

34_F

Janvier 1993- EAWAG, CH-8600 Dübendorf, Suisse

Chère lectrice, cher lecteur,

Après toute une série de rencontres mettant en évidence les relations "entre la recherche et la pratique", l'EAWAG a encore une fois enrichi sa palette en organisant une nouvelle journée d'information, placée cette fois sous le thème de l'écologie et de l'assainissement des lacs.

Ces rencontres nécessitent à chaque fois beaucoup de préparation et sont le fruit des efforts conjugués de nombreux collaboratrices et collaborateurs. Cette année, Ueli Bundi et Maja Lukač ont assumé la préparation de cette manifestation aussi bien au niveau scientifique qu'au niveau organisationnel.

Entrées en vigueur voici 10 ou 15 ans, les prescriptions pour la protection des eaux commencent à produire leurs effets sur la santé des lacs. Grâce à l'épuration des eaux et à l'interdiction des phosphates dans les produits de lessive, la teneur en phosphore diminue sans cesse dans les écosystèmes lacustres. Aujourd'hui déjà, certains lacs sont en excellente santé. Toutefois, la charge en phosphore demeure encore excessive dans la plupart des lacs, surtout dans les régions agricoles exploitées de manière intensive. L'oxygénation des lacs permet de traiter les symptômes, mais non pas de les supprimer. A l'avenir, il faudra donc en premier lieu réduire la quantité de phosphore que l'agriculture introduit dans l'environnement. En page 4 et suivantes, divers auteurs exposent leurs vues au sujet de l'évolution de la santé des lacs, de leur degré de pollution et des mesures de protection y relatives.

Du côté officiel, l'EAWAG vogue avec un nouveau capitaine à son bord, en la

Sommaire	
Titre	Page
EAWAG - quel avenir? Alexander J. B. Zehnder	2
Assainissement et écologie des lacs: quelles perspectives?	
L'écosystème "LAC", Heinz Ambühl et Heinrich Böhler	4
Répartition des substances en milieu lacustre: influence conjuguée des processus physiques et chimiques, Dieter Imboden, Laura Sigg et René Schwarzenbach	9
Le plancton et sa structure trophique dans les lacs mésotrophes et eutrophes, Hans Rudolf Bürgi	14
Processus biogéochimiques à la surface du sédiment, Bernhard Wehrli, Andrea Ventling et Rudolf Müller	20
La faune benthique progresse dans le Hallwilersee, Fred Stössel	24
Impact des mesures d'assainissement sur le niveau de trophie et le bilan de l'oxygène dans les lacs, René Gächter et Alfred Wüest	28
Appréciation de l'apport en phosphore dans le lac de Sempach, provenant de sources diffuses, et mesures de correction, Peter Hurni, Markus Braun et Felix Schärer	34
Le lac de Sempach, reflet de l'esprit humain, Markus Braun	39
Conclusion, Alexander B. J. Zehnder	41
Nouveautés à l'EAWAG et parmi ses membres	43
Publications n° 1615-1670	44

personne du Professeur Alexander J.B. Zehnder. Aux deux premières pages de ce numéro, il explique le cours de sa future croisière au gouvernail de l'EAWAG.

Et maintenant, il ne me reste plus qu'à vous souhaiter bonne lecture et bon vent à tous.

Diana Hornung



EAWAG - Quel avenir?

Alexander J. B. Zehnder

Un effort spécial

Ce n'est pas une mince affaire que de prendre la relève de Werner Stumm au gouvernail de l'EAWAG. Grâce à Werner Stumm, cet institut figure parmi les plus renommés sur le plan international, dans le domaine des sciences et technologies de l'environnement. Il sut reconnaître très tôt en effet que notre environnement ne peut être efficacement protégé que si les causes et les effets de la pollution sont minutieusement analysés par des méthodes scientifiques, les conclusions formulées devant s'appuyer sur des preuves scientifiques indiscutables. Il sut inspirer les chercheurs et les ingénieurs des différentes disciplines composant les sciences écologiques et stimuler leur enthousiasme pour qu'ils mettent en commun leurs connaissances et leurs capacités dans le but d'approfondir tous les aspects des processus analysés et leur impact sur l'environnement. Il reconnut aussi l'importance d'associer très tôt les étudiantes et étudiants aux études de ces sciences afin de les convaincre de se pencher sur les problèmes écologiques en vue de les prévenir. Il souligna la nécessité d'une collaboration internationale, la promouvant et l'encourageant chaque fois qu'il le pouvait, contribuant ainsi activement à l'excellence de la recherche scientifique dans ce domaine. Dans les années soixante-dix, l'EAWAG contribua au développement de la *réputation* et des bases d'une excellente recherche sur l'environnement. Dans les années quatre-vingt, l'EAWAG participa d'une manière substantielle à l'*introduction* et à l'*intégration* des études écologiques et de la recherche sur l'environnement dans les programmes des universités suisses.

Tout ceci est le mérite de Werner Stumm et de ses collaborateurs. C'est pourquoi il est parfaitement justifié de se demander ce que l'EAWAG pourrait bien offrir dans le futur, alors que l'écologie a maintenant été découverte par presque tout le monde.

A mes yeux, l'EAWAG est un institut très particulier. Sur le plan international, il fait partie de ceux - leur nombre est de plus en plus restreint - détenant une "masse critique" de scientifiques et d'ingénieurs collaborant étroitement dans les diverses disciplines écologiques. Les jeunes gens d'autrefois que Werner Stumm sut enthousiasmer, sont les piliers actuels de l'EAWAG. La poursuite d'une telle collaboration me tient beaucoup à cœur et je souhaite la renforcer. Notre avenir dépend de notre capacité à "interdisciplinariser" notre pensée. Par ailleurs, je suis convaincu qu'il est nécessaire d'adjoindre aux disciplines scientifiques classiques de l'environnement les sciences humaines, ce que je me propose de faire progressivement. Une telle masse critique, une telle collaboration, une telle interdisciplinarité sont indispensables pour remplir sérieusement nos tâches et faire face à nos responsabilités futures. Si les travaux mis en oeuvre consistaient jusqu'à présent essentiellement à lutter contre la pollution existante et à prévenir une pollution future, il est maintenant nécessaire de développer des concepts de *développement durable*. La population humaine de notre planète doublera dans le courant du siècle à venir. Aujourd'hui déjà, plus de 25% de la population n'a pas accès à une eau potable de qualité convenable ou vit dans un environnement dont l'air et le sol sont si pollués que la santé s'en trouve menacée.

Un effort spécial est donc nécessaire pour éviter que notre environnement ne se dégrade davantage. L'idéal serait que nous puissions y arriver sans avoir à sacrifier le confort auquel nous sommes habitués. Il semble en effet impossible de pouvoir poursuivre une *industrialisation* intensive, accroître la *production agricole*, maintenir *notre mode de vie et notre mobilité*, assurer *notre sécurité et notre confort personnel* et de *protéger* simultanément *notre environnement*. Cependant, si nous voulons transmettre à nos enfants un monde intact, qu'ils puissent jouir à leur tour d'une qualité de vie identique à la nôtre, une telle combinaison apparemment contradictoire est exactement ce que nous devons pou-

voir réaliser.

La solution du problème est contenue dans le concept de *développement durable*. Plus facile à dire qu'à faire, vu que les concepts de base internationaux, locaux et régionaux sont encore inexistants. Cependant, la réalisation d'un *développement durable* est le défi que nous nous devons tous de relever, quelle que soit notre profession ou notre place dans la société.

L'eau est la clé de la *durabilité*. Plusieurs organismes internationaux qui ont effectué des études prospectives de développement en sont arrivés à la conclusion que l'eau mérite une attention toute spéciale. La Commission mondiale de l'environnement et du développement, ou Commission Brundtland, donne à l'eau une place centrale dans le développement durable. De même, les recommandations concrètes pour un développement durable, ou Agenda 21, formulées à Rio de Janeiro en juin 1992 lors de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, soulignent l'importance du rôle joué par les sciences écologiques et par l'eau.

Les recommandations et les directives des organismes internationaux reposent très souvent sur des bases scientifiques, mais elles sont souvent aussi formulées en termes généraux. Elles font appel à notre sens des responsabilités. Il nous appartient donc, à nous, scientifiques de tous bords, de les approfondir, de les développer et, surtout, de les concrétiser.

Je pense donc que la tâche principale de l'EAWAG dans le futur devra être de s'attacher à concrétiser le concept de *durabilité*. L'enjeu est important si l'on tient compte du rôle prépondérant joué par l'EAWAG auprès des institutions académiques suisses, des pouvoirs publics et des organes politiques de notre Confédération, des cantons et des communes ainsi que de la communauté scientifique internationale.

La tâche de l'EAWAG sera de jeter un pont entre la recherche fondamentale et la pratique. Non seulement les travaux conduits devront tenir compte de l'importance du problème étudié pour l'environnement, mais la recherche de la solution appropriée devra également s'effectuer dans un

cadre inter-institutionnel et multidisciplinaire. Ceci ne peut être possible que si toutes les activités sont solidement ancrées tant dans la recherche fondamentale que dans la pratique. Ce n'est que dans le cadre d'une collaboration étroite entre les institutions académiques et la pratique que les institutions scientifiques, les pouvoirs publics, les gouvernements, l'industrie et les organisations internationales pourront trouver en l'EAWAG un partenaire compétent, solide, fiable sur lequel ils pourront s'appuyer pour la détermination de leurs stratégies ou de leurs politiques.

Priorités

Recherche

Vu qu'il abrite diverses disciplines, l'EAWAG est déjà parfaitement équipé pour mener des projets interdisciplinaires. Lors d'une réunion d'étude à laquelle avaient été invités les responsables des divers départements et services de l'EAWAG, en avril 1992, il a été décidé de rechercher en priorité de quelle manière il serait possible de mettre la *durabilité* en pratique. Au cours de discussions ultérieures, il a été précisé que ces efforts fondamentaux de recherche devraient engendrer des concepts et des techniques généralisables et directement applicables, dans un cadre d'exploitation durable des ressources. La recherche doit essentiellement porter sur *les eaux souterraines, l'utilisation et la gestion des eaux, l'assainissement des anciennes pollutions, le recyclage éventuel des anciens déchets*, ainsi que le *développement de nouveaux concepts en matière de collecte et de dépôt de déchets* de toutes sortes. Les recherches doivent se limiter à une région pour conserver un caractère aussi concret que possible. Des groupes extérieurs à l'EAWAG doivent être invités à participer à l'étude de ces stratégies de recherche. Ces dernières seront présentées plus en détail dans le prochain numéro du bulletin d'information de l'EAWAG.

Pour résoudre les futurs problèmes d'environnement et de développement ainsi que pour créer des conditions favorables à un *développement durable*, les moyens dont nous disposons grâce aux sciences naturelles et à la technologie ne suffisent plus. Il est également nécessaire de changer durablement la structure organisationnelle de notre société. L'EAWAG s'attachera donc également à développer ses

activités dans le domaine des sciences humaines, celles-ci devant compléter harmonieusement les sciences naturelles et l'ingénierie. En janvier 1993, Carlo C. Jaeger rejoindra l'EAWAG pour créer un groupe d'*Ecologie Humaine*.

Outre le développement technique proprement dit qui est le fait des ingénieurs, les progrès en physique et en chimie ont fortement influencé notre société au cours de ce siècle. C'est au cours des trente dernières années que la physique et la chimie ont acquis leurs titres de noblesse comme "sciences de l'environnement". Toutes deux, de même que l'ingénierie, sont les piliers de la recherche sur l'environnement.

A quelques exceptions près, la biologie est restée descriptive. Un grand nombre de facteurs biologiques ne jouaient alors qu'un rôle d'indicateurs. Au cours des dix dernières années cependant, la biologie a connu une expansion considérable, prenant une importance de plus en plus grande, surtout dans le domaine moléculaire, parce qu'elle est en mesure de mieux prévoir et de quantifier les processus biologiques et d'en expliquer les interactions. La biologie et ses subdivisions se développeront rapidement dans les années à venir. Les sciences de l'environnement ne peuvent que tirer avantage de cette "explosion des connaissances", ainsi que l'EAWAG. L'EAWAG exploitera donc dans le futur les possibilités et les nouvelles perspectives de la biologie, sans que les autres disciplines en soient négligées pour autant.

Enseignement et Formation

Les ingénieurs contribuent dans une large mesure à l'aménagement de notre environnement. Le bon fonctionnement de notre société dépend aussi de leurs actions. C'est dire le rôle important qu'ils auront à jouer dans le futur en ce qui concerne le maintien de la *durabilité* de notre développement. Il est donc indispensable de familiariser les jeunes ingénieurs avec les principes fondamentaux des sciences biologiques et sociales, afin de leur faire mieux mesurer la portée écologique de leurs futures activités, ainsi que le potentiel de ces actions pour un changement tenant compte des exigences de notre environnement. L'Europe en général et la Suisse en particulier ont besoin de développer encore davantage la formation d'*ingénieurs de l'environnement*; les USA sont bien plus avancés dans ce domaine. Par

l'enseignement et la recherche, je voudrais sensibiliser nos jeunes ingénieurs sur les problèmes écologiques et leur faire prendre mieux conscience de l'impact de leurs actions sur l'environnement et sur la société.

Il est également important d'offrir à ceux qui exercent déjà leur profession des possibilités de formation complémentaire ou de recyclage. Lors de la réunion d'avril dernier, il a été également décidé d'apporter une attention toute spéciale à ce type de formation. Parallèlement à un échange d'informations, les cours de formation et de recyclage pourraient permettre de formuler une *unité de doctrine* scientifique de protection des eaux.

Romandie

L'EAWAG ne doit pas être considéré comme un institut zurichois rattaché uniquement à l'ETH. L'EAWAG est un institut suisse et, à ce titre, ses partenaires traditionnels sont aussi l'EPFL et toutes les autres universités du pays. La Romandie détient un potentiel scientifique de haute qualité. Dans l'intérêt de notre communauté toute entière, davantage de contacts devront être développés dans le futur avec les ingénieurs et les scientifiques de Romandie pour réaliser des actions communes. L'EAWAG est d'ores et déjà prêt à s'engager dans un tel partenariat et reste ouvert à toute proposition de collaboration.

Souhaits et remerciements

Je souhaite que l'EAWAG continue d'être le partenaire compétent et fiable qu'il a toujours été. En ce qui me concerne, je ferai tout ce qui est en mon pouvoir pour élargir le cercle de ses amis. L'EAWAG doit poursuivre son engagement et devenir un Centre de convergence et d'attraction pour tous ceux que notre environnement ne laisse pas indifférent, qui se sentent responsables de sa protection et qui s'intéressent à l'analyse scientifique des processus qui s'y déroulent ainsi qu'au développement de concepts et de technologies au service de la *durabilité*.

Pour finir, je voudrais remercier aussi tous ceux qui, à l'EAWAG ou ailleurs, ont contribué à faciliter mes débuts dans mes nouvelles fonctions, en particulier Werner Stumm pour son accueil chaleureux et l'excellent institut qu'il m'a légué.

L'écosystème "LAC"

Heinz Ambühl et Heinrich Bührer

1. Comment fonctionne le lac ?

La masse aqueuse du lac se structure en premier lieu d'après les saisons. De la fin de l'hiver au début du printemps, le lac finit de rendre à l'environnement la chaleur qu'il a emmagasinée l'année précédente. Devenue froide, l'eau du lac est remuée par les tempêtes hivernales qui, si elles sont suffisamment fortes, peuvent même remuer de fond en comble (cf. fig. 1) la masse d'eau ou, dans le cas de lacs profonds, sur une certaine profondeur seulement. L'eau du lac entre ainsi en contact avec l'atmosphère, sur une grande surface et pendant une longue durée. Cette situation permet à l'oxygène dissous de se saturer en surface et aux autres substances volatiles de s'évaporer. Vers la fin du printemps, l'augmentation du rayonnement solaire contribue à réchauffer la couche aqueuse supérieure, dont la masse spécifique diminue alors. Dès lors, elle flotte sur le reste de la masse d'eau, plus froide, et la différence de masse empêche tout mélange en profondeur. La structure aqueuse du lac a donc passé de la circulation hivernale à la stratification estivale. Maintenant, seuls les affluents et les courants provoqués par de forts vents mettent en mouvement la couche aqueuse profonde; quant à la couche aqueuse supérieure, seule la rotation terrestre et les vents la maintiennent en léger mouvement. Le cliché selon lequel la masse d'eau serait complètement mélangée en profondeur et en volume durant la phase de circulation est aussi inexact que l'idée selon laquelle la masse d'eau serait en état inertes durant la phase de stratification: qu'il s'agisse de vents, de vagues ou de courants de convection, la masse d'eau est en mouvement constant.

2. Le lac est un biotope

Considérons la couche aqueuse pélagique, c'est-à-dire la couche d'eau en contact avec l'air, et avant tout sa

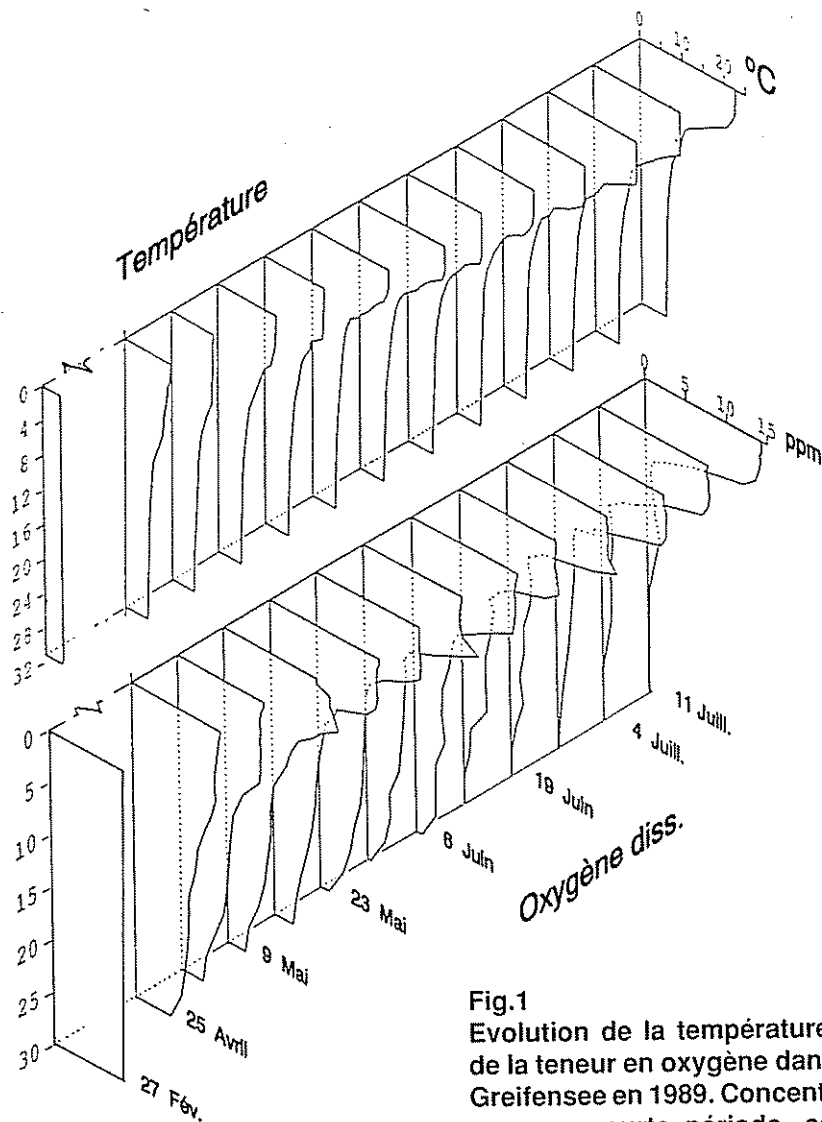


Fig.1 Evolution de la température et de la teneur en oxygène dans le Greifensee en 1989. Concentrée sur une courte période, cette série de mesures effectuée par un stagiaire s'interrompt en juillet déjà.

couche supérieure, à savoir l'épilimnion, habité par le plancton. Les algues et organismes qui constituent cette biocommunauté sont de constitution simple, mais hautement adaptée au biotope et à la manière de vivre en suspend dans l'eau, que ce soit du point de vue morphologique, physiologique ou éthologique. Pris globalement, le plancton forme une biocénose dite typique ou classique, d'une simplicité structurelle exemplaire. En effet, les fonctions biologiques et synécologiques, à savoir se nourrir, croître, se multiplier et être mangé, s'enchaînent selon des cycles de vie rapides, ne durant que quelques mois, voire quelques semaines, ce qui permet d'avoir une vue d'ensemble.

Voici dix ou vingt ans, les lacs suis-

ses contenaient trop de phosphate. Aujourd'hui, la teneur en phosphates est en train de diminuer; dans certains lacs, elle a même déjà atteint des valeurs minimales. Afin de pouvoir déterminer jusqu'à quel point la teneur en phosphate doit diminuer pour qu'un lac atteigne l'équilibre écologique désiré, il faut d'abord comprendre comment les lacs fonctionnent. Dans un lac eutrophe, ie. riche en substances nutritives, ont lieu en principe les mêmes processus que dans un lac oligotrophe, ie. pauvre en substances nutritives. Toutefois, les substances nutritives et les processus biologiques s'équi-

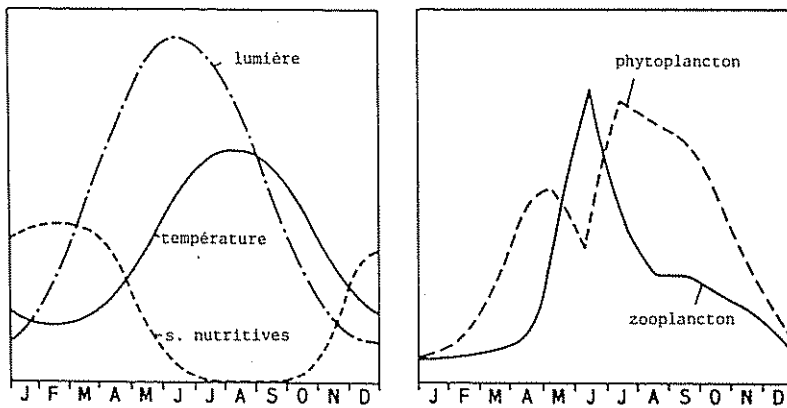


Fig. 2
Variation annuelle des facteurs vitaux pour le plancton et courbe de reproduction du phytoplancton et du zooplancton.

librent et se répartissent de manière différente dans la masse d'eau. Dans les lacs oligotrophes, on observe l'absence relativement prononcée de tout un ensemble de processus importants, à savoir les processus de putréfaction.

Comment fonctionne cet écosystème très animé de plantes et d'animaux? La couche supérieure du lac, profonde de quelques mètres, joue le rôle de bioréacteur; ici vit le plancton actif. C'est la seule couche où le phytoplancton peut réaliser sa photosynthèse grâce à la lumière indispensable,

dont la partie infrarouge engendre par ailleurs la stratification thermique de la masse d'eau. Parmi les algues nouvellement produites, une partie va au fond du lac, soit sous forme vivante, soit sous forme de débris, alors qu'une autre partie est mangée, constituant ainsi un maillon de la chaîne alimentaire, et rejoint la couche de sédimentation sous forme d'excréments. Ces transformations permettent à des phénomènes physico-chimiques d'intervenir tout au long du processus de sédimentation: c'est le cas par exem-

ple des processus d'adsorption et de désorption des substances dissoutes au niveau des particules. Ces divers échanges s'effectuent selon leurs propres paramètres et dépendent de la température. Dans un lac oligotrophe, la production d'une nouvelle biomasse est si modeste que sa décomposition par oxydation ne provoque aucune carence en oxygène. Dans un lac eutrophe en revanche, il y a plus d'algues et, partant, plus de zooplanctons et plus de poissons (même si ce n'est pas toujours ceux qu'on préférerait). Les espèces à hautes exigences sont supplantées par les espèces plus tolérantes, surtout parce que le processus de reproduction des premières s'interrompt: en effet, dans la couche aqueuse profonde, l'oxygène est complètement utilisé, si bien que la décomposition par oxydation est supplantée par la putréfaction, avec possibilité de réduction de sulfate et dégagement de H_2S . Le sédiment devient noir. En fait, si la circulation hivernale fonctionne bien, cet état ne dure que de mai à novembre; remarquons que H_2S n'apparaît pas en mai, mais un peu plus tard. Suite au refroidissement automnal, les couches aqueuses commencent à se mélanger. Le brassage de l'eau permet aux couches inférieures du lac de s'oxygéner tout en amenant vers la surface les substances nutritives qui se trouvaient au fond du lac. Celles-ci forment le capital alimentaire initial destiné à la production du printemps suivant (cf. fig. 2). Grâce à cet apport nourricier, les besoins trophiques sont assurés jusqu'en avril, après quoi la production se nourrit d'apports extérieurs ou grâce à des processus de recyclage. Vu que les algues ont aussi besoin de lumière, leur développement débute non pas en hiver, mais seulement au printemps. Ainsi, une bonne base nutritive s'est constituée au profit des animaux algophages, les microcrustacés. Mais vu que leur développement requiert des températures plus élevées, il y a décalage par rapport aux algues: il faut attendre environ jusqu'au mois de mai pour que le zooplancton se développe alors de manière quasi explosive (cf. fig. 3), bénéficiant de températures plus clémentes et d'une riche subsistance. La multiplication ultra-rapide des individus s'effectue par reproduction asexuelle, phénomène plus connu

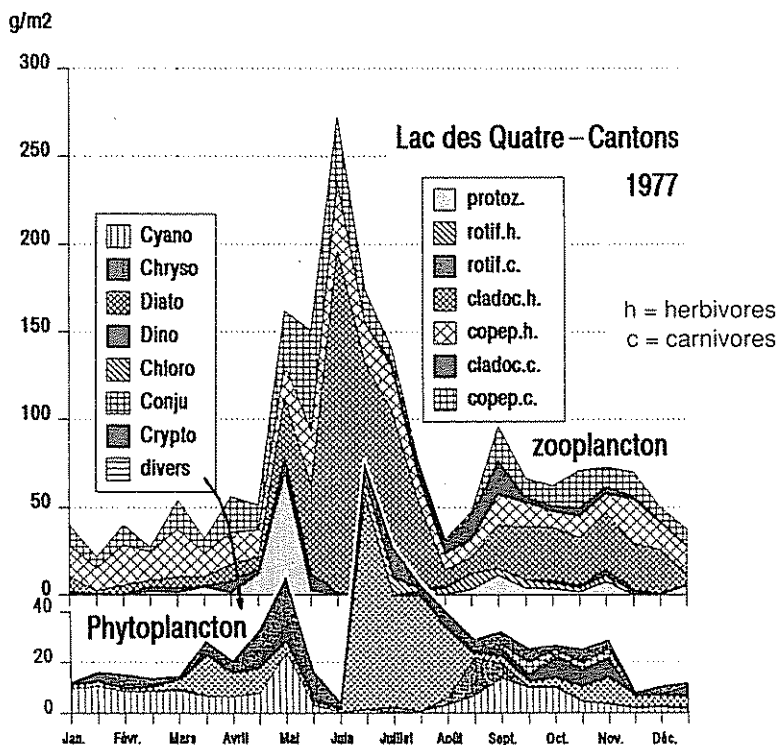


Fig. 3
Evolution du zooplancton (graphique supérieur) et du phytoplancton (graphique inférieur) dans le Lac des Quatre-Cantons. La juxtaposition des deux graphiques met bien en évidence les rapports réciproques à la faveur desquels l'abondance nutritive est suivie de l'effondrement du zooplancton. (Graphique de HR. Bürgi)

sous le nom de parthénogénèse: les taux de reproduction sont très élevés et les générations se succèdent rapidement, à la manière des phylloxéras dans les jardins. En conséquence, la demande nutritive des crustacés augmente et dépasse l'offre. Les algues, la "pâturage" desdits crustacés, sont absorbées par filtration, ce qui engendre assez vite un déficit nutritif; l'eau perd son aspect trouble dû aux algues en suspension et devient claire. En 1992 par exemple, le stade d'eau claire a été particulièrement long et marqué dans le Greifensee. Ces processus ne signifient aucun changement au niveau du bilan des matières en présence dans les lacs; les modifications interviennent seulement au niveau de la forme sous laquelle elles apparaissent.

