

Le problème du test de la biodégradabilité des composés organiques

K. Wuhrmann et K. Mechsner

L'enrichissement des eaux naturelles (eaux intérieures et mer) par des composés chimiques synthétiques ou les produits de leur décomposition partielle représente un des problèmes graves de la pollution par l'homme des écosystèmes aquatiques^{1) 2)}. Il est donc justifié d'exiger que les substances chimiques organiques, susceptibles d'être introduites dans les eaux naturelles au cours de leur utilisation, soient facilement dégradables. La décomposition biologique par le métabolisme des organismes aquatiques (en particulier les bactéries et les champignons) est un des mécanismes de la nature qui font disparaître des écosystèmes terrestres et aquatiques les composés organiques, créés par l'homme.

Les méthodes d'analyse et d'essais biologiques utilisées pour l'estimation de la décomposition biologique dépendent de la *définition de la biodégradabilité*. Du point de vue de l'écologie et des usagers des eaux, cette dernière peut être formulée comme suit: «La biodégradation est le processus d'élimination d'un produit chimique organique dissous, d'un écosystème aquatique, grâce à l'activité métabolique de la biocénose qui se trouve dans le système en question. Les produits finaux de la biodégradation sont la biomasse et les oxydes des éléments constitutifs des composés primitifs.» Afin que cette définition puisse servir en écologie, il faut la compléter par une indication des *vitesse acceptable de biodégradation*. Pour les systèmes complexes, on peut rationnellement utiliser la *période de la somme des concentrations du composé primitif et ses formes organiques intermédiaires dans la phase aqueuse*. Quant aux *eaux naturelles*, on a proposé, basé sur des raisons écologiques, une période de deux jours comme acceptable pour les composés organiques¹⁾. En ce qui concerne les *systèmes artificiels* (stations d'épuration, tests biologiques), cette période peut être fixée suivant les spécifications découlant des conditions techniques ou expérimentales.

La définition et l'indication de vitesse ci-dessus présument que les substances biodégradables sont utilisées comme substrats par la *majorité des*

microorganismes ubiquistes présents dans les sols ou dans les eaux, et que la biodégradation démarre à la *vitesse maximale* (correspondant à la densité de la biocénose bactérienne) dès que le composé est introduit dans le système écologique en question. A cause des spécificités des espèces dans la vitesse d'utilisation d'un substrat, il faut toujours compter en pratique avec une phase d'accélération au début qui implique automatiquement une adaptation dynamique des populations naturelles mixtes au nouveau substrat (adaptation sociologique)³⁾. Des délais prolongés dans l'attaque d'un composé indiquent presque toujours qu'une espèce rare ou spécialisée est exigée dans le cas particulier.

Des considérations ci-dessus, on déduit facilement les principales condi-

tionner statistiquement les résultats. Des effets toxiques peuvent influencer un test de biodégradabilité. Il est donc nécessaire, dans le cas échéant, d'examiner des séries de dilutions. Les essais de biodégradation se font soit en aérobie ou en anaérobie. En 1971, l'OECD a officiellement autorisé un simple test aérobie qui fut appelé «test de triage»⁴⁾.

A l'opposé du test de triage, un test biologique, basé sur le système de fermentation continue (proposé à l'origine par Husmann et adopté par l'OECD comme «test confirmatif»), ne fournit aucune information cinétique. De plus, ses résultats dépendent fortement du degré d'adaptation sociologique de la biocénose du système. Ils sont donc étroitement liés au paramètres d'exploitation du système de

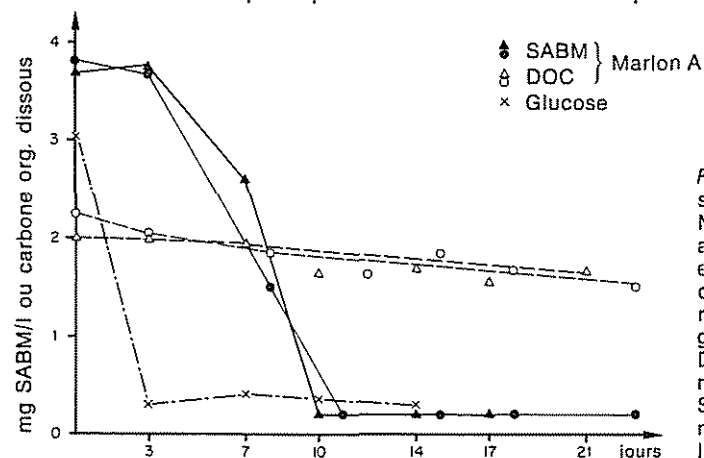


Fig. 1: Essai biologique sur la dégradation du Marlon A. Test de triage de l'OECD. Deux expériences indépendantes. Essais en parallèle: dégradation du glucose. Paramètres: DOC et SABM, valeurs moyennes. Dosage du SABM par le département de Chimie de l'EAWAG.

tions nécessaires concernant 1) la disposition de l'essai biologique, et 2) les méthodes d'analyse qu'il faudra appliquer, pour un test sensé de la biodégradabilité.

1. Essai biologique: Il s'en suit que tout test utilisant une suspension de biocénose mixte de microphytes hétérotrophes et ubiquistes (provenant par exemple de la couche arable du sol) peut convenir. Le milieu sera un médium inorganique conventionnel, tamponné et contenant du NH_4^+ comme source d'azote. La substance à tester est ajouté comme unique source de carbone. Il est sous-entendu que les conditions d'essai soient standardisées, que des composés avec dégradabilité connue soient inclus dans les séries d'essai et que leur organisation tienne compte des exigences pour as-

fermentation (p.ex. l'âge des boues). En vue des renseignements écologiques désirés, le test de Husman est désorientant, inutilement compliqué et assez laborieux.

