

---

# Les sulfates

L'objectif fixé à des fins d'ordre esthétique pour les sulfates dans l'eau potable est  $\leq 500$  mg/L; il est fondé sur des considérations de goût. Vu la possibilité d'effets physiologiques nocifs à des concentrations plus élevées, il est aussi recommandé d'avertir les autorités compétentes si la concentration de sulfates d'une source d'eau potable dépasse 500 mg/L.

## Généralités

Le soufre est un élément non métallique dont les valences les plus fréquentes sont -2, -1, 0, +4 et +6. Les trois sources les plus importantes de soufre pour les utilisations commerciales sont le soufre élémentaire, le sulfure d'hydrogène ( $H_2S$ , qui se trouve dans le gaz naturel et le pétrole brut) et les sulfures métalliques comme la pyrite de fer. En se combinant à l'oxygène, le soufre hexavalent donne l'ion sulfate, qui est bivalent ( $SO_4^{2-}$ ). Les sulfates existent à l'état naturel dans de nombreux minéraux, dont la baryte ( $BaSO_4$ ), l'epsomite ( $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ ) et le gypse ( $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ ).<sup>(1)</sup> L'interconversion réversible des sulfates et des sulfures dans le milieu naturel est appelée «cycle du soufre».<sup>(2,3)</sup>

Le soufre, principalement sous la forme d'acide sulfurique, est l'un des produits chimiques les plus utilisés dans les sociétés industrialisées. La majeure partie du soufre est transformée en acide sulfurique, dont près de 60 % sert à la production d'engrais au phosphate et au sulfate d'ammonium. La production mondiale de sulfate de sodium en 1988 a été estimée à environ 4 millions de tonnes métriques; 342 076 t étaient produites au Canada en 1987, alors que les États-Unis et l'Europe en produisaient respectivement 985 000 t et 1,8 million de tonnes.<sup>(4)</sup>

Des produits à base de sulfates ou d'acide sulfurique servent aussi dans la fabrication de nombreux produits chimiques, teintures, verres, papiers, savons, textiles, fongicides, insecticides, composés astringents et émétiques. Ils servent aussi dans les industries des mines, de la papeterie, de la métallurgie et du placage, dans l'épuration des eaux d'égout et dans la transformation du cuir.<sup>(1)</sup> Le sulfate d'aluminium (alun) sert d'agent de sédimentation dans le traitement de l'eau potable; le sulfate de cuivre a servi aux États-Unis pour la limitation des algues bleues dans les eaux brutes et les réserves publiques d'eau.<sup>(5,6)</sup>

Des gâteaux de sel (sulfate de sodium anhydre) se forment souvent dans les régions où existent des dépôts naturels de saumure. La consommation des gâteaux de sel a diminué au cours des dernières années à cause de l'introduction de nouvelles méthodes de cuisson chimique de la pâte de bois (c'est là le principal usage fait de ce minéral) nécessitant l'emploi de quantités moins importantes de gâteaux de sel. En 1975, le Canada en consommait 256 385 t; il en a utilisé 188 626 t en 1984. L'utilisation de gâteaux de sel comme diluant dans les détergents a été estimée à 10 % de l'ensemble de la consommation.<sup>(4)</sup>

## Présence dans l'environnement

Les sulfates de sodium, de potassium et de magnésium sont tous hydrosolubles, alors que les sulfates de calcium, de baryum et des métaux lourds ne le sont pas. Les sulfates dissous peuvent être réduits en sulfures, qui se volatilisent dans l'air sous forme de sulfure d'hydrogène, ou sont précipités sous forme d'un sel insoluble ou incorporés dans les organismes vivants.<sup>(7)</sup>