La biomasse des algues se recrée rapidement, peuplée toutefois d'autres espèces. Celles qui peuvent se développer maintenant sont les algues que les zooplanctons ne pouvaient pas manger avant, soit à cause de leur taille, soit à cause de leur forme radio-laire. En présence d'une grande biomasse d'algues difficile à manger, le

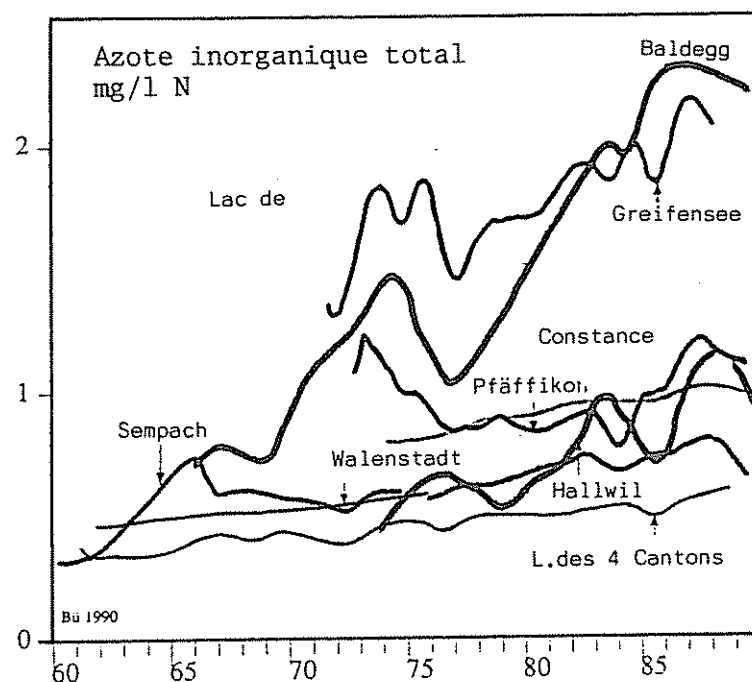


Fig. 5 Evolution de la teneur d'azote inorganique entre 1960 et 1989 dans quelques lacs suisses (d'après H. Bührer 1990).

zooplancton est affamé et vit au ralenti (cf. fig. 34). Dans ces circonstances, un certain nombre de zooplanctons forme des stades durables (notamment

des oeufs durables et des stades résistants), lesquels ne poursuivent leur développement qu'après plusieurs mois. Il existe d'autres stades d'eau claire, le plus souvent moins intenses. Sporadique, leur apparition dépend des conditions environnantes et ne peut être pronostiquée.

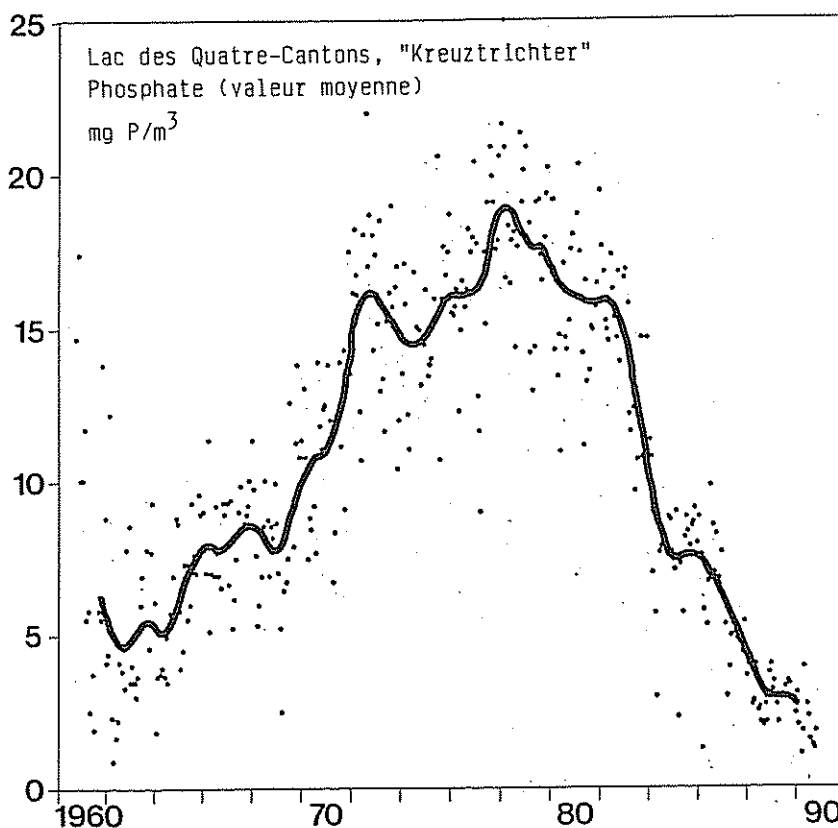


Fig. 4 La teneur moyenne en phosphate dans le Lac des Quatre-Cantons, au lieu-dit Kreuztrichter. La courbe relie les moyennes annuelles qui varient de mois en mois. La constellation des points ne représente pas une dispersion des mesures, mais est biologiquement conditionnée. Graphique de H. Bührer.

3. Croissance et limitation des planctons

Dans nos lacs, le phosphate est le facteur-clé de la bioproduction. Souvent, le phosphate est considéré comme une substance indésirable, voire nocive. Mais c'est lui qui limitait la croissance des algues par sa présence naturellement faible en quantité, étant la seule substance nutritive à disposition. La mauvaise réputation du phosphate n'est apparue qu'au moment où de grandes quantités de phosphate sont parvenues dans les lacs de manière artificielle, par le biais des effluents anthropogéniques: dès lors, le phosphate n'a plus joué sa fonction régulatrice. La production de la biomasse ne nécessitant que peu de phosphore, entre 1/100 et 2/100 environ du poids de la biomasse, une petite quantité supplémentaire de phosphore suffit pour remettre en marche la croissance ou tout simplement pour annihiler la fonc-

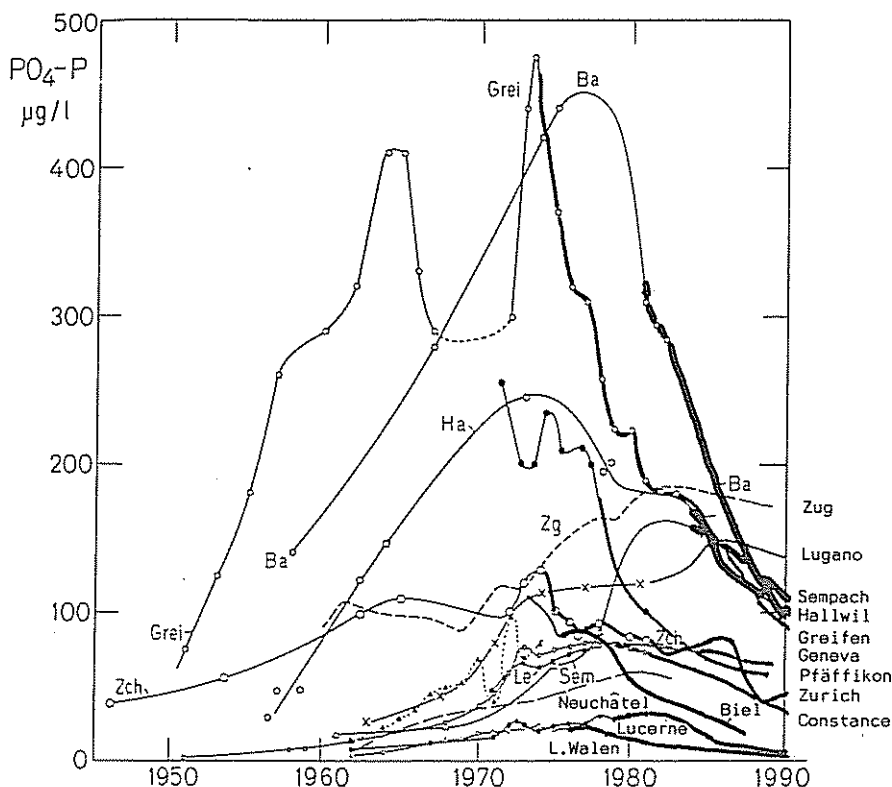


Fig. 6
Concentration moyenne de phosphate et de phosphore dans les lacs suisses. En gras: lacs dans lesquels des mesures internes d'assainissement ont été prises. En mi-gras: lacs dont le bassin versant a été soumis à des mesures de protection particulièrement efficaces.

tion modératrice du phosphore. Le seul moyen de maîtriser la production, c'est-à-dire de réintroduire sa régulation, consiste à limiter l'apport en phosphate et à interrompre les cycles internes à l'écosystème lac. L'expérience montre que les mesures techniques prises pour atteindre ces objectifs étaient justes: on mentionnera notamment les stations d'épuration des eaux, dont certaines sont très perfectionnées. Elles ont non seulement contribué à inverser la tendance, mais ont aussi apporté une nette amélioration, la teneur en phosphate ayant généralement reculé dans les lacs. L'état actuel est comparable à celui des années soixante, ce qui est idéal en comparaison avec la problématique de la propreté de l'air. Cette évolution positive se maintient avec succès. Certains lacs, comme par exemple le Lac des Quatre-Cantons et le Walensee, sont aujourd'hui assainis, si l'on considère la couche pélagique. Et même si tous les lacs n'ont pas encore atteint un stade satisfaisant, beaucoup d'entre eux sont déjà hors de danger. Dans tous les cas, le phosphate est encore aujourd'hui la substance nutritive de loin la plus efficace par son action limitative et

techniquement la plus facilement maîtrisable.

Pour en revenir au cycle des matières, le matériel organique mort ou encore vivant rejoint le fond du lac, où il subit des transformations de toutes sortes et devient une masse sédimen-

taire. Quant aux substances nutritives, une partie s'intègre dans la couche sédimentaire à long terme, alors qu'une autre partie, retournant en solution aqueuse à la suite des processus de décomposition, vient enrichir l'épilmnion à la faveur du brassage hivernal des eaux. Les processus se déroulant à la surface du sédiment et dans le sédiment forment depuis longtemps un important sujet de recherche.

4. La modification du rapport N:P représente-t-elle un danger?

Que se serait-il passé si on n'avait combattu avec des méthodes adéquates l'apport supplémentaire de phosphore dans les lacs? Une réponse peut être esquissée sur la base de l'évolution de l'azote (cf. fig. 5). Les engrais utilisés avant tout en agriculture ont provoqué l'augmentation des composés azotés, non seulement dans les eaux souterraines, là où l'impact a été le plus marqué, mais aussi dans les lacs et cours d'eau de surface.

L'évolution en sens contraire des deux substances nutritives principales est particulièrement mise en évidence par leur quotient N:P: P diminuant et N augmentant, ledit quotient croît de manière démesurée. A l'heure actuelle, personne ne sait s'il en résulte de

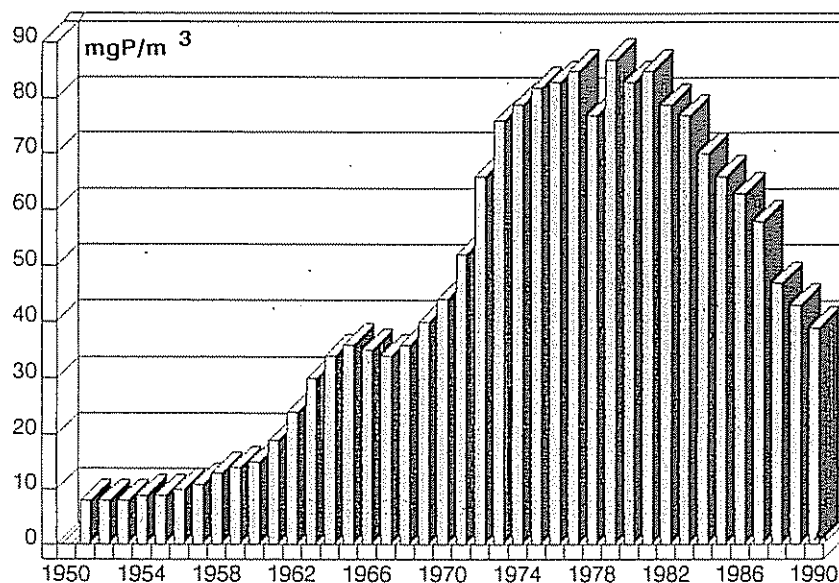


Fig. 7
Evolution entre 1951 et 1990 de la teneur en phosphate-phosphore durant le brassage au printemps, équivalent à la moyenne naturelle (source: Commission internationale pour la protection des eaux du Lac de Constance).

graves problèmes biologiques. Toutefois, comme l'importance relative de l'azote a diminué, les algues bleues, aussi connues sous le nom de cyanobactéries, ont maintenant perdu leur avantage sélectif par rapport aux autres espèces d'algues. Elles sont ou seraient les seuls organismes présents dans les lacs et cours d'eau, susceptibles de couvrir leurs besoins en utilisant la réserve inépuisable d'azote élémentaire dissous dans l'eau des lacs, dont la concentration correspond à environ 15 ou 20 mg/l N₂. Cette consommation d'azote est possible grâce à la réaction de la nitrogénase au cours de laquelle s'opère la fixation de l'azote. Aujourd'hui, les composés d'azote déversés dans le lac sont une quantité négligeable par rapport aux composés qui s'y trouvent déjà et la multiplication en masse des algues bleues, qui avait laissé de mauvais souvenirs depuis les années cinquante et soixante, ne se produit pratiquement plus dans les grands lacs.

5. Remarques sur les techniques d'assainissement lacustre

Depuis longtemps, on savait que l'oxygénation d'un lac se base sur l'équation suivante: l'oxygène fixe le phosphate, l'absence d'oxygène provoque la libération ou la redissolution du phosphate. Or, on a dû apprendre que, même si ce raisonnement est relativement juste du point de vue qualitatif, le sédiment libère également du phosphate en situation oxydante. L'oxygène dissous n'exclut pas la redissolution du phosphate; celle-ci résulte de processus biochimiques au lieu d'être d'origine purement chimique. Mais cette constatation n'enlève rien à l'efficacité des méthodes d'oxygénation et d'aération actuellement pratiquées dans les lacs (cf. fig. 6). Elles permettent en premier lieu de résorber dans une large mesure les composés de phosphore organique qui sont emmagasinés dans le sédiment avant tout en situation anaérobie. Toutefois, elles ne peuvent résoudre totalement le problème de l'eutrophie due au phosphate, si on ne se préoccupe pas de réduire de manière décisive l'apport en phosphate provenant du bassin versant. Cette mesure fonda-

mentale ne peut être remplacée par aucune autre: ce qui n'est pas dans le lac ne peut y provoquer de réaction. Là où la réduction de la teneur en phosphate d'un lac peut être efficacement réduite par cette méthode conventionnelle, on obtient des résultats directs tout à fait respectables, voire même spectaculaires (cf. fig. 7).

6. Objectifs qualitatifs

Si l'on veut modifier un écobilan dans le but de réaliser un assainissement, il faut pouvoir s'orienter par rapport à des objectifs qualitatifs. Ancrés dans l'ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées, ces objectifs sont actuellement réanalysés à la lumière des propositions figurant ci-dessous, sans être encore officielles.

Parmi les problèmes traités durant cette journée d'information, les exigences particulières valables pour les lacs et autres plans d'eau revêtent une importance particulière.

Il s'agit d'empêcher que des changements au niveau de l'écobilan et de la qualité physique de l'eau ne modifient de manière négative la température des plans d'eau, la quantité et la répartition des substances nutritives, ainsi que les paramètres conjoints, à savoir les conditions nécessaires à la vie et à la reproduction des organismes, surtout à proximité des rives. De tels objectifs s'appliquent également aux organismes de la zone pélagique et du fond du lac. La production de la biomasse dans les eaux pélagiques ne doit pas dépasser une certaine moyenne, sous réserve de toute situation naturelle défavorable, comme par exemple les petits lacs qui ont un bassin collecteur relativement grand, qui sont très peu profonds, qui subissent un large impact environnemental et qui n'ont pratiquement pas de bilan aqueux.

La décomposition des bioéléments a pour conséquence directe une consommation équivalente de l'oxygène disponible dans le fond des lacs. Or, si limiter la production à une certaine moyenne revient à réguler le paramètre principal le plus important, pourquoi prendre aussi l'oxygène comme critère, la quantité d'oxygène ne devant jamais descendre en dessous de 4 mg/l, où que ce soit? L'intention consiste à éviter que, dans les lacs pro-

fonds où les processus de décomposition peuvent se dérouler dans une masse d'eau immense par comparaison, la réserve totale d'oxygène ne soit consommée au-delà du minimum de 4 mg/l. Les deux critères appliqués simultanément permettent à un lac d'être très productif sans que sa réserve d'oxygène soit consommée et descende en dessous de la limite prescrite. Dans les lacs peu profonds en revanche, la limite de 4 mg/l est rapidement atteinte, car même une production moyenne consomme déjà trop d'oxygène. En admettant que, dans un lac donné, la condition des 4 mg/l soit remplie, il faut alors analyser la production. Prenons un exemple qui a fait date: le lac de Constance. En 1988, la teneur en oxygène mesurée au plus profond du lac, soit à 250 m de profondeur, ne se situait en aucun endroit au-dessous de 4 mg/l. La même année, on a constaté la plus grande biomasse d'algues jamais observée, d'où il découle que la production se situait très certainement au-dessus de la moyenné. Il est donc nécessaire d'assurer une teneur en oxygène minimale, mais aussi de limiter la production. Or, cette dernière est, par sa nature, difficile à quantifier et à calculer, alors que la teneur en oxygène peut être mesurée avec suffisamment d'exactitude. Voilà pourquoi l'oxygène demeure le seul paramètre de contrôle qui soit vraiment applicable en pratique. La valeur de cette limite perd de son sens si, pour l'atteindre, il faut recourir à des mesures d'ordre technique, ce qui équivaut à traiter des symptômes. La valeur-limite de la teneur en oxygène dans le lac doit résulter d'un concours de circonstances naturelles, sans intervention artificielle.

Quant aux lacs caractérisés par des conditions naturelles défavorables, ils passent - ou passeront - à travers les mailles du filet prescriptif de la réglementation en vigueur: il faut donc définir pour chacun d'eux l'état écologique qui devrait être atteint. Cette procédure permet d'éviter qu'il y ait deux catégories de lacs, ceux qui doivent remplir toutes les conditions fixées dans la loi et ceux qui jouissent d'un régime d'exception.

Le contrôle de la teneur en oxygène, effectué à la limite entre la phase aqueuse et la phase sédimentaire, ou directement au fond du lac, est réalisé de

manière analytique; en outre, la technique des prélèvements est très difficile à opérer, ce qui exclut toute procédure de routine. Fort heureusement, la biologie peut nous livrer un indicateur à long terme, et l'EAWAG formule ainsi sa proposition: "Des espèces d'organismes peu sensibles doivent pouvoir peupler le fond des lacs toute l'année." En clair, il s'agit d'utiliser certaines espèces qui peuvent se satisfaire d'une teneur en oxygène réduite, mais qui nécessitent tout de même une certaine teneur minimale. Leur présence au fond des lacs servirait d'indicateur pour l'évolution à long terme de la teneur en oxygène.

7. L'état écologique aux abords des rives

Les rives sont un domaine-clé particulièrement convoité. Pour arriver au lac, il faut franchir d'une manière ou d'une autre ses berges; celui qui n'a pas d'embarcation y reste pour se reposer et s'adonner aux plaisirs lacustres; les nombreux veliplanchistes sont devenus une nouvelle forme d'atteinte pour ceux qui vivent au bord de l'eau. La rive est souvent un *no man's land* sur lequel se développent toutes sortes

de constructions routières, portuaires et zones réservées aux nageurs. Par ailleurs, l'étage littoral, qui comprend la zone côtière où l'eau est peu profonde, est un biotope densément peuplé de diverses espèces animales, et joue un rôle important pour le métabolisme autant que pour la survie d'états durables de certains organismes. La discussion sur les eaux lacustres ne doit pas éclipser la problématique des zones riveraines, sur laquelle il faut également attirer l'attention de l'opinion publique et celle des politiciens. Ce ne serait que justice - et aussi l'occasion d'une nouvelle journée d'information.



Répartition des substances en milieu lacustre: influence conjuguée des processus physiques et chimiques

Dieter Imboden, Laura Sigg et René Schwarzenbach

1. Le lac, un écosystème modèle

Plus qu'aucun autre écosystème, le lac se prête à l'étude des principes fondamentaux régissant les rapports entre processus physiques, chimiques et biologiques. Relativement homogène, l'écosystème aquatique est clairement délimité et ne subit que l'influence de quelques facteurs "exogènes". Si l'on en fait abstraction, il est possible de se représenter la structure de cet écosystème, quitte à réintroduire ensuite un par un ces facteurs exogènes dans la description qui devient alors de plus en plus complexe.

2. Le lac, un système physique

Le lac est une masse d'eau retenue dans une cuvette géologique. Il arrive que cette masse d'eau soit entièrement isolée de son environnement, par exemple lorsque sa surface est gelée. Mais en général, le lac est soumis à l'action de forces physiques, comme celle des affluents; ceux-ci ne renouvellent pas seulement l'eau du lac, mais lui livrent aussi leur énergie mécanique qui s'y transforme en énergie mélangeuse. Un autre brassage physi-

que encore plus évident est d'origine éolienne. En effet, le vent joue un rôle dominant dans la vie physique de la plupart des lacs, de même que les échanges thermiques entre le milieu lacustre et l'environnement.

Considérons une masse d'eau sur une terre inhabitée, agitée par les vents et autres facteurs météorologiques, alimentée par des rivières et autres ruisseaux, réchauffée par le soleil: que pouvons-nous dire sur le fonctionnement de ce lac? Le lac est en premier lieu un réservoir d'énergie. Un court laps de temps lui suffit pour emmagasiner de l'énergie thermique ou mécanique qu'il rendra plus tard à son environnement. A long terme toutefois, l'apport et la déperdition d'énergie s'équilibrent. Les flux d'énergie mécanique se manifestent sous forme de courants ou d'énergie potentielle: celle-ci est contenue dans la séparation de la masse d'eau en couches de densités différentes (l'eau plus légère couvrant l'eau plus lourde) ce qui empêche dans une large mesure la mixtion verticale de l'eau. Bien que l'énergie cinétique de l'eau impressionne par son aspect spectaculaire, en particulier en cas de forte tempête, les échanges de chaleur qui se produisent au niveau de l'équilibre thermique du lac sont de loin les plus importants flux d'énergie. Etant donné les conditions

climatiques en Suisse, les lacs emmagasinent de mars à septembre une moyenne de 60 watt par m² sous forme de chaleur, et rendent cette énergie à l'environnement durant le reste de l'année. Ces échanges correspondent à un volume énergétique d'environ 10⁹ joules par m², ce qui explique l'action temporisatrice que les lacs exercent sur les climats locaux et l'attractivité des lacs pour certaines applications en technique énergétique: en effet, le lac peut jouer à la fois le rôle de réceptacle pour énergie résiduelle et celui de source de chaleur environnementale pour l'exploitation de pompes à chaleur [1].

