

Marqueurs radioactifs et matières en suspension

Philippe Bonté (LSCE, Gif sur Yvette)

Stéphane Sogon (LGP-LSCE, Meudon & Gif-sur-Yvette)

Michel Meybeck (LGA, Paris)

Les particules en suspension, vecteur majoritaire de nombreuses espèces chimiques, ne transitent pas directement avec l'eau. Elles ont un temps de séjour variable (sédimentation, remise en suspension après un délai plus ou moins long). Leur transit passe donc par des relais et il existe probablement aussi des puits de sédimentation à plus long terme. Dans le cas le plus fréquent de dépôt transitoire, la remise en suspension doit être déclenchée par des processus qui sont encore très mal cernés.

A côté des paramètres physiques (répartition des sédiments dans le lit mineur, observation directe de la sédimentation et de la formation de floes, modélisation déterministe des transports de particules, etc...), la détermination du paramètre temps par des marqueurs radioactifs ou éventuellement chimiques est un moyen d'améliorer la connaissance de ces processus.

C'est l'objectif de ce travail : évolution logique d'un travail entrepris dans la précédente phase du PIREN Seine au sein du sous groupe « Bassin Versant Ruraux » consacré à l'étude de la première source de particules aux rivières : les sols cultivés dans les bassins amont. Au début de cette nouvelle phase du PIREN Seine, nous analysons les enseignements acquis par notre expérience passée et la faisabilité de nouvelles approches.

1. Marqueurs radioactifs environnementaux

1.1. Les marqueurs de base : ^{137}Cs , ^7Be et ^{210}Pb

Les radio-isotopes environnementaux ^{137}Cs , ^{210}Pb et ^7Be ont été les marqueurs privilégiés (périodes radioactives respectives : 30,17 ans, 22,3 ans et 53 jours). Ils réunissent des propriétés en différents domaines qui ont justifié leur choix : échelle de temps adaptée, possibilité d'analyse sans attaque chimique, mode d'incorporation au milieu.

Le ^{137}Cs , artificiel, est arrivé sur les sols au cours des années 60 comme un des composants des retombées atmosphériques des essais de bombes nucléaires. Depuis lors, le seul apport notable vient de l'accident de Tchernobyl (mai 1986), entre 20 et 50 % du stock encore présent dû aux bombes. Ce n'est donc pas la décroissance radioactive de ce marqueur qui sera utilisée pour mesurer l'écoulement du temps, puisque l'apport a été ponctuel. C'est en fait un marqueur chimique, témoin d'un événement dans le temps, mais sa radioactivité permet une détection précise à un niveau de concentration extraordinairement bas (10^{-15} g/kg).

Le ^{210}Pb , radioélément purement naturel, peut avoir deux origines dans les particules. Une fraction du ^{210}Pb ne présente pas d'intérêt comme marqueur temporel car elle est intrinsèque aux particules et en équilibre séculaire avec des parents de très longues périodes. Statistiquement, chaque atome de ^{210}Pb perdu par décroissance radioactive est remplacé par un nouveau venu. Ce ^{210}Pb est donc simplement un élément en traces infimes qu'on peut détecter par ses radiations. A ce ^{210}Pb « inerte » dans le temps peuvent s'ajouter des atomes « orphelins » qui ne seront pas remplacés après leur désintégration. En effet leurs « géniteurs » sont restés dans l'atmosphère, descendants de très courtes durées de vie d'un gaz rare, le Radon-222, gaz radioactif de 3,82 jours de période qui émane de la croûte terrestre continentale. L'air « continental » en contient en moyenne 3 Bq/m^3 (exprimé en masse, cela correspond à $5 \cdot 10^{-16} \text{ g/m}^3$). Le premier descendant de longue période, le ^{210}Pb , retombe à la surface terrestre, essentiellement entraîné par les pluies. Très réactif vis à vis des particules fines et de la

matière organique, ce ^{210}Pb « en excès » ($^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) va marquer les particules superficielles des sols de la même façon que le ^{137}Cs , avec cette différence majeure que le marquage est continu dans le temps.

Le ^7Be , naturel lui aussi, a une origine toute différente. Comme le ^{14}C bien connu, il s'agit d'un produit de spallation, interaction du rayonnement cosmique avec les composants de l'atmosphère, principalement l'oxygène et l'azote. Il est en grande partie produit dans la stratosphère et ne peut être entraîné vers la surface terrestre qu'après passage dans la troposphère. Pour cette raison, les retombées ne sont pas constantes au cours de l'année, leur maximum se situe au printemps. Il est très réactif vis à vis des particules fines dont il va signer la « jeunesse », par rapport à leur passage à l'interface terre-atmosphère, en raison de sa courte période radioactive.

1.2. Enseignements des études dans les bassins versants ruraux

Si le ^{137}Cs a été l'outil d'une analyse des redistributions de sols à l'échelle de parcelles cultivées, c'est la combinaison des trois radioéléments ^{137}Cs , ^{210}Pb et ^7Be qui a permis l'étude des processus de transfert de la parcelle à la rivière elle-même.

En effet, nous avons ainsi pu constater que les activités spécifiques de ces radioéléments sur les particules rejetées par un collecteur de drains lors d'une crue sont nettement différentes de celles des sols (Tableau 1).

Le processus d'enrichissement a été en partie explicité par l'analyse des différentes fractions granulométriques obtenues par les traitements réalisés au CPB de Nancy par Bartoli *et al.* (1996) des quatre types de sols de la toposéquence : limons d'interfluves, rougettes, limons colluviaux et terre d'étang (Tableau 1).

Tableau 1. Activités spécifiques en ^{137}Cs , ^7Be , ^{210}Pb et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ des particules de sol en place, sur sol total et dans les différentes fractions granulométriques, et à la sortie d'un collecteur de drains en temps de crue, en Bq/kg (un Béquerel correspond à une désintégration par seconde).

Type de particules	^{137}Cs	^7Be	$^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$
Sol labouré	5 - 7	5-20 (sur 2 cm)	40 - 50	5-10
Argiles	25 - 30		60 - 90	25 - 40
Limons fins	2 - 3		40 - 45	3 - 8
Limons grossiers	< 0.5 (~ 0)		40 - 45	< 5 (~ 0)
Particules exportées	258 - 30	100-600	150 - 300	50 - 250

C'est ainsi que le ^{137}Cs est apparu un marqueur sans équivoque des particules les plus fines des sols alors que les enrichissements beaucoup plus conséquents en ^{210}Pb ne pouvaient s'expliquer que par une « extraction » d'une fraction du ^{210}Pb apportée par la pluie lors du transfert à la rivière. La quasi totalité du ^7Be aurait la même origine. Cette interprétation a été validée par la suite par une série d'expériences *in vitro* à partir d'eau de pluie rapidement mise en contact avec des particules de sol. Il est apparu que la fixation de ces éléments n'était pas immédiate (seulement 25% des éléments sont fixés en 2 heures). Les particules en suspension prélevées à la sortie du collecteur de drains ont eu le temps d'extraire les radioéléments encore en solution dans l'eau avant leur séparation par filtration ou décantation au laboratoire.