Des sulfates sont rejetés dans l'environnement aquatique avec les déchets des industries qui emploient des sulfates et de l'acide sulfurique, comme les industries minières et les fonderies, les usines de papeterie kraft, les usines textiles et les tanneries.<sup>(7,8)</sup> Le dioxyde de soufre ( $SO_2$ ) atmosphérique, formé par la combustion des carburants fossiles et les procédés de grillage utilisés en métallurgie, peut aussi contribuer à la teneur en sulfates des eaux de surface. On a souvent noté une corrélation entre les teneurs en sulfates des eaux de surface et les teneurs en dioxyde de soufre des émissions d'origine anthropique. Par exemple, dans la région de Sudbury, en Ontario, on a trouvé que des changements de la qualité de l'eau, comme l'augmentation de son pH et la diminution des teneurs en sulfates, en nickel et en cuivre, ont coïncidé avec la réduction des émissions de dioxyde de soufre par les fonderies de Sudbury.<sup>(9)</sup>

Le trioxyde de soufre ( $SO_3$ ), produit par oxydation photolytique ou catalytique du dioxyde de soufre, se combine aux vapeurs d'eau en donnant de l'acide sulfurique dilué, qui retombe en «pluie acide» ou en «neige acide».<sup>(7)</sup> Au Canada, la teneur des pluies en

sulfates variait de 1,0 à 3,8 mg/L en 1980,<sup>(10)</sup> alors que l'on avait mesuré auparavant à Toronto des concentrations allant de 3 à 7 mg/L.<sup>(11)</sup> Les retombées de sulfates mesurées dans le manteau nival (mars) et les pluies (en mars et en avril) dans le région d'Algoma, en Ontario, montrent des teneurs respectives de 7,81 et de 11,01 meq/m<sup>2</sup>.<sup>(12)</sup>

La teneur en sulfates caractéristique des lacs canadiens va de 3 à 30 mg/L.<sup>(13)</sup> Des données récentes recueillies en Ontario montrent des teneurs semblables dans de petits lacs ( $12,7 \pm 11,3$  mg/L); la concentration de sulfates était de 7,6 mg/L dans le lac Supérieur à Thunder Bay et de 19 mg/L dans le lac Huron à Goderich.<sup>(14)</sup> Lors d'un relevé des eaux fluviales naturelles fait dans l'Ouest du Canada, la concentration de sulfates variait de 1 à 3 040 mg/L; la plupart du temps, elle était inférieure à 580 mg/L.<sup>(15)</sup>

Les données colligées par trois provinces canadiennes (la Nouvelle-Écosse, la Saskatchewan et l'Alberta) indiquent que, lors des années 1976 et 1977, la concentration de sulfates dans les approvisionnements en eau des municipalités variait de moins de 10 mg/L à 1 795 mg/L.<sup>(16-18)</sup> Les teneurs étaient particulièrement élevées dans le Centre du Canada : à 13 % à peu près des 428 endroits ayant fait l'objet d'un échantillonnage en Saskatchewan et en Alberta, la concentration de sulfates dépassait 500 mg/L. En Saskatchewan, de 1970 à 1989, des teneurs moyennes respectives de 368 mg/L et de 97 mg/L furent trouvées dans l'eau potable traitée provenant de réserves d'eaux souterraines et d'eaux de surface, la plage allant de 3 à 2 170 mg/L.<sup>(19)</sup> La teneur moyenne en sulfates des réserves d'eau potable de 78 municipalités de la Nouvelle-Écosse en 1987 et en 1988 était de 14,2 mg/L (plage de 2,0 à 110,0 mg/L).<sup>(20)</sup> Lors d'une enquête faite en Nouvelle-Écosse en 1989 sur les réserves d'eau des municipalités, la concentration moyenne de sulfates était de 12,1 mg/L (N=102) dans les réserves traitées et de 15,0 mg/L (N=87) dans les réserves brutes; un maximum de 79,0 mg/L fut noté.<sup>(21)</sup> L'inspection de 17 réserves d'eaux municipales en Ontario en 1985 et en 1986 a montré que la concentration moyenne de sulfates dans les eaux non traitées était de 12,5 mg/L, mais qu'elle augmentait à 22,5 mg/L après le traitement; une concentration maximale de 83,6 mg/L fut notée dans le réseau de distribution d'une usine d'épuration de l'eau où la concentration de sulfates avant le traitement n'était que de 1,9 mg/L.<sup>(14)</sup>