Les flux saisonniers d'énergie thermique engendrent une variation de la stratification densimétrique. Le rapport entre l'intensité du brassage vertical et celle de la circulation horizontale varie en conséquence. Représentant la courbe de la température mesurée pendant plusieurs années dans différents lacs de Suisse, la fig. 1 met en évidence le fait que les eaux profondes de certains lacs possèdent une "mémoire" de plusieurs années, laquelle est effacée de manière sporadique, par exemple lors d'un hiver durant lequel les températures sont très basses ou les vents particulièrement forts. Il est intéressant de voir que les lacs eutrophes (tel le lac de Zurich jusqu'en 1975) ont tendance à s'auto-stabiliser chimique-

ment, si bien que la température des eaux profondes ne réagit pratiquement plus aux événements climatiques.

Le brassage horizontal est nette-

ment plus intensif, les temps de brassage étant plus courts; la fig. 2 illustre cette constatation en montrant la diffusion horizontale d'un nuage de

couleur artificielle entre 15 et 20 m de profondeur dans la cuvette de Vitznau située dans le Lac des Quatre-Cantons.

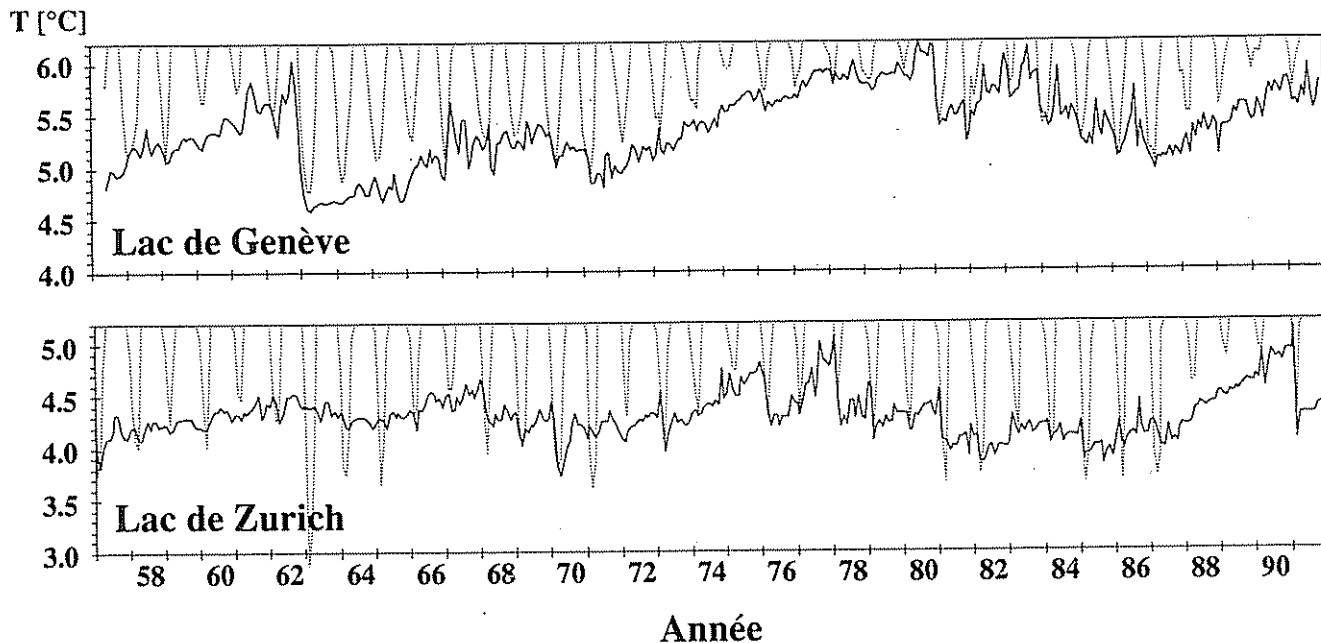


Fig. 1
Variation de la température à mi-profondeur (pointillé) et dans l'hypolimnion (ligne continue) du lac de Zurich et du Lac Léman entre 1957 et 1991. Dans le Lac Léman, en situation oligotrophe, la température hypolimnionnaire dépend directement du climat. En revanche, dans le lac de Zurich, en milieu eutrophe, la température des eaux profondes est restée indépendante de celle de la surface jusqu'en 1975 environ (cf. la différence de comportement entre les deux lacs durant l'hiver 1962/63). Source: Livingstone [2].

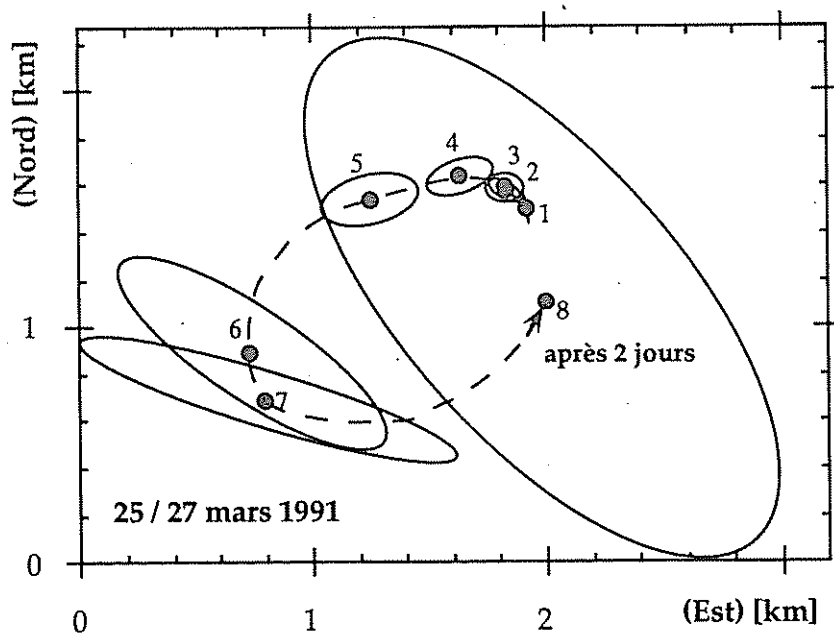


Fig. 2
La diffusion horizontale d'un nuage de couleur artificielle entre 15 et 20 m de profondeur dans la cuvette de Vitznau (Lac des Quatre-Cantons) démontre l'effet des courants horizontaux et autres turbulences. Le nuage en extension est symbolisé sous forme d'ellipse. Source: Peeters et al. [3].

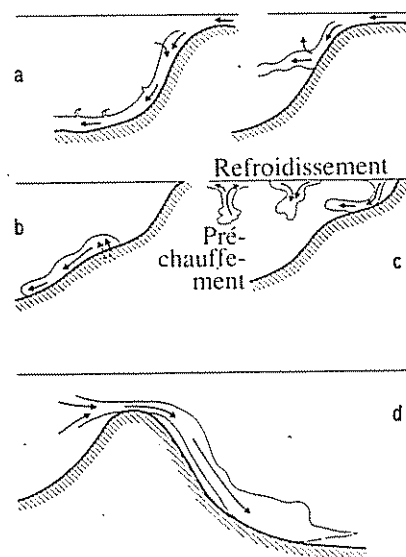


Fig. 3
Les modifications locales de la densité de l'eau, due à la présence de substances chimiques ou à des différences de température, provoquent d'innombrables perturbations. Source: Imboden [9].

Le temps nécessaire pour qu'un lac de taille moyenne se mélange horizontalement va de quelques jours à quelques semaines, alors que le brassage vertical demande des mois, voire des années.

3. Le rôle visible de la chimie

L'eau est un excellent solvant dans lequel se dispersent aussi bien les gaz que les substances minérales en provenance de l'environnement. L'eau pure n'existe pas à l'état naturel, et sa densité ne dépend pas seulement de sa température, mais aussi des substances chimiques qui s'y trouvent et qui influent sur les processus physiques se déroulant en milieu lacustre; dans certains cas, le rôle des substances chimiques est même très important. La fig. 3 donne un aperçu sur divers courants densimétriques chimiquement induits. En fin d'exposé, nous parlerons d'un exemple surprenant et non moins spectaculaire. Pour le moment, il est important de savoir que le brassage des lacs ne s'opère pas seulement sous l'action des courants affluents et des conditions climatiques, mais aussi sous l'influence de l'environnement géochimique. Nous le savons déjà depuis longtemps concernant les mers et océans, caractérisés par des concentrations salines très élevées: la circulation dite thermohaline, qui résulte des différences de teneur en sel entre les divers océans, est responsable en dernier ressort de la circulation marine globale et du renouvellement de l'eau profonde des océans, une mixtion qui dure des siècles.

4. Physique et chimie réunies: destin des substances chimiques dans le lac

Si la chimie aquatique exerce une influence sur la physique lacustre, le contraire est également vrai. Les processus de mélange, combinés avec les processus chimiques et biologiques, sont responsables de la répartition spatiale et temporelle des diverses substances dissoutes dans l'eau. Le degré d'hétérogénéité ou d'homogénéité de cette répartition dépend de la vitesse relative des mélanges et des réactions. Les substances non réactives ou réagissant lentement sont réparties de manière plutôt homogène alors que les substances réagissant rapidement ont tendance à se disperser de manière hétérogène.

Etant donné que l'eau des lacs est le plus souvent divisée en strates horizontales, la concentration des substances dissoutes dans l'eau varie surtout verticalement et moins horizontalement. Cette constatation vaut en particulier pour les éléments qui participent aux réactions redox du cycle de la photosynthèse et de la respiration. Les processus chimiques et biologiques sont donc caractérisés par la structure temporelle et verticale typique des rapports redox. La fig. 4 visualise la manière dont certaines substances chimiques varient en fonction du temps à 30 m de profondeur dans le Greifensee. La minéralisation du matériel biologique qui demeure au fond du lac entraîne une baisse de la concentration d'oxygène jusqu'au point zéro durant l'été.

en suite de quoi le matériel biologique est oxydé par d'autres processus. Cette phase-ci produit des substances réduites dans la suite typique que voici: azote élémentaire, manganèse dissous, ammonium, fer dissous, sulfure et méthane. Comme on peut le montrer grâce à certaines modélisations mathématiques [5], les concentrations maximales que les processus susmentionnés engendrent au fond du lac ne dépendent pas seulement de l'apport de matériel biologique provenant de la surface, mais aussi - et de manière significative - de la topographie lacustre et du brassage vertical.

Considérons encore un autre exemple, celui des substances organiques xénobiotiques en milieu lacustre. De telles substances ne proviennent pas de sources naturelles et, dans la plupart des cas, on ignore comment les écosystèmes aquatiques réagissent à leur égard. Les substances rapidement dégradables peuvent être négligées, car leur concentration n'est pratiquement pas mesurable dans les eaux naturelles; quant aux autres substances, leur concentration varie en premier lieu verticalement, mais pratiquement pas horizontalement, à l'instar des substances participant aux processus redox. La fig. 5 représente le résultat des mesures établies pour deux substances complexes, l'EDTA et le NTA. La comparaison entre les concentrations mesurées et les valeurs calculées par modélisation permet de conjecturer à propos du destin de ces substances dans les eaux naturelles. Par exemple, l'EDTA semble être adsorbé par le fer particulaire, après quoi il est transporté au fond du lac, puis relargué après qu'a disparu l'oxygène

Fig. 4
Evolution des concentrations de diverses substances réduites dissoutes au fond du Greifensee (à 30 m).
Source: Kuhn et al. [4].

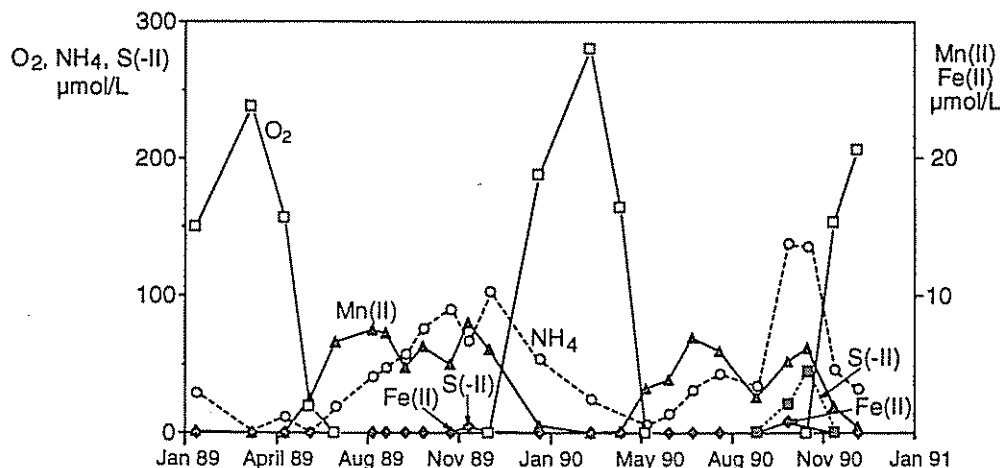
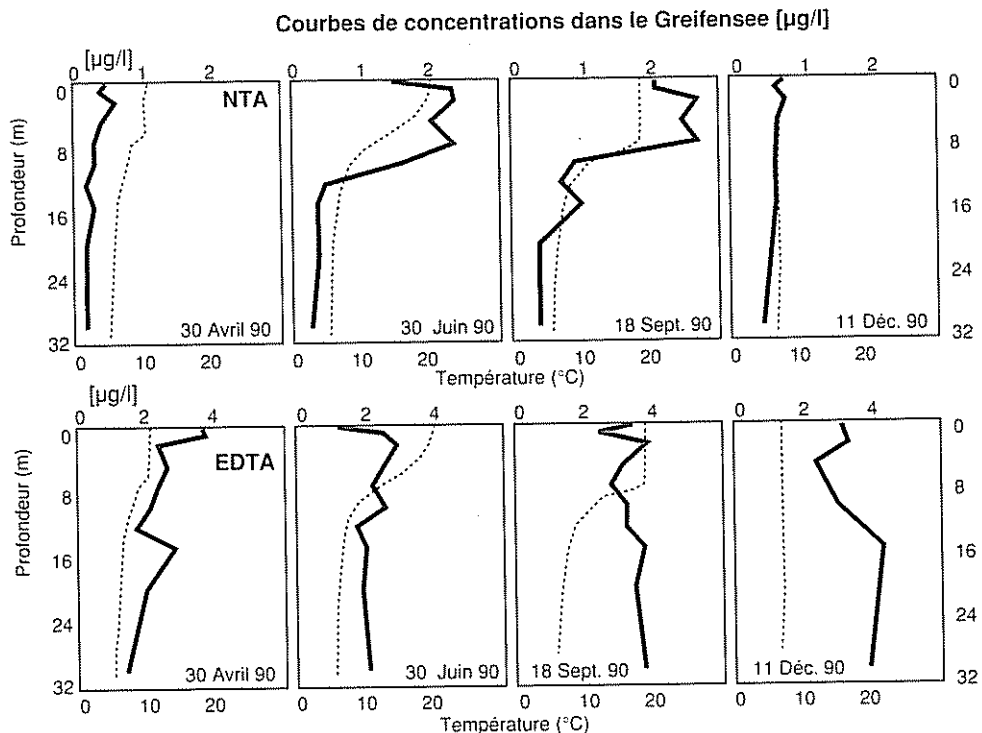


Fig. 5

La répartition horizontale du NTA et de l'EDTA dans le Greifensee montre la différence de réactivité des deux molécules. L'EDTA semble être convoyé au fond du lac par les particules, pour se libérer à nouveau durant la fin de l'été, en conditions anaérobies. Quant au NTA, il est décomposé biologiquement (durée de vie moyenne: 20 jours). Source: Ulrich [6].



moléculaire. Toutefois, les analyses ne permettent pas d'affirmer qu'il y a dégradation biologique ou photolytique de l'EDTA. En revanche, le NTA n'est, selon toute vraisemblance, quasiment pas adsorbé par aucune particule. Il est éliminé en premier lieu par les courants effluents; en milieu lacustre, il est dégradé biologiquement et sa demi-vie atteint environ 20 jours.

5. De la normalité à la subtilité

Les lacs sont des individus. On peut tout à fait formuler des règles générales à leur propos, mais elles ne sauraient décrire chaque lac avec précision. Résumons toutefois les points principaux.

- (1) L'action simultanée des processus de mixtion, de transport et de transformation détermine la répartition des substances chimiques dans le lac. Celles qui sont conservatrices ou qui ne réagissent que lentement sont spatialement réparties de manière plutôt homogène, alors que la concentration des substances réagissant rapidement tend à se distribuer de manière hétérogène.
- (2) Dans la plupart des cas, la répartition des substances peut être caractérisée par sa variation verticale, qui se limite souvent à une concen-

tration épilimniaire et une concentration hypolimniaire. Il en va ainsi des substances qui résultent de la synthèse et de la dégradation du matériel organique et qui participent aux réactions d'oxydoréduction.

- (3) Etant donné le nombre de réactions redox qui se déroulent dans le sédiment, de forts gradients chimiques entre le sédiment et l'eau sont caractéristiques. A l'endroit le plus profond du lac, une surface sédimentaire relativement grande est en contact avec un volume aqueux très petit: on trouvera donc à cet endroit des variations de la concentration aussi bien du point de vue temporel que spatial. La grande consommation d'oxygène ou l'augmentation de substances réduites, tel le méthane, le fer dissous et le manganèse sont des exemples typiques.
- (4) Des différences au niveau des concentrations de substances dans les affluents peuvent, en combinaison avec une topographie lacustre compliquée, provoquer des courants densimétriques horizontaux et, partant, donner lieu à une situation de micticité radicalement différente du modèle classique, c'est-à-dire du lac divisé selon sa densité en couches aqueuses horizontales.

En dernier lieu, nous voudrions illustrer à l'aide d'un exemple, la com-

plexité surprenante des processus de brassage qui se produisent en milieu lacustre. On sait depuis longtemps que, au centre des couches profondes de l'hypolimnion du Gersauersee, la concentration d'oxygène moléculaire se situe environ 2 à 4 mg/l en dessous des valeurs enregistrées dans la zone correspondante du lac voisin, l'Urnersee [7]. Les deux bassins lacustres sont semblables du point de vue de leur production et sont séparés l'un de l'autre par un seuil situé à quelque 90 m de profondeur. Plusieurs hypothèses ont été proposées pour expliquer ce phénomène. Une explication convaincante consiste à dire que l'Urnersee est plus exposé aux vents, surtout pendant les périodes de foehn, de sorte qu'une quantité globale d'oxygène plus élevée parviendrait dans les zones profondes du lac. On a également supposé que, pendant les crues, la Reuss, le plus grand affluent du Lac des Quatre-Cantons, plongerait dans l'hypolimnion à cause de sa charge de substances en suspension et y apporterait de l'oxygène supplémentaire. Après enquête, on a pu montrer que ces deux causes contribuent certes à ce que la concentration en oxygène soit supérieure dans l'Urnersee [8], mais que la cause la plus importante réside dans la géochimie du bassin versant du Lac des Quatre-Cantons. En effet, au nord du lac, ce bassin est composé de ro-

Conductivité électrique dans le Lac des Quatre-Cantons ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

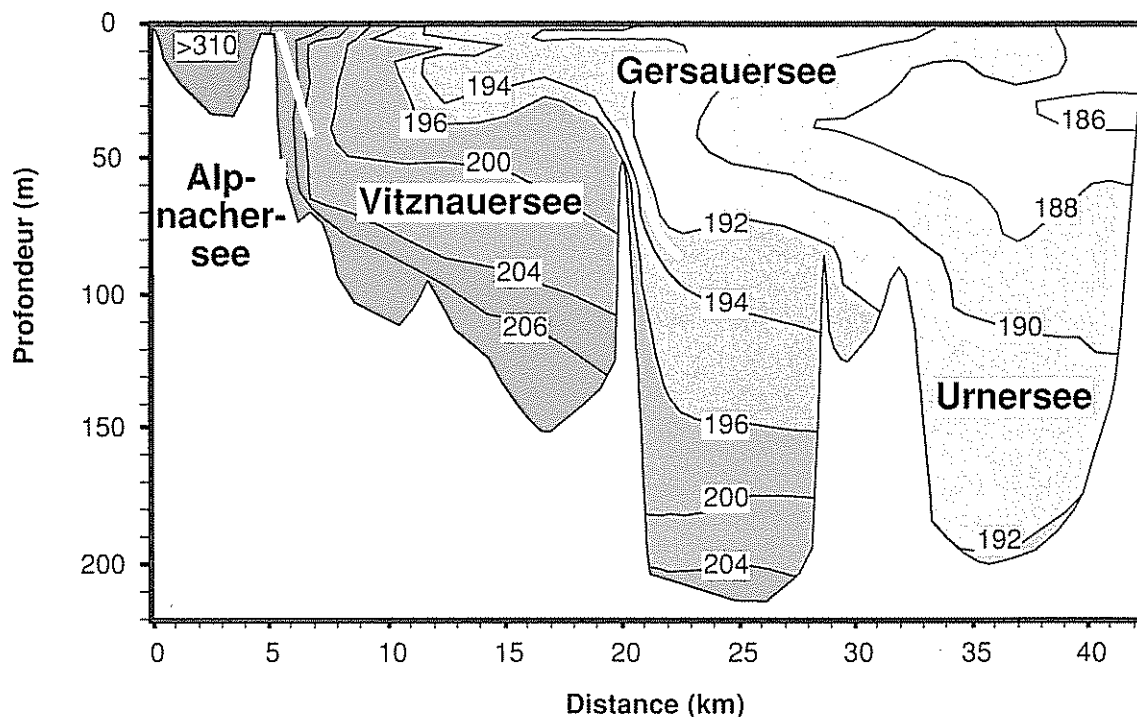


Fig. 6

Répartition verticale dans le Lac des Quatre-Cantons de la conductivité électrique K20 (unité: $\mu\text{S}/\text{cm}$), permettant de déduire la densité de l'eau. L'eau la plus dense s'écoule dans l'Alpnachersee, d'où elle continue en passant divers seuils en direction du sud, jusqu'à qu'elle atteigne le fin fond de l'Urnersee, dont l'eau de surface est relativement légère à cause de la Reuss. Source: thèse de W. Aeschbach (en préparation).

Ancienneté de l'eau dans le Lac des Quatre-Cantons (en années)

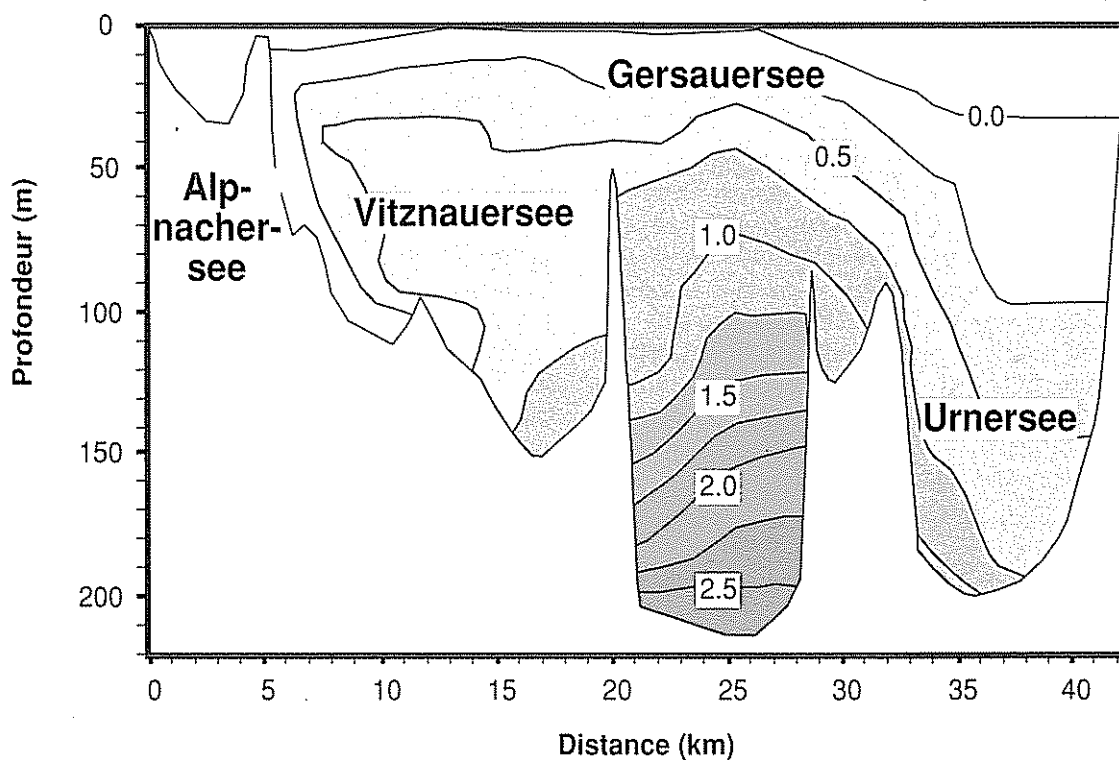


Fig. 7

Courbes d'âge caractérisant l'eau du Lac des Quatre-Cantons (unité: années). Par âge, on entend le temps qui s'est écoulé depuis qu'un volume d'eau donné est entré pour la dernière fois en contact avec l'atmosphère. L'âge se calcule en fonction du rapport stable des isotopes de l'hélium et la teneur en tritium dans l'eau. L'eau la plus âgée se trouve au fond du Gersauersee, précisément là où ont été mesurées les concentrations d'oxygène les plus basses. Source: thèse de W. Aeschbach (en préparation).

ches carbonatées, et l'eau des affluents est d'une grande dureté. Du côté de l'Urnersee en revanche, l'eau provient d'un bassin cristallin. Par conséquent, si on suit l'axe médian du Lac des Quatre-Cantons du sud au nord, la dureté de l'eau et, partant, sa densité augmentent (cf. fig. 6). Très lourde, l'eau de l'Alpnachersee s'écoule par Kreuzrichter dans le bassin de Vitznau et celui de Gersau pour aller au

fond de l'hypolimnion de l'Urnersee, ce qui y entraîne un grand renouvellement de la masse d'eau. L'eau qui se trouve dans l'hypolimnion du Gersauersee est effectivement la plus âgée du point de vue du contact avec l'atmosphère, ce qui explique le grand déficit en oxygène qui y régnait (fig. 7).

