

# Influence de la pollution atmosphérique sur la dégradation de la pierre

Autor(en): **Furlan, V.**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Archives des sciences et compte rendu des séances de la Société**

Band (Jahr): **39 (1986)**

Heft 3: **Archives des Sciences**

PDF erstellt am: **21.09.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-740368>

## **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

## **Haftungsausschluss**

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

# INFLUENCE DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE SUR LA DÉGRADATION DE LA PIERRE

PAR

**V. FURLAN**<sup>1</sup>

Conférence présentée le 15 novembre 1985 lors du colloque

**la Pollution atmosphérique en zone urbaine**

organisé par la Société de Physique et d'Histoire Naturelle à Genève

---

## 1. INTRODUCTION

La pollution atmosphérique est considérée généralement comme une cause d'accélération importante des processus d'altération de la pierre de taille et de sculpture [1, 2]. Certains auteurs [3] estiment même que, depuis l'ère industrielle, la dégradation de la pierre des monuments dans les sites à haut niveau de pollution atmosphérique progresse de manière quasi exponentielle et que l'action des composés du soufre en est la cause principale.

La présence d'importantes quantités de soufre, sous forme essentiellement de sulfate de calcium dihydraté (gypse), dans les produits d'altération de la pierre est témoinnée par d'innombrables études. Le gypse peut se former dans l'air, par réaction de l'anhydride ou de l'acide sulfurique avec des particules de calcaire, et se déposer ensuite à l'état solide ou de solution (aérosol, pluie), ou se former directement *in situ* aux dépens de la calcite présente comme phase constitutive de la pierre. Dans les zones peu ou pas exposées à la pluie, d'autres polluants solides ou semi-solides (suie, résidus de combustion et autres particules diverses), mêlés au gypse, peuvent former des croûtes noires. L'accumulation du gypse et l'évolution des croûtes noires (soulèvements, boursouflures, etc.) sont certainement à l'origine de l'aspect très déplaisant et des désordres superficiels (poudrements, pelliculations, etc.) qui se manifestent sur certaines pierres (fig. 1). Toutefois, selon la nature de la pierre, sa mise en œuvre et son emplacement dans la construction, l'évaluation des dommages causés par la pollution atmosphérique s'avère difficile car aux actions dommageables de la pollution se juxtaposent les effets d'autres causes d'altération. Parmi ces causes on peut citer

---

<sup>1</sup> Laboratoire de Conservation de la Pierre de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 32, ch. de Bellerive, CH-1007 Lausanne.

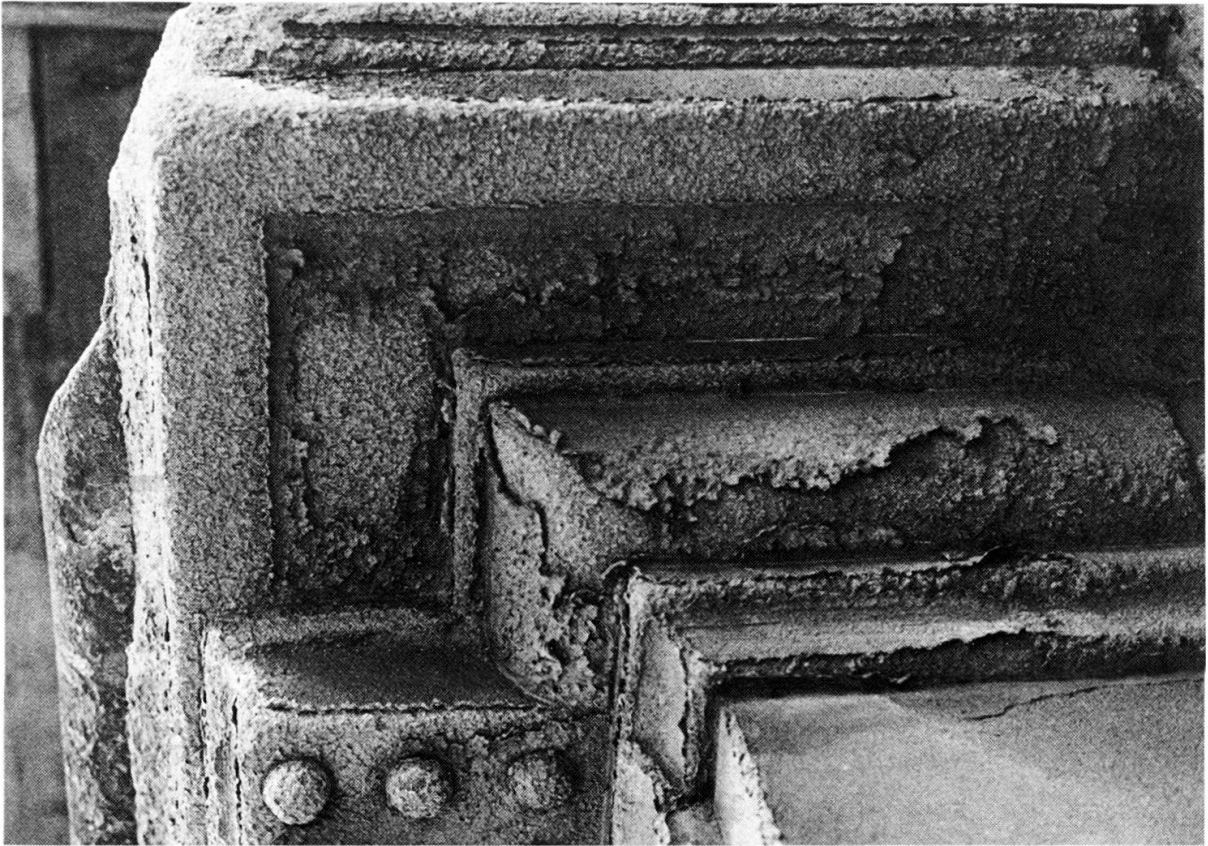


FIG. 1.

Soulèvements et détachements d'une croûte noirâtre dont la formation est liée à la pollution atmosphérique (état après environ 70 ans). Casino de Montbenon à Lausanne, avant la restauration récente.

principalement l'eau qui, par sa seule présence, peut provoquer de très graves et profonds dégâts (perte de cohésion, éclatements en plaques, etc., suites aux cycles de gel et dégel, d'humidification et séchage, de cristallisation de sels, etc.). Ceci est particulièrement vrai pour la pierre locale, la molasse, dont la sensibilité à l'eau est extrêmement élevée.

