**3 Mémoire climatique des glaces polaires**

Jürg Beer et Stephan Baumgartner

6 Sédiments lacustres: des archives révélatrices d'origine naturelle et anthropique

Michael Sturm et André F. Lotter

10 Formation des archives sédimentaires naturelles

Jürg Bloesch et Bernhard Wehrli

13 Dégradation des polluants organiques en milieu sédimentaire anoxique

Christof Holliger et René P. Schwarzenbach

17 Assainissement des agglomérations et pollution des sols

Markus Bollér

22 Comportement à long terme des décharges – conséquences pour la pratique

Annette Johnson, Peter Huggenberger et Thomas Lichtensteiger

26 Assainissement des sites pollués: les approches possibles d'un point de vue des sciences de l'environnement et de la gestion des risques

Alexander J.B. Zehnder et Hans R. Wasmer

32 Education permanente, Recherche

- 32 Recherches sur le Danube
- 33 Le nouveau programme d'étude post-grade (EPG) a débuté
- 33 Programme de recherche EAWAG
- 35 Changements climatiques et régions alpines

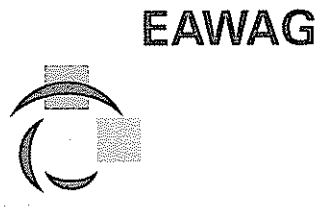
38 Communications internes

- 38 Evaluation de l'EAWAG par un groupe international d'experts
- 39 Nomination à Münster
- 40 Prix Otto Jaag pour la protection des eaux
- 41 Evaluation et développement écomorphologique des cours d'eau

41 Commentaire bibliographique

Taming the Dragon

43 Parutions de l'EAWAG



Les bulletins EAWAG NEWS constituent l'organe d'information de l'EAWAG

Editeur

Distribution et ©:
EAWAG, CH-8600 Dübendorf

Rédaction

Diana Hornung, EAWAG
Jürg Sinniger, EAWAG

Traduction

Henri Chappuis, Berne

Révision

Hubert Joly, Paris

Copyright

La reproduction d'articles ou d'extraits est autorisée à condition de mentionner expressément «Extrait des EAWAG NEWS 38 F 1995», et d'en informer la rédaction ainsi que les auteurs concernés.

Parution

Deux fois par année en français, anglais et allemand

Mise en page

Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Impression

sur papier recyclé 100%

Abonnements nouveaux

Les abonné(e)s sont les bienvenu(e)s! Le bulletin d'inscription se trouve en dernière page.

Page de couverture

Représentation des flux aérodynamiques créés par une montagne schématisée. Sous le vent, c'est-à-dire à l'abri des lames d'air ordonnées, se développent des tourbillons chaotiques (vue à vol d'oiseau, voir l'article intitulé «Changements climatiques et régions alpines», par Urs Dahinden).

Reproduit avec l'aimable autorisation de Christoph Schär, Institut de physique atmosphérique, EPFZ.



Shirley Wey

nel. A chaque fois, le choix du titre représente le problème le plus épineux. Il doit être à la fois court, adapté, médiatique, bien tourné et accrocheur. Il n'est pas toujours aisé de trouver des expressions à la fois simples et précises afin de tirer l'attention du public sur des sujets scientifiques austères.

Dès le mois de juillet, les préparatifs battent leur plein. Dans les coulisses, le téléphone sonne, on négocie, on écrit, on commande - quelle serait en effet une telle journée sans café ni croissants, sans stand de livres ni conférence de presse? Tout doit fonctionner, surtout les rétroprojecteurs, capricieux dans leur genre.

Chères lectrices, chers lecteurs,

Depuis quelques années, l'EAWAG organise une journée d'information qui se déroule traditionnellement en septembre. L'organisation de cette manifestation est un long processus qui débute au printemps, s'intensifie en été et culmine en automne. L'élaboration du programme s'effectue en plusieurs temps. Nous partons tout d'abord d'un thème, sur lequel vient ensuite se greffer un ensemble d'exposés. Après en avoir défini le contenu, nous ordonnons les sujets selon une suite logique. Lors de la phase finale, la plus ardue, les sujets sont harmonisés les uns avec les autres et leur importance pratique est alors vivement discutée. Libre champ est également donné aux critiques réciproques quant à la façon de présenter la matière. Les progrès techniques dans l'audiovisuel donnent lieu à des attentes de plus en plus exigeantes. Mais souvent on se pose la question de savoir si un investissement accru dans ce domaine en vaut la peine.

Ce processus captivant ne se déroule pas toujours dans l'harmonie la plus parfaite. Il arrive parfois que les têtes s'échauffent à force de contrariétés. C'est une épreuve de tolérance, de dynamisme et d'engagement person-

Le grand jour venu, l'ambiance est à son comble, pareille à celle d'un gala d'opéra - même les conférencières et conférenciers les plus aguerris sont légèrement nerveux - un gage de succès, dit-on. Trac, ambiance et joie, voilà ce qu'il faut pour faire passer au mieux le message scientifique.

Pour les scientifiques, le défi consiste à présenter leurs résultats de manière simple afin de communiquer leur enthousiasme aux auditeurs. Bien sûr, leur succès n'est pas sans encourager les Relations publiques de l'EAWAG. Les réactions positives du public confirment également les scientifiques dans leur travail, dont l'utilité ne paraît pas toujours évidente.

Theresa Büsser
Relations publiques EAWAG

Jürg Beer et Stephan Baumgartner

Mémoire climatique des glaces polaires



Jürg Beer

Archives environnementales – ordre et chaos

Les journées d'information organisées par l'EAWAG font partie du programme PEAK, série de cours postgrades axés sur la pratique. La Journée d'information du 20 sept. 1994 était consacrée aux «Archives environnementales – ordre et chaos. Sédiments d'origine naturelle ou anthropique – bases d'un développement durable pour l'environnement». Les exposés tenus lors de cette journée sont l'objet du présent numéro d'EAWAG news.

Les archives environnementales se présentent sous des formes très diverses, telles que sédiments lacustres, calottes polaires, sols altérés par le temps ou décharges d'origine anthropique. Alors que ces dernières présentent un faciès chaotique, les dépôts naturels se caractérisent par un degré de structuration élevé. Ils recèlent de précieuses informations sur les conditions climatiques des temps anciens et nous permettent de découvrir l'histoire de la planète. La connaissance de cette histoire nous met à même d'estimer les conséquences des activités humaines actuelles et de prévoir l'évolution future. Elle est indispensable pour quiconque entend définir les règles de comportement favorisant un développement durable.

«La civilisation modifie le climat» dit-on. Pourtant, le climat évoluait déjà longtemps avant l'intervention humaine. Comment peut-on distinguer les causes naturelles des effets anthropiques? Les archives environnementales permettent justement de répondre aux questions brûlantes de la recherche climatologique.

Modifications naturelles du climat

Le climat dépend dans une large mesure de la rotation quotidienne de la Terre sur elle-même, et de sa circonvolution annuelle autour du soleil. Les paramètres orbitaux de la Terre sont soumis à la lente influence des autres planètes, ce qui génère des variations calculables avec précision même sur des millions d'années. Selon la théorie de Milankovitch, ces changements climatiques ont une périodicité de 20'000, 40'000, voire 100'000 ans selon les cas [1].

Les conditions météorologiques locales, en revanche, évoluent de façon très chaotique. Même la meilleure modélisation sur ordinateur ne saurait rendre compte avec fiabilité de l'évolution météorologique au-delà de quelques jours.

Influence humaine

La révolution industrielle du vingtième siècle a engendré une situation totalement nouvelle pour la nature et la société. Alors que jusqu'ici, les changements climatiques pouvaient être considérés comme des phénomènes entièrement naturels, il convient de se

demander aujourd'hui si les influences humaines, toujours plus importantes, ne vont pas se répercuter à long terme sur le climat – avec le cortège d'effets négatifs que déclenche tout changement soudain des conditions environnementales.

Un exemple typique de l'emprise humaine sur les systèmes naturels est la perturbation des cycles géochimiques. L'utilisation massive des carburants fossiles au cours de ces dernières décennies a provoqué une augmentation importante du taux de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère. De ce fait, l'effet de serre s'est nettement intensifié, comme le démontrent les mesures bien connues qui ont été effectuées au Mauna Loa (fig. 1). Par ailleurs, l'industrie humaine synthétise en nombre croissant des composés qui finissent à la décharge alors qu'on n'en connaît pas, ou pas assez, l'impact à long terme sur l'environnement.

Changements climatiques: d'origine naturelle ou anthropique?

En fait, deux questions fondamentales se posent. Les activités humaines provoquent-elles des changements climati-

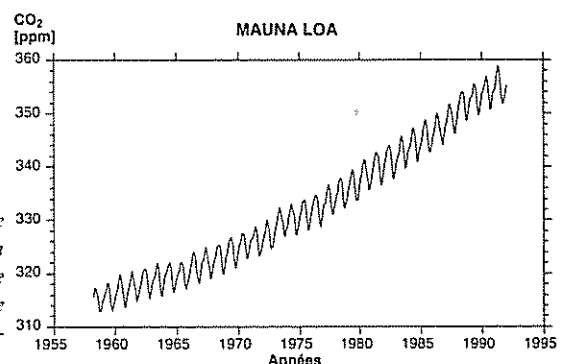


Fig. 1
Les mesures des concentrations de CO₂ dans l'atmosphère mettent en évidence une augmentation évidente de la teneur en CO₂, conséquence directe de l'utilisation de combustibles fossiles [2].

ques, et si oui, comment peut-on les distinguer des changements naturels?

Outre ces questions fondamentales se posent des problèmes d'ordre tout à fait pratique. Si l'on part de l'idée que les activités humaines provoquent un réchauffement climatique, souvent appelé effet de serre, il faut s'attendre à ce que les précipitations augmentent de manière catastrophique, ce qui aura pour conséquence une fréquence accrue des inondations, des avalanches et des glissements de terrain. Il est toutefois impossible d'établir des pronostics exacts, étant donné le caractère chaotique du système climatique.

Comment peut-on mesurer si le réchauffement global constaté actuellement est dû à un facteur anthropique plutôt qu'à une simple fluctuation naturelle? Une des manières de procéder consiste à décrire la situation météorologique actuelle de façon aussi réaliste que possible. A cet effet, on se fondera sur un grand nombre de mesures directes et sur la modélisation des processus physiques, chimiques et biologiques en jeu, et ce, dans le but de simuler l'évolu-

tion ultérieure du climat. Etant donné l'énorme complexité du système climatique, la tâche est évidemment très difficile.

Une autre démarche, complémentaire, permet avant tout d'éclaircir la question du facteur anthropique dans l'évolution du climat. Il s'agit de reconstruire le cycle climatique de la période préindustrielle, une époque où l'influence humaine ne jouait assurément pas encore un rôle déterminant.

La réponse des archives environnementales

L'histoire des climats est relatée de manière directe ou indirecte dans les récits humains, de même que dans les archives naturelles. Depuis que les hommes ont inventé l'écriture, ils ont parlé du temps et des récoltes, lesquelles renseignent dans une certaine mesure sur les changements climatiques. Outre ces informations culturelles, l'environnement nous fournit aussi des archives naturelles. Grâce à des méthodes toujours plus perfectionnées, nous sommes en mesure de les déchiffrer avec une précision grandissante.

Les sédiments lacustres sont particulièrement riches en informations, car ils sont en constante formation. La nature, la grandeur et la composition des particules qui ne cessent de se déposer au fond des lacs, ainsi que les structures biologiques conservées grâce à cette sédimentation rendent compte des conditions environnementales qui régnaient au moment de la sédimentation (voir l'article de Sturm et Lotter).

Les grands massifs montagneux ainsi que les régions polaires connaissent des températures constamment inférieures à zéro degré, de sorte que les couches de neige s'accumulent année après année et se transforment en glace sous la pression des nouvelles couches. Or, cette glace conserve des traces de tous les éléments solides, liquides et même gazeux présents dans l'atmosphère. L'analyse des bulles de gaz contenues dans une carotte extraite à Vostok (Antarctique) montre que la teneur de l'atmosphère en gaz à effet de serre a varié au

cours des 150'000 dernières années, mais qu'elle n'a jamais été aussi élevée qu'à notre époque! (fig. 2).

Il est intéressant de constater que durant la période étudiée, les concentrations de gaz à effet de serre varient en phase avec la température, dont l'évolution se mesure à l'aide du rapport entre les deux isotopes $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ que contient la glace. Ce rapport se modifie en fonction de la température qui engendre une variation des effets de fractionnement lors de la condensation des vapeurs d'eau. Des mesures à haute résolution du rapport $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ont été effectuées sur une carotte prélevée à Summit, au Groënland: elles montrent de façon fort impressionnante que le climat a été instable au cours de la dernière glaciation, voici plus de 10 millénaires, et qu'en comparaison, il s'est comporté de manière relativement stable depuis lors (fig. 3).

Le rôle du soleil

La spectrométrie de masse, une méthode extrêmement sensible, permet également de tirer des informations sur le soleil, qui est en quelque sorte le moteur des changements climatiques. Les moindres variations de l'intensité du rayonnement solaire influencent le système climatique. Ainsi, les infimes perturbations des paramètres orbitaux de la Terre engendrées par les autres planètes sont considérées comme la cause de l'alternance entre les cycles glaciaires et les cycles interglaciaires (théorie de Milankovitch).

Depuis que des satellites météorologiques gravitent autour de la terre, on a également pu mettre en évidence des variations du rayonnement solaire de l'ordre du pour mille. Il s'est avéré que leur rythme correspond de toute évidence au cycle des taches solaires bien connu, dont la périodicité est de onze ans. Cette découverte relativement récente revêt une grande importance. Elle signifie non seulement que la constante solaire n'est pas vraiment une constante, mais que ces variations peuvent également provoquer des changements de climat, au même titre que les

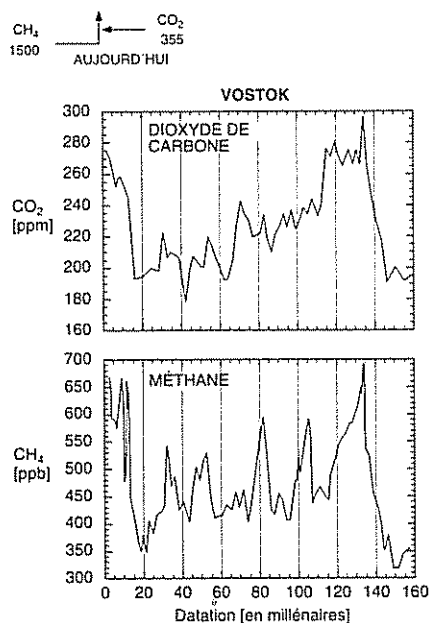


Fig. 2
L'analyse des bulles d'air emprisonnées dans la carotte de glace extraite à Vostok révèle de fortes variations des concentrations de gaz à effet de serre CO_2 et CH_4 durant ces 160'000 dernières années [3,4]. Toutefois, les concentrations actuelles n'ont jamais été même approchées (355 ppm CO_2 et 1500 ppb CH_4).

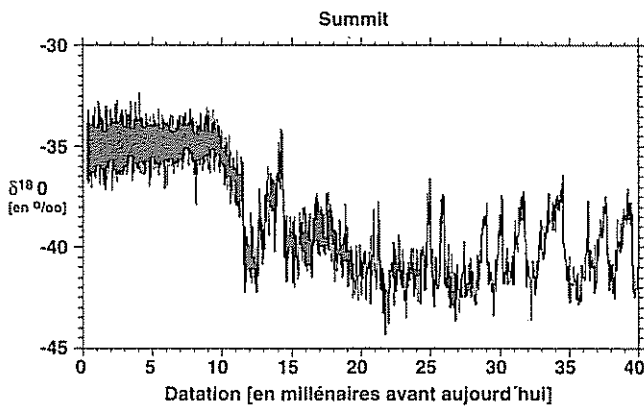


Fig. 3
La modification du rapport $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ($\delta^{18}\text{O}$) est indiquée en pour mille en fonction du rapport moyen existant dans les eaux océaniques. Ces variations reflètent les changements de température (plus la valeur $\delta^{18}\text{O}$ est négative, plus le climat est froid). Alors que la température du Groënland central semble avoir été relativement stable ces 10'000 dernières années, elle a subi de brusques variations de forte ampleur entre 40'000 ans et 10'000 ans avant notre ère [5].

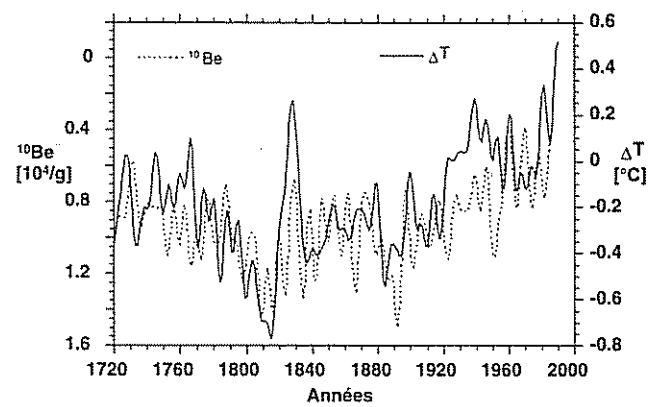


Fig. 4
La correspondance relativement bonne entre la concentration de ^{10}Be dans les glaces du Groënland et la température moyenne de l'hémisphère nord permet de supposer l'existence d'un rapport entre la constante solaire et l'évolution du climat [6].

fluctuations des concentrations des gaz à effet de serre et des aérosols dans l'atmosphère.

Quelle est la constance de la constante solaire?

Comment savoir si la constante solaire s'est modifiée par le passé et, le cas échéant, de combien? Là aussi, les glaces recèlent de précieuses informations, même si elles sont très indirectes. Durant les époques de rayonnement solaire plus intense, lorsque le soleil paraît plus «chaud», il dégage aussi dans l'univers davantage de vent solaire qui se propage dans tout le système solaire. Les champs magnétiques qui sont pour ainsi dire «gelés» dans le vent solaire exercent un effet d'écran pour les particules du rayonnement cosmique dont ils réduisent ainsi le flux. Par conséquent, les radiations qui pénètrent dans l'atmosphère terrestre sont moins nombreuses, ce qui entraîne une variation des radio-isotopes qu'elles engendrent par réactions nucléaires, tels que le ^{10}Be et le ^{14}C par exemple. Le ^{10}Be se fixe relativement vite sur les aérosols présents dans l'atmosphère et finit par se déposer sur la surface de la terre sous l'action des précipitations (pluie, neige). Une partie du ^{10}Be est aussi stockée dans la glace. Il est donc probable que, durant les périodes d'activité solaire intense, l'effet d'écran joué par le vent solaire provoque une diminution de la production de ^{10}Be et, par voie de

conséquence, une diminution de sa concentration dans la glace. En revanche, on y constatera une augmentation de la concentration de ^{10}Be durant les périodes d'activité plus faible. Il faut pourtant se rappeler que les processus atmosphériques de transport et de dépôt peuvent également provoquer des modifications de la concentration de ^{10}Be dans la glace. L'histoire de l'activité solaire n'est donc pas si facile à reconstituer, mais les résultats obtenus jusqu'ici sont encourageants.

Au cours de ces 15 dernières années, les mesures effectuées par satellites ont permis d'établir un rapport entre la constante solaire et l'activité solaire. Si on admet l'hypothèse que ce rapport existait aussi aux époques antérieures, les conditions climatiques devraient être plus froides durant les périodes où l'activité solaire est plus faible. La courbe des concentrations de ^{10}Be mesurées dans la carotte de glace du Groënland et la courbe des températures moyennes de l'hémisphère nord, établie à partir de nombreuses sources différentes, permettent de conclure à une corrélation (fig. 4), ce qui justifie pour le moins la poursuite de ces recherches, qui n'en sont encore qu'à leurs débuts.

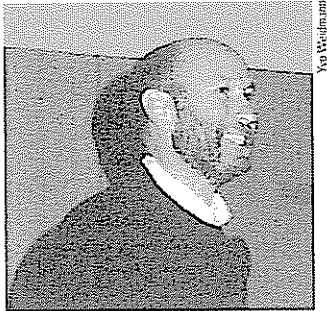
Conclusion et mise en garde

En résumé, on peut affirmer que les archives environnementales démontrent que le climat a toujours subi des

modifications, parfois même considérables. De plus, elles montrent aussi que les concentrations actuelles des gaz à effet de serre dans l'atmosphère dépassent largement celles qui ont pu être approximativement déterminées pour ces 200'000 dernières années. Cette constatation, ajoutée au fait que nous ne connaissons absolument pas les conséquences qui résulteront de nos activités, devrait suffire à nous mettre en garde et nous inciter à agir avec plus de circonspection envers notre environnement.

- [1] Imbrie, J., & Imbrie, K. O. (1986). *Ice Ages: Solving the Mystery*. Harvard University Press.
- [2] Keeling, C. D., Bacastow, R. B., Carter, A. F., Piper, S. C., Whorf, T. P., Heimann, M., Mook, W. G., & Roeloffzen, H. (1989). A Three-Dimensional Model of Atmospheric CO Transport Based on Observed Winds: 1. Analysis of Observational Data. *Geophysical Monograph*, 55, 165-363.
- [3] Barnola, J. M., Raynaud, D., Korotkevich, Y. S., & Lorius, C. (1987). Vostok ice core provides 160,000-year record of atmospheric CO₂. *Nature*, 329, 408-414.
- [4] Chappellaz, J., Barnola, J. M., Raynaud, D., Korotkevich, Y. S., & Lorius, C. (1990). Ice-core record of atmospheric methane over the past 160'000 years. *Nature*, 345, 127-131.
- [5] Johnsen, S. J., Clausen, H. B., Dansgaard, W., Fuhrer, K., Gundestrup, N., Hammer, C. U., Iversen, P., Jouzel, J., Stauffer, B., & Steffensen, J. P. (1992). Irregular glacial interstadials recorded in a new Greenland ice core. *Nature*, 359 (6393), 311-313.
- [6] Beer, J., Baumgartner, S., Dittrich-Hannen, B., Hauenstein, J., Kubik, P., Lukaczyk, C., Mende, W., Stellmacher, R., & Suter, M. (1994). *Solar Variability Traced by Cosmogenic Isotopes*. Boulder: Cambridge University Press.

Sédiments lacustres: des archives révélatrices d'origine naturelle et anthropique



Michael Sturm

Admettons que les autorités d'un canton de montagne aient à estimer la fréquence des périodes de crues extrêmes au cours des décennies et des siècles derniers sans avoir à disposition aucun instrument de mesure permettant d'effectuer des recherches suffisamment poussées. Admettons aussi que des communes riveraines, inquiétées par l'état de leur lac, envisagent un assainissement et doivent par conséquent en connaître l'évolution historique, mais qu'il n'existe aucune valeur comparative de la qualité ultérieure des eaux. Dans ces deux cas, les informations environnementales que recèlent les sédiments lacustres sont susceptibles de rendre de précieux services.

Archives sédimentaires

A l'instar des carottes de glace (voir l'article de Beer et Baumgartner), les sédiments lacustres sont également des archives naturelles dont la structure reflète les conditions environnementales des temps passés. Alors que la glace fournit essentiellement des informations de nature physique sur l'atmosphère terrestre considérée dans sa globalité, les sédiments archivent en

plus des informations relatives à un grand nombre de processus biologiques, géochimiques et anthropiques. La fig. 1 représente schématiquement les processus essentiels qui participent à la formation des sédiments lacustres. On distinguera les sédiments selon qu'ils sont d'origine allochtone ou autochtone.

Sédiments alloctones

Il s'agit essentiellement des matériaux charriés par les rivières et autres affluents. Ils se déposent dans le lac, à des endroits déterminés, laissant ainsi une trace des fluctuations saisonnières ou des événements marquants tels que crues, écoulements de boue et de pierres, etc. Leur accumulation forme des cônes de déjection et des deltas à l'embouchure des affluents. Par ailleurs, certaines matières alloctones, telles que pollens, cendres volcaniques, aérosols, etc., parviennent dans le système lacustre sous l'action du vent, de la pluie ou de la neige, qui les transportent sous forme particulière ou dissoute. D'autres substances, enfin, s'introduisent de manière diffuse dans le système lacustre, notamment par le biais des eaux souterraines et des systèmes de drainage, ainsi que de vecteurs artificiels, comme les stations d'épuration par exemple.

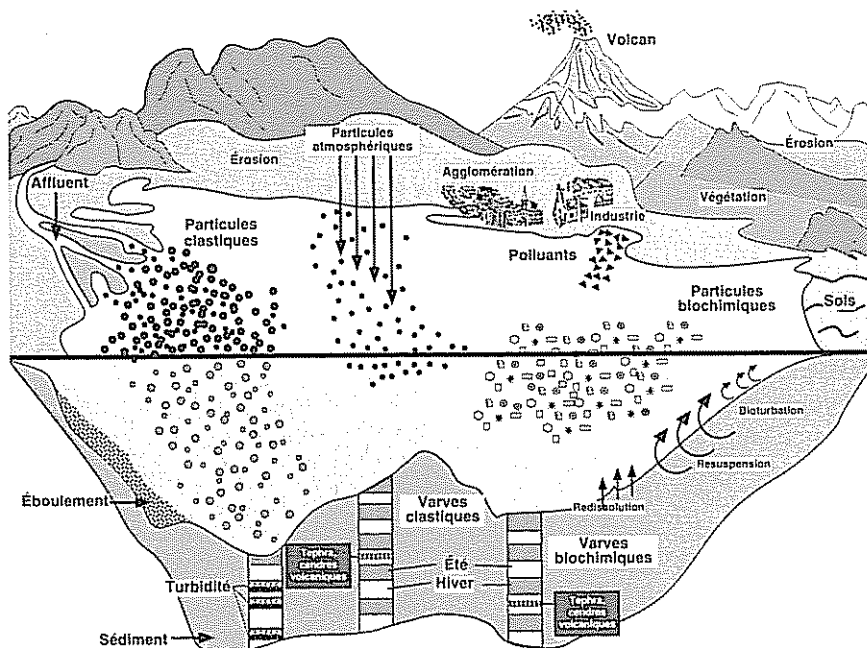


Fig. 1
Facteurs externes et internes influençant la sédimentation dans le bassin d'un lac.

Sédiments autochtones

Les particules *autochtones*, c'est-à-dire formées au sein du système lacustre, proviennent essentiellement de la production d'algues qui a lieu au printemps et en été dans l'épilimnion. Par ailleurs, la formation de sédiments lacustres peut aussi être influencée par des processus de redissolution et de précipitation biogéochimiques, ainsi que par des processus de déplacement, tels que déstabilisation des fonds, resuspension ou bioturbation (voir l'article de Bloesch et Wehrli).

Formation des varves (couches annuelles)

Dans certaines conditions, les processus de sédimentation qui se répètent au rythme des années ou des saisons forment une succession de strates régulières, cycliques, de couleur claire ou foncée (voir fig. 5). Ce genre de structures sédimentaires est appelé *varve* – un terme d'origine suédoise [1]. Elles équivalent toujours à la durée d'une année, ce qui est fort commode pour déterminer avec précision l'âge des sédiments. La fig. 2 représente schématiquement la structure des deux principaux types de varves qu'on trouve dans les lacs.