2. Méthode analytique: Il est assez étonnant que les procédés d'analyse utilisés dans les essais sur la biodégradation des détergents aient été limités à la démonstration de la perte de certaines propriétés des produits tels que la formation d'écume ou l'abaissement de la tensioactivité. On peut citer comme exemples la formation de complexes de bleu de méthylène avec des détergents anioniques^{4) 5)}, ou le test de Wickbold⁶⁾ avec des détergents nonioniques. Il est évident que de tels procédés d'analyse ne sont pas conformes aux exigences d'un test de biodégradation.

Les exigences des essais non équi-voques de la biodégradabilité ne nous laisse le choix que de deux méthodes: 1) le dosage quantitatif et individuel des substances spécifiques (le composé original et tous ses intermédiaires éventuels, présents dans le milieu au cours de l'essai, ou 2) le dosage quantitatif de l'ensemble des substances éliminées de la phase aqueuse en fonction du temps, à l'aide d'un paramètre universel qui est, en l'occurrence, le carbone organique dissous (DOC). Le premier procédé n'est généralement pas réalisable, lorsqu'il s'agit de mélanges complexes de composés (par exemple dans le cas des détergents). La seconde méthode a aussi ses inconvénients, soit avant tout la perte d'informations qui est nécessairement liée à l'application de paramètres universels. Dans la pratique cependant, seul le dosage du carbone organique fournit des résultats indubitables et faciles à interpréter⁷⁾. C'est un fait que l'on connaît depuis longtemps, et on comprend difficilement que l'OECD ait récemment adopté officiellement le test selon Wickbold pour déterminer la biodégradabilité des détergents nonioniques. Inutile de dire que les tests biologiques où l'on mesure la respiration d'une biocénose mixte (essai du DBO ou autres méthodes de dosage de la consommation biologique d'oxygène) ne représentent pas des procédés d'analyse acceptables vue notre ignorance sur la corrélation entre la quantité d'oxygène consommée et la quantité d'un

substrat résorbée du milieu⁷⁾. En plus, les essais de respiration sont difficilement reproductibles dans la pratique et, de toute façon, ne donnent pas directement l'information désirée. L'exemple reproduit dans fig. 1 démontre la contradiction qui existe entre la décomposition et la disparition apparente d'un détergent anionique dans le test biologique du genre du test de triage de l'OECD. Le graphique montre clairement que la diminution de la quantité de substances extraites du milieu par le chloroforme et formant un complexe de bleu de méthylène (substance active au bleu de méthylène, SABM) n'est nullement due à une décomposition conforme à la définition de la biodégradabilité, puisque la concentration de carbone organique dissous dans l'essai ne diminue que très peu en 21-23 jours (comparé au comportement du glucose dans le même test!). Le composé original et ses intermédiaires sont donc loin d'être sensiblement éliminés au cours de la durée de l'essai. Il est malheureux que le matériel soumis à notre test soit justement le standard «doux» du test de l'OECD pour les détergents anioniques biodégradables!

Conclusion

L'essai biologique à choisir pour la détermination de la biodégradabilité ou des implications écologiques d'une substance organique dans un milieu aquatique dépend de la question à répondre dans chaque cas échéant. En vue du problème de la décomposition

biologique, des tests très simples en batch sont suffisants. Les essais appliquant des systèmes de fermentation continue doivent être refusés, parce que les résultats dépendent fortement des adaptations sociologiques des biocénoses mixtes présentes dans le système. Concernant la question des *méthodes analytiques* à être appliqués dans les tests de *routine* sur la biodégradabilité, la réponse est extrêmement simple: le carbone organique total dissous (DOC), présent dans le milieu d'essai, est le seul paramètre adéquat dont on dispose. Il est évident que pour des études plus poussées sur la cinétique de la formation des produits intermédiaires au cours de la décomposition d'une substance, il n'y a qu'un seul moyen: le dosage individuel de tout composé présent dans le milieu en fonction du temps.

References

- 1) Wuhrmann, K.: La charge des eaux par les polluants réfractaires. Separatdruck aus Informationsblatt Nr. 19 der Föderation Europäischer Gewässerschutz (FEG), 13-21 (1972).
- 2) Wuhrmann, K.: Some problems and perspectives in applied limnology. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 20 (1974), 324-402.
- 3) Wuhrmann, K.: Adaptationen bei Gesellschaften von Mikroorganismen in Wasser. Bibl. Microbiol. Fasc. 4, pp. 52-64 (Karger, Basel/New York 1954).
- 4) OECD: Pollution by detergents. Determination of the biodegradability of anionic synthetic surface active agents, Paris, 1971.
- 5) Swisher, R. D.: Biodegradation of ABS in relation to chemical structure. J. WPCF 35, 877-892 (1963).
- 6) Gerike, P. and Schmid, R.: Bestimmung von nichtionischen Tensiden mit der Wickbold Methode in biologischen Abbauversuchen und im Flusswasser. Tenside Detergents 10, 186-189 (1973).
- 7) Zahn, R. and Wellens, H.: Ein einfaches Verfahren zur Prüfung der biologischen Abbaubarkeit von Produkten und Abwasserinhaltsstoffen. Chemiker-Zeitung 98, Nr. 5 (1974).

