Acidification des ruisseaux du massif vosgien et contamination métallique (Al, Mn, Pb, Cd): mise en évidence dans l'eau et dans des bryophytes transplantées

Use of transplanted mosses to monitor trace metals in acidic headwater streams in Vosges mountains.

B. Claveri, F. Guérol, J.C. Pihan*

* Centre de Recherches Ecologiques Université de Metz. Laboratoire d'Ecotoxicologie, B.P. 4116 57040 Metz Cedex 01

Résumé. – Des transplants de mousses aquatiques *Hygrohypnum ochraceum* ont été utilisés pour mettre en évidence une éventuelle contamination métallique de 13 cours d'eau du massif vosgien présentant des degrés d'acidification différents. Les ruisseaux sont situés en amont de toute activité agricole, industrielle et urbaine. L'aluminium et le manganèse, deux métaux issus de la géologie locale, et le cadmium et le plomb provenant essentiellement des dépôts atmosphériques, ont été recherchés dans l'eau et dans les bryophytes.

Les données sont traitées en terme de concentrations dans l'eau et dans les bryophytes, de facteurs d'accumulation et de facteurs de pollution en fonction du pH, et comparées à des valeurs de référence. L'utilisation de cette méthode indirecte de mise en évidence de contamination par les métaux est discutée dans le cas particulier de l'acidification.

Mots-clés. – acidification, métaux, bryophytes transplantées, facteur de pollution, facteur d'accumulation.

Abstract. – Transplanted bryophytes (*hygrohypnum ochraceum*) were used to monitor metal contamination in thirteen streams draining catchments where acidification processes were observed. All the monitoring sites were located (within unpopulated areas). Al and Mn, originating from the local geology and Pb and Cd, originating from atmospheric fallout, have been monitoring in water and moss samples. Pollution ration and enrichment ratio were calculated for each stream. Metal levels in water and mosses were closely related to pH, except for Cd. The suitability of this method in the particular case of surface water acidification is discussed.

Key words. – acidification, metals, transplanted bryophytes, enrichment ratio, pollution ratio.

1 INTRODUCTION

L'acidification des eaux de surface, conséquence des émissions anthropiques dans l'atmosphère de NO_x et SO_2 représente un problème écologique d'ampleur internationale. En France, il semble que seul le massif vosgien possède les caractéristiques édaphiques permettant le développement de processus d'acidification. L'impact des eaux acides sur les communautés biologiques se traduit par de nombreuses perturbations des peuplements zooplanctoniques (Hobæk et Raddum, 1980), algues (Stokes, 1986), de macroinvertébrés (Sutcliffe et Carrick, 1973), de poissons (Leivestad et Muniz, 1976; Matuzek et Beggs, 1988) et de batraciens (Freda *et al.*, 1991) consistant le plus souvent en une diminution de la richesse spécifique et/ou de l'abondance.

De nombreux travaux ont montré que l'aluminium résultant du lessivage des sols, est un facteur clé impliqué dans la toxicité des eaux (Brown, 1983; Neville, 1985; Clark et Hall, 1985). D'autres métaux potentiellement toxiques pour les organismes sont également susceptibles d'être mobilisés (Van Coillie *et al.*, 1984; Nelson et Campbell, 1991) notamment lors d'événements météorologiques particulièrement critiques pour l'environnement tels que la fonte des neiges et les pluies survenant à la suite de conditions anticycloniques stables sur une longue période. Ainsi, les concentrations en métaux traces dans l'eau subissent des fluctuations

temporelles souvent difficiles à percevoir. De plus, les seuils de détection des techniques analytiques usuellement employées ne permettent pas systématiquement de mettre en évidence une contamination métallique dans des échantillons d'eau prélevés ponctuellement. Le recours à des méthodes biologiques indirectes s'avère alors souvent indispensable. Par exemple, les capacités d'accumulation des macrophytes aquatiques ont été mises à profit pour détecter des pollutions par les métaux (Franzin et McFalan, 1980; Sprenger et McIntosh, 1989). Dans ce domaine l'intérêt particulier des bryophytes aquatiques a été démontré par Wehr *et al.*, (1983), Wehr et Whitton (1983) Mouvret (1984). Mais leur utilisation jusqu'à présent n'a concerné que des cours d'eau subissant des rejets de type industriel.