Nous arrivons ainsi au terme de nos considérations. Une conclusion s'impose: il ne faut pas séparer les proces-

sus physiques et chimiques (ni biologiques bien sûr). Il convient de prendre en compte simultanément tous les processus et leurs interactions réciproques. De cette manière seulement, il est possible d'arriver à ce niveau de connaissance très différencié, nécessaire si l'on veut bien comprendre le fonctionnement de l'écosystème "lac".



- [1] EAWAG, Wärmepumpen an Oberflächengewässern, Schriftenreihe des Bundesamtes für Energiewirtschaft, Studie Nr. 19, Bern (1981)
- [2] D.M. Livingstone, Temporal structure in the deep-water temperature of four Swiss lakes - A short-term climatic change indicator? Verh. Internat. Verein. Limnol. (à paraître)
- [3] F. Peeters und A. Wüest, Mess-System zur Erfassung dreidimensionaler Tracerverteilungen in Seen, Gas, Wasser, Abwasser, 72, 456 - 461 (1992)
- [4] A. Kuhn, C.A. Johnson, and L. Sigg, Cycles of trace elements in a lake with a seasonally anoxic hypolimnion. In: L.A. Baker [Ed.], "Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs", Advances in Chemistry No. 237 (à paraître)
- [5] C.A. Johnson, M. Ulrich, L. Sigg, and D.M. Imboden, A mathematical model of the manganese cycle in a seasonally anoxic lake, Limnol. Oceanogr. 36, 1415 - 1426 (1991)
- [6] M. Ulrich, Modeling of chemicals in lakes - development and application of user-friendly simulation software (MASAS & CHEMSEE) on Personal Computers, ETH Dissertation No. 9632 (1991)
- [7] D.C. van Senden, R. Portielje, A. Borer, H. Ambühl, and D.M. Imboden, Vertical exchange due to horizontal density gradients in lakes: The case of Lake Lucerne, Aquatic Sciences, 52, 381-398 (1990)
- [8] A. Wüest, D.M. Imboden, and M. Schurter, "Origin and size of hypolimnic mixing in Urnersee, the southern basin of Vierwaldstättersee (Lake Lucerne)", Schweiz. Z. Hydrol. 50, 40-70 (1988)
- [9] D.M. Imboden, "Mixing and transport in lakes: Mechanisms and ecological relevance"; In: M. Tilzer and C. Serruya [Eds.], Large Lakes: "Ecological Structure and Function", Springer, Berlin, 1990, p. 47-80

Le plancton et sa structure trophique dans les lacs mésotrophes et eutrophes

Hans Rudolf Bürgi

1. La chaîne alimentaire du plancton

Nombreux sont les lacs suisses caractérisés par un état trophique moyen, voire bon. On parle respectivement de lacs mésotrophes et eutrophes. Très complexe, le réseau trophique se base sur une chaîne alimentaire très longue.

Le plancton regroupe trois niveaux de consommateurs, mis à part la production primaire: le zooplancton herbivore, le plancton prédateur et les poissons planctophages. Ces derniers - il s'agit avant tout des féras dans nos contrées - préfèrent très souvent les crustacés, et plus particulièrement les cladocères d'une certaine taille. L'importance relative des divers maillons de la chaîne alimentaire dépend du degré d'eutrophisation.

2. Quelles modifications le lac subit-il en cas d'eutrophisation?

Une forte eutrophisation favorise la croissance des algues. Les produits de biosynthèse servent de nourriture au zooplancton d'une part, mais chargent aussi les eaux de fond, que ce soit directement par l'intermédiaire d'algues en cours de sédimentation ou indirectement suite à la production d'excréments. Ces effets influencent la composition du plancton. Les substances nutritives profitent d'abord aux algues qui se reproduisent rapidement. Celles-ci sont la nourriture préférée des *daphnies*, qui deviennent prolifiques. En fait, il y aurait ainsi également plus à manger pour le zooplancton prédateur. Toutefois, les espèces

plus exigeantes, telles les cladocères prédateurs *bythotrephes* et *leptodora*, ne trouvent pas assez d'oxygène dans l'hypolimnion et disparaissent du plancton. De même, les salmonidés ne peuvent survivre qu'artificiellement, grâce à l'empoisonnement. Le milieu vital se raréfie, avec pour conséquence une concentration de la population. Bénéficiant en outre du manque de prédateurs naturels, les daphnies se multiplient sans arrêt jusqu'à que la base trophique soit épuisée (cf. exposé d'introduction). Plus la production d'algues préliminaire correspond à la base nutritive du zooplancton herbivore, plus l'ampleur de la réaction biologique, à savoir les stades dits d'eau claire, est grande. Dans les lacs eutrophes, ces stades sont susceptibles de se répéter de manière cyclique et rapide. L'eutrophisation permet à certaines espèces de dominer la population planctonique en un laps de temps très court, pour autant que les autres fac-

teurs (lumière, température, etc.) correspondent aux besoins particuliers desdites espèces. Par son comportement nutritif sélectif, le zooplancton dominant à un moment donné joue également un rôle déterminant, et les biocénoses se succèdent à un rythme accéléré. Il n'y a toutefois qu'un petit nombre d'espèces dominant simultanément le plancton, et le nombre d'espèces sous-jacentes est de même assez restreint. Les prélèvements révèlent que la diversité des espèces est limitée et que, par conséquent, le système bioaquatique n'offre que peu de résistance aux déséquilibres. En revanche, si on considère l'évolution du plancton sur une année, on arrive à observer un nombre considérable d'espèces planctoniques différentes, entre 100 et 200, voire plus encore. Une série de relevés sur une année permet d'attester une haute diversité d'espèces planctoniques. Lorsque l'une ou l'autre des espèces est vraiment très dominante, on le remarque à la couleur conférée au lac par les algues, ce qui s'appelle une "fleur d'eau".

De plus, la diminution des ressources nutritives contribue à éclaircir le réseau trophique: seuls les espèces spécialisées peuvent survivre. L'espace vital du plancton s'élargit, la consommation d'oxygène diminue, ce qui permet le peuplement des eaux profondes. La densité de peuplement par mètre cube diminue, mais le nombre de mètres cubes peuplé par le plancton en vie augmente. Plus la densité et la qualité des algues diminue, plus la population zooplanctonique décroît et moins l'embranchement entre les deux éléments est marqué. Le développement modéré des algues n'est pas en mesure de subvenir aux besoins d'un plancton très dense. A l'inverse, un petit nombre de zooplanctons ne suffit pas pour filtrer la totalité des algues: à titre d'exemple, les daphnies ne peuvent filtrer que 10 à 50 ml d'eau par jour et par individu.

Si l'on considère la biodiversité dans les lacs oligotrophes, on arrive à des conclusions exactement inverses de celles concernant les lacs eutrophes. Chaque prélèvement effectué au courant de l'année contient un nombre relativement élevé d'espèces, mais pratiquement aucune d'elles ne prend vraiment le pas sur les autres. La dynamique de l'évolution annuelle est net-

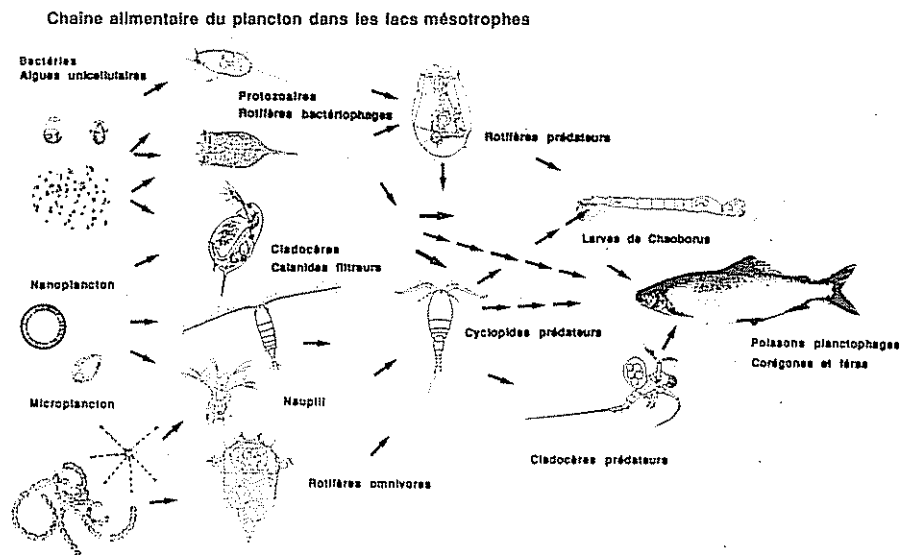


Fig. 1 Réseau nutritif planctonique

Dans les lacs moyennement dotés en substances nutritives, dits mésotrophes, les maillons de la chaîne alimentaire constituent un dense réseau d'interrelations dans lequel cohabitent de nombreuses espèces planctoniques. Dans les lacs eutrophes, de même que dans les lacs extrêmement pauvres en substances nutritives, certaines formes planctoniques prédatrices ou algophages disparaissent, avec pour conséquence l'éclaircissement du réseau.

tement moins élevée. Dans le prélèvement effectué durant l'été, on retrouve les mêmes espèces qu'au printemps, toutefois dans des proportions différentes. La série annuelle de relevés ne montre de loin pas la diversité des prélèvements analogues effectués dans les lacs mésotrophes ou eutrophes. Dans les lacs oligotrophes, aucune "fleur d'eau" effective ne naît par manque de substances nutritives. Même si une espèce domine, sa reproduction s'arrête rapidement, faute d'aliments, et n'a pas le temps de constituer une biomasse considérable.

La variation de la densité de peuplement et l'extension de l'espace vital mènent à une situation quasi paradoxale: en effet, la biomasse planctonique, considérée en fonction de la surface d'un lac mésotrophe, ne permet de déceler aucune

Algues bleues et vertes dans le Lac des Quatre-Cantons

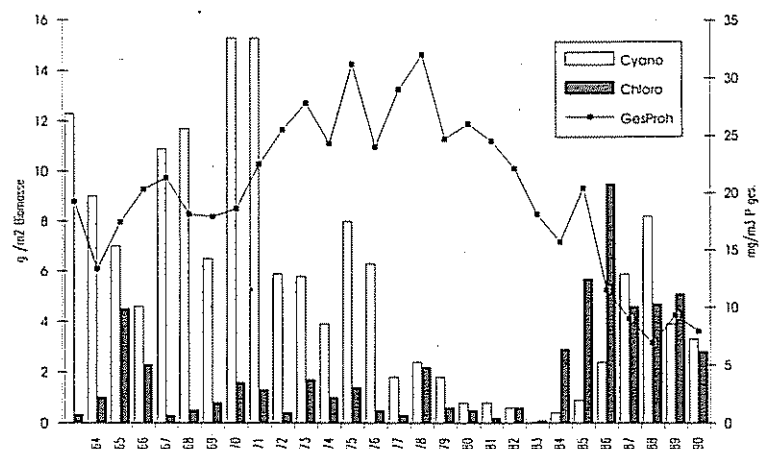


Fig. 2 Evolution de certaines familles d'algues dans le Lac des Quatre-Cantons. A l'encontre des observations généralement faites dans les eaux pauvres en substances nutritives, les algues vertes et bleues sont présentes ici en grande quantité.

tendance évolutive quand la charge trophique change. Il faut que le lac devienne oligotrophe pour que chaque modification se fasse sentir.

Dans le Lac de Walenstadt, lac oligotrophe [1], le développement des algues a suivi celui de la charge trophique. En revanche, dans le lac de Constance, en état de mésotrophie, la moyenne annuelle de la biomasse la plus élevée a été mesurée en 1988 [2], alors que cette année-là, la teneur en phosphore était de 50% inférieure aux valeurs maximales d'avant 1979.

Le public et les politiciens aimeraient bien savoir comment leurs lacs se portent, quelle est la concentration en phosphore souhaitable, quelles sont les mesures nécessaires pour que les lacs présentent un état acceptable. Or, les objectifs en matière de protection des eaux dépendent de facteurs anthropogènes et, partant, influençables. En énonçant clairement ces rapports, il sera possible de fixer les buts susmentionnés. En effet, une prescription portant sur un paramètre dépendant de facteurs climatiques ne sert à rien. Au-delà d'une certaine limite trophique, la production de la biomasse des algues dépend justement des phénomènes météorologiques. Pour cette raison, les scientifiques s'intéressent aux interactions entre les divers paramètres, la modification de la situation trophique et l'ampleur de tout changement intervenant dans ce domaine. Les moyennes annuelles de la biomasse phytoplantonique sont un paramètre inapproprié, sauf dans les domaines à teneur en phosphore fortement limitée. On pourrait donc s'imaginer que les rapports de dominance entre les diverses classes d'algues permettraient de déduire les changements d'équilibres trophiques. A ce propos, certaines classes d'algues servent d'indicateurs pour la qualité et la santé des lacs. Les chrysophycées et les diatomées ont la réputation d'être des types d'algues plutôt économes du point de vue nutritif. Dans le cas du Lac des Quatre-Cantons, on s'attendrait par conséquent à ce qu'elles apparaissent au début et à la fin de notre période d'observation 1961-92.

Les observations semblent corroborer ces suppositions, en ce qui concerne les diatomées centriques et les chrysophycées. Quant aux algues bleues et vertes, elles permettraient

Phytoplancton en g/m² (poids frais)

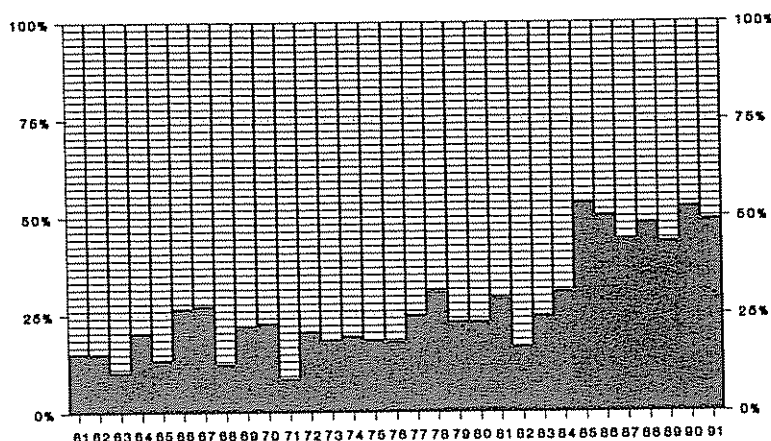


Fig. 3

Proportion des planctons d'après leur taille

Les changements de trophicité entraînent un débrayage entre les algophages et les producteurs primaires, ce qui influe sur le rapport proportionnel entre les diverses grandeurs de planctons. Suite à la diminution de l'activité du zooplancton, le nanoplancton (en noir) prend le pas sur les algues plus grandes et volumineuses (en blanc).

d'inférer sur la teneur en phosphore. Ces indicateurs d'eutrophie auraient tendance à disparaître. Or, dans le lac considéré, elles augmentent précisément durant la phase oligotrophe et deviennent même dominantes (cf. fig. 2). Il existe une autre méthode d'appréciation se basant sur le catalogue des espèces. Cette analyse présuppose toutefois deux conditions: d'une part, le système doit être "vacciné" de manière homogène, ie. l'espèce adéquate doit d'abord être présente pour pouvoir réagir et, d'autre part, l'élimination des espèces inadéquates doit être rapide. Ces deux conditions préalables ne se réalisent guère dans le plancton d'un grand lac. En tout cas, l'adaptation du catalogue spécifique requiert beaucoup de temps, pour le moins durant la phase de raréfaction nutritive.

Comment donc apprécier l'état d'un lac, et sur quels critères? La réponse à cette question se trouve d'une part dans le développement de groupes fonctionnels (comme par ex. les algues de petite et de grande taille) et, d'autre part, dans les interactions entre les diverses parties de l'écosystème (comme par ex. le développement de la chaîne alimentaire supérieure par rapport aux algues). Les deux critères sont partiellement interdépendants: une diminution des microcrustacés filtrants a pour corollaire une survie plus facile de leur ressource alimentaire, à savoir le nanoplancton. En cas de raréfaction

nutritive, les espèces se déplaçant de manière autonome gagnent en importance, ce qui leur permet de limiter largement les pertes dues à la sédimentation (cf. fig. 3).

Le limnologue se trouve en fait dans la même situation que le climatologue qui se demande s'il est déjà en présence d'une mutation climatique. Si on observe seulement une tendance, on en conclut malgré tout qu'il n'y a pas eu de changement. Or, en limnologie, les variations auxquelles on assiste au niveau de la chaîne alimentaire et qui sont à l'origine des stades d'eau claire, permettent d'affirmer que l'activité biologique s'est modifiée sous l'impact de l'eutrophisation.

Plus ou moins accentuée, l'interdépendance entre les divers étages trophiques de la chaîne alimentaire provoque des variations plus ou moins fortes, lesquelles se manifestent sous forme de stades d'eau claire. Même les zooplanctons prédateurs dépendent de ces variations, car, s'ils ne peuvent pas les influencer, ils subissent eux-mêmes l'influence du même régulateur, à savoir le zooplancton herbivore (cf. fig. 4).

Il n'est pas aisé de décrire toutes les modifications intervenant en cas d'eutrophisation ou d'oligotrophisation. Ces processus suivent plusieurs phases. Dans la première réagissent d'abord les espèces disponibles, selon leurs propres exigences écologiques.

Il peut en résulter des modifications au niveau des rapports de dominance. Tout changement de productivité a pour conséquence directe la modification de l'épaisseur de la couche d'eau où la production a lieu. Dans les lacs eutrophes, elle s'abaisse à quelques mètres, vu l'ombre que les algues se projettent sur elles-mêmes, alors que dans les lacs oligotrophes, elle peut atteindre 20 à 30 m. La superficie de production et la biomasse totale restent à un niveau semblable. Plus l'eutrophisation s'accroît, plus il est possible que les individus qui apprécient ce haut niveau de nutrition, qu'ils soient déjà présents ou introduits par hasard dans le système, se développent et envahissent le milieu ambiant. La plupart du temps, il leur manque à ce moment-là un prédateur naturel. Dans le cas contraire, celui de la raréfaction des substances nutritives, le remplacement des espèces peu adaptées par des formes de vie plus économes est beaucoup moins spectaculaire. La teneur en substances nutritives est si basse qu'elle ne permet aucune reproduction en masse; c'est aussi la raison pour laquelle les formes de vie mal adaptées ne sont pas éliminées de manière active.

Etant donné que la communauté biologique existant à un moment donné réagit en premier, alors qu'elle est en fait adaptée à l'équilibre bionutritif antérieur, les réactions dues à une oligotrophisation ne peuvent pas être exactement inverses à celles que provoque une eutrophisation. On obtient bien plus une hystérèse.

3. Finies, les années grasses: la plupart des lacs connaissent une récession au niveau de la production

Comment les espèces planctoniques réagissent-elles en cas de forte limitation des apports en substances nutritives?

Les zooplanctons peuvent faire face à un grand nombre de carences. Cette faculté tire son origine du fait que la majorité des plans d'eau étaient oligotrophes à l'époque préhistorique. En

Influence du zooplancton sur la biomasse phytoplanctonique en fonction de la teneur en P dans le lac des Quatre-Cantons

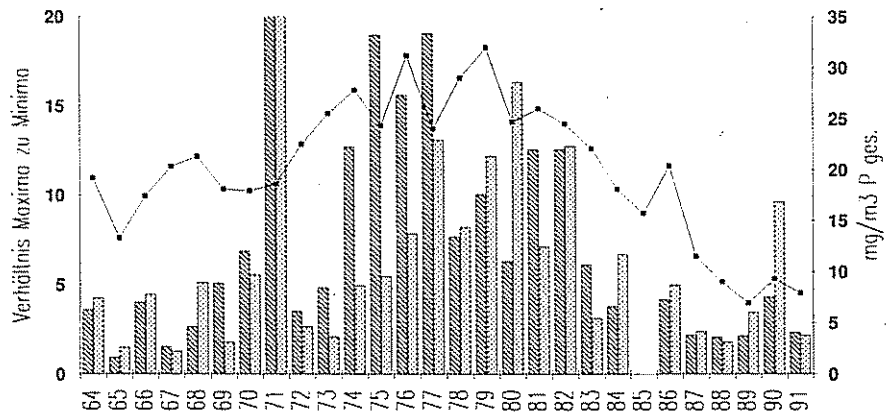


Fig. 4

Lorsque la teneur en substances nutritives se modifie dans l'eau, les effets se manifestent en premier lieu au niveau de la dynamique du plancton et non sur sa biomasse annuelle. En cas d'augmentation des substances nutritives, les variations entre avril et août se succèdent tout à coup très rapidement, de même que l'écart entre maximum printanier, stade minimum dit d'eau claire et maximum estival. Ces variations permettent également de quantifier l'embranchement entre les divers maillons de la chaîne alimentaire.

l'absence de toute eutrophisation anthropogénique, de nombreux lacs connaissent un régime extrêmement pauvre en substances nutritives. Pour les planctons, l'oligotrophisation ne signifie en somme qu'un retour à leur état originel. Mais quels mécanismes d'adaptation ont-ils inventés? Ils se singularisent à nouveau par un comportement migratoire très prononcé. Aux heures diurnes, ils vivent dans la zone profonde et froide, alors qu'aux heures nocturnes, ils montent dans la zone de surface pour se nourrir. De la sorte, non seulement ils échappent à la prédation des poissons qui chassent à vue, mais ils vivent aussi plus longtemps dans la zone profonde avec le même apport nutritif, parce que la température y est plutôt basse (effet d'hibernation).

De plus, la migration favorise la création de bancs, ce qui augmente la probabilité des rencontres entre mâles et femelles (il faut que cette condition soit remplie si la population veut survivre à long terme). La création des bancs est déclenchée par la présence de composants du même genre. Dès qu'il y a présence de prédateurs qui remettent en circulation une partie de ces composants via la digestion, les consommateurs suivants s'organisent en bancs.

De nombreuses espèces zooplanc-

toniques ont développé de véritables stratégies de survie en formant des stades de durée. La génération de tels stades est souvent liée à des situations de carence nutritive. Particulièrement si la température est élevée, un manque de nourriture a de lourdes conséquences puisque le métabolisme est très rapide, accompagné d'une consommation correspondante d'énergie. Grâce à des enveloppes protectrices, les stades de durée peuvent subsister durant des mois, voire des années avant de se développer. De nombreuses espèces entrent en diapause durant la période estivale, saison pendant laquelle les substances nutritives se raréfient dans les lacs oligotrophes.

4. Mesures d'assainissement internes: freinent-elles ou accélèrent-elles l'oligotrophisation?

Pratiquées dans le Hallwilersee, le lac de Sempach et le Baldeggersee, les mesures destinées à favoriser la circulation aquatique et les procédés d'oxygénation ont somme toute accéléré le processus d'assainissement. Toutefois, si l'on considère la moyenne annuelle de la biomasse du plancton par m², on

ne discerne aucune tendance sûre [3]. Cette analyse scientifique est confortée par l'examen visuel des lacs, lesquels sont caractérisés par la densité des algues en suspension.

Dans le cas considéré, la réaction se manifeste non pas au niveau de la biomasse totale, constituée au cours des ans et entretenue depuis, mais au niveau de la répartition proportionnelle des diverses classes d'organismes fonctionnels. L'ampleur des variations a augmenté de manière significative; de même que dans le cas de l'eutrophication, elles correspondent à des modifications et à des déséquilibres. Comment se produisent-elles?

En favorisant artificiellement la circulation aquatique, on vise à augmenter la "respiration" du lac. L'apport d'oxygène dissous devrait ainsi être garanti jusqu'au fond du lac. Les mesures techniques prises à cet effet n'influencent pas seulement la profondeur de la strate circulante, mais aussi la durée de la phase de circulation. Etant donné que la circulation est meilleur marché que l'insufflation d'oxygène pur, on essaie de prolonger autant que possible la phase de circulation en insufflant de l'air sous forme de grosses bulles dans le lac. De la sorte, les algues planctoniques sont sans cesse déplacées de la surface vers le fond, ce qui limite la croissance en un premier temps: en effet, il n'y a pas assez de lumière en profondeur pour la production primaire. En conséquence, les réserves nutritives constituées par la circulation subsistent. Au moment où le rayonnement solaire devient si pénétrant que la stratification du lac ne peut plus être réprimée, elle s'installe soudainement.