Varves biochimiques

Les *varves de nature biochimique* surviennent dans les lacs eutrophiques, caractérisés par des conditions anaérobiques, ou plus exactement anoxiques. Elles se distinguent par la succession saisonnière de particules issues de processus biologiques et chimiques donnés [2, 3, 4]. La précipitation biogénique des calcites (CaCO_3) donne une couleur claire aux couches de printemps et d'été. Ces cristaux de calcite, mesurant jusqu'à 40 mm de diamètre, se déposent en même temps que des diatomées centrales. Durant les mois d'août et de septembre, la sédimentation est caractérisée par la présence de diatomées pennales et de cystes de chrysophycées. Les dépôts sédimentaires des mois d'automne et d'hiver se caractérisent par des matières non décomposées, ce

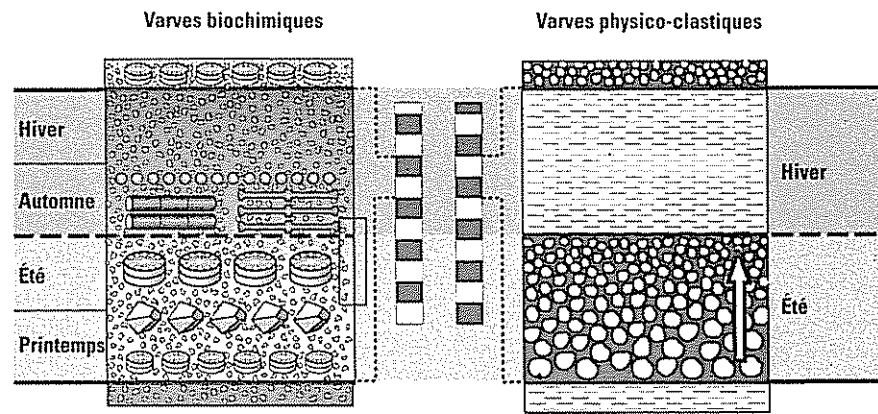


Fig. 2

Schématisation des varves biochimiques d'une part, et des varves physico-clastiques d'autre part. Les varves représentent la sédimentation durant une année. Les premières se forment dans des lacs eutrophiques, en conditions anoxiques. Quant aux secondes, elles se forment dans les lacs oligotrophiques, dont le régime est dominé par les affluents (voir article).

qui explique la couleur foncée des strates hivernales dont sont constituées les varves de nature biochimique.

Varves physico-clastiques

Les *varves de nature physico-clastique* surviennent exclusivement dans les lacs oligotrophiques dont le régime est déterminé par les affluents. Elles doivent leur existence aux variations saisonnières de l'apport en matériaux [5]. Les strates estivales sont foncées et se composent de particules provenant de la fonte des neiges au printemps et des crues d'été, phénomènes qui favorisent l'apport de matières organiques sous forme de débris de bois et de feuilles mortes. Si on examine ces strates de bas en haut (donc du printemps à la fin de l'été), on constate souvent que la taille des particules décroît régulièrement. Les strates hivernales sont en revanche de couleur claire et de texture homogène. Elles sont essentiellement constituées de fines particules d'argile et sont pratiquement exemptes de matières organiques, étant donné que l'hiver est une saison pauvre en végétation.

Paléolimnologie

Les informations sédimentologiques fournies par les varves, les éboulements et les deltas sont complétées par des paramètres biologiques (pollen, diatomées), chimiques (substances nutritives, principales et traçantes) et physiques (isotopes) tirés des archives environnementales. La comparaison et

l'interprétation globale de toutes ces renseignements paléolimnologiques nous permettent de retracer l'«histoire du lac», et de comprendre le déroulement de certains processus naturels ou induits par les activités humaines, ainsi que les bouleversements climatiques du passé et l'importance aussi bien temporelle que géographique de ces changements. Pour expliciter notre propos, nous allons prendre deux exemples, le lac d'Uri et le Soppensee.

Le Lac d'Uri

Un relief abrupt, d'importants affluents et une profondeur de 200 m font du Lac d'Uri un lac alpin dont la sédimentation dépend essentiellement de processus physiques. Il se situe dans une zone tectonique comportant des versants d'origine glaciaire, caractérisés par une forte activité d'érosion. Son bassin hydrologique est constamment soumis à des catastrophes naturelles telles que tremblements de terre, inondations ou chutes de pierres. Ces événements ont laissé des traces caractéristiques dans les sédiments du Lac d'Uri. Les carottes de sédiments prélevées dans ce lac mesurent jusqu'à 9 m et couvrent une période d'environ 1000 ans. Elles ont permis de mettre en évidence les effets de près de 20 événements environnementaux différents [6]. Il s'agit entre autres de l'éboulement local de roches d'Axen (14./15.5.1801), de Schwandenflue (8.12.1769) ou du dépôt local des

décombres résultant de la construction des tunnels routier et ferroviaire entre Brunnen et Sisikon (1958, 1951/52, 1862-1864). Les sédiments du Lac d'Uri témoignent également de l'effet d'événements globaux plus étendus tels que les séismes de 1774, 1755 et 1601, ainsi que du dépôt de déchets radioactifs ($^{134,137}\text{Cs}$) après les essais nucléaires en altitude réalisés en 1963 et après la catastrophe nucléaire de Tschernobyl (25.4.1986).

Inondations de 1987

Les sédiments du lac d'Uri rendent compte aussi clairement les fameuses crues de 1987 qui ont provoqué d'énormes inondations dans toute la région des Alpes, avec d'importantes destructions et interruptions des voies de circulation. Rien qu'en Suisse, le montant du sinistre a dépassé 1.2 milliards de francs [6]. La vallée de la Reuss, dans le canton d'Uri, a subi pendant des semaines les conséquences de la crue des 24/25 août 1987. Une analyse de la hauteur des différentes crues dans les carottes du Lac d'Uri a toutefois démontré que l'inondation de 1987 n'était pas la plus importante de l'his-

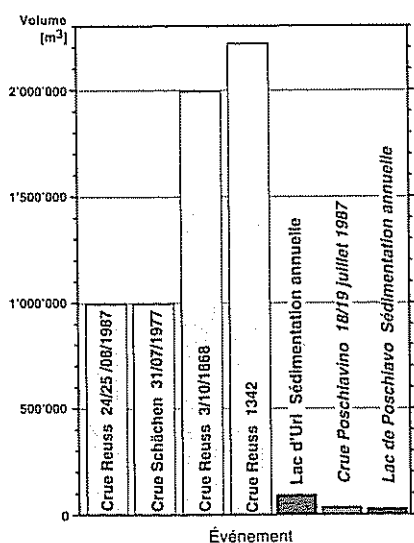


Fig. 3 Comparaison des volumes de sédimentation résultant des plus grandes crues durant les 1000 dernières années dans le Lac d'Uri. A titre de référence figurent à gauche les données concernant la crue de 1987 dans le lac de Poschiavol GR. La sédimentation annuelle est également indiquée pour les deux lacs.

Soppensee

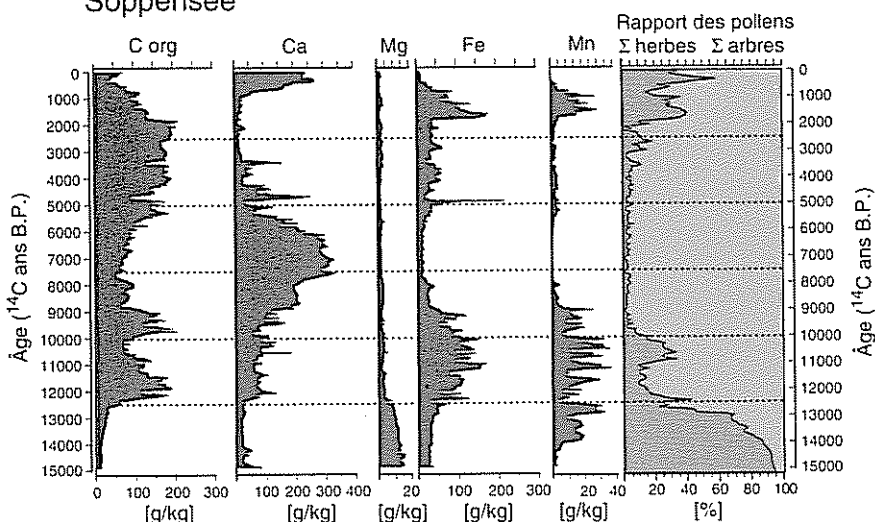


Fig. 4 Les archives sédimentaires du Soppensee sont vieilles de 15'000 ans. A droite est représenté le rapport des pollens d'herbes/arbres. Les autres graphiques concernent les concentrations en g/kg des substances suivantes (de gauche à droite): carbone organique (C_{org}), calcium (Ca), magnésium (Mg), fer (Fe), manganèse (Mn).

toire du Lac d'Uri. (fig. 3). Avec un volume sédimentaire de 1 mio. m^3 , elle est en effet comparable à celle du Schächen le 31.7.1977. La crue de la Reuss du 3.10.1868 a même laissé deux fois plus de sédiments dans le Lac d'Uri (2 mios m^3). La plus grande crue de la Reuss, qui a atteint un volume de 2.2 mios m^3 , a cependant eu lieu en l'an 1342, lorsque des tempêtes persistantes ont provoqué des inondations catastrophiques, non seulement dans les Alpes, mais aussi dans une grande partie de l'Europe [8]. Les sédiments du Lac d'Uri montrent qu'il faut compter environ 10 inondations en moyenne par siècle, mais que seules trois crues ont été extrêmement catastrophiques au cours des 1000 dernières années : en 1987, 1868 et 1342. Malgré tout, la signification des crues est importante pour l'accumulation des sédiments dans le Lac d'Uri. Rien que les grands événements illustrés en fig. 3 sont responsables de l'accumulation de 60 fois le volume annuel moyen de matériaux sédimentaires, lequel est de 0.1 mio m^3 .

Le Soppensee

Le Soppensee a une superficie d'une surface de 1 km^2 à peine et se situe à 596 m d'altitude, sur le plateau du canton de Lucerne. Son bassin, atteignant aujourd'hui une profondeur de 27 m, présente les restes d'une structure glaciaire qui s'est formée durant la fonte

rapide du glacier de la Reuss lors de la dernière déglaciation il y a 15'000 ans [9]. Depuis cette époque, un puissant profil sédimentaire d'env. 8 m s'est accumulé dans le Soppensee, dû essentiellement à des processus de sédimentation biochimiques autochtones. Les sédiments de ce petit lac sont exceptionnels à plus d'un égard. Depuis 1986, il font l'objet de tout une série de projets de recherche paléo-environnementales interdisciplinaires.

15'000 ans d'histoire végétale

Les archives sédimentaires du Soppensee témoignent, sans lacune, de toute l'histoire de l'environnement de ces 15'000 dernières années. L'analyse à haute résolution temporelle des strates de pollens montre qu'après la fonte du glacier de la Reuss, la végétation du bassin hydrologique du Soppensee se caractérisait par une flore ouverte, sans arbre et résistante au froid, de type toundra. La nette croissance de pollens d'arbres il y a 12'700 ans (fig. 4) prouve un réchauffement de climat rapide et durable. Une nouvelle période de froid d'environ 1000 ans, appelée «Dryas récent», s'est terminée voici à peu près 10'000 ans. Cette période a été suivie d'un véritable optimum climatique postglaciaire, caractérisé par la disparition presque totale des pollens de plantes herbacées. Les pollens de céréales sont les premiers signes de présence humaine dans les environs du Sop-

pensee et remontent à environ 6000 ans. Les activités humaines ont eu des effets plus marqués sur l'environnement seulement à partir de l'âge du bronze, il y a environ 3000 ans. On mentionnera à ce propos la déforestation par exemple. La colonisation du Plateau par les Romains et les changements environnementaux d'origine encore plus nettement anthropique datent de ces 2000 dernières années, comme en témoignent les changements de pollens provenant d'un large éventail de végétaux, allant des arbres et des arbustes aux plantes herbacées et aux céréales (fig. 4).

15'000 ans d'histoire lacustre

L'évolution de différents paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres complète l'image dynamique de la végétation. Si, à une époque antérieure, le lac était encore oligotrophique et influencé essentiellement par l'apport de matières allochtones, des changements radicaux sont par contre survenus il y a env. 12'700 ans pour en faire un milieu anoxique, riche en substances nutritives. Cette évolution est illustrée en fig. 4 par la diminution du Mg en même temps que l'augmentation subite du C organique, du Ca et du Fe. La phase de froid durant la glaciation de Würm, constatée d'après l'évolution de la végétation, se manifeste aussi dans le lac par une forte diminution de la production primaire, forcément accompagnée d'une raréfaction du carbone organique dans les sédiments. Le réchauffement survenu il y a 10'000 ans a ensuite recréé un état anoxique eutrophique du lac qui persiste encore à ce jour. Le Soppensee constitue ainsi un exemple d'eutrophisation naturelle qui a persisté des millénaires et qui n'a subi pratiquement aucune influence humaine.

Des milliers de strates annuelles

Le Soppensee est une merveille paléolimnologique dans la mesure où ses varves biochimiques se sont formées pendant une période de plusieurs milliers d'années (fig. 5). Leur apparition et leur accumulation a débuté il y a env.

12'000 ans et révèlent la présence de conditions eutrophiques avec des eaux souterraines anoxiques (voir ci-dessus). La preuve qu'il s'agit de véritables couches annuelles [4] a permis de prolonger la courbe de calibration du ^{14}C et d'établir une chronologie exacte des sédiments du Soppensee [10]. Dans les sédiments récents du Soppensee, la stratification a disparu en dépit des conditions toujours favorables à la formation de varves biochimiques: en effet, les larves d'une espèce de *Chaoborus* détruit les strates en formation, ce qui prouve à l'évidence que la bioturbation est possible même dans des conditions anaérobiques.

L'importance des archives sédimentaires

L'interprétation des archives écologiques telles qu'on les trouve dans les sédiments lacustres permet de répondre aux questions posées au début de l'article. Ainsi, les sédiments du Lac d'Uri démontrent par exemple que des événements hors du commun, tels que les crues par exemple, sont rares, mais pas exceptionnelles dans cette région de montagne à relief glaciaire. Les recherches du Soppensee montrent, quant à elles, que des lacs peuvent être riches en substances nutritives et anoxiques de façon naturelle, déjà depuis de nombreux millénaires. Elles prouvent aussi que les changements environnementaux peuvent être distingués selon qu'ils sont d'origine naturelle ou anthropique.

En conclusion, on retiendra que les archives sédimentaires sont non seulement un complément important à l'interprétation des processus environnementaux, mais qu'elles sont aussi indispensables pour

- évaluer la stabilité et la dynamique des systèmes environnementaux,
- évaluer l'ampleur des risques écologiques,
- planifier des mesures, ainsi que pour
- formuler des objectifs en matière de protection de l'environnement, tout en tenant compte des conditions naturelles.

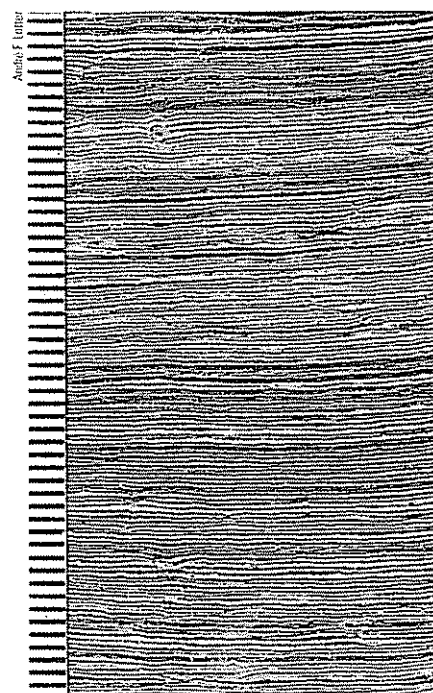


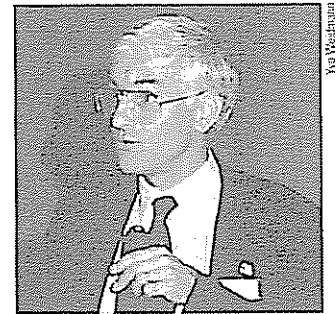
Fig. 5
Photographie d'une carotte sédimentaire extraite du Soppensee. Il s'agit de varves biochimiques. La stratification annuelle est régulière, et on distingue clairement l'alternance des strates claires (estivales) et des strates foncées (hivernales). L'échelle est indiquée en mm.

- [1] De Geer, G. (1912): A geochronology of the last 12,000 years. Proc. 11th Int. Geological Congress 1910: 241-253.
- [2] Kelts, K. and K.J. Hsü (1978): Freshwater carbonate sedimentation. In: A. Lerman, (ed.), Lakes: Geology, Chemistry, Physics. New York, Springer. pp. 295-323.
- [3] Bloesch, J. and M. Sturm (1986): Settling Flux and Sinking Velocities of Particulate Phosphorus (PP) and Particulate Organic Carbon (POC) in Lake Zug, Switzerland. Sediments and Water Interactions. In: P. Sly, (ed.), Sediments and Water Interactions. New York, Springer. pp. 481-490.
- [4] Lotter, A.F. (1989): Evidence of Annual Layering in Holocene Sediments of Soppensee, Switzerland. Aquatic Sciences 51: 19-30.
- [5] Sturm, M. (1979): Origin and composition of clastic varves. In: Ch. Schlüchter, (ed.), Moraines and Varves. Rotterdam, Balkema. pp. 281-285.
- [6] Siegenthaler, C. and M. Sturm (1991): Die Häufigkeit von Ablagerungen extremer Reusshochwasser. Die Sedimentationsgeschichte im Urnersee seit dem Mittelalter. Mitt. Bundesamt für Wasserwirtschaft. 4: 127-139.
- [7] BWV (1991): Ursachenanalyse der Hochwasser 1987 - Ergebnisse der Untersuchungen. Mitt. Bundesamt für Wasserwirtschaft 5: 3-47.
- [8] Pfister, C. and S. Hächler (1991): Historische Hochwasser. Mitt. Bundesamt für Wasserwirtschaft 4: 121-126.
- [9] Hantke, R. (1967): Geologische Karte des Kantons Zürich und seiner Nachbargebiete. Vierteljahresschrift der Naturf. Ges. in Zürich 112: 91-122.
- [10] Hajdas, I. (1993): Extension of the radiocarbon calibration curve by AMS dating of laminated sediments of Lake Soppensee and Lake Holzmaar. ETHZ Diss. Nr. 10157.

Jürg Bloesch et Bernhard Wehrli

Formation des archives sédimentaires naturelles

A long terme, nos lacs sont destinés à se combler totalement, c'est-à-dire qu'ils finiront par disparaître, étant donné que quelques millimètres de sédiment frais s'y accumulent chaque année. Les sédiments lacustres recèlent une grande richesse d'informations sur l'écosystème «lac» et son bassin versant. Le présent article traite de la formation des sédiments et de leur fonction dans le bilan des matières d'un lac. Pour pouvoir interpréter les archives sédimentaires, il faut d'abord connaître les mécanismes qui gouvernent la formation des sédiments.



Jürg Bloesch

Origine et sédimentation des particules

A titre d'exemple, nous avons suivi la trajectoire des particules qui se déposent à 200 m de profondeur, sur le fond du bassin sud du Lac de Zoug [1]. Ces particules proviennent soit du bassin versant (allochtones), soit du lac lui-même (autochtones) (voir fig. 1 de l'article de Sturm et Lotter). Lors de crues en particulier, les affluents amènent de grandes quantités de matériel d'érosion et de substances nutritives dans le lac. Ces matières allochtones forment des deltas de grandeur variable, qui sont les témoins visibles du phénomène. A part quelques débris végétaux, il s'agit avant tout de minéraux, en majorité des oxydes et des silicates. En outre, les algues et le zooplancton présents dans l'écosystème «lac» engendrent une pluie de particules qui sont constituées de biomasse morte (carbone organique) et de calcaire fraîchement précipité. Dans ce processus, les diatomées servent de

noyaux de cristallisation pour la précipitation du calcite en créant une saturation locale en calcaire grâce à leur activité photosynthétique (décalcification biogène).

Pendant leur sédimentation vers le fond du lac, les particules sont soumises à différents processus de transformation, notamment la dissolution, la précipitation, l'adsorption, la floculation, la biodégradation et l'agglomération. C'est ce qu'illustre par exemple la forte modification du rapport C:P selon la profondeur: dans l'épilimnion, le rapport C:P est nettement supérieur à celui de la biomasse formée par les algues avec une valeur de 106:1. En revanche, dans l'hypolimnion, il peut diminuer jusqu'à 50:1 [2]. Les processus de biodégradation que subissent les particules en cours de sédimentation libèrent du carbone. Simultanément, ces particules s'enrichissent en phosphore par adsorption directe d'une part, et grâce à l'activité minéralisante des bactéries qui leur sont fixées d'autre part.

Le métabolisme du zooplancton contribue aussi pour une grande part à la transformation des particules [3]: la formation de pelottes fécales par le zooplancton augmente la vitesse de sédimentation des particules provenant des algues. Cette vitesse détermine le temps de présence des particules dans l'eau. Elle ne dépend pas uniquement de facteurs tels que taille, densité et forme des particules, mais aussi de facteurs hydrologiques tels que température, densité, viscosité et turbulence. La formule fondamentale de Stokes permettant de calculer la vitesse de descente ne s'applique toutefois que dans certaines conditions, puisque la plupart des particules ne sont pas des boules parfaitement sphériques. La plupart des algues tombent en fait à une vitesse de quelques mètres par jour [4]. Quant aux algues plus petites et aux particules minérales, elles flottent plus longtemps; leur progression atteint au maximum quelques centimètres à quelques décimètres par jour. La descente des algues dure donc

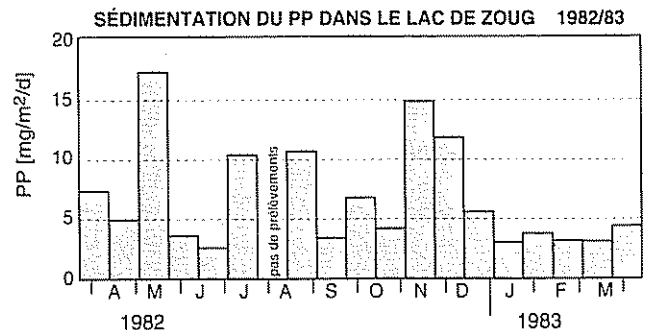
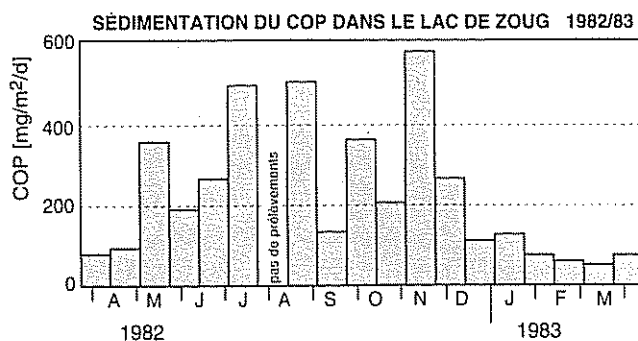


Fig. 1 Evolution annuelle de la sédimentation du carbone organique particulaire (COP) et du phosphore particulaire (PP) dans le Lac de Zoug, entre 1982

et 1983. Les valeurs les plus élevées correspondent aux périodes de reproduction maximale des algues.

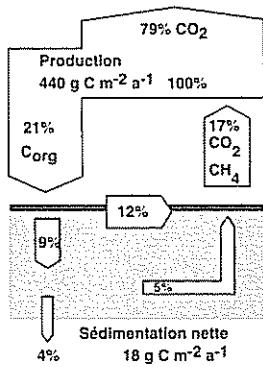


Fig. 2
Production et minéralisation du carbone organique particulaire dans le Lac de Zoug. La représentation schématique rend compte des processus qui se déroulent dans la colonne d'eau et dans les 15 cm supérieurs du sédiment.

Sédimentation, poids séché	770 g m ⁻² a ⁻¹
Sédimentation, poids frais (f = 3.3)	2'540 g m ⁻² a ⁻¹
Volume de sédimentation (f = 2.9)	2'230 cm ³ m ⁻² a ⁻¹ = 2.2 mm a ⁻¹

Tab. 1
Sédimentation et accumulation des sédiments dans le Lac de Zoug (f = facteur de conversion).

entre quelques jours et quelques semaines avant que celles-ci ne touchent le fond du Lac de Zoug, à une profondeur de 200 m.

Des trappes à sédiments permettent d'étudier le flux de matières et la dégradation des particules descendantes à différentes profondeurs. Comme dans la plupart des lacs de Suisse centrale, les matières sédimentaires du Lac de Zoug sont en majeure partie produites dans le lac. Les affluents, qui déterminent par exemple la sédimentation dans le Lac des Quatre-Cantons ou dans le lac alpin d'Oeschinen [5, 6], ne jouent qu'un rôle restreint dans le Lac de Zoug. La sédimentation maximale a lieu en été (fig. 1), quand la multiplication des algues est la plus active, ce qui provoque une précipitation du calcaire, comme nous l'avons vu ci-dessus.

Les sédiments: un réacteur stratifié

Dans les lacs eutrophes comme le Lac de Zoug, les variations saisonnières des taux de sédimentation forment des strates annuelles qui se distinguent nettement. Les strates claires, contenant surtout du calcaire, correspondent aux dépôts estivaux, tandis que les strates foncées, dénotant la présence de substances organiques, correspondent aux dépôts hivernaux (voir fig. 4 de l'article de Sturm & Lotter). Si le fond du lac est suffisamment oxygéné, il se peut que des vers et des larves d'insectes perturbent ces strates annuelles en les creusant, phénomène que l'on appelle «bioturbation». C'est ce qui arrive dans les lacs oligotrophes ou eutrophes soumis à une oxygénation artificielle. De plus, les vents forts provoquent des vagues et des courants internes qui soulèvent des tourbillons et balaient ainsi les archives sédimentaires [7]. Cette remise en sus-

pension ramène en général les matières sédimentaires vers le centre du lac où elles se déposent une nouvelle fois.

Un facteur de conversion permet de calculer le poids frais et le volume initial des sédiments séchés, compte tenu de leur compactage [4]. Ainsi, le taux de sédimentation annuel peut être converti en un taux d'accumulation annuel (tab. 1). Dans nos lacs, la croissance annuelle normale des sédiments est de 3 à 10 mm. La moyenne de 2.2 mm estimée pour le Lac de Zoug se situe par conséquent au bas de l'échelle.

Dans le Lac de Zoug, le flux de carbone organique particulaire (COP) se quantifie de la manière suivante (fig. 2): la production primaire est environ de 440 g C m⁻²a⁻¹, ce qui est très élevé en comparaison des volumes atteints dans les lacs oligotrophes (Lac des Quatre-Cantons: env. 150 g C m⁻²a⁻¹; Lac d'Oeschinen: env. 11 g C m⁻²a⁻¹ [6]). Seuls 21% du COP se retrouveront dans les sédiments. Env. 348 g C m⁻²a⁻¹ se minéralisent avant tout dans le cycle restreint qui a lieu dans l'épilimnion et en partie encore durant la descente dans l'hypolimnion. Le COP sédimenté est une source d'énergie et de substances nutritives pour la faune et les bactéries benthiques.

Après la sédimentation vient la diagenèse – transformation des sédiments par des mécanismes chimiques et biologiques. Grâce à des chambres de flux et des dispositifs de dialyse, il est possible de mesurer la libération de matières au fond du lac. En l'espace de 1 à 2 ans, près de 57% du carbone déposé dans les millimètres supérieurs du sédiment sont biodégradés; dans les 0.5 à 15 cm suivants, ce ne sont plus que 24% (fig. 2). En surface, la dégradation rapide en conditions aérobies produit du gaz carbonique (CO₂). En dessous, la dégradation plus lente en conditions

anaérobies produit du méthane (CH₄). Seulement 19% de la matière organique sédimentée ou 4% de la biomasse actuellement produite restent dans les sédiments à très long terme. D'autres matières laissent en revanche des traces durables dans les sédiments. On mentionnera par exemple l'enveloppe siliceuse des diatomées, les graines de pollen, les cendres volcaniques ou les radionucléides de l'atmosphère.

Sédiments lacustres: site contaminé ou dépôt définitif?

Outre les particules naturelles, les sédiments renferment aussi des métaux lourds ainsi que des composés organiques de synthèse, provenant de la civilisation. L'analyse des substances nocives trouvées dans les carottes sédimentaires datées permet de documenter avec précision l'augmentation de la pollution des eaux due à la civilisation (fig. 3).