Etude de l'EAWAG sur l'épuration poussée des eaux usées

M. Kavanaugh (Groupe Technique des procédés)

Suivant les récentes estimations (1, 2) sur les futures introductions d'eaux épurées (pour la période allant jusqu'à l'an 2000) dans les eaux de surface en Suisse, le niveau actuel de l'épuration (mécanique, biologique et précipitation chimique simultanée) ne sera pas suffisant pour atteindre le degré requis pour la qualité des eaux réceptrices. Les mesures futures de lutte contre la pollution des eaux devront comprendre des procédés physiques et chimiques permettant d'éliminer des eaux plus de substances nutritives et de combinaisons organiques difficilement décomposables.

En se basant sur les conditions qui règnent en Suisse, on prévoit qu'il faudra choisir entre les trois possibilités suivantes de traitement des eaux usées communales (d'origine domestique et industrielle):

- 1) Compléter les stations mécano-biologiques existantes par des installations de traitement physico-chimique.
- 2) Faire précéder l'étape biologique d'une précipitation chimique, puis ajouter au besoin des étapes de traitement physico-chimique.

- 3) Appliquer uniquement le traitement physico-chimique.

On est actuellement en train de tester chacune de ces trois possibilités à la

Station-pilote pour l'épuration poussée des eaux usées Laboratoire expérimental de Tüffenwies, EAWAG/EPFZ

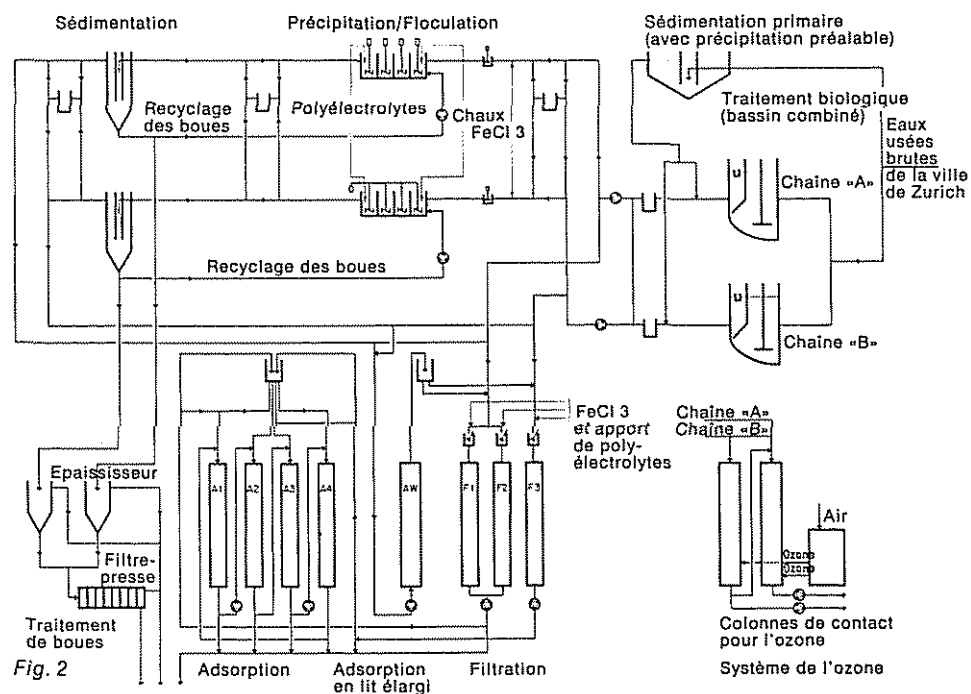


Fig. 2

station d'essai de Tüffenwies. Ces études ont pour but:

- i) de démontrer qu'il est techniquement et économiquement possible d'utiliser diverses combinaisons de procédés physiques et chimiques pour le traitement poussé des eaux usées, et
- ii) d'établir les critères d'aménagement et l'éventail des conditions d'exploitation optimales pour chacun des différents procédés.

La station-pilote, dont le schéma est donné dans la figure 2, consiste en deux chaînes de traitement ayant chacune une capacité hydraulique maximum de 0,4 l/s. Elle est équipée de tanks de précipitation et de floculation, d'un clarificateur à voile de boue pour la sédimentation, de colonnes de filtration à écoulement descendant, de colonnes d'adsorption fixes et à lit élargi, d'un ozonateur et de colonnes de contact pour l'ozone, d'épaississeurs et d'un filtre-pressé pour le traitement des solides.

La première série d'essais fut effectuée pour permettre l'examen approfondi de l'élimination du phosphore à l'aide de la post-précipitation succédant au traitement biologique dans un bassin combiné (aération des boues activées combinée avec la sédimentation dans le même tank); l'objectif principal était de déterminer les conditions chimiques et physiques optimales pour la précipitation, la floculation et la sédimentation. Parmi les paramètres examinés au début, il y avait le système de malaxage précédant l'introduction dans le bassin de floculation (malaxeur fixe, tank de réaction à brassage continu, et pas de malaxeur), la valeur pH (7 et 8,8), le rapport molécule-gramme entre le fer et le phosphore total ($Fe/P = 1, 2, 4$). Dans la seconde série d'essais on examina la vitesse de remontée vers la surface dans le tank de sédimentation (environ 1,5, 2,5, 3,5 et 4,5 m/h) et les conditions de malaxage dans le bassin de floculation (durées de séjour 3, 5, 8 et 15 minutes, une et quatre cellules en rangée, puissance absorbée, mesurée au moyen des variations moyennes de vitesse, d'environ 15, 60 et 120 secondes⁻¹).