Pour évaluer l'impact réel de la pollution atmosphérique sur l'altération de la molasse, nous avons estimé qu'il était avant tout indispensable de connaître le mode de déposition, la vitesse d'accumulation et la répartition des composés du soufre dans la pierre altérée. L'étude des anciens bâtiments en molasse nous a permis de classer les altérations [4] en deux grandes catégories:

- a) les altérations superficielles, avec perte de cohésion de la pierre sur une épaisseur de 1 à 3 mm (fig. 1).
- b) les altérations profondes, avec formation de cloques et de plaques épaisses de 1 cm et plus ou avec amollissement et perte considérable de matière (figs 2 et 3).

Les altérations superficielles se manifestent dans les zones protégées de l'influence directe de l'eau, tandis que les altérations profondes ont lieu dans les zones exposées à l'action de l'eau de pluie et des remontées capillaires. L'eau joue donc un rôle fondamental dans les processus d'altération profonde. Dans toutes les formes d'altération on décèle la présence de sulfates (gypse), mais dans le cas des altérations superficielles, les sulfates sont concentrés à très faible profondeur. Ces constatations nous ont permis de développer une méthode permettant de déterminer la vitesse de déposition des polluants soufrés transportés uniquement par l'air (dépôt de soufre «sec») et d'effectuer des mesures sur des pierres exposées dans divers sites ruraux et urbains de notre région. La quantité de polluants soufrés pouvant être transportée et déposée par la pluie (dépôt de soufre «humide») a fait également l'objet d'une estimation.



FIG. 2.

Altération en plaques (état après environ 40 ans). Eglise Saint-François à Lausanne.



FIG. 3.

Altération sableuse en relation avec des remontées capillaires.  
Château Saint-Maire à Lausanne, façade nord.

## 2. VITESSE D'ACCUMULATION DES POLLUANTS SOUFRES TRANSPORTÉ PAR L'AIR (Dépôt de soufre «sec»)

L'utilisation d'une fraiseuse spécialement développée nous a permis de déterminer de manière très précise la répartition du soufre dans les pierres en œuvre. Ainsi, par exemple, au casino de Montbenon à Lausanne, 24 prélèvements effectués en 1980-1981, à une profondeur de 0 à 3 mm dans les zones protégées de l'eau, ont donné les résultats reportés sur le tableau 1.

La distribution de la teneur moyenne en soufre des 24 échantillons est représentée par la figure 4. On constatera que la presque totalité du soufre est concentrée dans le premier millimètre de pierre.

A partir de tels diagrammes, si l'on connaît la période d'exposition à l'air de la pierre, il est possible de calculer l'apport global en soufre et, conséquemment, la vitesse moyenne annuelle d'accumulation. A titre d'exemple, dans le cas cité, cette vitesse



TABLEAU 1.

Teneurs en soufre\* de 24 prélèvements effectués sur des blocs de molasse en 1980-1981 dans des zones protégées de la pluie. Casino de Montbenon à Lausanne.

\* Pour obtenir approximativement les teneurs en gypse ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), il suffit de multiplier les valeurs du soufre par 5.

profondeur mm	teneurs en soufre % poids		
	$\bar{S}$	valeurs extrêmes	80% des valeurs
0-1	3.03	1.69 - 4.48	2.88 - 3.18
1-2	0.28	0.14 - 1.16	0.22 - 0.33
2-3	0.12	0.04 - 0.66	0.083-0.15

moyenne est de l'ordre de  $0,9 \text{ g/m}^2$  par année. L'apport annuel moyen représente un enrichissement en soufre dans le premier millimètre d'environ  $0,3\%$ . Un tel apport est aisément quantifiable par des méthodes d'analyse classiques. Il était par conséquent permis d'envisager la détermination de la vitesse actuelle d'accumulation des composés du soufre simplement en exposant des éprouvettes de pierre dans un site donné (fig. 5) et en effectuant l'analyse après une période d'exposition n'excédant pas

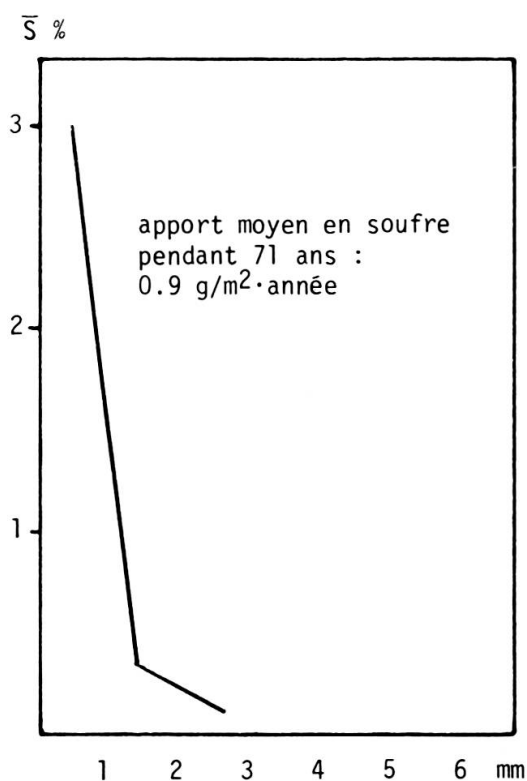


FIG. 4.

Distribution du soufre dans la pierre en fonction de la profondeur de pénétration (voir tableau 1). Temps d'exposition à l'air: 71 ans.

