L'UTILISATION D'UNE MOUSSE TERRESTRE (*Grimmia orbicularis* Bruch) COMME INDICATEUR DE LA PRÉSENCE DE MANGANÈSE 54, DE CÆSIUM 137 ET DE STRONTIUM 90

J.P. HEBRARD*, L. FOULQUIER** et A. GRAUBY**

(Manuscrit reçu le 19 juin 1972)

RÉSUMÉ

Des mousses terrestres (*Grimmia orbicularis* Bruch) sont contaminées expérimentalement avec du manganèse 54, du cæsium 137 et du strontium 90. Pour chaque radionucléide, on étudie simultanément la capacité de fixation de la plante à partir de l'eau et du sol. Les auteurs cherchent par ailleurs à déterminer le rôle joué par les variations hygrométriques sur la cinétique et l'intensité de la contamination.

— Pour le manganèse 54, le facteur de concentration est de l'ordre de 700. La fixation est importante à partir de l'eau; à partir du sol, elle est liée à la teneur en manganèse échangeable.

— Pour le cæsium 137, le facteur de concentration est compris entre 90 et 180. Les échanges ne s'effectuent qu'entre l'eau et la plante.

— Pour le strontium 90, le facteur de concentration varie de 100 à 500. Même si l'intensité des échanges est maximale entre l'eau et la plante, une possibilité de contamination secondaire à partir du sol n'en existe pas moins réellement.

L'alternance de phases d'assèchement et de réhydratation du milieu influe peu sur le taux de fixation des radionucléides, car les mousses semblent bien les retenir très fortement.

Les mousses terrestres, comme les mousses aquatiques, répondent de manière correcte aux exigences du contrôle sanitaire; elles peuvent être choisies comme indicatrices de pollution radioactive.

ABSTRACT

Ground moss (*Grimmia orbicularis* Bruch) was experimentally contaminated with manganese 54, cæsium 137 and strontium 90. For each radioisotope, the plant's fixation capacity from water and soil was studied simultaneously. Beside, the part

* C.N.R.S. Laboratoire de Botanique. Faculté des Sciences, St-Jérôme, Marseille.

** Commissariat à l'Energie Atomique, Département de Protection, Service de Recherches Toxicologiques et Ecologiques, Laboratoire de Radioécologie Continentale, C.E.N., Cadarache, B.P. n° 1, 13 - St-Paul-lez-Durance.

played by hygrometric variations on the kinetics and intensity of the contamination was investigated.

— For manganese 54 the concentration factor was about 700. Fixation from water was high : fixation from soil depended upon the amount of exchangeable manganese.

— For caesium 137 the concentration factor was between 90 and 180. Exchanges occurred only between water and the plant.

— For strontium 90 the concentration factor varied from 100 to 500. Even if the maximum exchange intensity was between water and the plant, secondary contamination from the soil was still possible.

Alternating environmental drying and rehydration phases has very little influence on the radionuclide fixation rate, for the moss seemed to retain them to a considerable extent.

Ground moss, like water moss, respond satisfactorily to sanitary control requirements and may be chosen as a radioactive pollution indicator.

I - INTRODUCTION

En ce qui concerne le contrôle, le choix des organismes étudiés revêt une importance capitale. Quelques travaux ont déjà montré que les bryophytes présentent à cet égard un très grand intérêt du fait de leur forte capacité de fixation des radionucléides, de la commodité de leur récolte en toutes saisons et de leur vaste répartition géographique [1] [2] [3] [4] [5] [6] [7] [8]. Il nous a semblé intéressant de poursuivre ces études sur une mousse terrestre (*Grimmia orbicularis* Bruch) très répandue sur les assises calcaires en plaine et en moyenne montagne. Cette espèce, présente dans toute la France, se récolte facilement dans les zones bien exposées au soleil.