Par exemple, la présence chronique de zinc vient avant tout des conduites d'eau galvanisées. Elle est plus marquée dans le Rotsee, situé dans une zone urbaine, que dans le Baldeggersee en pleine campagne. La question est de savoir si les sédiments doivent être considérés comme des sites contaminés ou

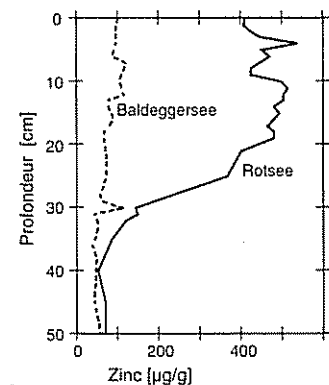


Fig. 3
Concentration en zinc dans les sédiments du Baldeggersee et du Rotsee [données non publiées de M. Sturm].

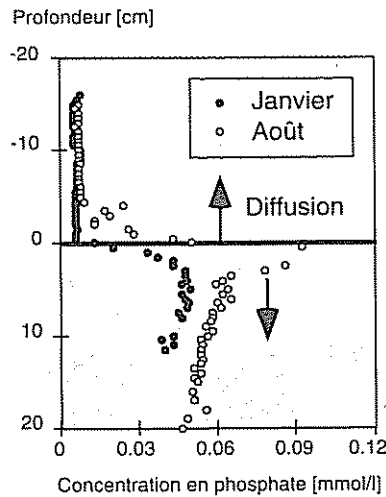


Fig. 4
Concentration en phosphate à l'interface eau-sédiment ainsi que dans l'eau interstitielle dans le bassin nord du Lac de Zoug, 1993. La redissolution le long du gradient de concentration a lieu toute l'année. En été toutefois, le phosphore diffuse aussi bien dans l'eau que dans le sédiment.

comme un dépôt définitif écologiquement sûr pour les substances nocives d'origine anthropique. Des analyses ont permis de mesurer les taux de libération de particules dans l'eau interstitielle présente du fond du lac. Elles ont montré que la plupart des métaux lourds toxiques restaient fixés aux sédiments de façon presque irréversible. Dans les sédiments très fortement pollués, la faune benthique peut toutefois ingérer ces substances toxiques qui entrent ainsi dans la chaîne alimentaire. Ce processus est appelé bioaccumulation.

Par contre, des substances nutritives telles que l'ammonium ou le phosphate peuvent être libérés des sédiments par diffusion. L'intense minéralisation de la biomasse en est la cause. La fig. 4 montre les gradients de concentration en phosphore dans l'eau interstitielle des sédiments du Lac de Zoug: durant toute l'année, le phosphate diffuse des sédiments vers l'eau de profondeur. En été cependant, la quantité de phosphore qui se dépose à la surface des sédiments est telle qu'une partie diffuse vers des sédiments plus profonds. Là, des réactions de précipitation peuvent lier les substances nutritives, par exemple sous forme de phosphate de fer II (vivianite).

Dans les lacs oligotrophes, le phosphore particulaire (PP) est presque

entièrement stocké dans les sédiments. En revanche, dans les lacs eutrophes, la capacité des sédiments à absorber le phosphore est épuisée. Des 80 tonnes de PP qui sédimentent chaque année sur le fond du Lac de Zoug, seules 20 tonnes sont incorporées dans les sédiments (fig. 5). Les trois quarts du phosphore en cours de sédimentation retournent dans les eaux les plus profondes du lac où ils font office d'engrais interne. Par ailleurs, même une insufflation artificielle d'oxygène au fond du lac ne permet pas d'augmenter la capacité d'absorption des sédiments [8]. Au demeurant, une telle intervention ne s'impose pas dans le Lac de Zoug, car l'eau contient suffisamment d'oxygène jusqu'à une profondeur de 100 m [9]. La redissolution du phosphore ne s'arrête que lorsque la sédimentation de PP est inférieure à la capacité d'absorption des sédiments. Pour cela, il faut limiter l'apport de phosphore livré par le bassin versant. Si on parvient à maintenir l'apport en phosphore nettement en dessous de 20 tonnes par année, la concentration de cette substance nutritive consommée par les algues devrait diminuer peu à peu. En conséquence, la production d'algues diminuera, ce qui aura pour résultat de réduire également la sédimentation de PP. Il faudra cependant à peu près 40 ans pour que cet assainissement en douceur produise ses effets dans le Lac de Zoug.

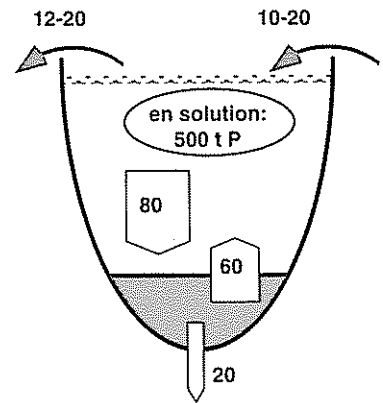


Fig. 5
Bilan du phosphore dans le Lac de Zoug, exprimé en tonnes de phosphore par an, 1988-1993. Seul environ un quart du phosphore particulaire en cours de sédimentation est incorporé dans les sédiments. Les quantités de phosphore exportées par les effluents et par l'incorporation dans les sédiments sont environ deux fois plus importantes que celles apportées par les affluents. En conséquence, la teneur en phosphore, actuellement de 500 t, diminue lentement.

L'étude de la formation des archives sédimentaires nous amène aux conclusions suivantes: la quantité et la qualité des archives sédimentaires dépendent avant tout de la production des particules sédimentaires. La dégradation des matières organiques et la dissolution des minéraux effacent une partie des informations qui s'accumulent au fond du lac. Cette dégradation se poursuit dans les sédiments. Dans un lac eutrophe, seule une petite partie des matières qui se déposent sur le fond reste emmagasinée dans les sédiments à très long terme. Le reste retourne au milieu aquatique sous forme dissoute.

- [1] Bloesch J. & M. Sturm (1986): Settling flux and sinking velocities of particulate phosphorus (PP) and particulate organic carbon (POC) in Lake Zug, Switzerland. In: P.G. Sly (Ed.), *Sediments and Water Interactions*, Springer New York: 481-490.
- [2] Gächter R. & J. Bloesch (1985): Seasonal and vertical variation in the C:P ratio of suspended and settling seston of lakes. *Hydrobiologia* 128: 193-200.
- [3] Bloesch J. & H.R. Bürgi (1989): Changes in phytoplankton and zooplankton biomass and composition reflected by sedimentation. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1048-1061.
- [4] Bloesch J. (1974): Sedimentation und Phosphorhaushalt im Vierwaldstättersee (Horwer Buch) und im Rotsee. *Schweiz. Z. Hydrol.* 36: 71-186.
- [5] Siegenthaler Ch. & M. Sturm (1991): Die Häufigkeit von Ablagerungen extremer Reuss-Hochwasser. Die Sedimentationsgeschichte im Urnersee seit dem Mittelalter. *Mitt. Bundesamt f. Wasserwirtschaft* 4: 127-139.
- [6] Bloesch J., D. Hohmann & A. Leemann (1995): Die Limnologie des Öschinensees, mit besonderer Berücksichtigung des Planktons, der Sedimentation und der Schwermetallbelastung. *Mitt. Naturf. Ges. Bern*, sous presse.
- [7] Bloesch J. (1994): Mechanisms, measurement and importance of sediment resuspension in lakes. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45: sous presse.
- [8] Gächter R. & P. Stadelmann (1993): Gewässerschutz und Seeforschung: Wege zur Genesung des Sempachersees. In: P. Stadelmann (Hrsg.), *Sempachersee*, Mitt. Naturf. Ges. Luzern, S. 343-378 und 467-474.
- [9] Wehrli B., A. Wüest & D. Imboden (1994): Sind biogen meromiktische Seen intern sanierbar? Fallbeispiel Zugersee. In: D. Jaeger & R. Koschel (Eds.), *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer*. G. Fischer, Stuttgart, sous presse.

Christof Holliger et René P. Schwarzenbach

Dégradation des polluants organiques en milieu sédimentaire anoxique



Christof Holliger

Les biphényles polychlorés (PCB), les solvants chlorés, le trinitrotoluène (TNT), ainsi que bien d'autres polluants organiques peuvent être soumis à une dégradation chimique et biologique en condition anoxique, comme par exemple dans les sédiments et les cours d'eau souterrains. Les produits résultants de telles réactions peuvent être non toxiques et plus biodégradables que la substance initiale, mais ils peuvent aussi être plus toxiques. Il est important de connaître ce genre de mécanisme d'oxydoréduction, non seulement pour évaluer l'impact de ces composés organiques sur l'environnement, mais aussi pour développer et appliquer des mesures d'assainissement en cas de pollution.

Des milliers de composés organiques dans l'environnement

Au cours de ces dernières décennies, l'environnement a progressivement été chargé de composés organiques produits par synthèse. Aujourd'hui, on estime à près de 70'000 le nombre de substances chimiques utilisées quotidiennement. Une grande partie de ces substances courantes intervient entre autres dans la fabrication des médicaments, des cosmétiques et des additifs alimentaires, et n'a aucun impact direct sur l'environnement. Certains composés synthétisés, notamment les composés nitroaromatiques et halogénés, se retrouvent en grande quantité dans l'environnement soit à la suite d'accidents spectaculaires, soit à cause d'applications directes, comme dans le cas des pesticides ou par suite de circonstances mineures, telles que fuites de réservoir, évaporation, etc. [1]. A titre d'exemple, on citera pour les premiers le TNT, produit explosif, et le parathion, pesticide, et pour les seconds, le Lindan ou le DDT, tous deux pesticides, le trichloréthylène et le tétrachloréthylène, solvants, et les biphényles polychlorés (PCB), d'usage universel.

Nous allons maintenant observer en détail les transformations réductrices de ces deux groupes de composés en milieu anoxique.

«Sans oxygène» n'est pas synonyme de «sans vie»

Les milieux anoxiques se trouvent avant tout dans les sédiments et les eaux souterraines polluées. Le manque d'oxygène est la conséquence d'un excès de matières organiques dégradables. Cet excès de matières organiques résulte souvent des activités humaines, par exemple de l'excès d'engrais dans les lacs et les cours d'eau ou de la pollution de la nappe phréatique par le lixiviat. Bien qu'un grand nombre d'organismes vivants ne puissent survivre qu'en présence d'oxygène, un milieu exempt d'oxygène n'est pas forcément «sans vie». Certaines fonctions assumées par l'oxygène dans le métabolisme des êtres vivants peuvent, chez les bactéries, être prises en charge par le nitrate, le fer, le manganèse, le sulfate et le dioxyde de carbone. Par conséquent, l'absence d'oxygène n'empêche pas les activités de dégradation des bactéries.

Transformation des composés nitrobenzéniques et des composés chlorés en milieu anoxique

Fixées à des particules ou dissoutes dans l'eau, les substances nocives telles que les composés nitrobenzéniques et les composés halogénés se déposent dans

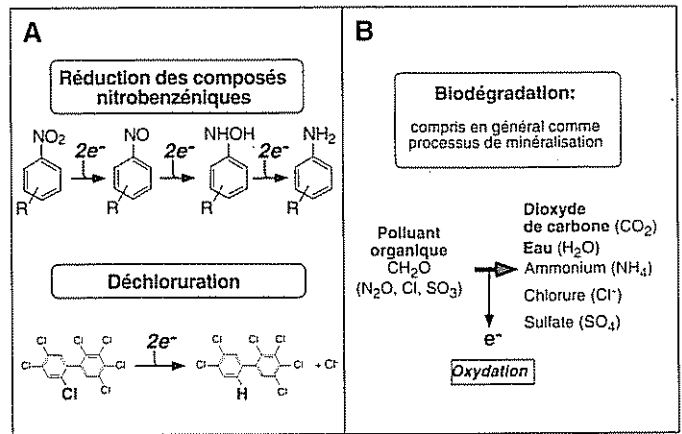
les sédiments ou la nappe phréatique. L'exemple des PCB a permis de démontrer que l'accumulation des composés organiques dans un milieu donné pouvait être étroitement lié au volume commercialisé desdits composés, même s'ils ne sont pas ou n'ont pas été utilisés directement dans l'environnement. Ainsi, c'est à la fin des années soixante que les taux d'accumulation de PCB les plus élevés ont été mesurés dans les sédiments, précisément à une époque où la production et la vente de PCB étaient à son apogée. On utilisait ces composés de synthèse justement parce qu'ils étaient difficilement dégradables. On croyait en effet que leur stabilité en milieu oxygène les préserverait de toute dégradation en milieu anaérobie. La pratique a toutefois démontré que des polluants tels que les composés nitrobenzéniques et les composés halogénés se dégradent également en condition anaérobie. Les sédiments d'un fleuve américain ont par exemple été pollués par le produit PCB Aroclor 1260. L'Aroclor 1260 contient des PCB à cinq, six, sept et huit substituants du chlore. Une analyse chimique du sédiment a démontré qu'il n'y avait, après un certain temps, pratiquement plus de PCBs à 7 et 8 substituants du chlore; par contre, il y en avait d'autant plus à 3 ou 4 étaient apparus. Des observations similaires ont été faites dans des endroits pollués par des composés nitrobenzéniques, démontrant que le groupe azoté de ces molécules est susceptible de se transformer en amines.

Dans les deux cas, la libération du chlore d'une part, et la transformation d'un groupe azoté en amines d'autre part, il s'agit, chimiquement parlant, de phénomènes de réduction. La réduction est une réaction chimique au cours de laquelle une molécule accepte des

Fig. 1

Réduction des composés nitroaromatiques et chlorés, et dégradation biologique.

A la différence de la dégradation biologique, la réduction des composés nitroaromatiques, de même que la déchloruration réductrice (A) sont des processus durant lesquels des électrons sont acceptés et non pas donnés. Ces processus n'aboutissent donc pas à la minéralisation des substances nocives.



électrons supplémentaires (fig. 1A). Cette réaction est l'inverse de ce qu'on appelle couramment la «biodégradation». En effet, la biodégradation signifie qu'un composé se décompose en ses composantes minérales, à savoir en dioxyde de carbone, en eau et suivant le cas, en d'autres éléments contenus dans la molécule, tels qu'ammonium, sul-

fate, chlorure, etc. Cette minéralisation est une réaction chimique d'oxydation durant laquelle des électrons sont arrachés à des molécules (fig. 1B).

Avantages et désavantages de la réduction chimique de polluants organiques

Parmi les avantages: les réductions peuvent engendrer soit des composés non toxiques ou relativement inoffensifs, soit des composés facilement oxydables. La déchloruration réductrice du tétrachloréthylène en est un bon exemple. Le tétrachloréthylène est un solvant utilisé pour le nettoyage chimique et dans l'industrie métallurgique. Il ne se transforme pas en présence d'oxygène. Après déchloruration complète, le tétrachloréthylène se transforme en éthylène, composé relativement inoffensif. Testée dans des appareils spéciaux de laboratoire, cette transformation se déroule encore à grande vitesse même à 10 °C. On a décelé de l'éthylène, produit de la déchloruration du tétrachloréthylène, dans les eaux souterraines polluées au tétrachloréthylène, sans que des mesures de dépollution particulières aient été prises. Si la déchloruration est incomplète, il se forme du trichloréthylène, du dichloréthylène et du chlorure de vinyle, composés qui – contrairement au tétrachloréthylène – sont dégradables en présence d'oxygène.

Parmi les inconvénients: les transformations réductrices peuvent donner naissance à des composés plus toxiques et plus mobiles. La production de chlorure de vinyle à partir du tétrachloréthylène en est un exemple, puisqu'elle

produit une substance plus nocive. Il est reconnu que le chlorure de vinyle est cancérigène. S'il se forme du chlorure de vinyle et qu'il s'échappe de son milieu avec du gaz qui s'est formé simultanément, il peut réellement présenter un danger pour les êtres humains et autres organismes vivants. La production de composés plus mobiles peut être démontrée à l'aide des PCB. Les sédiments dans lesquels se sont accumulés des PCB ne sont d'ailleurs pas seulement des dépôts, mais peuvent aussi devenir plus tard des sources. En effet, il a été démontré que les sédiments pollués par des PCB libèrent aussi des PCB. Ces polluants ne restent donc pas définitivement stockés. Cette libération de PCB résulte de la production de PCB moins chlorés, plus solubles dans l'eau, synthétisés par déchloruration réductrice.

Réductions chimiques et biologiques

La technologie des procédés industriels de même que la biochimie environnementale ont besoin de prévoir exactement le comportement d'une substance ainsi que les mécanismes de la réduction, notamment en ce qui concerne l'ampleur des réactions, leur vitesse et les phases de réaction limitantes. Les analyses effectuées jusqu'à ce jour ont démontré que les réductions pouvaient être aussi bien de nature chimique que biologique (fig. 2). Une réduction est dite chimique lorsqu'aucun organisme vivant n'intervient directement dans la réaction. A l'inverse, une réduction est dite biologique – bien que ce soit une réaction chimique

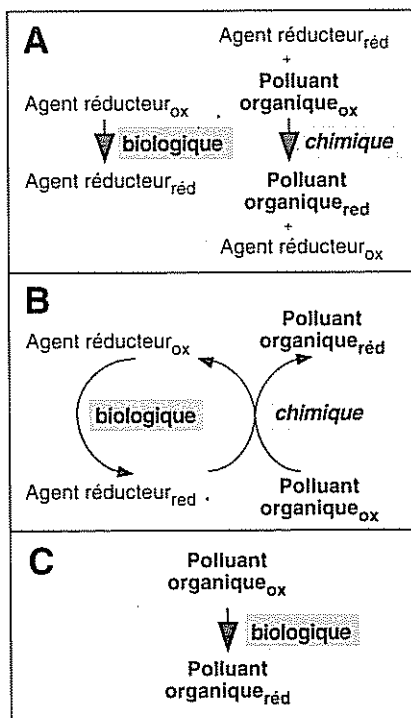


Fig. 2

Réduction des composés organiques à la suite de processus chimiques et biologiques.

Les transformations réductrices peuvent être des processus exclusivement chimiques (A+B) ou purement biologiques (C). La régénération des agents réducteurs responsables des réductions chimiques résulte souvent d'un processus biologique qui se déroule de manière indépendante (A) ou directement dépendante (B). ox = oxydé, red = réduit.

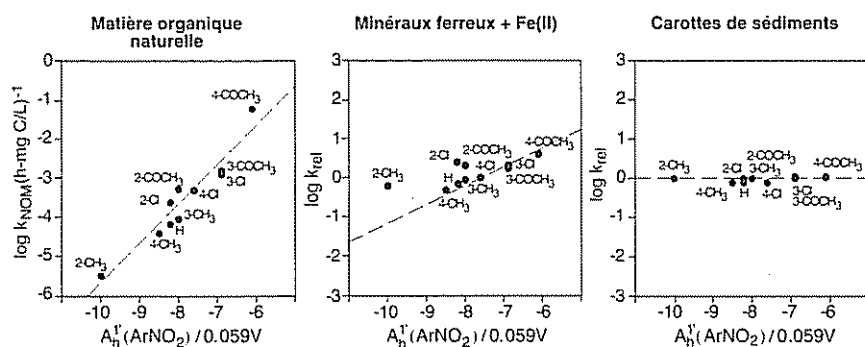


Fig. 3
 Comparaison du potentiel d'oxydoréduction ($A_h^1(ArNO_2)/0.059V$) avec les réactivités de dix composés nitroaromatiques différents (axes y) dans trois systèmes différents.

— lorsque la réduction est catalysée par des enzymes présents dans un organisme vivant. Dans les réductions chimiques, c'est souvent un processus biologique qui met à disposition les composés réducteurs, c'est-à-dire les substances qui fournissent des électrons (fig. 2A+B). Dans de tels cas, les processus de mise à disposition biologique des composés réducteurs et les processus de la réduction chimique elle-même peuvent se dérouler soit de façon indépendante (fig. 2A), ou au contraire de manière très étroitement liée (fig. 2B).

Exemples d'un processus chimique: réduction des composés nitroaromatiques

La réduction des composés nitrobenzéniques explicite bien le problème des réductions chimiques [2]. On a souvent observé que les composés nitrobenzéniques se réduisent très rapidement dans les échantillons de sédiments ou de sols anaérobies, ce qui révèle très clairement la présence d'un processus non biologique. Les composés nitrobenzéniques sont en outre des modèles moléculaires particulièrement indiqués pour l'étude des mécanismes d'oxydoréduction. Car le transfert des premiers électrons sur le composé nitroaromatique est réversible. Ainsi, il est possible de déterminer le potentiel d'oxydoréduction d'un seul électron. Ce potentiel exprime le niveau de difficulté à réduire un certain composé nitrobenzénique. Des mesures effectuées dans différents systèmes ont montré que ce paramètre, à savoir le potentiel d'oxydoréduction, ne permet toutefois pas de tirer de conclusions générales sur

la réactivité des composés nitrobenzéniques dans l'environnement (fig. 3).

Dans un système caractérisé par de l'acide sulfhydrique comme composés réducteurs et par de la matière organique naturelle comme accélérateur de la réaction (catalyseur), la corrélation entre le potentiel d'oxydoréduction ($A_h^1(ArNO_2)/0.059V$) et la vitesse de transformation forme une pente régulière de 1. Les taux couvraient quatre ordres de grandeur, c'est-à-dire que le composé le plus réactif a réagi dix mille fois plus vite que le composé le moins réactif. Dans un système caractérisé par la présence de fer réduit et de minerai de fer, il n'y a qu'une différence de un pourcent entre le composé nitrobenzénique le plus réactif et le moins réactif. Dans une de nos carottes sédimentaires, la réactivité des différents composés nitrobenzéniques ne présentait même absolument aucune différence.

Bien que le potentiel d'oxydoréduction ne permette pas de prédire de façon générale la réactivité des composés nitrobenzéniques dans l'environnement, ce paramètre permet d'évaluer, dans un système donné, quelles phases de réaction sont déterminantes pour la vitesse de réaction. Dans certains cas, il est même possible d'obtenir des informations sur l'agent réducteur responsable de la réaction. Dans les matières organiques naturelles, ce sont des structures quinoniques qui peuvent catalyser la réaction. Dans notre carotte de sédiments, les principaux composés réducteurs sont probablement des atomes de fer réduit résidant en surface.

Dans notre carotte de sédiments dans laquelle, rappelons-le, tous les composés nitrobenzéniques étaient

autant réactifs les uns que les autres (fig. 3), la réduction chimique opérée par le fer réduit est étroitement liée à la régénération biologique de l'agent réducteur. Les réactivités identiques pour tous les composés nitrobenzéniques résultent de la lente régénération du fer réduit (fig. 4). Cette réduction du fer est un processus de respiration anaérobie, c'est-à-dire qu'au lieu d'oxygène, certaines bactéries utilisent du fer oxydé dans leur métabolisme. La réduction du fer dans la carotte de sédiments est limitée par la présence de matière organique facilement dégradable. Si l'on ajoute de l'acétate (acide acétique) à un tel système, les taux de transformation augmentent immédiatement. L'acétate est tout de suite consommé, et une quantité beaucoup plus grande de composés nitrobenzéniques est réduite dans le même temps. Lorsque les composés nitrobenzéniques sont absents, seule une petite quantité d'acétate est utilisée, ce qui montre clairement le lien étroit entre la réduction des composés nitrobenzéniques et l'oxydation de l'acétate.

Exemples d'un processus biologique: déchloruration réductrice

Contrairement aux nitroréductions, un grand nombre de déchlorurations réductrices de composés chlorés sont des processus purement biologiques [3]. Les périodes d'adaptation de plusieurs

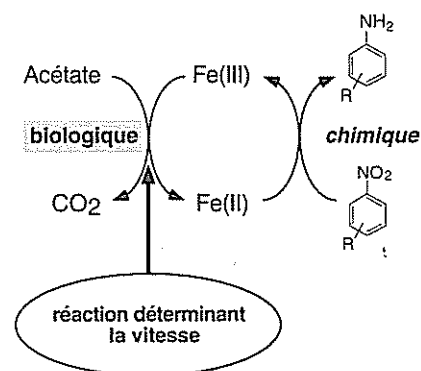


Fig. 4
 Rapport direct entre l'oxydation biologique de l'acétate et la réduction chimique des composés nitroaromatiques grâce au fer réduit Fe(II).

mois, nécessaire pour observer le phénomène de déchloration, constitue un argument en faveur d'un processus purement biologique. En outre, les réactions de déchloration réductrice sont souvent très spécifiques. En d'autres termes, seul un substituant donné du chlore, situé à un endroit donné de la molécule, peut être dissocié par une culture de bactéries spécifiques. Dès que le substituant du chlore se trouve à un autre endroit, la déchloration n'est plus possible avec les mêmes bactéries. Les bactéries qui catalysent ce genre de déchloration réductrice le font dans le cadre d'un processus de respiration ou comme réaction accessoire (fig. 5). Dans ce dernier cas, les bactéries ne profitent pas de la haute valeur énergétique de la réaction qu'elles effectuent. Une grande variété de bactéries qui peuvent vivre sans oxygène sont capables de réaliser ces réactions. Les enzymes qui catalysent les déchloration dans ces

bactéries ne sont pas spécialement adaptées à ces réactions, mais catalysent normalement une autre réaction. Ainsi par exemple, dans les bactéries méthanogènes, l'enzyme qui est responsable des déchloration réductrices est avant tout le catalyseur de la dernière étape de la production de méthane.

Les bactéries qui utilisent un composé chloré dans leur processus de respiration utilisent l'énergie de la réaction de déchloration réductrice [4]. Dans ces bactéries, l'oxydation d'un donneur d'électrons, substance organique ou hydrogène moléculaire, est liée à la déchloration réductrice et non pas, comme dans d'autres bactéries, à la réduction d'oxygène, de nitrate, de fer, de manganèse, de sulfate ou de dioxyde de carbone. La bactérie appelée *Dehalobacter restrictus*, qui déchlorure le tétrachloréthylène en dichloréthylène, est même si spécialisée qu'on ignore encore jusqu'à ce jour quel accepteur d'électrons cette bactérie a utilisé avant l'arrivée du tétrachloréthylène dans l'environnement. La grande différence entre ces dernières bactéries et les précédentes qui ne déchlorurent que dans une réaction accessoire est que la vitesse de la déchloration est beaucoup plus rapide. Ainsi, le *Dehalobacter restrictus* déchlorure le tétrachloréthylène douze mille fois plus vite qu'une bactérie méthanogène. En outre, il faut ajouter à la culture une quantité beaucoup plus faible de substrat (donneur d'électrons). Environ 90% des électrons libérés lors de l'oxydation sont utilisés pour la déchloration réductrice – alors que seule une fraction des électrons libérés par les bactéries méthanogènes intervient. Pour l'utilisation de bactéries déchlorurantes dans un processus de dépollution, les bactéries qui déchlorurent dans le cadre d'un processus de respiration sont bien plus intéressantes que les bactéries qui opèrent la déchloration à titre de réaction accessoire.

ment ou pas du tout dégradables en présence d'oxygène, subissent une transformation réductrice dans des milieux anoxiques. Pour les composés nitrobenzéniques, cela signifie que les groupes nitrés se convertissent en groupes aminés. Dans le cas des composés chlorés, une molécule de chlore est remplacée par une molécule d'hydrogène, à moins qu'il ne se forme une liaison double. Ces transformations ne correspondent pas aux processus de minéralisation communément désignés par le terme générique de biodégradation. Les produits issus de ces transformations réductrices peuvent être des composés inoffensifs ou des composés susceptibles d'être minéralisés par des bactéries dans d'autres conditions chimiques. Dans de nombreux cas, les produits résultant de la réduction peuvent aussi être plus nocifs que la substance initiale. Les réductions peuvent être des processus chimiques ou biologiques ou une combinaison directe des deux. Une bonne compréhension de ce genre de processus de transformation réductrice permet de tirer des conclusions sur la manière dont se comportent dans l'environnement les polluants organiques cités ci-dessus. Cela offre de toutes nouvelles perspectives en matière d'assainissement technique et biologique.

