

Ecoles polytechniques fédérales  
Institut fédéral pour l'aménagement,  
l'épuration et la protection des eaux

EAWAG CH-8600 Dübendorf, Suisse/Switzerland

Août/August 1978

## Approche expérimentale à certains problèmes écologiques d'eaux courantes

W. Edelmann, E. Eichenberger, K. Wuhrmann

### Remarques générales: Simulation d'eaux courantes en canal expérimental

Les cours d'eau constituent les récepteurs immédiats de la plupart des écoulements naturels du sol et des eaux usées de la majorité de la population mondiale. Ils servent à la fois de réservoir naturel d'eau potable pour une grande partie des êtres supérieurs y compris l'homme. Il est donc essentiel d'explorer le fonctionnement de ces écosystèmes et d'étudier leur sensibilité à l'intervention de l'homme. L'écologie des eaux courantes, l'interdépendance entre la biocénose benthique et la biocénose en dérive d'une part et des facteurs tels que les caractéristiques chimiques de l'eau, les conditions hydrauliques, le flux de lumière, la température de l'eau etc. d'autre part. Un éminent problème en écologie «appliquée» de cours d'eau en zone industrialisée ou fortement peuplée se rapporte à la protection de ces eaux contre la pollution et plus spécifiquement à l'établissement de normes chimiques («river standards»). Deux questions se posent alors: 1. Quels sont les effets biocénotiques des concentrations ordonnées par décret administratif pour certains polluants? et 2. Dans quelle mesure ces normes maintiennent-elles une rivière à un état voulu, ou permettent-elles de la ramener d'un état inacceptable à un état désiré? Une réponse à ce genre de questions exige des connaissances approfondies sur les taux et les mécanismes de régulations internes des communautés d'eaux courantes et sur les rapports de cause à effet de tout impact de l'activité humaine. Seuls des essais rigoureusement contrôlés permettent d'acquérir des

## Experimental Approach to Problems in River Ecology

W. Edelmann, E. Eichenberger, K. Wuhrmann

### General considerations on river simulation with artificial channels

Rivers are the immediate recipients for most of the natural runoff from land and for the waste waters of the majority of the world population. At the same time, they serve as natural drinking water reservoirs for a large part of the higher terrestrial animals including man. The exploration of the functioning of these ecosystems and their sensitivity to man-made impacts, therefore, is a vital necessity. River ecology comprises the interactions between typical factors like water chemistry, flow conditions, light flux, water temperature etc. and the biocenosis on river bottoms or in the flowing wave. One eminent problem in «applied» ecology of rivers in industrialized and heavily populated areas is, for instance: What are the effects of chemical river standards imposed by administration? To which extent will these chemical standards maintain a river ecosystem in a wanted condition or transform it from an undesirable state in a desirable one? It is almost impossible to answer such questions in quantifiable terms without a background knowledge on rates and mechanisms of internal regulations in river ecosystems and of cause - effect relationships of any impact imposed by human activities. Well controlled experiments are the only means for arriving at unbiased information of this sort. Due to the large and frequently stochastic variability of physical factors and of man-made impacts (e.g. discharge, variance in waste flows), the gathering in natural rivers of systematic and quantitative information of general validity is, if at all possible, technically difficult and mostly

Fig. 1

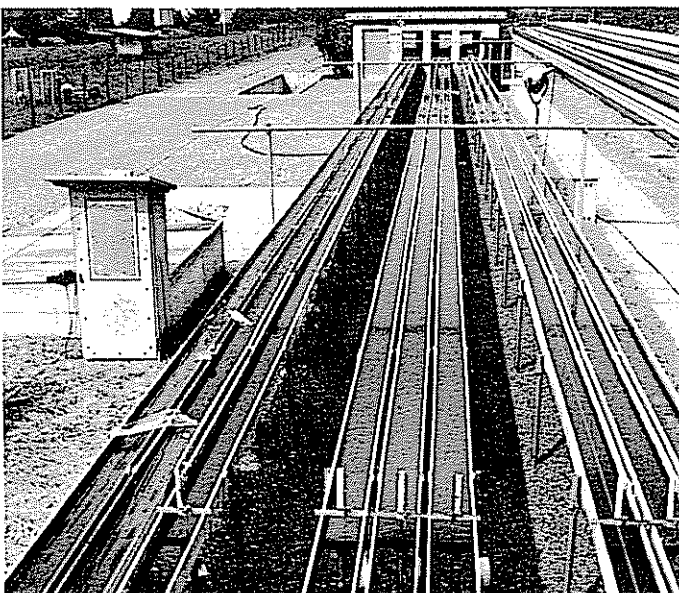


Fig. 2



Table 1: Photosynthetic efficiency of a phototrophic phytocenosis in a channel fed with ground water, nutrients and trace elements

Experimental period	Type of energy input	Efficiencies		
		$\eta_1$	$\eta_2$	$\eta_3$
I	Global radiation on horizontal surface	3.8 %		2.4 %
	Global radiation inside the channel	7.3 %	64 %	4.7 %
	Radiation 400–700 nm, in channel, under water and foil	15.6 %		10.0 %
II	Global radiation on horizontal surface	4.3 %		1.8 %
	Global radiation inside the channel	8.8 %	43 %	3.8 %
	Radiation 400–700 nm, in channel, under water and foil	19.6 %		8.4 %

$\eta_1$ : glucose formed / radiation energy input     $\eta_2$ : biomass formed / glucose formed     $\eta_3$ : biomass formed / radiation energy input

connaissances impartiales. Les facteurs physico-chimiques et l'interférence humaine étant d'une grande variabilité souvent stochastique (tels les débits, variations de charges de polluants etc.), il est techniquement fort difficile, sinon impossible, de recueillir dans des cours d'eaux naturels des données systématiques en quantités suffisantes. C'est pourquoi, le canal expérimental est préféré par de nombreuses stations de recherche pour l'étude précise de questions écologiques sur les eaux courantes. Il y a 30 ans déjà, EAWAG initia ce genre d'investigation, et il s'est accumulé une expérience considérable en techniques expérimentales et sur les possibilités et limites d'essais écologiques.

Les deux systèmes de canaux actuellement en service (Fig. 1 et 2) représentent deux écosystèmes différents en raison de leurs différentes longueurs de trajets, construction et débit maximum d'eau respectifs. Ils permettent de combiner de nombreuses conditions physiques et chimiques dans la simulation d'eaux courantes naturelles. Pour toute expérimentation en canal, la question cruciale est de savoir si les résultats sont transposables dans la nature: la logique et l'expérience nous enseignent que des systèmes vierges exposés à l'invasion spontanée d'organismes et à des facteurs physico-chimiques identiques en qualité et en quantité adopteront une composition biocénologique semblable. Ainsi, dans bien des cas, l'interprétation de résultats expérimentaux est beaucoup plus facile et plus immédiatement exploitable que l'on n'imaginait.

#### Exemple expérimental:

#### Rapport entre la croissance de biomasse photosynthétique (production primaire) et la perte de biomasse (par consommation et dérive) dans une eau courante.

Pour déterminer la production primaire brute et nette d'un cours d'eau, il faut établir avec précision: a) l'afflux de lumière, b) le bilan diurne et nocturne de l'oxygène dissous, c) l'augmentation de poids de la biomasse (standing crop), d) la part de biomasse consommée par les herbivores et e) la dérive de biomasse. Il est fort difficile de recueillir objectivement de telles données dans un cours d'eau naturel. Dans nos canaux expérimentaux, par contre, la production diurne d'oxygène par photosynthèse et la consommation nocturne par respiration sont mesurées de façon précise en relevant en permanence la concentration en oxygène dissous dans l'eau au début et à la fin d'un trajet dont la surface est recouverte d'une bâche de polyéthylène (épaisseur 0,05 mm) qui empêche tout échange d'oxygène avec l'atmosphère. De même, la luminosité totale et le flux des quanta de lumière de longueurs d'ondes exploitables par la photosynthèse sont continuellement enregistrés à l'intérieur des canaux (compte tenu de la réflexion et de l'absorption de lumière par la bâche en matière plastique). La production nette de biomasse, c.-à-d. la

very expensive and time-consuming. Therefore, experiments in artificial channels have been used in many places for answering specified questions in river ecology. EAWAG started such work already 30 years ago, and considerable experience on experimental techniques and the possibilities and limitations of ecological assays has accumulated.

The two channel systems presently in use (Figures 1 and 2) represent different ecosystems according to their size, construction and maximum discharge. They are permitting the simulation of natural waters within a wide range of combinations of physical and chemical conditions. The crucial problem of all channel experiments concerns the applicability of the results in nature: Simple logic as well as experience indicate that any system exposed to organismic invasion from the outside and to quantitatively and qualitatively similar environmental physical and chemical factors will in time approach comparable biocénological conditions. Thus, the interpretation of experimental results is in many cases much easier and much more direct than one would think.