Le manganèse 54, le caesium 137 et le strontium 90 que nous avons choisis pour notre étude sont importants en tant qu'agents pollueurs dans les effluents et les retombées [1] [3] [5] [9] [10] [11]. Ils sont également essentiels sur le plan métabolique et physiologique. Le manganèse en particulier est abondant dans les sols [12]; des carences perturbent la croissance des végétaux et entraînent une chute du dégagement d'oxygène produit par la photosynthèse [13] [14] [15]; HEWITT [16] a montré son action activatrice dans les réactions enzymatiques alors que NASON [17] le cite comme indispensable à l'accomplissement du cycle de Krebs.

Parallèlement au calcul de la capacité de fixation de ces trois radionucléides, nous cherchons à mettre en évidence la part qui revient à l'absorption directe par l'eau et celle qui pourrait provenir d'une absorption à partir du sédiment. Nous tâcherons de montrer par ailleurs le rôle de l'assèchement ou de la réhydratation du milieu sur la cinétique des éléments dans la plante.

II - TECHNIQUES EXPÉRIMENTALES

Toutes les expériences ont été effectuées dans les mêmes conditions d'éclairage et de température.

II.1. CONDITIONS PHYSICO-CHIMIQUES

Des coussinets de *Grimmia* ont été récoltés en période végétative sur des parois calcaires de la région du Centre d'Etudes Nucléaires de Caradache. Après plusieurs lavages à l'eau courante, ils sont placés dans des bacs en polyester (32×30 cm) contenant soit de l'eau seule (mousses à demi-immergées - figure 1), soit une boue obtenue en mélangeant de l'eau et de la terre (mousses émergées - figure 2).

FIG. 1. — Mousses à demi immergées.

FIG. 2. — Mousses émergées.

Il est nécessaire de préciser les principales caractéristiques physico-chimiques de l'eau et du sédiment utilisés (tableau I).

Ces caractéristiques commandent la cinétique des échanges entre l'eau et le sol, et des variations de la teneur en éléments stables de l'eau peuvent influencer sur le taux de fixation des radionucléides.

TABLEAU I
CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU ET DU SÉDIMENT UTILISÉS

Caractéristiques analytiques de l'eau :

pH	= 7,54		
Résidu sur eau filtrée à 105-110 °C	= 290 mg/l		
Dureté	= 31°		
Silice totale	≈ 37 mg/l	Ca ⁺⁺	≈ 76 mg/l
HCO ₃ ⁻	≈ 335 —	Mg ⁺⁺	≈ 29 —
SO ₄ ⁻	≈ 17 —	Na ⁺	≈ 10 —
Cl ⁻	≈ 23 —	K ⁺	< 2 —
NO ₃ ⁻	≈ 3 —	Mn ⁺⁺	< 0,5 —

Caractéristiques analytiques du sol

Capacité totale d'échange en meq/100g	= 13,6		
pH (eau)	= 8,2		
pH (KCl)	= 7,9		
Azote total	= 0,10/100g	Calcaire total	= 52,4/100g
P ₂ O ₅	= 0,39 —	Matières organiques	= 3,2 —
Carbone	= 1,88 —		
Somme des bases échangeables	= 24,2 meq.		
Phosphore	= 50 mg/100g	K ⁺	= 35 mg/100g
Ca ⁺⁺	= 420 —	Na ⁺	= 2,1 —
Mg ⁺⁺	= 27 —	Fer libre	= 3,6 —
Mn actif	= 200 —		

Granulométrie	{	Argile	= 21/100g
		Sables grossiers	= 7,9/100g
		Sables fins	= 15,1 —
		Limons grossiers	= 21,0 —
		Limons fins	= 10,0 —

II.2. MÉTHODES DE CONTAMINATION ET DE COMPTAGE

L'apport de radionucléide est toujours effectué en une fois de manière instantanée. Pour les expériences concernant l'eau seule, on simule une pluie à la surface du bac en évitant que des projections n'atteignent directement les végétaux. Pour l'étude de contamination par la boue, après avoir obtenu un mélange bien fluide entre l'eau et le sol, on injecte le radionucléide tout en effectuant un brassage énergétique afin d'obtenir une répartition homogène. Les *Grimmia* sont ensuite déposées à la surface du substrat.