Nous savons donc que les trois marqueurs choisis sont porteurs de trois informations différentes : le ^{137}Cs a été reconnu comme le marqueur des particules présentes dans l'horizon labouré depuis plusieurs décennies en donnant une signature très claire de la fraction fine alors que l'essentiel du ^7Be

est acquis au cours du transfert hydrique en temps de crue. L'information apportée par le ^{210}Pb en excès ($^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) est plus complexe puisque sa présence sur les particules arrivant à la rivière résulte en partie de leur séjour dans l'horizon labouré (comme le ^{137}Cs , le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ est incorporé aux particules à la surface du sol puis « dilué » par le labour sur toute l'épaisseur de l'horizon labouré) et en partie d'une capture du ^{210}Pb nouvellement apporté par les pluies responsables de la crue.

2. Analyse des MES : première exploitation des analyses gamma des sédiments piégés par des trappes dans les cours d'eau majeurs

Les marqueurs choisis pour l'étude des sols sont donc encore présents sur les particules arrivant dans la rivière, et certains marquent spécifiquement leur arrivée à la rivière (^7Be et une fraction du $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$). Afin de nous constituer une base de données pour acquérir une certaine « culture » dans le domaine de MES en rivière, nous avons au cours des années 1994-1995 analysé systématiquement la plupart des échantillons de MES prélevés par M. Meybeck et Z. Idlafkih en cinq sites stratégiques : Annet, sur la Marne, Morsang, sur la Seine à l'amont de la confluence Marne-Seine, Chatou, à l'aval de la ville de Paris, Méry, sur l'Oise et Poses, à l'aval du bassin versant.

Avant d'entreprendre une étude lourde des MES de la Seine, nous avons donc essayé d'analyser les résultats des mesures effectuées sur les MES les années précédentes, bien qu'elles n'aient pas été prélevées spécifiquement pour cette étude.

Ces « sédiments » sont constitués de particules plus fines que les sols, ce qui les rend plus faciles à analyser (surfaces spécifiques d'adsorption nettement plus importantes). Nous avons ainsi pu réaliser les mesures sur des quantités parfois faibles (quelques grammes). Toutefois, ces analyses, qui n'étaient pas prioritaires à l'époque, ont été faites sur les détecteurs disponibles sur le moment. C'est pourquoi nous avons dû reconsidérer la pertinence de chaque comptage effectué et, en particulier, éliminer tous ceux réalisés sur l'un des détecteurs dont le bruit de fond s'est avéré trop fort par rapport à la sensibilité recherchée (en ^{210}Pb). C'est également parce que ces échantillons n'étaient pas prioritaires qu'il nous manque souvent la détermination du ^7Be (comptages trop tardifs par rapport à la date de prélèvement).

Les principaux résultats sont consignés dans un tableau donné en annexe.

2.1. Evolution dans le temps

Les prélèvements couvrent toute l'année hydrologique 1994-1995.

Le ^{137}Cs est de loin le radioélément le plus facile à analyser (une raie gamma sans problème d'absorption dans l'échantillon, une période radioactive longue), ce sont donc les résultats les plus fiables. On constate (Figure 1) une légère évolution au cours de l'année, avec des activités plus faibles en hiver. On remarque aussi une activité très nettement plus faible dans tous les prélèvements de MES de la Marne (site d'Annet).

Le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ montre une évolution au cours du temps plus nette (Figure 1). Les particules semblent plus riches en ^{210}Pb en excès à mesure que le temps s'écoule.

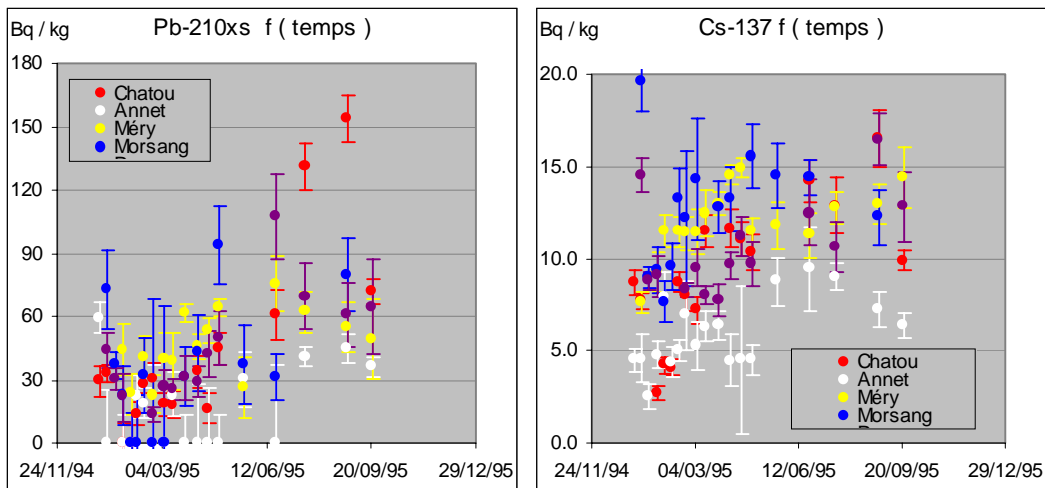


Figure 1. Evolution des activités spécifiques de ^{137}Cs et de $^{210}\text{Pbxs}$ au cours du temps et courbes de tendance (moyennes mobiles sur deux périodes, erreurs à un sigma)

Quant au ^7Be (Figure 2), les données, bien que moins nombreuses, mettent en évidence une forte variabilité des activités spécifiques (rarement inférieures à 100 Bq/kg, mais pouvant dépasser 500 Bq/kg). Nous n'avons pas fait apparaître les limites de détection (à deux sigma) par raison de lisibilité du graphique. Elles n'ont pas un grand intérêt puisqu'elles découlent exclusivement d'un délai trop long entre le prélèvement et la mesure.

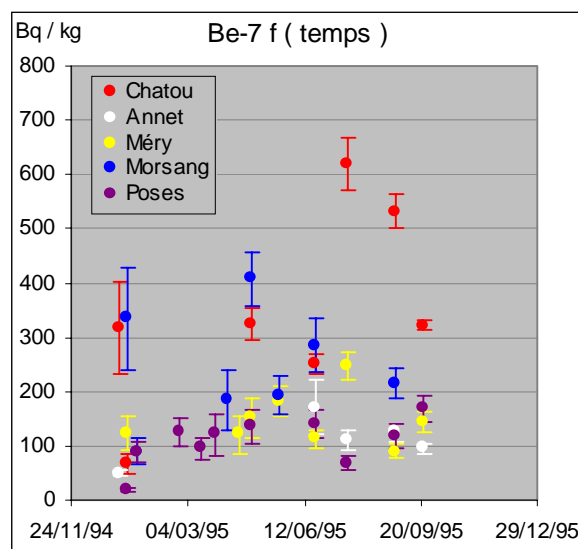


Figure 2. Evolution des activités de ^7Be en fonction du temps.

2.2. Evolution en fonction du débit

Si ces données n'avaient pas encore été exploitées, celles sur les autres caractéristiques des MES prélevées par les trappes à sédiment l'ont été largement et ont conduit au mémoire de thèse de Zahid Idlafkih. En effet, un des gros avantages de l'analyse gamma est de ne perturber ni contaminer en rien l'échantillon analysé. Nous avons donc sur ces échantillons une base de données très importante, que nous ne manquerons pas d'exploiter. Dans un premier temps, il semble légitime de comparer les variations d'activités de nos marqueurs à celles des débits donnés par Z. Idlafkih.

Les variations de débit de la Seine et de ses affluents sont très importantes au cours d'une année, avec une période de crue qui s'étend de janvier à avril et une période d'étiage à partir du mois de juin.