L'eau de mer contient quelque 2 700 mg de sulfate par litre<sup>(22)</sup> et l'on estime que les embruns marins ajoutent 1,7 million de tonnes de sulfates chaque année dans l'atmosphère canadienne.<sup>(13)</sup> D'après des estimations, les sources anthropiques canadiennes, comme la fonte des métaux de base, le traitement des gaz acides et la combustion de carburants, libèrent 3,0 millions de tonnes de sulfates dans l'atmosphère, et le transport transfrontalier à partir de 20 localités

principales du Nord des États-Unis, un autre 3,4 millions de tonnes.<sup>(13)</sup>

La teneur de l'air en sulfates a été suivie de près dans un certain nombre de localités canadiennes. Une étude temporelle entreprise à Edmonton en 1978 et 1979 a montré que la concentration moyenne dans l'air était  $2,1 \pm 1,1$  µg/m<sup>3</sup> (N=15, plage de 0,3 à 4,1 µg/m<sup>3</sup>), la valeur la plus faible étant enregistrée en novembre (1,7 µg/m<sup>3</sup>) et la plus élevée, en juillet/août (2,7 µg/m<sup>3</sup>).<sup>(10)</sup> Durant l'hiver 1983-1984, une concentration de sulfates de 0,72 µg/m<sup>3</sup> fut mesurée à Portage la Prairie, au Manitoba, et une concentration de 2,75 µg/m<sup>3</sup>, à Tillsonburg, en Ontario.<sup>(23)</sup> La concentration moyenne de sulfates enregistrée dans l'air à 52 stations de l'Ontario durant 1985 fut  $7,0 \pm 1,7$  µg/m<sup>3</sup>, avec une plage totale allant de 3,0 à 12,6 µg/m<sup>3</sup>.<sup>(24)</sup> Lors d'une étude récente sur la concentration de sulfates effectuée dans 31 endroits, pour la plupart urbains, dans l'ensemble du Canada entre 1984 et 1993, la concentration moyenne (N=8 123) variait de 1,6 µg/m<sup>3</sup> (Edmonton) à 6,3 µg/m<sup>3</sup> (Windsor); un maximum de 41,5 µg/m<sup>3</sup> fut enregistré à Windsor.<sup>(25)</sup> Les données indiquent aussi que la concentration moyenne de sulfates est presque deux fois plus élevée dans l'Est que dans l'Ouest du Canada. Lors d'une enquête effectuée dans l'ensemble des États-Unis, la concentration de sulfates de 23 664 échantillons d'air ambiant prélevés à 405 postes durant la période allant de 1976 à 1981 variait entre 0,5 et 228,4 µg/m<sup>3</sup>, la moyenne variant dans chaque ville de 0,82 à 31,49 µg/m<sup>3</sup>.<sup>(26)</sup>

Aucune donnée ne fut relevée sur la teneur en sulfates des produits alimentaires; toutefois, on se sert tant de sulfites que de sulfates comme agents de raffermissement et de préservation dans l'industrie de l'alimentation.<sup>(27,28)</sup> Les sulfures présents dans les aliments peuvent aussi être en partie oxydés en sulfates dans le tractus gastro-intestinal.<sup>(29)</sup>

### Exposition des Canadiens

On n'a repéré aucune donnée concernant les quantités de sulfates absorbées chaque jour par les Canadiens. Il existe des tables de l'apport alimentaire possible en divers composés de type sulfate servant d'additifs dans les aliments aux États-Unis. Des estimations faites à partir de ces données, en fonction des indices de consommation alimentaire et des emplois signalés de sulfates comme additifs, indiquent que ces substances fournissent aux Américains un apport quotidien moyen de 453 mg de sulfates.<sup>(30,31)</sup> Chez les adultes, l'apport alimentaire quotidien moyen de soufre est estimé à 930 mg, d'après des enquêtes sur l'alimentation et des données sur la composition des aliments, et à 1 100 mg d'après l'hypothèse que la teneur en soufre des aliments vient des protéines et qu'elle est directement liée à la teneur en azote.<sup>(32)</sup>

Dans l'hypothèse d'une consommation quotidienne d'eau potable de 1,5 L et d'une concentration de sulfates dans l'eau potable de 22,5 mg/L (concentration moyenne trouvée dans l'eau potable lors de l'étude faite en Ontario),<sup>(14)</sup> l'apport quotidien de sulfates dû à cette source serait inférieur à 35 mg. Cependant, dans les régions où la teneur de l'eau potable en sulfates est beaucoup plus élevée (p. ex. en Saskatchewan),<sup>(19)</sup> l'apport quotidien ayant cette origine pourrait dépasser 3 000 mg.