La solution contaminante de manganèse 54 est sous forme de chlorure en solution chlorhydrique sans entraîneur; celle de césium 137 comprend 11 µg/g de carbonate de césium en solution nitrique (0,1 N NO₃H). Pour les deux élé-

ments, les comptages sont effectués sur un sélecteur d'amplitude monocanal SC³N⁵⁰ 1" 3/4 2". Les mousses, l'eau et le sédiment sont mesurés directement dans des tubes en plastique. La solution de strontium 90 contient 10 µg/g de nitrate de strontium et 10 µg/g de nitrate d'yttrium en solution chlorhydrique 0,1 N. Les mesures se font sur un compteur β total à scintillation liquide après avoir atteint l'équilibre avec l'yttrium. L'auto-absorption est corrigée à l'aide de courbes d'étalonnage. Dans ce cas, les mousses sont séchées (36 h à 110 °C) et placées dans des capsules après broyage.

II.3. LES DIFFÉRENTS TYPES D'EXPÉRIENCES

Nous cherchons à étudier la capacité de fixation du manganèse, du césium et du strontium par l'eau seule, d'une part, et par la boue saturée d'eau, d'autre part. L'ensemble constitue 6 aquariums dont les caractéristiques sont résumées dans le tableau II.

TABLEAU II
CONDITIONS EXPÉRIMENTALES

<i>Contamination par l'eau</i>						
Numéro du bac	Radio-nucléide	Activité initiale (Dés/min)	Recouvrement par les mousses (en % de la surface totale du bac)	Poids total de mousses		Volume d'eau cm ³
				g frais	g sec	
1	⁵⁴ Mn	23,7.10 ⁶	90	370	85	1 000
2	¹³⁷ Cs	17,3.10 ⁶	60	132	30	1 000
3	⁹⁰ Sr	14,3.10 ⁶	45	275	63	1 000

<i>Contamination par la boue</i>								
Numéro du bac	Radio-nucléide	Activité initiale (Dés/min)	Recouvrement par les mousses (en % de la surface totale du bac)	Poids total de mousses		Poids sec de terre en g	Volume d'eau cm ³	Volume d'eau surnageant au-dessus de la boue cm ³
				g frais	g sec			
4	⁵⁴ Mn	23,7.10 ⁶	90	305	70	200	300	180
5	¹³⁷ Cs	17,3.10 ⁶	50	250	58	200	240	120
6	⁹⁰ Sr	14,3.10 ⁶	50	180	41	200	200	95

Nous avons voulu également essayer de montrer les variations qui pourraient intervenir dans le taux de contamination des mousses en faisant alterner

des phases humides, des phases d'assèchement et des périodes de réhydratation qui se produisent dans la nature. Ces différentes modalités sont résumées dans le schéma ci-après.

FIG. 3. — Les différents types d'expériences

Ces différentes voies expérimentales devront être complétées. Cependant elles permettent de poser le problème de la dynamique de la contamination en fonction des conditions hygrométriques.

III - RÉSULTATS

III.1. CONTAMINATION PAR LE MANGANÈSE 54

III.1.1. Contamination par l'eau (Bac n° 1)

a) Evolution de l'activité de l'eau

Les prélèvements sont effectués dans la partie supérieure du bac. Le tableau III et la figure 4 montrent que l'activité de l'eau décroît rapidement et continuellement en fonction du temps.

Ceci est dû à la quantité de manganèse fixée par les mousses. Une part notable (10 à 20 %) de manganèse 54 est absorbée sur les parois de l'aquarium. Cependant nous avons pu remarquer en faisant des prélèvements d'eau au fond du bac que l'activité y était beaucoup plus importante. Le comportement du manganèse est différent selon les formes [12]; le chlorure de manganèse est la forme la plus soluble et la plus mobile, mais des particules en suspension peuvent favoriser la précipitation et l'oxydation en bioxyde de manganèse.

