Les mousses aquatiques, bioindicateurs du niveau de pollution chimique. Utilisation des mousses aquatiques dans une étude sur le transfert du mercure en tant que descripteur du fonctionnement hydrologique (échanges cours d'eau – nappe) en plaine d'Alsace

U. Roeck, M. Trémolières, A. Exinger, R. Carbiener

Laboratoire de Botanique, Laboratoire d'Hydrologie, U.E.R. de Sciences Pharmaceutiques,
Université Louis Pasteur Strasbourg, B.P. 24, 67401 Illkirch Cedex.

Résumé. – Des dosages de mercure (Hg) ont été effectués dans quatre espèces de Bryophytes aquatiques (*Fontinalis antipyretica* Hedw., *Cinclidotus danubicus* Schiffn. & Baumg., *Cinclidotus nigricans* (Brid.) Wijk & Marg., *Amblystegium riparium* Hedw.) prélevés dans le réseau hydrographique de la plaine rhénane d'Alsace. Les points de prélèvements ont été choisis en fonction de connaissances antérieures sur les modalités d'échange Rhin et affluents – nappe. Les résultats permettent d'opposer les mécanismes d'échange entre les deux principaux hydrosystèmes de la plaine (Rhin et Ill) et leur nappe riveraine ainsi que de confirmer les résultats antérieurs obtenus en utilisant d'autres traceurs (nitrates, chlorures et phosphates).

Les rivières phréatiques situées à proximité du Rhin canalisé révèlent des teneurs importantes en Hg, ce qui démontre l'existence d'infiltrations directes des eaux du Rhin (« filtrats rhénans ») à travers le lit canalisé poreux (constitué de graviers et de sables) dans la nappe phréatique.

Les secteurs à fortes infiltrations se situent à l'amont des barrages hydroélectriques à la hauteur des biefs de rétention d'eau. Ces secteurs sont donc particulièrement vulnérables à des pollutions « historiques », comme celle par le mercure (forte pollution dans la décennie 1970). L'aval des barrages au niveau des canaux de fuite constitue par contre et bien évidemment un site privilégié de drainage de la nappe.

Dans le cas de la rivière Ill, tout le réseau phréatique du lit majeur ordinaire fonctionnel (champ d'inondation) est très peu contaminé par le mercure, bien que l'Ill le soit fortement. L'Ill, à l'inverse du Rhin draine ordinairement la nappe phréatique, du moins dans

Fig. 1a, b, c. — Localisation de la zone d'étude et des points de prélèvements
 Fig. 1a, b, c. — Location of the study — Area and the sampling stations

le secteur d'étude à la hauteur de l'axe Rhinau – Benfeld. En période de crue inondante elle assure la recharge de la nappe en eau d'excellente qualité grâce au système d'épuration efficace « sol-végétation » que constitue le champ d'inondation : la rétention du mercure provenant des eaux d'inondation est très forte dans les sols riches en colloïdes.

Abstract. – Mercury (Hg) levels in 4 species of aquatic mosses (Bryophytes) from the hydrographical system of the Alsace Rhine plaine were analysed (figure 1a, b, c). In function of river-characteristics the different sampling points presented different moss-species : (*Fontinalis antipyretica* Hedw., *Cinclidonus danubicus* Schiffn. & Baumg., *Cinclidonus nigricans* (Brid.) Wijk & Marg., *Amblystegium riparium* Hedw.). (table I).

