutum* et *Scenedesmus obliquus*, cette relation est respectivement, $S/V = 7 \mu\text{m}^{-1}$ et S/V de 0,9 à 2,1 μm^{-1} (MARGALEF, 1983).

La photopériode et la température ont été maintenues constantes pendant toutes les expériences. NUCHO et BAUDIN (1986) observent que l'accumulation du ^{60}Co chez *Scenedesmus obliquus* est indépendante de ces deux facteurs. Cependant KING (1964) impute à la température un effet positif de l'accumulation du ^{137}Cs chez *Chlamydomonas*; ainsi cet auteur rapporte un FC de $1,3 \times 10^2$ à la température de 8 °C et de $3,7 \times 10^2$ à 22 °C, la densité cellulaire étant de $2 \times 10^5 \text{cell} \cdot \text{ml}^{-1}$ et la radioactivité de l'eau de 185 Bq ml^{-1} ($5 \times 10^{-5} \text{mg Cs l}^{-1}$).

3.2 Rétention du ^{134}Cs

Les résultats relatifs à la désorption, sont exprimés par la variation du pourcentage de rétention. La radioactivité initiale est la concentration en ^{134}Cs des algues avant leur immersion dans l'eau inactive.

Dans les cas i) et ii) des mesures de biomasse, exprimée en poids sec par unité volumique de l'eau, ont été faites. Elles ont permis de confirmer une situation de croissance linéaire (C) représentée dans le cas i) par $C = 0,007 + 0,007t \text{ mg ml}^{-1}$ ($r = 0,98$) (t exprimé en jours) et dans le cas ii) par $C1 = 0,007 + 0,004t \text{ mg ml}^{-1}$ ($r = 1$) et $C2 = 0,005 + 0,003t \text{ mg ml}^{-1}$ ($r = 1$), respectivement dans le premier et le deuxième flacon. Cela signifie qu'au-delà du processus d'élimination, il y a aussi une dilution biologique du radioélément due à cette croissance de la biomasse, les deux phénomènes étant considérés simultanément, dès qu'on prend comme référence la décroissance de la concentration en ^{134}Cs des microalgues.

Relativement au cas iii), bien qu'on n'ait pas contrôlé la croissance des cultures entre les remises en suspension successives, le même phénomène de dilution est sûrement vérifiable.

On constate, dans tous les cas, que dans les 30 minutes suivant la mise en suspension en milieu inactif, il y a une diminution très accentuée de la concentration en ^{134}Cs , suivie par une diminution plus lente.

L'analyse des données expérimentales est faite selon le modèle multi-compartimental (BAPTIST et PRICE, 1962; WHICKER et SCHULTZ, 1982 b) :

$R(t) = r_1 e^{-k_1 t} + \dots + r_n e^{-k_n t}$, où les composantes exponentielles représentent la désorption dans les différents compartiments biologiques de rétention d'un être vivant, pour un radioélément donné. Les paramètres r_1, \dots, r_n représentent les pourcentages de rétention partiels à l'instant zéro, $-k_1, \dots, -k_n$ sont les constantes d'élimination de ces compartiments, avec $k = \ln 2 / T_b$, où T_b représente la période biologique. Du fait que toutes les mesures de radioactivité des échantillons sont réalisées en connaissant le rendement actuel de comptage du détecteur, évalué d'après la mesure d'un étalon de ^{134}Cs , la correction relative à la décroissance $T_{1/2}$ du radionucléide est déjà faite.

Dans le cas i) où les microalgues ont été maintenues en milieu confiné, la fonction de rétention est $R(t) = 71,3 e^{-66,7t} + 28,7 e^{-1,31t}$, avec les périodes biologiques $T_{b1} = 0,01$ jour et $T_{b2} = 0,53$ jour.

Dans la modalité ii) où l'on a fait un changement d'eau et de flacon un jour après le début de l'expérience, la fonction est $R(t) = 74,4 e^{-62,81t} + 25,6 e^{-1,63t}$, $T_{b1} = 0,01$ jour et $T_{b2} = 0,42$ jour.