TABLEAU III

EVOLUTION, EN FONCTION DU TEMPS,
DE LA TENEUR EN ^{54}Mn DE L'EAU

Temps	Activité de l'eau (Dés/min/cm ³)	Pourcentage de l'activité introduite
30 min	16 560	69,8 %
1 h	14 350	60,5 %
6 h	5 200	21,9 %
24 h	2 400	9,9 %
53 h	1 320	5,5 %
9 j	430	1,8 %
36 j	320	1,3 %

TABLEAU IV

EVOLUTION, EN FONCTION DU TEMPS, DE LA TENEUR EN ^{54}Mn DES MOUSSES
(Contamination par l'eau)

Temps	Activité spécifique des mousses		Facteur de concentration (en fonction du poids sec)
	Dés/min/g frais	Dés/min/g sec	
30 min	14 600	62 600	≈ 4
1 h	32 300	139 100	≈ 10
6 h	45 000	193 000	≈ 37
29 h	48 900	210 200	≈ 82
53 h	56 900	244 600	≈ 185
9 j	68 400	294 000	≈ 680
36 j	41 700	179 200	≈ 560

b) *Evolution de l'activité des mousses*

Les mousses baignent dans l'eau par la partie inférieure des colonies qui renferment principalement les parties âgées des tiges et la rhizosphère. Les prélèvements en fonction du temps des pousses jeunes des coussinets montrent que leur activité spécifique augmente régulièrement sans que l'on obtienne un état d'équilibre (tableau IV - fig. 4).

FIG. 4. — Evolution de la teneur en manganèse 54 dans l'eau et les mousses.

Au bout de 9 jours, les mousses ont retenu environ 65 % de l'activité introduite.

La macro-autoradiographie de la figure 5 montre une répartition relativement homogène du manganèse dans les parties jeunes d'une part, et âgées d'autre part, de la plante ; la différence de fixation entre les parties âgées et jeunes est évidente.

Partie jeune

Partie âgée

FIG. 5. — Répartition du manganèse 54 dans la mousse.
Autoradiographie (temps de pose = 18 jours).

Au 9^e jour, le facteur de concentration pour les parties jeunes est de l'ordre de 680. Après 36 jours, nous avons prélevé l'ensemble des mousses ; l'activité spécifique moyenne est nettement plus faible (voir le dernier point de la courbe de la figure 4). Le facteur de concentration est alors de l'ordre de 560.

III.1.2. Contamination par la boue (Ba: n° 4)

a) Evolution de l'activité du liquide surnageant

Après avoir mélangé la terre et l'eau pour avoir une boue dont l'activité soit le plus homogène possible, une partie de l'eau forme une pellicule à la surface du sédiment. L'activité spécifique de ce liquide surnageant correspond à 25 000 désintégrations par minute et par cm³ au début de l'expérience, soit environ 20 % de l'activité initiale ; après 36 jours, le pourcentage tombe à 1 % (fig. 6). A ce stade, la boue a donc retenu 92 % de la quantité de manganèse. Le problème posé est celui des échanges du manganèse entre l'eau et le sédiment [18]. La baisse importante de l'activité de l'eau est un phénomène général observé pour le manganèse d'autant plus que les particules en suspension, même en très faible quantité, en captent immédiatement une fraction. Dans la Columbia River, l'arrivée d'un affluent très chargé fait passer le taux de manganèse particulaire de 11 % en amont à 60 % en aval [19].

FIG. 6. — Evolution de la teneur en ⁵⁴Mn du liquide surnageant et des mousses (Bac n° 4)

b) *Evolution de l'activité des mousses*

Dans ce cas l'activité spécifique des mousses reste toujours relativement faible (tableau V - fig. 6). Après 36 jours elles n'ont absorbé qu'environ 7 % de l'activité introduite. Certes, une partie de ce manganèse provient du liquide surnageant, cependant une quantité représentant 4 à 5 % doit être directement absorbée à partir de la boue. Cette quantité correspond à peu près à la teneur du sol en manganèse échangeable. Les valeurs sont variables selon les cycles

TABLEAU V

EVOLUTION, EN FONCTION DU TEMPS, DE LA TENEUR EN ^{54}Mn DES MOUSSES
(Contamination par la boue)