Tableau I. – Localisation des stations de prélèvements

Table I. – Location of the sampling stations

1	C. dan.	CHUTES DU RHIN A SCHAFFHOUSE	27	F. ant.	BRUNNENWASSER, AMONT DE RHINAU
2	F. ant.	RHIN A HUNINGUE-WEIL	28	F. ant.	BRUNNENWASSER, AVAL DE RHINAU3
3	F. ant.	VIEUX RHIN A KEMBS	29	F. ant.	BRUNNENWASSER A DAUBENSAND
4	C. dan.	RHIN CANALISE A KEMBS	30	F. ant.	ALTWASSER, PRISE D'EAU
5	C. dan.	RHIN CANALISE, BRISACH-VOGELGRUEN	31	A. rip.	ALTWASSER A DAUBENSAND
6	C. dan.	V. RHIN, ILE DE RHINAU, SEUIL 1	32	F. ant.	ALTWASSER, AMONT CONFL. CCD
7	C. dan.	V. RHIN, ILE DE RHINAU, SEUIL 2	33	F. ant.	ISTERGRABEN A FRIESENHEIM
8	C. dan.	V. RHIN, ILE DE RHINAU, SEUIL 3	34	F. ant.	SOURCE DU CCD, pK 246
9	C. dan.	RHIN CANALISE A RHINAU	35	F. ant.	CCD, SCHOENAU, PASSERELLE
10	F. ant.	V. RHIN, ILE GERSTH., PRISE D'EAU	36	F. ant.	CCD, AM CONFL. AVEC L'ISCHERT
11	C. dan.	V. RHIN, ILE DE GERSTH., SEUIL 1	37	F. ant.	CCD, AVAL CONFL. AVEC L'ISCHERT
12	C. dan.	V. RHIN, ILE DE GERSTH., SEUIL 2	38	F. ant.	CCD, AM CONFL. CANAL RHONE-RHIN
13	C. dan.	RHIN CANALISE A GERSTHEIM	39	F. ant.	CCD, AMONT DE RHINAU
14	C. dan.	RHIN CANALISE A STRASBOURG	40	F. ant.	CCD, AV CONFL. AVEC L'ALTWASSER
15	C. dan.	RHIN CANALISE A GAMBESHEIM	41	F. ant.	CCD A DALHUNDEN
16	F. ant.	SCHUTZENGIessen AM/ KRAFFT-ERST.	42	F. ant.	HELLWASSER A DALHUNDEN
17	F. ant.	SCHUTZENG. AV/ KRAFFT-ERSTEIN	43	F. ant.	ILL A LIGSDORF
18	F. ant.	LUTTER A BENFELD	44	F. ant.	ILL A BETTENDORF
19	A. rip.	HANFGRABEN A GERSTHEIM	45	F. ant.	ILL A SELESTAT
20	F. ant.	BRONNENWASSER, PONT D 131	46	F. ant.	ILL A BENFELD, PONT D 5
21	F. ant.	NEUERGRABEN A DAUBENSAND	47	F. ant.	ILL A ESCHAU, PONT D'OHNEHEIM
22	F. ant.	ZEMBS A HERBSHEIM	48	F. ant.	ILL A STRASBOURG
23	F. ant.	LACHTER, AMONT DE BOOFZHEIM	49	C. nig.	ILL A GAMBESHEIM
24	F. ant.	LACHTER, AVAL DE BOOFZHEIM			
25	F. ant.	LACHTER, AVAL DE GERSTHEIM			
26	F. ant.	SOURCE A RHINAU			

CCD: CONTRE CANAL DE DRAINAGE DU RHIN

F. ant.: *Fontinalis antipyretica*
 C. dan.: *Cinclidonus danubicus*
 C. nig.: *Cinclidonus nigricans*
 A. rip.: *Amblystegium riparium*

The selection of the sampling points was based on results obtained before using different methods of water-quality-investigation and river-aquifer interaction (hydrological tracer : Cl^- ; physico-chemical parameters : NO_3^- PO_4^{3-} ; phytosociological bioindication based on the river macrophytes).

The results, average concentrations of Hg in the mosses (dry weight) sampled during 1989 and 1990 (table II), show sectors of low ($< 0,05 \text{ mg Hg kg}^{-1}$) and sectors of higher (maximum $0,25 \text{ mg Hg kg}^{-1}$) contamination of the mosses from the groundwater-fed streams (fig. 2).

High mercury levels in the bryophytes are associated to sectors where the Rhine river injects contaminated surface-water through the channel bed of gravels into the aquifer. Low levels of Hg indicate non-contaminated and drainage sectors of the alluvial groundwater-table (fig. 3).

Sectors upstream the hydroelectric dams are highly vulnerable for the 'historical' mercury-pollution of the Rhine river at one hand, and also for pollutions by persistent toxic pollutants at the other hand. The level of the retention basins are about 5 to 15 m higher than that of the groundwater-table. The mass of the water-column produces the infiltration of contaminated river-water through the gravel-bed of the regulated Rhine river (fig. 3).

In the case of the Ill, highly contaminated by Hg, the functional floodplain is still flooded every year. In opposition to the Rhine river, the Ill doesn't transfer surface-water through the river bed. When the Ill is flooding, it apportis high quality water to the groundwater-table. The system «soil-vegetation» of this floodplain purifies the floodwater : the colloïdes of the soil (clay, limon) retains the mercury and other cations.