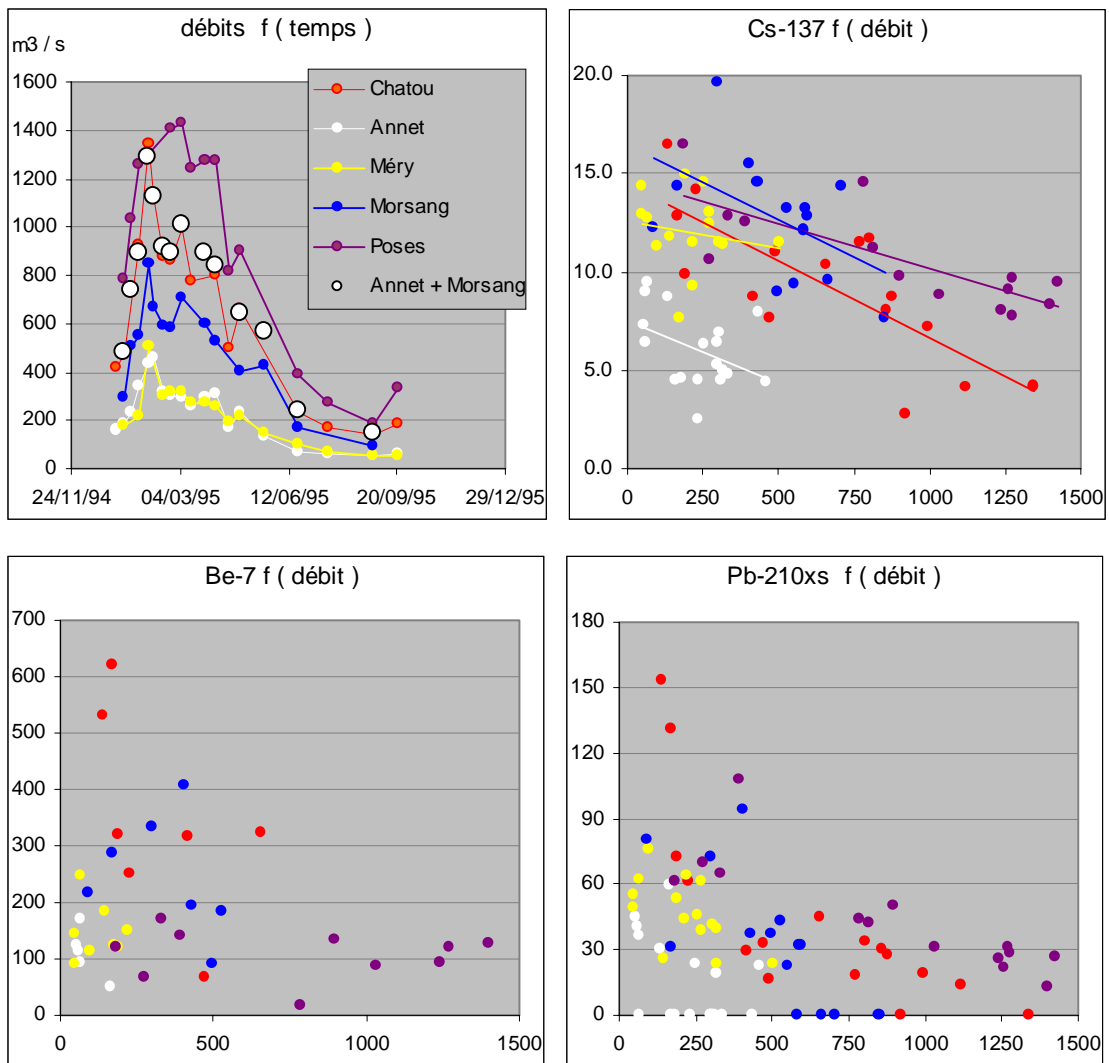


Figure 3. Variations du débit au cours de l'année 1995 aux cinq sites étudiés (Z. Idlafkih) et évolution des activités en ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ et ^7Be des MES prélevées en fonction du débit.

Pour le ^{137}Cs , nous observons une nette décroissance de l'activité des particules en fonction du débit sur tous les sites des différentes rivières. On remarque également sur ce graphique que la plus faible activité des particules de la Marne n'est pas la conséquence d'un débit plus faible.

L'excès de ^{210}Pb montre une tendance similaire, mais avec un enrichissement très fort pour les très faibles débits. Les points en dessous de la limite de détection ne seront pas pris en compte ici. En effet, la mesure précise de l'excès de ^{210}Pb assez délicate (raie de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ à très faible énergie, 46 keV, qui s'absorbe en partie dans l'échantillon lui-même, bruit de fond non négligeable sur certains détecteurs, estimation indirecte du ^{210}Pb intrinsèque). Ce marqueur est pourtant particulièrement intéressant et nous devrons à l'avenir utiliser nos meilleurs détecteurs pour le mesurer plus précisément.

Le ^7Be montre nettement la même tendance.

2.3. Evolution en fonction de la charge

La charge n'est pas proportionnelle au débit, elle augmente généralement en montée de crue pour diminuer ensuite beaucoup plus brutalement que le débit. Les marqueurs utilisés permettent-ils d'avoir des informations sur les particules transportées à ces différentes phases ?

Pour les trois marqueurs, les activités les plus élevées correspondent aux plus faibles charges (Figure en annexe). L'évolution de l'activité de ^{137}Cs au cours de la période de crue est clairement visible sur un diagramme charge/débit sur lequel sont reportées les valeurs mesurées. Nous donnons en

exemple les diagrammes ainsi documentés pour Chatou et Annet, en Figure 4. Les valeurs les plus fortes sont atteintes à la fin de l'année hydrologique, les plus faibles sont concentrées dès les premières crues.

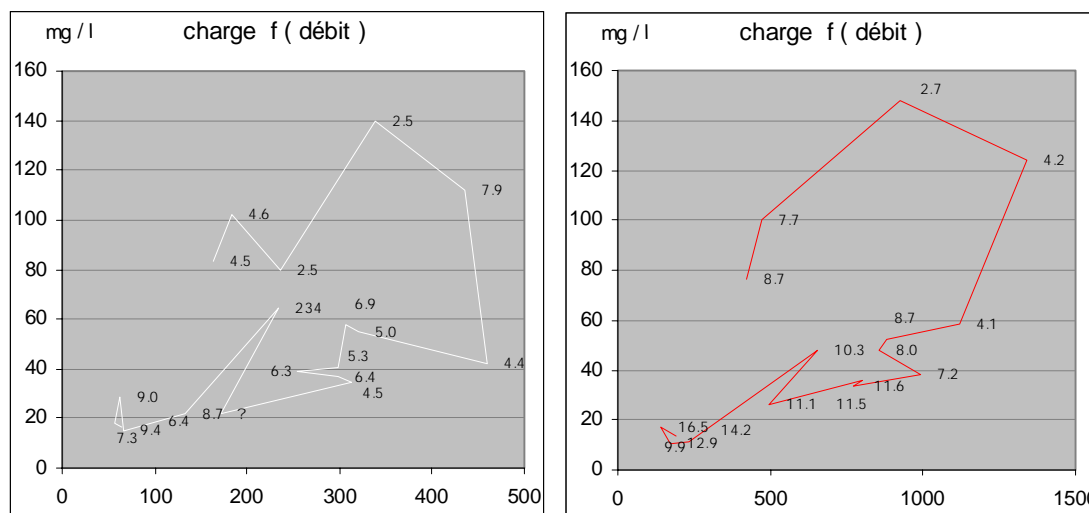


Figure 4. Evolution de la charge particulaire et de l'activité en ^{137}Cs des particules en suspension en fonction du débit, sur la Seine à Chatou et sur la Marne, à Annet.