#### Experimental example:

#### Biomass growth (primary production) versus biomass losses (drift and grazing) in rivers.

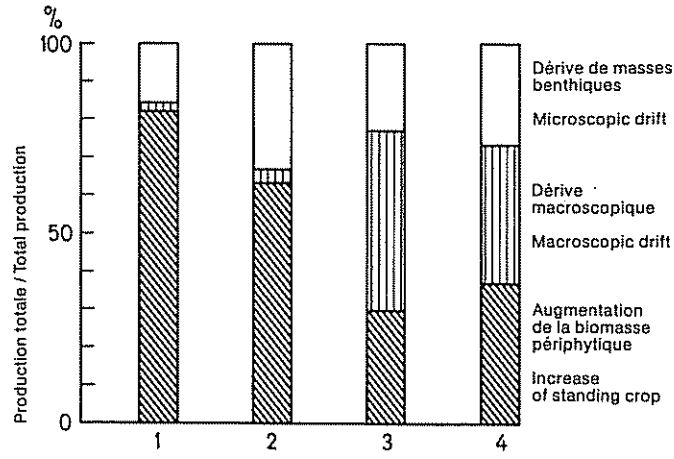
Measurement of gross and net primary production in rivers requires the precise determination of a) influx of light, b) day and night  $O_2$  balance, c) biomass weight increase, d) biomass consumption by grazers and e) biomass displacement by drift. Unbiased assembling of these data is extremely difficult in natural water courses. In our channels, however, the precise measurement of biological oxygen production at daytime and respiratory consumption at night is easily possible by permanently recording the oxygen concentration in the water at the beginning and at the end of an experimental reach, the water surface of which is covered by a polyethylene sheet, 0.05 mm thick, excluding any oxygen exchange with the atmosphere. The global irradiation and the flux of light quanta of photosynthetically active wave lengths may be continuously recorded inside the channels under due consideration of reflection and absorption of radiation by the plastic foil. Net biomass production, i.e. the increase of standing crop plus the quantity of macroscopic and microscoping drifting biomass, is determined by adequate sampling methods. In an experiment in which grazing was artificially suppressed, the phototrophic phytocenoses were composed of filamentous algae (dominant: *Tribonema minus*) and a thin crustacean cover on stones and channel walls of mainly diatoms (*Achnantes sp.*). An energy balance was established on the basis of the equation for photosynthesis (6 moles  $O_2$  equals 1 mole of glucose produced). Table 1 shows the rate of  $CO_2$  assimilation and the rate of conversion into biomass of the glucose formed. In growth period I (exponential growth phase), glu-

**Fig. 3**  
Quota de masse benthique macroscopique et microscopique en dérive et quota de récolte par rapport à l'alimentation du canal. Période de croissance 8-10 jours. Production totale = 100%.

1:  
Canal témoin; eau souterraine, durée d'observation 8 jours.

2:  
Eau souterraine enrichie de 0,2% d'eau usée présédimentée, durée d'observation 8 jours.

3 et 4:  
Eau souterraine enrichie de matières nutritives inorganiques et d'éléments en traces, durée d'observation 10 jours.



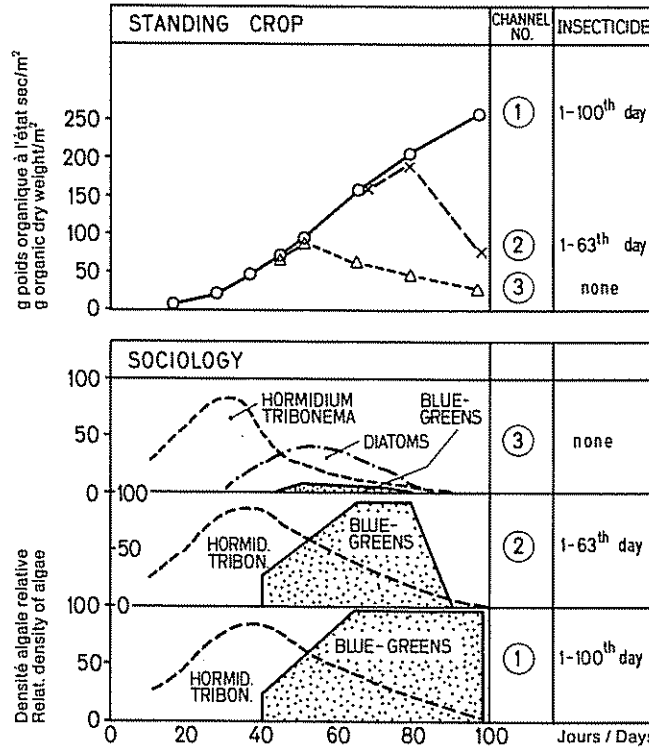
**Fig. 3**  
Proportions of macroscopic and microscopic drift and of increase of standing crop in channels with different nutrient supply within a growth period of 8-10 days. Total production = 100%.

1:  
Ground water (control), observation period 8 days.

2:  
Ground water enriched with 0.2% sedimented sewage, observation period 8 days.

3 and 4:  
Ground water enriched with inorganic nutrients and trace elements, observation period 10 days.

**Fig. 4**  
Effets de l'activité d'insectes herbivores sur l'évolution d'une communauté algale benthique. Essais en canaux expérimentaux (longueur 75 m, section 20x20 cm, débit 1 l/sec, juin-septembre 1976).

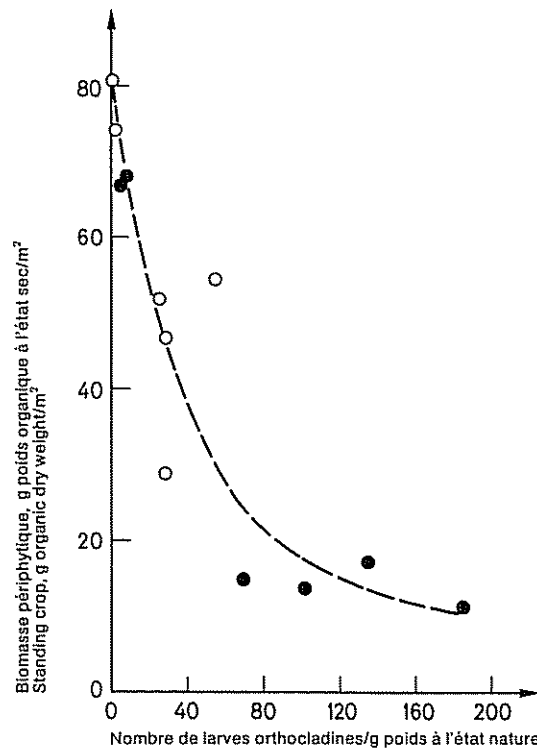


**Fig. 4**  
Effect of insect grazing on the development of benthic algal communities. Experiments in channels (75 m long, 20x20 cm cross section, groundwater flow 1 l/sec., June-September 1976).

Insecticide: rotenone 9 mg/l à raison d'une heure nocturne par semaine. Valeurs de densité: estimations de la surface couverte et de la masse végétale exprimées en % du maximum possible. Récoltes: moyenne de 4 lots, superficies 10 dm², répartis à distances égales le long du trajet.

Insecticide: rotenone 9 mg/l 1 night hour per week. Density of vegetation: estimate of coverage and bulk expressed as % of possible maximum. Standing crop: average of 4 plots of 10 dm² equally spaced along the channels.

**Fig. 5**  
Augmentation de la masse périphytique (standing crop) dans les sections supérieures (○) et inférieures (●) de 6 canaux soumis à une activité croissante d'herbivores.



Durant le premier mois de colonisation par des algues, les insectes sont supprimés dans tous les canaux. En combinant l'élimination des œufs et le traitement à l'insecticide, la consommation herbivore est maintenue durant 20 jours à des degrés divers. Chaque point représente la moyenne de 3 lots de 10 dm² de surface, placés à 2 m l'un de l'autre (août-septembre 1975).