INTRODUCTION

Au travers d'une pollution mercurielle grave mais déjà ancienne (Carbiener 1977, Carbiener 1978) des eaux du Rhin et de l'Ill, cette étude compare les mécanismes d'échanges entre ces cours d'eau et leurs nappes riveraines.

L'impact de la pollution de l'eau par le mercure est visualisé par les teneurs du mercure (Hg) dans les bryophytes aquatiques accumulateurs de métaux lourds (Mouvet 1986) dans les eaux de surface du Rhin et de l'Ill et dans l'eau des rivières phréatiques, les «Brunnenwasser». En fonction des caractéristiques des points de

prélèvements, les mousses autochtones appartiennent aux espèces indiquées plus haut.

Le secteur d'étude s'étend suivant l'axe Sud-Nord de Huningue à Gamsheim pour le Rhin et de Ligsdorf jusqu'à la confluence pour l'Ill (fig. 1b).

Une zone comportant un réseau de stations de prélèvements plus important est étudiée dans l'ancien secteur des tresses et anastomoses du Rhin, aux échanges les plus actifs (Carbiener *et al.* 1988) à la hauteur de l'axe Rhinau – Benfeld (fig. 1c) qui correspond au «Grand Ried Central d'Alsace» au Sud de Strasbourg. Cette

Fig. 2. — Teneurs en mercure (Hg) des mousses aquatiques des rivières alimentées par la nappe phréatique.

Les teneurs (moyennes annuelles) sont représentées par des classes de concentrations.

Fig. 2. — Mercury — contents (Hg) in the aquatic mosses of the groundwater — Fed streams

The contents (annual mean-concentrations) are represented by concentration-classes.

Tableau II. – Moyennes annuelles des teneurs en mercure (Hg) des mousses aquatiquesLes teneurs sont exprimées en mg kg^{-1} de matière sèche (poids réel)**Table II. – Annual mean – concentration of mercury (Hg) in the aquatic mosses**The values are indicated as mg kg^{-1} of the dry weight (real weight of the organic matter)

		1989				1990		
SITE	MOY	n=x	Std	VAR	MOY	n=x	Std	VAR
1					0,03	1	-	
2					0,61	6	0,04	0,06
3					0,18	6	0,05	0,00
4					0,16	6	0,02	0,00
5					0,19	6	0,03	0,00
6					0,12	6	0,03	0,00
7					0,13	6	0,03	0,00
8	0,10	6	0,02	0,00	0,11	6	0,06	0,00
9					0,17	6	0,08	0,00
10					0,23	6	0,03	0,01
11					0,10	6	0,04	0,00
12					0,11	6	0,07	0,00
13					0,22	6	0,03	0,01
14					0,19	6	0,07	0,00
15					0,24	6	0,05	0,01
16	0,08	4	0,08	0,00	0,13	6	0,03	0,00
17					0,11	2	0,03	0,00
18	0,04	6	0,03	0,00	0,07	6	0,02	0,00
19	0,08	2			0,06	4	0,02	0,00
20	0,05	6	0,06	0,00	0,06	6	0,03	0,00
21	0,08	5	0,11	0,01	0,04	6	0,03	0,00
22					0,07	4	0,04	0,00
23					0,06	3	0,03	0,00
24					0,06	5	0,04	0,00
25	0,10	6	0,08	0,01	0,11	6	0,18	0,00

		1989				1990		
SITE	MOY	n=x	StD	VAR	MOY	n=x	StD	VAR
26	0,22	2			0,29	6	0,04	0,03
27	0,09	6	0,04	0,00	0,13	6	0,04	0,00
28	0,14	6	0,14	0,02	0,10	6	0,05	0,00
29	0,22	6	0,27	0,07	0,09	6	0,08	0,00
30					0,14	5	0,04	0,01
31					0,15	6	0,07	0,00
32					0,25	6	0,02	0,00
33	0,05	3	0,02	0,00	0,07	6	0,05	0,00
34					0,23	6	0,05	0,02
35	0,09	6	0,03	0,00	0,13	6	0,05	0,00
36					0,12	6	0,04	0,00
37	0,05	6	0,04	0,00	0,10	6	0,06	0,00
38	0,10	6	0,04	0,00	0,13	6	0,03	0,00
39	0,10	5	0,06	0,00	0,11	6	0,05	0,00
40	0,20	3			0,13	5	0,09	0,00
41					0,20	6	0,04	0,01
42					0,14	6	0,13	0,00
43					0,10	6	0,04	0,00
44					0,11	6	0,09	0,00
45					0,30	5	0,05	0,01
46	0,20	6	0,08	0,01	0,35	6	0,17	0,00
47	0,25	6	0,13	0,02	0,55	6	0,12	0,03
48	0,13	4	0,03	0,00	0,38	6	0,15	0,02
49					0,36	6	0,36	0,02