L'adjonction d'oxygène à proximité de l'interface aquasédimentaire et les nuagés de bulles favorisent le développement de germes stockés. Ceux-ci peuvent maintenant servir d'ensemencement constant et influencer l'évolution ultérieure de l'écosystème. Les changements météorologiques permettent maintenant aux espèces bien adaptées de s'imposer rapidement. Les algues se trouvent dans un milieu abondant, et les microplanctons se multiplient de manière exponentielle. Dans le Hallwilersee, cette base nutritive se constitue encore à temps pour servir de pâture aux zooplanctons plus nombreux et parvenus à une phase de crois-

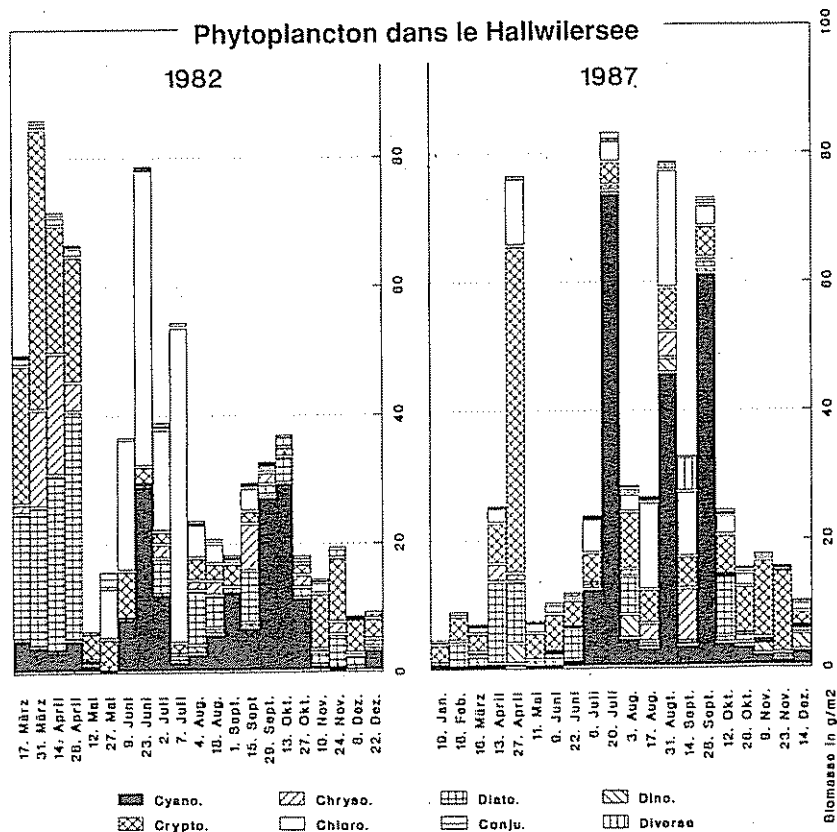


Fig. 5
Evolution annuelle des classes d'algues avant et après la mise en service des dispositifs d'insufflation artificielle. Dans le Hallwilersee, les mesures d'assainissement interne, et notamment l'allongement de la phase de circulation, ont pour conséquence de déplacer les périodes de végétation principales. Au lieu d'avoir une production maximale au printemps, on constate que la production atteint des maxima plus élevés et plus fréquents durant la période estivale.

sance importante - dans le lac de Sem-pach en revanche, le maximum printanier manque presque complètement. Suite aux interactions biologiques, les maxima et minima du phytoplancton et du zooplancton se succèdent à un rythme effréné. La capacité de former une biomasse élevée demeure longtemps conservée grâce au recyclage subséquent des substances nutritives (algues - zooplanctons - excreta - phytoplanctons). Depuis l'introduction des mesures d'assainissement en milieu lacustre, le nombre de maxima phytoplanctoniques et leur succession sont modifiés. Cette dernière s'est accélérée, et il est possible d'observer plusieurs maxima durant la période estivale (cf. fig 5).

La sédimentation des substances nutritives dépend essentiellement des types de plancton flottant qui prédominent. Les planctons se déplaçant de manière autonome, les algues disposant de flagelles ou de vacuoles propulsives et les nanoplanctons arrivent

à se maintenir pratiquement à la même profondeur ou descendent un tout petit peu, alors que les planctons de grande taille chutent de beaucoup. Mais ces derniers contribuent justement à la sédimentation en digérant les nanoplanctons: en effet, les excréments des zooplanctons tombent au fond du lac avec une vitesse supérieure, étant donné leur grosseur (cf. fig. 6).

La modification de la teneur en oxygène dans les eaux de fond élargit le domaine de chasse des poissons d'une part, et le milieu vital potentiel des zooplanctons. Ceux-ci occupent aussitôt cet espace propice à leur survie. Diverses espèces perdent toutefois leur créneau de sécurité: en effet, le cyclops et le chaoborus peuvent survivre longtemps avec de l'oxygène en concentrations réduites, et plongent durant les heures diurnes au fond du lac, où ils séjournent en partie dans le sédiment dépourvu d'oxygène. De la sorte, ils pouvaient échapper aux poissons. Depuis la mise en oeuvre des

mesures d'assainissement internes dans ces lacs, la durée de vie de ces espèces a fortement diminué parce que les poissons chassent également en eau profonde. Voilà pourquoi des processus d'élimination ont lieu entre les espèces de zooplanctons.

5. Conclusions

La réaction des planctons lacustres aux modifications écosystémiques ne doit pas être recherchée en premier lieu au niveau de la biomasse globale, mais dans le degré de corrélation entre les maillons de la chaîne alimentaire; ce paramètre se manifeste dans l'ampleur des variations des espèces et dans leur composition fonctionnelle. Plus l'eutrophisation augmente, plus l'ampleur des variations croît et certains équilibres se déplacent au niveau de la composition du plancton. Ces modifications influencent de leur côté le comportement sédimentaire du système.

La biodiversité diffère selon la trophicité des lacs. Dans les lacs eutrophes, les communautés vivantes se succèdent relativement rapidement: elles comptent peu d'espèces, mais celles-ci sont dominantes, et il en résulte une multiplicité annuelle remarquable. En revanche, dans les lacs oligotrophes, de nombreuses espèces sont présentes en tout temps, sans grande variation temporelle.

Les mesures d'assainissement internes modifient fondamentalement l'écologie du système lacustre considéré. Les maxima de croissance phytoplanctonique se déplacent vers la seconde moitié de l'année et le rythme de succession s'accélère, alors que certaines espèces de zooplanctons doivent de plus en plus faire face à la prédation des poissons. □

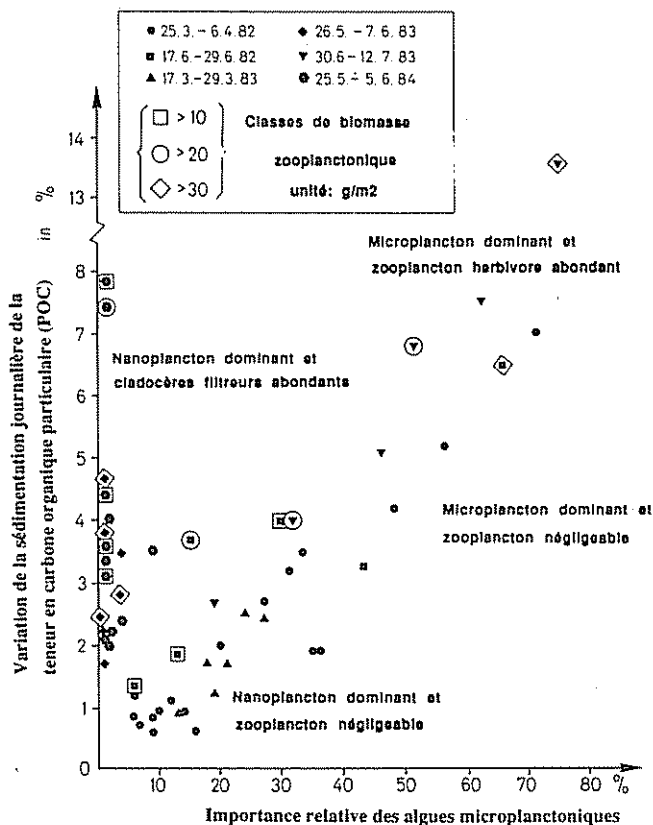


Fig. 6
Rapport entre sédimentation et composition du plancton. Aussi bien l'augmentation de la biomasse des zooplanctons que celle des microplanktons favorisent les pertes dues à la sédimentation. Jusqu'à 10% des algues flottant dans les couches supérieures disparaissent chaque jour dans le sédiment.

[1] Bürgi, HR. und Astrid Meier in: Ber. Interkantonale limnologische Untersuchung des Walensees, 1976 bis 1985
 [2] Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees. Jb. Nr 18 (1992)
 [3] Bürgi, HR. and P. Stadelmann (1991): Plankton succession in Lake Sempach, Lake Hallwil and Lake Baldegg before and during internal restoration measures. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24 p.931-936



Les orateurs de la journée d'information, de gauche à droite: Heinz Ambühl, Dieter Imboden, Hans Rudolf Bürgi, Bernhard Wehrli, Fred Stössel, René Gächter et Markus Braun.

Processus biogéochimiques à la surface du sédiment

Bernhard Wehrli, Andrea Ventling et Rudolf Müller

1. Assainissement des lacs: entre succès...

En regardant les lacs surengraissés, les baigneurs et baigneurs pensent plus souvent à une soupe aux pois plutôt qu'au plaisir des ébats natatoires. La masse inappétissante d'algues dissimule des problèmes cruciaux. A titre d'exemple, on a constaté que, dans les années septante, les eaux du fond du Baldeggersee ne contenaient pratiquement plus d'oxygène durant la période estivale. La totalité de l'oxygène dissous au-dessous de 10 m de profondeur participait au processus de minéralisation de la biomasse d'algues mortes (cf. fig. 1). En conséquence, le milieu vital des poissons se limitait à la couche aquatique de surface, profonde de quelques mètres seulement. Depuis presque 10 ans, le Baldeggersee et le Lac de Sempach sont artificiellement oxygénés par des dispositifs installés à demeure, par lesquels on injecte de l'oxygène pur durant la saison estivale. Plusieurs diffu-

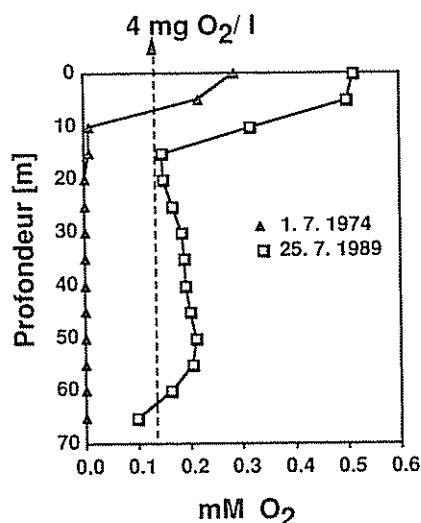


Fig. 1 Variations verticales de la concentration d'oxygène au point le plus profond du Baldeggersee, lac eutrophe. Depuis la mise en oeuvre des dispositifs d'oxygénation interne en 1982, l'objectif qualitatif de 4 mg O₂/l est rempli de manière générale.

seurs libèrent de fines bulles d'oxygène, lesquelles forment un courant ascendant. Les bulles de gaz se dissolvent rapidement et l'eau riche en oxygène forme une couche à environ 20 ou 30 m au-dessus du fond lacustre. Un apport quotidien de 3 t garantit le maintien du but visé, soit 4 mg O₂/l. En hiver, de l'air sous pression est libéré sous forme de grosses bulles afin d'améliorer le brassage de la masse d'eau, de sorte que le réservoir d'oxygène dissous peut être complété par un apport d'oxygène atmosphérique.

Vu les expériences positives, un dispositif d'oxygénation a été installé en 1985/86 dans le Hallwilersee. Surveillées de près, les mesures d'assainissement ont permis de prouver qu'il est possible de maintenir des eaux de fond oxygénées (aérobies) même dans des lacs eutrophes abrités du vent.

... et espérances partiellement réalisées

L'amélioration de la teneur en oxygène au fond du lac est certes le but le plus immédiat des installations d'oxygénation: mais on a toujours espéré, dès la phase initiale du projet, que ces mesures permettraient d'atteindre deux "effets secondaires" bien plus importants du point de vue politique. Il s'agit des aspects suivants:

1. La redissolution du phosphore contenu dans le sédiment devrait être fortement réduite dans les eaux de fond artificiellement maintenues en état aérobie.
2. Grâce à une teneur suffisante en oxygène jusque dans les eaux lacustres profondes, le milieu vital des poissons devrait s'étendre sur toute la profondeur du lac.

Ces deux espérances ne se sont que partiellement réalisées.

- Avant la mise en service des installations d'oxygénation, les sédiments du Baldeggersee redonnaient aux eaux de fond de 4,8 à 10 t de phosphore par été. Depuis la mise en oeuvre de l'oxygénation artifi-

cielle, cette fourchette se situe entre 2,2 et 7,4 t [1]. Dans le Lac de Sempach, on a observé une réduction nettement moindre de l'eutrophisation phosphorique endogène. Avant la mise en place de l'oxygénation, 15,8 t de phosphore étaient dissoutes alors qu'après le début de l'oxygénation, pas moins de 13,8 t étaient encore dissoutes annuellement entre 1984 et 1988 [2]. Dans le Lac de Sempach, environ 70% du phosphore d'origine sédimentaire est retourné dans les eaux de fond malgré le relèvement de la teneur en oxygène. Dans les études de modélisation effectuées à l'EAWAG pour l'assainissement du Baldeggersee et du Hallwilersee, les auteurs ont admis au départ 1 à 5% seulement de dissolution phosphorique dans les eaux de fond aérobie [3]. Cette valeur s'est révélée trop optimiste déjà lors de la modélisation du Lac de Sempach.

- De même, au niveau des poissons, les mesures d'assainissement internes n'ont amené qu'un succès partiel. Les poissons "colonisent" certes la totalité de la masse d'eau. Toutefois, la population de corégones ne peut pas se reproduire naturellement. Les oeufs de corégones meurent sur le sédiment avant d'avoir atteint le stade larvaire [4]. Les installations d'oxygénation ont permis aux poissons de reconquérir la totalité de leur milieu naturel, mais la surface du sédiment demeure une zone où les oeufs de corégones ne peuvent survivre. La population de corégones ne subsiste que grâce à une pisciculture intensive.

Si nous voulons savoir pourquoi ces espoirs ont été partiellement déçus, nous devons chercher à comprendre les transformations microbiologiques, minéralogiques et chimiques qui s'opèrent au fond des lacs. Cette recherche multidisciplinaire a reçu le nom de biogéochimie. Nous considérerons d'abord le problème de la redissolution du phosphore et tenterons ensuite de comprendre pourquoi les oeufs de corégones meurent. Nous arriverons

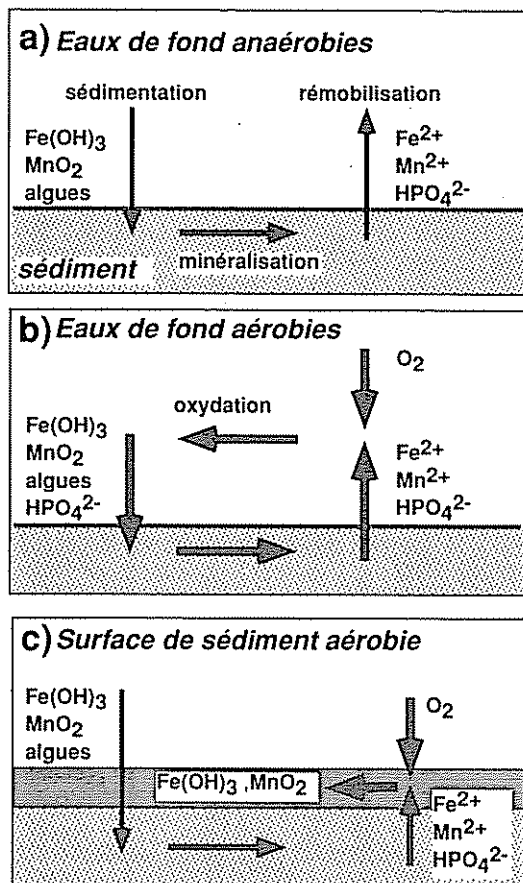


Fig. 2
Embrayage entre la concentration d'oxygène dans l'hypolimnion et la redissolution du phosphore.

a) Si l'oxygène disparaît complètement des couches profondes durant la période estivale (cf. Baldeggersee 1974, fig. 1), l'eau hypolimnionique s'enrichit de substances réduites, à savoir des ions de fer (II) et de manganèse (II) dissous. Les hydroxydes de fer, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, et de manganèse, MnO_2 , susceptibles d'absorber le phosphore, se dissocient dans une large mesure. La rétention du phosphore dans le sédiment est moindre

b) Si les couches profondes contiennent de l'oxygène dissous, que ce soit naturellement ou suite à l'oxygénation artificielle, le cycle de l'oxydoréduction peut s'instaurer. Les ions de fer et de manganèse réduits sont oxydés dans les eaux de fond. En conséquence, le taux de sédimentation de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et de MnO_2 augmente localement. Les minéraux sont rapidement réduits à la surface du sédiment. A la faveur de ce cycle, le phosphore est transporté dans les couches d'eau profondes, mais le piégeage du phosphore par le sédiment demeure limité.

c) Il faut attendre que l'oxygène pénètre dans la couche sédimentaire pour qu'une couche d'oxydation apparaisse, dans laquelle s'accumulent les composés de fer et de manganèse oxydés. De la sorte se crée un nouveau potentiel d'adsorption pour le phosphore.

ainsi à démontrer que les deux phénomènes, quoique très différents, proviennent d'une même cause.

2. L'embrayage patient entre le cycle de l'oxygène et celui du phosphore

Dans les années 40 déjà, on avait compris que, dès que l'oxygène est épuisé, le phosphore, de même que le fer (II) et le manganèse (II), s'accumule dans les eaux de fond des lacs eutrophes durant l'été [5]. A la surface du sédiment, les microorganismes utilisent du nitrate, du sulfate, des oxydes de fer (III) et de manganèse (IV) pour oxyder la biomasse décomposable en condition anaérobie. Si ces oxydants viennent à manquer, on assiste à l'apparition en masse de bactéries fermentaires et méthanogènes, lesquelles libèrent en dernier ressort du méthane. Vu que l'hydroxyde de fer amorphe $\text{Fe}(\text{OH})_3$ se caractérise plus que tout autre élément par sa très grande capacité d'adsorption du phosphate, la dissolution réductrice du fer (III) mobilise également du phosphore (cf. fig.

2a). S'il y a de l'oxygène dans les eaux profondes et que les conditions sont favorables, il est possible que le fer (II) et le manganèse (II) dissous soient oxydés déjà à la surface du sédiment, pour donner de l'hydroxyde de fer et de l'oxyde de manganèse MnO_2 . Ces minéraux s'accumulent ainsi dans la zone intermédiaire entre le sédiment et l'eau, ce qui augmente de manière énorme la capacité rétentive de cette couche sédimentaire par rapport au phosphore (cf. fig. 2c). Si les conditions sont moins favorables, soit dans les lacs productifs et quand le brassage est réduit au fond du lac, le couplage entre l'oxygène et la rétention du phosphore commence à patiner: si la surface sédimentaire devient anaérobie, rien ne s'oppose à ce que le fer (II) dissous et le manganèse (II) soient exportés dans la couche d'eau profonde. Etant donné que l'oxydation n'a lieu que dans la colonne d'eau, la concentration de ces éléments près de la surface sédimentaire demeure limitée. Dans ces conditions, les sédiments ne forment pas un entrepôt définitif efficace pour le phosphore (cf. fig. 2b), aliment essentiel des algues. Au contraire, il se développe dans les eaux profondes un cycle de réduction intensif au cours duquel les oxydes particuliers de fer et de manganèse sont réduits dans les millimètres supé-

rieurs du sédiment. Les ions libérés Fe^{2+} et Mn^{2+} sont transportés jusque dans l'eau profonde aérobie, où ils se convertissent en oxydes particuliers $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et MnO_2 . Dans le Lac de Sempach, le cycle du manganèse est particulièrement intensif à quelques mètres au-dessus du fond lacustre [6]. Par rapport au phosphore, de tels cycles (cf. fig. 2b) ne jouent aucun rôle car, si le phosphore est bel et bien maintenu en circulation dans les eaux profondes, la fixation du phosphore dans le sédiment n'est pratiquement pas influencée.

3. Analyses chimiques à l'échelle centimétrique

Afin de déterminer s'il existe une surface sédimentaire aérobie dans les lacs artificiellement oxygénés (cf. fig. 2c), il est nécessaire d'analyser le fond lacustre au cm près, voire au mm près. Pour réaliser l'échantillonnage *in situ* à cette échelle, nous avons recouru à des relevés dialytiques. Cette méthode a été perfectionnée entre autres par le groupe de Hanselmann à l'Université de Zurich [7]. Les gradients de matières dissoutes dans l'eau interstitielle à la limite entre sédiment et eau libre peuvent être déterminés

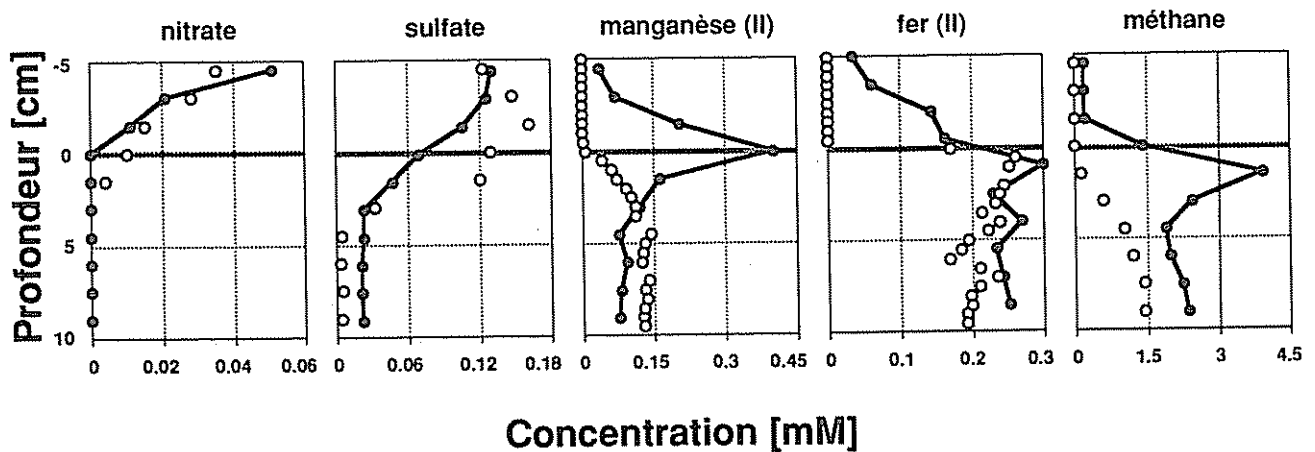


Fig. 3

Substances dissoutes dans l'eau interstitielle, sorte d'interface entre sédiment et masse d'eau. Les graphes montrent les valeurs mesurées en avril (cercles) et en juillet (points) à l'endroit le plus profond du Lac de Sempach. Les gradients indiquent que le sédiment était aérobie en avril. Alors que le nitrate s'est diffusé dans le sédiment, le fer a été oxydé à la surface. L'oxydation du méthane s'effectue déjà à environ 1,5 cm de profondeur. En juillet par contre, la surface sédimentaire est anaérobie; en effet, on trouve par exemple du fer (II) réduit en hautes concentrations à la limite aqua-sédimentaire.

avec une précision de 5 à 15 mm. Concrètement, environ 1 à 3 ml d'eau pure est amené en équilibre avec l'eau interstitielle sédimentaire par le biais d'une membrane dialytique. Constitués chacun d'une plaque de plexiglas de 80 cm de longueur, trouée ou fendue de manière à pouvoir recevoir le liquide expérimental, les appareils d'échantillonnage sont montés sur des châssis tétraédriques et ont été exposés pendant 2 à 3 semaines au fond du lac. De cette manière, nous avons été en mesure d'analyser les traces chimiques que les processus biogéochimiques laissent dans l'eau interstitielle sédimentaire.

Une série d'analyses typiques a été réalisée à une profondeur de 86 m, à l'endroit le plus profond du Lac de Sempach (cf. fig. 3). De manière générale, les gradients sont beaucoup moins accentués à la fin de la période de circulation, c'est-à-dire au printemps, que durant la période estivale. Le gradient du méthane et du manganèse va jusqu'à 10 cm de profondeur dans le sédiment. Ce sont donc les 10 cm supérieurs de la couche sédimentaire qui participent à un échange intensif de matières avec l'eau du lac. Le sédiment dont l'âge dépasse environ 20 à 30 ans n'est quasiment plus en contact avec la masse des eaux du lac.

Après la phase de brassage du lac, c'est-à-dire au printemps, le nitrate pénètre dans le sédiment sur 2 cm de profondeur. Le profil du méthane permet de conclure que CH_4 est déjà oxydé dans le sédiment. Considéré de pair

avec le gradient très raide du fer (II), il indique qu'à ce moment de l'année, la surface sédimentaire est aérobie. Une couche retenant le phosphore peut ainsi se créer. Et on observe effectivement la plupart du temps une redissolution phosphorique significative à partir de juillet dans les eaux profondes.

Après les premiers grands apports d'algues mortes, la dégradation par oxydation s'intensifie et la dénitrification n'a lieu plus que dans les millimètres supérieurs du sédiment. La concentration en nitrate de la surface sédimentaire tombe pratiquement à zéro. Etant donné que la dénitrification intensive ne s'effectue que quand la concentration d'oxygène est moindre, le gradient du nitrate est un indice avant-coureur indiquant le moment où l'oxygène de la surface sédimentaire a été complètement utilisé. Les gradients du manganèse (II) et du fer (II) confirment cette hypothèse. Comme le fer (II) réagit extrêmement rapidement avec l'oxygène, des concentrations de l'ordre de plus de cent $\mu\text{mol/l}$ peuvent se manifester pendant une certaine durée seulement lorsque les concentrations d'oxygène sont extrêmement basses.

Les gradients du fer, du manganèse et du méthane dissous se prolongent en juillet dans la colonne d'eau située au-dessus du sédiment. Ce phénomène indique que la circulation verticale des eaux est très limitée au fond du lac durant cette période. Etant donné que les processus de minéralisation libèrent de grosses quantités de gaz carbo-

nique et de ions dissous, la densité de l'eau augmente à proximité du sédiment, ce qui favorise la stabilisation de la colonne d'eau au-dessus du sédiment et ralentit les processus d'échange. Dans les lacs d'une certaine profondeur, cette évolution peut provoquer une anaérobie durant des décennies [8]. L'afflux d'oxydants dissous, tels l'oxygène, le nitrate et le sulfate, vers la surface sédimentaire est par conséquent freiné. La dégradation du matériel organique présent en grande quantité consomme non seulement tout l'oxygène disponible, mais elle empêche, via la stabilisation de l'eau par augmentation de la densité, le transport d'oxydants vers les zones où la consommation est la plus élevée. Malgré un apport de 3 t d'oxygène pur par jour à l'endroit le plus profond du Lac de Sempach, le fond du lac présente en été des conditions anaérobies sur une couche allant de quelques mm à quelques décimètres.