2.4. Bilans des flux des marqueurs portés par les MES

La connaissance du débit, de la charge en MES et de l'activité des particules permet de calculer les flux de ces radioéléments. Sur le graphique de la figure 5, le bilan de ^{137}Cs transporté par les particules qui entrent à l'amont de Paris (Annet + Morsang) ne concorde pas toujours avec celui mesuré à Chatou (sortie aval) alors que la somme des débits correspond exactement au débit mesuré à Chatou (ronds blancs de la figure 3).

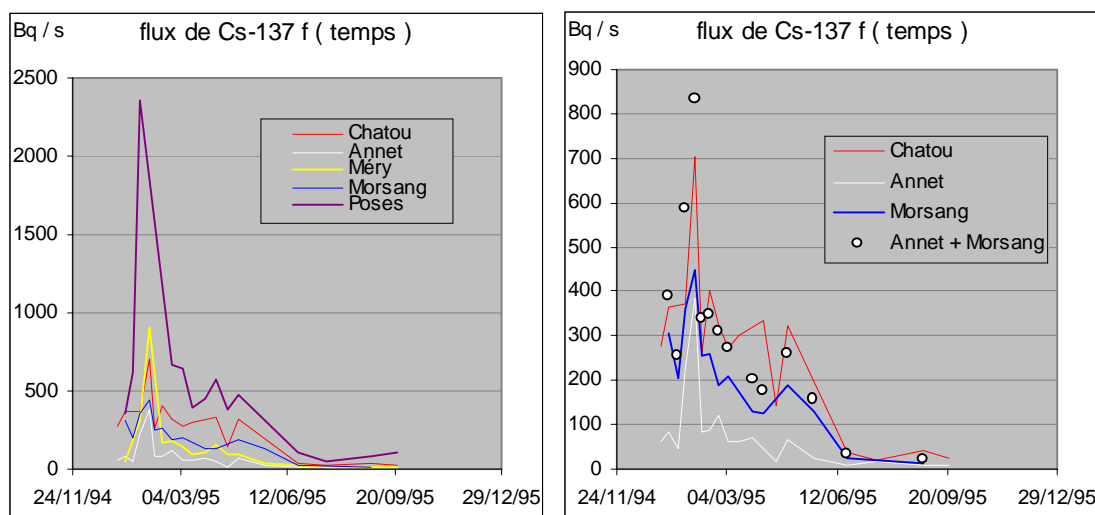


Figure 5. Bilans de ^{137}Cs aux différents sites d'échantillonnage et comparaison des bilans totaux à l'entrée de Paris (Annet + Morsang) avec ceux à la sortie de la ville (Chatou).

Les données disponibles en ^7Be sont malheureusement trop peu nombreuses pour permettre cette comparaison actuellement, mais ce sera notre principal objectif pour l'année 1999. Nous étudierons des tronçons de la Seine pratiquement libres d'apports latéraux, en période d'étiage, donc de sécheresse. Nous espérons ainsi pouvoir mettre en évidence un déficit de ^7Be à la sortie, qui pourrait être attribué à une perte de ce radioélément de relativement courte période due à un séjour temporaire sur le fond du lit de la rivière.

2.5. Nature des particules porteuses des marqueurs

L'évolution du débit des rivières est un facteur probable de modification de la granulométrie des MES, de leur composition chimique, de la charge de particules transportées et des teneurs en radioéléments environnementaux.

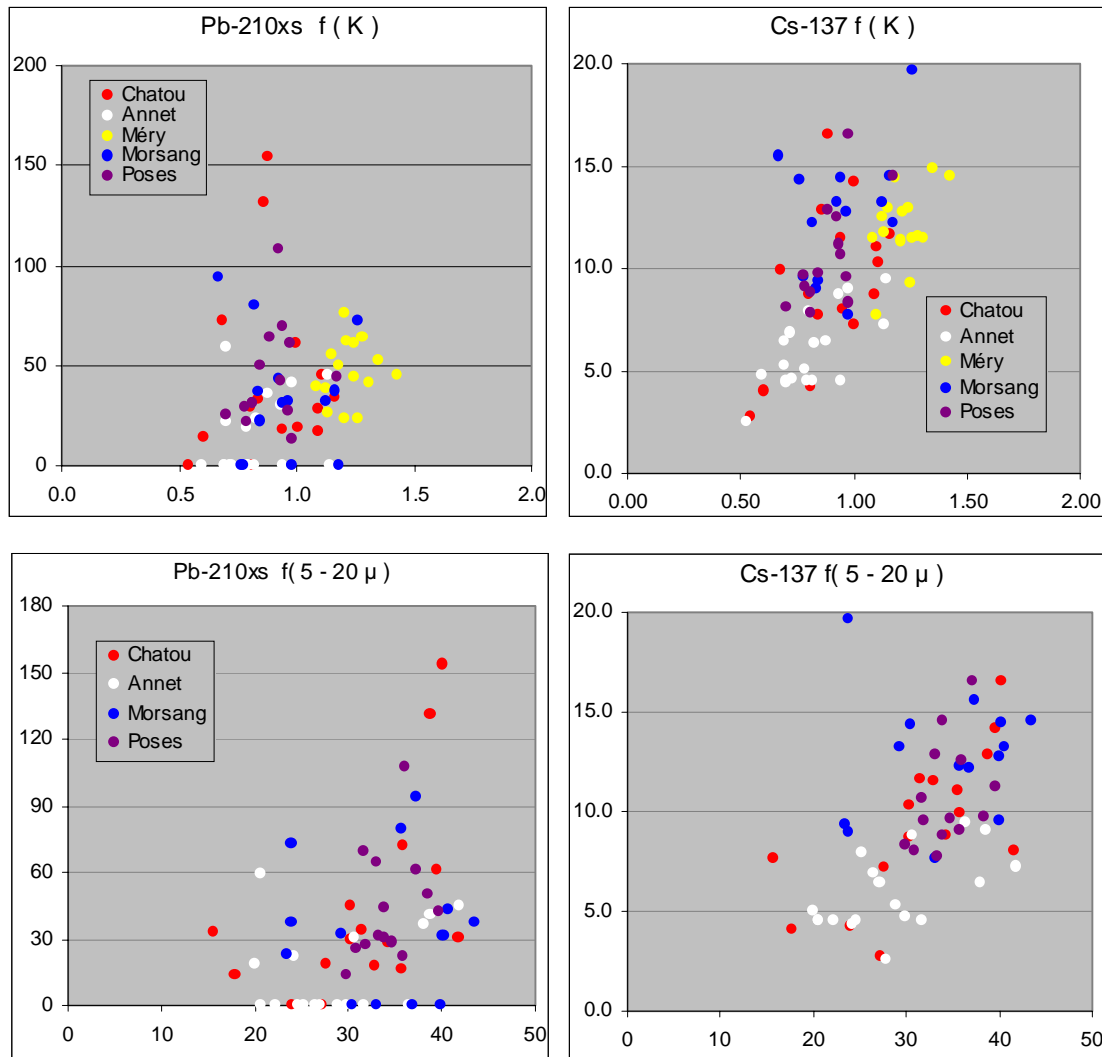


Figure 6. Variations des activités de ^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ des particules en fonction du potassium et de la granulométrie.