Temps	Activité spécifique des mousses		Facteur de concentration en fonction du poids sec et par rapport à l'activité spécifique moyenne de la boue
	Dés/min/g frais	Dés/min/g sec	
20 min	1 950	8 400	$\approx 0,3$
1 h	4 100	17 800	$\approx 0,6$
1 j	5 900	25 600	$\approx 0,9$
2 j	5 600	24 300	$\approx 0,9$
6 j	8 400	36 000	$\approx 1,2$
9 j	8 000	34 300	$\approx 1,2$
17 j	5 000	21 600	$\approx 0,8$
36 j	5 600	24 300	$\approx 0,9$

journaliers et saisonniers; cependant, des extractions à l'acétate d'ammonium nous donnent des résultats voisins de ceux obtenus par NELSON J.L. qui sont de l'ordre de 10 % [20].

De ces deux expériences nous retiendrons les faits principaux suivants :

— Les mousses absorbent très fortement le manganèse à partir de l'eau. Compte tenu de leur fort degré de recouvrement, une « retombée radioactive » augmentera visiblement le niveau d'activité.

— Les possibilités de contamination à partir de la boue ou d'un sol humide sont relativement réduites et correspondent dans le cas le plus favorable à la teneur en manganèse échangeable.

TABLEAU VI

EVOLUTION, EN FONCTION DU TEMPS, DE LA TENEUR EN ^{137}Cs
DE L'EAU ET DES MOUSSES
(Contamination par l'eau)

	Temps	Activité de l'eau Dés/min/cm ³	Activité des mousses	
			Dés/min/g frais	Dés/min/g sec
Phase humide	30 min	10 900	13 800	59 400
	1 h	8 700	19 000	81 800
	2 h	4 100	19 700	84 700
	6 h	2 100	57 200	246 000
	1 j	180	72 500	311 700
	3 j	190	40 000	171 800
	8 j	190	45 000	193 400
	15 j	130	37 500	161 000
Phase sèche	34 j	140	51 200	220 200
	43 j	1 800	61 600	67 900
	57 j	Evaporée	103 000	103 100
	30 min	30	54 500	234 600
Réhydratation	1 h	25	86 000	370 000
	5 h	40	41 000	177 000
	5 j	50	116 000	502 700

III.2. CONTAMINATION PAR LE CÆSIUM 137

III.2.1. Contamination par l'eau (Bac n° 2)

Dans cette expérience nous avons fait alterner une phase humide, une phase sèche et une phase de réhydratation. Nous pouvons remarquer sur la figure 7 et le tableau VI que l'activité de l'eau dans la partie supérieure du bac décroît très vite et, au bout d'un jour, elle ne représente plus que 1 à 2 % de l'activité introduite.

FIG. 7. — Evolution de la teneur en ^{137}Cs dans l'eau et les mousses (Bac n° 2)

Pendant la période d'assèchement, l'activité augmente compte tenu de la concentration qui se produit. Lorsqu'on ajoute de l'eau inactive, elle ne se contamine pas de manière notable. On peut donc considérer que les mousses ont simplement subi l'influence d'une eau d'activité élevée pendant une trentaine d'heures.

En ce qui concerne les mousses (fig. 7 - tableau VI), on constate un phénomène général quelles que soient les conditions d'hygrométrie. En effet, dès le premier jour, l'activité spécifique des mousses est maximale et elle reste élevée par la suite; tout au plus peut-on noter une légère décontamination pendant la période de chute de l'activité de l'eau et une certaine augmentation de l'activité spécifique lors de la réhydratation, ce qui peut être dû simplement à une remise en suspension de particules déposées sur le fond.

L'autoradiographie (fig. 8) montre, que là encore, l'intensité de la fixation est loin d'être homogène sur l'ensemble du tapis végétal. Cette remarque doit être retenue lors des prélèvements pour ce contrôle.

FIG. 8. — Répartition du césium dans la mousse.
Autoradiographie (temps de pose = 18 jours).

Dans de telles conditions, il est difficile de parler de facteur de concentration; cependant, en prenant les chiffres de l'activité des plantes et de l'eau entre 6 heures et 1 jour, on obtient des valeurs de ce facteur comprises entre 90 et 180. La capacité de fixation du césium 137 par les *Grimmia* paraît inférieure à celle que nous avons obtenue pour des mousses aquatiques du genre *platyhypnidium* [8].