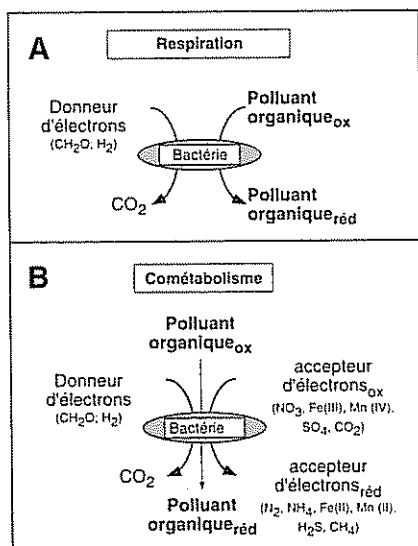


Fig. 5
 Déchloration réductrice effectuée par des bactéries pouvant vivre en milieu anoxique. La déchloration réductrice est opérée de deux manières différentes par les bactéries. Chez les unes, la déchloration est un procédé de respiration (A). La présence du composé chloré est alors vitale pour ces bactéries. Chez d'autres, la déchloration résulte d'un phénomène accessoire, dit cométabolisme (B). Ces bactéries-ci n'ont pas besoin des composés chlorés pour survivre et ne profitent pas de l'énergie libérée par la réaction.

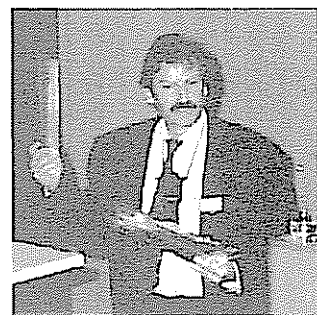
Conclusions

Les polluants organiques, tels que les composés nitrobenzéniques et les composés chlorés qui ne sont que difficile-

- [1] Schwarzenbach, R. P., P. M. Gschwend und D. M. Imboden (1993) Environmental Organic Chemistry. John Wiley & Sons, Inc., New York, U.S.A.
- [2] Haderlein, S. B. und R. P. Schwarzenbach (1994) Environmental Processes Influencing the Rate of Abiotic Reduction of Nitroaromatic Compounds in the Subsurface. In J. C. Spain (Ed.), Biodegradation of Nitroaromatic Compounds, Plenum Press, New York, U.S.A.
- [3] Holliger, C. und G. Schraa (1994) Physiological Meaning and Potential for Application of Reductive Dechlorination by Anaerobic Bacteria. FEMS Microbiology Reviews, sous presse.
- [4] Holliger, C. und W. Schumacher (1994) Reductive Dehalogenation as a respiratory Process. Antonie van Leeuwenhoek, sous presse.

Markus Boller

Assainissement des agglomérations et pollution des sols



Markus Boller

Dans les zones urbaines, l'eau de pluie qui ruisselle des surfaces imperméables est périodiquement contaminée par des métaux lourds. Suivant le système d'assainissement, les polluants ont tendance à s'accumuler en priorité dans l'hydrosphère ou dans la pédosphère. Les réseaux d'égouts unitaires et séparatifs engendrent une accumulation lente et très diffuse des métaux lourds dans la nature. Si les eaux météoriques sont infiltrées, les métaux lourds s'accumulent localement, mais leur concentration augmente très rapidement dans le sol. A l'avenir, leur accumulation devra être mieux maîtrisée. A long terme, seule une élimination systématique des sources de pollution permettra d'éviter la pollution de l'environnement par les métaux lourds.

L'eau de pluie – source de pollution?

Les eaux évacuées des zones habitées sont dénommées eaux usées, indépendamment de leur taux de pollution lorsqu'elles parviennent dans les canalisations. Les eaux usées provenant de zones habitées et industrialisées charrient les plus grandes charges de matières et peuvent être qualifiées de polluées. En revanche, il est un peu plus difficile de qualifier les eaux météoriques recueillies à la suite des précipitations. De récentes recherches sur la composition des eaux météoriques démontrent que les eaux qui s'écoulent non seulement des routes, mais en partie aussi des toits et des endroits sans circulation contiennent de telles quantités de substances polluantes que ces eaux météoriques ne peuvent plus être considérées comme non polluées. Les eaux qui mériteraient à la rigueur d'être qualifiées de non polluées sont les eaux claires parasites qui proviennent de l'adduction canalisée des filtrats souterrains, des eaux de fontaines publiques ainsi que des lacs et cours d'eau de petite taille.

Les substances transportées par les différentes eaux usées de zones urbaines créent des flux de matières qui laissent finalement des traces dans l'hydrosphère, la pédosphère ou l'atmosphère.

L'évolution historique de l'hydrotechnologie, c'est-à-dire de l'ingénierie ayant pour objectif d'assurer la protection des eaux, vise à éviter ou à éliminer ces traces. Depuis que notre société, vers l'an 1920, a décidé d'utiliser l'eau comme moyen de transport pour évacuer une part des déchets domestiques, nous essayons inlassablement d'empêcher ou de diminuer l'impact des eaux usées et des dépôts de boues d'épuration. De l'après-guerre jusqu'à ce jour, une succession ininterrompue de mesures ont été prises à un rythme toujours plus rapide, avant tout de nature technique, puis aussi de nature juridique. Une des dernières mesures adoptées concerne le mode d'évacuation des eaux urbaines. Elle a pour objectif de favoriser les cycles hydrologiques naturels par infiltration des eaux non polluées, ce qui représente une réorientation stratégique du principe d'évacuation.

L'évacuation des eaux usées engendre des flux de matières

Le système unitaire d'évacuation des eaux, le plus répandu en Suisse, consiste à éliminer les eaux usées dans les mêmes canalisations que les eaux de pluie et les eaux claires parasites. D'une manière générale, les résidus nocifs de l'évacuation des eaux urbaines se retrouvent

dans les égouts collecteurs et finissent dans l'hydrosphère ou dans les boues d'épuration, contribuant ainsi finalement à la pollution de la pédosphère. La question de savoir si la pollution des eaux et du sol s'inscrit dans le cadre d'une pollution de l'environnement dépend largement des substances polluantes considérées, c'est-à-dire de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Elle dépend aussi des conditions chimiques régnant dans les eaux usées et en bordure des surfaces imperméables, ainsi que du système d'évacuation et de traitement des eaux.

Le comportement des substances dans les eaux usées se mesure au moyen de bilans de masses et de flux de masses pour une zone d'assainissement donnée. Il est important de savoir qu'en matière de pollution de l'environnement, certaines substances sont responsables avant tout d'une pollution de l'hydrosphère et d'autres d'une pollution de la pédosphère. Alors que dans l'hydrosphère le transport des substances par les courants et les flux sédimentaires est difficile à mesurer et à gérer, la pollution du sol et des sédiments immobiles dans les lacs est facilement localisable pour autant que les substances en question ne soient pas dégradées. Cette pollution est en outre proportionnelle aux apports en polluants.

Parmi les substances qui prennent le chemin de la pédosphère, les métaux lourds revêtent une importance particulière. Ils ne sont avec certitude pas dégradables, ils sont pour la plupart liés à des phases particulières, ils sont déterminants du point de vue écotoxicologique et ils sont plus faciles à analyser que beaucoup de substances organiques. Ils sont particulièrement importants dans le domaine de l'assainissement des agglomérations parce qu'ils sont non seulement présents dans les eaux usées

	eau de pluie	eaux de ruisselle- ment de toitures	eaux de ruisselle- ment de routes*	eau potable
TSS µg/l	8.5	70	200	
Cd µg/l	1.4	0.65	1.7-5	5
Cu µg/l	11	200	90	1500
Pb µg/l	35	130	170-500	50
Zn µg/l	85	400	400	5000

*valeurs inférieures pour les rues des quartiers résidentiels, valeurs supérieures pour les autoroutes

Tab. 1

Concentrations moyennes en métaux lourds des eaux de pluie et des eaux de ruissellement de toitures et de routes.

de zones urbaines et industrielles, mais aussi, en quantité non négligeable, dans les eaux météoriques qui ruissellent des toits, des surfaces asphaltées et des routes, et qui étaient considérées jusqu'à ce jour comme plutôt propres.

Parmi les nombreux métaux lourds qui présentent un danger pour l'environnement, on retiendra avant tout les quatre métaux suivants: le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc. Il s'agit des métaux les plus problématiques du point de vue des valeurs-limites qui ont été définies en matière de pollution des sols. Si on considère le comportement des métaux lourds dans une station d'épuration, on observe que la concentration en métaux lourds dépend dans une large mesure de la phase particulière, c'est-à-dire de leur liaison aux boues d'épuration. Ce fait connu depuis longtemps revêt toute son importance lorsqu'on évalue les différentes alternatives de systèmes d'évacuation des eaux urbaines dont nous allons discuter plus en détail.

Les taux d'élimination dus à l'adsorption et à la précipitation engendrent automatiquement une accumulation des métaux dans les boues d'épuration. Comme les boues séjournent beaucoup plus longtemps que l'eau dans une installation d'épuration des eaux usées, elles ont l'occasion d'accumuler de fortes charges en métaux lourds. Par rapport aux concentrations dans les eaux usées, les facteurs d'accumulation vont jusqu'à 1000, voire davantage.

Il se pose donc évidemment la question de savoir d'où viennent les métaux lourds et comment on pourrait éviter leur passage dans les eaux usées. Au cours de cette dernière décennie, de nombreuses mesures ont été prises dans cette optique, notamment dans le secteur des eaux usées d'entreprises indus-

trielles et artisanales. Des mesures ont également été prises directement à la source, ce qui a engendré une diminution lente mais constante de la teneur en métaux lourds dans les boues d'épuration. D'un autre côté, ce qu'on appelle les apports diffus en métaux lourds ont gagné en importance. Le dépistage des apports en métaux lourds dans les zones résidentielles démontre clairement que des quantités importantes proviennent d'eaux usées prétendument non polluées. Ces métaux lourds sont entraînés dans les systèmes d'évacuation des eaux lors de précipitations et proviennent du lessivage des dépôts secs et humides accumulés sur les surfaces imperméables.

Flux de métaux lourds

Pour mesurer l'importance de l'apport en métaux lourds par les eaux météoriques, une étude de cas a été effectuée dans la région de la ville de St-Gall. Cette région servait en même temps de sujet d'observation pour l'étude Metropolis [1] effectuée par la division de Gestion des déchets et des ressources de l'EAWAG, dont l'objet était l'étude de l'ensemble des flux de matières en zone urbaine. Le but de l'étude présentée ici était d'évaluer les apports en métaux lourds en différents endroits du système d'évacuation des eaux urbaines et de quantifier l'importance des différentes sources.

Une telle analyse globale des flux de masse n'est pas simple. Avant d'indiquer des chiffres aux bons endroits sur un diagramme d'écoulement, il faut disposer d'informations de base qui ne sont pas faciles à collecter. Différents flux de matières ne sont pas connus avec précision et doivent être évalués, alors que d'autres sont tout à fait mesurables. La tâche la plus difficile est la

quantification des substances transportées par les eaux météoriques. L'intensité et la durée des précipitations, la durée de la période sèche qui les a précédées, la charge atmosphérique de la région étudiée, la surface des sols, la façon de prélever les échantillons, etc, sont quelques paramètres qui expliquent la forte dispersion des résultats des mesures et qui compliquent l'évaluation d'une charge moyenne. Afin d'obtenir des informations complémentaires sur les eaux de ruissellement de toitures, l'EAWAG est en train de mener une enquête sur trois différents toits de la ville de Zurich. Les premiers résultats montrent une dynamique très importante de l'apport en substances qui se manifeste avant tout sur les toits en pente par un pic de concentration très élevée au cours de la première demi-heure de pluie. A côté de la forme du toit, les installations en cuivre et à base de zinc jouent un rôle capital du point de vue des concentrations et flux de ces deux métaux lourds. Seul ce genre de recherche consacrée aux ruissellements des surfaces durant les précipitations permet de calculer les valeurs moyennes des concentrations en métaux lourds. Sur la base des résultats obtenus, on peut ensuite déterminer les quantités annuelles de substances véhiculées et tenter d'établir ainsi un bilan global. Sur la base d'études ultérieures, il est possible de déterminer la qualité des eaux s'écoulant des routes et des toits (voir le tableau 1). De manière générale, nous sommes très peu familiarisés avec les taux des concentrations dans les eaux météoriques. C'est la raison pour laquelle le tableau en question indique également, à titre de comparaison, les valeurs des concentration maximales tolérées dans l'eau potable. Comme on peut le constater, l'eau de pluie présente déjà des taux critiques en comparaison de l'eau potable. Quant aux eaux de ruissellement des toitures et des routes, leur qualité est franchement insuffisante.

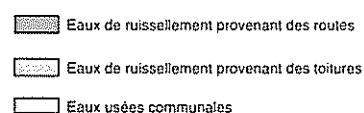
En transposant au cas de St-Gall les données concernant la charge des eaux météoriques en métaux lourds, nous pouvons évaluer l'importance relative

des quantités diffuses présentes dans les eaux de ruissellement par rapport aux apports des ménages et de l'industrie. Les résultats de la fig. 1 montrent que, pour tous les métaux lourds pris en considération sauf le zinc, les proportions les plus importantes sont véhiculées par l'eau de pluie. Ces données font abstraction des éventuelles concentrations plus élevées lorsque les toitures sont en cuivre ou en zinc. Celles-ci peuvent engendrer des concentrations initiales en métaux de plusieurs milliers de microgrammes par litre et des concentrations moyennes de 100–400 µg/l pour le cuivre et 1000–5000 µg Zn/l pour le zinc.

Effets des systèmes d'assainissement alternatifs

Jusqu'à présent, nous n'avons tenu compte que du système d'assainissement unitaire dans lequel une partie de l'eau de pluie, avec sa charge en métaux lourds, est directement déversée dans les cours d'eau par le biais des déversoirs d'orage, et l'autre partie est conduite à la station d'épuration, où les métaux lourds s'accumulent dans les boues d'épuration. La nouvelle loi fédérale sur la protection des eaux vise à encourager à l'avenir d'autres systèmes d'évacuation, et ce dans le but d'évacuer les eaux météoriques séparément et de les laisser si possible s'infiltrer dans le sol de façon décentralisée, à l'endroit de leur collecte. Pour l'évacuation des eaux urbaines, la loi prescrit l'installation de systèmes d'infiltration, ce qui est repercuté dans les nouvelles directives de l'Association suisse des professionnels de l'épuration des eaux, à propos du plan directeur pour l'évacuation des eaux usées, ainsi que dans diverses directives cantonales.

Fig. 1
Proportion des métaux lourds convoyés par les eaux météoriques et s'ajoutant aux eaux usées.



	précipitations	apport par les boues d'épuration (30 cm supérieurs)		apport total dans le sol (30 cm supérieurs)		ordonnance sur les polluants du sol (VSBo)	pollution latente due à l'agriculture ¹⁾
		taux max.	taux eff.	taux max.	taux eff.		
	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹	g ha ⁻¹
Cd	21	4.4	0.9	25.4	21.9	3600	1080
Cu	143	653	131	798	274	225000	106200
Pb	504	617	123	1121	627	225000	96300
Zn	1047	2856	571	3903	1618	900000	254250

¹⁾ selon les analyses de l'Office de la protection des eaux du canton de Zurich [2]

Tab. 2

Accumulation des métaux lourds dans les sols agricoles par le biais des précipitations et de l'épandage de boues d'épuration.

En principe, trois scénarios différents sont possibles. Ils se distinguent avant tout par la manière d'évacuer les eaux météoriques. Nous avons le réseau d'assainissement unitaire usuel, le système d'égouts séparatif avec évacuation directe et indépendante des eaux météoriques, ainsi que l'infiltration si possible décentralisée de l'eau de pluie. Les trois concepts d'évacuation des eaux ont été admis comme variantes extrêmes dans l'étude de cas de la région de St-Gall afin d'évaluer ensuite les quantités de métaux lourds qui s'écoulent selon les différents systèmes. Cette démarche a finalement permis de trouver et d'évaluer les endroits dans lesquels les métaux s'accumulent.

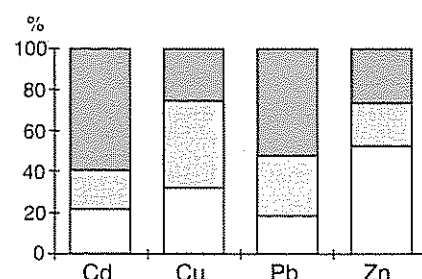
Système d'assainissement unitaire

En réalité, les trois systèmes se distinguent de façon considérable en raison de l'apport substantiel de l'eau de pluie. Prenons d'abord le système d'égouts unitaire. Avec ce système, la plus grande partie des métaux lourds arrive à la station d'épuration par les égouts. Comme nous l'avons déjà démontré, il en résulte une accumulation de métaux lourds dans les boues d'épuration, à cause des fortes liaisons qui les lient aux substances particulières. Suivant le genre d'évacuation des boues d'épuration, les métaux lourds finissent dans les décharges ou, en cas de valorisation de ces boues dans l'agriculture, sur des

terres agricoles. Aujourd'hui, cette dernière variante est redevenue plus fréquente, de telle sorte qu'à bien des endroits, 70% des boues d'épurations sont épandues sur les champs. Il résulte de ce fait une augmentation de l'accumulation en métaux lourds, en sus des apports par les précipitations, et qui est fonction de la quantité de boues épandues. Le tableau no 2 en rend compte, 5 t/ha-an étant la quantité maximale de boues utilisée et 1 t/ha-an, la quantité effective, qui est plus réaliste. Si l'on extrapole les taux d'accumulation ainsi calculés, et si l'on tient compte de la charge initiale des sols agricoles, il faut une période de cent ans et plus pour atteindre les valeurs-limites contenues dans l'Ordonnance sur les polluants du sol (Osol, 9.6.1986). Malgré cette accumulation relativement lente, la charge en polluants doit être considérée comme problématique, puisque la répartition des métaux lourds s'effectue de manière très diffuse et est irréversible. Les générations futures nous seront reconnaissantes si nous trouvons aujourd'hui des moyens pour diminuer de façon radicale la charge en métaux lourds des sols agricoles.

Système d'assainissement séparatif

Dans le cas du réseau d'égouts séparatif, les métaux lourds parviennent en grande partie directement dans les cours d'eau collecteurs par l'intermédiaire des conduites réservées à l'évacuation des eaux météoriques. Comme ces métaux sont en majeure partie liés à des substances particulières, ils s'accumulent avant tout dans les dépôts sédimentaires. Dans les cours d'eau, les sédiments pollués sont emportés et déposés de façon incontrôlable, alors que dans les eaux stationnaires, les métaux lourds



Tab. 3

Charge en métaux lourds dans les sols (30 cm supérieurs) et dans les sous-sols (100 cm) dans le cas des différents dispositifs d'infiltration (dépression, chambres ou tranchées). m.s. = matière sèche

type d'infiltration		eaux de ruissellement des toitures	eaux de ruissellement des routes	charge polluante latente dans les agglomérations	seuils de tolérance selon la «VSB»	années nécessaires jusqu'à ce que les seuils de la VSB» soient atteints, toitures	années nécessaires jusqu'à ce que les seuils de la VSB» soient atteints, routes
		$g t_{m.s.}^{-1} a^{-1}$	$g t_{m.s.}^{-1} a^{-1}$	$g t_{m.s.}^{-1}$	$g t_{m.s.}^{-1}$	a	a
dépressions	Cu	11.2	5.2	33	50	1.5	3.3
	Pb	7.4	10.0	48	50	0.3	-0
chambre	Cu	2.3	1.0	33	50	22	50
	Pb	1.5	2.0	48	50	33	50

sont éventuellement localisables dans les sédiments. En outre, comme le montre l'étude de cas de St-Gall, l'évacuation des eaux météoriques est susceptible d'accentuer à l'extrême les taux de concentration des métaux lourds lorsque les conditions de déversement sont défavorables et que la dilution des eaux déversées est faible dans le cours d'eau collecteur. Ces concentrations dépassent par moment de loin les objectifs de qualité fixés par l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées.

Système d'assainissement avec infiltration des eaux météoriques

La troisième variante consiste à éliminer les eaux météoriques par infiltration systématique dans le sol. Les taux élevés de métaux lourds se manifestent donc avant tout dans les sols utilisés par les systèmes d'infiltration. Au lieu d'une répartition diffuse, il en résulte une forte concentration dans les sols réservés à l'infiltration. Si l'on compte par exemple que le sol a une conductivité hydraulique moyenne de 10^{-5} m/s, les surfaces d'infiltration nécessaires représentent environ 6% des surfaces d'écoulement prises en considération. Ainsi, dans l'exemple de St-Gall, cela signifie que les 46 m² de toit et les 64 m² de routes qui existent par habitant nécessitent respectivement des surfaces d'infiltration de 2,8 m²/hab. et de 3,8 m²/hab. pour permettre l'infiltration des eaux de pluie. Suivant le mode d'infiltration choisi, les eaux météoriques sont soit infiltrées au travers des couches de sol superficielles (premiers 30 cm, dépressions d'infiltration) soit conduites sous les couches superficielles et infiltrées par le biais de chambres d'infiltration (entre un et deux mètres de profondeur). Si les eaux météoriques s'infiltrèrent dans des dépressions, elles viennent ajouter à la charge de polluants déjà présente dans les sols en

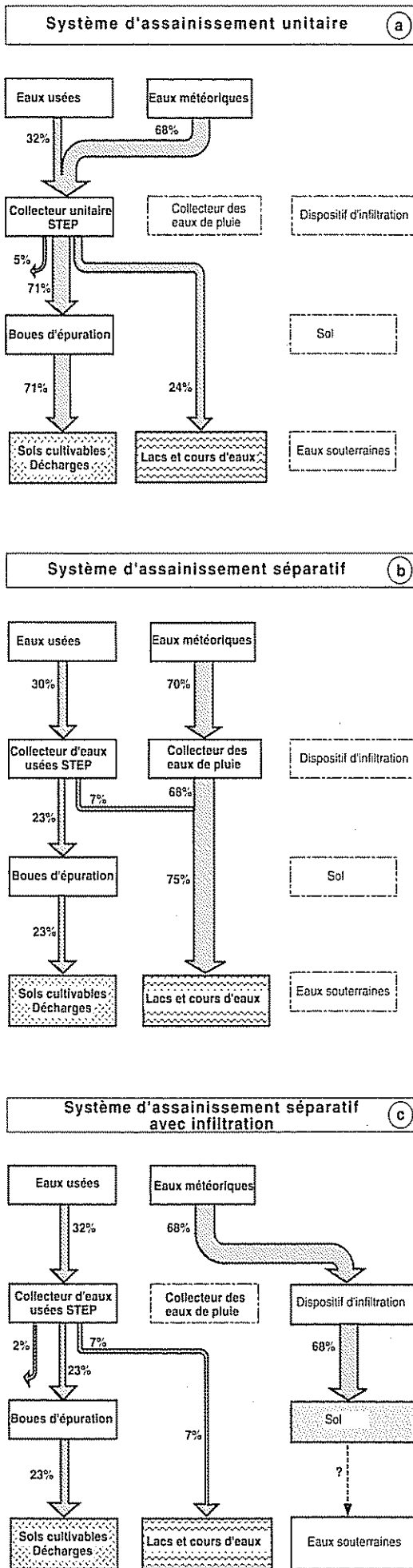
question ainsi qu'à la charge de polluants provenant directement des précipitations de sorte que les concentrations peuvent atteindre des niveaux très élevés. Ainsi, le temps pour atteindre les valeurs-limites de la charge du sol en polluants se restreint à quelques années seulement. Comme le prouvent les chiffres du tableau no 3, les métaux Cu et Pb présentent des concentrations particulièrement critiques. L'Office pour la protection des eaux du canton de Zurich a mesuré les charges en métaux lourds dans les sols urbains [2]. Selon ces données, il faudrait renoncer à l'infiltration de surface dans les dépressions en raison de l'accumulation de Pb déjà existante, pour autant que les valeurs-limites admises pour ce genre de sols soient adéquates. Les valeurs-limites pour les autres métaux seraient atteintes en moins de 10 ans. Les chambres d'infiltration permettent l'accumulation sur des volumes de sol plus importants et non contaminés préalablement, puisque cette accumulation s'effectue sous la surface du sol. Compte tenu de ce mode d'infiltration, le temps d'adsorption théorique, c'est-à-dire jusqu'à ce que les valeurs-limites soient atteintes, serait de 20 à 50 ans, voire plus, suivant que l'eau infiltrée provient des toitures ou des routes.

L'évolution effective de l'accumulation de métaux lourds peut être observée à l'aide de profils de concentrations en polluants relevés dans des sites en service depuis longtemps. Dans les cantons de Bâle-ville et de Bâle-Campagne, deux différentes installations d'infiltration ont été examinées dans cette perspective. Dans l'un des cas, l'eau s'écoule en surface, sur les champs avoisinants. Dans l'autre cas, l'eau est introduite sous terre par des chambres d'infiltration. Les résultats des analyses ont montré que dans les deux cas, les valeurs-limites des charges polluantes

admissibles par le sol sont dépassées depuis longtemps. Comme prévu, dans le cas de l'infiltration de surface l'accumulation s'est faite dans la couche supérieure jusqu'à environ 30 cm de profondeur, et dans le cas des chambres d'infiltration entre 150 et 200 cm de profondeur.

Comparaison des systèmes d'évacuation des eaux

La fig. 2 présente de manière schématique les flux du cuivre en fonction des trois variantes de réseaux d'assainissement. On observera les différences de répartition de la pollution dans l'environnement. Dans le cas du réseau d'égouts unitaire, la charge principale se concentre dans les sols agricoles et les décharges. Dans le cas du réseau d'égouts séparatif, la charge se répartit en plus dans les sédiments des cours d'eau collecteurs. Quant à la troisième variante, prévoyant l'infiltration des eaux météoriques, la charge principale porte sur les sols directement concernés par l'infiltration. La comparaison montre que, pour les systèmes unitaire et séparatif, l'apport en métaux lourds dans l'environnement s'effectue de manière très diffuse par le biais des terres agricoles ou des cours d'eau collecteurs. D'une manière générale, les charges diffuses sont à l'origine de taux d'accumulation spécifique plus faibles. Elles se répartissent toutefois à long terme sur de vastes surfaces et sont difficiles à localiser, surtout dans le cas de l'évacuation dans les eaux de surface. Cette dispersion des polluants dans l'environnement n'est pas souhaitable. Suivant le polluant et le degré de pollution des eaux météoriques, ces charges diffuses engendrent, en un laps de temps plus ou moins long, des accumulations intolérables en métaux lourds dans les terres agricoles, les eaux



et les sédiments. De ce point de vue, le système le plus favorable est celui des chambres d'infiltration, puisque la plus grande partie de la charge polluante est concentrée sur une surface définie dans des horizons de sol relativement précis. Toutefois, on ne peut exclure, dans ce cas également, tout danger de pollution diffuse et d'infiltration lente dans les eaux souterraines.

Quelles mesures faut-il prendre?

En conclusion, la gestion actuelle des substances polluantes se trouvant dans les eaux météoriques peut être considérée comme irresponsable, en particulier en ce qui concerne les métaux lourds, puisque leur accumulation dans l'environnement se fait de manière très diffuse et incontrôlée. Comme la charge en métaux est en grande partie fonction de la pollution atmosphérique, il faut «couper le mal à la racine» en évitant ou en diminuant l'apport en métaux lourds à la source.

Comme chacun le sait, la pollution de l'air soulève d'autres problèmes urgents. Par conséquent, la diminution des quantités de métaux lourds dans l'air ne peut être envisagée que dans le cadre d'une solution globale au problème de l'air. D'autres apports, importants mais difficiles à quantifier, en particulier de Cu et de Zn, sont dus à l'utilisation de certains matériaux pour la tuyauterie assu-

rant l'écoulement des toits. Pour lutter contre les causes de pollution, il faudrait ici clairement exiger l'utilisation d'autres matériaux. Ce genre d'exigences nécessite en principe beaucoup de temps avant de pouvoir être appliqué, ne serait-ce qu'en partie. Il faut donc que les dizaines d'années d'efforts qui seront investies pour diminuer l'apport en métaux lourds soient accompagnées de mesures techniques.