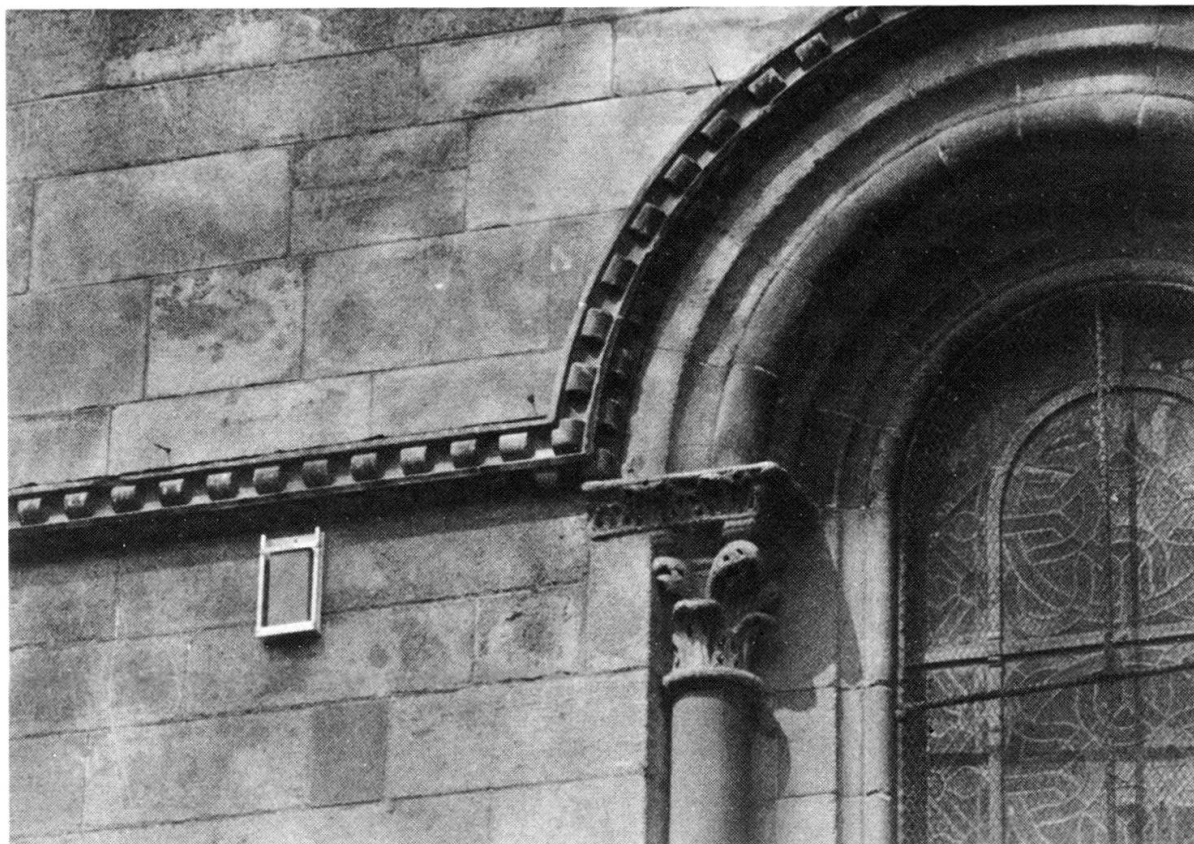


FIG. 5.

Éprouvette de pierre exposée sur un mur de la cathédrale de Genève.

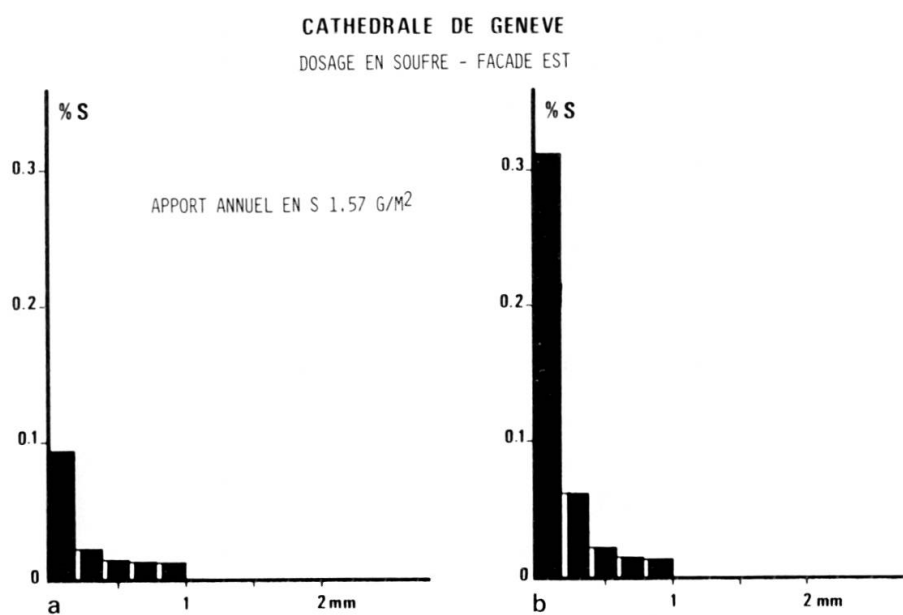


FIG. 6.

a et b: Répartition du soufre dans une éprouvette de pierre exposée à la cathédrale de Genève (1980-1981).

- a) : après 6 mois d'exposition (semestre d'été),  
 b) : après 1 année d'exposition.

une année. D'autre part, avec des essais de simulation *in situ* [5], il a été prouvé qu'une plaque de pierre, simplement suspendue à un mur, et le mur lui-même ont une prise en soufre équivalente.

Dans les conditions précitées, les diagrammes de répartition du soufre que l'on obtient ont l'allure de la figure 6a et b. A partir de ces diagrammes, on peut calculer l'apport global en soufre pour la période considérée et la vitesse d'accumulation.

Des apports d'eau (pluie, par exemple) sont susceptibles de modifier la répartition des composés du soufre et de rendre la méthode inapplicable. Une telle situation est illustrée par la figure 7b. Par conséquent, la méthode n'est valable que si les éprouvettes sont abritées de la pluie et ne peut quantifier que l'apport en soufre (soufre «sec») véhiculé par l'air.

Avec cette restriction, la méthode a été appliquée dans des sites divers, caractérisés par des degrés de pollution très variés, allant du centre de la ville à la pleine campagne. Le choix a été fait d'après les données des stations de mesure de la pollution de l'air (réseau Leclerc) [6]. La méthode Leclerc a été prise comme référence pour deux raisons :

- 1) ce système est très utilisé par les services d'hygiène de l'air [7, 8],
- 2) étant constitué, pour l'essentiel, d'une surface absorbante (papier filtre humide), ce système permet d'exprimer le taux de polluants soufrés piégés en grammes de soufre par unité de surface.