**Fig. 5**  
Standing crop in upper (○) and lower (●) sections of 6 channels subjected to increasing grazing pressure.

The insects were suppressed in all the channels during the first month of colonization by algae. By combination of egg removal and application of insecticide, different degrees of grazing pressure were then maintained for 20 days. Each point represents the average of 3 plots of 10 dm² surface, 2 m apart from each other (August-September 1975).

croissance végétale entre deux récoltes plus les quantités de biomasse macroscopiques et microscopiques éliminées par dérive sont déterminées par des méthodes d'échantillonnage adéquates. La consommation par les herbivores est prévenue au moyen d'un insecticide. Dans un essai avec une phytocénose phototrophique se composant d'algues filamenteuses (dominantes: *Tribonema minus*) et d'une fine couche algale recouvrant les pierres et les parois du canal dont essentiellement des diatomées (*Achnantes sp.*), nous avons dressé un bilan énergétique sur la base de l'équation de la photosynthèse (6 moles de O<sub>2</sub> pour la production de 1 mole de glucose). Au tableau 1 figurent le taux d'assimilation de CO<sub>2</sub> et le taux de conversion en biomasse du glucose produit. Durant la période de croissance I (phase de croissance exponentielle), la part du glucose transformé en biomasse est considérable (64%). Durant la période de croissance II, cette valeur décroît à environ 43% en raison du début de décomposition de la biocénose. Cette période, caractérisée par une faible luminosité, marque cependant l'activité photosynthétique la plus intense avec des valeurs d'utilisation de quanta lumière mesurées très élevées. Ces résultats démontrent l'extrême efficacité des communautés microphytiques des eaux courantes à utiliser l'énergie solaire.

Il est le fait qu'une partie du périphyton se détache continuellement et quitte la phytocénose dans le courant. Le taux de perte dépend partiellement des espèces constituant cette masse végétale, et dès lors de la composition chimique de l'eau (Fig. 3). Dans la nature, cependant, l'activité d'animaux aquatiques, en particulier de larves d'insectes, constitue un second et important mécanisme d'équilibrage dynamique de la croissance et de l'établissement de masse végétale. Une dose du pesticide rotenone supprimant les populations d'insectes sans endommager la végétation permet d'évaluer les pertes dues à cette activité herbivore. La diminution de la végétation a lieu en partie par la consommation directe des herbivores et en partie par les dommages qu'il causent en dégageant les végétaux, provoquant ainsi leur dérive précoce. Nous avons relevé des quantités de masses végétales en dérive plusieurs fois supérieures dans le canal non traité à l'insecticide. Par ailleurs, la faune invertébrée influence également la **succession** des algues benthiques dans les eaux courantes par des mécanismes tels que 1° la destruction par consommation sélective suivant l'espèce et 2° par défrichage de surfaces rendues ainsi accessibles à la colonisation par des espèces qui autrement ne pourraient soutenir la compétition en des endroits déjà peuplés. Il va de soi que tous ces phénomènes dépendent fortement des conditions hydrauliques, chimiques et climatiques qui régissent la biocénose d'une eau courante.

L'évolution quantitative et qualitative respective de la flore de trois canaux soumis à différents traitements à l'insecticide est présentée à la figure 4. Dans les trois canaux, la colonisation débuta par l'apparition d'une communauté d'algues filamenteuses (*Hormidium* et *Tribonema*). Au bout d'un mois environ, celles-ci commencèrent à dépérir pour des raisons climatiques. Les canaux 1 et 2 traités à l'insecticide se recouvrirent alors d'une couche compacte d'algues bleu-vertes (*Phormidium* et *Oscillatoria ssp.*). Dès la cessation du traitement au rotenone (dans le canal 2, 63ème jour), la croissance de ces algues fut interrompue en raison du renouveau d'activité des larves d'insectes herbivores, et la destruction de la communauté d'algues progressa rapidement. Dans le canal témoin no. 3, par contre, les communautés «naturelles» productrices et consommatrices suivirent une évolution toute différente: une courte période de croissance de diatomées remplaça les algues filamenteuses qui s'étaient détachées, et au bout de 3 mois, il ne resta plus qu'une couche de détritus et des colonies de quelques algues unicellulaires telles que les *Scenedesmus* et *Chlorella* qui ne constituaient plus qu'une fraction de la biomasse relevée dans les canaux ayant subi une inhibition herbivore. Il ressort de plusieurs essais qu'en leur période de maturation, approximativement deux larves

cose was transformed into biomass to a large extent (64%). This value decreased in growth period II to about 43% due to the beginning decomposition of the biocenosis. In this period, however, the photosynthetic efficiency reached its optimum, and very high values of light-quanta utilization were measured at low light intensities. The results indicate that the microphyte communities in rivers are extremely efficient in the utilization of light energy.

A large portion of the biomass is continuously detaching from the river bed and leaves the phytocenosis as drift. The rate of this loss depends partly on the species composition of the growths and, hence, on the water chemistry (Fig. 3). In nature, the activity of water animals, especially insect larvae, represent a second important mechanism in the establishment of dynamic «equilibria» of production and standing crop. Such grazing effects can be quantified in our channels when dosing the pesticide rotenone. This eliminates the insect populations without damaging the plants. The grazers dispose of the vegetation partly by consumption and partly by damaging and loosening the periphytic growths, thus promoting their detachment. A several-fold increase of the microphytic drift was recorded as a result of this latter activity of insects. The invertebrate fauna also influences the **succession** of the benthic algae in rivers by mechanisms such as 1) destruction of the vegetation by species' selective consumption or 2) clearing of surfaces from growths and opening them to colonization by species which otherwise could not compete and establish themselves in overgrown locations. It is understood that all these effects are heavily depending on hydraulic, chemical and climatic conditions governing a river ecosystem.

Figure 4 exemplifies the quantitative and qualitative development of the vegetation in channels submitted to three different treatments with insecticides. In all channels, the colonization started with the formation of a community of filamentous algae (*Hormidium* and *Tribonema*). After about 1 month, the filaments began to desintegrate for climatic reasons. In channels 1 and 2, in which insects were suppressed by the insecticide, a compact cover of blue-greens (*Phormidium* and *Oscillatoria ssp.*) was then established. This succession of blue-greens was interfered by grazing insect larvae as soon as the dosing of rotenone was stopped (chan. 2, 63rd day). As can be seen from Fig. 4, the opening of channel 2 to the colonization by insects after 63 days of insecticide treatment, initiated a rapid destruction of the blue-green algae community. In the control channel no. 3, however, the «natural» community of producers and consumers followed a completely different development: a short growth of diatoms replaced the detaching filamentous algae and finally, after a period of 3 months, there remained but a layer of detritus and colonies of some unicellular algae like *Scenedesmus* and *Chlorella*, all together adding up to a small fraction of the biomass in the channels where grazing had been prevented. Several experiments indicate that approximately two *Orthocladine* larvae per cm<sup>2</sup> are sufficient for reducing the algal vegetation in the channels to a miserable rest of detritus during their maturation period. Casual field observations demonstrate similar effects in nature. Many rivers which lack algal growths and appear to be nonproductive are just overcropped by insect larvae as for instance *Orthocladines* (Fig. 5).

Grazing insect species like *Chironomids* go through a winged stage. Terrestrial conditions will then control their behaviour (e.g. egg deposition) and thus have an important though indirect effect on processes in the aquatic environment. The vegetation bordering a river and acting as a wind break or otherwise favouring the flying stages of herbivorous insects will, therefore, tend to increase the grazing pressure on the periphyton. Conversely, any effects reducing the populations of the various stages of herbivores may further the growth of algae. The grazing activity of water animals is obviously a highly effective mechanism in the control of algae growth on river beds and may be a determinant factor in what is called «river eutrophication».

d'orthocladines par  $\text{cm}^2$  suffisent à réduire à un misérable reste de détritus la végétation algale d'un canal. Des phénomènes semblables se produisent dans la nature. Bien des cours d'eau qui ne présentent apparemment pas de croissance algale et qui de ce fait semblent improductifs sont tout simplement surexploités par des larves d'insectes telles que les orthocladines (Fig. 5).

Certains groupes d'insectes herbivores tels que les chironomides traversent un stade ailé. Leur comportement est alors réglé par des conditions terrestres qui exercent une forte bien qu'indirecte incidence sur certains processus du

milieu aquatique (notamment la déposition des œufs). La végétation qui borde un cours d'eau, faisant effet de paravent ou favorisant autrement l'état ailé des insectes herbivores, contribuera donc à accroître la menace herbivore pesant sur le périphyton. Inversement, tout phénomène réduisant la population des insectes herbivores, à quel stade que ce soit, favorisera la croissance algale. En fait, l'activité des herbivores aquatiques s'avère être un mécanisme hautement efficace de contrôle de la croissance algale dans le benthos. Elle pourrait être un facteur déterminant dans ce qui est communément appelé l'«eutrophication» d'un cours d'eau.

### Détermination quantitative des bases d'ammonium quaternaire dans l'eau et les eaux usées

E. R. Michelson

Plusieurs méthodes analytiques ont été mises au point pour le contrôle de la biodégradation et de l'élimination des bases d'ammonium quaternaire (BAQ) durant le traitement des eaux usées<sup>1, 2, 3)</sup>. La plupart d'entre elles ne donnent cependant pas satisfaction lorsqu'il s'agit d'eaux de surface ou d'eaux usées brutes. Les expériences décrites ci-après font partie d'un essai pour déterminer quantitativement le BAQ dans les eaux de surface et les eaux usées en concentrations de  $< 0,1 \text{ mg/l}$ .