En comparaison, le nouveau mode d'assainissement par infiltration décentralisée des eaux météoriques récoltées sur les toitures et sur les places pas ou faiblement fréquentées par les véhicules à moteur semble être le plus judicieux. Ce procédé permet une accumulation intentionnelle des métaux lourds et autres polluants présents dans les eaux de pluie. Nous suggérons la mise en place de couches de granulés spécialement adsorbants, dont la composition et l'efficacité doivent faire l'objet de futures recherches. Du point de vue technique, les installations d'infiltration doivent être conçues de manière à permettre l'accès à ces couches adsorbantes afin que celles-ci puissent être facilement renouvelées.

Remerciements

Nous remercions les collaborateurs suivants pour les documents qu'ils nous ont fournis: Martin Häfliger, Peter Steen Milkelsen, Vincent Mottier, Jack Eugster, Claudia Mäder et Irène Brunner.

Fig. 2a-c
 a) flux de cuivre dans un système d'égouts unitaire
 b) flux de cuivre dans un système d'égouts séparatif
 c) flux de cuivre dans un système avec infiltration consécutive des eaux météoriques.

- [1] Baccini P., Daxbeck H., Glenck E., Henseler G. (1993): Metapolis, Nationales Forschungsprogramm Stadt und Verkehr
- [2] Wegelin G. (1989): Schadstoffbelastung des Bodens im Kanton Zürich, Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, Fachstelle Bodenschutz, Zürich

Annette Johnson, Peter Huggenberger
et Thomas Lichtensteiger

Comportement à long terme des décharges

Conséquences pour la pratique

La notion de stockage définitif des déchets a été redéfinie dans le cadre de l'élaboration des lignes directrices de la gestion des déchets en Suisse. Les déchets ne peuvent être stockés que s'ils ne modifient pas à long terme de manière significative les propriétés chimiques et physiques de l'air, de l'eau et des sols.

La mémoire des décharges

Les matières déposés par les générations précédentes fournissent des renseignements précieux sur le comportement des déchets à long terme. Ce genre d'archives se prête particulièrement bien à des analyses si les déchets ont été relativement bien gérés, c'est-à-dire s'ils ont été classés par groupes de déchets présentant des propriétés physico-chimiques identiques ou semblables.

Cependant, les dépôts géogènes (sédiments, roches, sols, minéraux) constituent aussi des archives. Ils reflètent les processus de dissolution (décomposition), de transport et de précipitation

(enrichissement) de substances naturelles. La connaissance des propriétés et du comportement des dépôts géogènes permet de tirer des conclusions d'une part sur les exigences de qualité auxquelles les déchets doivent satisfaire pour être aptes au stockage définitif, et d'autre part sur les critères en matière d'emplacement. Si l'on parvient à savoir comment les dépôts se sont formés et avec quels déchets, il sera plus facile de prévoir le comportement à long terme des dépôts de déchets et d'estimer la qualité des sites choisis avec une plus grande fiabilité.

Le passage du système de mise en décharge directe des déchets urbains à

celui d'un traitement préalable dans les usines d'incinération représente un pas important vers l'élimination ordonnée des déchets: les résidus provenant de l'incinération présentent des caractéristiques bien mieux définies que les déchets urbains non traités et exigent moins de surveillance ultérieure [1].

Les produits sortant actuellement de nos installations de traitement des déchets ne sont pas encore prêts pour un stockage définitif. Les émissions provenant de résidus inorganiques de l'incinération se composent essentiellement de sels, mais aussi d'ions de métaux lourds. Bien que les cations de métaux lourds ne se retrouvent qu'en quantités infimes dans les eaux de percolations, ils seront présents pour plusieurs siècles [2]. A titre de comparaison, la durée de vie des barrières techniques n'est que de quelques décennies. Il serait donc erroné de se baser uniquement sur les barrières techniques. Il est par conséquent essentiel de considérer les facteurs de contrôle de la qualité des eaux d'infiltration des décharges et le rôle du sous-sol géologique dans sa fonction de barrière géologique.

La planification d'une décharge implique divers aspects techniques et économiques. Dans cet article, nous n'allons parler que de deux aspects techniques, à savoir de la qualité des déchets, et de la recherche d'un site approprié. Notre but consiste à entreposer les futurs déchets de telle sorte que l'eau, le sol et l'air à proximité de la décharge ne soient pas atteints dans leurs propriétés chimiques et physiques et que les dépôts servent de ressources aux générations futures.

Nous allons démontrer, par l'exemple des scories, comment il est possible de prévoir le comportement à long terme en étudiant l'origine et les propriétés des dépôts.



Annette Johnson



Fig. 1

Scorie observée au microscope à éclairage.

Il s'agit d'un produit de fusion avec un noyau trouble, de nature microcristalline; couche de gel et excroissances cristallines en forme d'aiguilles (silicates), matrice constituée de silicates et d'oxyde de fer, avec divers cristaux de silicates en forme d'aiguilles, voire de barres.

La deuxième partie traitera de l'importance que revêt l'hétérogénéité du sous-sol dans le cas où des substances s'échapperaient de la décharge.

Exemple des scories

Composition

Les scories provenant de l'incinération se composent de cendres, de produits de fonte et de composantes spécifiques aux déchets incinérés. Les cendres et les produits de fonte forment ensemble la matrice des scories. Les cendres sont un mélange de:

- résidus inorganiques provenant de l'incinération de plastiques, de vieux papiers-cartons et de déchets végétaux ou animaux,
- particules de suie résultant de l'incinération incomplète,
- particules de poussières non consommables, amenées dans le four avec les déchets
- éclats de verre et de céramique, composantes de roches, de métaux ou de leurs résidus corrodés.

Une caractéristique commune à toutes ces particules est leur faible granulométrie: la grandeur des particules se situe entre celle des argiles (<0,002 mm), des silts (jusqu'à 0,063 mm) et des sables (jusqu'à 2 mm).

Les particules d'un diamètre supérieur à 2 mm peuvent être éliminées séparément. Il s'agit avant tout d'éclats de verre et de céramique, de fragments de roche, de composantes de métal ou de résidus organiques pas entièrement minéralisés.

Les produits de fonte sont des morceaux irréguliers de la taille de quelques mm à quelques cm. Il s'agit de particules solidifiées de composition essentiellement silicée. Selon le genre et l'association des phases solides, ces particules ont une granulométrie de l'ordre du mm, voire moins. Ces phases surviennent lors du refroidissement des scories. Pour la plupart, ces particules sont amorphes (vitreuses) et résultent de nombreuses cristallisations (silicates et oxydes). La composition et la géométrie des produits de fonte permettent de déduire qu'il s'agit des résidus

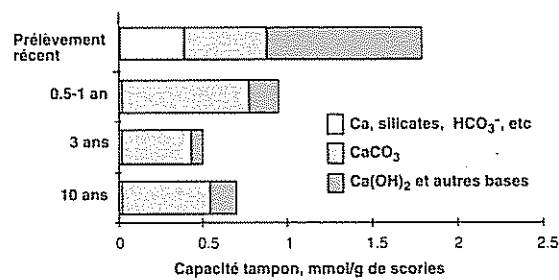


Fig. 2
Capacité tampon des scories fraîches et des scories déjà déposées. Les échantillons de scories déposées viennent de la décharge de Riet, Winterthur.

d'une fusion ponctuelle dans le four à incinération [3].

Présents sous forme d'oxydes, le silicium, le calcium, le fer, l'aluminium, le potassium et le magnésium représentent environ 95% du poids total des scories. Les concentrations des substances potentiellement polluantes (g/kg), telles que les sels, matières organiques et métaux lourds, dépassent de plusieurs ordres de grandeur les concentrations géogènes dans les roches et l'écorce terrestre. Leur résistance à la dissolution dépend de leurs différentes composantes principales. La concentration des sels solubles dépend plutôt de processus physiques de nature hydrologique ou thermique. Cependant, les processus physiques peuvent être influencés à leur tour par la réactivité des composantes principales (dégagement de chaleur). Le comportement des composés organiques dépend non seulement des conditions du milieu, mais également de la composition et des processus de dégradation de la matière organique initiale [4].

La mobilité des métaux lourds dépend avant tout des composantes principales des scories. Elles déterminent la composition de l'eau d'infiltration (en particulier le pH) ainsi que la capacité de rétention et d'échange de cations des scories.

Les pronostics sur la composition des eaux de percolations ne sont possibles que si l'on dispose de connaissances exactes sur les propriétés géochimiques des scories. La composition des scories et leur comportement en fonction du temps sont déterminantes pour la qualité des eaux d'infiltration et l'éventuelle libération de métaux lourds en profondeur.

Comportement des scories à long terme

Les recherches effectuées jusqu'à ce jour ont montré que les sels facilement solu-

bles dominent dans la composition des eaux de percolations. Le sodium et le calcium fournissent les cations principaux. Les anions sont l'hydroxyde, le chlorure, le sulfate. La concentration du calcium se contrôle en principe par la précipitation de chaux. Les propriétés basiques sont typiques pour les résidus de l'incinération. La plupart des métaux lourds restent pratiquement immobiles, bien que dans un milieu au pH fortement basique, les complexes d'hydroxyde chargés négativement favorisent la solubilité des métaux lourds.

A ce propos, il faut remarquer que les recherches effectuées jusqu'à ce jour ne sont représentatives que ponctuellement, même si elles se sont étendues sur une période pouvant aller jusqu'à 20 ans.

Que se passe-t-il dans les scories mises à la décharge?

Les produits de fonte vitreux qui sortent de l'usine d'incinération sont peu stables. Après la mise en décharge, ils se mettent à réagir aux différentes conditions de ce nouveau milieu (fig. 1). Après une période de quelques jours à quelques mois, une hydratation (gélification) a lieu. Des enveloppes gélifiées se forment autour des différentes particules. Des phases d'hydrate de silicate de calcium, bien connues dans la chimie du ciment, commencent alors à se former. Ce genre de phénomène est aussi connu dans le domaine de la transformation de substances vitreuses volcaniques. Les petites particules qui présentent une grande surface réagissent rapidement. Les particules plus volumineuses nécessitent plus de temps. Plus la surface de contact est grande et variée entre les particules, plus la réactivité est grande. Dans les scories, ce sont d'abord les petites particules des produits de fonte qui réagissent avec les cendres. En l'espace de plusieurs mois, ces réactions condui-

sent à une solidification des dépôts. Les scories étant, en général, mises en décharge par grandes quantités, une bonne partie reste à l'abri de tout influence, même après des décennies. Leur potentiel de réaction reste donc intact pour une période très longue encore. A part cela, certaines composantes, comme le fer et l'aluminium par exemple, contribuent également à maintenir la réactivité à long terme.

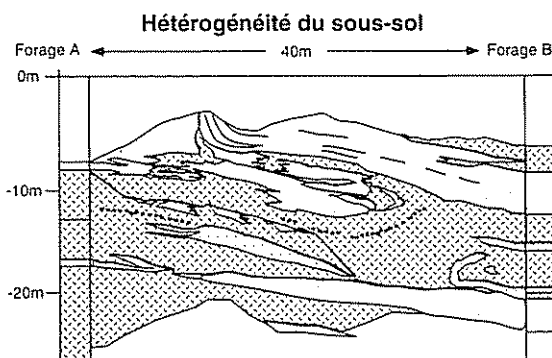
Dans le cas des scories déposées à ciel ouvert, certaines réactions neutralisent les propriétés basiques, créant lentement un milieu acide. Une réduction de la capacité de rétention des acides a déjà pu être observée après quelques semaines dans les scories fraîchement mises en décharge [5]. Le titrage des scories stockées pendant près de 10 ans dans la décharge de Riet (Winterthur) montre que, par rapport à des scories fraîches, la capacité de rétention est nettement plus faible et se limite exclusivement au carbonate de calcium (fig. 2).

Vu que les propriétés basiques des scories fraîches dépendent essentiellement des composés de calcium, la réactivité de ces derniers exerce une grande influence sur le développement de la capacité de rétention et, par conséquent, sur le comportement à long terme. Le calcium se trouve approximativement pour un sixième sous forme de carbonate de calcium, un sixième sous forme d'hydroxydes ou de silicates de calcium solubles et deux tiers sous forme de composés moins solubles, qui sont probablement aussi des silicates de calcium [6]. La formation de nouveaux composés de calcium insolubles est un processus dominant dans les dépôts de scories durant les premières années qui suivent la mise en décharge des scories. Elle est en concurrence directe avec la formation du carbonate de calcium.

La diminution de la capacité de rétention se fait par l'apport d'acides, par les réactions internes de neutralisation et la dissolution des bases. La réduction frappante de la capacité de rétention durant les premières années est très probablement causée par des processus

Fig. 3
Gravière Junschwil (vallée de la Thur).
Les déformations complexes des strates sédimentaires ont pour cause possible une tectonique glaciaire ou des glissements syn-sédimentaires.

- ▣ Gravier, gravier et sable
- Sable, sable et gravier



de neutralisation internes et la transformation du calcium en composés insolubles. Les acides entrant les dépôts de scories par percolation des eaux de précipitation ou ceux formés par des réactions dans les scories jouent plutôt un rôle secondaire. La production interne d'acides provoquée par l'oxydation des sulfites de fer ne devrait conduire qu'à une faible diminution, d'environ 5%, de la capacité de rétention. Par contre, une dégradation du carbone organique devrait exercer une plus grande influence sur la capacité de rétention [5]. Toutefois, la cinétique des scories est peu connue. Les taux de dissolution des bases dépend de leur solubilité. Dans les dépôts plus anciens, l'élément réten-sif dominant est le carbonate de calcium, dont la solubilité est contrôlée par la pression partielle du dioxyde de carbone.

Mobilité des métaux lourds

La réactivité des scories est déterminante pour la mobilité des métaux lourds. Les cations de métaux lourds, dont la mobilité est limitée par la formation de phases solides difficilement solubles et les processus de rétention, sont libérés suite à la diminution de la capacité de rétention. En conséquence, la capacité de rétention pourrait se situer entre la teneur en carbonate et la teneur globale en calcium basique des scories fraîches, à condition qu'aucune acidification n'ait lieu suite à la dégradation de composés organiques. Si l'on part d'un bloc réagissant de façon homogène, sans voies d'infiltration préférentielles, avec une teneur en carbonate de calcium d'env. 0.5 mmol/g (5%) et une infiltration d'eau (pH 4,3) annuelle de 400 l/m², il en résulte, avec une pression partielle de CO₂ de 0,0003 atm, un taux de neutralisation d'env. 0.2 mol⁻²a⁻¹ (somme des ions de

calcium emportés et des acides apportés). Cela signifie que la capacité de rétention du carbonate dans une couche d'environ 1 m d'épaisseur est épuisée après environ 4000 ans. Il faut toutefois relever que les voies d'infiltration préférentielles, les réactions inconnues ou la cinétique des scories ne facilitent pas les pronostics. Les influences extérieures jouent un rôle bien plus grand dans les petites couches de dépôts que dans les grandes masses de dépôts d'une décharge homogène.

En pratique, si l'on considère la qualité actuelle des scories, la mise en décharge est préférable à une utilisation dans la construction routière.

Emplacement des décharges

Au début, les sites choisis généralement pour les décharges étaient des carrières dont on avait extrait toutes les matières premières (argile, sable, gravier, calcaire). On y déposait alors les déchets de composition les plus variées. Les décharges de ce genre se retrouvent aujourd'hui au registre des sites contaminés.

Les endroits prescrits par la loi sont plus appropriés. Il s'agit de sites dont le sous-sol géologique se compose de sédiments peu perméables ou de sites dont la géomorphologie empêche les eaux de percolations d'altérer les nappes phréatiques ou les cours d'eau.

Les lignes directrices pour la gestion des déchets en Suisse [EKA, 1986] et l'Ordonnance sur le traitement des déchets (OTD) ont pour objectif le stockage des déchets dans un site chimico-physiquement stable, ce qui faciliterait énormément la recherche d'un emplacement approprié pour la décharge.

Même dans ce cas, il y aura à l'avenir des résidus fortement concentrés qui ne restent stable à long terme que dans

certaines conditions spécifiques (pH ou conditions d'oxydation par exemple). Le choix géologique du site reste donc important. D'une part, les roches présentes dans une décharge exerce la fonction de barrière supplémentaire. D'autre part, elles doivent garantir des conditions de stockage stables. Le choix du site exige des connaissances sur les interactions entre l'eau et les roches, ainsi que les chemins préférentiels de l'eau. Dans les deux cas, l'hétérogénéité du sous-sol joue un rôle important. Par hétérogénéité du sous-sol, nous entendons la disposition locale de lithologies (unités rocheuses) distinctes, la répartition des propriétés hydrauliques et strates, des propriétés de surface des minéraux, etc.

Sous-sol non homogène

L'hétérogénéité sera expliquée à l'aide de l'exemple des sédiments glaciaires qui ont souvent été choisis comme site pour les décharges. Les sédiments glaciaires comportent plusieurs éléments possibles:

- Moraines de fond (sédiments denses, à grain fin, avec des fragments plus gros (rocheux), souvent peu perméables)
- Moraines frontales (structures hétérogènes, en partie à base de sédiments provenant de glissements de terrain, de divers types de sédiments mal triés avec des perméabilités différentes)
- Sédiments lacustres (grès, silt, argile, plutôt peu perméables)
- Sédiments de compositions diverses dans des tunnels de glace (souvent graviers, assez perméables)
- Dépôts d'eau de fonte (plaines alluviales, graviers, très perméable, grande hétérogénéité), etc.

Une caractéristique importante de ce genre de systèmes complexes réside dans les courtes distances auxquelles les changements de lithologie peuvent survenir [7]. Ce fait rend les pronostics sur les structures géologiques extrêmement difficiles. Ces difficultés seront illustrées à l'aide de l'exemple suivant. La fig. 3 représente deux carottes de sédiments, telles qu'elles ont été préle-

vées à un intervalle d'env. 20 à 30 m dans une décharge implantée dans une carrière de gravier, dans le haut de la vallée de la Thur. Comment se présentent les différentes lithologies? Peut-on simplement interpoler les perspectives que l'on peut distinguer entre les deux carottes? L'image complétée donne une réponse claire.

Comme il est presque impossible de connaître entièrement l'hétérogénéité du sous-sol, nous sommes obligés de nous baser sur des modèles conceptuels de la formation de certains dépôts (modèles géologiques). Cette méthode est praticable parce que l'hétérogénéité du sous-sol suit une certaine logique qui a été déterminée par des processus de triage au cours du transport et du dépôt des sédiments. Les nombreuses possibilités et combinaisons de ces processus confèrent parfois un aspect chaotique au produit final.

Ce genre de modèle nous fournit des indications sur la disposition probable des strates sédimentaires et sur leur dimension. Pour cela, il faut réfléchir sur la genèse d'un certain type de sédiments ainsi que sur ses strates voisines. Les structures sédimentaires trouvées dans les carottes permettent de tirer certaines conclusions sur le milieu sédimentaire et les milieux voisins probables, dans la mesure où on a réussi, autant que possible, à maintenir intactes les structures sédimentaires lors du forage. Ce problème ne se pose pas vraiment avec les sédiments à grain fin, mais surtout avec les roches à gros grain (gros fragments).

De nos jours, l'étude de l'hétérogénéité se base non seulement sur le forage, mais aussi sur des méthodes géophysiques ultrasensibles, telles que la sismique à haute résolution, le géoradar, ainsi que des méthodes électriques et électromagnétiques [8]. De plus en plus couramment utilisées conjointement, ces méthodes permettent de comprendre un peu mieux l'apparent chaos de la structure géologique. En résumé, les modèles et les réflexions concernant la genèse des strates sédimentaires représentent des cartes qui nous indiquent le chemin lors de la

conquête de l'inconnu, permettant ainsi par exemple de trouver l'emplacement optimal pour la position de forages ou des puits d'échantillonnage.

Conclusions

Comprendre la formation et les propriétés du sous-sol et des déchets d'une décharge est une condition très importante pour planifier de nouvelles décharges.

La combinaison des connaissances pétrologiques, géochimiques et hydrologiques, permettent de mieux comprendre le comportement à long terme des déchets mis en décharge. Seule la connaissance des propriétés rocheuses et des interactions avec les substances contenues dans l'eau d'infiltration permettent de comprendre la fonction de barrière géologique du sous-sol.

En outre, la connaissance des propriétés géologiques et la genèse de l'environnement géologique permettent d'évaluer la stabilité des conditions de stockage d'un site. Ces données stimulent aussi l'optimisation des technologies de traitement.

- [1] Baccini P., Belevi H. und Lichtensteiger T. (1992) Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft. Gaia, 1, 34.
- [2] Belevi H. und Baccini P. (1991) Long-Term assessment of leachates from municipal solid-waste landfills and bottom ash monofills. J. Resource Manag. Technol., 19, 68-73.
- [3] Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft (1994), P. Baccini und B. Gamper (Hrsg.), vdf.
- [4] Johnson C.A., Brandenberger S. und Baccini P. (1994) The acid neutralizing capacity of municipal waste incinerator bottom ash, Von Environ. Sci. Technol. accepté.
- [5] Agustoni N., Belevi H., Egli T.H.; Baccini P. (1991). Influences of biodegradation of organic compounds on the long-term behaviour of bottom ash monofills. Final report BIO-MEGA, EAWAG Project (ne pas publié)
- [6] Belevi H., Stämpfli D.M. und Baccini P. (1992) Chemical behaviour of municipal solid waste incinerator bottom ash in monofills. Waste Manag. Res., 10, 153-167.
- [7] Huggenberger P. (1992) Requirements for waste disposal in the Molasse. Symposium Swiss Molasse Basin Ecol. Geol. Helv., 85(3), 765-798.
- [8] Huggenberger P., Meier E. und Pugin (1994) Ground-probing radar as a tool for heterogeneity estimation in gravel deposits: advances in data processing and facies analysis. J. Appl. Geophys., 31, 171-184.

Alexander J.B. Zehnder et Hans R. Wasmer

Assainissement des sites pollués:

les approches possibles d'un point de vue des sciences de l'environnement et de la gestion des risques



Alexander J.B. Zehnder

Sur la base des recherches effectuées au niveau cantonal, l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEP) estime entre 30'000 et 40'000 le nombre de sites pollués en Suisse. On prévoit que 20% de ces sites nécessiteront une étude approfondie. Pour 500 sites pollués environ, d'importants travaux d'assainissement devront être entrepris dont les coûts globaux s'élèveront à quelque 4 milliards de francs. Sur une période de 20 ans, les coûts de l'assainissement représentent 30 francs par personne et par année. En Suisse, l'assainissement systématique des sites pollués en est actuellement à ses débuts. Un certain nombre de problèmes restent encore à résoudre, tant sur le plan scientifique que politique.

Les objectifs visés

Loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE) vise, pour ce qui est des sites pollués déjà identifiés, la protection de l'être humain, de la faune et de la flore, des communautés vivantes et de leurs habitats contre les effets nocifs ou incommodants de ces sites, ainsi que la préservation de la fertilité des sols. Les objectifs formulés dans cette loi sont concrétisés dans de nombreuses ordonnances.

Les problèmes

Lorsque l'on tente de fixer des objectifs sur la base de questions scientifiques précises, on se trouve en général confronté aux problèmes suivants:

1. On ne connaît pas les polluants (nature, quantité, propriétés), c'est-à-dire le véritable danger ou le *potentiel de risques* qu'ils représentent.
2. Il manque une partie ou la totalité des données physiques, chimiques, biologiques et (hydro)géologiques concernant le site et son environnement. Dans le meilleur des cas, on ne peut donc que formuler des hypothèses quant au cheminement et aux effets des polluants dans l'environnement. Ceux-ci dépendent tant de

l'emplacement géographique, de la structure, de la chimie et de la biologie du sol et du sous-sol, que des propriétés des polluants

3. La définition d'un *risque* implique un danger menaçant une cible (à protéger) ou une situation déterminées. Dans ce cas, se pose non seulement la question de la nature du risque mais aussi celle de la délimitation des objectifs de protection.

La délimitation des objectifs de protection est bien plus qu'une simple déclaration de principes philosophique. Elle sert de fondement aux décisions à prendre, notamment si le site suspect est effectivement pollué, s'il doit être assaini et jusqu'à quel point il doit l'être. Cela paraît simple à première vue. La définition des objectifs se complique en effet dès que l'on soulève d'une part, la question de la nature du risque et d'autre part, le problème de la gestion rationnelle des incertitudes qui lui sont inhérentes. En général, les politiciens n'aiment pas devoir qualifier l'ampleur d'un dommage pas plus qu'ils n'aiment les incertitudes. La question de savoir si l'ampleur d'un dommage est faible, secondaire, critique ou catastrophique et jusqu'à quel degré une incertitude peut être jugée acceptable, est une décision politique qu'il appartient aux édiles de

prendre. Sans ces décisions, ou tout au moins sans un consensus sur la manière dont elles doivent être prises, le problème des sites pollués en Suisse ne peut être efficacement résolu.

Les nombreuses connaissances acquises dans le domaine des sciences, des technologies et du génie de l'environnement peuvent être utilement exploitées ou développées pour affronter ces problèmes. Nous présentons ci-après quelques réflexions ainsi que des approches susceptibles d'aider à les résoudre.

Le potentiel de risques

En raison de son développement historique et de sa structure économique actuelle, la Suisse doit s'attendre à devoir gérer les types de polluants et de sites pollués suivants:

- Huiles minérales, carburants (sites d'entreposage et de transit, accidents le long des voies de transport).
- Hydrocarbures chlorés (teintureries, industries de transformation des métaux, production de composants électroniques).
- Produits chimiques agricoles (production, entreposage, épandage d'engrais et de pesticides).
- Métaux lourds (entreprises de galvanisation, tanneries).
- Mélanges de polluants sur les sites des anciennes entreprises chimiques et usines à gaz.
- Décharges recouvertes, dont le contenu exact est donc inconnu et où ont été déposés des quantités incontrôlées d'ordures ménagères et de déchets d'origine industrielle et artisanale.

Rares sont les données disponibles sur les déchets provenant des usines d'armements, qu'il s'agisse d'ateliers de production, de terrains d'essais ou de sites d'élimination. Etant donné que la Suisse est un pays pauvre en matières premières, on peut pratiquement exclure de la liste la pollution engendrée par l'extraction de matières premières (minerai, combustibles fossiles, produits chimiques de base).