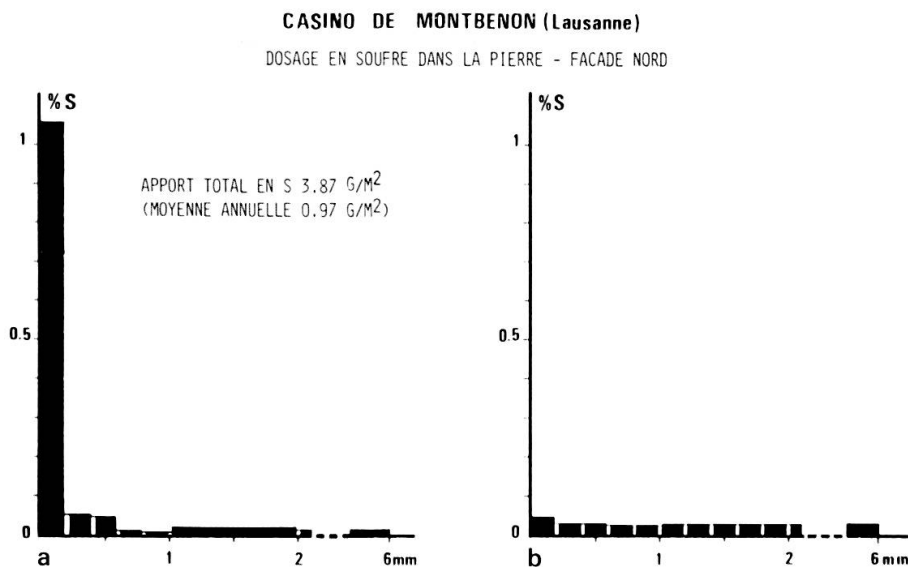


FIG. 7.

a et b: Répartition du soufre dans un bloc de pierre après 4 ans d'exposition au casino de Montbenon à Lausanne (1977-1981),

- a) face du bloc exposée au nord, abritée de la pluie,
- b) face du bloc exposée à l'ouest et à la pluie.



Pour essayer d'établir une corrélation, un certain nombre de plaques ont été placées à côté des appareils Leclerc. La pierre utilisée pour toutes nos expériences est la molasse bleue de Villarod [9]. Quelques caractéristiques des sites choisis figurent sur le tableau 2. La méthode a pu être appliquée sans difficulté dans toutes les situations envisagées. La figure 8 donne les valeurs obtenues pour l'ensemble des sites choisis.

La prise en composés soufrés, exprimée en grammes de soufre par m<sup>2</sup> de pierre et pour une période d'exposition d'une année, est comprise grosso modo entre 0,08 (site typiquement rural) et 1,6 (site typiquement urbain). Les valeurs extrêmes, à l'extérieur, se situent donc dans un rapport d'environ 1 à 20. L'apport en soufre est partout plus faible en été qu'en hiver, mais le rapport semestre d'été/semestre d'hiver est sensiblement plus élevé dans les grands centres urbains.

A l'intérieur des édifices, la prise en soufre est généralement très faible; pour la cathédrale de Lausanne, elle est légèrement supérieure à la limite de détection (0,01 g/m<sup>2</sup> par année de S). Le rapport entre prise à l'intérieur et à l'extérieur est d'environ 1 à 80.

Des mesures effectuées sous un porche de la cathédrale de Fribourg, sommairement protégé par des feuilles de plastique, ont montré une diminution de la prise en soufre d'un facteur de 3. Une fermeture même partielle peut donc réduire sensiblement l'apport en composés soufrés.

TABLEAU 2.

*Caractéristiques des sites pris en considération pour l'étude.*

sites	localités	habitants	lieu	industrie polluante	$\overline{SO_2}$ /année µg/m <sup>3</sup> air	$\overline{Sg/m^2}$ par année			nombre plaques exposées
						précipitation au sol	"Leclerc"	"pierre"	
Ge	Genève	153.000	Cathédrale St-Pierre	faible	~ 38	2.8	5 - 7	1.57	19
Fr	Fribourg	36.000	Cathédrale St-Nicolas	faible			~ 3	1.38	26
Mo	Morges	13.000	rue à grand trafic	moyenne			1.9	1.30	1
L1	Lausanne	136.000	Cathédrale de Notre Dame	moyenne	~ 27		~ 3	0.83	39
L2	Lausanne	136.000	Eglise St-Laurent	faible	~ 22		3.2	0.69	4
L3	Lausanne	136.000	Eglise St-François	faible	~ 27		~ 4.5	0.57	6
Md	Moudon	4.000	habitation	moyenne			1.1	0.52	4
Co	Cossonay	2.000	petite gare	faible			1.0	0.38	1
Or	Orbe	4.000	ferme	faible			0.7	0.32	1
Lo	Longirod	200	ferme isolée	nulle			0.7	0.08	4
int.	Lausanne		intérieur Cathédrale					0.01	2

prise en S/année (pierre)  
Suisse Romande 1980-1

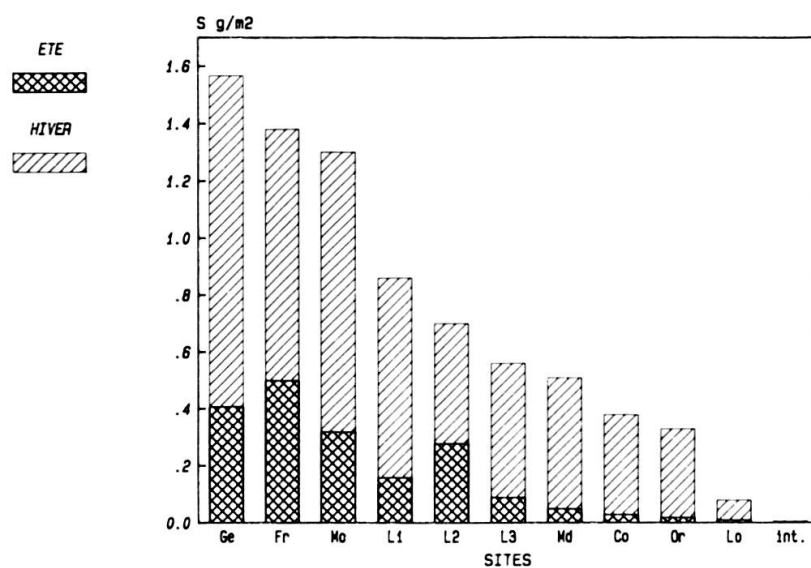


FIG. 8.

Vitesse d'accumulation du soufre dans la pierre pour les sites choisis (voir tableau 2).

Les mesures effectuées sur de grands édifices (cathédrales de Fribourg, Genève et Lausanne), à différentes hauteurs et suivant l'orientation des façades, ont montré que le contexte dans lequel est inséré l'édifice (situation dans l'agglomération urbaine, environnement immédiat, orientation, etc.) peut avoir une grande influence sur la prise en soufre.