Dans l'hypothèse d'une concentration atmosphérique de sulfates de 0,006 mg/m<sup>3</sup> dans l'Est et de 0,002 mg/m<sup>3</sup> dans l'Ouest du Canada,<sup>(25)</sup> et d'un volume respiratoire quotidien de 20 m<sup>3</sup> d'air, un adulte serait exposé quotidiennement, par inhalation, à 0,1 mg de sulfates dans l'Est et à 0,04 mg dans l'Ouest du Canada.

L'apport quotidien moyen de sulfate dû à l'eau potable, à l'air et aux aliments est donc de 500 mg à peu près, les aliments étant ici la principale source. Cependant, dans les régions, comme la Saskatchewan, où les réserves d'eau potable ont une teneur élevée en sulfates, l'eau potable peut constituer la principale source de l'apport.

## Méthodes d'analyse et techniques de traitement

Il est possible de doser les sulfates en solution aqueuse par chromatographie ionique avec un détecteur conductimétrique; la limite de détection de cette méthode est environ 0,05 mg/L.<sup>(33)</sup>

Comme les sulfates sont très solubles et relativement stables dans l'eau, on ne peut pas les éliminer efficacement par les procédés classiques d'épuration de l'eau. Il est cependant possible de réduire, voire d'éliminer l'addition de produits chimiques contenant des sulfates durant l'épuration de l'eau.<sup>(34)</sup> En général, seules les techniques de déminéralisation sont efficaces pour éliminer les sulfates.<sup>(35)</sup>

## Effets sur la santé

### Besoins essentiels

Aucun symptôme de déficience en sulfates n'a été signalé chez l'humain. On n'a proposé aucun apport alimentaire optimum de sulfates inorganiques, surtout parce que la cystéine et la méthionine contenues dans les protéines peuvent être oxydées en sulfates.

### Absorption, distribution et excrétion

Lors d'une étude réalisée chez sept volontaires, on a trouvé qu'une proportion d'au moins 30 % environ d'une dose de 13,9 g de sulfate de magnésium heptahydraté radioactif administrée par voie orale était récupérée dans les urines dans les 24 heures.<sup>(36)</sup> Lors

d'une étude semblable, au cours de laquelle cinq hommes en santé absorbèrent 18,1 g de sulfate de sodium décahydraté, la dose était récupérée à 43,5 % dans les urines dans les 24 heures.<sup>(37)</sup> La dose alimentaire de sulfates de calcium ou de magnésium administrée à des rats mâles adultes Wistar était absorbée à 73 % environ.<sup>(38)</sup> Mais la quantité ingérée, la nature du contre-anion et la présence de certaines composantes alimentaires influent sur l'absorption des sulfates.<sup>(38)</sup> Les faibles doses sont généralement bien absorbées; cependant, quand la dose augmente (comme, par exemple, pour provoquer une purgation), la capacité d'absorption est probablement dépassée et une bonne partie de la dose est excrétée dans les selles.

La teneur sérique en sulfates va chez l'humain de 1,4 à 4,8 mg/100 mL, la moyenne étant environ de 3,1 mg/100 mL. Les sulfates sont présents dans tous les tissus organiques; les concentrations les plus élevées se rencontrent dans les tissus conjonctifs, sous forme de chondroïtine-sulfate,<sup>(39,40)</sup> et dans les régions qui participent activement au métabolisme de la formation des os et des dents. On a fait l'hypothèse de la participation de polysaccharides protéiques sulfatés dans la régulation du développement des os.<sup>(41)</sup>