Par rapport au potassium, représentant les particules argileuses, on observe une bonne corrélation avec le ^{137}Cs alors que les variations des activités en $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ apparaissent beaucoup moins bien liées à cette teneur en K (figure 6). On retrouve une bonne corrélation avec la fraction granulométrique 5-20 μ , aussi bien pour le ^{137}Cs que pour le potassium (rappelons que le potassium a un isotope radioactif de très longue période, le ^{40}K , émetteur gamma, qui permet la mesure simultanée du potassium). Comme pour le potassium, la corrélation de la fraction granulométrique 5-20 μ avec le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ est mauvaise. Le comportement du ^7Be suit celui du $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (tableau de données en annexe).

Ces observations confirment le lien très étroit entre l'activité globale des MES en ^{137}Cs et la fraction argileuse (fine et plus riche en potassium). La mauvaise corrélation entre les deux autres marqueurs et cette même fraction argileuse peut être un bon indice du signal temporel imprimé par ces marqueurs sur les particules. Ce sera à nous de le démontrer et, comme indiqué plus haut, nous commencerons par le ^7Be .

Ces quelques observations vont nous être très utiles comme premiers tests de l'utilisation de ces marqueurs en rivière. En effet, il apparaît une différence notable entre le ^{137}Cs et les $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ et ^7Be . Le ^{137}Cs est en étroite corrélation avec les particules fines mais nous savons qu'il ne vient pas de la rivière. Il se trouvait déjà sur les particules avant leur transfert dans la rivière, comme le montrent les analyses effectuées dans les bassins versants ruraux et aussi puisqu'il n'y a plus actuellement de source de ce radioélément.

Le ^7Be est acquis au moment du transfert à la rivière ou au cours du transit des particules dans l'eau si les apports atmosphériques sont importants (les retombées troposphériques varient au cours de l'année, le ruissellement urbain apporte probablement plus ^7Be « libre » que le ruissellement rural), c'est donc un outil utilisable pour déterminer la jeunesse des particules. Des particules qui auraient séjourné plusieurs semaines ou mois au fond de la rivière (sédimentation temporaire dans une zone relais) auront perdu une bonne part de leur activité en ^7Be (période : 53 jours) et leur remise en suspension devrait se traduire par une baisse de l'activité moyenne des MES en suspension. Toutefois, il n'y a pas de « valeur de référence » de l'activité de MES « jeunes », la variabilité semble beaucoup trop grande. C'est pourquoi, dans un premier temps, nous chercherons à établir des bilans de ^7Be uniquement en période sèche.

2.6. Un nouveau marqueurs potentiel : le ^{210}Po

Le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ est en grande partie acquis dans la rivière. On pourrait espérer exprimer un peu mieux ce $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ nouvellement acquis en normalisant le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ au ^{137}Cs , puisque les particules quittent les champs avec ces deux radioéléments, mais le résultat n'est pas convaincant (Figure en annexe).

Il existe toutefois une possibilité de « dater » ce ^{210}Pb acquis lors du transfert à la rivière. En effet, le descendant direct du ^{210}Pb est un isotope de période relativement courte (138 jours), le ^{210}Po .

On sait que le ^{210}Pb atmosphérique est très jeune car il retombe rapidement avec les précipitations dès qu'il s'est formé à partir des descendants de très courtes périodes du radon (dans nos régions, les retombées « sèches » représentent moins de 10% des apports atmosphériques de ce radioélément). Le ^{210}Po n'a donc pas eu le temps de se former et le rapport d'activités $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ est de l'ordre de 0,1. Après leur séjour dans le sol, le ^{210}Po fixé aux particules a eu le temps de s'équilibrer radioactivement avec son père. Ce n'est certainement pas le cas pour le « nouveau » ^{210}Pb acquis lors du transfert à la rivière. Cette fraction importante de l'excès de ^{210}Pb est donc théoriquement datable par la mesure de la recroissance du rapport $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$. La mesure de l'activité de ^{210}Po est cependant beaucoup plus lourde à mettre en œuvre que celle du ^{210}Pb , même si elle est plus précise. Ce radioélément est émetteur alpha, ce qui nécessite une mise en solution totale de l'échantillon, un dépôt chimique du ^{210}Po sur plaque d'argent, et son comptage dans une chambre à ionisation ou à semi conducteur. Une spécialiste de ce radioélément a rejoint notre groupe (Marie-Françoise Le Cloarec) et se propose d'évaluer dans un premier temps la faisabilité pratique de cette méthode. Ses analyses réalisées sur le standard d'intercalibration du groupe de l'AIEA auquel nous appartenons par ailleurs viennent de montrer que notre laboratoire est très bien calibré en ^{210}Pb (mesure de l'activité de ^{210}Po en équilibre radioactif avec le ^{210}Pb), un radioélément des plus délicats à mesurer en spectrométrie gamma.

3. Analyse des sédiments : détermination de la vitesse de dépôt

Les marqueurs radioactifs utilisés pour l'étude des MES peuvent aussi être utiles dans la détermination des vitesses de dépôt des sédiments. Les autres actions de ce thème devraient permettre de localiser les zones de dépôt et nous guideront alors précisément vers les sites les plus intéressants à étudier. Nous avons cependant entrepris dès à présent les prélèvements et l'analyse de plusieurs carottes de sédiment à certains points clés.

3.1. Analyses des sédiments au voisinage de la station d'Achères

La sédimentation au voisinage de la station de traitement des eaux usées d'Achères est un des points prioritaires dans notre étude. Le 29 septembre 1998, nous avons donc prélevé sept carottes à partir de l'un des bacs du SIAAP à Herblay (Figure 7), trois immédiatement à l'aval du dernier déversoir, à une cinquantaine de mètres de la rive gauche (carottes A, B et C), une à l'entrée du bras mort situé entre la rive gauche et l'île d'Herblay (D), une au milieu du bras mort (E) et deux à l'amont du premier déversoir (carottes F et G). Nous avons expérimenté un nouveau qui permet une récupération des différents horizons de 2 cm d'épaisseur sans le moindre contact avec un objet métallique qui risquerait de contaminer les échantillons. Le traitement des échantillons au laboratoire a préservé ce soin de non contamination : utilisation de tamis en plastique spécialement conçus, stockage et comptages gamma en boîte plastique, ce qui autorise une analyse des éléments en trace, en cours, par analyse par activation neutronique et ICP-MS (DEA de Laure Tessier, en collaboration avec le Laboratoire Pierre Süe de Saclay).

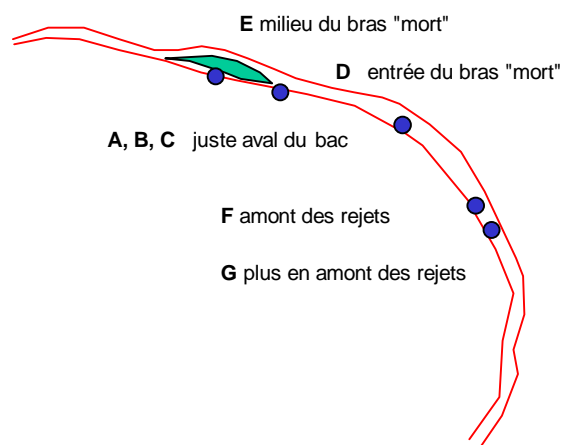


Figure 7. Situation des carottages effectués au voisinage de la station d'Achères.