zone s'étend entre Krafft-Erstein au Nord et Schoenau au Sud. A l'Est et à l'Ouest, ce sont le Rhin et l'Ill qui constituent les limites de la zone étudiée en détail.

La problématique de cette étude peut être posée sous forme d'une question : « Est-ce qu'une pollution du Rhin ou de l'Ill par un micropolluant à fortes affinités pour les colloïdes sédimentaires constitue un risque pour la nappe phréatique, le réservoir en eau potable, en plaine d'Alsace ? »

La présente étude a été réalisée avec le concours de la Convention SANDOZ-CNRS (Groupe PIREN-EAU/Alsace).

1. - MATÉRIEL ET MÉTHODE

Après lavage des mousses aquatiques à l'eau du robinet et de l'eau bidistillée suivi d'un séchage à l'étuve (12 h, 60°C), les échantillons de mousse sèche sont minéralisés en milieu acide : 1 g de matière sèche + 20 ml HNO_3 concentré + 20 ml H_2SO_4 dilué au demi et saturé en KMnO_4 , pendant 48 h à 70°C. Par la suite, l'excès de KMnO_4 et le Hg sont réduits à l'aide de 20 ml de $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ (3,5%).

Le dosage du Hg est effectué suivant la technique à « vapeur » froide sur un spectrophotomètre IL 357. Les teneurs en Hg dans les bryophytes autochtones ou transférés sont calcu-

lées pour le poids réel en matière organique en soustrayant le résidu sec du minéralisat filtré de la pesée initiale. Quand nous parlons de la matière sèche (m.s.), il s'agit toujours du poids réel.

Les moyennes annuelles (tabl. II) calculées à partir des teneurs déterminées pour les 6 campagnes de prélèvements de 2 mois d'intervalle servent à délimiter des secteurs suivant des classes de concentrations égales en Hg dans les bryophytes autochtones qui appartiennent à une des quatre espèces utilisées.

La présence de sources de pollution autres que celle de l'apport du mercure par l'eau d'infiltration du Rhin ou de l'Ill peut être formellement exclue dans la zone d'étude.

L'interprétation des résultats est basée sur l'utilisation du Facteur de Contamination (FC) tenant compte de la valeur d'un site amont non pollué d'une rivière (Mouvet 1986). Le but de cette étude est d'élucider le fonctionnement hydrologique rivière-nappe et non de déterminer le niveau de pollution en utilisant la valeur de référence standard qui sert à calculer le Facteur de Pollution (FP) (Mouvet 1986).

Nous appliquons la cartographie thématique indiquant les zones à faibles ($< 0,05 \text{ mg Hg kg}^{-1}$), moyenne ($0,05 - 0,20 \text{ mg Hg kg}^{-1}$) et fortes ($> 0,20 \text{ mg Hg kg}^{-1}$) teneurs en mercure dans les bryophytes prélevés dans les eaux de surface des deux cours d'eau principaux (Rhin, Ill) et

dans les « rivières phréatiques », c'est-à-dire dans des cours d'eaux alimentés exclusivement ou quasi exclusivement par l'eau des nappes riveraines rhénanes et ellanes (fig. 2).

A partir de la distribution des zones, le déplacement de l'eau souterraine est déduit en tenant compte des particularités géomorphologiques et hydrologiques (aménagement, tracé du lit du cours d'eau, matériaux du lit...) et des acquis antérieurs.

Les principes du fonctionnement hydrologique – cours d'eau – nappe phréatique – sont ainsi schématisés (fig. 3).

Un traitement des données par analyse factorielle par composantes principales (ACP) est prévu pour déterminer dans quelle mesure les paramètres qualitatifs (espèce de mousse, distance de la rivière phréatique du Rhin, matériaux du lit, type de cours d'eau, niveau de la surface de la rivière par rapport au niveau d'eau dans le Rhin canalisé, recouvrement du sol) et les paramètres quantitatifs (profondeur d'immersion, colmatage des feuilles par les dépôts, la quantité des pousses vertes, la vitesse du courant au point de prélèvement, la température...) influent sur les modalités d'échanges rivière-nappe dans notre zone d'étude.

2. – RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.1. Le fonctionnement des échanges Rhin canalisé - nappe d'après le descripteur hydrologique mercure (Hg)

Pour tous les prélèvements confondus, les teneurs mercurielles des mousses aquatiques se situent entre la teneur minimale de $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$ (stations 20 et 21 au mois de mai 1989, stations 18, 20, 21, 29, 37 en juillet 1989)) et la concentration maximale de $1,04 \text{ mg kg}^{-1}$ (m.s.) à la station 2 en novembre 1990. Après calcul des moyennes annuelles ($n = 6$, 1990) qui intègrent les variations saisonnières, les teneurs se situent entre la concentration minimale de $0,04$ (station 21) et la valeur maximale de $0,61 \text{ mg kg}^{-1}$ de matière sèche (station 2).

Les mousses de la rivière III montrent, avec la moyenne annuelle maximale de $0,55 \text{ mg kg}^{-1}$, des teneurs très fortes en Hg. Le « bruit de fond » pour le Hg avec $0,10 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ est un peu plus important dans l'III (station 43 à 2 km de la source) que dans le Rhin, pour lequel nous ne disposons malheureusement que d'une analyse ponctuelle dans la partie amont de son cours, à Schaffhouse au mois de juillet 1990 avec la teneur de $0,03 \text{ mg Hg kg}^{-1}$.

L'III est un cours d'eau fortement contaminé tout au long de son cours à partir de l'aval de Mulhouse, le facteur de concentration (FC : Teneur trouvée dans une mousse à un point

du cours d'eau/Teneur de la mousse du point amont sans pollution) est en moyenne de 4,7 pour l'année 1990.

Le Rhin montre des concentrations plus élevées encore surtout à l'aval des agglomérations urbaines et industrielles de Bâle, mais aussi à l'aval de Strasbourg. Les FC de ces stations sont de 15,7 à Huningue (station 2) et de 11,3 à Gamsheim (station 15) pour la campagne de prélèvement de juillet 1990. A cette période de l'année, l'III montre un FC moyen, pour tous les sites aval confondus, de 5,9 variant entre 4,2 et 9,0.

Les rivières phréatiques étudiées dans le secteur entre l'III et le Rhin à 30 km au Sud de Strasbourg montrent des teneurs très variables en Hg dans les bryophytes. Les rivières phréatiques du secteur central, à mi-chemin entre l'III et le Rhin, montrent les teneurs les plus faibles avec $0,04 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ comme moyenne annuelle à la station 21, le Neuergraben à Daubensand. Cette moyenne annuelle est plus faible que la « valeur de référence standard » de $0,08 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ pour les bryophytes provenant d'une rivière exempte de pollution indiquée chez Mouvet (1986). Pour les rivières phréatiques ellanes nous trouvons également des teneurs faibles en Hg dans les mousses ($0,06$ à la station 20 et $0,07 \text{ mg kg}^{-1}$ à la station 18). Les plus grandes variations des concentrations mercurielles dans les bryophytes concernent les rivières phréatiques de la frange rhénane. Les teneurs y varient de $0,04$ dans le Hanfgraben (*Amblystegium riparium*), une rivière

qui se situe à la limite externe de la frange rhénane de la nappe phréatique, à $0,62$ (station 26) mg kg^{-1} dans la mousse (*Fontinalis antipyretica*) d'une source située dans le coude de Rhinau à environ 200 m à vol d'oiseau du Rhin.

Le long du Rhin, les zones ponctuelles à fortes concentrations en Hg dans les mousses du secteur d'étude se situent au niveau des résurgences de nappe telle la source du « Contre Canal de Drainage du Rhin » (pK 246), station 34 avec la teneur moyenne annuelle en 1990 de $0,23$ ($0,14 - 0,62$) mg Hg kg^{-1} à la hauteur de Sundhouse/Schoenau ou dans le coude de Rhinau (station 26). Il en est de même pour certains bras du Rhin transformés en « rivières phréatiques » par la canalisation (Carbiener 1984), en particulier, en aval de Rhinau : les bryophytes dans la partie aval de l'Altwasser (station 31), qui contiennent en moyenne $0,25$ ($0,14 - 0,36$) mg Hg kg^{-1} et ceux du Brunnenwasser (station 29) qui montrent en 1989 la teneur moyenne de $0,22$ ($0,01 - 0,76$) mg Hg kg^{-1} . Les mousses des autres rivières phréatiques rhénanes révèlent des teneurs moins fluctuantes et plus faibles au cours de l'année.