Le phénomène de désorption dans les deux premiers cas, est plus important pendant les deux premiers jours, au bout desquels la rétention est d'environ 1,0 %. On observe ensuite une stabilisation dans l'activité des microalgues, aussi bien que dans l'eau du flacon ; en effet il doit se produire une reconcentration par les microalgues, du ^{134}Cs désorbé auparavant (HAVLIK et ROBERTSON, 1971, d'après NUCHO et BAUDIN, 1986).

Dans la modalité iii) où l'on a fait plusieurs changements successifs d'eau et de flacon, la situation décrite ci-dessus n'est pas vérifiable, le processus de désorption n'étant jamais interrompu. La fonction de rétention est dans ce cas $R(t) = 73,4 e^{-51,7t} + 26,6 e^{-1,28t}$, et les périodes biologiques $T_{b1} = 0,01$ jour et $T_{b2} = 0,54$ jour.

Les résultats obtenus dans ces trois modalités sont semblables. Utilisant la même méthode d'analyse de rétention à l'ensemble des valeurs considérées dans les trois modalités de l'expérience, on obtient la courbe présentée dans la figure 3, qui permet d'établir la fonction suivante :

$$R(t) = 76,7 e^{-45,0t} + 20,1 e^{-1,28t}$$

L'addition des rétentions partielles pour l'instant $t = 0$ jour approche les 100 % (étant de 97 %). Les périodes biologiques $T_{b1} = 0,015$ et $T_{b2} = 0,54$ jour sont assez proches des valeurs antérieurement évaluées.

On reconnaît un processus de désorption déjà mentionné par d'autres auteurs (KIRCHMANN *et al.*, 1985 ; NUCHO et BAUDIN, 1986), où l'on distingue deux phases exponentielles, une assez lente et l'autre plus rapide, cette dernière représentant la désorption du ^{134}Cs fixé sur les membranes cellulaires, qui constituent le compartiment biologique le plus contaminé (77 % du ^{134}Cs total fixé). La phase la plus lente doit être considérée du point de vue d'une population de microalgues en expansion, où la fraction métabolisée du radioélément (20 %) est éliminée par les cellules individuelles, en même temps que sa dilution biologique se réalise au rythme des divisions cellulaires.

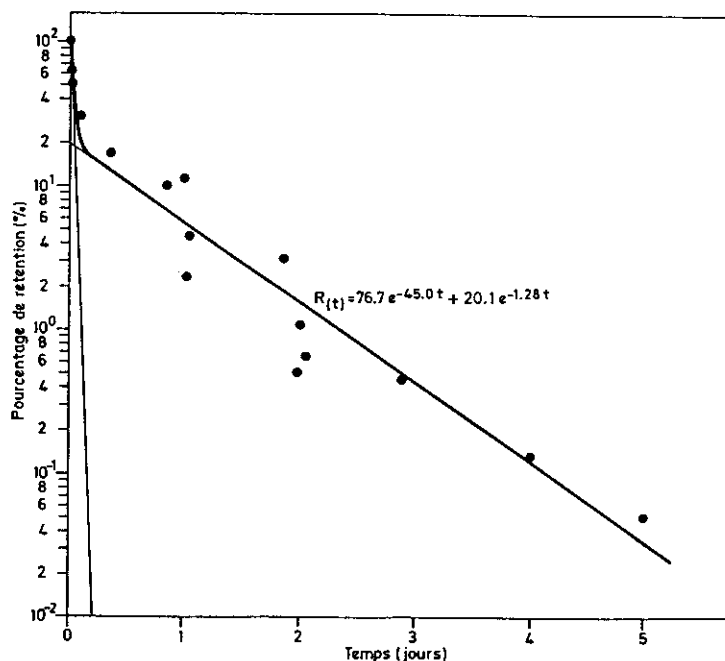


Figure 3 Dispersion des valeurs expérimentales des trois modalités de l'expérience de rétention du ^{134}Cs par la microalgue *Selenastrum capricornutum*, montrant les deux composantes exponentielles de la fonction.

Scattering of experimental values from the three modalities of the ^{134}Cs retention experiments in the microalgae *Selenastrum capricornutum*, showing separation of composite curve into two rate functions.

SOMBRE (1987) a observé aussi pour le ^{134}Cs et la microalgue verte *Scenedesmus obliquus* des périodes biologiques ($T_{b1} = 0,14$ heures et $T_{b2} = 13,7$ heures) qui sont assez proches de celles que nous avons estimées.