L'alignement arithmétique des facteurs permet d'analyser les variations des effets produits par les paramètres ci-dessus sur l'élimination du phosphore dissout et du phosphore total, des particules solides en suspension, du carbone organique dissout et total (COD et COT) et de la demande chimique en oxygène (DCO).

Les résultats de la première série d'essais indiquèrent que le type de malaxeur n'a pas d'effet sensible (statistique) sur l'élimination du phosphore total ou du carbone organique. En accordant une marge de confiance de 95 %, on constata que la précipitation du phosphore à une valeur pH

de 8,8 élimine des quantités importantes du phosphore total et du carbone organique total, effet apparemment dû au meilleur rendement du bassin de sédimentation à des valeurs pH élevées. L'effet de la valeur pH en ce qui concerne l'élimination du phosphore dissout fut statistiquement insignifiant. Dans les essais où la valeur pH était soit 7, soit 8,8, et le rapport $Fe/P > 1$, l'élimination du carbone organique dissout (COD) fut de 5 à 30% et celle du carbone organique total (COT) de 20 à 60%, ce qui correspond aux quantités additionnelles de carbone organique qui sont éliminées lors de l'élimination du phosphore par le moyen de la précipitation subséquente. Dans la seconde série d'essais, où les conditions chimiques furent maintenues constantes ($pH=8,8, Fe/P=2$), il s'avéra clairement que l'étape de séparation solides/liquide — dans le cas particulier un décanteur à voile de boue est déterminante pour l'efficacité du processus d'élimination du phosphore total et du carbone organique total. Une durée de séjour de 4 minutes environ dans le bassin de floculation suffit pour produire des flocons bien visibles, de différentes grandeurs variant entre 50 et 400 μ . Bien que les flocons se soient désagrégés à la vitesse moyenne la plus haute ($G=120 \text{ sec}^{-1}$), cela n'eut pas d'effet statistiquement significatif, étant donné l'efficacité du décanteur à voile de boue. Quand la vitesse de remontée vers la surface dans le décanteur, descendit en dessous de 3 m/h, l'éli-

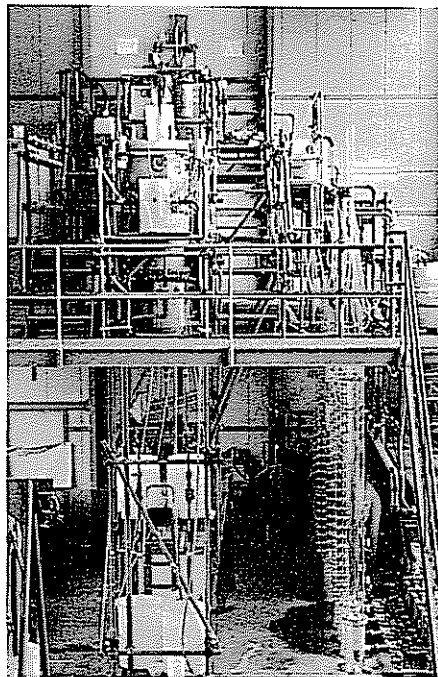


Fig. 3: Vue de l'installation-pilote pour l'épuration poussée des eaux usées. Filtre et colonnes de carbone à droite. Floculation et sédimentation au centre. Les eaux usées de Zurich, ayant déjà été soumises à l'épuration biologique, sont traitées ici à l'aide de méthodes physico-chimiques pour l'élimination du phosphore, des particules solides en suspension et des combinaisons organiques difficilement décomposables.

mination du phosphore total fut supérieure à 80 %, sans égard aux conditions de mélange, avec une concentration de particules solides en suspension dans l'effluent de moins de 15 mg/l. La concentration de particules solides dans le voile de boue était supérieure à 600 mg/l à cette vitesse de remontée vers la surface. Quant à l'élimination du carbone organique total, elle varia entre 20 et 50 %, également sans égard aux conditions de mélange dans le bassin de floculation.

Des études sont en cours sur la filtration à l'aide d'un médium granuleux, procédé qui doit servir non seulement comme étape fine de séparation des solides, mais aussi comme substitut de la post-précipitation, pour remplacer le procédé précipitation/floculation/sédimentation. On prévoit d'examiner par la suite l'optimisation de l'élimination du carbone organique à l'aide de charbon actif, de l'oxydation chimique et de la désinfection à l'ozone, de même que le traitement des solides par l'épaississement et la filtration. Le programme se terminera par la comparaison des différentes combinaisons de procédés décrits dans cet exposé.

References

- 1) Wuhmann, K.: «Über die dritte Reinigungsstufe bei biologischen Kläranlagen». Seifen - Öle - Fette - Wäsche, 8, S. 7-8 (1972).
- 2) «Gewässerschutz 2000»: Prognose des Zustandes der Gewässer in der Schweiz bei alternativen Gewässerschutzmassnahmen. eine Vorstudie von EAWAG und Basler & Hofmann, September (1973).

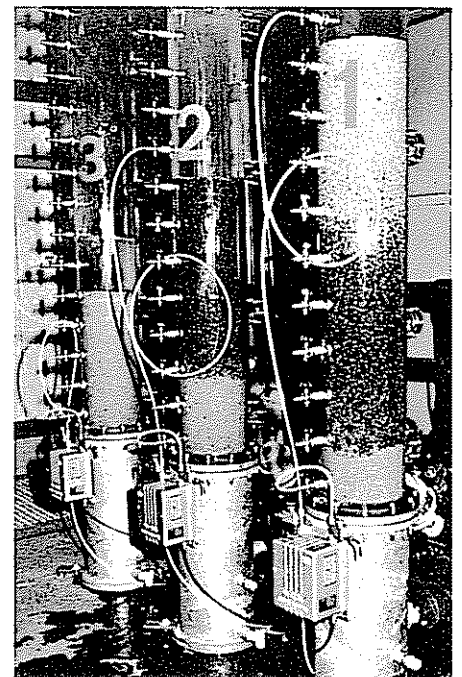


Fig. 4: Colonnes de filtration à plusieurs médiums. La comparaison des divers filtres à plusieurs médiums permettra d'aménager de façon optimale cette installation servant à éliminer les particules solides en suspension.