Une première indication sur le type de sédimentation est donnée dès le prélèvement : la profondeur de pénétration du carottier est relativement faible (15-20 cm), sa progression est stoppée par un sédiment très grossier. Il est donc clair que les particules fines ne séjournent pas dans cette zone, même dans le bras mort où la vitesse de l'eau doit pourtant être assez faible. Les résultats des analyses gamma confirment cette observation triviale, comme le montrent les courbes de variations de nos trois marqueurs (Figure 8). A noter que le profil de ^{137}Cs est représenté sur des axes linéaires car ce radioélément étant arrivé dans un laps de temps court, on ne peut pas utiliser sa décroissance radioactive comme mesure du temps. En revanche, les apports de ^{210}Pb sont permanents, un niveau enfoui depuis 22 ans devra donc avoir, toutes choses égales par ailleurs, une activité en $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ deux fois moindre de celle d'un niveau récent (une période de décroissance). Pour cette raison, le profil de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ est représenté en coordonnées semi-logarithmiques. Le profil de ^7Be est en coordonnées linéaires en raison de la faible résolution de notre échantillonnage par rapport à sa période radioactive.

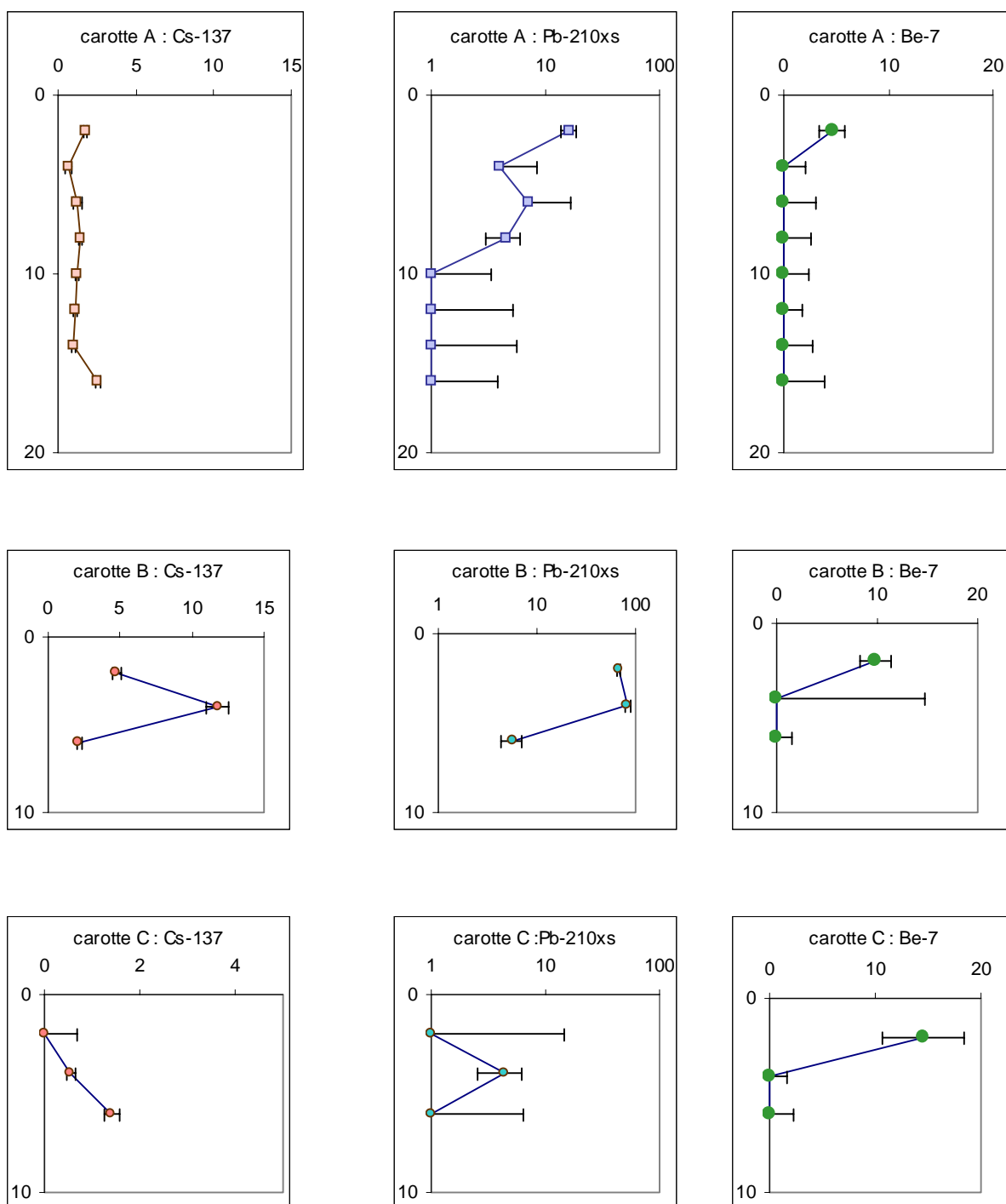


Figure 8. Profil de ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ et ^7Be dans les trois carottes prélevées à l'aval des rejets d'Achères (activités en Bq/kg, profondeurs en cm).

A l'aval des rejets et à une centaine de mètres de la rive gauche, donc sous le passage présumé des rejets, ces trois carottes montrent la quasi absence de sédimentation stable. Une fine couche est cependant bien présente sur les deux premiers centimètres ($^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, ^7Be). L'activité en ^{137}Cs est faible, très peu de particules sont susceptibles de provenir de milieu rural.