III.2.2. Contamination par la boue (Bac n° 5)

Nous savons [8], et nous l'avons encore vérifié dans ce cas, que le sédiment a une très forte capacité de fixation du césium 137.

Le liquide surnageant à la surface de la boue ne représente jamais plus de 0,8 % de l'activité initiale. Dans ces conditions, nous avons suivi l'évolution de l'activité des mousses pendant une phase humide de 24 jours et une période d'assèchement de 28 jours (tableau VII).

TABLEAU VII
EVOLUTION, EN FONCTION DU TEMPS,
DE LA TENEUR EN ^{137}Cs DES MOUSSES
(Contamination par la boue)

	Temps	Activité des mousses	
		Dés/min/g frais	Dés/min/g sec
Phase humide	30 min	270	1 160
	1 h	1 130	4 880
	2 h	860	3 710
	6 h	610	2 650
	1 j	1 250	5 380
	2 j	1 330	5 710
	3 j	1 660	7 150
	6 j	2 010	8 600
	8 j	2 220	9 500
	15 j	270	1 180
	24 j	850	3 650
Phase sèche	1 j	1 100	4 900
	5 j	3 600	6 800
	28 j	2 080	3 000

On remarquera qu'il ne se produit pas de variation notable de l'activité des mousses entre les deux périodes. La quantité de césium ^{137}Cs retenue par les mousses est toujours au moins 25 fois inférieure à celle de l'expérience précédente. Si on tient compte du fait qu'une partie de l'activité des plantes peut provenir, d'une part, du liquide surnageant et, d'autre part, des particules adsorbées, on peut raisonnablement conclure que le passage du césium du sol dans les mousses est pratiquement nul. Par conséquent, la capacité de fixation du césium ^{137}Cs par les *Grimmia* est notable, quoique inférieure à celle des mousses aquatiques; la possibilité d'absorption du césium n'existe qu'à partir des échanges entre l'eau et la plante.

III.3. CONTAMINATION PAR LE STRONTIUM 90

III.3.1. Contamination par l'eau (Bac n° 3)

Dans ce cas, nous avons encore fait alterner une phase humide, une période d'assèchement et une réhydratation.

Dans la partie supérieure du bac la décroissance de l'activité de l'eau est beaucoup moins importante que pour le césium et le manganèse. Par ailleurs, lorsqu'on ajoute de l'eau inactive, une part notable du strontium repasse dans l'eau (tableau VIII - fig. 9).

Comme pour le césium, nous constatons que les mousses fixent pendant les deux premiers jours une quantité importante de strontium qui se maintient par la suite quelles que soient les conditions hygrométriques (tableau VIII - fig. 9). Cette affinité des *Grimmia* pour le strontium ne nous surprend pas, car c'est une plante calciphile qui dispose dans la nature de solutions saturées en ions calcium. Pendant la période de réhydratation, le facteur de concentration est toujours compris entre 100 et 500.

FIG. 9. — Evolution de la teneur en ^{90}Sr dans l'eau et les mousses (Bac n° 3).

III.3.2. Contamination par la boue (Bac n° 6)

Dans ce cas le sédiment retient environ 80 % de l'activité initiale, les 20 % restants se retrouvant dans le liquide surnageant. Ces résultats sont conformes à ceux que nous avons déjà observés [8]. Les mousses ont une activité spécifique qui est loin d'être négligeable et qui demeure à peu près constante pendant les différentes phases de l'expérience (fig. 10). Par conséquent, même si la plus grande part du strontium retenue par les mousses provient de l'eau, la possibilité de contamination à partir du sédiment doit être prise en compte. De cette expérience, l'important à retenir réside dans le fait que le strontium est solidement fixé par les *Grimmia* quelles que soient les modalités de son apport.