4 - CONCLUSIONS

En ce qui concerne l'accumulation du ^{134}Cs par *Selenastrum capricornutum*, nous n'avons étudié que l'influence de la compétition chimique, laquelle peut d'ailleurs se vérifier dans l'environnement naturel. Le facteur de concentration (FC) évalué quand l'eau du fleuve n'est pas modifiée est de $FC = (1,6 \pm 0,2) 10^3$, ce qui révèle une forte capacité d'accumulation, bien que la possibilité d'une surévaluation ne soit pas exclue, du fait de travailler en milieu confiné.

En utilisant de l'eau enrichie en potassium ($57,5 \text{ mg l}^{-1}$), il y a une diminution du FC d'un facteur 10, $\text{FC} = (1,6 \pm 0,2) 10^2$, mais il y a aussi une augmentation de la biomasse d'un facteur 3 (rapporté au poids sec) et d'un facteur 2 en ce qui concerne la densité cellulaire. La méthodologie appliquée ne permet pas de distinguer l'effet de la compétition ionique entre le Cs^+ et le K^+ , de l'effet récessif sur l'accumulation du radioélément, dû à une augmentation de la biomasse.

Pendant les deux valeurs estimées du facteur de concentration sont dans la gamme de valeurs relevées dans la littérature, calculés sur la base du poids sec, pour les algues vertes, 20 à 4×10^3 pour le ^{134}Cs et ^{137}Cs (COUGHTREY et THORNE, 1983, d'après SOMBRE, 1987).

La désorption met en évidence l'existence de deux compartiments de rétention, dont celui plus fortement contaminé correspond à la membrane cellulaire ; l'autre doit correspondre à la contamination intracellulaire, mais il ne faut pas perdre de vue l'effet de dilution biologique, qui peut masquer le processus de désorption du radioélément.

Selenastrum capricornutum semble présenter des caractéristiques de bon bioindicateur de contamination par le ^{134}Cs d'un écosystème d'eau douce, au niveau des producteurs primaires, étant donné sa capacité d'accumulation.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMIARD-TRIQUET C., FOULQUIER L., 1978. Modalités de la contamination de deux chaînes trophiques dulcaquicoles par le cobalt-60. 1 : Contamination directe des organismes par l'eau. *Water, Air and Soil Pollution*, 9 : 475-489.
- ANCELLIN J., GUEGUENIAT P., GERMAIN P., 1979. Données relatives aux principaux radionucléides rejetés. In : *Radioécologie Marine. Etude du devenir des radionucléides rejetés en milieu marin et applications à la radioprotection*, Eyrolles, Paris, 104-125.
- BAPTIST J.P., PRICE T.J., 1962. Accumulation and Retention of Cesium-137 by Marine Fishes. *Fishery Bulletin* 206, from Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service, vol. 62, 177-187.
- BOURRELY P., 1966. Les algues vertes. In : *Les algues d'eau douce*. Tome I. Boubée et Co, Paris, 511 p.
- BROTAS V., SAMPAYO M.A.M., 1981. Crescimento e Conteúdo Proteico de uma Espécie Marinha de Clorófitas. In : *Produção de Proteínas a Utilização de Recursos Inexplorados, 1º Simpósio Nacional NO-PROT 81*, edição de M.T. Amaral Colaço, José Nascimento, Helena Pereira, M.A. Sampaio e Raul Sardinha, Portugal, 66-71.
- CARREIRO M.C.V., 1990. Ecological Study of three Sampling Stations in Tejo River. *LNETI/SPSR-B-nº 4* (III série), 90 p.
- COUGHTREY P.J., JACKSON D., THORNE M.C., 1985. Caesium. In : *Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. A.A. Balkema/Roter dam/Boston, vol. 6, 34-38.
- FOULQUIER L., GRAUBY A., LAMBRECHTS A., 1984. Absorption directe et transfert du césium-137 dans une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 1992-1998.
- FOULQUIER L., LAMBRECHTS A., 1982. Essai d'évaluation des taux de transferts