Le principe de la méthode est schématisé dans la fig. 6: le réactif de Dragendorff modifié ( $\text{BaBI}_4$ ) forme des sels de couleur avec le BAQ, sels dont le maximum d'absorption à la lumière visible se trouve entre 447 et 453 nm. En combinaison avec la chromatographie en couche mince et la détermination densitométrique de l'absorption sur place, la méthode permet de quantifier des quantités de BAQ  $< 1 \mu\text{g}$ . Pour le calibrage, on utilise un étalon provisoire. Les solutions concentrées nécessaires pour la pose des échantillons sur la plaque proviennent de solutions obtenues en exécutant la méthode Wickbold pour l'analyse de détergents nonioniques synthétiques. Ainsi, le même échantillon peut servir à la détermination en parallèle de combinaisons nonioniques et cationiques surface-actives. L'évaluation des résultats peut être effectuée par une calculatrice. Pour six composés typiques, le coefficient d'extinction molaire dans l'acétone a varié entre  $3,75 \cdot 10^{-2}$  et  $10,1 \cdot 10^{-2}$ . Les courbes de calibrage étaient

### The Quantitative Determination of Quaternary Ammonium Bases in Water and Waste Water

E. R. Michelson

Several analytical methods have been developed to monitor the biodegradation and elimination of quaternary ammonium bases (QAB) during waste water treatment<sup>1, 2, 3)</sup>. However if applied to surface water or raw sewage most of them exhibit shortcomings. The following is an attempt to determine quantitatively QAB in surface and waste water in concentrations  $< 0.1 \text{ mg/l}$ .

The principle of the method is schematised in Fig. 6: Modified Dragendorff reagent ( $\text{BaBI}_4$ ) forms colored salts with QAB, showing an absorption maximum in visible light of 447 to 453 nm. In combination with thin layer chromatography and densitometric determination of the absorption in situ, it is possible to quantify amounts  $> 1 \mu\text{g}$  QAB. Calibration is done by a provisional standard. The concentrates required to apply the samples on the thin layer plate are derived from solutions obtained in the course of the Wickbold method for the analysis of nonionic surface active compounds. Thus the same sample can be used for determination in parallel of nonionic and cationic surface active compounds. A computer evaluates the results. For six typical compounds the molar extinction coefficient in acetone varied between  $3.75 \cdot 10^{-2}$  and  $10.1 \cdot 10^{-2}$ . Calibration curves were linear in the range of 0.2 to 15  $\mu\text{g}$ .

Further details of the procedure are given elsewhere<sup>4)</sup>. The results of four samples with various ratios of municipal waste water/industrial waste water (textile and dying indus-

Le Dr. Ejnar Michelsen, l'auteur de cette contribution, prend sa retraite après 18 années d'activité à l'EAWAG. Après ses études d'ingénieur-chimiste à l'EPF, il a d'abord travaillé dans l'industrie. Entré à l'EAWAG en 1959, il s'est consacré à l'étude des produits chimiques, en particulier en ce qui concerne les problèmes qu'ils posent à la protection des eaux, de même qu'à l'étude de problèmes spéciaux en rapport avec les analyses chimiques (métaux et détergents).

En tant que membre du groupe d'experts pour les détergents auprès de l'OECD, groupe dont il a été le président de 1973 à 1975, il s'est occupé des méthodes d'analyse des détergents anioniques, nonioniques et cationiques. L'engagement personnel d'Ejnar Michelsen dans ce groupe d'experts, son esprit conciliant et sa connaissance des langues ont considérablement contribué à promouvoir la collaboration internationale dans le domaine de l'analyse des détergents.

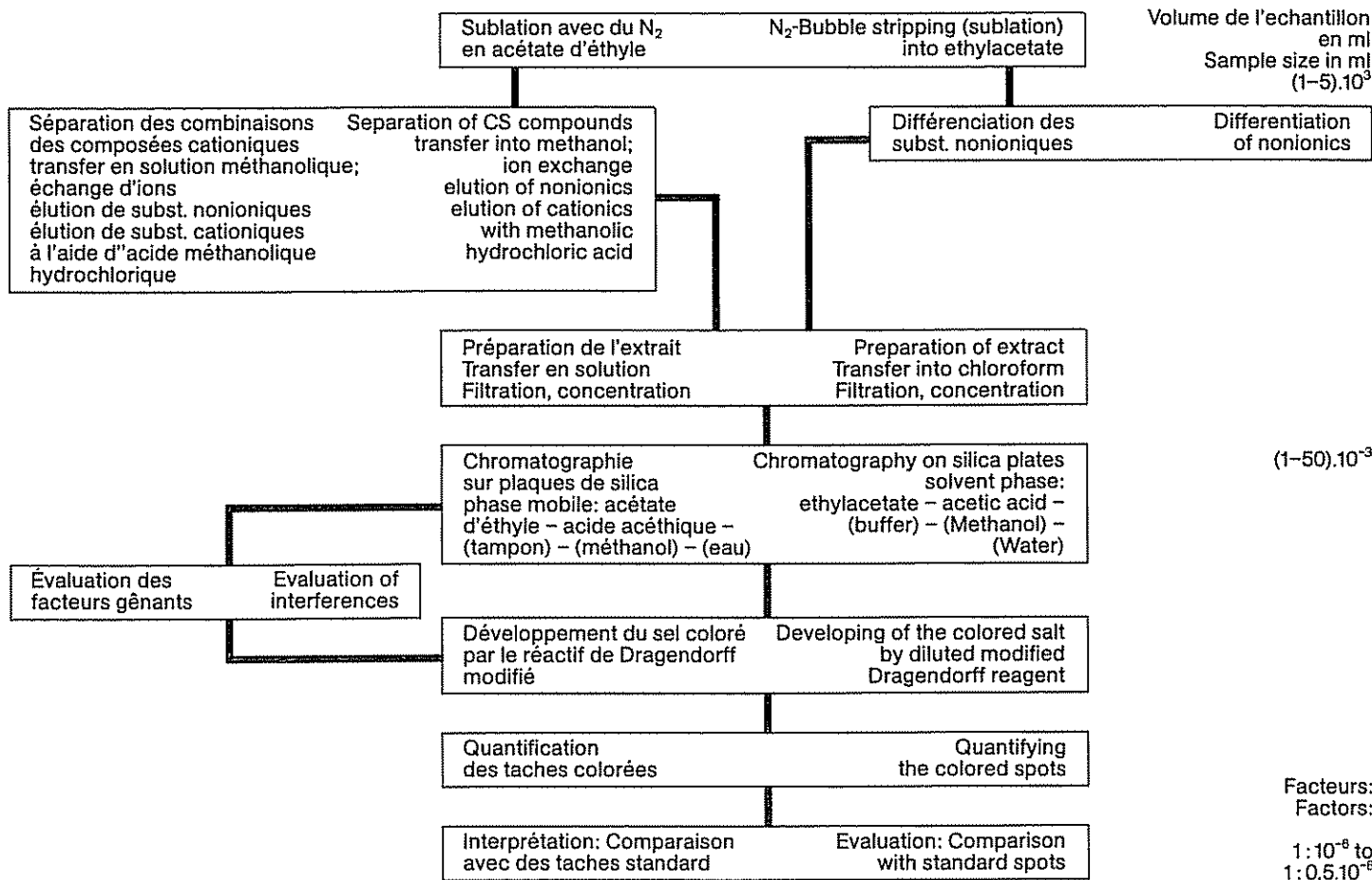


The author of this article, Dr. Ejnar Michelsen, has retired from the Swiss Federal Institute for Water Resources and Water Pollution Control (EAWAG) after 18 years of service. After graduating from the Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, in Chemical Engineering, he first worked for industry. In 1959 he joined the EAWAG and was particularly concerned with the analysis of chemical products and with the problems they create for water pollution. He also dealt with special problems of analytical chemistry (metals and detergents). As a member of the OECD expert commission for detergents which he headed from 1973-1975, he was concerned with analytical methods for the determination of anionic, nonionic and cationic surfactants.

His commitment to this expert group combined with his personal qualities and his linguistic skills contributed greatly to international cooperation in the field of detergent analysis.

Fig. 6: Schéma de la méthode analytique

Fig. 6: Scheme of the analytical procedure



droites entre 0,2 à 15 µg. L'écart standard était de 20% pour 1,5 µg et de 6% pour 5 et 6 µg et les coefficients de corrélation étaient respectivement de 0,982 et > 0,995.

D'autres détails du procédé sont donnés ailleurs<sup>4)</sup>.