Prévisions concernant la qualité des eaux suisses en l'an 2000

En 1973, 55 % de la population suisse étaient desservis par des stations communales d'épuration des eaux usées (décantation primaire et traitement biologique). Dans quelques années, ce chiffre aura augmenté de 20 %. Cependant, malgré tous ces efforts, la pollution des eaux de surface continue à progresser.

Jusqu'à récemment, le but des mesures de lutte contre la pollution était de redonner aux eaux un degré de qualité correspondant à celui des eaux dans les régions vierges. On peut dire que les stations communales d'épuration ont bien rempli leur rôle à ce point de vue. Les déversements d'eaux usées industrielles ont cependant amené un changement radical de la situation. C'est pourquoi l'EAWAG a entrepris l'étude d'autres méthodes d'épuration et des effets qu'elles pourront avoir sur la qualité future des eaux.

En ce faisant, l'intention de l'EAWAG était non seulement d'améliorer la qualité des eaux, mais aussi de déterminer les éventuelles répercussions favorables et défavorables de ces mesures sur l'économie, l'aménagement urbain et les autres branches des activités humaines. Les résultats pourront être utilisés par les instances responsables comme base pour l'élaboration d'un programme à long terme visant à réduire la pollution des eaux. Une étude préliminaire*) fut effectuée dans le but de vérifier les possibilités de réalisation d'un projet de cette ampleur.

L'étude préliminaire comprend trois exemples qui démontrent comment il faut procéder pour ce genre de prévisions:

- 1) Région à forte densité de population et dont l'industrialisation, déjà assez considérable, est susceptible d'augmenter encore à l'avenir (Glattal)
- 2) Station d'hiver, sans aucune industrie (Davos)
- 3) Lac de montagne dans une région protégée n'ayant pas de population résidante dans le bassin de drainage (Tomasee)

Voici un résumé des résultats de l'étude en question:

1) Glattal

La Vallée de la Glatt, de 36 km de longueur, est parcourue par la rivière du même nom. Elle coupe l'extrémité nord-est de l'agglomération de Zurich. Son bassin hydrologique a une superficie de 240 km². La Glatt a sa source

Figures 5 à 8: Mesures alternatives de lutte contre la pollution (k = seuil de tolérance)

0: Pas de station d'épuration. Pas d'autres mesures (Davos).

1A, 1B, 2A, 2B: combinaisons des indications suivantes:

- 1 Traitement primaire et secondaire de 100 % des eaux usées et des eaux de ruissellement provenant des zones d'habitation. Dans les aires de drainage des lacs, ce traitement est complété par la précipitation.
- 2 Traitement primaire et secondaire, précipitation et adsorption de 100 % des eaux usées et des eaux de ruissellement provenant de zones d'habitation.
- 3 Transfert des eaux usées par les canalisations de ceinture (Greifensee).

Fig. 5: Greifensee: évolution de la charge en phosphore.

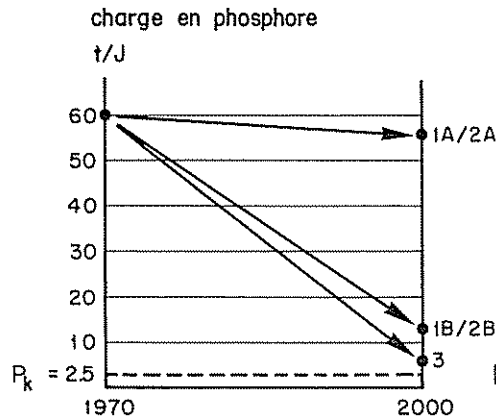
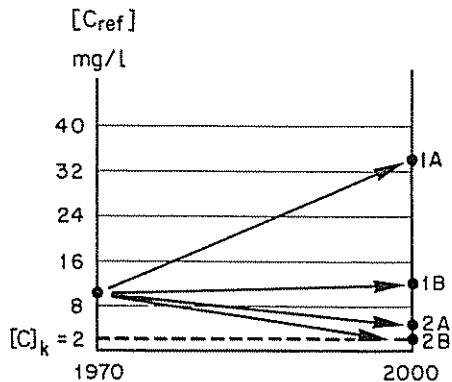


Fig. 7: Glatt: évolution de la concentration du carbone réfractaire.



dans le Greifensee qui a 5 affluents, une surface de 8,5 km², une aire de drainage de 160 km² et une profondeur moyenne de 19 m. Quoique ce lac fasse partie de la Vallée de la Glatt, il a été traité séparément dans l'étude en question.

L'eutrophisation du Greifensee est très poussée. Alors que l'eutrophisation commence à partir de 2,5 tonnes de phosphore par an, la charge en phosphore du Greifensee avait, en 1970, atteint 60 tonnes, dont 55 % proviennent des détergents, et 30 % des matières fécales humaines et de l'industrie légère. Le reste est dû à diverses sources, en particulier à l'agriculture.