Les excédents de sulfate sanguin sont rapidement éliminés par excrétion dans les urines,<sup>(42,43)</sup> mais une partie peut être excrétée dans la bile<sup>(44,45)</sup> et le fluide pancréatique;<sup>(44)</sup> par ailleurs, il peut se produire une certaine réabsorption dans le tube urinaire proximal,<sup>(46)</sup> en particulier quand les quantités de sulfates ingérées sont assez grandes pour saturer les sites de réabsorption tubulaire.<sup>(47)</sup> Chez l'humain, environ 800 mg de soufre élémentaire sont éliminés chaque jour dans les urines, en comparaison de 140 mg dans les selles.<sup>(32)</sup> À peu près 85 % du soufre urinaire consiste en sulfates inorganiques et un autre 10 % en sulfates organiques : le reste est excrété sous forme de sulfates d'alkyles conjugués.<sup>(48)</sup> Chez l'humain, l'excrétion des sulfates se fait habituellement à raison de 0,20 à 0,25 mmol/kg p.c./j,<sup>(49)</sup> mais la vitesse d'excrétion est beaucoup plus rapide par rapport au poids chez les enfants.

### Effets nocifs

L'ion sulfate est l'un des anions les moins toxiques. La dose létale chez l'humain est de 45 g sous forme de sulfate de potassium ou de zinc. La dose létale minimale de sulfate de magnésium signalée chez des mammifères est 200 mg/kg.<sup>(50)</sup>

Les doses de sulfates de 1 000 à 2 000 mg (de 14 à 29 mg/kg p.c.) ont, chez l'humain, un effet cathartique entraînant la purgation du tube digestif.<sup>(8)</sup> L'eau ayant une concentration de sulfate de magnésium de 1 000 mg/L a un effet purgatif chez l'humain normal, mais les concentrations inférieures sont apparemment sans danger physiologique pour la population en général.<sup>(8,50)</sup> On a signalé que l'humain peut, avec le

temps, s'adapter à des concentrations plus élevées.<sup>(51)</sup> On a aussi signalé que la déshydratation est un effet secondaire fréquent de l'ingestion de grandes quantités de sulfate de magnésium ou de sodium.<sup>(52)</sup>

Lors d'études à court terme (28 jours), des porcelets fraîchement sevrés consommant de l'eau potable ayant une teneur en sulfates de 3 000 mg/L ne présentaient aucun effet nocif sinon une diarrhée.<sup>(53)</sup> Le bétail peut tolérer une eau potable dont la concentration de sulfate de sodium atteint 2 610 ppm (l'équivalent de 527 mg/kg p.c./j) pendant des périodes allant jusqu'à 90 jours sans signes de toxicité si ce n'est des changements des niveaux de méthémoglobine et de sulfhémoglobine.<sup>(54)</sup> Cependant, 69 veaux d'un an sur 200, dont 22 moururent par la suite, furent atteints de polioencéphalomalacie après ingestion d'un supplément protéique contenant 1,5 % de sulfates organiques et de l'eau potable ayant une teneur en sulfates de 1 814 ppm.<sup>(55)</sup>

### Autres considérations

Le seuil gustatif des sulfates (sels) les plus communs va de 250 à 500 mg/L (moyenne 350 mg/L) pour le sulfate de sodium, de 250 à 900 mg/L (moyenne 525 mg/L) pour le sulfate de calcium et de 400 à 600 mg/L (moyenne 525 mg/L) pour le sulfate de magnésium.<sup>(55)</sup> La concentration à laquelle 50 % des membres d'un groupe d'experts jugeaient que l'eau avait un «goût déplaisant» était à peu près 1 000 et 850 mg/L pour le sulfate de calcium et le sulfate de magnésium, respectivement.<sup>(56)</sup>

Les sulfates peuvent nuire à la désinfection de l'eau en piégeant le chlore résiduel dans les réseaux de distribution.<sup>(57)</sup> La présence de sulfates (sels) dans l'eau pourrait favoriser la corrosion de l'acier doux dans les systèmes d'alimentation.<sup>(58)</sup> Les bactéries sulfatoréductrices peuvent jouer un rôle dans la tuberculisation des tuyaux métalliques. Le sulfure d'hydrogène produit par ces bactéries peut réduire la qualité esthétique de l'eau en lui donnant une odeur et un goût déplaisants, et accélérer la corrosion des tuyaux de métal et de béton.<sup>(59,60)</sup>