Le tableau 2 donne les résultats des analyses de quatre échantillons contenant des proportions différentes d'eaux usées industrielles (industrie des textiles et des colorants) et de deux échantillons d'eaux usées communales avant et après l'épuration (traitement biologique). Les concentrations de BAQ dans les eaux d'égout se situent donc probablement entre 0,03 et 0,1 mg/l. Elles peuvent cependant facilement dépasser 0,1 mg/l si les eaux usées reçoivent des effluents de l'industrie des textiles ou des colorants. Dans les stations d'épuration biologique, on peut s'attendre des taux d'élimination de l'ordre de 60%.

Il convient, dans l'interprétation des résultats ci-dessus, de faire quelques réserves quant à l'étalon provisoire. La détermination du BAQ se rapporte à l'étalon myristyle-diméthyle-benzyle-chlorure d'ammonium (MDMB, poids moléculaire 403,5), bien que, sur neuf adoucisseurs de lessive utilisés dans les ménages, six d'entre eux contiennent des distearyle-diméthyle-chlorure d'ammonium (DSDM, poids moléculaire 585,5) comme composants actifs. Or, les différences de poids moléculaire et les impuretés (homologues) dans le DSDM de qualité technique font que, pour les mêmes quantités, l'intensité de la couleur du sel DSDM est à moitié moins forte que celle du sel MDMB.

Suivant les limites de détection de la chromatographie quantitative à couche mince sus-mentionnée, il est possible de déterminer 0,001 à 0,004 mg/l de BAQ, avec une déviation standard, selon étalon provisoire, de 6 à 20%. Ainsi, la méthode peut être considérée comme satisfaisante pour la détermination de concentrations de BAQ dans les eaux usées et les effluents secondaires.

try) and two additional samples of a municipal waste water before and after purification (secondary treatment) are compiled in Table 2. Concentrations of QAB in municipal waste water range typically from 0.03 to 0.1 mg/l. In waste waters heavily influenced by effluents from textile or dyeing industry, concentrations may rise above 0.1 mg/l. In biological treatment plants, rates of elimination of ca. 60% can be expected. In evaluating these results, reservations should be made with respect to the provisional standard. The determination of QAB refers to the standard myristyl-dimethyl-benzyl-ammonium-chloride (MDMB, molecular weight 403.5), although six out of nine laundry softeners for use in households contain distearyl-dimethyl-ammoniumchloride (DSDM, molecular weight 585.5) as active compound. The difference in molecular weight and the impurities (homologues) in the technical grade DSDM cause that for the same amounts the color intensity of the DSDM-salt equals about half the color intensity of the MDMB-salt.

The method may be considered appropriate to determine concentrations of QAB in waste waters and secondary effluents. 0.001 to 0.004 mg/l QAB can be determined with a provisional standard deviation 6 to 20%.

References:

- 1) E. R. Michelsen, in «Richtlinien für die Untersuchung von Abwasser, 8. Mai 1974, Eidg. Departement des Innern: 42-6.
- 2) J. Waters, W. Kupfer, Anal. Chim. Acta 85 (1976) p. 242.
- 3) E. R. Michelsen, literature index in «Analysenmethoden von Tensiden...», Annual Conference SEPAWA 1977, Bad Dürkheim, in press, Fette-Seifen-Öle-Wachse.
- 4) E. R. Michelsen, «Analytic Determination of Cationic Surfactants in Water and Waste Water», in press, Tenside-De-tergents.

Origine	BAQ en mg/l* / QAB in mg/l*		Origin
	Valeurs individuelles / Single values	Valeurs moyennes / Average	
Eaux usées domestiques et industrielles, principalement de l'industrie métallurgique	0.043 0.030	0.036	Domestic and industrial mainly from metal industry
Eaux usées domestiques et de l'industrie des textiles	0.050 0.102	0.076	Domestic and textile industry
Eaux usées domestiques et de l'industrie des colorants	0.62 0.30	0.45	Domestic and dyeing industry
Eaux usées domestiques et de l'industrie des textiles et des colorants	0.13 0.14 0.12	0.13	Domestic, dyeing and textile industry
Eaux usées communales clarifiées	0.060 0.042 0.059 0.064	0.056	Municipal
Eaux usées communales, après épuration biologique	0.026 0.018 0.019 0.025	0.022	Municipal after secondary waste water treatment

\* en tant que myristyle-diméthyle-benzyle-chlorure d'ammonium, MDMB, 2 aq., pds mol. 403,5

\* as myristyl-dimethyl-benzyl-ammoniumchloride, MDMB, 2 aq., mol. wt. 403,5

### La qualité des rivières suisses en 1974/75

P. Perret

On a étudié 270 rivières suisses en 453 endroits dans le but d'avoir un aperçu général de leur état esthétique, chimique et biologique.

- L'aspect esthétique résume les faits perceptibles par les sens: extension de taches noires de sulfure de fer sous les pierres du lit de la rivière, la présence de colonies visibles de protozoaires ciliés sur le lit de la rivière et l'oxydation des sédiments déterminée d'après la zone noire du centre d'un sédiment.
- L'aspect chimique indique la moyenne des concentrations des paramètres COD, DOC, P total, azote d'ammoniac plus azote, d'ammonium et de nitrate déterminées dans deux échantillons différents.
- L'aspect biologique comprend la biocénose des invertébrés. Etant donné que les macro-invertébrés vivent pendant plusieurs mois dans la rivière, ils peuvent servir d'indicateurs des conditions régnant dans les eaux courantes.

La composition de la biocénose des invertébrés est représentée par des valeurs allant de 1 à 8, valeurs qui correspondent à des eaux non polluées et à des eaux fortement polluées.

On suppose qu'il existe une certaine relation entre les unites taxonomiques UT (espèces, genres) dans une région géographique limitée. S'il y a des déviations de la norme, on peut en général les interpréter comme étant une pollution qualitative anthropogène.

Les organismes sensibles et tolérants sont décelés par une analyse corrélative (tableau 3).

Les quotients UT insectes/UT non insectes, plecoptères et trichoptères sont en corrélation négative avec les paramètres chimiques de pollution. Cela ne provient pas d'une dépendance directe, mais indique que les plecoptères et les trichoptères à fourreau sont sensibles à la pollution. Les gammarus, hydropsyches (un trichoptère sans fourreau au stade larvaire), asellus, hirudinea (sangues) et tubificidés sont en corrélation positive avec les paramètres chimiques. Ces organismes sont capables de supporter les effets nocifs de la pollution organique et de profiter de l'approvisionnement accru en nourriture et de la concurrence réduite.

L'observation des communautés biologiques montre que les

### Water Quality of Swiss Rivers 1974/75

P. Perret

The water quality of 270 Swiss rivers has been examined in a short survey. At 453 station samples were analysed according to 3 criteria: aesthetic, chemical and biological.

- the aesthetic aspect used the following indicators to summarize sensory perceptible conditions: the occurrence of black iron sulfide spots under riverbed rocks; the occurrence of visible colonies of ciliated protozoa on the riverbed; the state of oxidation of the river sediments, as determined from the black zone of a sediment core.
- the chemical aspect is described by the mean concentrations of the parameters DOC, COD, total P, ammonia-, ammonium- and nitrate - nitrogen measured in two individual samples.
- the biological aspect is based mainly on the invertebrate biocenosis. Since macroinvertebrates can live for several months in the river, their presence can be used as an indicator of average conditions in running waters.

To aid in the evaluation of the water quality, a Biotic Index based on the composition of the macroinvertebrate biocenosis was used. The scale of 1 to 8 represents the range of unpolluted to heavily polluted water. It was assumed that in a bounded geographical area there is a specific relationship among taxonomic units (species, genera). If deviations occur, they can qualitatively be interpreted as being due to anthropogenic pollution.

The sensitive and tolerant organisms were detected and distinguished by correlation analyses (Table 3).

The quotient TU (taxonomic units) Insects/TU Non-Insects, the Plecoptera and the Trichoptera are negatively correlated with the pollutant chemical parameters. This is not due to a direct influence but indicates that stoneflies and caddis flies are generally sensitive to the polluted conditions. Gammarus, Hydropsyches (a caddis without larval case), Asellus, Hirudinea (leeches) and Tubificidae are positively correlated with the chemical parameters. These organisms are able to tolerate the adverse effects of organic pollution and benefit from the increased food supply and reduced competition.