Les résultats obtenus à la cathédrale de Lausanne (fig. 9) présentent une certaine homogénéité d'ensemble. Pour les cathédrales de Fribourg et de Genève, différemment placées dans le tissu urbain, les prises en soufre varient davantage; elles sont comprises dans une fourchette allant respectivement de 0,2 à 1,5 et de 0,8 à 1,6.

Les mesures effectuées au casino de Montbenon et sous le portique sud de l'église Saint-François à Lausanne tendent à prouver que la vitesse d'accumulation actuelle des polluants soufrés est sensiblement égale ou même inférieure à la moyenne des septante dernières années.

La méthode proposée est donc susceptible de fournir une bonne image de l'impact réel et différencié que la pollution (composés soufrés) peut exercer sur les diverses parties d'un édifice.

La comparaison des résultats obtenus avec la pierre et les données Leclerc montre qu'entre les deux méthodes il n'y a pas un facteur de corrélation simple. L'apport sur les plaques varie entre 11 et 67% de la valeur Leclerc. A notre avis, cette discordance

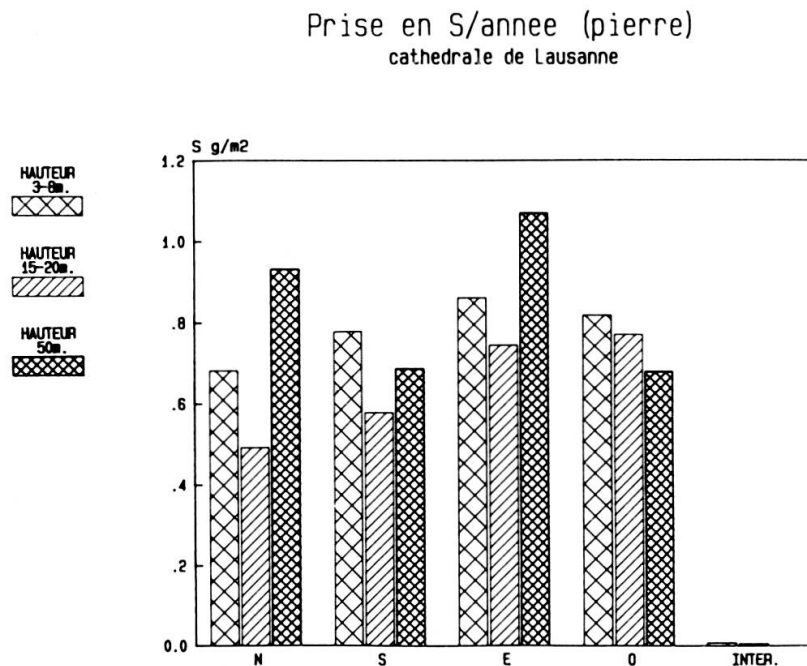


FIG. 9.

Vitesse d'accumulation du soufre, suivant la hauteur et l'orientation, à la cathédrale de Lausanne.

s'explique par la nature très différente des surfaces (pierre et papier filtre humide) agissant sans doute de manière différente suivant la nature et la forme (gaz, aérosols, solides, etc.) des composés soufrés.

*Note*

*La différenciation entre polluants gazeux et aérosols pouvant atteindre la pierre et la relation avec les données de la pollution de l'air font l'objet de recherches actuellement en cours. Des mesures sont effectuées sur diverses natures de pierre exposée dans des sites représentatifs de l'ensemble du territoire suisse et dans quelques villes étrangères.*

### 3. POLLUANTS SOUFRÉS POUVANT ÊTRE TRANSPORTÉS PAR LA PLUIE (Dépôt de soufre «humide»)

La quantification des flux de polluants soufrés pouvant atteindre un substrat a tout particulièrement été étudié par les spécialistes de la pollution de l'air [10 à 14]. D'après une étude effectuée dans divers pays d'Europe par l'OCDE [15], les flux de soufre \* «sec» et «humide» atteignant le sol varient respectivement entre 0,1 et 10 et 0,25 et 2.

\* Le soufre «sec» représente la quantité de soufre (gaz ou aérosol) transporté sur un substrat par l'air, tandis que le soufre «humide» représente uniquement le soufre transporté par la pluie. Les flux (ou dépôts) sont exprimés en gS/m<sup>2</sup> année.

Le flux de soufre «sec» présente donc de considérables variations d'un site à l'autre. Dans les sites à forte pollution, il est nettement supérieur au flux de soufre «humide».

Au niveau d'une région, des relations semblables existent entre sites urbains et ruraux [16]. On peut donc supposer que le flux de ce soufre «sec», qui atteint une pierre exposée en atmosphère urbaine, est beaucoup plus élevé que le flux de soufre «humide». Ceci est d'autant plus plausible du fait qu'une pierre ne reçoit généralement qu'une fraction de la pluie qui tombe au sol.

Si une littérature abondante existe sur les échanges atmosphère/sol, il n'en est malheureusement pas de même pour la pierre. Toutefois, des travaux de Luckat [17], on peut déduire pour l'Allemagne quelques valeurs de soufre «sec» (tableau 3) qu'on peut comparer aux valeurs de soufre «humide» au sol déterminées par Perseke [18].

TABLEAU 3.

*Comparaison entre dépôts de soufre «sec» et «humide» sur différents substrats en Allemagne.*

s i t e	soufre g/m <sup>2</sup> ·année			
	"humide" (sol) 1979-80	"sec"		
		IRMA	grès de Bamberg	calcaire
		1978-79		
Essen	2.69	17.1	9.3	3.8
Braunschweig	1.47	19.8	10.8	4.4
Allemagne } max.	2.69	23.0	12.5	5.5
	min.	1.24	1.3	0.7
références	{18}		{17}	

On constatera que dans les sites à haut niveau de pollution, comme Essen et Braunschweig, le flux de soufre «sec» atteignant le grès de Bamberg est beaucoup plus élevé que le flux de soufre «humide» au sol.

Il est évident que la quantité de soufre qui est «captée» par un substrat ne dépend pas seulement du niveau de pollution mais également de la nature et des caractéristiques de ce même substrat (comparer les résultats obtenus sur une pierre calcaire et avec la méthode IRMA, méthode ayant une certaine analogie avec le système Leclerc).

Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent (fig. 8), le flux de soufre «sec» pouvant atteindre une molasse dans notre région varie actuellement entre 0,08 (longirod) et 1,6 (Genève). Sur le tableau 4, des valeurs de soufre «sec» sont comparées à quelques valeurs de soufre «humide» au sol et de soufre des précipitations en Suisse.

TABLEAU 4.

Comparaison entre dépôts de soufre «sec», soufre «humide» et soufre des précipitations en Suisse.

s i t e	"humide" (sol)  1978-79	soufre g/m <sup>2</sup> ·année		
		précipitations*	"sec"	
			Leclerc	grès de Villarod
			1980-81	
Genève	-	1.8 (1980-81)	7.0	1.6
Lausanne	-	-	3-4	0.6-1.0
Payerne	0.72	-	0.7	0.3
Dubendorf	1.20	2.4 (1978-79)	-	-
Suisse } max.	1.8	-	7.0	1.6
Suisse } min.	0.25	-	0.7	0.08
références	{16}	{16, 19}	{19, 20}	
* Le soufre des précipitations est toujours supérieur au soufre "humide" car il contient une quantité appréciable de soufre "sec".				

Les différences considérables qui existent entre les valeurs des tableaux 3 et 4 reflètent bien la situation de l'Allemagne et de la Suisse telles qu'elles apparaissent dans l'étude citée [15].

Le peu de données à notre disposition concernant le soufre «humide» au sol ne nous permettent pas d'établir une comparaison précise avec le soufre «sec» atteignant la pierre dans notre région. Toutefois, en prenant comme base de comparaison le soufre des précipitations, on peut admettre que dans une ville comme Genève la quantité de soufre «sec» atteignant la pierre est considérablement plus élevée que celle de soufre «humide» au sol.

Le flux de soufre «humide» qui peut atteindre une pierre *in situ* peut varier considérablement car il dépend, d'une part, de la fraction de pluie reçue [21, 22] et, d'autre part, de la capacité d'absorption de la pierre elle-même.

Si l'on admet que la pierre absorbe toute la pluie qui tombe au sol et que le soufre est entièrement fixé, le flux de soufre «humide» atteignant la pierre correspond au soufre «humide» au sol. Ceci correspond à une valeur extrême qui n'est pratiquement jamais atteinte dans la réalité.

De ce qui précède, on peut déduire que:

- Dans les sites à haut niveau de pollution (voir tableau 3), le soufre «humide», qui peut atteindre la pierre, correspond seulement à une petite quantité comparé au soufre «sec». Ceci est confirmé par les travaux de Livingstone [23] qui, ayant établi un bilan très précis au sujet d'une statue exposée aux intempéries à New



York, trouve un rapport entre soufre «sec» (transporté par l'air) et soufre «humide» (transporté par la pluie) de 8 à 1.

- Dans les sites à niveau de pollution modéré, comme Genève par exemple (voir tableau 4), la quantité de soufre «sec» est considérablement plus élevée que celle de soufre «humide».
- Seulement dans les sites à niveau de pollution relativement faible (sites ruraux), la quantité de soufre «humide» atteignant la pierre peut être supérieure en valeur relative à celle du soufre «sec». Cependant, dans ce cas, le flux total reçu est, en valeur absolue, faible.

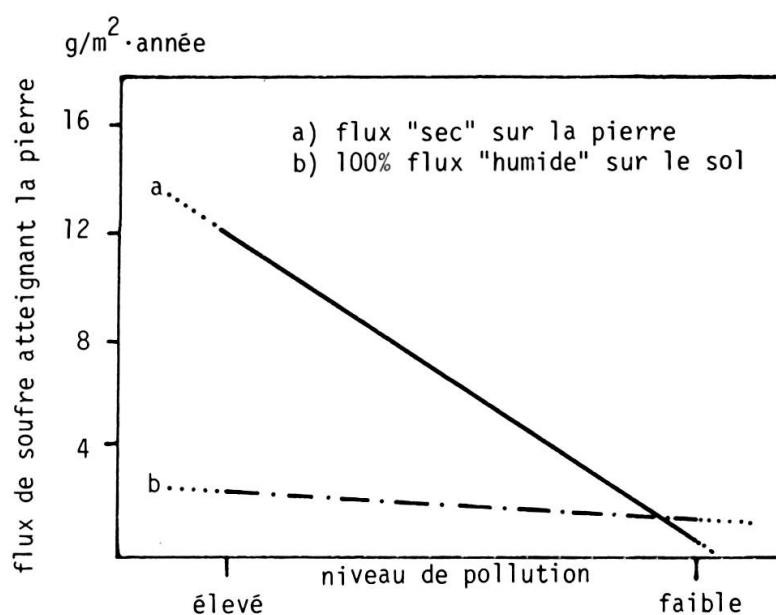


FIG. 10.

Relation entre le niveau de pollution et le flux de soufre atteignant la pierre.

Cette situation est schématiquement illustrée par la figure 10 basée sur les données du tableau 3. Cette représentation n'a évidemment qu'une valeur indicative.

#### 4. INFLUENCE DE L'EAU

Comme nous venons de le constater, l'eau de pluie, contrairement à une opinion fréquemment émise, n'est pas le principal véhicule des polluants soufrés, du moins dans les sites où le taux de pollution (imission) est important. Cependant, comme nous l'avons vu au chapitre 2 (fig. 7b), elle joue un rôle très significatif dans la répartition du soufre (gypse). Ce rôle est bien illustré par l'exemple suivant qui représente un cas particulièrement intéressant d'altération superficielle et profonde relativement avancée.

Sur la figure 11 sont reportés les diagrammes de distribution du soufre dans les trois zones A, B et C. La zone A, protégée par l'avant-toit, ne reçoit pas de pluie, la zone C est exposée à la pluie, tandis que la zone B est dans une situation intermédiaire (apports de pluie occasionnels). Le rôle de l'eau dans la distribution du soufre est évident.

Dans la zone A, où le soufre est très concentré près de la surface, la pierre est apparemment intacte (les traces de l'outil de travail de la pierre sont clairement visibles), mais friable sur 1-2 mm.

Dans la zone B, la pierre est un peu érodée et présente une certaine friabilité; les traces de l'outil ne sont pratiquement pas visibles à cause de l'érosion et d'une certaine expansion de la couche superficielle.

Dans la zone C, l'érosion est plus prononcée (joints saillants), mais les traces de l'outil sont bien visibles; la surface est ferme, mais la pierre présente des exfoliations en profondeur.