Dans cette étude, nous avons testé la possibilité d'utiliser des mousses aquatiques transplantées pour détecter la présence éventuelle de contamination métallique induite par les retombées atmosphériques acides, dans des cours d'eau situés en tête de bassin versant sensibles à l'acidification.

2 MATÉRIELS ET MÉTHODES

13 cours d'eau du massif vosgien ont été choisis pour leurs valeurs contrastées de pH. Les stations prospectées sont situées entre 660 et 1 020 mètres d'altitude et en amont de toute activité industrielle, agricole et urbaine. Des échantillons d'*Hygrohypnum ochra-*

ceum, espèce orophile répandue dans les Vosges (Mouvet, 1986), sont prélevés dans un des 13 cours d'eau (station non acidifiée) servant de référence, et lavés une première fois sur place pour en éliminer les matières exogènes. Un aliquot de 15 grammes frais est conservé afin de déterminer les concentrations initiales en métaux. Le reste est réparti en lots d'environ 15 grammes de poids frais et transplanté sur les 13 stations pendant 1 mois dans des paniers en plastique de maille 10 mm. Durant cette période, 3 campagnes de mesures physico-chimiques ont été effectuées. A chacune d'elles, le pH est mesuré à l'aide d'une électrode spécifique en verre pour des eaux faiblement minéralisées. Deux séries d'échantillons d'eau sont prélevées dans des flacons en polyéthylène dont l'une est acidifiée pour le dosage des métaux en spectrophotométrie d'absorption atomique.

Ramenées au laboratoire après 1 mois d'exposition, les mousses sont lavées à l'eau désionisée sous pression (1,7 bar) puis séchées pendant 24 heures à 60 °C. Chaque lot est ensuite divisé en 3 sous-échantillons de 300 mg de poids sec puis minéralisé par HNO₃ (9 ml, 4M), à 70 °C pendant 24 heures dans des tubes en polystyrène cristal hermétiquement fermés. Après un ajout de 10 ml d'eau distillée puis une centrifugation à 1500 tr/mm pendant 15 minutes, les métaux sont dosés dans le surnageant par spectrophotométrie d'absorption atomique en mode flamme ou four selon le cas.

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Evolution des concentrations en Al, Mn, Pb et Cd dans l'eau

Les concentrations en Al, Mn et Pb dans l'eau sont significativement plus élevées dans les cours d'eau ayant des problèmes d'acidification (figure 1). Par contre, en ce qui concerne le Cd, aucune différence significative n'est notée en fonction du pH.

L'augmentation des concentrations en aluminium dans les cours d'eau acidifiés est un phénomène classiquement observé qui résulte de la mobilisation des métaux sous l'impact des dépôts atmosphériques acides (Borg *et al.*, 1989, McAvoy, 1989). Dans 7 des 13 cours d'eau, les concentrations observées sont supérieures au maximum acceptable fixé par la C.E.E. (200 µg/L), la valeur guide étant égale à 50 µg/L pour les eaux de consommation.

La plupart des études hydro-chimiques sur l'acidification ont porté un intérêt particulier à l'aluminium ce qui, à priori, semble logique compte tenu des valeurs extrêmement élevées qui sont une des conséquences les plus marquantes de l'acidification. Cependant, à l'instar de l'aluminium, d'autres métaux peuvent aussi être mobilisés. C'est le cas dans notre étude du manganèse et du plomb. Ce dernier est particulièrement intéressant en raison d'une part, de son origine atmosphérique et d'autre part, de sa toxicité potentielle. Si on n'observe pas de relation significative entre le pH et les

Fig. 1. - Variations des concentrations en Al, Mn, Pb et Cd en fonction du pH.
Fig. 1. - Relation between aqueous Al, Mn, Pb, Cd concentrations and pH.

concentrations en Cd dans l'eau, contrairement à ce qui a été rapporté dans de précédentes études (Borg, 1988; Sprenger et McIntosh, 1989), les concentrations maximales relevées sont supérieures à celles observées sur des sites considérés comme non contaminés (0,10 - 0,23 $\mu\text{g/L}$) et utilisés comme sites de référence (Kelly *et al.*, 1987).