In contrast to a chemical analysis which gives information for only a point in time, the surveillance of biological communi-

Table 3

		total P	total N	COD	DOC		
Quotient	Nombre d'unités taxonomiques (UT) insectes	-0.51	-0.52	-0.39	-0.4	Quotient	Number of taxonomic units (TU) insects
	Nombre d'unités taxonomiques non-insectes						Number of taxonomic units non-insects
Nombre UT de plecoptères		-0.44	-0.43	-0.35	-0.27	Number of TU Plecoptera (stoneflies)	
Nombre UT de plecoptères et UT de trichoptères à fourreau au stade larvaire		-0.36	-0.36	-0.27	-0.2	Number of TU Plecoptera and TU Trichoptera (stoneflies and caddis flies with larval case)	
Nombre UT d'éphéméroptères non compris la famille des baetides		-0.01	-0.04	-0.01	-0.0	Number of TU Ephemeroptera (mayflies) without the family of Baetidae	
Nombre de Gammarus, Hydropsyche		0.39	0.53	0.39	0.38	Number of Gammarus, Hydropsyche	
Nombre d'Asellus, hirudinés, tubificidés		0.51	0.57	0.46	0.4	Number of Asellus, Hirudinea, Tubificidae	

Table 4

	UT insectes / UT non-insectes		TU insects / TU non-insects				
	<1	1-2	>2-6	>6			
1 UT plécoptères	a >4	-	-	2	1	>4 a	TU Plecoptera
	b 3-4	-	3	2	2	3-4 b	
2 UT plécoptères et SE trichoptères à fourreau au stade larvaire	a >4	-	3	3	3	>4 a	TU Plecoptera and TU Trichoptera with larval case
	b ≤4	5	4	3	3	≤4 b	
3 UT éphéméroptères sans baetides	a >2	5	4	4	3	>2 a	TU Ephemeroptera without Baetidae
	b ≤2	6	5	5	-	≤2 b	
4 Gammarus spp et/ou Hydropsyche spp. présents		7	6	5	-		Gammarus spp. and/or Hydropsyche presents
5 Asellus sp. et/ou hirudinés et/ou tubificidés présents		8	7	-	-		Asellus sp. and/or Hirudinae and/or Tubificidae presents

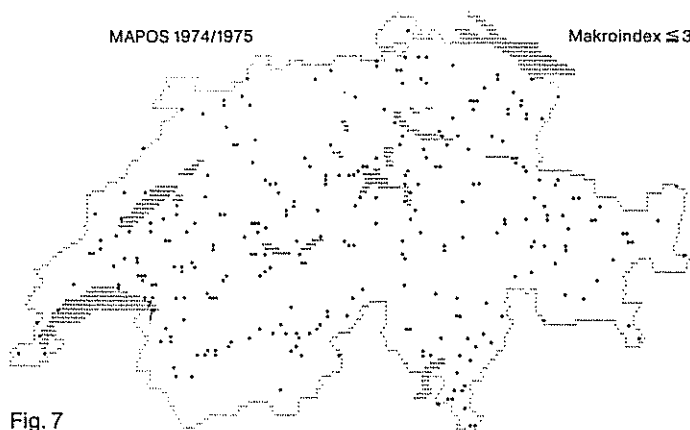


Fig. 7

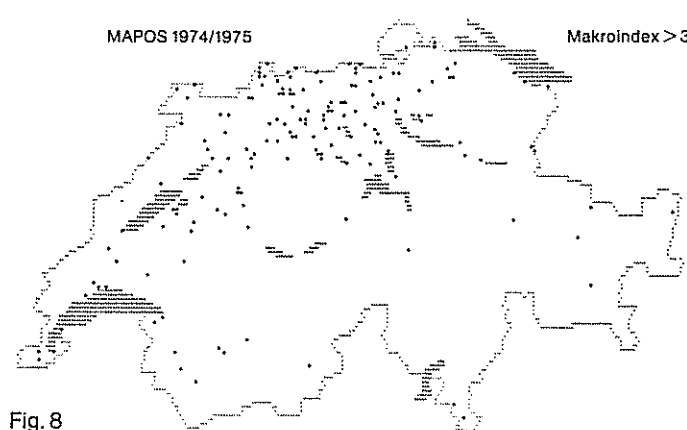


Fig. 8

conditions antérieures se profilent sur les résultats de l'analyse chimique qui mesure un échantillon à un moment donné. Ces résultats servent à décrire les conditions biotiques particulières exprimées en valeurs macroindex dans le tableau 4. Des stations avec des valeurs macroindex de 1 à 3, ayant donc des conditions acceptables selon «L'ordonnance sur le déversement des eaux usées, du 8 décembre 1975», se trouvent dans presque toute la Suisse (Fig. 7). Des stations avec des valeurs macroindex de 4 à 8 n'apparaissent qu'exceptionnellement dans les régions alpines. Elles se limitent principalement au Plateau suisse qui est densément peuplé (Fig. 8).

ties provides a record of past conditions. These results are used to describe particular biotic conditions which are summarized in Table 4.

Stations with Biotic Index values from 1 to 3, indicating acceptable conditions according to the «Ordinance on the content of wastewater input into water systems, December 8, 1975», are found in nearly all parts of Switzerland (Fig. 7). Stations with Biotic Index values from 4 to 8 are mainly limited to the densely populated area of the Swiss «Mittelland» (Fig. 8). In the Alpine regions such high values are rarely observed.

## Le contrôle de la pollution des eaux en Suisse

U. Bundi

*Conclusion tirée des résultats d'une étude sur le contrôle de la pollution des eaux en Suisse, étude effectuée dans le cadre du projet «Gewässerschutz 2000» (effets sur la qualité future des eaux résultant de l'application de mesures alternatives de contrôle de la pollution des eaux).*

Le principal objectif de la protection des eaux contre la pollution en Suisse est de préserver ou rétablir la bonne qualité des eaux naturelles dans l'intérêt de l'utilisation de l'eau, de la santé publique, de l'écologie et de l'esthétique. Toutes les eaux naturelles doivent satisfaire aux mêmes exigences fort sévères; elles ne sont pas classées suivant les différents buts d'utilisation!

Aujourd'hui, environ 60% des eaux usées communales (population: 6,25 millions) et la plupart des eaux usées industrielles sont traitées dans environ 700 stations publiques d'épuration. Environ 15% des eaux usées industrielles sont traitées exclusivement dans des stations privées d'épuration. Les frais de remplacement de canalisations et de stations d'épuration se montent à 18 milliards de francs suisses, alors que les frais annuels sont d'environ 750 millions de francs suisses (à un taux effectif d'intérêt de 2%).

Des frais supplémentaires de l'ordre de 250 millions de francs par an sont occasionnés par les mesures de contrôle prises par l'industrie elle-même et par les mesures nécessaires de prévention de la pollution des eaux par les produits huileux. On dépense 100 millions de francs par an pour l'administration et la recherche. Les dépenses annuelles totales pour le contrôle de la pollution des eaux (investissements, frais d'exploitation, administration, recherche) dépassent 2 milliards de francs suisses et constituent environ 1,5% du produit national brut.

Tous les lacs suisses ont une charge excessive en phosphore et seulement 30% des cours d'eau remplissent les exigences prescrites. Selon la Loi suisse sur la protection des eaux, toutes les eaux usées devront être soumises à un traitement d'ici à 1982, ce qui en général veut dire qu'elles devront être collectées et purifiées dans des stations centrales d'épuration. Dans le cas d'eaux naturelles fortement polluées, le traitement usuel ne sera pas suffisant pour leur rendre le degré de qualité imposé par la loi. En outre, pour des raisons financières, l'objectif fixé pour 1982 ne sera probablement pas atteint. Il faut par conséquent reconsidérer la conception suisse du contrôle de la pollution des eaux, mais les critères prescrits de qualité ne doivent absolument pas être changés! Un objectif essentiel serait de traiter les causes plutôt que les symptômes de la pollution. En d'autres termes: les procédés de production devraient être conçus en fonction d'une production minimale de pollution; l'utilisation de substances nocives devrait être limitée par des prescriptions. La planification en matière de procédés appropriés de traitement des eaux usées devrait se baser sur la quantité et la qualité des eaux naturelles d'une aire donnée de drainage. Aujourd'hui, la surveillance des introductions d'eaux usées est insuffisante; il y a donc lieu de l'améliorer. La réglementation concernant l'octroi de subsides fédéraux pour les frais de construction de canalisation et de stations d'épuration devrait être modifiée de façon que davantage d'argent soit disponible pour la réalisation de projets d'intérêt public, mais aussi de façon à encourager plus intensivement l'application de mesures de protection des eaux par l'industrie elle-même (selon la réglementation actuellement en vigueur, les installations des eaux usées communales et industrielles sont entièrement subventionnées à condition que l'industrie ne contribue pas plus de 50% de la quantité totale d'eaux usées). En plus des prescriptions existantes, l'introduction de taxes sur les déversements d'eaux usées pourrait contribuer à rendre le contrôle de la pollution des eaux plus efficace du point de vue économique.

## Water Pollution Control in Switzerland

U. Bundi

*Summary of outcomes of a study on the implementation of water pollution control in Switzerland. This study was carried out in connection with the project «Gewässerschutz 2000» (the effects of alternative water pollution control measures on future water quality).*

In Switzerland the main objective of water pollution control is the preservation or the re-establishment of good quality natural waters in the interest of water utilization, human health, ecology and aesthetics. All natural waters have to fulfil the same rigorous ambient standards: there is no classification by different utilization requirements!