### Justification

1. Les principaux effets physiologiques provoqués par l'ingestion de grandes quantités de sulfates sont la purgation et l'irritation gastro-intestinale. Les eaux ayant des teneurs en sulfate de magnésium supérieures à 1 000 mg/L ont un effet purgatif chez les adultes. Des concentrations plus faibles peuvent agir sur les bébés nourris à la bouteille et sur les adultes qui n'ont pas l'habitude d'une eau sulfatée.

2. La présence de sulfates dans l'eau potable peut aussi donner à celle-ci un goût perceptible. Le seuil gustatif des divers sulfates (sels) semble être égal ou supérieur à 500 mg/L pour la population en général,

mais les personnes sensibles peuvent trouver un goût déplaisant à une eau ayant une teneur moins élevée en sulfates.

3. L'objectif fixé à des fins esthétiques pour les sulfates est donc  $\leq 500$  mg/L. Vu la possibilité d'effets physiologiques nocifs à une concentration plus élevée, il est aussi recommandé d'avertir les autorités compétentes si la concentration de sulfates d'une source d'eau potable dépasse 500 mg/L.

### Références bibliographiques

1. Greenwood, N.N. et Earnshaw, A. *Chemistry of the elements*. Pergamon Press, Oxford, UK (1984).
2. Peck, H. D., Jr. Sulphur requirements and metabolism of micro-organisms. Dans : *Proceedings of a Symposium on Sulphur in Nutrition*. D. H. Muth et J. E. Oldfield (dir. de publ.). Ari Publishing Co., Westport, CT (1970).
3. Smith, R.L. *Ecology and field biology*. 2<sup>e</sup> édition. Harper & Row, New York, NY (1974).
4. Barry, G.S. Sodium sulphate. Dans : *Canadian minerals yearbook — 1988*. Mineral Report No. 37. Division des ressources minérales, Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa (1989).
5. McGuire, M.J., Jones, R.M., Means, E.G., Izaguirre, G. et Preston, A.E. Controlling attached blue-green algae with copper sulphate. *J. Am. Water Works Assoc.*, 76(5) : 60 (1984).
6. Kalbe, L. et Labor, V. [Odeur et goût de l'eau potable — étude bibliographique de la technologie du traitement de l'eau.] *Wiss. Z., Wilhelm-Pieck-Univ., Rostock*, 34 : 60 (1985) [en allemand].
7. Delisle, C.E. et Schmidt, J.W. The effects of sulphur on water and aquatic life in Canada. Dans : *Sulphur and its inorganic derivatives in the Canadian environment*. NRCC No. 15015, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa (1977).
8. McKee, J.E. et Wolf, H.W. *Water quality criteria*. 2<sup>e</sup> édition. California State Water Quality Control Board, Sacramento, CA (1963).
9. Keller, W. et Pitblade, J.R. Water quality changes in Sudbury area lakes: a comparison of synoptic surveys in 1974–1976 and 1981–1983. *Water Air Soil Pollut.*, 29 : 285 (1986).
10. Klemm, R.F. et Gray, J.M.L. A study of the chemical composition of particulate matter and aerosols over Edmonton. Report No. RMD 82/9, prepared for the Research Management Division by the Alberta Research Council (1982).
11. Van Loon, J.C. Toronto's precipitation analyzed for heavy metal content. *Water Pollut. Control*, 111(2): 38 (1973).
12. Kelso, J.R.M., Minns, C.K., Lipsit, J.H. et Jeffries, D.S. Headwater lake chemistry during the spring freshet in north-central Ontario. *Water Air Soil Pollut.*, 29 : 245 (1986).
13. Katz, M. The Canadian sulphur problem. Dans : *Sulphur and its inorganic derivatives in the Canadian environment*. NRCC No. 15015, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa. p. 21 (1977).
14. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. *Drinking water monitoring data* (inédit). Toronto (1987).