Le Rhin a été sujet à des pollutions importantes par le mercure dans les années 1970 (Carbiener 1978) et il reste sujet à des pollutions chroniques et/ou accidentelles jusqu'à nos jours (Guttinger & Stumm 1990).

En relation avec ces pollutions, les sédiments ont stocké une charge toxi-

que importante de micropolluants dont le Hg, qui y réside essentiellement sous forme non soluble, donc non biodisponible (Foerstner & Mueller 1974, Foerstner & Wittmann 1981, Oehme 1978, Warren 1981, André & Lascombe 1987).

Des processus de relargage peuvent être engendrés par : la mise en suspension des sédiments fins qui est accompagnée d'une augmentation des teneurs en oxygène, la présence d'ions chlore, la variation du pH, du rH... et surtout l'alkylation par l'activité microbienne (Wood 1975) produisant du Hg^+CH_3 très mobile, stable dans l'eau et ultra-toxique pour les organismes vivants. Ces processus produisent une augmentation des teneurs mercurielles dans l'eau surnageante, surtout à proximité des sédiments (Friberg & Vostal 1972, Warren 1981, Luoma 1983, Calmano *et al.* 1983, Behra 1987, Strauss 1991).

En ce qui concerne le Rhin, les rejets des mines de Potasse d'Alsace apportent des chlorures : les teneurs en chlorures dans le Rhin se situent à environ 150 mg l^{-1} (Robach *et al.* 1991) et contribuent au relargage du mercure sous forme de HgCl_4 .

Dans les secteurs où le Rhin injecte de l'eau dans la nappe phréatique, du Hg risque d'être apporté avec le courant d'eau d'injection. Il risque de cette façon de contaminer la nappe, donc l'eau potable.

Les moyennes annuelles des teneurs en Hg dans les mousses aquatiques de la zone d'étude permettent

de déterminer des zones à teneurs différentes (fig. 2). Les stations qui montrent des teneurs élevées se situent pour toute l'année dans les mêmes secteurs (fig. 2) même si des variations saisonnières existent.

Il s'agit de zones d'infiltration d'eau du Rhin dans la nappe riveraine décelées par des mesures piézométriques (BRGM 1978), par des traceurs hydrologiques (Cl^-) et des descripteurs hydrologiques (NO_3^- , PO_4^{3-}) (Carbiener *et al.* 1988, Carbiener & Trémoilières 1990, Robach *et al.* 1991). Ces zones à teneurs supérieures à $0,2 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ dans les bryophytes se situent juste en amont des îles inondables du Rhin (Ile de Rhinau au Sud, Ile de Gerstheim au Nord), à la hauteur des biefs de rétention d'eau. Au niveau de ces retenues d'eau liées aux aménagements hydroélectriques, la surface de l'eau du Rhin canalisé surplombe celui de la nappe phréatique d'environ 5 à 15 m. La charge qui en résulte et le fait que le lit mineur du Rhin soit constitué de galets et de graviers (Carbiener 1978) permet à cet endroit le passage de l'eau du Rhin directement dans la nappe (fig. 3).

La situation inverse se présente juste à l'aval des barrages hydroélectriques. Dans ce cas, le niveau d'eau du canal de fuite, à l'exception des périodes de crues, est inférieur à celui de la nappe riveraine. Dans ce secteur, le Rhin draine la nappe phréatique. Ce drainage produit un appel d'eau très pure (stations 22, 23) du secteur central (fig. 2 et 3), à mi-che-

min entre l'III et le Rhin (Carbiener 1978, Carbiener & Trémolières 1990) qui dilue les filtrats rhénans (stations 34, 35, 37) au cours de leur déplacement vers l'aval.

Au niveau du barrage hydroélectrique même, l'infiltration d'eau du fleuve dans la nappe semble très faible (station 37). Le barrage fonctionne comme une trappe à sédiments (Ramade 1981) qui colmatent le lit, empêchent l'infiltration d'eau de surface dans l'aquifère et ralentissent les transferts d'ions et des molécules adsorbées.