Dans le registre des sites pollués du canton d'Argovie par exemple, on a

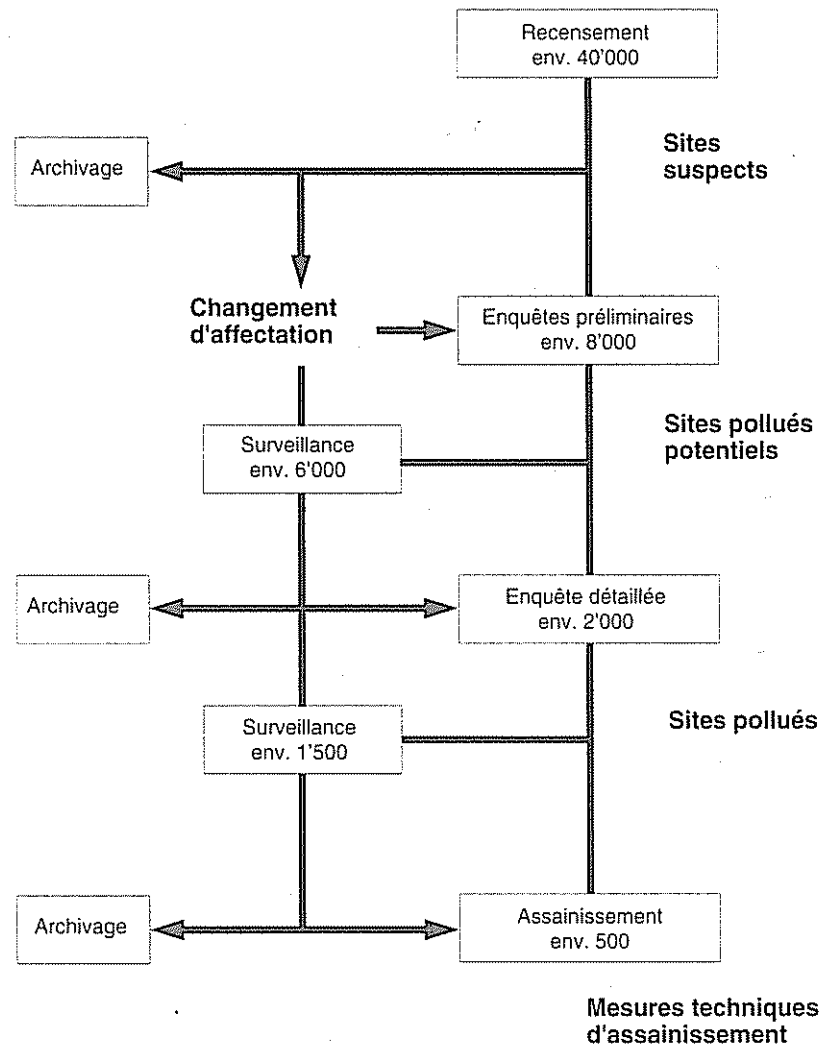


Fig. 1
Modèle d'évaluation des sites pollués (tiré de [1]).

répertorié 3565 sites douteux répartis sur 232 communes. Ils ont été classés de la manière suivante: 29% sont des décharges à ciel ouvert, pas encore pleines; 18% des décharges d'ordures ménagères; 24% des décharges de déchets de chantier (décombres, déblais) et matières inertes; 7% des décharges de déchets divers, autres que de chantier; 5% des décharges d'ordures ménagères, avec déchets spéciaux; 1% des décharges de déchets spéciaux; 5% des décharges dont le contenu est inconnu; 8% des sites industriels pollués et 3% des sites contenant des liquides polluants menaçant les eaux souterraines.

Dans une vieille ville industrielle comme Winterthur, 850 sites sont soupçonnés d'être pollués. Parmi eux, 200 sont des remblais, 50 des lieux d'accidents et 500 des sites industriels.

Ces chiffres montrent à quel point les sites pollués sont nombreux et variés.

La plupart des cantons ont déjà identifié leurs sites suspects ou sont en train de le faire. Certains viennent tout juste d'ouvrir un registre des sites pollués.

L'OFEPF [1] a élaboré une conception d'évaluation des sites pollués. Ce modèle comporte quatre étapes (fig. 1):

1. Recensement et première évaluation des sites suspects afin d'identifier rapidement et à peu de frais les principaux sites à risques et d'établir, dans le cadre d'une évaluation de ces risques, une liste des mesures prioritaires à prendre.

2. Enquêtes préliminaires et évaluation intermédiaire afin de définir les cibles à protéger dans chaque cas particulier.

3. Enquêtes approfondies et évaluation finale afin de déterminer la nécessité d'assainir ou non le site identifié.

4. Projet d'assainissement, travaux d'assainissement et contrôle de suivi.

Evaluation des risques dus aux sites pollués

A ce jour, la première phase n'est pas encore achevée en Suisse. Pour chaque phase, il est nécessaire d'effectuer une évaluation du potentiel de risques adaptée à la procédure de sélection. Il s'agit en principe d'identifier chaque fois les dangers, c'est-à-dire de connaître le cheminement et les effets des substances dangereuses et d'évaluer les probabilités d'émergence de ces dangers dans les limites d'un système défini (fig. 2). D'une phase à l'autre, l'évaluation devient plus complexe et plus coûteuse. Dans les phases 2, 3 et 4, le défi à relever est de prendre une décision dans des limites budgétaires raisonnables, quant à la classification du site ou la formulation des mesures à prendre.

Evaluation de l'exposition

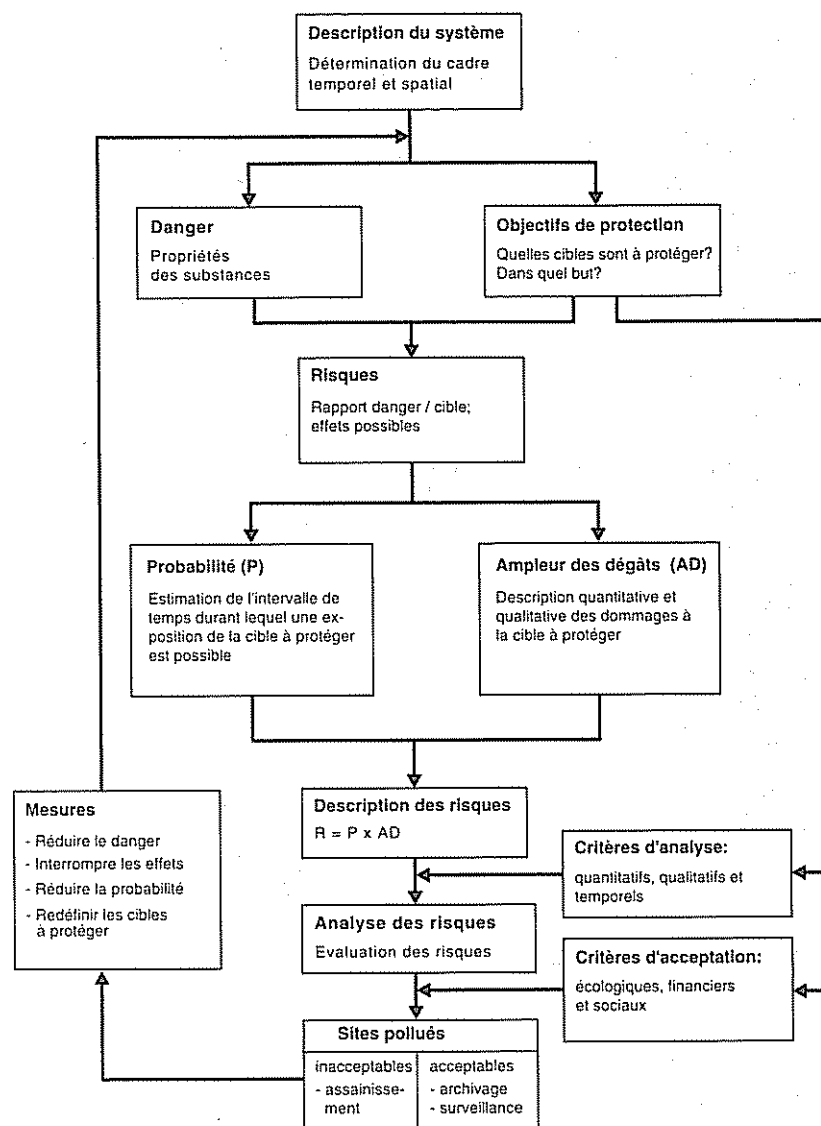
Les informations sur les émissions, le cheminement et les effets des polluants se basent sur des critères stricts tirés des sciences naturelles et du génie de l'environnement. La manière dont les substances réagiront dépend de deux facteurs, i.e. de leurs propriétés propres ainsi que de la nature et de la composition du sous-sol ou de l'environnement dans lequel se trouve le site pollué.

En fonction de leurs propriétés, les substances peuvent être classées dans six catégories différentes :

- (i) Hydrosolubles, mobiles, volatiles et réactives, c'est-à-dire dégradables. Par exemple: les composants de l'essence ou les produits de dégradation des décharges d'ordures ménagères.
- (ii) Hydrosolubles et mobiles. Par exemple: les composants de l'essence et du mazout.
- (iii) Hydrosolubles, très absorbantes, volatiles et réactives, c'est-à-dire dégradables. Par exemple: l'acétone, le toluène, le xylène, etc.
- (iv) Hydrosolubles, très absorbantes, non volatiles, éventuellement réactives et dégradables. Par exemple: les composés nitrés, les phénols chlorés.
- (v) Insoluble dans l'eau, plus léger que l'eau. Par exemple: l'essence et autres carburants.

Fig. 2

Schéma d'évaluation des risques représentés par les sites pollués.



- (vi) Insoluble dans l'eau, plus lourd que l'eau. Par exemple: les solvants chlorés et des hydrocarbures polyaromatiques.

En anglais, les classes v et vi sont appelées LNAPL (less-dense-than water non-aqueous-phase-liquid) et DNAPL (denser-than-water non-aqueous-phase-liquid).

Quant au sol, il peut être classé dans cinq catégories:

- (i) Homogène, à une seule couche
- (ii) Homogène, à plusieurs couches
- (iii) Hétérogène, à une seule couche
- (iv) Hétérogène, à plusieurs couches
- (v) Fracturé

En Suisse, on trouve toutes les catégories de sol, des gisements de graviers au

karst concassé. Dans tous les cas, il est donc indispensable de déterminer les conditions (hydro)géologiques.

La classification ci-dessus permet non seulement d'évaluer l'exposition et d'identifier les dangers possibles, mais en partie aussi de prévoir les difficultés d'assainissement des divers types de sols pollués (tableau 1).

Le risque d'un site pollué, ou son assainissement – mais à quel risque?

L'importance des décisions à prendre dans le domaine des sites pollués devient évidente à la vue des coûts probables des phases illustrées en fig. 1:

- Recensement de 40'000 sites suspects: 50 millions environ.
- Etudes préliminaires pour 8'000 sites pollués potentiels: 250 millions environ.
- Etudes approfondies pour 2'000 sites pollués: 500 millions environ.
- Assainissement de 500 sites pollués: 2'500 millions environ.

Si, dans le cadre de la procédure de sélection, le choix d'assainir ne s'est pas porté sur le «bon» site, le mauvais investissement réalisé est évalué à quelque 250 millions, sur la base d'un taux d'erreurs de 10% (c'est à dire 50 sites sur 500).

Les expériences réalisées en ingénierie des risques (anglais: risk engineering) en ce qui concerne notamment le traitement des incertitudes liées aux risques classiques, peuvent être également appliquées aux sites pollués. Les explications ci-dessous se réfèrent au schéma de la fig. 2.

Avant tout, il faut définir un système, c'est-à-dire qu'un site (devant être éventuellement assaini) doit être délimité dans le temps et dans l'espace par rapport à l'homme et à l'environnement de sorte à constituer un système.

Les substances polluant le site présentent un danger susceptible de menacer les cibles à protéger. On parle de danger dès qu'une cible à protéger est exposée à un certain potentiel de risques.

Dans un sens plus étroit, un risque R est décrit comme étant la multiplication de la probabilité (P) par l'ampleur du dommage (AD) selon la formule $R=P \times AD$. L'application de cette formule simple aux sites pollués soulève un grand nombre de problèmes.

La probabilité P sert à mesurer si une dissémination de polluants peut se produire ou non. Il faut donc connaître le cheminement et les effets possibles des polluants et formuler des scénarios «des pires cas». La probabilité P ne décrit donc pas la présence possible d'un polluant, mais définit un intervalle de temps pendant lequel il peut se produire un accouplement effectif de la cause et de l'effet. Pour les sites pollués, il est sans nul doute réaliste de prendre en

compte des périodes de dix à mille ans, ce qui correspond à des probabilités entre 10^{-1} et 10^{-3} . Il n'est par conséquent pas utile de vouloir opérer avec des probabilités de 10^{-4} à 10^{-7} .

L'ampleur du dommage dépend directement du potentiel de polluants, mais est aussi indirectement fonction de l'objectif de protection ou de la valeur attribuée à la cible à protéger. Une ampleur de dommage typique pourrait être définie ainsi: «une valeur limite déterminante pour l'exploitation d'une nappe d'eau souterraine est dépassée dans un courant souterrain d'un facteur 50 pendant 10 ans».

Etant donné que le danger (nature et quantité des polluants) n'est généralement pas connu, c'est-à-dire qu'il est très difficile de déterminer avec certitude le potentiel polluant de mélanges de substances, il est nécessaire d'adopter différentes valeurs (maximales, minimales, fourchette). Ainsi, pour l'ampleur du dommage AD, il ne s'ensuit pas une seule valeur mais toute une série de valeurs, $AD_1, AD_2 \dots AD_n$, à savoir, une fourchette entre AD_{min} et AD_{max} . Comme nous l'avons déjà souligné plus haut, il serait inapproprié de vouloir exprimer les incertitudes du potentiel de polluants également par des probabilités. Une telle approche créerait tout au plus la confusion et focaliserait en outre trop l'attention sur

la méthode aux dépens de la résolution d'un problème.

Par conséquent, le danger représenté par un site pollué ne devrait pas être décrit par une seule fonction (courbe) $R=P \times AD$, mais par une multitude de courbes $R_i=P \times AD_i$ ($1 \leq i \leq n$). Celles-ci peuvent être représentées par un diagramme (la probabilité par rapport à l'ampleur du dommage) et on peut essayer aussi de fixer des lignes d'acceptation, mais uniquement pour les probabilités entre 10^{-1} et 10^{-3} .

Dans une telle approche, on peut également envisager de réaliser un consensus en matière d'acceptation du risque. Les personnes concernées par le risque sont impliquées dans les discussions, les différentes étapes sont présentées de façon compréhensible (malgré les nombreuses incertitudes), et toute la procédure de la prise de décisions est transparente et peut être aisément suivie. Contrairement à la représentation des risques dans le secteur nucléaire où les soi-disant «queues de risques» $0 \times \infty$ ou $\infty \times 0$ sont au centre des discussions, il devrait être possible, pour les sites pollués, d'établir un «dialogue sur les risques» constructif.

Dans la gestion des risques classiques, il s'agit, par le biais de mesures appropriées, de réduire les risques de telle sorte à les maintenir dans les lignes d'acceptation. De telles mesures sont

	hydrosoluble mobile dégradable/volatile	hydrosoluble mobile	hydrosoluble très absorbant dégradable/volatile	hydrosoluble très absorbant non volatile év. dégradable	insoluble, plus léger que l'eau LNAPL	insoluble, plus lourd que l'eau DNAPL
homogène une couche	1*	1-2	2	2-3	2-3	3
homogène plusieurs couches	1	1-2	2	2-3	2-3	3
hétérogène une couche	2	2	3	3	3	4
hétérogène plusieurs couches	2	2	3	3	3	4
fracturé	3	3	3	3	4	4

* 1 = faible difficulté, 4 = grande difficulté

Tab. 1
Difficulté relative de l'assainissement des sols et des eaux souterrains contaminés, en fonction de leur caractéristiques géologiques et des propriétés des polluants (modifié, tiré de [2]).

toujours coûteuses. Une étude de coût-efficacité ou des coûts marginaux peut les optimiser. Reste encore à savoir si ces méthodes traditionnelles sont également transposables aux sites pollués. Les doutes à ce sujet sont encore nombreux. On peut se demander en effet si les méthodes statistiques sont susceptibles d'aborder efficacement les problèmes idéologiques et économiques de l'avenir, telles que des idéaux de protection du milieu et la volonté de payer pour des biens produits dans le respect de l'environnement.

Ces réflexions mettent en évidence un fait indéniable: le problème des sites pollués ne pourra pas être résolu à long terme et durablement seulement par les scientifiques et les ingénieurs. Cependant, des décisions politiques pertinentes pour la résolution du problème ne pourront être prises que sur la base d'une quantification irrécusable du danger et des risques impliqués, ainsi que des coûts liés à leur élimination. Un élément déterminant est finalement aussi l'établissement d'un dialogue constructif entre experts, hommes et femmes concernés et personnes responsables afin de rechercher ensemble des solutions de compromis.

Par-delà nos frontières

Dans ce domaine, la Suisse peut tirer le plus d'enseignement des succès et des erreurs des Pays-Bas, de l'Allemagne et des Etats-Unis.

Aux Pays-Bas, tous les sites pollués dont les valeurs limites ou indicatives de pollution sont supérieures aux valeurs admises, fixées par la loi, sont assainis. Cette pratique est cependant lacunaire car elle consiste à mesurer les pollutions puis à les traiter suivant un schéma rigide. Chaque site découvert est assaini sans que ne soient recherchées d'autres solutions selon l'ampleur du danger émanant du site ou son utilisation ultérieure. Les Néerlandais sont du reste en train de réviser leurs lois et leurs ordonnances. L'Etat néerlandais consacre chaque année 200 millions de Florins (env. 154 mios CHF.) aux assainissements et, de 1986 à 1994

Nous recommandons à nos lecteurs une excellente étude sur le problème des sites pollués qui a été achevée l'année dernière à l'EAWAG dans le cadre du projet «Nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung – am Beispiel Gewässer und anthropogene Sedimente»:

Michael Nay (1994): Literaturstudie Altlasten, EAWAG, Dubendorf (uniquement en allemand)

Contenu: traitement des sites pollués, surtout en Suisse et en Allemagne; recensement et évaluation; prélèvements d'échantillons et analyse; projets de recherches importants; aperçu des procédés d'assainissement et de protection.

Cette étude interne de 400 pages environ n'est disponible que sur disquette au prix coûtant de Fr. 50.- TVA comprise. On peut se la procurer en s'adressant directement à l'auteur (Tél. 01/823 51 55).

il a investi une somme de 60 millions dans un programme de recherche pour l'assainissement des sols.

En Allemagne, des procédés différenciés ont été développés, en fonction des cibles à protéger et, dans une certaine mesure aussi, en fonction des priorités d'utilisation. Ainsi, chaque site pollué est l'objet d'un examen individuel et les sites représentant une grave menace sont les premiers assainis. Au cours des 12 dernières années, le ministère allemand de la recherche et de la technologie (BMFT) a investi 200 millions de DM dans des projets d'assainissement et le développement technologique.

Aux Etats-Unis, 10 millions de m³ de sol ont été assainis jusqu'à ce jour dans le cadre du «Superfund Cleanup Program». Cela représente approximativement le volume de déblais de la transversale alpine du Gothard (14 millions m³). Les Américains ont cependant réalisé beaucoup de progrès sur le plan conceptuel. Les plus récentes réalisations de l'EPA (agence américaine de protection de l'environnement), à savoir le Superfund Accelerated Cleanup Model (SACM) [3] et le guide des objectifs d'assainissement (Data Quality Objectives = DQO) [4] sont très prometteuses pour une évaluation efficace des risques. Le SACM est conçu en premier lieu à l'intention des autorités, pour leur permettre d'optimiser leurs approches. Le DQO fixe les règles du jeu permettant aux personnes concernées par un cas d'assainissement de se mettre rapidement d'accord sur les

objectifs de l'assainissement. Les quatre éléments clés du DQO sont:

1. Stricte séparation entre la définition des «risques-objectifs» sur le plan politique et la discussion technique quant aux alternatives.
2. Conversion des exigences politiques – y compris de la difficile définition des incertitudes acceptables – en critères d'assainissement spécifiques, concrets et mesurables.
3. Fixation des compromis réalisés entre toutes les personnes concernées sur les points critiques des exigences et des conditions de l'assainissement.
4. Engagement de tous les moyens techniques susceptibles d'optimiser l'assainissement de la manière la plus efficace possible.

On peut se demander si un tel DQO, sous une forme ajustée aux besoins de notre pays, ne pourrait pas contribuer à résoudre certaines difficultés de l'évaluation des risques.

Conclusions

1. L'évaluation du potentiel de risques présenté par un site pollué doit se fonder sur des connaissances qualitatives et quantitatives des processus physiques, chimiques et biologiques dans l'espace et dans le temps, ainsi que sur des conditions (hydro)géologiques données.

La question est de savoir quelles sont les connaissances spécifiques nécessaires. A cet égard, un certain pragmatisme est

de rigueur. L'expérience nous enseignera quelles informations suffisent pour une évaluation, et combien d'incertitudes nous pouvons nous permettre. Emmanuel Kant a dit que la nécessité de décider est toujours plus grande que la somme des connaissances.

Pour évaluer le risque chimique, le système ChemRisk®, a été développé aux Etats-Unis. ChemRisk® est une méthode qui permet une évaluation objective des risques chimiques émanant des sites pollués. Il se base sur une approche du génie et des sciences de l'environnement qui permet de modéliser l'exposition de l'homme, c'est-à-dire de déterminer les émissions, voies de transfert, vitesses de déplacement des substances nocives et les concentrations ou doses auxquels il est exposé ou susceptible d'être exposé et d'évaluer ainsi le risque représenté par un site pollué spécifique. Le système ChemRisk® est couramment appliqué par l'EPA.

2. Des objectifs de protection doivent être formulés sur la base des évaluations de risques, en fonction des situations et des conditions.

Cette approche permet d'évaluer individuellement chaque site pollué et de planifier un assainissement optimal en fonction de l'utilisation future de ce site. Il n'est pas nécessaire par ex. qu'un ancien site industriel satisfasse aux exigences de qualité requises pour une place de jeu ou une exploitation agricole. Un traitement individuel des sites pollués permet de concentrer les moyens financiers disponibles sur les cas les plus urgents.

3. Les assainissements doivent être profitables d'un point de vue écologique (durable), réalisables d'un point de vue financier et technique, et acceptables d'un point de vue social.

Les points sensibles de cette conclusion sont les critères «écologiquement profitables» et «socialement acceptables». Pour ce qui est du premier, c'est l'objectif de la loi fédérale sur la protection de

l'environnement qui est déterminant. Un certain pragmatisme s'impose ici. L'acceptation de la société dépend certes de l'information du public et de l'équilibre de l'ensemble du programme d'assainissement, mais l'équilibre doit reposer sur des critères vérifiables. Une forme adaptée de DQO serait ici très utile.

4. En Suisse, les trois facteurs limitant l'assainissement des sites pollués sont:
a) l'état des connaissances sur le potentiel de risques dans le temps et dans l'espace,
b) la durée de mise en oeuvre des mesures appropriées,
c) les moyens financiers.
Le développement technologique n'est pas un facteur limitant.

Dans notre pays, une action concertée est indispensable vu les connaissances insuffisantes sur le potentiel de risques, l'effet des mesures et les moyens financiers limités. La Confédération doit jouer le rôle de pionnier, bien évidemment en collaboration avec les cantons et l'économie privée, et en exploitant de manière optimale le savoir-faire disponible.

Sur le plan international, les technologies sanitaires sont déjà très avancées et de nombreuses entreprises les appliquent avec succès. Les programmes d'assainissement subventionnés par l'Etat ne devraient en conséquence pas s'orienter sur le développement de technologies. Une certaine liberté d'innovation devrait cependant rester assurée.

5. Les sites pollués sont un problème national.

L'identification et l'assainissement des sites pollués dépassent bien souvent les moyens et les possibilités des cantons, des communes et des particuliers. Dans beaucoup de cas, les sites pollués ne sont pas un problème local. Les substances nocives contenues dans ces sites peuvent polluer les nappes phréatiques constituant les réserves d'eau potable régionales et même transrégionales. Le

développement de critères d'évaluation et l'élaboration des conditions d'évaluation prospective des risques dépassent souvent aussi les possibilités de la plupart des cantons. Une approche coordonnée est nécessaire impliquant non seulement les personnes concernées et la participation des scientifiques et ingénieurs des grandes écoles et universités, mais aussi l'intégration du potentiel de recherche et technologique de notre industrie.

Et maintenant?

La Confédération doit prendre le leadership pour la résolution du problème des sites pollués. Il s'agit de fixer des priorités et des délais pour leur assainissement. Par ailleurs, une base financière doit également être créée afin de pouvoir poser des fondements et élaborer des critères décisionnels permettant d'aborder le problème. A cet égard, la révision de la loi fédérale sur la protection de l'environnement prévoit la mise en place des instruments financiers correspondants.

- [1] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). 1994. Altlasten-Konzept für die Schweiz: Ziele und Massnahmen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 220. Herausgegeben vom BUWAL, Bern.
- [2] National Research Council (NRC). 1994. Alternatives for Ground Water Cleanup. National Academy Press, Washington, D.C.
- [3] Environmental Protection Agency (EPA). 1992. Guidance on Implementation of the Superfund Accelerated Cleanup Model under CERCLA and the NCP. OSWER Directive No. 9302.1-03. US EPA, Washington, D.C.
- [4] Environmental Protection Agency (EPA). 1993. Guidance for Planning for Data Collection in Support of Environmental Decision Making - Using the Data Quality Objectives Process (DQO). EPA QA/G-4. US EPA, Washington, D.C.
- [5] Bachmann, A. 1995. Crucial Needs for Environmental Risk Assessment (ChemRisk®). Proc. SCOPE/UNEP Workshop on Soil and Groundwater Pollution. *sous presse*.

Réunion de la Communauté internationale de recherche sur le Danube (CIRD) du 29 août au 2 septembre 1994 à Zuoz

Recherches sur le Danube

La CIRD* est une organisation faîtière faisant partie de la Société internationale de limnologie (SIL). Elle rassemble, selon une structure souple, les limnologues et scientifiques des 14 Etats traversés par le Danube (de l'Allemagne à la mer Noire, en passant par la Roumanie et l'Ukraine). Depuis sa fondation en 1956, à laquelle la Suisse a participé par le biais de M. Otto Jaag, Professeur et premier directeur de l'EAWAG, jusqu'à la réorganisation de l'Europe de l'Est à la fin des années quatre-vingt, la CIRD était une des rares organisations qui permettait à ses membres d'entretenir des contacts personnels réguliers. Depuis lors, les fréquentes réunions de travail organisées en même temps que les congrès mondiaux annuels de la Société internationale de limnologie (SIL) sont devenues une institution. Elles sont organisées à tour de rôle par les pays membres. En 1994, c'était au tour de la Suisse d'organiser la réunion. Notre représentant, M. H. Ambühl, Professeur, s'en est chargé avec la précieuse collaboration de M. Hans Rudolf Büvigi, organisateur expérimenté, et de son équipe, Mme. Christa Jolidon et M. Heinz Bachmann. La réunion a eu lieu au Lyceum Alpinum de Zuoz, en Engadine (la seule région suisse à appartenir au bassin hydrologique du Danube).

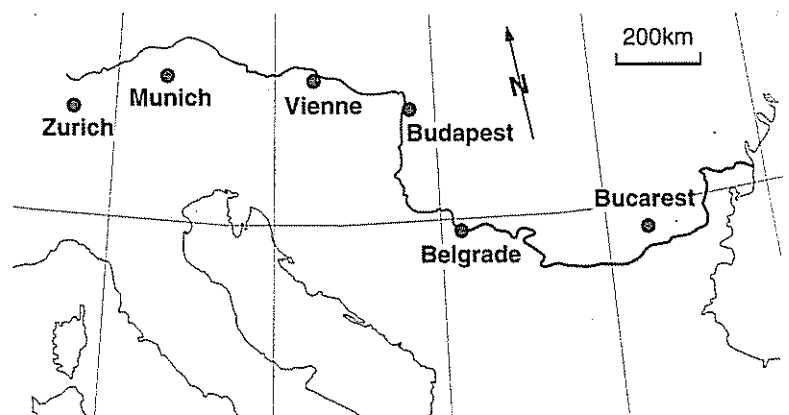
A propos du déroulement, il faut préciser que la CIRD ne suit pas les schémas habituels de ce genre de colloques techniques internationaux réunissant environ une centaine de participants. Ainsi, les exposés scientifiques (de 2-5 pages) sont imprimés et remis aux participants avant la manifestation, comme documents de base. Ils ne sont pas présentés par un

orateur, afin de ne pas disperser le colloque. Les responsables des groupes spécialisés en font ensuite des résumés qui seront présentés à la réunion plénière. A part les séances de groupes spécialisés et les excursions, le programme n'est pratiquement constitué que de séances plénières. Les résumés sont ensuite publiés dans les actes du colloque. Ces travaux d'organisation et d'édition sont assumés par l'EAWAG et constituent une aide au développement fort appréciable pour les pays membres dont certains sont encore dans de profondes difficultés financières.

Dans le cadre d'une excursion d'une journée entière, les participants ont pu suivre la démonstration des installations hydroélectriques de Punt dal Gall/Livigno-Ova Spin (au bord du Spöl), de Pradella et de Martina (au bord de l'Inn). Cette journée impressionnante était offerte par les Usines hydroélectriques engadinoises SA. Une deuxième excursion, cette fois-ci en train par le col de la Bernina, jusqu'à Poschiavo, a non seulement permis aux participants d'admirer un magnifique paysage, mais aussi d'assister à un prélèvement d'échantillons de planctons et de les observer au microscope.