Toutefois, les concentrations métalliques observées ne sont que le reflet de mesures ponctuelles. Il est permis de supposer que ces valeurs peuvent être plus élevées lors des chutes de pH, parfois brèves (à l'échelle horaire) caractérisant certains événements hydrométéorologiques (Guérod, 1992). C'est la raison pour laquelle, en parallèle du suivi des métaux dans l'eau, nous avons utilisé des bryophytes aquatiques qui ont la propriété d'intégrer dans le temps les fluctuations des teneurs dans l'eau.

3.2 Utilisation des bryophytes aquatiques transplantés

Les figures 2a, b, c et d représentent les concentrations moyennes dans les mousses ($n = 3$) et dans l'eau ($n = 3$) pour chaque station étudiée. A l'augmentation des teneurs en Al dans l'eau correspond une augmentation des concentrations dans les mousses dont les valeurs sont comprises entre 4501 et 13228 $\mu\text{g/g p.s.}$ (figure 2a). On observe une corrélation positive entre les concentrations dans l'eau et dans les mousses ($r = 0,71$; $p < 0,01$). A l'inverse de l'aluminium, l'accumulation du manganèse est corrélée

négativement aux concentrations moyennes dans l'eau ($r = -0,82$; $p < 0,001$). On remarque notamment que les mousses transplantées dans les cours d'eau dont le pH est inférieur à 6,0 ont relargué jusqu'à 60% de la quantité présente dans l'échantillon initial (figure 2b). Les concentrations en Pb dans les mousses sont d'autant plus importantes que le cours d'eau est acidifié (figure 2c) et sont le reflet des concentrations moyennes dans l'eau ($r = 0,72$; $p < 0,01$). Pour les stations dont le pH moyen est inférieur à 5,5, l'accumulation du Pb dans les mousses apparaît 5 fois plus élevée par rapport à la concentration du site de référence où, après 1 mois d'exposition, les concentrations en Pb n'ont pas varié. En ce qui concerne le cadmium, tous les transplants sauf deux ont relargué, relargage d'autant plus important que le pH est acide. On observe d'ailleurs une corrélation positive entre les valeurs de pH et les concentrations en cadmium dans les mousses ($r = 0,78$, $p < 0,001$).

Afin de faciliter l'interprétation des résultats obtenus avec les mousses, Mouvet (1986) a établi des classes de qualité. Celles-ci ont été déterminées à partir du calcul du facteur de pollution (F_p : concentration dans les mousses après exposition/ concentration de référence en $\mu\text{g/g p.s.}$). Conformément aux recommandations de Mouvet (1986), la concentration de référence choisie pour nos calculs est la concentration initiale obtenue sur le site de référence de notre étude si celle-ci est inférieure à la concentration de référence standard établie, ex-

Fig. 2a. – Concentrations moyennes en aluminium dans l'eau et les mousses sur les 13 stations. (.....) concentration initiale en Al (5 160 µg/g) dans les mousses.

Fig. 2a. – Means aluminium values in water and moss concentrations on the 13 sites. (.....) Initial Al (5 160 µg/g) moss concentration.

ception faite de Al et Mn pour lesquels il n'existe pas de référence standard. Dans ce cas, les concentrations initiales obtenues sur le lot témoin avant exposition (5 160 µg Al/g p.s. et 1 550 µg Mn/g p.s.) sont retenues pour les calculs des Fp.