Dans ces conditions, les phases ferreuse et manganéuse sont instables. Comme les gradients le montrent en fig. 3, ces minéraux se dissolvent rapidement. Même les micro-organismes qui lient le phosphore sous forme de polyphosphates libèrent ces composés en situation anaérobie [9].

Grâce à la spectroscopie aux rayons X (EXAFS), nous pouvons confirmer que pratiquement aucun minéral oxydé ne s'accumule à la surface sédimentaire du Lac de Sempach. Dans les 2 mm supérieurs de la couche sédimentaire, on a seulement mis en évidence

Fig. 4

Mort des oeufs de corégones dans le Lac de Sempach.

a) Le nombre des oeufs de corégones vivant à la surface du sédiment dans le Lac de Sempach chute rapidement dès que le besoin en oxygène de ces oeufs augmente.

b) Durant l'embryogénèse, les oeufs de corégones ont besoin d'une concentration d'oxygène dépassant 7 à 8 mg/l. Des mesures effectuées par le moyen de microélectrodes montrent que la concentration d'oxygène satisfait à cette condition dans l'eau située au-dessus du sédiment, mais que dans l'interface diffus où les oeufs trouvent leur milieu vital, la concentration d'oxygène se situe souvent au-dessous de la limite critique.

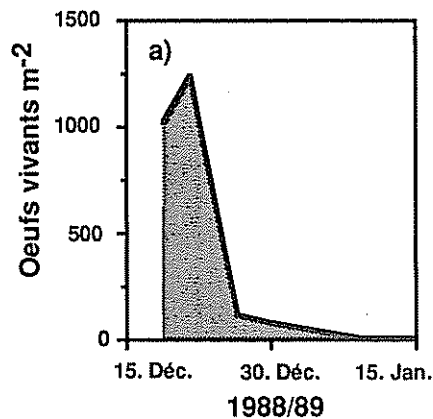
du carbonate de manganèse réduit ($MnCO_3$). La proportion d'oxyde de manganèse (MnO_2) ne dépasse pas 20%.

A l'endroit le plus profond du Lac de Sempach, on constate ainsi la situation d'un embrayage patinant entre le cycle de l'oxygène et celui du phosphore. A cause de la décomposition intense des algues mortes, une situation de stagnation se développe, ce qui empêche le transport d'oxygène vers la surface sédimentaire et rend impossible la création d'une couche piégeant le phosphore et empêchant sa redissolution.

4. La mort subite des oeufs de corégones

Malgré la situation eutrophe du Lac de Sempach, les quantités de poissons pêchés n'ont pas diminué. De 1979 à 1984, les pêcheurs ont exploité 87 t de poissons en moyenne annuelle. La proportion de corégones atteint jusqu'à 90%. Ces bons résultats n'ont toutefois été possibles que grâce à l'empoissonnement pratiqué par les pêcheurs professionnels.

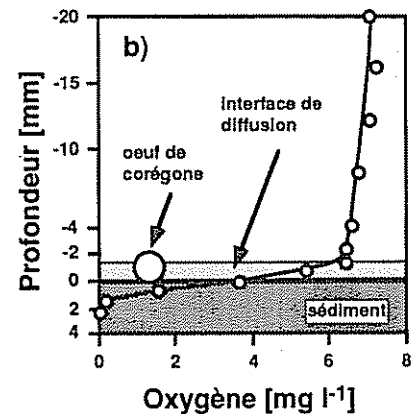
Les corégones fraient vers mi-décembre, de préférence entre 2 et 10 m de profondeur. Grâce à un aspirateur manié par une plongeuse, la densité des oeufs de corégones dans le Lac de Sempach a pu être définie au cours de trois hivers consécutifs. De même, le destin de ces fraies a été observé. A mi-



décembre, on a constaté des densités d'oeufs dépassant 1000 unités par m². En incubateur, il faut attendre environ 10 semaines à 4°C pour que 90% des oeufs éclosent. En milieu lacustre par contre, après mi-février aucun oeuf vivant ni larve ne se trouve dans la zone de fraie. La fig. 4 illustre la manière dont le nombre d'oeufs vivants décroît en quelques jours. Les pertes dues aux prédateurs ne représentent qu'une faible proportion, et la majorité des oeufs morts sont couverts de moisissures. Afin de tester si la mort des oeufs était due à des substances nocives d'origine sédimentaire - hydrogène sulfuré ou ammoniac par ex. -, des oeufs d'origine pisciculturale ont été disposés d'une part sur une feuille de plastique recouvrant la surface sédimentaire et d'autre part directement sur ladite surface. Quelle que soit l'exposition des oeufs, les essais ont montré que le taux de mortalité était semblable pour tous les oeufs. La mort des oeufs ne peut donc être imputée à des émissions nocives d'origine sédimentaire. Comme dernière hypothèse, on peut supposer que les oeufs n'ont pas assez d'oxygène à disposition.

5. Microélectrodes

En effectuant des mesures avec des microélectrodes spécifiques, il est en principe possible de déterminer les gradients d'oxygène à une échelle extrêmement précise, soit d'environ 50 µm [10]. Nous avons appliqué cette méthode grâce à un micromanipulateur simple afin de déterminer les teneurs en oxygène de prélèvements sédimentaires provenant de la zone littorale (cf. fig. 4b). L'analyse s'est effectuée dans le milieu afin d'éviter toute altération des résultats. Comme des



mesures *in situ* effectuées sur le sédiment même l'ont également montré, il se forme, selon les courants et la topographie, un interface de diffusion de 0,2 à 2 mm d'épaisseur au-dessus du sédiment, une couche intermédiaire dans laquelle la concentration d'oxygène diminue fortement. Malgré la teneur en oxygène d'env. 7 mg/l dans l'eau située au-dessus, la concentration d'oxygène descend au-dessous de 4 mg/l à proximité du sédiment. Or, au début de leur développement, les oeufs de salmonidés ont besoin de concentrations d'au minimum 3 mg/l. Durant la phase précédant l'éclosion, la concentration d'oxygène critique atteint même 7 à 8 mg/l. Comme la fig. 4b l'illustre, il est très difficile pour un oeuf de corégonne de trouver suffisamment d'oxygène durant cette phase dans un lac eutrophe. Des expériences portant sur le déplacement des oeufs ont en outre montré, par le biais d'oeufs colorés, que durant la période agitée des tempêtes hivernales, les oeufs sont souvent déplacés dans les dépressions benthiques situées dans la zone profonde du lac, ce qui rend encore plus difficile l'approvisionnement en oxygène.

6. Conclusions

L'assainissement interne des lacs du plateau suisse consiste en premier lieu en l'oxygénation de la couche d'eau profonde.

Il s'est avéré très difficile d'améliorer l'oxygénation des sédiments. Quelque peu augmenté, le piégeage du phosphore dans le Baldeggersee et la progression des vers dans le Hallwilersee [11] permettent de supposer que l'oxygénation de la surface sédimentaire à profondeur moyenne est meilleure

aujourd'hui qu'auparavant. En effet, c'est dans cette zone que s'accumule l'eau riche en oxygène provenant du courant des bulles. L'oxygénation artificielle ne peut toutefois pas empêcher que des zones anaérobies, ne piégeant que très peu le phosphore, se créent périodiquement à la surface des sédiments situés à grande profondeur.

Même dans la zone littorale, l'oxygène est entièrement consommé sur quelques millimètres à la surface du sédiment, parce que la proportion d'algues mortes est trop élevée dans le sédiment. Les oeufs de corégones, qui dépendent d'un milieu vital situé au raz de la surface sédimentaire et dont l'épaisseur se calcule à l'échelle millimétrique, sont littéralement asphyxiés par la consommation d'oxygène des

microorganismes qui "vivent" un millimètre au-dessous.

Le sédiment ne sera mieux oxygéné qu'à partir du moment où la sédimentation de la biomasse morte diminuera. Cela implique une diminution de la charge en phosphore exogène. □

- [1] A. Wüest et al., 1991. Sanierung des Baldeggersees. EAWAG Auftrag 4818.
- [2] R. Gächter et al., 1989. Auswirkungen der Belüftung und Sauerstoffbegasung auf den P-Haushalt des Sempachersees. Wasser, Energie, Luft 81, 335-341.
- [3] H. Ambühl et al., 1979. Gutachten über die Sanierung des Baldegger- und Hallwilersees. EAWAG Auftrag 4559.
- [4] A. Ventling, 1992. Reproduktion und larvale Entwicklungsphase der Felchen (*Coregonus* sp.) im eutrophen Sempachersee. Dissertation Universität Zürich.
- [5] C. Mortimer, 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. J. Ecol. 29, 280-329.
- [6] Wehrli et al., 1992. Reaction rates and products of manganese oxidation at the sediment-water interface. In: C.P. Huang et al. (Eds.) "Aquatic Chemistry". ACS Advances in Chemistry Series. (in review)
- [7] H. Brandl, K. Hanselmann, 1991. Evaluation and application of dialysis porewater samplers for microbiological studies at sediment-water interfaces. Aquatic Sciences 53, 55 - 73.
- [8] A. Wüest et al., 1992. Density structure and tritium-helium age of deep hypolimnetic water in the northern basin of lake Lugano. Aquatic Sciences, 54, in Druck.
- [9] R. Gächter et al., 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. Limnol. Oceanogr. 33, 1542-1558.
- [10] B. B. Jørgensen, D. J. Des Marais, 1990. The diffusive boundary layer of sediments: Oxygen microgradients over a microbial mat. Limnol. Oceanogr. 35, 1343-1355.
- [11] F. Stössel, 1992. Die Bodenfauna im Hallwilersee dringt vor, Mitt. der EAWAG 34 F, S. 23ff.

La faune benthique progresse dans le Hallwilersee

Fred Stössel

1. Vie par 20 m de profondeur?

Le Hallwilersee est un lac eutrophe du Plateau suisse. Depuis 1985, il est soumis à une circulation adjuvante en hiver et à une oxygénation abyssale en été. Ce plan d'assainissement a été élaboré de concert par l'EAWAG et par les offices de la protection des eaux des cantons d'Argovie et de Lucerne.

Situé sur un axe nord-sud entre deux collines, le lac en question est abrité des principaux vents; de ce fait, il lui faut en moyenne une décennie pour achever un brassage complet jusqu'à une profondeur maximale de 46 m. Durant la période estivale, cette situation générale provoque une baisse durable et complète de la teneur en oxygène dans de larges zones lacustres, à cause de la stratification de la masse liquide. Vers la fin de la stratification estivale, il n'est pratiquement plus possible de trouver de l'oxygène au-dessous de 25 m de profondeur, dans certains cas même déjà à partir de 20 m de profondeur. La fig. 1 illustre le développement de la concentration en oxygène dans le Hallwilersee en 1985. Elle met clairement en évidence que le lac n'a pas été complètement brassé durant l'hiver précédent. En 6 mois, le niveau de la zone anaérobie a passé de

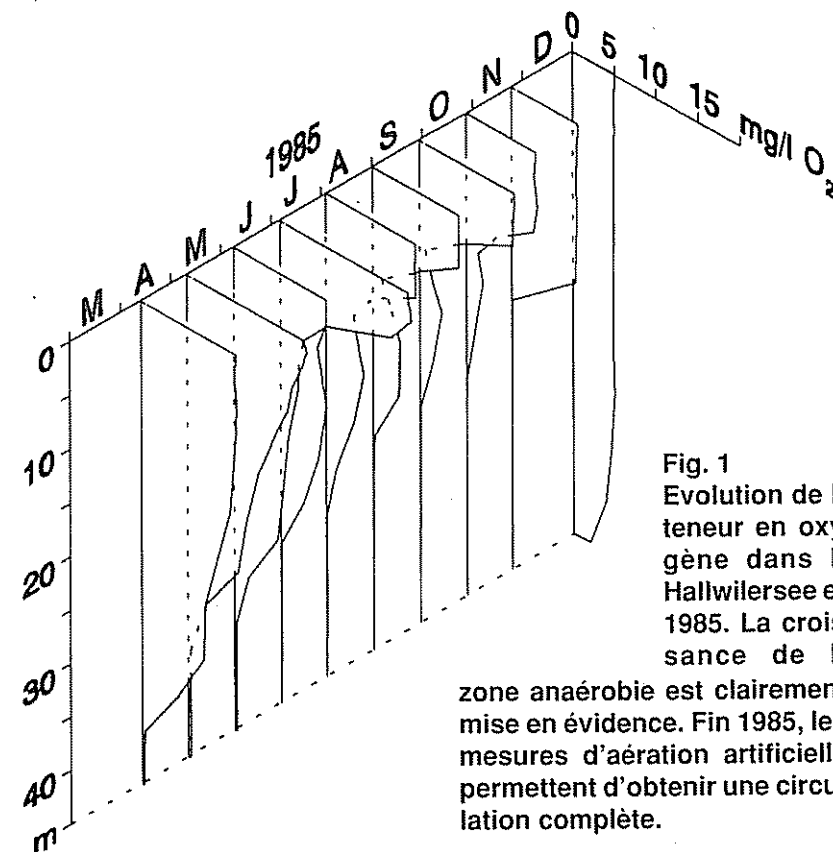


Fig. 1
Evolution de la teneur en oxygène dans le Hallwilersee en 1985. La croissance de la

zone anaérobie est clairement mise en évidence. Fin 1985, les mesures d'aération artificielle permettent d'obtenir une circulation complète.

35 m à environ 22 m de profondeur; simultanément, la teneur minimale en oxygène de la couche supérieure, c'est-à-dire jusqu'à dix mètres de profondeur, a augmenté. Entre ces deux zones, il existe une couche où la concentration résiduelle d'oxygène n'est malgré tout pas suffisante pour les espèces

assez sensibles. Märki et Schmid [1] ont mesuré en octobre 1973 des valeurs encore plus basses; cette année-là, il n'y avait déjà plus d'oxygène à partir de 10 m de profondeur. Etant donné cette situation précaire, les planctons morts sédimentaient au fond du lac durant les périodes estivales et

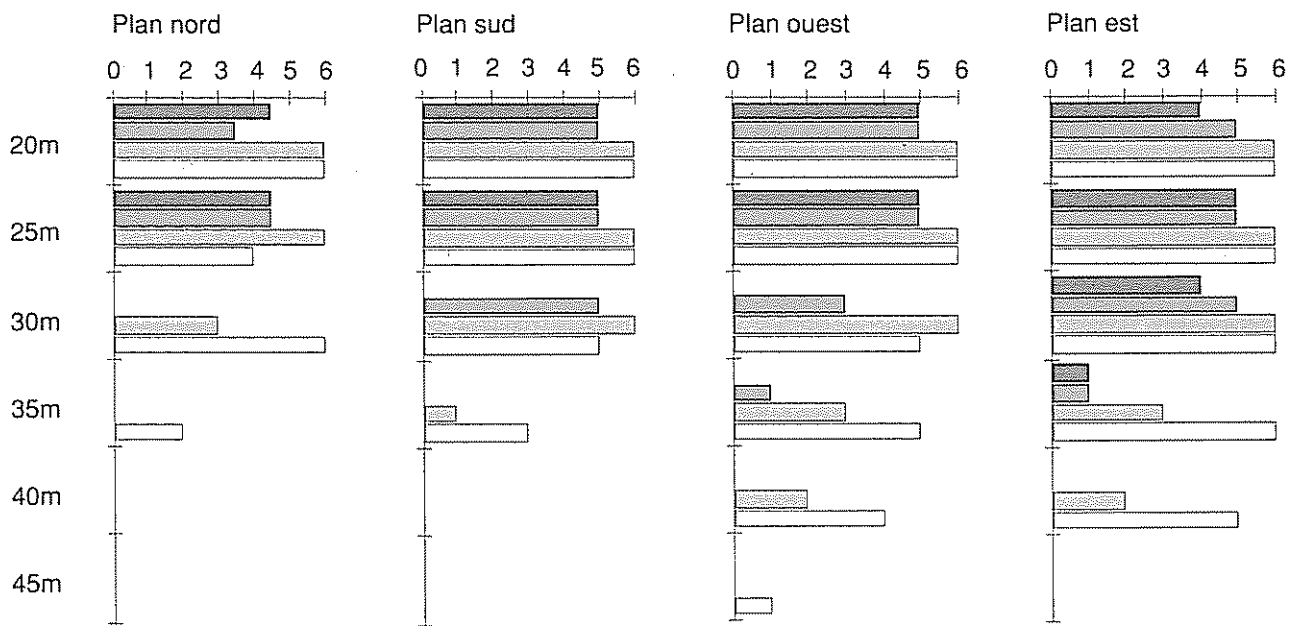


Fig. 3
Evolution des oligochètes dans le Hallwilersee. Les niveaux de gris (cf. fig. 4) indiquent l'année des prélèvements et la longueur des barres, la concentration des vers.

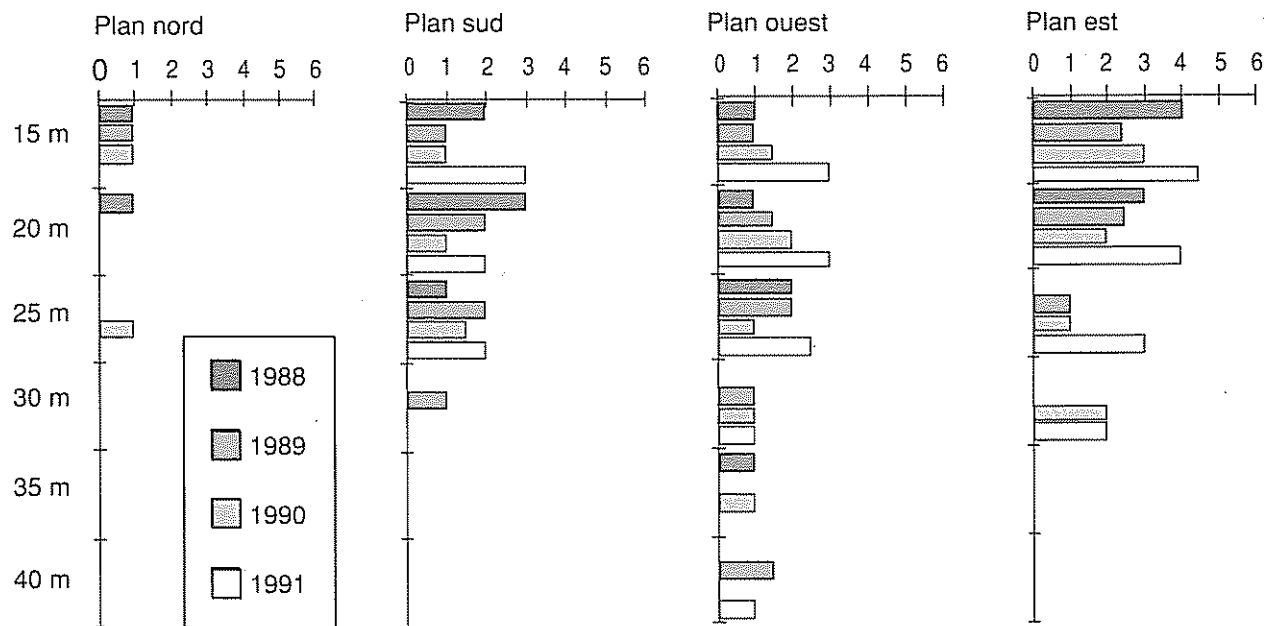


Fig. 4
Evolution des chironomides dans le Hallwilersee.

La présence beaucoup moins nombreuse des chironomides par rapport à celle des oligochètes saute aux yeux. Il n'est guère possible de parler de repeuplement, bien qu'on constate une tendance au repeuplement dans les couches profondes.

ne pouvaient plus se décomposer de manière aérobie, ie. à l'aide de l'oxygène, ce qui eu pour conséquence l'apparition d'une masse de pourriture noire. La décomposition bactérienne anaérobie produisant de l'hydrogène sulfuré, gaz nocif, les fonds lacustres étaient devenus invivables pour les

invertébrés, avec pour corollaire un rétrécissement radical du milieu vital et des frayères pour les poissons. Vu que la surface des fonds du lac situés au-dessous de 20 m de profondeur correspond aux 2/3 de la surface totale de la cuvette lacustre, la diminution d'oxygène a un impact sur un milieu

vital considérable, capital non seulement pour les invertébrés, mais aussi pour de nombreuses espèces de poissons. Afin de pouvoir analyser l'effet que produiront les mesures d'assainissement introduites en 1985 sur les invertébrés, l'EAWAG a entrepris à la fin du printemps de la même année des

Tableau 1

Le nombre d'espèces a visiblement augmenté entre 1985 et 1991, quelle que soit la profondeur.

Comme on s'y attendait, les plus grandes augmentations se manifestent au-dessus de 30 m.

Profondeur [m]	Nombres d'espèces	
	1985	1991
20	8	12
25	4	8
30	3	7
35	2	4
40	2	4
45	0	3
46	0	2

prélèvement sur le benthos afin de définir la situation de départ.

2. Objet de l'analyse

Les travaux d'analyse ont été répartis entre l'EAWAG et l'office de la protection des eaux du canton d'Argovie. Ce dernier s'est chargé d'observer les processus d'ordre chimique et physique, alors que l'EAWAG s'est vue confier la tâche d'assurer le repeuplement du benthos avec des macroinvertébrés.

Les premiers résultats des enquêtes physiques et chimiques ont été publiés par Stöckli et Schmid [2], ceux des analyses biologiques par Stössel [3].

Les prélèvements biologiques ont été effectués selon un axe longitudinal et un axe transversal dont l'intersection se situe au point le plus profond du lac et définit quatre plans cardinaux (plans nord, sud, est et ouest). Des prélèvements benthiques ont été effectués selon le tracé de ces plans, d'abord à 1-2 m de profondeur, puis selon des courbes de niveau équidistantes de cinq mètres jusqu'au point le plus profond: les prélèvements ont été effectués au moyen d'un chalut spécial. Les organismes qui se trouvaient dans les prises ont tout de suite été libérés de la boue de pourriture, puis amenés en laboratoire pour être examinés le jour suivant au microscope. C'est ainsi que leur nombre a été esti-

¹⁾ Détritivore: qui se nourrit de matériel biologique mort

Carnivore: qui se nourrit d'animaux

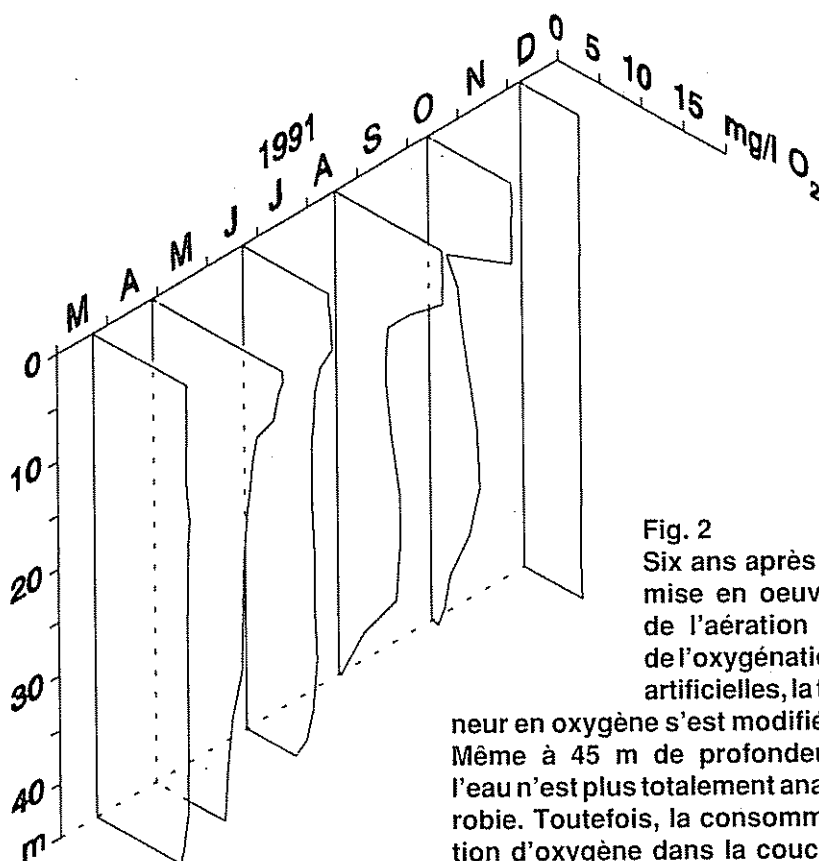


Fig. 2

Six ans après la mise en oeuvre de l'aération et de l'oxygénation artificielles, la teneur en oxygène s'est modifiée. Même à 45 m de profondeur, l'eau n'est plus totalement anaérobie. Toutefois, la consommation d'oxygène dans la couche supérieure des sédiments est toujours très grande.

mé. Le procédé de prélèvement est expliqué plus en détail dans Stössel [3].

3. Conditions biologiques et écologiques pour un repeuplement

Afin de mieux comprendre les résultats exposés dans la suite, il faut d'abord considérer les conditions nécessaires au repeuplement d'invertébrés. Un repeuplement des régions lacustres profondes est clairement limité par des facteurs de nature abiotique.

- L'obscurité permanente ne permet pas aux plantes de se développer et par conséquent, seulement les détritivores¹⁾ et les carnivores¹⁾ peuvent s'installer dans ces zones.
- Plus le lac est profond, plus le hypolimnion devient boueux et ne présente qu'un milieu vital très monotone.
- La pression augmente et la température diminue en fonction de la profondeur.