1) En supposant que les détergents ne contiennent pas de phosphore et que les eaux usées domestiques, ainsi que les eaux d'écoulement soient soumises aux trois étapes de traitement (primaire, secondaire et tertiaire), la charge annuelle en

A Taux d'émission de masse de phosphore per capita 4,2 kg/an (1970: 1,7 kg/an).

Les coefficients de la charge totale (TCL) due à l'industrie augmentent en proportion de la croissance de la capacité de production. Les coefficients du reste de la charge totale n'ont pas augmenté par rapport à 1970.

B Taux d'émission de masse de phosphore per capita 0,6 kg/an. TCL industriel: 10 % de A. TCL restant: comme en 1970.

Fig. 6: Greifensee: évolution de la concentration du carbone réfractaire.

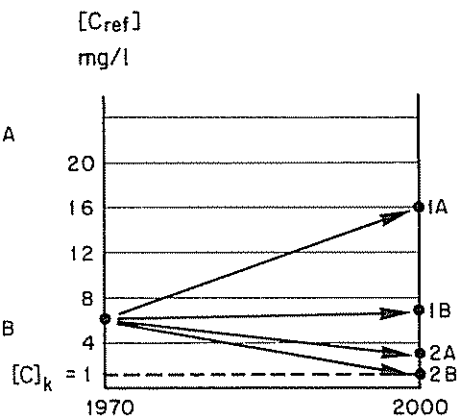
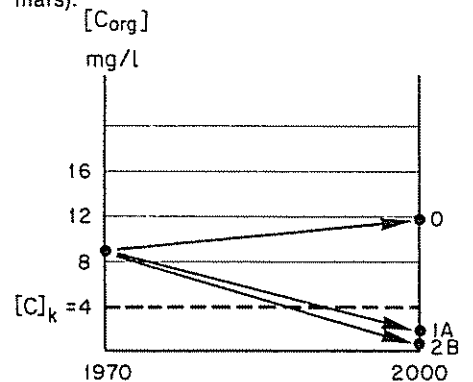


Fig. 8: Eaux naturelles: évolution de la concentration du carbone organique (février/mars).



phosphore atteindra tout de même 13 tonnes en l'an 2000 et sera donc cinq fois plus élevée que la limite de tolérance.

2) En supposant que l'on ait recours à une conduite de ceinture pour empêcher totalement les eaux usées de pénétrer dans le lac, la charge en phosphore calculée pour l'an 2000, à savoir 4-6 t/an (provenant de sources telles que l'agriculture), dépassera également de beaucoup le seuil de tolérance (fig. 5).

Une autre source critique de pollution est le carbone organique, difficilement décomposable, qui provient de l'industrie et des eaux s'écoulant des rues. D'ici à l'an 2000, il sera indispensable d'appliquer les mesures les plus perfectionnées de lutte contre la pollution (comprenant le traitement dans les entreprises productrices d'eaux usées, l'épuration mécanique et biolo-

*) Titre: «Gewässerschutz 2000 - Prognose des Zustandes der Gewässer in der Schweiz bei alternativen Gewässerschutzmassnahmen». Rapport documentaire rédigé en septembre 1973. L'étude préliminaire a été effectuée par l'EAWAG et le bureau d'ingénieurs Basler & Hofmann, Zurich.

gique, la précipitation et l'adsorption, pour toutes les catégories d'eaux usées) si l'on veut rester en dessous du niveau critique de concentration dans les lacs, à savoir 1 mg C_{crit}/l (fig. 6).

Dans la Glatt, le seuil moyen de tolérance, à savoir 2 mg C_{crit}/l , est déjà dépassé de 500 % (fig. 7). Il faudra par conséquent appliquer des mesures semblables à celles prévues pour le Greifensee pour rester juste en dessous de la limite de tolérance d'ici à l'an 2000.

Grâce aux considérables apports d'air provenant de l'atmosphère, on peut espérer que la Glatt restera suffisamment aérée, même sous des conditions défavorables.

Les concentrations de métaux lourds peuvent être maintenues en dessous du seuil critique, à condition d'avoir recours au traitement poussé. Si l'on se bornait au traitement mécanique et biologique, il faudrait s'attendre à voir les concentrations atteindre des valeurs maxima pendant de courtes périodes.

A l'heure actuelle, la pollution thermique de la Glatt ne dépasse pas 3°C. On prévoit cependant que, d'ici à l'an 2000, la température de l'eau sera considérablement plus élevée au moins 90 jours par an, en aval de la station d'épuration de Zurich.

2) Davos

Cette station de sports d'hiver avec sa population indigène de 10 000 peut encore héberger 16 000 touristes ou villégiateurs. En février et mars, donc au cœur de la saison touristique, lorsque la population a atteint le chiffre maximum de 26 000, le cours d'eau récepteur de la commune est à son minimum, à savoir 1,3 m³/sec: il en résulte une très haute concentration de substances polluantes. Cette situation, déjà défavorable, va probablement encore empirer d'ici à l'an 2000.

Les analyses de la qualité de l'eau portent principalement sur le carbone organique (C biogénique, C réfractaire). A l'heure actuelle, la concentration moyenne en février et mars se monte à 9 mg/l, alors que la concentration admissible est 4 mg/l. N'oublions cependant pas que ce chiffre de 9 mg/l se rapporte à la situation actuelle et que les eaux usées communales ne sont pas épurées à Davos. Le traitement poussé des eaux usées (comprenant aussi les étapes d'épuration primaire et secondaire) réduirait à 0,7 mg/l la concentration moyenne du C organique dans le cours d'eau récepteur pendant les mois de février et mars (fig. 8).