- directs et indirects du césium-137 dans une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée. *Rapport CEA-R-5183*, 71 p.
- FOULQUIER L., 1979. Etude bibliographique sur la capacité et les modalités de la fixation du radiocésium par les poissons. *Rapport CEA-BIB-231*, 360 p.
- HAVLIK B., ROBERTSON E., 1971. Radium Uptake by Freshwater Algae. In : *Radionuclides in Ecosystems. Proceed. of the Third National Symposium of Radioecology*, Oak-Ridge (Tennessee), 10-12 May 1971, USAEC (Nelson, D.J. Ed.), 372-380.
- KING S.F., 1964. Uptake and Transfer of Cesium-137 by *Chlamydomonas*, *Daphnia* and Bluegill Fingerlings. *Ecology*, 45 (24) : 852-859.
- KIRCHMANN R., LAMBINAN J., MAISIN J., MICHA J.-C., MITTENAEER C., SIRONVAL C., Etudes expérimentales. In : *L'impact des rejets de la centrale nucléaire de Tihange (Belgique) sur l'écosystème Meuse : études in situ et recherches expérimentales durant la période 1981-1984*. Contrat B10-B-330-81-B avec la Commission des Communautés européennes, BLG 573, 31-46.
- LAMBRECHTS A., 1984. Essai de modélisation du transfert du césium-137 dans les compartiments d'un écosystème d'eau douce simplifié. *Rapport CEA-R-5268*, 181 p.
- MARGALEF R., 1983. Biologia del Fitoplancion. In : *Limnologia*. Ediciones Omega, S.A., Platon, 26. Barcelona-6, cap. 8, 247-329.
- MILLER W.E., GREENE J.C., SHIROYAMA T., 1978. The *Selenastrum capricornutum* Printz Algal Assay Bottle Test. EPA-600/9-78-018, Corvallis, Oregon, 126 p.
- NUCHO R., BAUDIN J.P., 1986. Données expérimentales sur la rétention du ^{60}Co par une algue planctonique, *Scenedesmus obliquus*. Influence de la température et de la photopériode. *Sciences de l'eau*, 5 (4), 361-376.
- NUCHO R., RAMBAUD A., FOULQUIER L., BAUDIN J.P., 1988. Bioaccumulation du ^{60}Co par une algue planctonique *Scenedesmus obliquus* Türps. (Kütz). Influence du stade de développement de la culture sur la fixation du radionucléide. *Acta Oecologica, Oecol. Applic.*, 9, (2), 111-125.
- REIS M.F., FREITAS M.C., CARREIRO M.C., MARTINHO E., 1988. Análise Multielementar de Peixes e Agua do Rio Tejo pela Técnica de Análise por Ativação com Neutrões.
- SAMPAYO M.A.M., MARTINS M.F.G., 1981. Proteínas de Microalgas Crescendo em Efluente de Fábrica de Farinha de Peixe. In : *Produção de Novas Proteínas e Utilização de Recursos Inexplorados, 1º Simpósio Nacional NOPROT - 81*, edição de M.T. Amaral Colaço, José Nascimento, Helena Pereira, M.A. Sampayo e Raul Sardinha, 42-50.
- SOMBRE L., 1987. Contribution à l'étude du transfert du radiocésium (^{134}Cs et ^{137}Cs) dans une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée : eau-algue verte (*Scenedesmus obliquus*) - mollusque filtreur (*Dreissena Polymorpha*). Thèse de 3e cycle en écologie (radiohydrobiologie) présentée à la Faculté des sciences de Saint-Charles, Université de Provence, 146 p.
- UKELES R., 1973. Continuous Culture - A Method for the Production of Unicellular Algal Foods. In : *Handbook of Phycological Methods*, edited by Janet Stein. Cambridge University Press, London, chap. 15, 234-254.
- WHICKER F.W., SCHULTZ V., 1982 a. Radionuclide Behaviour in Ecosystems. In : *Radioecology : Nuclear Energy and Environment*. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, vol. I, chap. 5, 137-140.
- WHICKER F.W., SCHULTZ V., 1982 b. Quantitative Aspects of Radionuclide Transport. In : *Radioecology : Nuclear Energy and Environment*. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, vol. II, chap. 1, 99-102.
- WILLIAMS L.G., SWANSON, H.D., 1958. Concentration of Cesium-137 by Algae. *Science*, 127 : 187-188.
- WILLIAMS L.G., PICKERING Q., 1961. Direct and Foodchain Uptake of Cesium-137 and Strontium-90 in Bluegill Fingerlings. *Ecology*, 42 (1), 205-206.