Ces conditions de vie limitent déjà

considérablement le choix des invertébrés potentiels. Les oligochètes de la famille des tubificidae sont connus pour être les champions du repeuplement. Grâce à leur mode de respiration particulier, ils sont en mesure d'avoir la partie antérieure du corps introduit dans la boue anaérobie et d'absorber de l'oxygène par la partie postérieure du corps et à travers la terminaison intestinale, opération facilitée par leur sang à haute teneur hémoglobininienne. Etant donné leur affinité peu ordinaire pour l'oxygène, ils sont en mesure d'exploiter l'oxygène même présent en concentrations infimes. Certaines espèces de tubificidae peuvent en outre survivre jusqu'à 4 semaines en milieu anaérobie, c'est-à-dire sans oxygène, sans absorption de nourriture et sans reproduction. Cette famille d'invertébrés est donc prédestinée à jouer le rôle de pionniers [4]. Suite à leur activité fouisseuse, les tubifex aèrent les sédiments et accélèrent ainsi son oxydation, phénomène connu sous le nom de bioturbation. Par ailleurs, certaines autres espèces sont aussi capables de peupler la zone benthique, telles certaines larves de chironomides et une espèce du genre *Pisidium*. Dans sa

thèse, Güntert [5] a révélé l'existence en 1913 de trois genres de la famille des tubificidae, un genre de nématode et le *pisidium fossarium* à 46 m de profondeur. Il a pu attester la présence de la seule espèce de chironomide enregistrée jusqu'à 40 m de profondeur seulement.

Un repeuplement doit tenir compte de deux autres critères pertinents du point de vue biologique:

- la durée du cycle de reproduction
- la vitesse de déplacement.

Les tubificidae nécessitent jusqu'à deux ans pour se reproduire; quant aux chironomides, ils ne se reproduisent guère plus d'une fois par an. A cet égard, les températures assez basses au fond des lacs (4-5°C), valables même en été, pourraient bien être déterminantes. La vitesse de déplacement des oligochètes et des pisidiidae est moindre et adirectionnelle. Les larves de chironomides se déplacent plus rapidement et, de même, les oeufs de chironomides tombant au fond du lac peuvent être transportés sur de grandes distances. Toutefois, ces larves et ces oeufs d'insectes doivent trouver des conditions favorables dans les zones profondes, c'est-à-dire qu'il doit y avoir assez d'oxygène. Les oeufs en particulier ont besoin en permanence d'une quantité d'oxygène suffisante pour que leur développement soit assuré.

4. Impact de l'oxygénation septennale

En 1991, et pour la première fois depuis la mise en oeuvre des mesures d'assainissement, l'oxygène s'est maintenu presque toute l'année jusqu'à une profondeur de 45 m (cf. fig. 2). Ainsi, les tubificidae sont susceptibles d'opérer un repeuplement et de se reproduire. Le développement des oligochètes au-dessous de 20 m de profondeur et entre 1988 et 1991 est représenté en fig. 3. Les quatre plans sont comparés en fig. 3 et 4. Le repeuplement le plus lent d'oligochètes s'est manifesté dans les plans nord et sud. Jusqu'en 1991, les tubificidae n'ont pu s'implanter que jusqu'à 35 m de profondeur; leur fréquence est demeurée moindre au nord et moyenne au sud. Comme on s'y attendait, le repeuple-

ment a été plus rapide dans les plans est et ouest. Ces mêmes plans de prélèvement sont les moins éloignées des diffuseurs d'air comprimé et d'oxygène. Les invertébrés ont réussi de s'implanter jusqu'à 40, voire 45 m de profondeur. Les premiers prélèvements à la fin de l'été 1992 ont montré encore une amélioration minimale. Le sol à 45 m de profondeur et au point le plus profond (46 m) était très rarement peuplé.

La fig. 4 décrit le peuplement de chironomides. Dans ce cas aussi, la concentration au nord se distingue de toutes les autres plans. Les fréquences sont à ce point insignifiantes qu'on ne peut en déduire aucune conclusion à propos du repeuplement. En revanche, les autres plans indiquent d'année en année une tendance au repeuplement benthique. Bien que les larves de chironomides sont plus agiles que les tubificidae, elles n'ont pas réussi à descendre au-dessous de 30 m, sauf dans un seul cas en 1990, où on en a trouvé jusqu'à 35 m de profondeur, mais en très petite quantité. Les échantillons prélevés en 1992 n'indiquent encore aucune modification à cet égard. Cet indice permet d'affirmer que les espèces de chironomides réagissent de manière beaucoup sensible que les tubificidae face aux conditions d'oxygénation dans le Hallwilersee.

La table 1 illustre les variations de la diversité des espèces en fonction de la profondeur (à partir de 20 m), toutes plans confondus. En 1985, il n'y avait en-dessous de 35 m de profondeur aucune larve d'invertébrés, à l'exception de la larve du *Chaoborus* vivant sans oxygène à certains moments et le stade larvaire no 4 du *Cyclops vicinus*. En 1991, les conditions d'oxygénation se sont suffisamment améliorées pour que 4 espèces supplémentaires puissent s'implanter jusqu'à 25 m de profondeur. A 35 et 40 m de profondeur, les tubificidae et les chironomides ont pu s'installer, et à 45 m, on a constaté un très petit nombre de tubificidae s'ajoutant aux espèces vivantes sans oxygène déjà mentionnées.

5. Comment continuer?

Le Hallwilersee est un des rares lacs

suisses dont les berges ont conservé en majeure partie leur état naturel. On s'y repose et on y pêche.

A partir de quel moment pourra-t-on alors considérer le lac comme assaini, du point de vue du repeuplement benthique? Pour répondre à cette question, il faut tenir compte du fait que l'état du lac ne pourra se maintenir partout après le repeuplement et après la suppression des mesures adjuvantes. Vu sa situation géographique, le lac opérera un brassage complet à nouveau une fois tous les dix ans en moyenne, de sorte que les déficits en oxygène dans les profondeurs sont préprogrammés.

Les solutions sont de deux ordres:

- Les mesures adjuvantes sont suspendues, et on admet que le fond lacustre ne restera pas entièrement peuplé.
- Sinon, il faut maintenir au moins la circulation d'appoint durant la période hivernale. Il faut qu'il y ait au moins oxydation des couches sédimentaires supérieures et diminution simultanée de l'apport en substances nutritives - surtout en provenance du Baldeggersee - [6] pour que l'état acquis après des années d'oxygénation artificielle puisse se maintenir. □

- [1] Märki, E. und Schmid, M. (1983): Der Zustand des Hallwilersees. wasser, energie, luft. (Baden) 75, 105-112.
- [2] Stöckli, A. und Schmid, M. (1988): Die Sanierung des Hallwilersees: erste Erfahrungen mit der Zwangszirkulation und der Tiefenwasserbelüftung. wasser, energie, luft. (Baden). 79, 143-149.
- [3] Stössel, F. (1989): Die Sanierung des Hallwilersees: Auswirkungen auf die Organismen des Seegrundes nach 2^{1/2} Jahren Zirkulationshilfe und Tiefenwasser-Sauerstoffbegasung. wasser, energie, luft, (Baden), 81, 333-335.
- [4] Brinkhurst, R.O. and Jamieson, B.G.M. (1971): Aquatic Oligochaeta of the World. Oliver & Boyd, Edinburgh, 860 p.
- [5] Güntert A. (1917): Der Hallwilersee: Ein verschwundener Glacialsee und seine Tiefenfauna. Inaugural-Dissertation. Universität Basel, 85 p.
- [6] Zimmermann, Ch., Kölla, E. und Schlatter, J. (1991): Sanierung des Hallwilersees: Zufuhruntersuchung zur Nährstoffbelastung 1988/90. Baudepartement Kanton Aargau-Abt. Umweltschutz. 62 p., 16 Beilagen.

Impact des mesures d'assainissement sur le niveau de trophie et le bilan de l'oxygène dans les lacs

René Gächter et Alfred Wüest

1. Les buts de la protection des eaux

En tant que réservoir poissonneux, les lacs servent à la production de denrées alimentaires. Ce sont également des ressources importantes d'eau potable et d'eau sanitaire. Ces biotopes naturels devraient de plus permettre à tous les organismes présents dans des plans d'eau non pollués de se reproduire sans problème. Ils doivent en outre servir de site de délassément selon l'art. 1 de la loi fédérale sur la protection des eaux.

Les fleurs d'eau réduisent la valeur d'un lac en tant que zone de repos; elles rendent difficile le traitement de l'eau potable dont le goût peut être altéré; elles peuvent provoquer la mort des poissons dans les situations défavorables; mais dans tous les cas, elles entraînent une forte diminution de la concentration d'oxygène dans les couches d'eau profondes. Voilà pourquoi l'ordonnance sur le déversement des eaux usées formule deux buts qualitatifs minimaux:

- les lacs doivent avoir au maximum une production moyenne de biomasse, sous réserve de conditions naturelles défavorables;
- la concentration en oxygène ne doit pas descendre au-dessous de 4 mg/l, quelle que soit l'époque ou la profondeur envisagée.

Les algues ont besoin d'un certain nombre de substances nutritives pour leur croissance. La loi des minima dit que parmi toutes les substances dont elles ont besoin, celle qui est le moins disponible détermine la production maximale possible. Dans les lacs, on admet généralement que la croissance des algues est contrôlée dans la majorité des lacs par la concentration du phosphore.

La croissance de la production en fonction de la teneur en phosphore est décrite en fig. 1. On voit qu'une production dite moyenne se situe autour de 150-200 g C/m² en moyenne annuelle pour une concentration de phos-

phore au printemps de 20-30 mg/m³. Notons que certains lacs s'écartent parfois largement de la courbe moyenne.

2. Quand peut-on parler de conditions défavorables?

En ce qui concerne l'oxygène, on parlera de conditions naturelles défavorables quand la réserve naturelle d'oxygène située dans l'hypolimnion ne suffit pas à maintenir la concentration d'oxygène au-dessus des 4 mg/l prescrits pour une production moyenne de 200 g C/m². Si on admet en première approche (cf. fig. 2) que:

- 90% du carbone assimilé est déjà minéralisé par respiration dans l'épilimnion,
- la moitié du carbone organique sédimenté est emmagasiné sous forme de carbone réfractaire dans le sédiment permanent,
- le carbone facilement minéralisable est minéralisé principalement durant la période estivale,

on peut en déduire que la consommation d'oxygène atteint environ 35 g/m² dans l'hypolimnion durant la stratification estivale. A condition qu'à la fin de la phase de circulation, les eaux de fond atteignent une concentration d'oxygène de 11 g/m³ (cf. fig. 2), la consommation d'oxygène ne saurait dépasser 7 g/m³, sans quoi la concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion descendra au-dessous de la limite prescrite, à savoir 4 g/m³. En d'autres termes, si on admet un brassage idéal de l'hypolimnion, il faut que la profondeur de cette couche aqueuse atteigne au minimum 5 m en moyenne. Ainsi, on pourra avec certitude parler de conditions naturellement défavorables pour les lacs dont l'hypolimnion est peu profond.

L'oxygène n'est pas seulement consommé dans l'eau libre, mais prin-

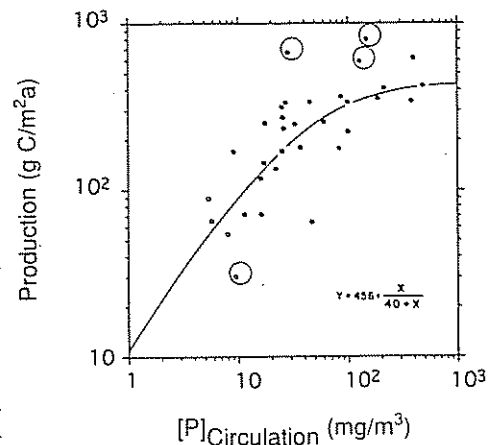


Fig. 1 Relation entre production primaire annuelle et concentration totale de phosphore durant le brassage printanier. Source: Fricker [8].

cipalement à la surface du sédiment. Le but qualitatif prescrit peut donc également être dépassé dans les lacs mésotrophes profonds, comme l'exemple du bassin de Gersau dans le Lac des Quatre-Cantons le montre (cf. fig. 3).

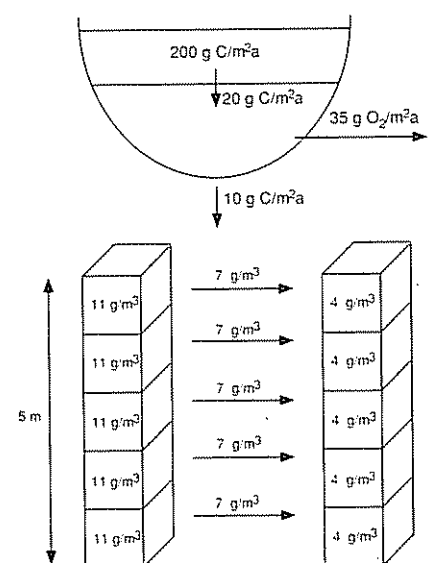


Fig. 2 Représentation schématique de la production et de la minéralisation dans un lac mésotrophe.

Pour cela, il suffit qu'au fond du lac, le rapport entre la surface sédimentaire et le volume de la strate aquatique de fond soit élevé et que l'oxygène soit livré en trop petite quantité par les strates supérieures par manque de turbulence suffisante. Des conditions naturelles particulièrement défavorables sont données quand du gaz naturel allochtone, provenant de couches profondes comme par exemple dans le Lac de Lungern, est diffusé dans le sédiment, ce qui augmente la consommation d'O₂ d'origine microbienne, ou quand - pour des raisons de géomorphologie, de stabilisation chimique due aux sels [1], et d'exposition insuffisante au vent - l'eau du lac ne circule pas de manière assez longue et intensive durant chaque hiver, afin de pouvoir combler le déficit en oxygène accumulé dans les eaux profondes durant les périodes de stratification précédentes.

3. Les lacs étaient-ils tous aérobies à l'origine?

Le pharmacien zurichois Nipkow [2] fut le premier à examiner les sédiments du Lac de Zurich et du Baldeggersee. Il a observé dans le sédiment récent des alternances régulières de strates claires et foncées, alors que la base des carottes prélevées ne montrait aucune structure et était de couleur claire. Cette alternance est due d'une part au fait que l'eutrophisation lacustre a donné naissance à une couche sédimentaire sans oxygène sur laquelle se forme du fer sulfuré noir, et d'autre part aux charges alluvionnaires minérales et claires se déposant durant le printemps et l'été, aux dépôts de cristaux calcaires dont la précipitation est biologique, au manque de faune benthique pour cause d'anaérobie - cette faune détruirait les couches claires. Le chercheur zurichois interpréta donc cette alternance de strates comme étant une succession de couches annuelles. Quant au niveau sédimentaire inférieur, de couleur clair et non stratifié, il était pour lui la trace sédimentaire du développement lacustre postglaciaire en condition oligotrophe.

Depuis les recherches approfondies menées par Züllig [3], on sait que les

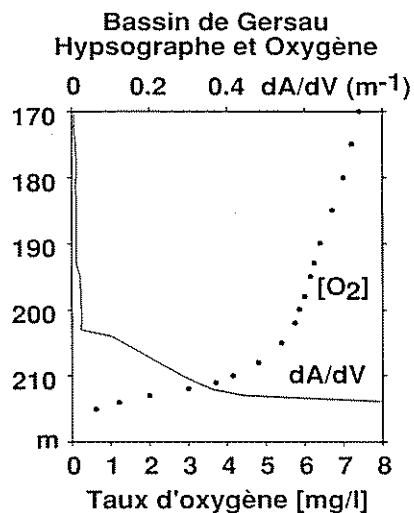


Fig. 3 Evolution d'une part du rapport entre la surface sédimentaire et le volume de couche (dA/dV), d'autre part de la concentration d'oxygène ([O₂]), en fonction de la profondeur, telle qu'elle se présente dans le Lac des Quatre-Cantons (bassin de Gersau, 8 janvier 1968). Source: Département d'hydrobiologie de l'EAWAG.

Tableau 1
Appréciation de la qualité de l'eau par les riverains, comparée à la concentration de phosphore durant le brassage printanier. Les notes 1, 2, 3 signifient respectivement "bon", "acceptable" et "insuffisant".

Nom	Note	[P] mg/m ³
Lac de Zurich	1,05	35
Walensee	1,05	10
L.d.Quatre-Cantons	1,10	10
Bodensee	1,15	40
Hallwilersee	1,35	120
Bielsee	1,35	30
Neuenburgersee	1,55	25
Lac Léman	1,85	60
Lac de Sempach	2,15	100
Zugersee	2,45	170
Baldeggersee	2,50	120

eaux profondes de maint lacs suisses doivent avoir été anoxyques bien longtemps avant l'intensification de l'agriculture et la pose des systèmes d'égouts. Voici 6500 ans, le Baldeggersee traversait déjà des phases partiellement anoxyques; dans le Rotsee, il en a été ainsi depuis l'an 0 et dans le Soppensee, on a réussi de mettre en évidence, dans des sédiments vieux de

3000 ans, des concentrations pigmentaires dépassant nettement les valeurs des sédiments les plus récents. Dans le Hallwilersee, les sédiments datant de la seconde moitié du 18^{ème} siècle sont de couleur foncée, alors que certaines strates sédimentaires d'âge plus récent ou plus ancien encore se caractérisent par la même concentration pigmentaire tout en étant de couleur claire et ne présentant aucun aspect laminaire. De telles observations permettent de déduire que l'anaérobie peut certes résulter d'une production très élevée, mais que ce n'est pas nécessairement le cas. A n'en pas douter, le Hallwilersee appartient à ce genre de lacs dont le brassage hivernal avait tendance à être irrégulier et incomplet à l'état oligotrophe déjà. Il n'est pas surprenant que cette tendance se soit renforcée parallèlement à l'augmentation du degré trophique.

4. Quelle concentration de phosphore faut-il atteindre pour satisfaire à l'objectif prescrit en matière de protection des eaux?

La majorité des lacs suisses ont vu leur concentration de phosphore diminuer durant les années septante, à la suite de la construction de stations d'épuration des eaux usées à trois et même quatre stades. Le jugement que portent les riverains d'un lac sur la qualité de son eau dépend avant tout de critères esthétiques tels que couleur, transparence, odeur, goût, genre et luxuriance de la végétation littorale. Mais leur opinion se base aussi en partie sur l'expérience qu'ils ont acquise en tant qu'amateurs de pêche, ainsi que sur les informations divulguées par les médias. Afin de connaître leur appréciation, nous avons choisi au hasard 20 personnes habitant sur les rives de différents lacs et nous leur avons demandé par téléphone ce qu'ils pensent de la qualité de l'eau de leur lac. En guise de réponse, ils avaient le choix entre trois notes: 1 = bon, 2 = acceptable, 3 = insuffisant.

Les résultats figurent sur le tableau 1; ils montrent que, pour les lacs dont

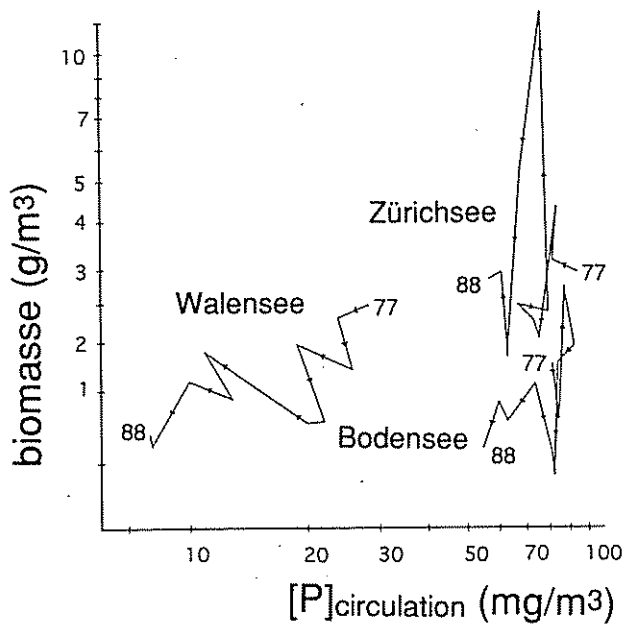


Fig. 4
Moyenne de la biomasse phytoplanctonique dans l'épilimnion en fonction de la concentration de phosphate durant le brassage printanier. Source: Stabel [9].

la concentration de phosphore se situe au-dessous de 40 mg/m^3 , la qualité de l'eau est souvent qualifiée de très bonne. Les lacs caractérisés par une concentration de plus de 100 mg/m^3 reçoivent en général une appréciation allant de l'acceptable à l'insuffisant. Ces résultats prouvent que la population est sensible à l'impact positif des mesures d'épuration des eaux. Quant au Hallwilersee, il a reçu une note étonnamment bonne, si l'on considère que sa concentration de phosphore n'est guère différente de celle de ses voisins, le Lac de Sempach et le Baldeggersee.

En lieu et place de ces considérations subjectives d'ordre qualitatif et esthétique, les scientifiques recourent à des mesures objectives décrivant par exemple la production primaire ou la biomasse phytoplanctonique. Si on considère un grand nombre de lacs et qu'on compare leur concentration de phosphore, leurs paramètres biologiques tels que concentration de chlorophylle, biomasse phytoplanctonique et production primaire, on observe que, de manière générale, les lacs pauvres en phosphore se caractérisent à la fois par des concentrations de chlorophylle et des taux de production plus bas (cf. fig. 1, points) que les lacs dont la teneur en phosphore est nettement supérieure. Toutefois, il arrive que certains lacs échappent de manière marquée à cette relation générale (cf. fig.

1, cercles). Voilà pourquoi conceptualiser le comportement d'un lac moyen, ie. d'un système hypothétique, ne vaut pas grand-chose dans le domaine de la protection des eaux appliquée, quand il s'agit d'assainir des lacs bien définis. Par exemple, les concentrations des biomasses mesurées dans le Lac de Constance et dans le Walensee sont semblables alors que dans le premier, la concentration de phosphore est cinq fois plus élevée que dans le second. Autre exemple: le Lac de Constance et celui de Zurich ont la même teneur en phosphore, mais la biomasse de ce dernier est trois fois plus élevée que celle du premier (cf. fig. 4). Les trois lacs considérés ici se différencient aussi l'un de l'autre par la composition du plancton. Alors que les diatomées dominent dans le Walensee, les dinophycées font la majorité dans le Lac de Constance et les cyanophycées l'emportent dans le Lac de Zurich.

La fig. 4 illustre en outre à quel degré la biomasse d'un lac défini peut varier au cours des ans, bien que la concentration de phosphore demeure pratiquement constante: le facteur de variation peut aller de 3 à 5. Par conséquent, l'impact des mesures d'assainissement ne peut être apprécié de manière fondée que si le lac considéré est analysé sur une longue période. Les observations portant sur quelques années seulement peuvent conduire à des conclu-

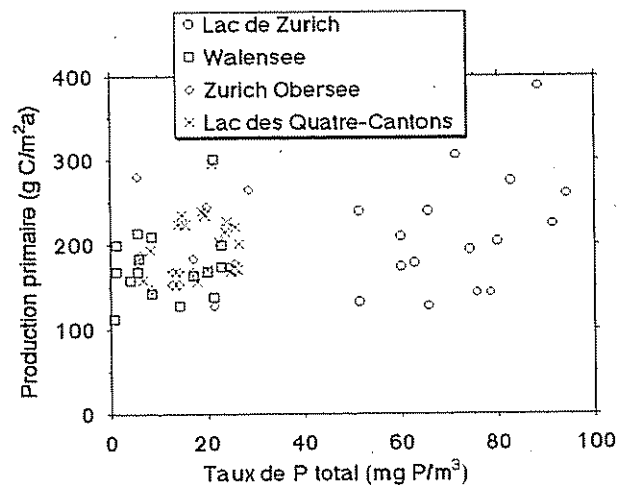


Fig. 5
Rapport entre la production primaire annuelle et la concentration totale de phosphore durant le brassage printanier, comparaison entre le Lac des Quatre-Cantons, le lac de Zurich, le Zürich-obersee et le Walensee. (Sources: pour le lac de Zurich et le Walensee, Zimmermann et al. 1991; Lac des Quatre-Cantons, Gächter 1968; Stadelmann 1971 et communication orale de Bossard).

sions erronées. Si l'on étudie la relation de dépendance existant entre la production annuelle et la teneur en phosphore (cf. fig. 5), on aboutit à des résultats nécessitant le même genre de précaution. Pour des concentrations de phosphore pratiquement identiques, les taux moyens de production annuelle, calculés pour un lac donné sur la base de plusieurs sondages distincts, entre douze et vingt-quatre selon les cas, peuvent varier les uns des autres jusqu'à un facteur 2. Cette constatation revient à dire que de petites diminutions de la concentration de phosphore ne provoquent pas obligatoirement une baisse des taux de production.

Ces exemples illustrent l'impossibilité de définir un objectif en matière de protection des eaux en stipulant une certaine valeur universellement applicable pour la concentration de phosphore. Etant donné que nous ne savons pas pourquoi les lacs individuels se comportent de manière différente, il n'est pas possible d'énoncer avec exactitude quelle devrait être la concentration de phosphore idéale pour chaque lac. Il faut la déterminer de manière empirique pour chaque cas; cela revient à dire qu'en pratique, il faut l'abaisser jusqu'à ce que la qualité de l'eau corresponde aux objectifs d'utilisation stipulés dans l'art. 1 de la loi fédérale sur la protection des eaux.