2.2. Le fonctionnement fondamentalement différent des échanges avec la nappe au niveau de l'affluent III qui possède un vaste champ d'inondation (lit majeur) fonctionnel

L'III, rivière également fortement contaminée par le mercure, montre une situation bien différente. Malgré les fortes teneurs en Hg des bryophytes des stations dans l'III (stations 45, 46, 47), les concentrations de mercure dans les mousses prélevées dans les rivières phréatiques «ellanes», c'est-à-dire drainant la nappe du champ d'inondation, montrent des teneurs mercurielles faibles à très faibles. Celles-ci ne dépassent pas $0,07 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ (stations 18, 20). Pourtant, le point de prélèvements dans la Lutter (station 18) se trouve à 150 m à vol d'oiseau de l'III qui présente des teneurs en Hg dans les

mousses qui sont 5 fois plus importantes (tableau II, figure 2, 3).

La répartition du Hg dans ce secteur confirme les résultats acquis antérieurement sur la base de méthodes d'investigation différentes : les niveaux piézométriques (BRGM 1978), les traceurs hydrologiques comme les chlorures (Krause & Carbiener 1975), les paramètres physico-chimiques de l'eutrophisation des eaux : NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , DCO et l'étude phytosociologique parallèle (Carbiener *et al.* 1988, Carbiener & Trémolières 1990, Robachetal 1991).

Dans le secteur d'étude du « Grand Ried de l'III », l'III ne donne pas lieu à des infiltrations d'eau de surface dans son lit mineur. La nappe est rechargée par l'III lors des périodes de crue à la fin de l'hiver et au début du printemps par son champ d'inondation fonctionnel. L'infiltration des eaux de crue à travers les sols argilo-limoneux, qui fonctionnent comme une colonne chromatographique, assure leur épuration et donc une recharge de la nappe en eau d'excellente qualité (Carbiener 1978, Cloots-Hirsch 1986).

Vu le caractère peu ancien de la contamination importante de l'III par le mercure, il faut craindre surtout des effets à long terme : i) par effet de saturation, le sol risque de perdre peu à peu sa capacité d'épurer l'eau, ii) en conséquence le sol risque d'être trop contaminé et devient inutilisable pour les cultures et iii) la qualité de l'eau phréatique risque de se dégrader, ce qui nuierait à sa qualité d'eau potabilisable.

CONCLUSION

Les résultats présents contribuent à montrer qu'un fleuve canalisé qui présente les mêmes caractéristiques de vulnérabilité que le Rhin, constitue, en cas de pollution accidentelle ou d'une contamination chronique par des substances persistantes, une source de contamination potentielle pour la nappe phréatique riveraine. Bien d'autres travaux le confirment (Carbiener & Trémolières 1990, Robach *et al.* 1991).

Des contaminations à court terme sont à craindre suite à une pollution chronique importante surtout au niveau des coudes du Rhin et au niveau des retenues d'eau des barrages hydroélectriques où le polluant risque d'atteindre la nappe phréatique avec les filtrats rhénans.

Dans le cas d'un cours d'eau peu aménagé et à lit majeur fonctionnel, qui ne montre pas la même vulnérabilité que le Rhin, les risques pour l'eau souterraine se situent surtout à l'échelle du long terme.