15. Environnement Canada. Données détaillées sur la qualité des eaux de surface, Territoires du Nord-Ouest, 1980–1981, Alberta, 1980–1981, Saskatchewan, 1980–1981, Manitoba, 1980–1981. Données inédites communiquées par la Direction générale des eaux intérieures, Ottawa (1984).
16. Nova Scotia Department of Public Health. Chemical quality of municipal water supplies for 1975–1976 (inédit). Halifax (1977).
17. Saskatchewan Department of the Environment. Drinking water monitoring data (inédit). Regina (1977).
18. Alberta Department of Environment. Summary of water chemical analysis (inédit). Edmonton (1977).
19. Saskatchewan Environment and Public Safety. Données sur la surveillance de la qualité des eaux — 1970 à octobre 1989 (inédit). Regina (1989).
20. Nova Scotia Department of Public Health. Chemical analysis of municipal water supplies — datafile printout, 1987–1988 (inédit). Public Health Inspection, Halifax (1988).
21. Nova Scotia Department of Health and Fitness. Water quality analysis in Nova Scotia municipal water supplies — heavy metal survey, May 1989. Halifax (1990).
22. Hitchcock, D.R. Biogenic contributions to atmospheric sulphate levels. Proceedings of the Second National Conference on Complete Water Re-use. American Institute of Chemical Engineers and U.S. Environmental Protection Agency, Chicago, IL, May. p. 291 (1975).
23. Franklin, C.A., Burnett, R.T., Paolini, R.J.P. et Raizenne, M.E. Health risks from acid rain: a Canadian perspective. *Environ. Health Perspect.*, 63 : 155 (1985).
24. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Annexe, Rapport annuel sur la qualité de l'air en Ontario. Air Quality Assessment Unit, Etobicoke (1987).
25. Environnement Canada. PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations at Canadian sites: 1984–1993. Report No. PMD 94-3, Pollution Measurement Division (1994).
26. U.S. Environmental Protection Agency. Computer printout for frequency distribution listings for sulfate in air, 1977–1983. Provided by Environmental Monitoring Systems Laboratory, Research Triangle Park, NC (1984).
27. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Dictionnaire de poche sur les additifs alimentaires. Ottawa (1987).
28. Hanssen, M.E. for additives. Thorsons Publishing Group, Wellingborough, UK (1987).
29. Thienes, C.H. et Haley, T.J. Clinical toxicology. 5<sup>e</sup> édition. Lea and Febiger, Philadelphia, PA. p. 56 (1972).
30. Informatics, Inc. GRAS (Generally Recognized as Safe) food ingredients: ammonium ion. National Technical Information Service Report No. PB-221-235, U. S. Department of Commerce, Washington, DC. p. 52 (1973).
31. Subcommittee on Research of GRAS List (Phase II). GRAS (Generally Recognized as Safe) food ingredients. DHEW No. FDA 70-22, Committee on Food Protection, Division of Biology and Agriculture, National Academy of Sciences, National Research Council, Washington, DC (1972).
32. Commission internationale sur la protection radiologique. Report No. 23: Report of the Task Group on Reference Man. Pergamon Press, Oxford, UK (1984).
33. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16<sup>e</sup> édition. American Public Health Association, Washington, DC (1985).
34. Santé Canada. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Principes et techniques de traitement de l'eau. Manuel pour la production d'eau potable. Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa (1993).
35. National Academy of Sciences. Drinking water and health. National Research Council, Washington, DC (1977).
36. Morris, M.E. et Levy, G. Absorption of sulphate from orally administered magnesium sulphate in man. *J. Toxicol. Clin. Toxicol.*, 20 : 107 (1983).
37. Cocchetto, D.M. et Levy, G. Absorption of orally administered sodium sulfate in humans. *J. Pharm. Sci.*, 70 : 331 (1981).
38. Whiting, S.J. et Cole, D.E. Effect of dietary anion composition on acid-induced hypercalciuria in the adult rat. *J. Nutr.*, 116 : 388 (1986).
39. Dziewiatkowski, D.D. Isolation of chondroitin sulphate-<sup>35</sup>S from articular cartilage of rats. *J. Biol. Chem.*, 189 : 187 (1951).
40. Dziewiatkowski, D.D. Intracellular synthesis of chondroitin sulphate. *J. Cell Biol.*, 13 : 359 (1962).
41. Dziewiatkowski, D.D. Sulphur in animal nutrition. Dans : Proceedings of a Symposium on Sulphur in Nutrition. D.H. Muth et J.E. Oldfield (dir. de publ.). Ari Publishing Co., Westport, CT (1970).
42. Bauer, J.H. Oral administration of radioactive sulphate to measure extracellular fluid space in man. *J. Appl. Physiol.*, 40 : 1976 (1976).
43. Laidlaw, J.C. et Young, L. A study of ethereal sulphate formation in vitro using radioactive sulphate. *Biochem. J.*, 54 : 142 (1953).
44. Bird, P.R. Sulphur metabolism and excretion studies in ruminants. Secretion of sulphur and nitrogen in sheep pancreatic and bile fluids. *Aust. J. Biol. Sci.*, 25 : 817 (1972).
45. Mulder, G.J. et Kevlemans, K. The metabolism of inorganic sulphate in the isolated perfused rat liver. Effect of sulphate concentration on the rate of sulphation by phenolsulphotransferase. *Biochem. J.*, 176 : 959 (1978).
46. Murer, H. Transport of sulfate and phosphate in small intestine and renal proximal tubule: methods and basic properties. *Comp. Biochem. Physiol.*, 90A : 749 (1988).
47. Krijghsheld, K.R., Frankena, H., Scholtens, E., Zweens, J. et Mulder, G.J. Absorption, serum levels and urinary excretion of inorganic sulfate after oral administration of sodium sulfate in the conscious rat. *Biochim. Biophys. Acta*, 586 : 492 (1979).
48. Diem, K. (dir. de publ.). Documenta Geigy scientific tables. 6<sup>e</sup> édition. J.R. Geigy S.A., Bâle, Suisse. 533 pp. (1972).
49. Mulder, G.J. (dir. de publ.). Sulphation of drugs and related compounds. CRC Press, Boca Raton, FL (1981).
50. Arthur D. Little, Inc. Water quality criteria data book. Vol. 2. Inorganic chemical pollution of freshwater. Water Pollut. Control Res. Ser. No. DPV 18010, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (1971).
51. U.S. Environmental Protection Agency. National primary drinking water regulations: synthetic organic chemicals, inorganic chemicals and microorganisms; proposed rule. *Fed. Regist.*, 50(219) : 46936 (1985).