At present about 60% of the municipal wastewater (population: 6.25 millions) and most of the industrial wastewaters are treated in about 700 public plants. Approximately 15% of the industrial wastewaters are purified exclusively in private plants. The replacement cost of public sewers and treatment plants amounts to Sfr. 18 billion whereas the annual cost is about SFr. 750 million (at a real interest rate of 2%).

Additional costs in the order of SFr. 250 million per year arise from control measures taken by industry itself and from measures necessary for the prevention of water pollution by oil products. Administration and research require SFr. 100 million per year. The total annual expenditure for water pollution control (investments, operating costs, administration, research) exceeds SFr. 2 billion, constituting about 1.5% of the GNP.

All Swiss lakes are excessively loaded with phosphorus and only 30% of the streams meet the prescribed standards. According to the Swiss Water Protection Law all wastewaters have to undergo treatment by 1982, and as a rule this means being collected and purified in centralized sewage treatment plants. In the case of heavily-loaded natural waters the common treatment of wastewater will not be sufficient for achieving the legally required water quality standards. Moreover, due to financial reasons, the target limit of 1982 will most probably not be met. Therefore, the Swiss concept of water pollution control has to be reconsidered, but the legal quality standards may, by no means, be changed!

A chief objective should consist in treating causes rather than symptoms of pollution. In other words production processes should be designed to produce minimal pollution and regulations should limit the use of harmful substances. The planning of appropriate wastewater treatment processes ought to be based on the quantity and the quality of natural waters of a given catchment area. Nowadays, the monitoring of wastewater inlets is inadequate and thus must be improved. Regulations concerning Federal Subsidies for the construction cost of sewers and treatment plants should be altered such that more money is available for public efforts but also so that industry gets stronger incentives to carry out their own water pollution control measures (under governing regulations joint municipal and industrial plants are fully subsidized so long as industry contributes not more than 50% to the total wastewater quantity). In addition to existing regulations the introduction of effluent charges might contribute to an economically more efficient implementation of water pollution control.

## Cours donnés à l'Ecole Polytechnique Fédérale

Ce numéro de notre bulletin contient la liste des cours et séminaires donnés par des membres de l'EAWAG à l'Ecole Polytechnique Fédérale (semestre d'hiver 1977/78).

De septembre 1977 à avril 1978, le Professeur Dr. Werner Stumm a été relevé de ses fonctions de professeur à l'EPF Zurich et de directeur de l'EAWAG pour lui permettre d'accepter, en sa qualité de Fairchild Fellow, l'invitation du California Institute of Technology.

Nous regrettons le départ du Dr. Raffaele Peduzzi, privat-docent, qui a été nommé directeur de l'Institut cantonal de bactériologie à Lugano.

Avec l'arrivé du Dr. Michael Sturm, le groupe «Recherche limnologique pluridisciplinaire» a été renforcé en matière de géologie.

Prof. H. Ambühl / Prof. R. Braun / Prof. K. Wuhrmann

Prof. H. Ambühl

Prof. H. Ambühl / Dr. R. Gächter

Prof. R. Braun / Dipl. Ing. K.A. Wuhrmann

Dr. Joan Davis

Dr. W. Gyger

Dr. W. Guyer / Dipl. Ing. H. R. Wasmer

Dr. W. Guyer / PD Dr. J. Hoigné /  
Dipl. Ing. H. R. Wasmer / Prof. K. Wuhrmann

PD Dr. J. Hoigné

Prof. K. Grob

Dr. D. Imboden

Prof. K. Wuhrmann

## Lectures at the Swiss Federal Institutes of Technology

The current volume of the EAWAG News lists lectures and seminars given by members of the EAWAG at the Swiss Federal Institutes of Technology (Winter Semester 1977/78).

From September 1977 to April 1978 Prof. Dr. Werner Stumm, Professor at the Swiss Federal Institute of Technology, Zurich and Director of the EAWAG was given leave of absence to accept an invitation as Fairchild Distinguished Scholar at the California Institute of Technology.

Dr. Raffaele Peduzzi, university lecturer, has unfortunately left us owing to his nomination as head of the Cantonal Bacteriological Institute of Lugano.

The «Multidisciplinary Limnological Research Group» of EAWAG gained a geologist in the person of Dr. Michael Sturm.

Gewässerschutz-Seminar, Voll-Praktikum

Hydrobiologie I, mit 2x2 Exkursionen  
und anschliessenden Übungen

Praktikum über einheimische Wasserinvertebraten,  
2 Tage am Semesterende

Angewandte Limnologie

Verfahrenstechnik Schlamm

Systeme unserer Umwelt

Organische Geochemie

Grundlagen der Wassertechnologie

Einheitsverfahren der Wasseraufbereitung  
und Abwasserreinigung

Chemie und Umwelt

Hochauflösende Gas-Chromatographie

Ökologie für Ingenieure

Ökologische und verfahrenstechnische Grundlagen  
der biologischen Abwasserreinigung

Aerobe und anaerobe Verfahren  
der biologischen Abwasserreinigung

Gewässerschutz und Wasserversorgung

## EAWAG-Publications (Septembre 1977 – Mai 1978 / September 1977 – May 1978)

\*\*640

Stumm, W. (Editor):  
"Global Chemical Cycles and Their Alterations by Man",  
Dahlem-Konferenzen,  
Abakon Publ. Berlin 1977.

641

Giger, W.:  
Inventory of Organic Gases and Volatiles  
in the Marine Environment.  
Marine Chemistry 5, 429–442 (1977).

642

Stumm, W.:  
Chemical Interaction in Particle Separation.  
Environmental Sci. & Technol. 11, 1066–1070 (1977).

\*\*643

Stumm, W. and Baccini, P.:  
Man-Made Chemical Perturbations of Lakes.  
In: "Lakes: Chemistry, Geology, Physics"  
A. Lerman Ed., Springer Verlag, New York.

\*\*644

Stumm, W.:  
What is the  $p_c$  of the Sea?  
Thalassia Jugoslavica.

645

Munz, W.:  
Regenüberläufe mit und ohne Regenbecken.  
Eine Wegleitung zu Konzeption und Bemessung.  
EAWAG, August 1977.