La quantité totale de soufre, environ 51 g/m<sup>2</sup> dans la zone A, 34 g/m<sup>2</sup> dans la zone B et 32 g/m<sup>2</sup> dans la zone C, montre qu'il n'y a pas d'apport massif de soufre dû à l'eau de pluie; la quantité de soufre plus faible en B et C est indubitablement due à l'érosion.

Soulignons la forte concentration en soufre dans la couche superficielle de la zone A (environ 22% en poids de CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O dans les premiers 0,5 mm), d'origine purement aérienne. Dans ce cas, le soufre (gypse) n'est peut-être pas la seule cause d'altération, mais, vu sa concentration, on peut présumer qu'il joue un rôle fondamental dans le processus qui conduit à la décohésion de la molasse. Dans les zones B et C, on peut comprendre assez aisément le phénomène d'érosion de la pierre peu cohérente produit par l'eau de pluie. Au contraire, il est difficile de prouver si la dissolution et la recristallisation du gypse joue un certain rôle dans le mécanisme d'exfoliation observé dans la zone C. Vu l'étalement de la courbe du soufre, la faible concentration du gypse dans la zone des exfoliations et la porosité de la pierre (16%), nous pensons que les pressions de cristallisation sont négligeables et que d'autres phénomènes (cycles de gel et dégel et d'humidification/séchage), en relation avec la seule présence de l'eau, sont responsables de tels dommages.

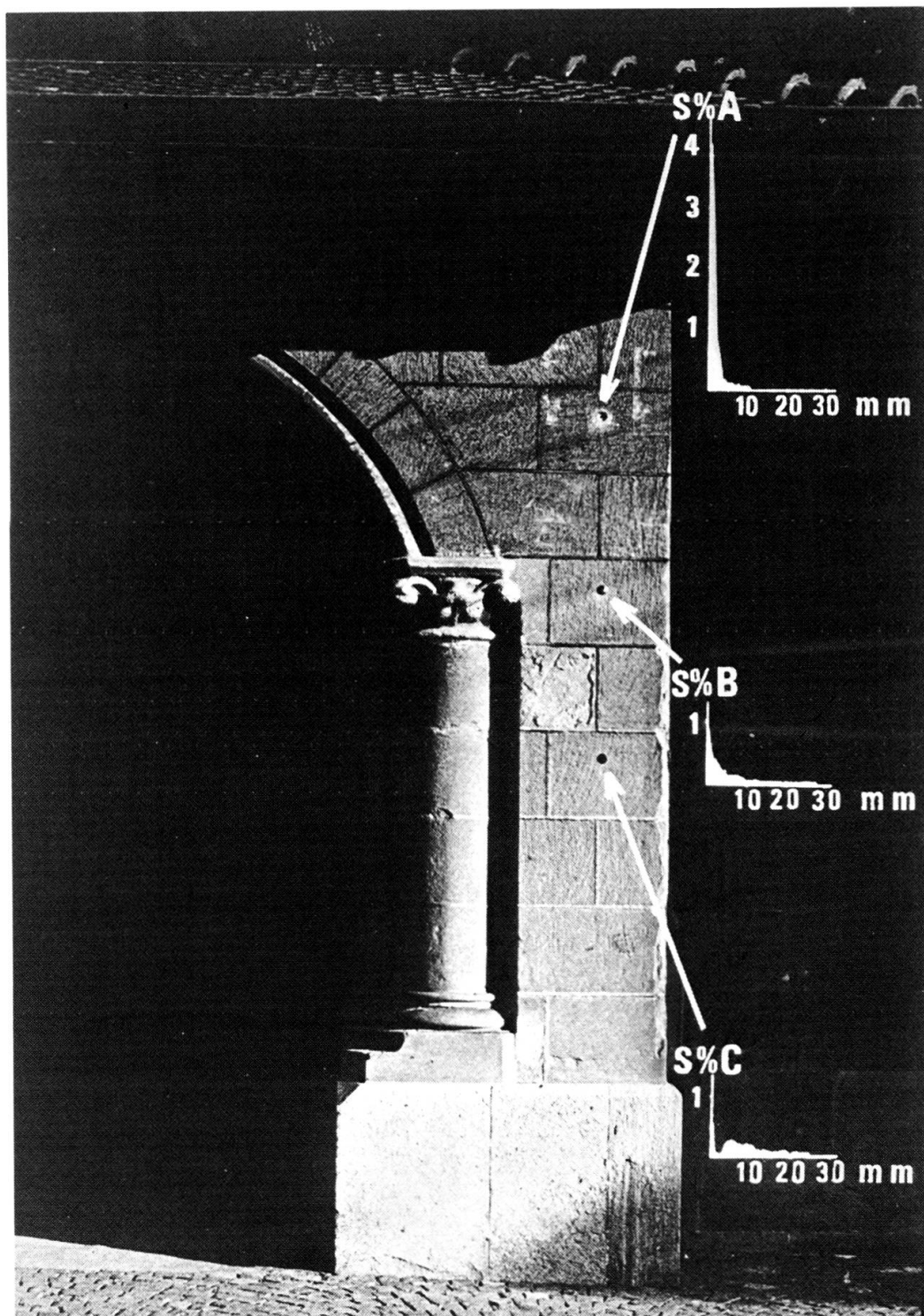


FIG. 11.

Portique de l'église Saint-François à Lausanne, côté ouest. Date de construction, 1903. Répartition du soufre dans la pierre en fonction de la profondeur.

## 5. CONCLUSIONS

L'étude de la répartition du soufre (gypse) d'origine aérienne dans des pierres en œuvre datées nous a permis de déterminer la vitesse moyenne d'accumulation des polluants soufrés au cours des septante dernières années, et de mettre au point une méthode pour déterminer la vitesse d'accumulation actuelle. Cette méthode a pu être appliquée sans difficulté, même dans des sites à très faible pollution atmosphérique.

En Suisse romande, le taux d'accumulation actuel de polluants soufrés varie entre 0,08 (site typiquement rural, Longirod) et 1,6 (centre ville, Genève)  $\text{gS/m}^2 \cdot \text{année}$ . A l'extérieur, les valeurs extrêmes (ville, campagne) se situent donc dans un rapport d'environ 20 à 1. Pour un bâtiment en ville (cathédrale de Lausanne), le rapport intérieur/extérieur est d'environ 1 à 80.

A Lausanne, le taux d'accumulation actuel est à peu près égal, ou même inférieur au taux moyen des septante dernières années. Les mesures effectuées concernent uniquement les polluants soufrés transportés par l'air (dépôt de soufre «sec»).