A propos des travaux de recherche sur le Danube et ses affluents,

il faut ajouter que la construction de nombreux barrages et usines hydroélectriques a amorcé une transformation écologique de très grande envergure. En l'espace de quelques décennies, le tronçon du Danube traversant l'Autriche a été transformé en une chaîne presque ininterrompue de bassins de retenue, suivis de l'usine hydroélectrique de Gabčíkovo et des deux immenses installations dans le défilé des Portes de fer. En même temps, le Danube subit (en tout cas à certains endroits) l'impact catastrophique de l'évacuation des eaux usées non épurées, à un point tel que nous n'avons jamais connu rien de semblable en Suisse, même lorsque la pollution de l'eau était à son comble dans les années septante. La pêche, une activité beaucoup plus importante dans les pays de l'Est que chez nous, en est fortement menacée. Les travaux effectués dans le cadre de la CIRD font prendre conscience de ces abus et donnent envie d'entreprendre tout ce qui est en notre pouvoir dans les circonstances actuelles, également au niveau politique, pour faire progresser la protection des eaux. Le concept de qualité des eaux revêt une importance croissante pour les eaux du Danube moyen et du bas Danube – ce concept existait chez nous depuis des décennies déjà, mais a longtemps été évité ou mé-



Le Danube de la source à l'embouchure.

* CIRD = Communauté internationale de recherche sur le Danube de la Société internationale de limnologie SIL (Societas internationalis limnologiae).

Le nouveau programme d'étude post-grade (EPG) a débuté

connu: il est devenu le mot-clé de la recherche limnologique actuelle.

Ceux qui souhaitent s'informer en détail peuvent jeter un coup d'oeil dans les «Rapports limnologiques du Danube 1994» (tome I: brefs exposés scientifiques, environ 450 p., Vienne/Dübendorf; tome II: résumés et exposés d'orateurs invités, 321p.).

Heinz Ambühl

Le 17 octobre 1994, 10 étudiants de diverses branches (génie civil, génie rural, chimie, géologie, biologie) ont commencé à l'EPFZ des études post-grade sur la gestion des eaux usées urbaines et la protection des eaux. Lors d'une semaine d'introduction, ces étudiants prennent part à des mesures *in situ* effectuées dans le cadre d'un travail de doctorat. Cette semaine a lieu avant le début du semestre et a pour but de permettre aux étudiants post-grade de faire connaissance les uns avec les autres. Cet aspect est important car, durant le semestre, ils suivront des cours magistraux, à l'EPFZ selon des horaires différents: ils auraient par conséquent de la peine à établir des contacts mutuels.

A part les cours magistraux, ces étudiants participeront aussi aux cours PEAK de l'EAWAG ainsi

qu'à d'autres cours de formation continue de l'EPFZ. Ensuite, ils devront mettre en oeuvre leurs nouvelles connaissances dans un travail de diplôme qui dure environ 3 mois.

Ces nouvelles études post-grade viennent compléter les expériences faites au cours des études ultérieures, tout en permettant de profiter des nombreux cours qui ont été créés au cours de ces dernières années à l'EPFZ, en particulier pour la formation des spécialistes en sciences naturelles et en ingénierie environnementale. Le cycle des études a été prolongé d'une année entière et il faut désormais rédiger un travail de diplôme. Il se pourrait aussi que le Conseil des EPF couronne la fin de ces études par un nouveau titre fraîchement créé.

W. Gujer, responsable de l'EPG

Programme de recherche EAWAG

En ce moment, l'EAWAG est en train de vivre une importante phase de transition. Il nous paraît de plus en plus clair que, pour préserver à long terme les conditions de vie de l'homme et de la nature, il faut absolument une gestion dynamique de nos ressources naturelles. Par conséquent, l'EAWAG s'est fixé pour but de contribuer de façon décisive à la recherche fondamentale et à l'élaboration de modèles permettant d'assurer une

exploitation durable des ressources. La complexité de cette tâche exige la concentration de toutes nos forces sur ce domaine et une collaboration interdisciplinaire entre nos différents spécialistes.

Pour remplir ces conditions, l'EAWAG a décidé d'organiser un programme de recherche intitulé «Gestion à long terme des ressources naturelles – les eaux naturelles et les sédiments anthropiques». Les raisons et les objectifs de ce programme ont déjà été définis en détail dans l'EAWAG news 35. Le présent article a pour but de dresser un premier bilan des expériences faites jusqu'à ce jour.

Raisons justifiant le choix de la région de la Töss

- Structure typique d'une région du Plateau suisse

- Grandeur suffisante pour pouvoir tirer des conclusions générales (en. 430 km²)
- Grandes différences d'exploitations, d'intensités différentes, au sein de même la région
- Centre industriel et politique (Winterthur) au milieu de la région
- Circulation d'eau limitée au bassin hydrologique
- Nombreuses données de base à disposition

Choix d'une région et études préalables

La première phase du programme EAWAG consistait à définir les enjeux majeurs du développement durable au niveau régional: quels sont les problèmes environnementaux qui s'opposent aux principes

Voici comment la World Commission on Environment and Development (WCED) définit le concept de durabilité:

«Est considéré comme durable toute activité ou développement qui ne porte pas préjudice aux générations futures en les empêchant de satisfaire à leurs besoins.»

de la durabilité? Quels sont les processus déterminants en la matière? Il fallait trouver une région qui se prêtât particulièrement bien à ce genre d'étude. Le choix s'est finalement arrêté sur la région de la Töss, avec la ville de Winterthur comme centre économique et industriel. Cette région comporte le bassin hydrologique de la Töss et de ses affluents.

Une analyse de l'état de l'environnement et de l'utilisation des ressources dans la région de la Töss a mis en évidence plusieurs secteurs dans lesquels les ressources sont exploitées de manière non durable:

- utilisation abusive de quantités toujours plus grandes d'eaux souterraines,
- charge croissante de la nappe phréatique en substances nocives (p.ex. nitrate),
- atteinte croissante à la diversité du paysage avec de graves conséquences sur les écosystèmes naturels et la biodiversité,
- concentration toujours plus importante de polluants dans l'air et le sol, due essentiellement à un abus d'énergies fossiles par les activités industrielles, et, enfin,
- présence de sites contaminés menaçant la qualité des eaux souterraines.

Objectif des travaux de recherche

Dans un premier temps, il s'agit de reconnaître et de comprendre les rapports entre les activités importantes de l'homme (utilisation des eaux et des sols, évacuation des déchets) et les changements qui surviennent dans l'environnement. Ces données de base requièrent des enquêtes scientifiques spécialisées. Etant donné l'influence que les facteurs tant économiques que socioculturels exercent sur les activités humaines, les travaux de recherche tiendront également compte de ces aspects. Nous espé-

rons ainsi parvenir à une meilleure compréhension des principales corrélations. Sur la base des résultats obtenus, il s'agira d'élaborer des stratégies pour un développement durable et pour une utilisation future des ressources régionales ne portant pas préjudice à l'environnement.

Concrètement, les travaux doivent permettre de développer des stratégies et des modèles pratiques permettant d'arriver aux objectifs suivants:

- garantie à long terme de l'approvisionnement en eau potable de qualité irréprochable en maintenant le captage des eaux souterraines régionales,
- remise en état des structures du réseau hydrologique régional, de telle sorte qu'elles soient aptes à assumer leurs fonctions écologiques et à permettre la présence d'organismes naturels autonomes,
- limitation de la teneur en polluants dans l'environnement à un niveau inférieur.

Sujet des recherches

Pour atteindre cet objectif, près de 20 projets ont déjà été lancés jusqu'à ce jour dans le cadre du programme EAWAG. On peut les classer en trois domaines de recherche et un domaine d'intégration.

Dans le domaine de recherche «sédiments anthropiques», on examine le risque potentiel que représente, pour l'environnement, une vieille décharge à ordures ménagères. Pour cela, il faut répertorier les substances qui s'échappent de ces sédiments anthropiques et suivre leur cheminement ainsi que leurs transformations dans le sous-sol et dans les eaux souterraines.

Dans le domaine de recherche «eaux souterraines», on examine les effets qu'exercent, sur la qualité des eaux souterraines, les substances introduites dans l'environnement par le biais des activités humaines.

Les effets qu'exercent, sur la qualité des eaux souterraines, tant les métaux lourds que les substances organiques amenés par l'eau de pluie dans les systèmes d'infiltration, revêtent ici une importance déterminante. La recherche porte en particulier sur les processus de transformation et de transport de polluants qui ont lieu dans ce genre de systèmes, dans le sous-sol et dans la couche aquifère. En outre, elle porte aussi sur l'influence de l'infiltration des eaux météoriques sur la quantité d'eau souterraine utilisable.

Dans le domaine de recherche «systèmes hydrologiques», on examine l'importance de la structure et la perméabilité du réseau hydrographique régional, ainsi que les interfaces avec la pédosphère et les eaux souterraines. L'objectif consiste à garantir la sauvegarde de nombreux espaces vitaux qui jouent un rôle important pour la nature dans son ensemble.

Et pour terminer, dans le domaine d'intégration, on étudie les corrélations entre les activités humaines et l'état régional de l'environnement. En outre, nous essayons de comprendre les mécanismes sociaux et économiques qui ont conduit à une exploitation abusive des ressources naturelles, exploitation de type non durable. Sur cette base, nous développerons des stratégies visant à instaurer une gestion durable des ressources.

Comme le montre cet aperçu des secteurs de recherche actuellement étudiés à l'EAWAG, nos efforts se concentrent avant tout sur notre domaine de compétence, c'est-à-dire le domaine des eaux. Cela ne permet pas, bien entendu, de couvrir entièrement la question de la durabilité régionale et on ne pourra pas s'attendre à des modèles globaux pour la gestion durable des ressources.

Pour cerner le problème dans toute son ampleur, il faudrait encore:

Rapport de la première conférence CLEAR du 4 au 9 septembre 1994,
Centro Stefano Franscini, Monte Verità, Ascona

Changements climatiques et régions alpines

- des modèles pour une utilisation durable de l'énergie, compte tenu de ses conséquences sociales et économiques,
- une compréhension approfondie de la signification des espaces vitaux terrestres pour la biodiversité et pour la structure régionale de la nature, et
- des indications sur l'importance de l'agriculture, des structures urbaines et du trafic, ainsi que sur la qualité du sol et des eaux souterraines.

Toutefois, la participation d'autres institutions telles que les universités, les centres de recherche, les administrations et les autorités, ainsi que l'économie privée, devrait permettre une compréhension plus globale. Des contacts avec le canton de Zurich, la ville de Winterthur, l'EPFZ, et plusieurs bureaux d'ingénieurs privés ont déjà été établis et sont destinés à être approfondis et étendus.

Walter Wagner

Jusqu'à ce jour, les changements de climat ont essentiellement été considérés comme un risque global pour l'environnement. Nous avons peu de connaissances sur les aspects régionaux des changements climatiques. Le premier colloque CLEAR a essayé de combler cette lacune en se concentrant sur la région alpine qui réagit de manière très sensible aux modifications du climat.

Les Alpes – zone climatique très sensible

Pour les spécialistes en climatologie, les Alpes représentent une richesse toute particulière. En voici deux exemples: premièrement, l'arc alpin offre le flanc aux vents d'ouest qui passent aussi bien par-dessus les Alpes qu'autour de cette chaîne. Comme chacun le sait, les vents qui passent par dessus les Alpes provoquent des précipitations, alors que ceux qui contournent cette chaîne conservent leur humidité. L'élaboration d'un modèle pour étudier ces effets et les éventuelles modifications qu'ils entraînent sont d'une importance capitale pour évaluer l'évolution

des précipitations en cas de changement climatique (voir fig. 1).

Les images présentées à la fig. 1 illustrent ces deux comportements aérodynamiques par rapport à une montagne schématisée. Le vent souffle de gauche à droite. Ces diagrammes montrent le passage du vent vu de côté (images supérieures) et vu de dessus (images inférieures). On voit d'une part le vent passant par dessus (images de gauche) et d'autre part le vent contournant (images de droite). Dans ce dernier cas, les masses d'air se déplacent peu dans le sens vertical.

Le deuxième exemple qui justifie l'étude climatique régionale nous est fourni par la biologie. Une élévation de la température moyenne a pour effet de contraindre les plantes à émigrer vers des altitudes supérieures. A quelle vitesse certaines plantes alpines sont-elles capables d'émigrer? Une réponse à cette question peut être obtenue par des données historiques concernant la flore de divers sommets alpins: au moins une certaine série d'espèces végétales a réussi à suivre les changements de climats observés en entreprenant une ascension forcée [1].

Interdisciplinarité

Les changements de climat sont liés à des aspects autant physiques, biologiques que sociaux, tous étroitement liés entre eux. Pour étudier ce domaine complexe, il est évident qu'il faut l'intervention de plusieurs branches scientifiques. Il

Suite à la page 37

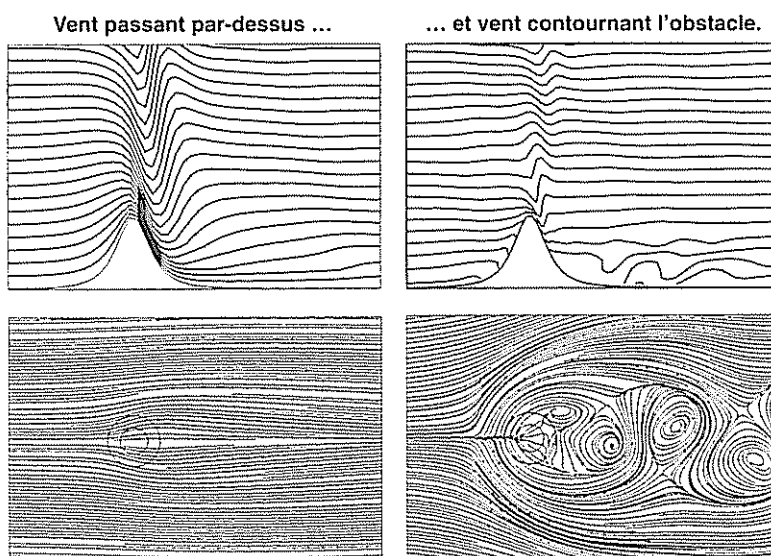


Fig. 1
Les Alpes, représentées de manière schématisée, vues de côté (images supérieures) et de dessus (images inférieures). Les traits indiquent la répartition de la pression lorsque l'air passe par-dessus les montagnes (images de gauche) et lorsque l'air contourne l'obstacle (images de droite). Reproduit avec l'aimable autorisation de Christoph Schär, Institut de physique atmosphérique, EPFZ.

Education permanente

CLEAR Climate and Environment in Alpine Regions

CLEAR est un projet coordonné du programme environnemental. Il a pour but d'étudier, dans le cadre de neuf sous-projets, les aspects physiques, biologiques et sociaux des changements climatiques. Le programme CLEAR comporte encore 12 autres projets du module 1 du programme environnemental qui participent également aux acti-

vités CLEAR. Le porte-parole du projet coordonné est Huw Davies, Institut de physique atmosphérique, EPF Zurich. Cet ensemble de 21 projets est orchestré par Carlo Jaeger et Urs Dahinden, du groupe d'écologie humaine de l'EAWAG. Les publications programmées sont prises en charge par Peter Cebon, spécialiste du

groupe d'écologie humaine. Trois des projets cités ci-dessous sont effectués sous la conduite de collaborateurs de l'EAWAG (Dürrenberger, Lotter, Pahl). Les projets Pahl [2] et Dürrenberger [3] ont déjà été présentés une fois dans EAWAG news. Les résultats du projet Lotter se trouvent dans le présent numéro.

Projets participant aux activités CLEAR

Projet coordonné CLEAR «Climate and Environment in Alpine Regions»

(Conférencier: *Huw C. Davies*)

Brassel, Kurt E., Geographisches Institut, Universität Zürich: Integration von Umweltdaten mit heterogenem Raum- und Zeitbezug

Dürrenberger, Gregor, Humanökologie EAWAG, Dübendorf: Innovative responses to anticipated climate change
Fischlin, Andreas, Institut für terrestrische Ökologie ETH, Schlieren: Alpine forest ecosystems in a changing climate – paleoclimatic model validation and sensitivity analysis

Gyalistras, Dimitrios, Institut für terrestrische Ökologie ETH, Schlieren: Case studies in bioclimatic scenarios derivation

Ohmura, Atsumu, Geographisches Institut ETH Zürich: Numerical model studies of the influence of the Alps on climate

Pahl-Wostl, Claudia, Umweltphysik EAWAG, Dübendorf: Reconstruction and modelling of the longterm dynamics of ecosystems

Ratti, Remigio, Istituto di Ricerche Economiche IRE Bellinzona: Mobility economics – climate change – agents (MECCA)

Schär, Christoph, Institut für Atmosphärenphysik ETH Zürich: Alpine climate and climate change: a study of some key atmospheric processes

Tschannen, Olivier, Institut de sociologie et de science politique, Université de Neuchâtel: Social and cognitive processes in regional milieu in response to global environmental problems

Projet coordonné «Changements environnementaux et modifica- tions de l'écologie subalpin/alpin: établissement d'un modèle d'éva- luation à l'aide des végétaux et du sol»

(Conférencier: *Jean-Paul Theurillat*)

Geisler, Patricia, Conservatoire et Jardin Botaniques, Chambésy-Genève: Changements environnementaux dans l'écologie des étages subalpin-alpin: réaction et bioindication des bryophytes

Gobat, Jean-Michel, Laboratoire d'écologie végétale, Université de Neuchâtel: Modification de l'écologie subalpin/alpin: réaction du sol, notamment de sa fraction organique

Küpfer, Philippe, Institut de botanique, Université de Neuchâtel: Le polymorphisme génétique intraspécifique dans l'écologie subalpin/alpin: un indice révélateur des potentialités d'adaptation aux changements environnementaux

Spichiger, Rodolphe, Conservatoire et Jardin Botaniques, Chambésy-Genève: Case studies in bioclimatic scenarios derivation and sensitivity of plant distribution

Theurillat, Jean-Paul, Conservatoire et Jardin Botaniques, Chambésy-Genève: Changements environnementaux et modifications de l'écologie subalpin/alpin: réaction de la couverture végétale

Projet coordonné «Umwelt- dynamik in Vergangenheit und Gegenwart»

(Conférencier: *André F. Lotter*)

Ammann-Moser, Brigitta, Systematisch-Geobotanisches Institut, Universität Bern: Fire-history in central and southern Alps

McKenzie, Judith, Geologisches Institut, ETH Zürich: Lakustrische Ablagerungen als Monitoren von Dynamik im Grenzbereich Atmosphäre-Erdoberfläche: Kalibration chemisch-physikalischer Tracer, Teilstudiengruppen (LAMODATE)

Lotter, André F.H., EAWAG/ETH Umweltphysik und Systematisch-Geobotanisches Institut, Universität Bern: Lake sediments as proxy-archives for the reconstruction of environmental dynamics in space and time: calibration

Pfister, Christian, Forschungsstelle Regional- und Umweltgeschichte, Universität Bern: Regionale Klimaveränderungen im südöstlichen Schweizer Alpenraum zwischen 1400 und 1900 im Lichte historischer Proxy-Daten

Stauffer, Bernhard, Physikalisches Institut, Universität Bern: Rekonstruktion von Klimaschwankungen durch die Analyse von Eisbohrkernen

Projet particulier:

Fröhlich, Claus, Physikalisch-Meteorologisches Observatorium, Davos: Klimatologie der Ultraviolett-Strahlung und ihre langfristigen Veränderungen

n'est toutefois pas si évident d'intégrer ces branches. Faut-il avant tout rassembler un certain nombre de données et les interpréter au moyen d'un modèle informatique commun? Ce procédé soulève certains problèmes, car la qualité des données tout comme leur domaine d'application varient d'une branche à l'autre. Dans le cadre du programme CLEAR, une autre approche a été choisie: l'intégration se fait par des thèmes interdisciplinaires (par ex. perspective régionale ou incertitude des développements futurs dans des systèmes naturels et sociaux). Les publications programmées montreront l'impact de ces premiers pas vers l'interdisciplinarité. Pour le moment, la collaboration entre les projets peut être qualifiée de très prometteuse. Le colloque CLEAR était imprégné d'un esprit de tolérance et d'ouverture mutuelle entre scientifiques des disciplines concernées. Même les experts étrangers en ont été agréablement surpris.

Structure du colloque et participants

Plus de quatre-vingts personnes ont participé au premier colloque CLEAR. La première journée a été organisée avec ProClim, le Global Change-Forum de l'Académie suisse pour les sciences naturelles et était destinée à recevoir un large public. Par contre, les quatre jours suivants étaient réservés à une cinquantaine de chercheurs participant au programme CLEAR. Ils ont travaillé en groupe en vue d'élaborer une publication commune. Pour soutenir les activités de rédaction, ainsi que les discussions, des experts étrangers ont présenté des exposés sur des thèmes choisis.

Publications programmées

Les résultats des travaux de recherche CLEAR ainsi que du colloque CLEAR seront publiés en deux volumes rédigés en anglais: le premier s'adresse à un large public de scientifiques ou de non-scientifi-

ques, tels que spécialistes d'autres branches, politiciens, journalistes, instituteurs, etc. Autant par l'ampleur que par le style, ce volume doit être facile à lire et structuré sous forme d'entretien.

Le deuxième ouvrage plus volumineux s'adresse à un public scientifique. Vu que les auteurs et les lecteurs de ce livre sont des spécialistes de différentes branches, la terminologie utilisée doit être comprise de manière générale.

Urs Dahinden

- [1] Grabherr, Georg & Gottfried, Michael & Pauli, Harald (1994): Climate effects on mountain plants. *Nature*, Vol. 369, p. 448
- [2] Pahl Wostl, Claudia, Jaeger, Carlo C. (1994): Les grands risques et la communication: L'exemple des changements climatiques EAWAG news, 36 F, Octobre 1994, p. 6-8
- [3] Truffer, Bernhard, Dürrenberger, Gregor und Rothen, Silvia: «L'auto du futur» sera-t-elle développée en Suisse? Réflexions après l'atelier consacré aux «supercars», organisé par l'EAWAG du 20 au 21 septembre 1993. EAWAG news, 36 F, Octobre 1994, p. 38-40

Séminaire sur le développement durable à l'EAWAG

Les experts vont à l'école...



Une fois de plus, une audience nombreuse a assisté au séminaire interne de l'EAWAG consacré à la problématique du développement durable.

Ce séminaire avait pour but d'ouvrir le débat sur le thème de la durabilité du développement et de la réorientation des valeurs, ainsi que sur la signification de ces dernières pour l'EAWAG. La plupart des exposés ont été tenus par des collaboratrices et collaborateurs de l'EAWAG.

Education permanente

Evaluation de l'EAWAG par un groupe international d'experts

L'EAWAG est la première institution du domaine de l'EPF à se soumettre à une évaluation de la part d'un groupe international d'experts. Cette évaluation s'est déroulée du 17 au 22 juillet 1994.

Les personnes chargées de l'évaluation étaient des personnalités scientifiques et pratiques reconnues au niveau international. Deux d'entre elles venaient des Etats-Unis et deux, d'Allemagne; une, d'Amérique centrale; une, de France; une, des Pays Bas et une, de Suisse. Le président du Conseil de l'EPF a remis au groupe d'évaluateurs un questionnaire comprenant les thèmes stratégie, qualité scientifique, contribution pour la science et la protection de l'environnement ainsi que projets d'avenir.

Dans son rapport, le groupe d'experts s'exprime de façon très positive sur les performances de l'EAWAG en matière de recherches, d'enseignement et de service-conseil. Il approuve expressément la planification à long terme, par laquelle l'EAWAG veut orienter petit à petit ses activités sur une gestion durable des ressources naturelles. Selon le groupe d'évaluateurs, ce changement de direction et cette distanciation par rapport à la protection de l'environnement plutôt conservante demande de gros efforts. Il faut avant tout stimuler la réorientation des idées chez les collaborateurs. C'est la seule condition pour garantir une nouvelle orientation des travaux de recherche.

L'EAWAG est conseillé de continuer ses activités dans les trois domaines de recherche, d'enseignement et de consultation. La collaboration avec des partenaires du monde scientifique, économique et politique doit continuer à être développée. Les contacts européens devront aussi être renforcés. Sur la proposition du groupe d'évaluation, l'EAWAG examinera ces prochains mois, de très

près, certains domaines à problèmes. Il s'agit du développement des relations entre l'EAWAG et l'EPF (en collaboration avec l'EPF), des conséquences internes de l'orientation sur une gestion durable des ressources et par conséquent, d'une plus forte implication des sciences économiques ainsi que de la gestion des questions interdisciplinaires.

La Commission consultative de l'EAWAG qui s'est attentivement penchée sur le rapport d'évaluation soutient ce dernier dans les points essentiels. En même temps, elle souhaite relever avec encore plus de force à quel point il est indispensable de donner une nouvelle orientation à la protection de l'en-

vironnement. C'est à l'EAWAG d'en prendre le rôle de pionnier scientifique. Grâce à sa compétence dans les questions d'interdisciplinarité, elle serait qualifiée pour examiner de plus en plus sérieusement les corrélations entre le comportement humain et ses effets sur la nature. Ce rapport d'évaluation est considéré comme un soutien précieux pour le chemin que l'EAWAG doit encore parcourir pour arriver à ce but.

Les critiques et les recommandations présentées dans le rapport constitueront une aide précieuse pour maintenir et consolider le caractère innovateur et les performances de l'EAWAG.

Ueli Bundi



Chefs des divisions de recherche (janvier 1995).

Jan. 1995

Nomination à Münster

Dès janvier 1991, Madame Elisabeth I. Meyer a travaillé auprès du Professeur Heinz Ambühl, du département d'hydrobiologie/limnologie de l'EAWAG. Elle a rempli d'abord la fonction d'assistante, puis d'assistante-chef du département des sciences de l'environnement de l'EPFZ. Parallèlement à la fonction d'assistante-enseignante qu'elle a exercée dans le cadre de divers cours, Elisabeth Meyer s'est lancée avec des collègues et un propre groupe de travail dans la recherche sur les eaux courantes. Ses travaux ont porté sur la structure et la dynamique des organismes benthiques ainsi que sur leurs interrelations avec d'autres composantes écosystémiques. Madame Meyer s'est en outre spécialisée dans le domaine des perturbations, en particulier des extrêmes de décharge (crues, décrues/sécheresses) dans un cours d'eau préalpin (le Necker, canton de St-Gall) et un cours d'eau de Suisse centrale (la Töss).

Elisabeth Meyer a obtenu son doctorat d'État en 1993 à l'EPFZ. Sa thèse est consacrée aux invertébrés benthiques dans les petits cours d'eau. Une rivière de la Forêt Noire lui a servi de cas d'étude de la structure de la biocénose, de la dynamique des populations, de la production secondaire et de la chaîne alimentaire. En avril 1993, elle a été agréée *venia legendi* pour pratiquer l'enseignement en hydrobiologie et en écologie à l'EPFZ.

Après la retraite du Professeur Ambühl en avril 1994, elle est devenue son successeur intérimaire pour la fonction de chef du département d'hydrobiologie/limnologie de l'EAWAG.

Depuis, E.I. Meyer a été nommée à l'Université de Münster en Allemagne, où elle occupe depuis le 1er novembre 1994 la chaire de limnologie. Le nouveau département de limnologie qu'elle a créé fait partie de celui de biologie. Elle compte y enseigner la limnologie

générale, qui sera complétée par des cours spécialisés, des stages et des séminaires. Dans la recherche, E.I. Meyer va étendre ses études aux eaux de plaine et entreprendra là aussi des études sur la structure et la fonction des organismes benthiques dans les écosystèmes aquatiques. De nombreux lacs et cours d'eau dans la plaine d'Allemagne du Nord sont chargés en substances nutritives ou fortement modifiés par des constructions. Les aspects pratiques de la gestion des eaux feront donc partie intégrante de ses activités.