BIBLIOGRAPHIE

- André B. & Lascombe C., 1987. Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau : les sédiments et les bryophytes. *Sciences de l'Eau*, 6 : 225-247.
- Behra Ph., 1987. *Etude du comportement d'un micropolluant métallique – le mercure – au cours de sa migration à travers un milieu poreux saturé : identification expérimentale des mécanismes d'échanges et modélisation des phénomènes*. Thèse de doctorat. Institut de mécanique des fluides, Université Louis Pasteur, Strasbourg : 115 pp.
- B.R.G.M., 1978. *Invasion des eaux rhénanes dans la nappe phréatique*. Référence 78 SGN SGAL – 0133.
- Calmano W. & Förstner U., 1983. Chemical extraction of heavy metals in polluted river sediments in Central Europe. *Sci. Total Environ.* 28 : 77-90.
- Carbiener R., 1977. Serious Mercury Pollution of the Rhine and its tributaries in Alsace proved by ecological evidence : *The role of fish and birds of prey as detectors*. Proceedings of the International Symposium in Tokyo on protection of the Environment and Excursion on Vegetation Science through Japan. June 5-7, 1974. Editors : Miyawaki A., Tüxen R.; Maruzen Co., LTD., Tokyo 1977 : 201-206.
- Carbiener R., 1978. *Etude écologique de la pollution par le mercure du bassin du Rhin en Alsace et de son évolution. 1973-1977*. Etablissement Public Régional – Université Louis Pasteur, Région Alsace, Service Régional d'Aménagement des Eaux, Strasbourg et Colmar : 143 pp.
- Carbiener R., 1983. Le grand ried central d'Alsace : écologie et évolution d'une zone humide d'origine fluviale rhénane. *Bull. d'Ecologie* 14(4) : 249-277.
- Carbiener R. & Trémolières M., 1990. The Rhine rift valley groundwater – river interactions : Evolution of their susceptibility to pollution. *Regulated Rivers : Research & Management*, 5 : 375-389.
- Carbiener R., Trémolières M., Ortscheit A., Klein J.P., 1988. Contamination des eaux souterraines par les nitrates. Incidences de l'agriculture sur la qualité des eaux souterraines et mesures de protection. « *Associations végétales biorévélatrices des échanges hydrologiques eaux-sol-eaux souterraine* ». Colloque franco-allemand, 6 octobre 1988, Université de Stuttgart & Univer-

- sité Louis Pasteur, Strasbourg; cahier 71 : 171-200.
- Cloots-Hirsch A.R., 1986. *Echanges nappe – rivières et genèse des inondations dans le Ried Central de l'Il (Alsace) : Premiers résultats*. Crues et inondations (genèse, méthodes d'étude, impact et prévention). Actes du Colloque de Strasbourg : 16-18 octobre 1986, édité par : C.E.R.E.G., Université Louis Pasteur, Strasbourg : 47-60.
- Förstner U. & Müller G., 1974. *Schwermetalle in Flüssen und Seen*. Springer Verlag, Berlin : 225 pp.
- Förstner U. & Wittmann G.T.W., 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Verlag, Berlin : 486 pp.
- Friberg L. & Vostal J., 1972. *Transport and transformation of Mercury in nature and possible routes of exposure*. Mercury in the Environment CRC Press, Cleveland, Ohio : 15-27.
- Guttinger H. & Stumm J., 1990. Ökotoxikologie am Beispiel der Rheinverschmutzung durch den Chemie – Unfall bei Sandoz in Basel. *Naturwissenschaften* 77 : 253-261.
- Krause W. & Carbiener R., 1975. Die Chloridkonzentration in den Gewässern der Oberrheinebene und ihrer Randgebiete. Sonderdruck aux « *Erdkunde, Archiv für wissenschaftliche Geographie* », 29(4), Bonn : 267-277.
- Luoma S.N., 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms – A Review. *The Science of the Total Environment*, 28, Elsevier, Amsterdam : 1-22.
- Mouvet C., 1986. *Métaux lourds et mousses aquatiques*. Synthèse méthodologique. Laboratoire d'écologie. Université de Metz. Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse : 110 pp.
- Oehme F.W., 1978. *Toxicity of heavy metals in the environment 1*. – Ed. M. Dekker, New York, Basel : 356 pp.
- Ramade F., 1981. *Ecologie des ressources naturelles*. Ecologie appliquée et sciences de l'environnement 4, Masson, Paris : 322 pp.
- Robach F., Eglin I., Carbiener R., 1991. Hydrosystème rhénan : évolution parallèle de la végétation aquatique et de la qualité de l'eau (Rhinau). *Bull. d'Écol.* 22 (1) : 227-241.
- Strauss J.M., 1991. *Etude du comportement d'un micropolluant métallique – le Mercure – au cours de son transport en milieux poreux saturé. Etude des risques de contamination des eaux souterraines par percolation à travers les sédiments contaminés. Approche expérimentale des mécanismes d'échanges, influence de la concentration*. Thèse de doctorat, Institut de mécanique des fluides, Université Louis-Pasteur, Strasbourg : 121 pp.
- Warren L.J., 1981. Contamination of Sediments by Lead, Zinc and Cadmium : A Review. *Environmental Pollution, Series B*, 2(6) : 401-436.
- Wood J.M., 1975. *Metabolic Cycles for Toxic Elements in the Environment*. Heavy metals in the Aquatic Environment. An International Conference, Edited by : Krenkel, P.A.; Pergamon Press, New York : 105-112.