Pour la station la plus acidifiée des 13 étudiées, les Fp calculés sont respectivement de 2 et 0,5 pour Al et Mn, alors que les concentrations dans l'eau sont respectivement 7 et 8 fois supérieures à la station de référence. La variation des concentrations dans l'eau entre ces deux stations ne se traduit pas par une augmentation en proportion des concentrations dans

les mousses. On remarque notamment dans le cas du Mn, un Fp égal à 0,5, synonyme de relargage, alors que la concentration dans l'eau entre la station de référence et la station la plus acidifiée est multipliée par 7. Les concentrations en Al et Mn dosées dans les transplants ne reflètent pas le niveau de contamination atteint sur les stations acidifiées par rapport à la station de référence. Cette observation, qui peut être étendue aux autres stations, va à l'encontre de l'hypothèse selon laquelle les mousses aquatiques accumulent d'autant plus un métal que sa concentration dans l'eau augmente (Mouvet *et al.*, 1987;

Fig. 2b. — Concentrations moyennes en manganèse dans l'eau et les mousses sur les 13 stations. (.....) concentration initiale en Mn (1 550 µg/g) dans les mousses.

Fig. 2b. — Means manganese values in water and moss concentrations on the 13 sites. (.....) Initial Mn (1 550 µg/g) moss concentration.

Wehr *et al.*, 1987). L'évolution des concentrations en Al et Mn dans les mousses rejoint les observations de Havas et Hutchinson (1987) et Lethonen (1989) sur des bryophytes autochtones mais s'oppose, à propos de Al uniquement, aux résultats de Caines *et al.*, (1985). L'augmentation des concentrations en Pb dans les mousses, proportionnelle aux teneurs dans l'eau, est importante puisque, selon la grille de qualité de Mouvet (1986), le Fp égal à 11, calculé sur la station la plus acide, est synonyme de pollution certaine (classe 3, tableau I). Il est à noter que ce facteur serait égal à 63 et placerait le cours

d'eau en classe 4 selon la grille d'interprétation suédoise (Swedish Environmental Protection Agency, 1991), la concentration de référence étant inférieure (3 µg/g p.s.). Le relargage observé de Cd par les mousses se traduit par une diminution du Fp qui passe de 2,4 à 1,6 dans le cours d'eau le plus acidifié (conc. initiale = 1 µg/g p.s., tableau I). L'utilisation des références suédoises entraînerait un déclassement de 5 des 13 cours d'eau qui seraient alors considérés, d'après la grille de qualité (classe 4, tableau I), comme contaminés. La désorption de Cd en milieu acide peut être expliquée par la mobilisation

Fig. 2d. — Concentrations moyennes en cadmium dans l'eau et les mousses sur les 13 stations. (.....) concentration initiale en Cd (2,4 µg/g) dans les mousses.

Fig. 2d.— Means cadmium values in water and moss concentrations on the 13 sites. (.....) Initial Cd (2.4 µg/g) moss concentration.

d'autant plus facile que de faibles concentrations en protons suffisent à inhiber son adsorption sur divers sites de surface (Campbell & Evans, 1987; Lodenius, 1990).

L'accumulation des métaux par les mousses peut être décrit par le facteur de concentration (Fc) qui exprime la capacité accumulatrice de ces organismes. Ce facteur, nombre sans dimension, s'obtient par le rapport entre la concentration dans les mousses en µg/kg p.s. / concentration moyenne d'exposition exprimée µg/L. Le Fc d'Al et Mn diminue lorsque la concentration en protons augmente (figure 3a & 3b) contrairement

au Fc du Pb (figure 3c). Le calcul du Fc de Cd ne permet pas de dégager une tendance liée à l'évolution du pH du milieu (figure 3d). La diminution des capacités d'accumulation de Al et Mn par les mousses peut être attribuée à une compétition pour les sites d'adsorption entre ces métaux et d'autres cations. Une étude des capacités d'accumulation du genre *Sphagnum* a permis de classer les cations par ordre croissant d'affinité: $\text{Na}^+ < \text{K}^+ < \text{Ca}^{++} < \text{Cd}^{++} < \text{Pb}^{++}$ (Breuer et Melzer, 1990). L'affinité et le pouvoir de complexation plus faible des cations majeurs (alcalins et alcalino-terreux) pour les sites d'ad-

Fig. 3a. – Evolution du facteur de concentration (Fc) de Al par les mousses.
Fig. 3a. – Evolution of the moss Al concentration factor (Fc).