- \*\*646**  
Gujer, W.:  
A Proposed Procedure for the Choice of the Age  
in the Design of a Nitrifying Activated Sludge Process.  
Progr. Water Technol. 8, (6), 259–263 (1977).
- 647  
Wuhrmann, K. A.:  
Klärschlamm als Dünger – Wirtschaftliche Zusammenhänge.  
EAWAG, August 1977.
- 648  
Grabner, E.:  
Auslaugung von Müllschlacken (I) –  
Thermodynamik und Erosion.  
ISWA Inform. Bull. No. 22, 7–16 (1977).
- \*649**  
Giger, W., Molnar-Kubica, Eva, Wakeham, St.:  
Volatile Chlorinated Hydrocarbons  
in Ground and Lake Waters.  
Proc. 2nd Internat. Sympos. on Aquatic Pollutants,  
Noordwijkerhout, Netherlands (26.–28. September 1977).
- 650  
Wellinger, A. and Wuhrmann, K.:  
Influence of Sulfide Compounds on the Metabolism  
of *Methanobacterium* Strain AZ.  
Arch. Microbiol. 115, 13–17 (1977).
- 651  
Perret, P.:  
Zustand der schweizerischen Fließgewässer  
in den Jahren 1974/ 1975 (Projekt Mapos).  
Eidg. Amt für Umweltschutz – EAWAG 1977.
- 652  
Hoigné, J. and Bader, H.:  
Ozonation of Water: Kinetics of Oxidation of Ammonia  
by Ozone and Hydroxyl Radicals.  
Environmental Sci. & Technol. 12, 79–84 (1978).
- 653  
Wuhrmann, K.:  
Chemische und biologische Beeinflussung  
der Grundwasser-Qualität.  
Gas – Wasser – Abwasser 57, 633–639 (1977).
- 654  
Kavanaugh, M. C., Zimmermann, U., Vagenknecht, Anna:  
Determinations of Particle Size Distributions  
in Natural Waters –  
Use of Zeiss Micro-Videomat Image Analyzer.  
Schweiz. Z. Hydrol. 39, 86–98 (1977).
- \*\*655**  
Grob, K. jr. and Grob, K.:  
Pluronic as Liquid Phases for Capillary Gas-Liquid  
Chromatography (Note).  
J. Chromatogr. 140, 257–259 (1977).
- \*\*656**  
Grob, K.:  
Gum Phases for Glass Capillary Columns;  
a Recommendation for Users,  
a Challenge for Polymer Scientists.  
Chromatographia 10, 625 (1977).
- 657  
Ruhlé, Chr.:  
Biologie und Bewirtschaftung des Seesaiblings  
(*Salvelinus alpinus* L.) im Zugersee.  
Schweiz. Z. Hydrol. 39, 12–45 (1977).
- 658  
Bloesch, J.:  
Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein.  
Schweiz. Z. Hydrol. 39, 46–68 (1977).
- 659  
Bührer, H.:  
Verbesserte Acridinorangemethode zur Direktzählung  
von Bakterien aus Seesediment.  
Schweiz. Z. Hydrol. 39, 99–103 (1977).
- 660  
Gewässerschutz in der Schweiz – Bericht über eine Studie  
«Gewässerschutz 2000».  
Mit einem Geleitwort von R. Pedroli, Direktor des Eidg.  
Amtes für Umweltschutz. Berichterstattung durch:  
– Wasmer, H. R., Bundi, U.:  
Umschreibung des Gesamtprojektes.  
– Krejci, V., Conrad, Th., Koblet, R.:  
Natürliche und zivilisatorische Verunreinigungsquellen.  
– Boller, M., Conrad, Th.:  
Vorkehrungen zur Reduktion der Gewässerbelastungen.  
– Burkhard, H. P., Mauch, S., Welti, J.:  
Rechtliche und wirtschaftliche Aspekte  
des Gewässerschutzes.  
– Koblet, R., Krejci, V.:  
Gewässerschutz heute – fünf Beispiele.  
– Bundi, U., Wasmer, H. R.:  
Gewässerschutz in der Schweiz:  
Zusammenfassung und Folgerungen.  
Gas – Wasser – Abwasser 57, 745–798 (1977).
- 661  
Kaspar, H. F.:  
Untersuchungen zur Kopplung von Wasserstoff-  
und Methanbildung im Faulschlamm.  
Diss. ETHZ Nr. 5984, 1977.
- 662  
EAWAG (Boller, M., Gujer, W., Eugster, J., Pracek, V.,  
Weber, A., Matter-Müller, Christine, Henseler, G., Bader, C.,  
Kavanaugh, M., Roberts, P. V.):  
Versuche zur Chemisch-biologischen Abwasserreinigung  
mit Nitrifikation im Vor- und Simultanfällungsverfahren.  
EAWAG, Sommer 1977.
- 663  
Hegi, H. R., Krähenbühl, H. R., Liebi, Chr., Roberts, P. V.,  
Weber, A.:  
Schwermetalle in den Abwässern der Stadt Zürich.  
Gas – Wasser – Abwasser 57, 799–804 (1977).
- 664  
Bundi, U.:  
Wie geht es weiter mit dem Gewässerschutz?  
Das bisherige Konzept muss überdacht werden.  
Neue Zürcher Zeitung vom 8. 12. 1977, Nr. 288.
- \*\*665**  
Brunner, P.:  
Examination of Pyrolysis of Cellulose for the Production  
of Activated Carbon from Wastes.  
ISWA Inform. Bull. No. 23, 2–11 (1977).
- 666  
Grabner, E.:  
Vergleich zweier Aufschlussverfahren zur Bestimmung  
der Metalle Fe, Cr, Zn, Cu, Cd und Mn in Klärschlämmen.  
ISWA Inform. Bull. No. 23, 25–26 (1977).

\*\*667

Grob, K., Guenter, J. R., Portmann, A.:  
Investigation of Barium Carbonate Layers  
in Glass Capillary Columns by Scanning Electron Microscopy.  
*J. Chromatogr.* 147, 111–117 (1978).

668

Gächter, R. und Baccini, P.:  
Wie stark dürfen Seen mit Schwermetallen belastet werden?  
*Neue Zürcher Zeitung, Beilage «Forschung und Technik»*  
vom 1. 3. 1978, Nr. 50.

\*\*669

Eichenberger, E.:  
Die Entwicklung von Biozönosen in Modellfließgewässern  
bei verschiedenen Abwasserbelastungen  
und die Auswirkung der Beweidung durch herbivore  
Insektenlarven.  
*Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 9, 31–46 (1977).

670

Wuhrmann, K. A.:  
Energetische Vergleiche zwischen Vor-  
und Nachpasteurisierung von Klärschlamm.  
*Wasser – Energie – Luft* 70, 1–2 (1978).

\*671

Kaspar, H. F. and Wuhrmann, K.:  
Product Inhibition in Sludge Digestion.  
*Microbial Ecology* 4 (1977).

\*672

Gujer, W. and Erni, P.:  
The Effect of Diurnal Ammonium Load Variation  
on the Performance of Nitrifying Activated Sludge Processes.  
*Progress Water Technol.* 10, (5/6), 391–407 (1978).

\*673

Gujer, W. and Boller, M.:  
Basis for the Design of Alternative Chemical-Biological  
Waste Water Treatment Processes.  
*Progress Water Technol.* 10, (5/6), 741–758 (1978).

674

Gloor, R. and Johnson, E. L.:  
Practical Aspects of Reverse Phase Ion Pair Chromatography.  
*J. Chromatogr. Sci.* 15, 413–423 (1977).

675

Giger, W. and Schaffner, Chr.:  
Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the  
Environment by Glass Capillary Gas Chromatography.  
*Anal. Chemistry* 50, 234–249 (1978).

676

Erdmann, W., Giger, W., Hellmann, H., Kölle, W., Niemitz, W.,  
Segeberg, E., Schaffner, C., Stieglitz, L., Wenzlow, B.:  
Leitfaden zur Unterscheidung von biogenen und  
und mineralölbürtigen Kohlenwasserstoffen.  
*Dt. Ges. Mineralölwiss. u. Kohlenchemie, Forsch.-Ber.* 150,  
Dezember 1977.

677

Zehnder, A.:  
7. Symposium über Fragen der Cyanophyten-taxonomie  
in Lednice (CSSR), 29. Juli bis 8. August 1976,  
Verhandlungsbericht.  
*Schweiz. Z. Hydrol.* 39, 114–151 (1977).

678

Zehnder, A. und Egli, B.:  
Zur Resistenz von Blaualgen gegenüber kurzweiliger  
Strahlung.  
*Schweiz. Z. Hydrol.* 39, 167–177 (1977).

679

Bezzegh, Maria M., Le Roy, H. L., Steiner, K.:  
Tritium-Verteilung, Durchmischungsverhältnisse  
und Altersstruktur der Wassermasse im Vierwaldstättersee.  
*Schweiz. Z. Hydrol.* 39, 201–225 (1977).

680

Erni, P. E. und Ruchti, J.:  
Der Sauerstoffhaushalt von Fließgewässern:  
Kritische Prüfung eines mathematischen Sauerstoffmodells  
anhand der Identifikation seiner Parameter in Flüssen  
und künstlichen Rinnen.  
*Schweiz. Z. Hydrol.* 39, 261–276 (1977).

\*681

Stumm, W.:  
Chemical Interactions in Particle Separation.  
In: "Chemistry of Wastewater Technology", A. E. Rubin, Ed.,  
Ann Arbor Sci. Publishers Inc., Ann Arbor 1978.

\* pas encore publié / not yet published

\*\* pas de tiré à part à disposition / no off-prints available

#### *Auteurs:*

M. Bundi est un scientifique qui travaille dans un corps auquel  
le directeur assigne des tâches spéciales. Ses spécialités  
sont la planification et l'aménagement des eaux.

M. Edelmann est un étudiant en philosophie qui, avec le Pro-  
fesseur Wuhrmann, travaille à l'établissement du bilan éner-  
gétique à l'aide de modèles d'eaux polluées courantes.

Le Dr. Eichenberger est un scientifique qui travaille dans notre  
section Biologie. Au cours de ses recherches il a acquis une  
grande expérience des modèles de rivières.

Le Dr. Perret est un biologiste qui travaille dans notre section  
Limnologie.

Le Dr. K. Wuhrmann est professeur de microbiologie appli-  
quée et le chef de la section Biologie de l'EAWAG.

#### *Editeur:*

D. Stichelberger qui est le chef adjoint du Centre International  
OMS pour la gestion des déchets solides à l'EAWAG.

#### *Authors:*

Mr. Bundi is a scientist working in special task forces set up  
by the Direction. He is a specialist in planning and water re-  
source management.

Mr. Edelmann is a Ph.D. student working with Professor Wuhr-  
mann on the energy balance in models of polluted running  
waters.

Dr. Eichenberger is a scientist in our biology section. In his  
research he has gained extensive experience in working with  
river models.

Dr. Perret is a biologist in our limnology section.

Dr. K. Wuhrmann is Professor of applied microbiology and  
Head of the biology section of EAWAG.

#### *Editor:*

D. Stichelberger is the Deputy Head of EAWAG's International  
Reference Centre for Wastes Management (JRC/WHO).