Toutefois, d'après les résultats des mesures et les données de la littérature, on peut admettre que, dans les sites à haut niveau de pollution, la quantité de polluants transportés par l'eau de pluie (dépôt de soufre «humide») est relativement faible. Seulement, dans les sites à très faible niveau de pollution (sites ruraux), le soufre «humide» atteignant la pierre peut dépasser en valeur relative le soufre «sec». Cependant, dans ces cas, le flux total reçu est, en valeur absolue, faible.

Contrairement à une opinion fréquemment émise, la pluie n'est donc pas le principal véhicule des polluants, elle joue par contre un rôle très important dans la mobilisation et la répartition des composés soufrés d'origine aérienne.

En l'état actuel de nos connaissances, on peut donc admettre que dans les sites urbains de Suisse romande, la pollution atmosphérique est un important facteur, peut-être le facteur prépondérant, de l'altération superficielle de la molasse. Son rôle est par contre secondaire, voire négligeable dans le cas d'altération profonde (plaques, cloques et fort amollissement). Ce type de dommages est imputable à d'autres causes d'altération, en relation avec l'eau, et apparaît aussi bien en ville qu'à la campagne.

## RÉFÉRENCES

- [1] SCHAFFER, R. J. «The weathering of natural building stones». Department of Scientific and Industrial Research, Special Report, n° 18, London, 1932, 149 p.
- [2] CAMERMAN, M. C. «Sur le cas d'altération des pierres de taille par les fumées», Annales de l'Institut technique du bâtiment et des travaux publics, n° 14, Paris, 1948, 20 p.
- [3] WINKLER, E. M. «Weathering rates of stone in urban atmosphere», The Conservation of Stone, I, Bologne, 1976, pp. 27-36.

- [4] FURLAN, V. et C. FÉLIX. «La dégradation de la pierre et les moyens de protection». *Chimia*, n° 36, 1982, pp. 313-319.
- [5] GIRARDET, F. et V. FURLAN. «Teneurs en sulfates, mesures de température et essais de simulation à l'église Saint-François à Lausanne». Actes 3<sup>e</sup> Congrès international sur la détérioration et la préservation de la pierre, Venise, 1979, pp. 245-252.
- [6] Données et documentation mises à notre disposition par M. H. Rollier du Laboratoire cantonal vaudois, Service de lutte contre les nuisances, M. J.-C. Landry, du Service de toxicologie industrielle et d'analyse de l'air du canton de Genève et M. W. Baehler, délégué à l'étude de l'environnement de la ville de Lausanne.
- [7] JACCARD, G., P. E. PILET, R. CHOLLET et W. BAEHLER. «Etude de la pollution atmosphérique de la ville de Lausanne». Rapport à l'intention de la Municipalité, Lausanne, 1976.
- [8] PILET, P. E. «Vingt ans de recherches et d'analyses sur la pollution de l'air lausannois en rapport avec les problèmes phytobiologiques». Rapport rédigé à l'intention de la Municipalité, Lausanne, 1981.
- [9] FÉLIX, C. «Molasse et grès de Villarlod (Fribourg)». Fiche technique, Laboratoire des matériaux pierreux de l'EPF-Lausanne, 1977.
- [10] BARRIE, L. A. «Environment Canada's long range transport of atmospheric pollutants program: atmospheric studies in acidic precipitations». Edité par Frank M. D'Jtri, Ann Arbor, Michigan, 1982, pp. 141-161.
- [11] JOHANNES, A. H., R. A. GOLDSTEIN et C. W. EHEN. «A watershed approach — The EPRI integrated lake watershed acidification study (ILWAS) in acidic precipitations». Edité par Frank M. D'Jtri, Ann Arbor, Michigan, 1981, pp. 237-250.
- [12] VERMEULEN, A. J. «The acid precipitation phenomenon — A study of this phenomenon and of a relationship between the acid content of precipitation and the emission of sulphur dioxide and nitrogen oxides in the Netherlands». *Polluted rain*, édité par T. Y. Toribara, M. W. Miller et P. E. Morrow, Plenum Press, New York et Londres, 1979, pp. 7-53.
- [13] JACOBSON, J. S., J. TROIANO, L. J. COLAVITO, L. I. HELLER et D. C. MCCUNE. «Polluted rain and plant growth». *Polluted rain*, édité par T. Y. Toribara, M. W. Miller et P. E. Morrow, Plenum Press, New York et Londres, 1979, pp. 291-305.
- [14] SLINN, W. G. N. «Some influence of the atmospheric water cycle on the removal of atmospheric trace constituents». *Atmospheric Chemistry*, édité par E. D. Goldberg, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 1982, pp. 57-90.
- [15] OCDE. «Rapport final d'étude». *Pollution atmosphérique* 16, 1977, pp. 355-366.
- [16] TRIPET, I. et P. WIEDERKER. «Etude du problème des précipitations acides en Suisse». EPF-Lausanne, Institut du génie de l'environnement, travail de recherche postgrade, 1983, 77 p.
- [17] LUCKAT, S. «Quantitative Untersuchung des Einflusses von Luftverunreinigungen bei der Zerstörung von Naturstein». *Staub-Reinhalt, Luft* 41, 1981, pp. 440-442.
- [18] PERSEKE, C., H. W. GEORHII et E. ROHBOCK. «Investigation of the regional distribution of wet deposition of pollutants». *Physico-chemical behaviour of atmospheric pollutants*, édité par B. Versino et H. Ott, Reidel Publishing Company, Dordrecht, 1982, pp. 410-417.
- [19] Données mises à notre disposition par H. Rollier, du Laboratoire cantonal vaudois, Service de lutte contre les nuisances.
- [20] Données mises à notre disposition par J. C. Landry, du Service de toxicologie industrielle et d'analyse de l'air du canton de Genève.
- [21] PAULY, J. P. «Etude sommaire du bilan hydrologique d'un mur». *Lithoclastia* 1, 1975, pp. 53-82.
- [22] SNEYERS, R., E. MEERT, D. SOUBRIER et G. Van ACKERE. «Intensité de la pluie battante et pression du vent sur les façades». *CSTC Revue* 2, 1919, pp. 22-38.
- [23] LIVINGSTON, R. A. «Estimation of mass balances for the statue of Phoenicia». University of Maryland, International Report, 1982, 50 p.