Fig. 3b. – Evolution du facteur de concentration (Fc) de Mn par les mousses.
Fig. 3b. – Evolution of the moss Mn concentration factor (Fc).

Fig. 3c. — Evolution du facteur de concentration (F_c) de Pb par les mousses.

Fig. 3c. — Evolution of the moss Pb concentration factor (F_c).

Fig. 3d. — Evolution du facteur de concentration (F_c) de Cd par les mousses.

Fig. 3d. — Evolution of the moss Cd concentration factor (F_c).

sorption par rapport aux cations métalliques, nous permet de négliger l'effet compétiteur éventuel de ces éléments dont les teneurs sont faibles et relativement stables dans les cours d'eau acides. En suivant l'évolution du Fc de Al en parallèle avec l'évolution des concentrations molaires en Al et H⁺ dans l'eau, on remarque une nette diminution des capacités d'accumulation des mousses sur les stations où la concentration molaire en protons égale puis dépasse la concentration en Al. Le même phénomène intervient dans le cas de Mn sur les stations dont la concentration molaire en protons est au moins 7 fois supérieure à celle du métal. Aucun effet n'est par contre relevé sur les capacités d'accumulation du Pb par les mousses. Les observations concernant Al et Mn tendent à confirmer l'hypothèse selon laquelle la diminution des capacités d'accumulation du métal par les mousses est due à la compétition entre les métaux et les protons pour les sites d'adsorption (Whitton *et al.*, 1982; Caines *et al.*, 1985). On peut ainsi classer les métaux dans l'ordre croissant où l'on observe une action sensible de la concentration en protons sur l'accumulation: $Pb \lll Mn < Al$. Les capacités d'accumulation du Pb par les mousses ne sont pas affectées par les concentrations en protons. L'environnement physico-chimique acide favorise la prédominance d'une ou des formes accumulables (Borg, 1988; Nelson et Campbell, 1991; Scheuhammer, 1991) ce qui peut

expliquer la concentration maximale de 188 µg/g p.s. reflétant un niveau de contamination rencontré habituellement en aval de sites industriels.

4 CONCLUSION

L'acidification des cours d'eau s'accompagne d'une augmentation des concentrations dans l'eau en Al, Mn et Pb, lessivés des sols environnants. Les concentrations maximales en plomb observées méritent une attention particulière du fait de la situation géographique du site d'étude et des propriétés de ce métal à pH acide. Le suivi des concentrations en plomb dans l'eau et dans les mousses a montré que l'augmentation des concentrations dans les cours acidifiés, conséquence de la mobilisation du métal, entraîne une modification de la spéciation de ce dernier au profit d'une fraction bioaccumulable par la chaîne trophique, augmentant ainsi la toxicité potentielle du milieu. En outre, connaissant les capacités de formation de complexes stables du plomb avec divers substrats, on peut émettre l'hypothèse selon laquelle, lors de précipitations à caractère très acides, le plomb provenant des dépôts atmosphériques et accumulés dans les sols, est mobilisé en quantité plus importante que celle observée lors des mesures ponctuelles. Même si les dépôts d'origine atmosphérique paraissent diminuer depuis 15 ans (Johansson, 1988), la rétention facilitée du plomb dans le sol depuis plusieurs décen-

nies nous permet de supposer que le niveau de contamination observé, anormal en tête de bassin, peut se prolonger si le processus d'acidification ne s'estompe pas.