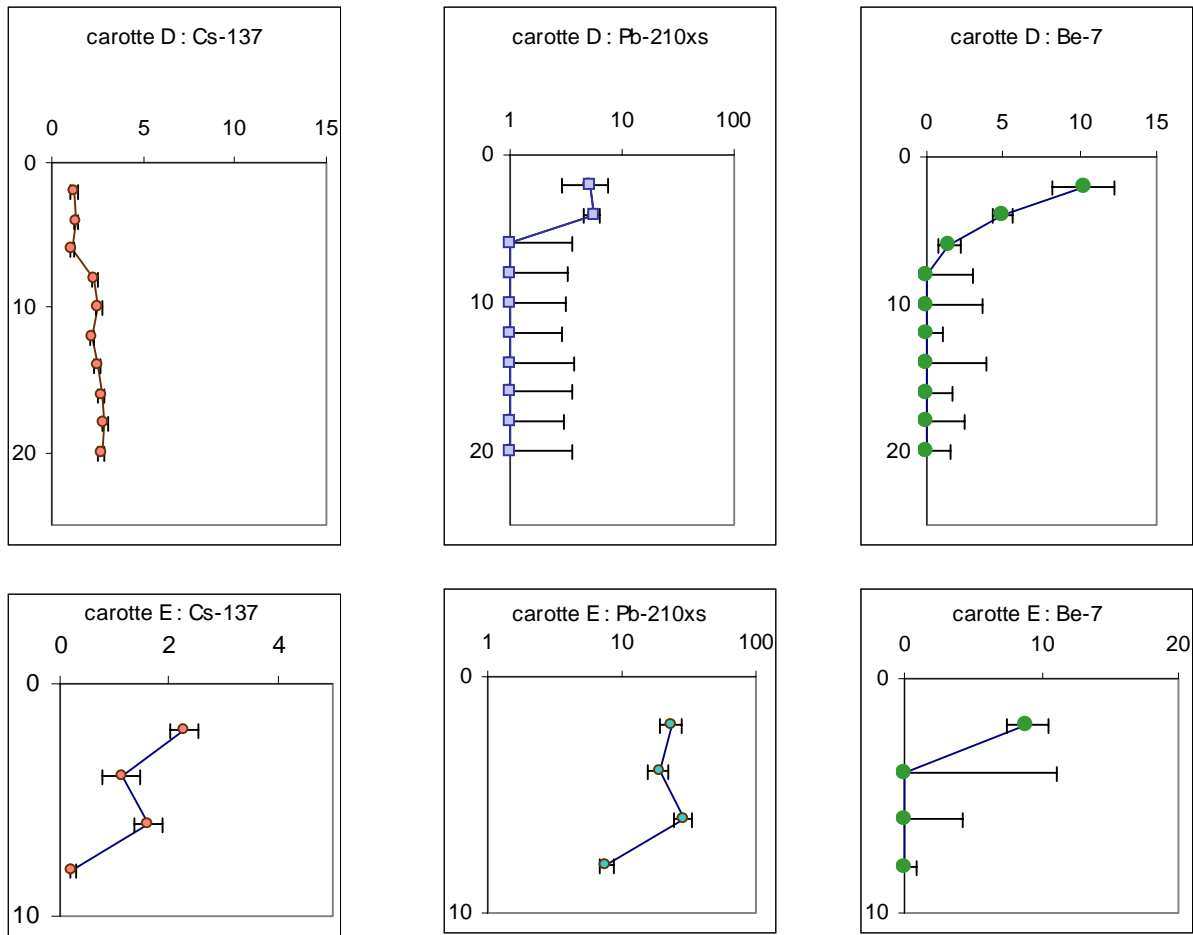
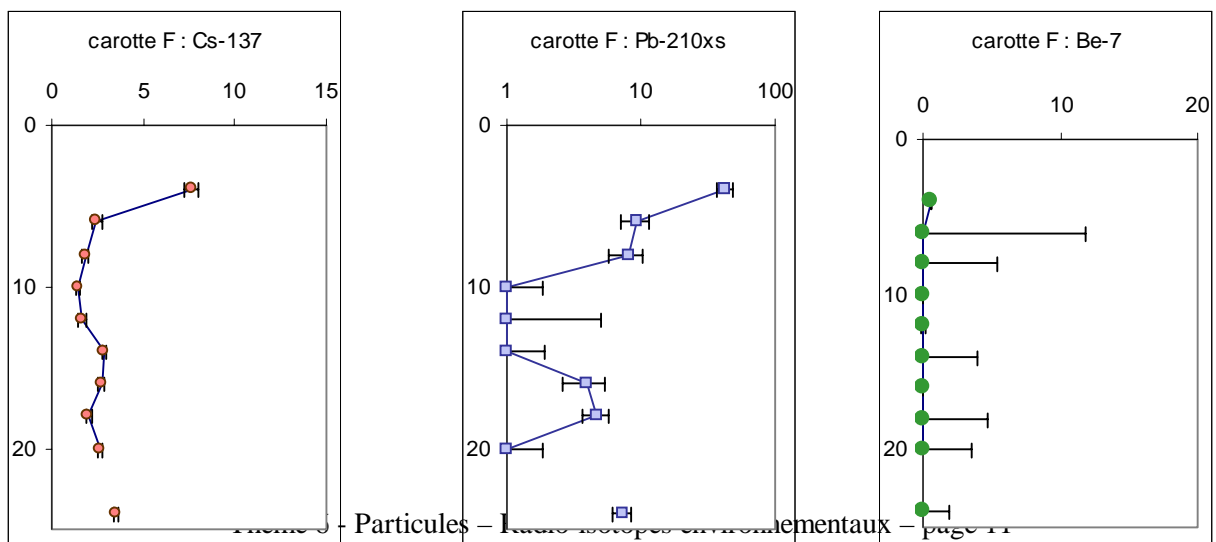


Figure 9. Profil de ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ et ^7Be dans le bras mort à l'aval des rejets d'Achères (activités en Bq/kg, profondeurs en cm).

Dans le bras mort situé entre l'île d'Herblay et la rive gauche, où l'on aurait pu s'attendre à avoir une zone plus calme, la situation n'est pas très différente. Si la couche récente (moins d'une année) est plus épaisse (carotte D), on retrouve un sédiment ancien à partir de 8 cm de profondeur.



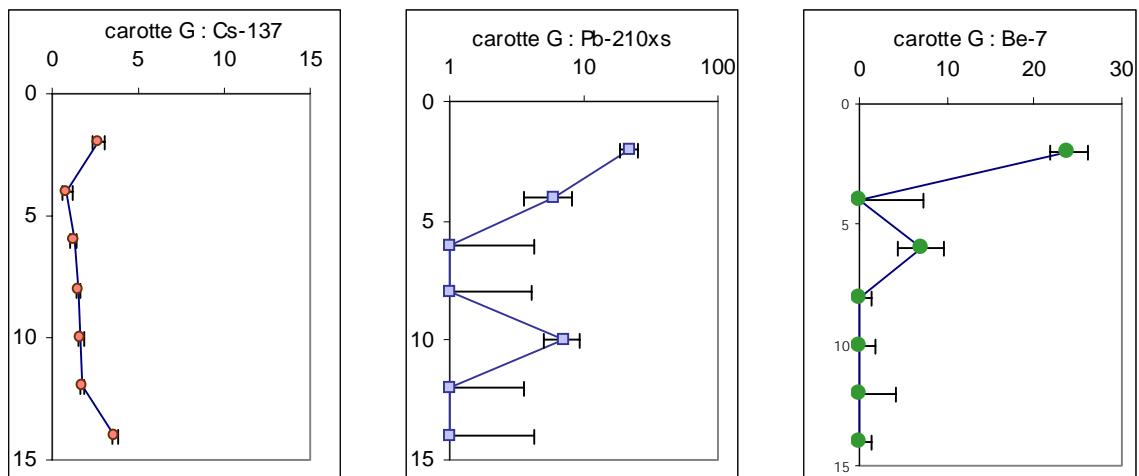


Figure 10. Profil de ^{137}Cs , ^{210}Pb et ^7Be à l'amont des rejets d'Achères.

Une étude des éléments en trace est en cours sur ces échantillons, comme sur un certain nombre d'autres sites récepteurs ou émetteurs de matières en suspensions dans la Seine, de manière à trouver un moyen de caractériser les différentes sources des particules transportées. Il est en effet très difficile de chercher à établir des bilans sans une bonne connaissance des matériaux pris en compte. C'est l'objet du stage de DEA de Laure Tessier.

3.2. Recherche d'un site d'accumulation : Oissel

Parallèlement à l'étude du voisinage d'Achères, nous avons recherché un site propice à une accumulation conséquente de sédiment, nettement plus à l'aval.

Un site a été échantillonné dans une vasière à Oissel. Le sédiment est ici très différent de celui des carottes d'Achères, il est très fin, compact et de couleur sombre. La couche prélevée est épaisse de près de 50 cm, le carottier a été arrêté par une couche nettement plus sableuse.