Même si l'on n'installait que les étapes de traitement mécanique et biologique pour une population de 35 000 au maximum, la concentration de carbone organique pourrait être réduite à 1,6 mg/l pendant les mois de février et

mars. Il n'est cependant pas possible d'éviter qu'il y ait des concentrations très élevées durant les baisses passagères du débit de l'exutoire et les fréquentes pointes de production d'eaux usées.

3) Tomasee

Ce lac, situé à 2445 m d'altitude, a un bassin hydrologique de 2,0 km² et une surface de 2,5 ha; sa profondeur maximum est de 10,2 m. A part l'érosion

et l'atmosphère, les seules sources de pollution sont le bétail, les animaux sauvages, les touristes et les poissons. L'eau du lac est de bonne qualité: teneur en oxygène 9,5 mg/l, COD 0,4—0,6 mg/l.

S'il ne survient pas de changements en ce qui concerne le climat, le régime de l'eau et la charge en substances polluantes, la qualité de l'eau du Tomasee sera aussi bonne en l'an 2000 qu'aujourd'hui.

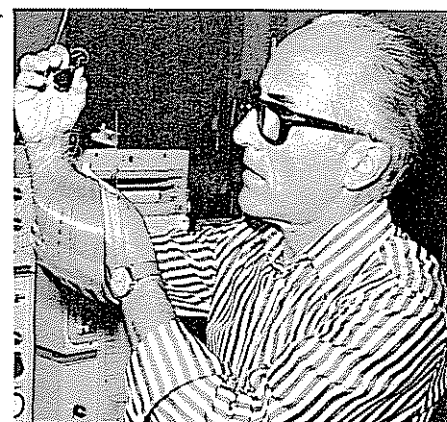
Dr. Paul V. Roberts, le nouveau chef du Département des sciences de l'ingénieur.

M. Roberts a reçu sa formation d'ingénieur aux Etats-Unis d'Amérique. Il possède un degré de Master of Science en génie sanitaire (Stanford University) et PhD en chimie (Cornell). Il s'est acquis une vaste expérience dans le domaine de l'exploitation d'installations de traitement des eaux usées et d'eau potable. Pendant l'année écoulée il a également donné des cours à l'Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich.



Le Professeur Kurt Grob devient membre de l'EAWAG et de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich.

M. Kurt Grob enseigne à l'Université de Zurich et a installé un laboratoire de chromatographie en phase gazeuse et de spectrométrie de masse à l'EAWAG. Il est spécialisé dans la chromatographie en phase gazeuse à haute résolution et a construit des colonnes capillaires spéciales en verre. Il a mis au point des méthodes spécifiques pour concentrer les substances organiques contenues dans les eaux non polluées, méthodes qui permettent de contrôler la qualité de l'eau potable. Il a décelé des centaines de substances en concentrations minimales (jusqu'à 10⁻¹³ w/w) et les a identifiées par les méthodes GLC/MS. En automne dernier, M. Grob a reçu, en récompense de ses mérites, le degré de docteur honoris causa de l'Université de Berne. M. Grob donne des cours de chromatographie en phase gazeuse à haute résolution aux étudiants de la Faculté de chimie de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich. Ses plus récentes publications sont:



K. Grob: Organic Substances in Potable Water and in its Precursor Part I. Methods for their Determination by gas-liquid Chromatography J. Chromatogr. 84, 255—273 (1973).

K. Grob and G. Grob: Organic Substances in Potable Water and in its Precursor Part. II. Applications in the Area of Zürich J. of Chromatogr. 90, 303—313 (1974).

K. Grob und G. Grob: Die Verunreinigung der Zürcher Luft durch organische Stoffe, insbesondere Autobenzin NZZ, 7. August 1972, Nr. 364

K. Grob und G. Grob: Organische Stoffe in Zürichs Wasser NZZ, Beilage «Forschung und Technik», 10. September 1973

Les auteurs: Le Professeur Dr. K. Wuhrmann enseigne la microbiologie appliquée et est le chef de la section «Biologie» de l'EAWAG. M. Mechsner (Dr.) est un biologiste qui travaille dans la section du Professeur Wuhrmann. M. Kavanaugh (Dr.) est le chef du groupe «Génie des procédés» dans le département des sciences de l'ingénieur; il est chargé de coordonner les travaux qui se font à la station pilote de traitement poussé des eaux usées. Ont également collaboré aux exposés de ce bulletin: MM. M. Boller, J. Eugster, V. Krejci, P. Roberts et T. Weber.

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

458

Huang, Ch.-P. and Stumm, W.: Specific Adsorption of Cations on Hydrous γ -Al₂O₃. *J. Colloid and Interface Science* 43, 409—420 (1973).

459

Stumm, W. und Thüer, M.: Zunehmende Beeinträchtigung der Gewässer erfordert Weiterentwicklung der Wasseraufbereitung. In «100 Jahre SVGW — Schweiz. Verein von Gas- und Wasserfachmännern», S. 127—138 (1973).

460

Grimaldi, E., Peduzzi, R., Cavicchioli, G., Giussani, G. e Spreafico, E.: Diffusa infezione branchiale da funghi attribuiti al genere *Branchiomyces* Plehn (*Phycomycetes Saprolegniales*) a carico dell'ittiofauna di laghi situati a nord e a sud delle Alpi. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 30, 61—96 (1973).

461

Eichenberger, E.: Die Verunreinigung der Gewässer durch den Menschen. *Wirtschaftspolit. Mitt.* 29, Nr. 9 (1973).