L'utilisation des mousses transplantées a montré que cette méthode doit être utilisée avec prudence dans le cas d'un environnement acide. Des quatre métaux considérés, il ressort trois types de comportement accumulateur des mousses en fonction du pH. L'accumulation par les mousses de l'aluminium et du manganèse est ralentie voire inhibée par l'augmentation de la concentration en protons même si, dans le cas de Al, on observe une corrélation positive entre les concentrations dans l'eau et les mousses. Le suivi de la contamination en aluminium par la méthode des transplants reste valable bien que l'on observe une diminution des capacités d'accumulation. L'accumulation du plomb par les mousses est le reflet de la contamination du milieu, contamination d'autant plus importante que le cours d'eau est acide. Dans la gamme de pH observée, aucun lien n'a été établi entre les concentrations en Cd dans l'eau et le pH, ce dernier favorisant le relargage du métal par les mousses. Les transplants se sont révélés efficaces pour la détection de la contamination par le plomb.

L'extension à d'autres métaux, permettrait de préciser les limites de la méthode, et pourrait s'avérer utile pour suivre l'évolution de la contamination métallique des cours d'eau vosgiens en relation avec le processus d'acidification.

TRAVAUX CITÉS

- Borg H., 1988. Trace metals in swedish forest lakes factor influencing the distribution and speciation in water. *Acta Univ. Upsaliensis* 145.
- Borg H., Andersson P. & Johansson K., 1989. Influence of acidification on metal fluxes in swedish forest lakes. *Sci. Tot. Environ.* 87/88: 241-254.
- Breuer K. & Melzer A., 1990. Heavy metal accumulation (lead and cadmium) and ion exchange in three species of *Sphagnaceae*. *Öcologia* 82: 461-467.
- Brown D.J.A., 1983. Effects of calcium and aluminium concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. *Bull. Envir. Contam. Toxicol.* 30: 582-587.
- Caines L.A., Watt W. & Wells D.E. 1985. The uptake and release of some trace metals by aquatic bryophytes in acidified waters in Scotland. *Environ. Pollut.* 10 (B): 1-18.
- Campbell J.H. & Evans R.D., 1987. Inorganic and organic ligand binding of lead and cadmium and resultant implications for bioavailability. *Sci. Total Environ.* 62: 219-227.
- Clark K.L. & Hall R.J., 1985. A laboratory study of the effects of aluminium and pH on amphibian eggs and tadpoles. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1544-1551.
- Franzin W.G. & McFalane G.A., 1980. An analysis of the aquatic macrophytes, *Myriophyllum esallescens*, as an indicator of metal contamination of aquatic ecosystems near a base metal smelter. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 597-605.
- Freda J., Sadinski W.J. & Dunson W.A., 1991. Long term monitoring of amphibian population with respect to effects of acid deposition. *Water Air Soil Pollut.* 55: 445-462.
- Guérol F., 1992. L'acidification des ruisseaux vosgiens: impact sur les peuplements de macroinvertébrés