TABLEAU VIII

EVOLUTION, EN FONCTION DU TEMPS, DE LA TENEUR DES MOUSSES EN ^{90}Sr
(Contamination par l'eau)

	Temps	Activité de l'eau Dés/min/cm ³	Activité des mousses Dés/min/g sec
Phase humide	30 min	143 700	280 800
	1 h	116 100	318 900
	2 h	113 900	197 900
	4 h	97 900	542 000
	6 h	92 100	505 000
	1 j	66 900	1 000 000
Phase sèche	2 j	58 900	680 000
	6 j	65 500	1 500 000
	9 j	Evaporée	1 600 000
	10 j	Evaporée	1 200 000
	13 j	Evaporée	1 250 000
Réhydra- tation	30 min	4 400	1 500 000
	1 h	6 200	1 000 000
	2 h	6 400	3 300 000
	4 h	7 300	2 400 000
	7 h	10 900	1 900 000
	1 j	13 300	1 200 000
	2 j	16 400	2 100 000
	10 j	11 000	981 000
	15 j	11 100	810 000

IV - CONCLUSIONS

Les quelques résultats que nous venons de présenter nous paraissent suffisants pour conclure que les mousses terrestres et les *Grimmia* en particulier sont de bonnes indicatrices de la présence du manganèse 54, du césium 137 et du strontium 90 dans le milieu. Cette propriété explique pourquoi on retrouve assez facilement dans ces espèces les traces des retombées, en particulier dans les

FIG. 10. — Evolution de la teneur en ^{90}Sr des mousses à partir d'un sédiment contaminé subissant des variations de teneur en eau.

pays nordiques où leur biomasse est importante. De plus, les mousses répondent à un certain nombre de critères essentiels en matière de contrôle : elles ont une large distribution géographique, elles sont présentes toute l'année et couvrent souvent de vastes surfaces d'accès facile. D'un point de vue pratique, nous proposons de prélever les mousses (500 g frais environ) sur une zone assez large et sur toute la hauteur du tapis végétal, afin de se rapprocher le plus d'une valeur moyenne.

On constate selon les radionucléides certaines différences dans la capacité de fixation.

Pour le manganèse 54 la contamination est très importante à partir de l'eau; il semble d'ailleurs difficile d'obtenir un état d'équilibre. Le facteur de concentration peut atteindre des valeurs de l'ordre de 700. La fixation à partir du sédiment semble liée à sa teneur en manganèse échangeable.

Pour le césium 137 et le strontium 90, en ce qui concerne la contamination par l'eau, on constate que les mousses atteignent très vite une activité spécifique élevée qui demeure relativement constante pendant la phase sèche et même lors de l'introduction d'eau inactive. Les facteurs de concentration obtenus se situent entre 90 et 180 pour le césium et entre 100 et 500 pour le strontium. Pour ce qui est de la contamination par la boue, le passage du césium dans les mousses est pratiquement nul alors que cette possibilité existe réellement pour le strontium.

Les résultats que l'on obtient dans la nature représentent la résultante de la combinaison de plusieurs phénomènes. Il nous paraît intéressant de poursuivre