Les résultats des analyses gamma sont très clairs (figure 11) : les 45 cm sont très homogènes et ont tous le même âge. L'excès de ^{210}Pb varie peu sur toute la longueur de la carotte, il est même constant une fois normalisé au potassium. On peut en effet recalculer l'activité de la fraction argileuse, pour une teneur en potassium de 1,5%, en supposant que l'autre fraction du sédiment est constituée de matériaux sans potassium, des quartz ou des débris calcaires. La sédimentation de ce demi mètre de sédiment n'a pas pu s'étendre sur plus de 3 ou 4 ans, (période radioactive du ^{210}Pb de 22 ans, précision des mesures), le plus probable étant un dépôt brutal.

Pour le ^{137}Cs , on constate après normalisation au potassium une légère augmentation d'activité dans les 15 derniers centimètres (entre 35 et 45 cm de profondeur). Nous sommes attentifs à ces variations dans la mesure où elles peuvent être la signature de sédiments transportés à la rivière au moment des essais nucléaires ou de l'accident de Tchernobyl, avant dilution par le labour ou tout autre processus. Dans le cas présent, il ne s'agit probablement pas des bombes car l'excès de ^{210}Pb serait alors beaucoup plus faible, il peut éventuellement s'agir des retombées de Tchernobyl. Rappelons que nous avons clairement identifié le niveau de particules déposées juste après l'accident de Tchernobyl dans les zones humides de La Bassée, à la confluence Aube-Seine, par la mise en évidence d'une activité de ^{134}Cs à un niveau adéquat (Fustec *et al.*, rapport PIREN).

L'analyse du cortège d'éléments en traces actuellement en cours permettra, outre une meilleure information sur la nature et l'origine des particules sédimentées, de vérifier l'homogénéité du dépôt et

donc de déterminer indirectement la vitesse de déposition. Il est en effet peu probable qu'une sédimentation régulière, même si elle est rapide (>10 cm/an) soit parfaitement homogène chimiquement à l'aval d'un bassin particulièrement urbanisé. Une attention particulière sera portée aux variations éventuelles pouvant traduire des processus géochimiques dans la colonne sédimentaire.

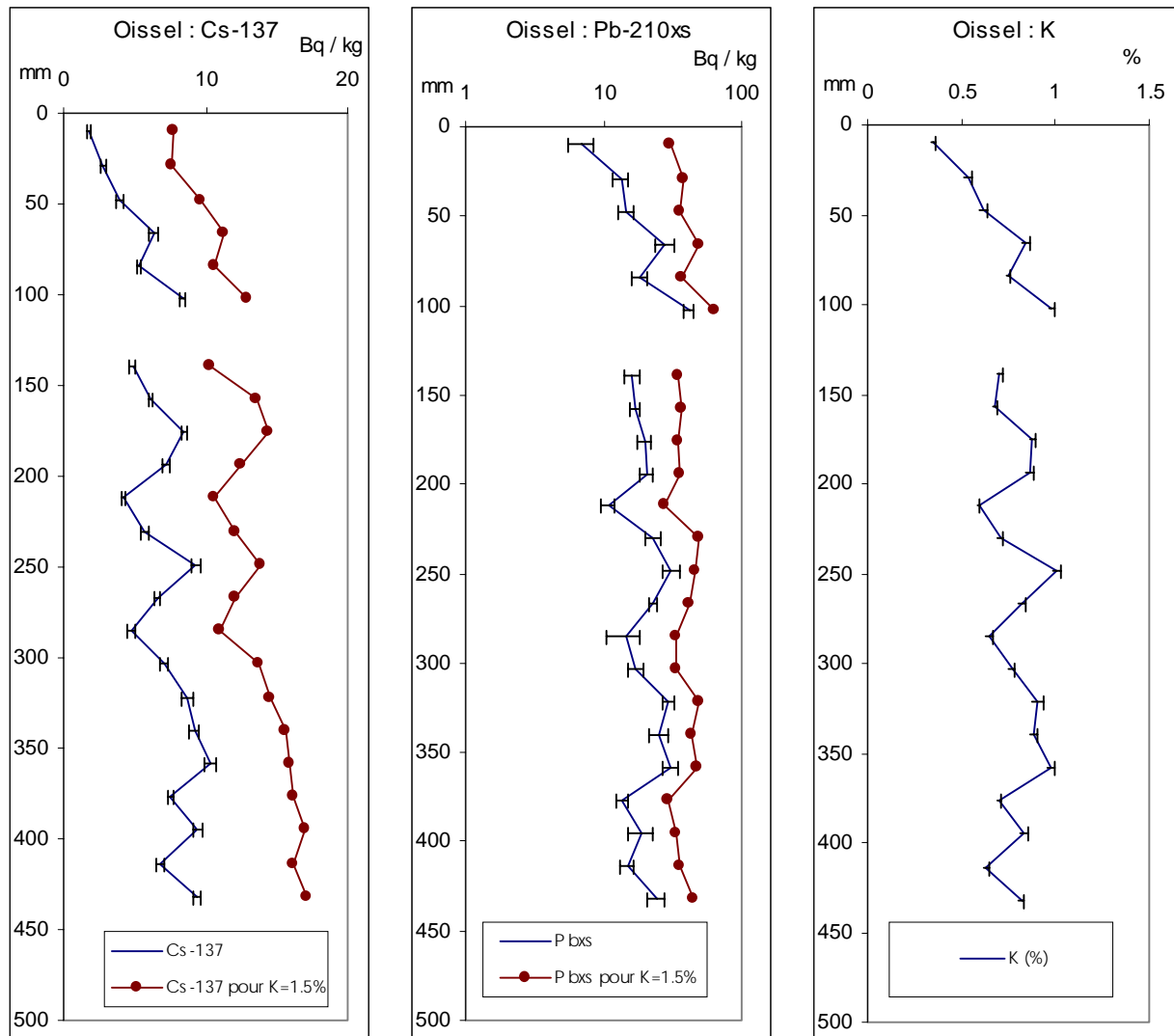


Figure 11 : Profil de ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ et de potassium dans la carotte prélevée à Oissel.

4. Programme pour l'année 1999

L'effort principal portera sur le bilan de ^7Be aux extrémités de tronçons de la Seine en aval de Paris en période d'étiage. Nous prévoyons un suivi hebdomadaire des activités de ^7Be dans les MES extraites in situ par filtration de grands volumes d'eau (> 300 litres) au niveau des barrages d'Andrésey, Méricourt, Notre Dame de la Garenne et Poses.

La faisabilité de la mesure du ^{210}Po dans les MES sera étudiée : système de prélèvement (type de filtration), possibilité d'analyse en « alpha total », c'est à dire sans radiochimie (qui permettrait l'analyse d'un grand nombre d'échantillons), valeur du rapport $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ dans les sédiments superficiels (jeunesse assurée par une forte activité de ^7Be), etc...

En ce qui concerne les sédiments, nous avons dès à présent repéré plusieurs sites de carottages qui peuvent être des sites d'accumulation permettant une meilleure connaissance de l'histoire récente des transferts de particules : bras mort à Denouval en amont d'une écluse fermée, zones humides à Moisson, la Roche Guyon, Vétheuil. Mais c'est à la suite des études des actions d'exploration par des méthodes physiques que nous pourrons au mieux sélectionner les sites dont il sera nécessaire de déterminer les vitesses de dépôt.

Sommaire  général

Introduction du thème : Particules

Transfert des MES à l'aval de Paris

**La Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères
Modélisation bi-dimensionnelle du comportement hydraulique et
du transport par convection et diffusion**

Marqueurs radioactifs et matières en suspension (+ Annexe)