- benthiques. Thèse Doctorat Université de Metz: 251 p.
- Havas M. & Hutchinson T.C., 1987. Aquatic macrophytes as biomonitors of metals and micronutrients in acidic and alkaline ponds at the smoking Hills, Canada. In *Heavy metals in the environment international conference*, 1987, New Orleans. Lindberg S.E., Hutchinson T.C. (Ed.), 2: 430-432.
- Hoboek A. & Raddum G.G., 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. *SNSF report 88-18*: 1-132.
- Johansson K., 1988. Heavy metals in Swedish forest lakes factors influencing the distribution in sediments. *Acta Univ. Upsaliensis* 144.
- Kelly M.G., Girton C. & Whitton B.A. 1987. Use of moss-bags for monitoring heavy metals in rivers. *Wat. Res.* 21 (11): 1429-1435.
- Leivestad H. & Muniz I.P., 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. *Nature* 259: 391-392.
- Lethonen J., 1989. Effects of acidification on the metal levels in aquatic macrophytes in Espoo, S. Finland. *Ann. Bot. Fennici* 26: 39-50.
- Lodenius M. & Autio S., 1989. Effects of acidification on the mobilization of cadmium and mercury from soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 261-267.
- Matuzek J.E. & Beggs C.L., 1988. Fish richness in relation to lake area, pH and other abiotic factors in Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1931-1941.
- McAvoy D.C., 1989. Episodic response of aluminium chemistry in an acid-sensitive Massachusetts catchment. *Water Resour. Res.* 25: 233-240.
- Mouvet C., 1984. Accumulation of chromium and copper by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* ex. Hedw. transplanted in a metal contaminated river. *Environ. Technol. Letters* 5: 541-548.
- Mouvet C., 1986. Métaux lourds et mousses aquatiques, synthèse méthodologique. Laboratoire d'Ecologie, Univ. Metz: 110 p.
- Mouvet C., André B. & Lascombe C. 1987. Aquatic mosses for the monitoring of heavy metals in running freshwaters comparison with sediments. In *heavy metals in the environment: International conference*, 1987, New Orleans. Lindberg S.E., Hutchinson T.C. (Ed.) 2: 424-429.
- Nelson W.O. & Campbell P.G.C., 1991. The effects of acidification on geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater environments: a literature review. *Environ. Pollut.* 71: 91-130.
- Neville C.M., 1985. Physiological response of juvenil rainbow trout *Salmo gairdneri* to acid and aluminium - prediction of field responses from laboratory data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 2004-2019.
- Scheuhammer A.M., 1991. Acidification-related changes in the biogeochemistry and ecotoxicology of mercury, cadmium, lead and aluminium: overview. *Environ. Pollut.* 71: 87-90.
- Sprenger M. & McIntosh A., 1989. Relation between concentration of aluminium, cadmium, lead, and zinc in water, sediments, and aquatic macrophytes in six acidic lakes. *Arch. Environ. Contam. toxicol.* 18: 225-231.
- Stokes P.M., 1986. Ecological effects of acidification on primary producers in aquatic systems. *Water Air Soil Pollut.*, 30: 421-438.
- Sutcliffe D.W. & Carrick T.R., 1973. Studies on mountain streams in the English Lakes District: pH, calcium and the distribution of invertebrates in the river Duddon. *Freshwat. Biol.* 3: 437-462.
- Swedish Environmental Protection Agency (The) 1991. Quality criteria for lakes and watercourses. A system for classification of water chemistry and sediment and organism metal concen-

- trations (I.S.B.N. 91-620-1107-3). 171
85 Solna Sweden.
- Van Coillie R., Thellen C. & Campbell
P.G.C., Vigneault Y., 1984. Possibilités
écotoxicologiques des précipitations
acides pour le saumon dans quatre ri-
vières à la côte nord du fleuve Saint
Laurent. *Annls. Limnol.* 20: 215-227.
- Wehr J.D. & Whitton B.A., 1983. Accumu-
lation of heavy metals by aquatic
mosses. 2: *Rhynchostegium ripa-
rioides*. *Hydrobiologia* 100: 261-284.
- Wehr J.D., Empain A., Mouvet C., Say P.J.
& Whitton B.A., 1983. Methods for
processing aquatic mosses used as
monitors of heavy metals. *Wat. Res.*
17: 985-992.
- Wehr J.D., Kelly M.G. & Whitton B.A.,
1987. Factors affecting accumulation
and loss of zinc by the aquatic moss
Rhynchostegium riparioides (Hedw.)
C. jens. *Aquatic Botany* 29: 261-274.
- Whitton B.A., Say P.J. & Jupp B.P. 1982.
Accumulation of zinc, cadmium and
lead by the aquatic liverwort *Scapania*.
Environ. Pollut. 3 (B): 299-316.

Adapté d'une communication présentée au colloque international de Besançon
(16-19 novembre 1992) « Les acquis de la limnologie et la gestion des systèmes
aquatiques continentaux ».