52. Fingl, E. Laxatives and cathartics. Dans : Pharmacological basis of therapeutics. A. G. Gilman, L. S. Goodman et L. Gilman (dir. de publ.). McMillan Publishing Co., New York, NY (1980).
53. Paterson, D.W., Wahlstrom, R.C., Libal, G.W. et Olson, O.E. Effects of sulfate in water on swine reproduction and young pig performance. *J. Anim. Sci.*, 49(3) : 664 (1979).
54. Digesti, R.D. et Weeth, H.J. A defensible maximum for inorganic sulfate in drinking water of cattle. *J. Anim. Sci.*, 42 : 1498 (1976).
55. Hibbs, C.M. et Thilsted, J.P. Toxicosis in cattle from contaminated well water. *Vet. Hum. Toxicol.*, 25 : 253 (1983).
56. Zoeteman, B.C.J. Sensory assessment of water quality. Pergamon Press, New York, NY (1980).
57. Faust, S.D. et Osman, A. Chemistry of water treatment. Butterworth Publishers, Woburn, MA (1983).
58. Larson, T.E. Corrosion phenomena — causes and cures. Dans : Water quality and treatment. A handbook of public water supplies. 3<sup>e</sup> édition. McGraw-Hill Publishing Co., New York, NY (1971).
59. Conseil national de recherches du Canada. Hydrogen sulfide in the atmospheric environment. Scientific criteria for assessing its effects on environmental quality. NRCC No. 18467, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Ottawa. (1981).
60. Hawthorn, J.E. Hydrogen sulfide damage to concrete pipe. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 42: 425 (1970).