l'étude de l'influence des facteurs du milieu sur la contamination des mousses en complétant l'éventail des radionucléides et des espèces utilisés. L'ensemble de ces données doivent nous permettre de préciser encore mieux le rôle que peuvent jouer les mousses en tant qu'indicateurs de la pollution radioactive.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] MIETTINEN J.K., PAAKOLA O. Sr-90 and Cs-137 in plants and animals in finnish Lapland during 1960. *Ann. Acad. Sci. Fennicae. A II, Chemica*, 1963, n° 125, 6-20.
- [2] NESTRUEVA M.A., MOISEEV A.A., POPOV D.K., RAMSAEV P.A. — Characteristics of radioactive contamination of the biological chain moss-deer-man in the extreme north of the U.S.S.R. in 1961-64. Traduction USAEC, Health and safety laboratory n° 4, 1964, 5 p.
- [3] IVANOV V.I., TIMOFEEVA-RESOVSKAYA E.A. Accumulation of 137-caesium by sweet-water plants. *Inst. Biol. Akad. Nauk. U.S.S.R. Urals'K filial*, 1965, n° 45, 33-40.
- [4] BOURLIERE F. et les rédacteurs de *Life* - in : *Le Monde Vivant. Paysage et nature en Europe, Time-Life*, Amsterdam, 1965, p. 133.
- [5] HANSON W.C., WATSON D.G., PERKINS R.W. Concentration and retention of fall-out radionuclides in Alaskan ecosystems - in : *Radioecological concentration processes*, Stockholm, 25-29 April 1966 (Aberg B., Hungate F.P., Eds) Pergamon press, Oxford, 1967, 233-245.
- [6] BOVARD P., GRAUBY A. The fixation of radionuclides from atmospheric fallout in peat-bog *Sphagnum* sp., *Polytrichum* and *Myriophyllum* - in : *Radioecological concentration processes*, Stockholm, 25-29 avril 1966 (Aberg B., Hungate F.P., Eds), Pergamon press, Oxford, 1967, 533-537.
- [7] FOULQUIER L., GRAUBY A. Etude comparée de la contamination expérimentale de trois espèces végétales par le caesium 137 - in : *Congrès Intern. sur la Protection du Milieu...*, Toulouse, 14-16 mars 1967. Société française de radioprotection, Paris, 1968, 201-212.
- [8] HEBBARD J.P., FOULQUIER L., GRAUBY A. Aperçu sur les modalités de la contamination d'une mousse dulcicole, *Platyhypnidium riparioides* (Hedw) Dix, par le caesium 137 et le strontium 90. *Rev. Bryologique et Lichenologique*, 1968, 36 (1/2), 219-242.
- [9] CAVALLORO R., MERLINI M. Manganèse stable et manganèse 54 des retombées atmosphériques dans les animaux provenant des écosystèmes irrigués de la Vallée du Pô. *Ecology*, 1967, 48 (6) 924-928.
- [10] BORTOLI M.C., GAGLIONE P., RAVERA O. Fall-out Mn-54 and Sr-90 in water and fish of four lakes in northern Italy. *Giornale di Fisica Sanitaria et Protezione contro le Radiazioni*, 1969, 13 (1) 72-77.
- [11] BERG A., MERLINI M., RAVERA O., TONOLLI V. Accumulation of fission products from fall-out in lake biota (Lago Maggiore). Final report of the A.I.E.A. Contrat n° 59, octobre 1961.
- [12] WANGERSKY P.J. Manganese in ecology - in : *Radioecology*, Fort Collins, Sept. 10-15, 1961, (Schultz K., Klement A.W., Eds). Reinhold, New York, 1961, 499-500.
- [13] CHEVALLIER D. Etude de l'effet d'une carence en manganèse sur la germination des spores de mousses. Thèse de doctorat de 3^e cycle, Université de Grenoble, 1970, 1-50.
- [14] CHENIAE G.M., MARTIN T.F. Site of Mn function in photosynthesis. *Biochim. Biophys. Acta*, 1968, 153, 819-837.
- [15] BROWN T.E., EYSTER H.C., TANNER H.A. Physiological effects of Mn deficiency - in : *Trace elements* (Lamb. C.A., Bentley O.G., Beattie J.M., Eds). Academic press, New York, 1958, 135-155.
- [16] HEWITT E.J. Metabolism of micronutrient elements in plants. *Biol. Rev.*, 1959, 34, 333-340.
- [17] NASON A. The function of metals in enzyme systems. *Soil Science*, 1958, 86, 63-67.
- [18] MULDER E.G., GERRETSEN F.E. Soil Mn in relation to plant growth. *Adv. in Agronomy*, 1952, 4, 221-227.
- [19] THOMAS C.W. Physical and chemical forms of Columbia River radionuclides during an extended reactor outage. Pacific Northwest Lab. Richland, Wash., Annual report BNWL-481 (2) 1967, 82-85.
- [20] NELSON J.L., THOMAS C.W. Further studies of the chemical nature of radionuclides retained by Columbia River bottom sediment. Pacific Northwest Lab., Richland, Wash., Annual report BNWL-481 (2) 1967, p. 87.