Elisabeth Meyer compte garder ses contacts scientifiques et personnels avec l'EPFZ et l'EAWAG. En collaboration avec ses collègues scientifiques *Eva Tania Schellenberg* et *Rainer Zah*, elle participe au projet «Influence des décrues/sécheresses sur l'écosystème de la Töss», dans le cadre du programme prioritaire de recherche de l'EAWAG.

En outre, elle collabore à une étude multidisciplinaire avec d'autres collègues de l'EAWAG sur la quantification des interrelations fonctionnelles dans les cours d'eau. L'une des composantes en est un doctorat sur la fonction écologique des protozoaires dans l'espace in-



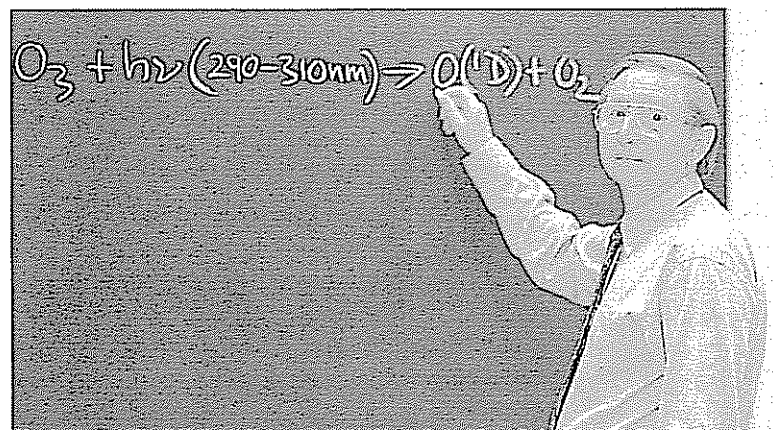
Stefan Vey

Nouvelle adresse:
 Prof. Elisabeth I. Meyer
 Université de Münster
 Institut de Zoologie
 Département de Limnologie
 Hüfferstr. 1
 D-48149 Münster
 Tel. 0049 251 83 38 81, Fax 83 46 68

terstitiel hyporhéique d'un fleuve préalpin.

Durant le semestre d'hiver, elle a participé au cours de systématique des invertébrés aquatiques, cours qu'elle a elle-même introduit dans le programme voici deux ans.

Quant au poste de chef du département hydrobiologie/limnologie à l'EAWAG, il est occupé depuis novembre 1994 par *Peter Bossard*, lequel était auparavant son adjoint.



Stefan Vey

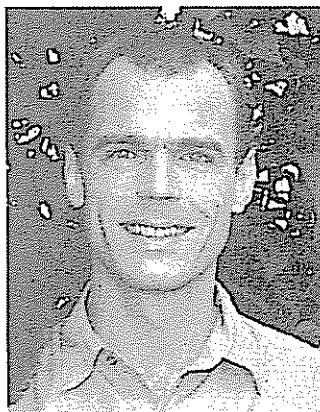
A la fin de l'année 1994, le Conseil des Ecoles Polytechniques Fédérales a accordé le titre de professeur à Monsieur Alistair Kerr, citoyen anglais, né en 1934. Alistair Kerr est chef du groupe de recherche de la physique atmosphérique de l'EAWAG et enseigne dans le département des sciences de l'environnement de l'EPFZ.

Prix Otto Jaag pour la protection des eaux

à Peter Krebs

En novembre 1991, Peter Krebs a reçu le prix Otto Jaag pour son excellent travail de doctorat intitulé «Modélisation et correction des courants dans les bassins de décantation finale». Son mérite est d'autant plus grand que ce prix n'est pas décerné chaque année.

Dans son travail effectué auprès du Professeur Willi Gujer de l'EAWAG et du Professeur D. Vischer de l'EPFZ, il propose des améliorations simples, efficaces et faciles à appliquer pour la construction et le dimensionnement des bassins de décantation finale. Ses conseils permettent d'optimiser les bassins de décantation finale qui sont déjà en service ou dont la construction est envisagée. Pour l'élaboration de son modèle, il s'est servi en laboratoire d'un canal d'essai dans lequel les boues d'épuration ont été simulées par une



Paul Schürp

suspension d'argile, de telle sorte que l'influence de la densité de la phase se décantant puisse être prise en considération. Il a ainsi pu démontrer que la teneur en boues de l'affluent est la principale cause des mouvements circulaires constatés dans les bassins de décantation finale. Ses propositions d'amélioration sont les suivantes:

- disposition de l'entrée d'eau le plus bas possible pour diminuer

l'énergie potentielle de l'affluent;

- mise en place d'un dispositif de dissipation d'énergie perpendiculaire à l'entrée d'eau de manière à provoquer des tourbillons dans le courant de fond;
- installation de plusieurs parois à trous perpendiculairement au courant pour équilibrer verticalement le champ de vitesse, dans le but d'améliorer l'utilisation du volume du bassin et de stimuler la floculation.

A partir de 1991, il a participé à un projet de recherche sur les processus de mélange et de séparation chez le Professeur Rodi à l'Institut d'hydromécanique de l'Université technique de Karlsruhe.

Depuis 1994, il est collaborateur du groupe d'hydrologie urbaine de l'EAWAG (voir article dans EAWAG news 37 F).

à Reto von Schulthess

Ce n'est qu'en 1994 que le prix Otto Jaag pour la protection des eaux a à nouveau été décerné, cette fois-ci à Reto v. Schulthess pour son travail de doctorat «L'émission de gaz hilarant N_2O par les installations à boues activées dénitrifiantes» (thèse EPF 10790, publ. 1990).

Après ses études de biotechnologie à l'EPFZ, Reto v. Schulthess a suivi des études post-grade à l'EAWAG, en gestion des eaux urbaines et protection des eaux. Dans le cadre de son doctorat effectué sous la direction du Professeur Willi Gujer, au département d'ingénierie environnementale de l'EAWAG, il a étudié les émissions de gaz hilarant dans les stations d'épuration des eaux.

Un critère important pour l'amélioration des stations d'épuration est l'élimination de l'azote. Jusqu'à ce jour, il n'était pas encore clair si, lors de ce genre de processus, il y avait aussi libération de N_2O . Par une combinaison con-



Dès juillet 1995, Reto von Schulthess travaillera chez Künzler und Partner, Kellerstr. 36, 6005 Lucerne.

vaincante d'essais en laboratoire, de modèles numériques et d'analyses pratiques dans une station d'épuration, von Schulthess a pu démontrer que les émissions sont négligeables (0,1–0,4% de l'azote dénitrifié) dans les stations d'épuration, lorsque les conditions sont optimisées. Il faut avant tout éviter des concentrations en nitrite dé-

A propos du gaz hilarant

Depuis 1950, le gaz hilarant augmente de 0,2–0,3% par an dans le monde. Ses concentrations ont augmenté de 15 ppb supplémentaires depuis 1880 et sont aujourd'hui de 300 ppb. Le gaz hilarant est le troisième gaz à effet de serre par ordre d'importance (à l'échelle mondiale après le CO_2 et le méthane, et dans les pays industrialisés comme la Suisse après le CO_2 et les CFC). Plus la quantité de gaz hilarant qui arrive à la stratosphère est grande, plus la formation d' NO est importante et plus la destruction de la couche d'ozone est rapide.

En Suisse, les sources importantes d'émission de gaz hilarant sont les suivantes: perte d'azote provenant des sols (60–80%), gaz hilarant résultant des processus de combustion (10–20%) et émissions provenant des eaux souterraines et des eaux stagnantes.

passant 2 g Nm^{-3} durant les procédés de nitrification-dénitrification.

Evaluation et développement écomorphologique des cours d'eau

En collaboration avec le canton de Zürich (Office pour la protection des eaux et Office pour l'aménagement du territoire, la pêche et la chasse), l'EAWAG a élaboré de 1991 à 1994 un modèle pour le prélèvement et l'analyse de l'eau de rivière, ainsi que pour l'établissement de principes visant à garantir un développement écologique des cours d'eau. Le rapport y relatif a paru en octobre 1994 (M. Hütte, U. Bundi, A. Peter: *Konzept für die Bewertung und Entwicklung von Bächen und Bachsystemen im Kanton Zürich*, ISBN 3-906484-10-6). La partie centrale de ce modèle est une méthode récemment mise au point, de relèvement de l'état écomorphologique des cours d'eau. En plus des paramètres morphologiques (profondeur d'eau, largeur du cours d'eau, variabilité de la profondeur et de la largeur, parcours, constitution du lit, etc) des

paramètres relatifs aux constructions (dans le lit ou la rive) ainsi qu'à la végétation riveraine et l'utilisation de l'espace environnant sont relevés. La situation réelle est ensuite comparée à la situation de référence (l'état naturel du cours d'eau dans l'environnement donné). Cette comparaison permet de mettre en évidence les déficits. Une attention particulière est prêtée aux éventuels obstacles qui empêchent ou entravent les migrations longitudinales des organismes. Ce genre de perturbation est due par exemple à des seuils, chutes et mises sous canalisations.

D'autres méthodes englobent les aspects biologiques (plantes aquatiques, petits organismes vivants et poissons), les aspects hydrochimiques, la protection de la nature et des espèces, ainsi que les aspects relatifs à la conservation du paysage. Il est ainsi possible de montrer

comment il faut établir, sur la base des résultats obtenus, les principes régissant le développement écologiquement stable des cours d'eau. Ce modèle relevé de l'écomorphologie s'utilise déjà dans le Tyrol, en Autriche.

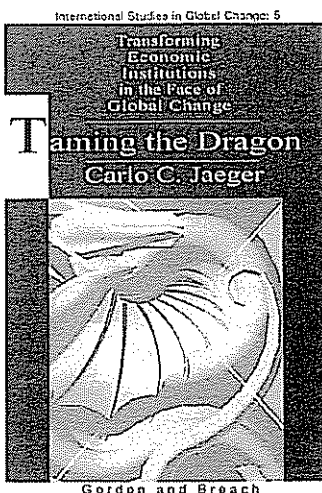
Sur la base du concept élaboré pour le canton de Zurich, une méthode de prélèvement et d'évaluation de l'état écomorphologique des cours d'eau applicable à l'échelle nationale est en cours de développement. Ce projet, qui devrait se terminer d'ici l'été 1995, est réalisé par l'EAWAG, en collaboration avec l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP).

De plus amples détails sur ces projets et leur application pratique paraîtront dans un numéro ultérieur des EAWAG news.

Michael Hütte

Commentaire bibliographique

Un livre sur la nature humaine, la croissance quantitative et le développement durable du Tiers-Monde



Naviguer quelques jours sur la Saône: rien de tel pour faire oublier les obligations professionnelles, ne serait-ce que l'espace de quelques instants. Un seul livre ose s'embarquer. Lequel choisir? Mon choix s'arrête sur celui de Carlo C. Jaeger, intitulé: *Taming the Dragon* (Gordon and Breach, 1994). De quoi ne pas perdre le cap... Ces 300 pages présentent de manière condensée toute l'intelligence, d'ordinaire répartie entre plusieurs ouvrages, sans laquelle on ne saurait comprendre les problèmes environnementaux, et encore moins y apporter des remèdes adéquats.

La préface avertit le lecteur du fait que l'interdisciplinarité est nécessairement de mise, mais qu'il faut se garder des dangers qu'elle cache. Nous connaissons ces avertissements, qui viennent toujours un peu comme la fumée après le feu, plutôt précieux et superficiels. Dans cet ouvrage toutefois, ils sont bien à leur place: l'auteur se risque sur le terrain de sciences telles que sociologie, économie, philosophie, psychologie, sciences naturelles et autres. Il s'expose par là aux critiques moqueuses des spécialistes, ce qu'il tente de prévenir. L'écologie humaine, dont ce livre bat le

pavillon, est une science dont on n'a pas encore sonné le glas. Toutefois, une chose est certaine: si elle ne dépasse pas le stade de la simple addition des connaissances disciplinaires, elle finira par disparaître – une vérité qui s'applique au demeurant à toutes les sciences de l'environnement en général.

Le livre de Jaeger tente sérieusement de méditer du point de vue interdisciplinaire sur la transformation des instruments économiques avec, en toile de fond, les changements globaux auxquels il faut s'attendre du point de vue de l'environnement. Un livre difficile à commenter: il vaudrait mieux inviter les lectrices et lecteurs potentiels à venir en France pour louer une embarcation... Je parlerai donc des passages qui m'ont particulièrement interpellé. Les quatre premiers chapitres sont consacrés à la sociologie. Je les saute à pieds joints, quand bien même ils sont très intéressants pour le physicien. Celui-ci réfléchit bien trop peu aux aspects sociaux et culturels lorsqu'il conçoit ses théories; il n'imagine guère que l'être humain puisse être un animal dont il faille tenir compte (chapitre 2). Il ne se demande pas assez souvent pourquoi notre société a placé la science, cette espèce de compréhension de la nature plutôt abstraite, au premier rang des valeurs, et quels sont les rapports entre cette échelle de valeurs et la crise dans laquelle se trouve actuellement l'environnement.

Il est nécessaire de s'interroger sur la nature humaine avant de pouvoir passer au stade des actes concrets. C'est l'objet des deux derniers chapitres. Carlo Jaeger doit être parvenu très tôt à la conclusion que les activités humaines sont gouvernées par des forces économiques. C'est pourquoi il a poursuivi sa formation en économie, après avoir étudié la sociologie. Jaeger exprime deux idées qui forment en fait le fil rouge des deux chapitres en question.

Premièrement, Jaeger croit au potentiel des mécanismes de l'économie de marché, car il connaît en tant que sociologue les motifs qui font agir l'être humain. On ne peut réprimer les réactions de l'individu, mais on peut les mettre à profit. Jaeger explique alors comment il faudrait utiliser les instruments de l'économie de marché afin d'éviter les catastrophes écologiques, mais aussi pour inculquer à chacun le respect des ressources limitées telles que sols, énergies, eau, matières premières minérales, etc. Ce processus pourrait même aller jusqu'à conférer à l'argent une nouvelle signification, ce qui paraîtrait aujourd'hui être une révolution culturelle utopique.

Deuxièmement, la croissance qualitative que connaissent actuellement les pays industrialisés est définie comme étant la dissociation de la croissance économique et de la croissance physique. Cette croissance qualitative est la condition *sine qua non* du développement durable des pays du Tiers-Monde. Du point de vue du développement, les pays industrialisés doivent réformer leur politique et restreindre la consommation d'énergie et de matières premières tout en réduisant la différence de potentiel économique entre les pays développés et les nations du Tiers-Monde.

Il existe des modèles économiques permettant de décrire cette conception. Tout lecteur féru de mathématiques pourra s'instruire en la matière en lisant le chapitre 5. Comme toutes les modélisations, les théories proposées par Jaeger prouvent à la rigueur l'existence de solutions, compte tenu d'hypothèses de départ spécifiques. Toutefois, elles ne permettent en aucun cas de préjuger de leur acceptabilité par la société. Jaeger en est parfaitement conscient. *Jürg Minsch*, de la Haute Ecole d'études commerciales de Saint-Gall, met en garde qui veut l'entendre contre ce qu'il con-

sidère comme une illusion, à savoir que l'économie puisse être asservie à une finalité donnée. La rationalisation, terme à la mode, est susceptible de creuser un abîme insondable entre la croissance économique et la croissance physique. Faire l'une sans donner dans l'autre: est-ce là vraiment le seul nouveau message, plutôt trompeur, que le système économique occidental soit capable d'émettre? Les pays du Tiers-Monde semblent s'être aussi rendus compte de ce qu'on a voulu leur vendre. Ainsi, dans son éditorial du 15 octobre 1994, le journal écologique indien *DownToEarth* porte un regard critique sur la conférence du Caire consacrée au problème de population et de développement:

«... whatever the world's population, 1 American child will continue to consume as much as 33 Indian children or 422 Ethiopians. ... Cunningly, the rich avoided any discussion on the issue and worked on the warped assumption that population, and not consumption, leads to environmental degradation.»

Le message de Carlo Jaeger risque d'être assimilé à tort à cette conception simpliste et à ce genre de stratégie ultra-progressiste. Il eut fallu concrétiser certaines idées présentées au chapitre 5, du moins en ce qui concerne certains secteurs. Il eut fallu expliquer en toutes lettres comment on pourrait limiter la consommation d'énergie et la mise à contribution des ressources tout en ne réduisant aucunement le niveau de vie et en maintenant la croissance économique.

Malgré cette objection, force est de constater que tout économiste moyen aurait terminé son oeuvre en présentant sa théorie pour un nouvel ordre économique, idéaliste ou réaliste selon les cas. Mais le spécialiste de l'écologie humaine ajoute à son ouvrage encore un dernier chapitre, dans lequel il présente sa solution, à la fois courageuse et innovatrice, sans craindre

Les tirés à part peuvent être demandés
à la bibliothèque de l'EAWAG

Parutions de l'EAWAG

les vents adverses prêt à l'assaillir. Jaeger finit en effet par réfléchir sur les modifications sociales et politiques qui seraient nécessaires au préalable pour qu'un nouvel équilibre économique puisse s'instaurer. Il ne croit pas qu'un seul capitaine puisse, à l'instar de Marx, guider son esquif entre les écueils, soit en agissant, soit en théorisant. Les problèmes sont devenus en effet bien trop complexes pour être résolus si simplement. La régénération culturelle sera le fruit de l'action conjuguée d'un grand nombre d'individus et d'États. Mais comme l'individu n'est pas près de changer, j'aimerais ajouter, après avoir refermé ce livre, que cette action ne pourra être menée à bien que par une constellation d'efforts fournis par la communauté toute entière. Cette vérité s'applique aussi bien à la structure interne des États qu'aux rapports entre États.

En fin de compte, cet animal qu'est l'être humain a traversé l'Histoire dans les environnements culturels les plus divers, du moins en ce qui concerne les principes éthiques. Le message de Jaeger n'a pas seulement trait à l'économie et au développement: Jaeger nous demande implicitement de repenser nos structures politiques. L'apparition synchrone de la crise environnementale et du malaise politique actuel, particulièrement évident en Suisse, n'est pas tout à fait due au hasard: c'est même une chance pour opérer une réforme en profondeur.

Dieter Imboden

- 1899 **Lukasczyk, C.E.:** ³⁶Chlor im Grönlandeis. Diss. ETHZ. Nr. 10'688. Zürich 1994.
- 1900 **von Schulthess, R.:** Die Emission von Lachgas N₂O in denitrifizierenden Belebungsanlagen. Diss. ETHZ Nr. 10'790, Zürich 1994.
- 1901 **Semadeni, M.:** Hydroxyl Radical Reactions with Volatile Organic Compounds Under Simulated Tropospheric Conditions: Tropospheric Lifetimes. Diss. ETHZ Nr. 10'809, Zürich 1994.
- 1902 **von Gunten, U., Hoigné, J.:** Bromate Formation During Ozonation of Bromide-Containing Waters: Interaction of Ozone and Hydroxyl Radical Reactions. *Environ. Sci. & Technol.* 28, 1234-1242 (1994).
- 1903 **Kipfer, R., Aeschbach-Hertig, W., Baur, H., Hofer, M., Imboden, D.M., Signer, P.:** Injection of Mantle Type Helium Into Lake Van (Turkey): the Clue for Quantifying Deep Water Renewal. *Earth % Planetary Sci. Lett.* 125, 357-370 (1994).
- 1904 **Junker, F., Field, J.A., Bangerter, F., Ramsteiner, K., Kohler, H.P., Joannou, C.L., Mason, J.R., Leisinger, T., Cook, A.M.:** Oxygenation and Spontaneous Demethylation of 2-aminobenzenesulphonic acid in *Alcaligenes* sp. Strain O-1 With Subsequent *meta* Ring Cleavage and Spontaneous Desulphonation to 2-Hydroxymuconic Acid. *Biochem J.* 300, 429-436 (1994).
- 1905 **Jakob, A., Zobrist, J., Davis, J.S., Liechti, P., Sigg, L.:** NADUF - Langzeitbeobachtung des chemisch-physikalischen Gewässerzustandes. *Gas, Wasser, Abwasser* 74, 171-186 (1994).
- 1906 **Untersuchungen in den Grundwassermodellanlagen der EAWAG mit drei verschiedenen Aquifers.**
- Nänny, P., Burkhalter, H.:** Markiersuche mit verschiedenen Tracern (I. Teil)
- Nänny, P., Burkhalter, H., Zimmermann, U.:** Untersuchungen über den Transport von Bakterien (II. Teil). *Arb.gr. operationelle Hydrologie, Mitt.* Nr. 3, Bern 1994, 77 S.
- 1907 **Wegelin, M., Canonica, S., Mechsner, K., Fleischmann, T., Pesaro, F., Metzler, A.:** Solar Water Disinfection: Scope of the Process and Analysis of Radiation Experiments. *J. Water SRT - Aqua* 43, 154-169 (1994).
- 1908 **Harms, H., Zehnder, A.J.B.:** Influence of Substrate Diffusion on Degradation of Dibenzofuran and 3-Chlorodibenzofuran by Attached and Suspended Bacteria. *Aool. Environ. Microbiol.* 60, 2736-2745 (1994).
- 1909 **Behra, R., Genoni, G.P., Sigg, L.:** Festlegung der Qualitätsziele für Metalle und Metalloide in Fließgewässern. *Wissenschaftliche Grundlagen. Gas, Wasser, Abwasser* 73, 942-951 (1993).
- 1910 **Ulrich, M.M., Müller, S.R., Singer, H.P., Imboden, D.M., Schwarzenbach, R.P.:** Input and Dynamic Behavior of the Organic Pollutants Tetrachloroethene, Atrazine, and NTA in a Lake: A Study Combining Mathematical Modeling and Field Measurements. *Environ. Sci. & Technol.* 28, 1674-1685 (1994).
- 1911 **Scheidegger, A., Stöckli, A., Wüest, A.:** Einfluss der internen Sanierungsmassnahmen auf den Stoffhaushalt im Hallwilersee. *Wasser, Energie, Luft* 86, 126-131 (1994).
- 1912 **Bally, M., Wilberg, E., Kühni, M., Egli, T.:** Growth and Regulation of Enzyme Synthesis in the Nitriloacetic Acid (NTA)-Degrading Bacterium *Chelatobacter heintzii* ATCC 29600. *Microbiology* 140, 1927-1936 (1994).
- 1913 **Bosma, T.N.P., Zehnder, A.J.B.:** Behavior of Microbes in Aquifers. In: «Transport and Reactive Processes in Aquifers», T. Dracos, F. Stauffer (Eds.). Balkema, Rotterdam 1994, pp. 37-41.
- 1914 **Fent, K., Meier, W.:** Effects of Triphenyltin on Fish Early Life Stages. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27, 224-231 (1994).
- 1915 **Meyer, E.I.:** Species Composition and Seasonal Dynamics of Water Mites (Hydracarina) in a Mountain Stream (Steina, Black Forest, Southern Germany). *Hydrobiologie* 288, 107-117 (1994).
- 1916 **Van Veen, H.W., Abee, T., Kortstee, G.J.J., Konings, W.N., Zehnder, A.J.B.:** Translocation of Metal Phosphate via the Phosphate Inorganic Transport System of *Escherichia coli*. *Biochemistry* 33, 1766-1770 (1994).
- 1917 **Wanner, O.:** Modeling of Mixed-Population Biofilm Accumulation. In: «Bio-

fouling and Biocorrosion in Industrial Water Systems», G.G. Geesey, Z. Lewandowski & H.-C. Fleming (Eds.). CRC Press Inc., Boca Raton 1994, pp. 37-62.

1918 **Sedlak, D.L., Hoigné, J.:** Oxidation of S(IV) in Atmospheric Water by Photo-oxidants and Iron in the Presence of Copper. Environ. Sci. & Technol. 28, 1898-1906 (1994).

1919 **Eggen, R.I.L.:** Regulated Gene Expression in Methanogens. FEMS Microbiology Reviews 15, 251-260 (1994).

1920 **Imhof, A.:** Habitatsansprüche und Verhalten von *Perla grandis* RAMBUR (Plecoptera: Perlidae) und anderen räuberischen Steinfliegenlarven. Diss. ETHZ Nr. 10'695, Zürich 1994.

1921 **Poiger, T.:** Behavior and Fate of Detergent-derived Fluorescent Whitening Agents in Sewage Treatment. Diss. ETHZ Nr. 10'832, Zürich 1994.

1922 **Eberhard, J.E.:** Kinetics and Mechanisms of the OH Radical Initiated Oxidation of Volatile Organic Compounds under Simulated Tropospheric Conditions. Diss. ETHZ Nr. 10'889, Zürich 1994.

1923 **Schmidt, C.:** Isolation and Growth Physiology of N,N-dimethylaniline degrading *Sphingomonas* Species. Diss. ETHZ Nr. 10'710, Zürich 1994.

1924 **Bally, M.:** Physiology and Ecology of Nitrilotriacetate Degrading Bacteria in Pure Culture, Activated Sludge and Surface Waters. Diss. ETHZ Nr. 10'821, Zürich 1994.

1925 **Reichert, P.:** AQUASIM - a Tool for Simulation and Data Analysis of Aquatic Systems. Water Sci. Tech. 30, No. 2, 21-30 (1994).

1926 **Tschui, M., Boller, M., Gujer, W., Eugster, J., Mäder, C., Stengel, C.:** Tertiary Nitrification in Aerated Pilot Filters. Water Sci. Tech. 29, No. 10-11, 53-60 (1994).

1927 **Wanner, O., Debus, O., Reichert, P.:** Modelling the Spatial Distribution and Dynamics of a Xylene-Degrading Microbial Population in a Membran-Bound Biofilm. Water Sci. Tech. No. 10-11, 243-251 (1994).

1928 **Roelof van der Meer, J.:** Genetic Adaptation of Bacteria to Chlorinated Aromatic Compounds. FEMS Microbiology Reviews 15, 239-249 (1994).

1929 **Holliger, C., Schraa, G.:** Physiological Meaning and Potential for Application of Reductive Dechlorination by anaerobic Bacteria. FEMS Microbiology Reviews 15, 297-305 (1994).

1930 **Van Veen, H.W., Abee, T., Kortstee, G.J.J., Konin gs, W.N., Zehnder, A.J.B.:** Phosphate Inorganic Transport (Pit) System in *Escherichia coli* and *Acinetobacter johnsonii*.

In: «Phosphate in Microorganisms, Cellular and Molecular Biology», A. Torriani-Gorini, E. Yagil, S. Silver (Eds.). ASM Press, Washington 1994, pp. 43-49.

1931 **Hug, S.J., Sulzberger, B.:** In Situ Fourier Transform Infrared Spectroscopic Evidence for the Formation of Several Different Surface Complexes of Oxalate and TiO₂. Langmuir 10, 3587-3597 (1994).

1932 **Boller, M., Gujer, W., Tschui, M.:** Parameters Affecting Nitrifying Biofilm Reactors. Water Sci. Tech. 29, No. 10-11, 1-11 (1994).

1933 **Jaquet, J.-M., Schanz, F., Bossard, P., Hanselmann, K., Gendre, F.:** Measurements and Significance of Bio-Optical Parameters for Remote Sensing in Two Subalpine Lakes of Different Trophic State. Aquatic Sci. 56/3, 263-305 (1994).

Schriftenreihe EAWAG Nr. 8

Krejci, V., Fankhauser, F., Gammeter, S., Grottker, M., Harmuth, B., Merz, P., Schilling, W.:

Integrierte Siedlungsentwässerung - Fallstudie Fehraltorf. Dübendorf 1994, VIII u. 303 S., 12 Karten. ISBN: 3-906484-09-2

BULLETIN DE COMMANDE

38 F

Envoyez-moi s'il vous plaît les

EAWAG NEWS régulièrement en français allemand anglais

Publications suivantes (n°)

M./Mme _____

Nom/Prénom _____

Fonction _____

Entreprise/Organisation _____

Rue _____

Pays, code postale et ville _____

Téléphone _____

Téléfax _____

Remarque

mon adresse a changé (voici l'ancienne)

Date _____



EAWAG
Bibliothèque
CH-8600 Dübendorf
Suisse