462

Imboden, D.: Limnologische Transport- und Nährstoffmodelle. *Schweiz. Z. Hydrol.* 35, 29—68 (1973).

463

Stumm, W. und Roberts, P. V.: Prioritäten bei der Rheinwassersanierung. Bericht der Internat. Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, Tagung Düsseldorf 1973, S. 69—85.

464

Michelsen, E. R.: Die Abwasserfrachten aus Durchlaufwaschautomaten. *Gesundheitstechnik* 7, 75—76 (1973).

**465

Diverse: Gewässerschutz 2000 — Prognose des Zustandes der Gewässer in der Schweiz bei alternativen Gewässerschutzmassnahmen. Vorstudie (Dokumentationsbericht) Dübendorf, September 1973.

466

Helmer, R.: Anaerobe und aerobe Schlammstabilisierung — ein Verfahrensvergleich. *Gas - Wasser - Abwasser* 54, 14—23 (1974).

467

Stumm, W.: Die Veränderung in Art und Menge der Gewässerbelastung verlangt ein Neuüberdenken der Ge-

wässerschutzmassnahmen. — Ambühl, H.: Heutiger Zustand und zukünftige Entwicklung der Alpenrandseen. — Braun, R.: Gedanken zur Abfallbewirtschaftung in der Schweiz. In: «Jahrbuch für Umweltschutz 1973», Keller & Co. AG Luzern 1973, S. 51—80.

468

Wuhrmann, K.: Messtechnische Aufgaben der Gewässerüberwachung, *Neue Technik* Nr. 12, 461—470 (1973).

469

Li, Y.-H.: Vertical Eddy Diffusion Coefficient in Lake Zurich. *Schweiz. Z. Hydrol.* 35, 1—7 (1973).

470

Pytkowicz, R. M.: The Carbon Dioxide System in the Oceans. *Schweiz. Z. Hydrol.* 35, 8—28 (1973).

**471

Internat. Arbeitsgemeinschaft für Cyanophytenforschung IAC: 6. Symposium über Fragen der Cyanophyten-taxonomie in Kastanienbaum, 3.—16. August 1972. *Schweiz. Z. Hydrol.* 35, 121—195 (1973).

**472

Helmer, R.: Ergebnisse aus Laboruntersuchungen zur Auslaugung von Abfallstoffdeponien. *Internat. Solid Wastes and Public Cleansing Assoc. ISWA Information Bulletin* Nr. 11/12, 43—57 (Dez. 1973).

**473

Ambühl, H.: Probennahme und Probenaufbereitung. *Neue Technik* Nr. 12, 470—476 (1973).

474

Bündi, U. und Roberts, P. V.: Ursprung und Ausmass der Phosphorbelastung des Greifensees, heute und im Jahr 2000. *Neue Zürcher Zeitung, Mittagsausgabe* Nr. 57 (4. Februar 1974).

*475

Munz, W.: Die Berücksichtigung der Teuerung beim Projektvergleich — Eine prinzipielle Frage, am Beispiel von Abwasseranlagen erläutert. *Schweiz. Bauztg.* 92, 116—119 (1974).

*476

Munz, W.: Regenbecken und Regenentlastungen. *Gas - Wasser - Abwasser* 53, 293—300, 392—404 (1973), 54, 23—32, 98—110 (1974).

477

Wuhrmann, K. A.: Energiebilanzen bei der Klärschlamm-trocknung mit Abfallenergie. *Aufbereitungstechnik* 15, 121—124 (1974).

478

Burkhalter, H.: Untersuchung der Nachklärung bei den Kombibecken. *Gas — Wasser — Abwasser* 53, 385—391 (1973).

479

Roberts, P. V. und Stumm, W.: Behandlung von kommunalem Abwasser mit Aktivkohle. *Gas — Wasser — Abwasser* 54, 78—88 (1974).

*480

Wuhrmann, K.: Some problems and perspectives in applied limnology. *Mitt. Internat. Vereinig. Limnol.* 20, 324—402 (1974).

481

Wuhrmann, K. A.: Probleme der Optimierung bei der Müll- und Klärschlamm-beseitigung. Bericht Nr. 117/2 des Verbandes Schweiz. Abwasserfachleute, Mitgliederversammlung vom 31. Aug. 1973 in Dietikon ZH.

482

Hämmerli, H.: Fragen der Rauchgasreinigung bei der Müllverbrennung. Bericht Nr. 117/3 des Verbandes Schweiz. Abwasserfachleute, Mitgliederversammlung vom 31. Aug. 1973 in Dietikon ZH.

483

Blackburn, Th. R.: Mercury in Sediments of the Horwer Bucht (Lake Lucerne) and Tributary Streams, Switzerland. *Schweiz. Z. Hydrol.* 35, 201—205 (1973).

484

Gächter, R., Lum-Shue-Chan, K., Chau, Y. K.: Complexing Capacity of the Nutrient Medium and its Relation to Inhibition of Algal Photosynthesis by Copper. *Schweiz. Z. Hydrol.* 35, 252—261 (1973).

*485

Imboden, D.: Phosphorus Model of Lake Eutrophication. *Limnol. and Oceanogr.* 19, 2, 297—304 (1974).

486

Obrist, W. und Rollé, G.: Kosten der Klärschlamm-pasteurisierung in der Schweiz. *Umwelthygiene* 25, 95—97 (1974).

487

Koblet, R. und Stumm, W.: Konsequenzen des Energieverbrauchs für den Umweltschutz. *Schweiz. Techn. Z.* 71, 421—427 (1974).

* pas encore publié

** pas de tiré à part à disposition