5. L'épuration des eaux usées est-elle une mesure suffisante?

Quand on veut réduire la charge en phosphore dans un lac, il ne faut pas se limiter exclusivement aux questions d'épuration des eaux. Dans le bassin versant du Lac de Sempach, la charge en phosphore dissous provenant des effluents a passée entre 1977 et 1988 de 7 t/année à 1 t/année. Simultané-

ment, la charge en phosphore dissous apporté par érosion du sol, qui était de 5 t/année, a atteint 7 t/année, ce qui a diminué d'autant le résultat positif dû à l'épuration des eaux. Aujourd'hui, à peu près 80% du phosphore dissous apporté dans le Lac de Sempach es dû à l'érosion du sol. Dans le Baldeggersee, cette forme de phosphorisation représente plus de 70% de la charge totale [4]. Les bilans de masse permettent d'expliquer pourquoi l'apport de phosphore dissous dans le sol a augmenté. Depuis des années, le sol reçoit plus de phosphore qu'il ne lui en est

soutiré par les récoltes. Ce surengraisement provoque une augmentation de la teneur en phosphore dans le sol et une croissance de l'apport en phosphore dans le lac. Si l'on veut empêcher ce processus résultant de l'érosion, il faut chercher à équilibrer le bilan de fertilisation. Dans le bassin versant du Lac de Sempach, l'apport de phosphore provenant des engrais doit être réduit de 80 t/an (= 30%). Dans leurs analyses, von Steiger et Baccini [5] sont parvenus à des résultats semblables. Ces auteurs ont montré que, dans le bassin versant de la

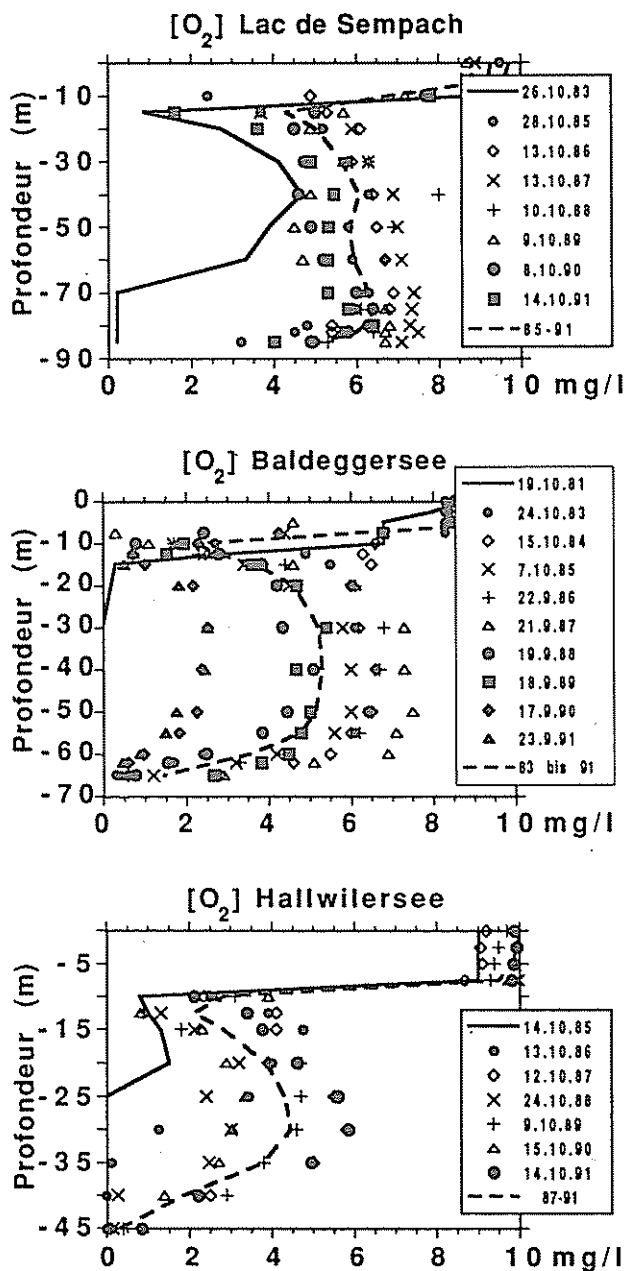


Fig. 6 Teneur en oxygène en automne, dans le Hallwilersee, le Baldeggersee et le Lac de Sempach.

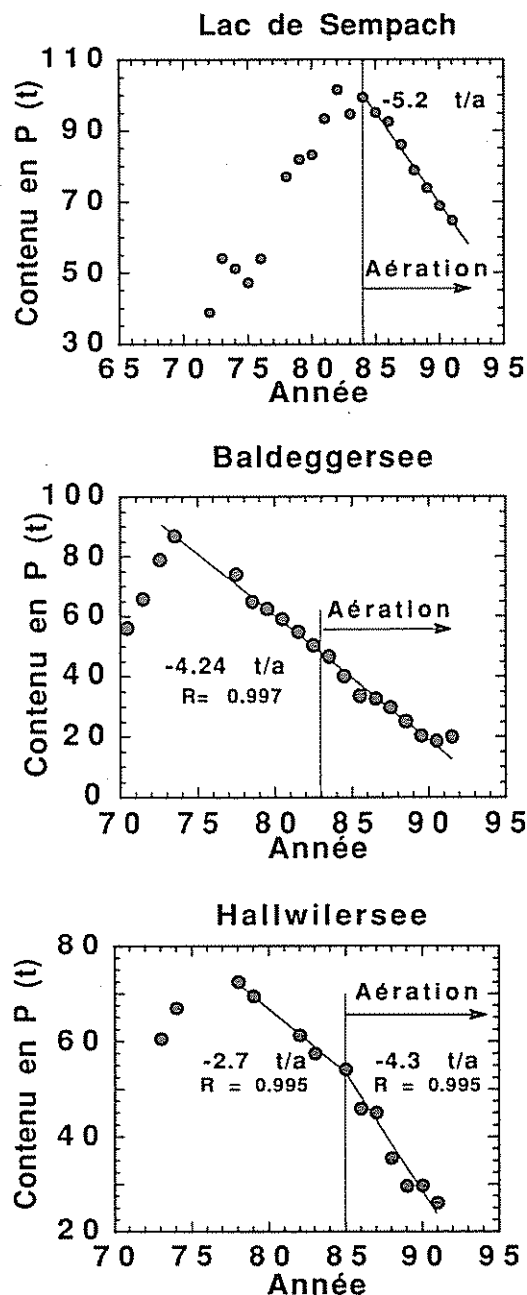


Fig. 7 Evolution de la moyenne annuelle du stock en phosphore en fonction du temps dans le Hallwilersee, le Baldeggersee et le Lac de Sempach.

Bünz, l'apport phosphorique doit être réduit de moitié si l'on veut atteindre un bilan équilibré.

6. Les expériences de l'oxygénation des lacs

Ni le Lac de Sempach, ni le Baldeggersee, ni le Hallwilersee ne satisfont aux objectifs qualitatifs souhaitables au niveau de la production primaire et de la concentration en oxygène dissous. Depuis quelques années, les trois lacs sont soumis en hiver à une insufflation d'air comprimé, avec pour résultat un brassage artificiellement ren-

du homogène. De la sorte, la concentration en O_2 à la surface du lac est réduite et, par conséquent, l'apport en O_2 provenant de l'atmosphère est maximisé.

Si on fait abstraction de la bioproduction d'oxygène, la concentration en O_2 dans un lac à brassage idéal atteint à la fin de la période de brassage hivernal une valeur-limite $[O_2]_1$, laquelle dépend selon l'équation (1) de la concentration de saturation $[O_2]^s$, de la consommation d'oxygène J et donc du degré trophique, de la profondeur moyenne z , de la vitesse de l'échange gazeux a et donc de l'exposition aux vents.

$$[O_2]_1 = [O_2]^s - J z/a \quad (1)$$

Plus un lac donné est oligotrophe, moins il est profond en moyenne et plus la vitesse des vents balayant ce lac est élevée, plus la valeur atteinte s'approche de la concentration de saturation. Dans les trois lacs considérés ici, les mesures d'assainissement internes permettent d'atteindre des concentrations d'oxygène se situant en moyenne entre 8,5 et 10 mg/l. Après certains hivers durant lesquels les conditions météorologiques ont été favorables, des valeurs semblables ont pu être obtenues même sans oxygénation artificielle dans le Lac de Sempach. Il est donc permis de conclure que, dans les lacs où le brassage naturel est insuffisant, l'aération artificielle influe positivement sur le bilan de l'oxygène pendant la période hivernale. Dans les lacs où le brassage hivernal suffit pour atteindre une concentration en oxygène répartie de manière homogène, l'aération artificielle n'a pratiquement aucune influence sur la concentration moyenne d' O_2 .

Parmi les trois lacs considérés, aucun ne dispose au printemps d'une quantité suffisante d'oxygène pour empêcher, durant la stratification estivale, que la concentration d'oxygène de l'hypolimnion ne descende au-dessous de la limite prescrite des 4 mg/l, suite à la haute consommation d'oxygène donnée. Pour cette raison, 2 à 3 tonnes d'oxygène pur sont quotidiennement insufflées durant l'été dans l'hypolimnion de ces lacs. Les bulles

d'oxygène se dissolvent avant de parvenir dans le métalimnion, et la stratification thermique des lacs est conservée.

La fig. 6 permet de comparer la concentration d'oxygène des trois lacs en automne, avant et après la mise en service des dispositifs d'aération et d'oxygénation. Dans le Lac de Sempach, l'apport artificiel d' O_2 au niveau de l'hypolimnion permet d'atteindre l'objectif qualitatif en matière de concentration d'oxygène à toutes les profondeurs. Dans le Baldeggersee et le

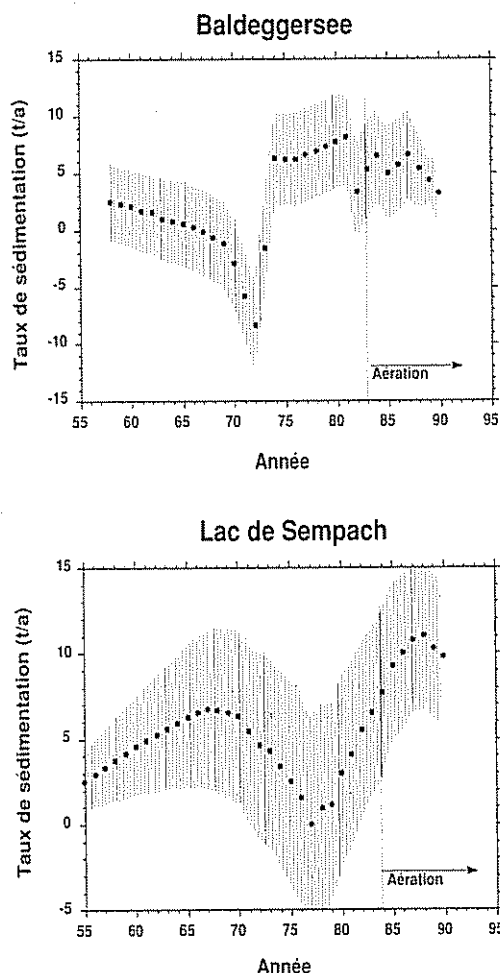


Fig. 8 Sédimentation nette de phosphore, calculée d'après les bilans (cf. équation 2), dans le Lac de Sempach et le Baldeggersee. Abstraction faite de la marge d'erreur (surface hachurée), on ne peut conclure que la sédimentation nette ait augmenté depuis l'introduction des mesures d'assainissement internes.

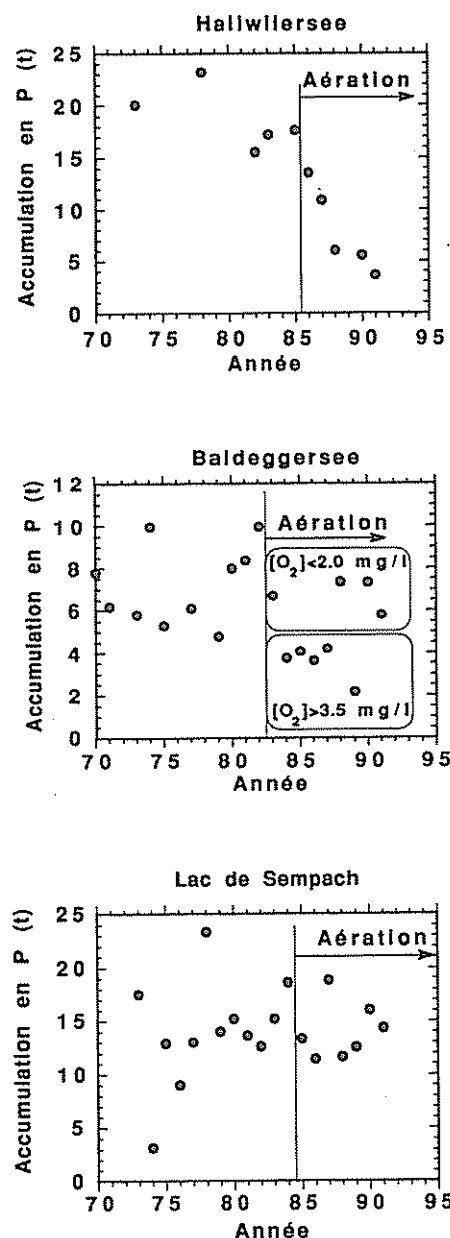


Fig. 9 L'accumulation de phosphore dans l'hypolimnion du Hallwilersee, du Baldeggersee et du Lac de Sempach avant et après la mise en oeuvre de l'aération et de l'oxygénation artificielle.

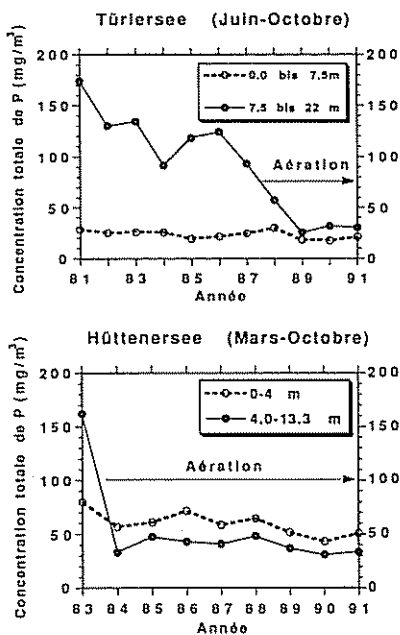


Fig. 10
Concentration totale du phosphore dans les couches superficielles et profondes du Hüttnersee (moyennes entre mars et octobre) et du Türlensee (moyennes entre juin et octobre). Les données ont été gracieusement mis à disposition par W. Meyer, AGW Zurich.

Hallwilersee, des valeurs insuffisantes n'ont été enregistrées qu'à proximité du fond du lac. Il est donc en principe possible d'atteindre l'objectif prescrit en matière de concentration d'oxygène même dans des lacs hautement eutrophes, et ce grâce à des mesures techniques.

7. Impact de l'oxygénation sur le bilan du phosphore

La fig. 7 montre que, après l'instauration du brassage artificiel et de l'insufflation d'oxygène pur, le contenu en phosphore a diminué de manière accélérée dans le Lac de Sempach et dans le Hallwilersee. Dans le Baldeggersee, cet impact n'apparaît pas aussi clairement. Bien qu'on s'attende à ce que le solde net de la sédimentation du phosphore augmente en fonction de la concentration d'oxygène, cette observation ne permet pas de déduire a priori que l'augmentation artificielle de la concentration d'oxygène en soit la cause. Comme l'équation (2) le

montre, la vitesse avec laquelle le stock I se modifie ne dépend pas seulement de la sédimentation S , mais aussi de l'apport Z et de l'exportation E .

$$dI/dt = Z - E - S \quad (2)$$

Si l'on connaît l'apport, la modification du stock et l'exportation, il est possible de calculer le solde de sédimentation net. Comme la fig. 8 l'illustre, la courbe des valeurs ainsi établies aussi bien pour le Baldeggersee que pour le Lac de Sempach entre 1970 et 1980 atteint un minimum lorsque la teneur en phosphore augmente. On peut l'interpréter de la manière suivante: la quantité de phosphore libéré par le sédiment a continuellement augmenté avant que ce minimum soit atteint, pour diminuer ensuite, peut-être à cause du fait que les sédiments se sont appauvris en phosphore accumulé, lequel est facilement libérable. Dans les deux lacs, le solde net de la sédimentation a déjà enregistré une vigoureuse augmentation avant la mise en place des mesures d'assainissement internes. Par conséquent, l'augmentation du solde net de sédimentation observée dans le Lac de Sempach après le début de l'oxygénation artificielle ne peut être interprétée a priori comme étant un résultat desdites mesures. De plus, il faut tenir compte de l'incertitude considérable des valeurs concernant l'apport en phosphore: la même incertitude caractérise les taux de sédimentation nette. De ce point de vue, la méthode décrite ne permet pas de démontrer que la concentration d'oxygène artificiellement augmentée ait produit un effet positif assuré sur le solde net de sédimentation dans les trois lacs considérés.

Le solde net de sédimentation s'obtient en faisant la différence entre la sédimentation brute et la libération de phosphore à l'interface sédiment/eau. L'hypothèse est que plus les taux de libération sont bas, plus l'accumulation de phosphore serait limitée dans l'hypolimnion. La fig. 9 montre que l'accumulation de phosphore dans l'hypolimnion du Hallwilersee a clairement diminué depuis la mise en place des mesures d'oxygénation. Dans le Baldeggersee, cet effet a pu être observé quand, en automne, la concentration d'oxygène à proximité du fond du lac n'est pas descendue au-dessous de 3,5 mg/l. Dans le Lac de Sempach, l'oxygénation artificielle ne produit

aucun effet positif mesurable sur la redissolution du phosphore dans l'hypolimnion. La différence de comportement existant entre le Hallwilersee et le Baldeggersee d'une part, et le Lac de Sempach d'autre part, peut s'expliquer par le fait que, dans les deux premiers lacs, la totalité de l'hypolimnion a été anoxygène en période estivale à une époque antérieure. Dans le Lac de Sempach en revanche, la zone anoxygène se limitait aux 15 m les plus profonds du lac. Cette zone représente moins de 30% de la surface sédimentaire dans l'hypolimnion. De plus, dans la zone la plus profonde du lac, la surface sédimentaire est encore anoxygène malgré l'augmentation des concentrations d'oxygène dans les couches d'eau surnageantes [6].

Depuis 1984, le Hüttnersee est soumis à un brassage artificiel. Pendant la période estivale, son hypolimnion, qui est aérobie durant toute l'année, est aéré artificiellement. Le Türlensee est lui aussi brassé artificiellement depuis 1987. Depuis lors, son hypolimnion n'est anaérobie plus que durant la fin de l'été. Dans les deux lacs, l'augmentation des concentrations d'oxygène a amené une diminution marquante des concentrations de phosphore en zone hypolimnique.

En bref, on retiendra que, dans tous les lacs considérés, l'augmentation de la concentration d'oxygène au niveau hypolimnique a pour corollaire une diminution de l'accumulation de phosphore dans l'hypolimnion, à l'exception du Lac de Sempach. Dans le Hallwilersee, on a même abouti à une diminution accélérée de la teneur en phosphore dans toute la masse d'eau. Quant aux autres lacs, la concentration de phosphore de la couche productive et, partant, la production primaire, n'ont pas été influencées de manière fondamentale.

8. Résumé et conclusions

Dans tous les cas dont nous avons connaissance, la réduction de la charge de phosphore des lacs suisses a provoqué une diminution de leur concentration de phosphore. Vu que le phosphore limite la croissance des algues, on a assisté à un renversement de tendance dans le processus d'eutro-

phisation. Toutefois, entre la concentration de phosphore et les paramètres de trophie tels que production primaire, biomasse ou transparence, il n'y a pas de relation étroite qui soit valable pour tous les lacs. De plus, ces valeurs peuvent fortement varier d'une année à l'autre pour un lac donné, même si la concentration de phosphore reste pratiquement constante. De ce fait, quand la concentration de phosphore diminue de manière durable, il est impossible de prévoir la qualité de l'eau vers laquelle le lac considéré évolue et de définir avec exactitude la concentration de phosphore idéale qui permettrait d'atteindre les buts qualitatifs souhaités.

Grâce aux analyses pratiquées sur les sédiments, nous savons que maint lac connaissait des états anoxyques intermittents et locaux à l'époque préhistorique ou au début de l'ère historique, c'est-à-dire à une époque où l'eutrophisation n'existait pas encore. De tels lacs demeureront probablement en état partiellement anaérobie, même si l'épuration des eaux usées atteint un niveau optimal et que le recours aux substances fertilisantes est pratiqué de manière responsable. Mais cela ne veut pas dire qu'ils ne répondent pas aux exigences stipulées à l'art. 1 de la loi fédérale sur la protection des eaux.

Les expériences pratiques réalisées dans le Lac de Sempach, le Baldeggersee, le Hallwilersee, le Türlensee et le Hüttnersee, ont montré que le brassage artificiel durant la période hivernale est un procédé relativement peu coûteux pour intensifier l'oxygénation des lacs où le brassage naturel ne suffit pas pour obtenir une mixtion homogène. Cette méthode a pour effet secondaire d'augmenter aussi la concentration des substances nutritives dans les effluents et, partant, l'exportation desdites substances.

L'augmentation de l'oxygène dans l'hypolimnion élargit le milieu vital des organismes qui ont besoin d'O₂ pour survivre. De plus, elle abaisse l'accumulation de phosphore durant la période estivale, mais ne diminue pas de manière fondamentale le degré trophique d'un plan d'eau et n'offre aucune garantie pour la reproduction naturelle des salmonidés dans les lacs eutrophes (Wehrli et al. [7]). Brassage artificiel et oxygénation proprement dite ne devraient en fait être mis en oeuvre qu'après avoir réduit au maximum l'apport en phosphore et qu'après avoir établi la preuve que, d'une part, le lac considéré était aérobie dans son état original non eutrophisé et que, d'autre part, l'augmentation de la concentration d'oxygène dissous dans

l'eau permet effectivement de corriger les aspects qualitatifs d'un lac partiellement anoxyque pour qu'il devienne un milieu vital adéquat. □

- [1] Imboden D., L. Sigg und R. Schwarzenbach. Répartition des substances en milieu lacustre: influence conjuguée des processus physiques et chimiques. *Nouvelles de l'EAWAG* 34F 9-14.
- [2] Nipkow F. 1920. Vorläufige Mitteilungen über Untersuchungen des Schlammabsatzes im Zürichsee. *Schweiz. Z. Hydrol.* 110-122.
- [3] Züllig H. 1988. Waren unsere Seen früher wirklich "rein"? *Gas, Wasser, Abwasser* 68: 17-32.
- [4] Kunze U. 1992. Auswertung der Zuflussuntersuchungen 1987/90 und Nährstoffbelastung des Baldeggersees. *Gemeindeverband Baldegger- und Hallwilersee. Kant. Amt für Umweltschutz Luzern* (non publié).
- [5] B. von Steiger und P. Baccini. 1990. Regionale Stoffbilanzierung von landwirtschaftlichen Böden mit messbarem Ein- und Ausstrag. *Nationales Forschungsprogramm. Bericht Nr. 38.*
- [6] Gächter R. 1989. Auswirkungen der Belüftung und Sauerstoffbegasung auf den P-Haushalt des Sempachersees. *Wasser, Energie, Luft* 81: 335-341.
- [7] Wehrli B., A. Ventling und R. Müller. *Processus biogéochimiques à la surface du sédiment. Nouvelles de l'EAWAG* 34F 20-24.
- [8] Fricker H. 1980. *OECD Eutrophication programme. Regional project "Alpine Lakes"*. Herausgeber BUWAL.
- [9] Stabel H-H. 1991. Irregular biomass response in recovering prealpine lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 810-815.

Appréciation de l'apport en phosphore dans le lac de Sempach provenant de sources diffuses, et mesures de réduction

Peter Hurni¹, Markus Braun¹ und Felix Schärer²

¹ Dienst Bodenphysik und Gewässerschutz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), 3097 Liebefeld-Bern
² Büro PS-Plan, Bahnhofstr. 10, 3076 Worb

Par le biais d'une modélisation des flux de matières, il a été possible d'estimer la quantité de phosphore provenant de sources diffuses et chargeant le lac de Sempach. D'après ces calculs, le lac reçoit par année environ 14,5 t de phosphore provenant principalement des surfaces affectées à l'exploitation agricole. Le phosphore est entraîné par ruissellement ou par érosion du sol, à raison de 45% pour les surfaces en herbe et de 41% pour les terres labourables. Les terres labourables sont caractérisées par les plus grandes pertes spécifiques par unité de surface. Mais le problème réside dans le phosphore dissous, issu principalement des surfaces en herbe. De nombreuses mesures permettraient de réduire d'environ 50% les apports diffus de phosphore.

1. Introduction

Les charges de phosphore parvenant dans le lac de Sempach proviennent des "sources" suivantes: "affluents", "stations d'épuration des eaux usées", "déversoirs d'eau de pluie" et "précipitations" [1]. La première catégorie, "affluents" se subdivise en "eaux usées non assainies" et "sources diffuses"

(cf. tableau 1).

Ces trente dernières années, l'apport total de phosphore parvenant dans le lac de Sempach a quadruplé. Suite aux mesures prises dans le domaine du traitement des eaux usées, la charge due aux eaux usées non assainies a reculé de 85%. La part des sources diffuses s'est en revanche multipliée pour atteindre 16 tonnes par an. Cette augmentation est la conséquence de

l'intensification de l'agriculture (cf. fig. 1). Jusqu'à présent, la part des sources diffuses était estimée selon la méthode du solde: les apports connus étaient déduits de la charge totale et le solde était "placé sous la responsabilité" de l'agriculture. L'étude ci-présente propose une estimation directe des charges de phosphore provenant de sources diffuses.

2. Le modèle des flux de matières et les hypothèses propres au domaine considéré

L'étude de Braun et al. [2] présente une méthode pour quantifier les charges d'origine diffuse de substances nutritives dans les lacs et cours d'eau. Le modèle des flux de matières tient compte des données concernant l'utilisation du sol, assorties des coefficients de perte spécifiques aux diverses utilisations. Chaque terrain du bassin versant se distingue par son genre d'utilisation (surfaces en herbe, terres labourables, forêt, terres stériles ou incultes, zone de construction à basse densité), sa déclivité et la situation de l'épuration des eaux. Les coefficients de perte attribués à chaque terrain sont repris aux études déjà existantes ou résultent d'études menées *in situ* par les auteurs du présent rapport.

Les principales données concernant l'utilisation du sol dans le bassin versant du lac de Sempach sont présentées à la fig. 2 et sur le tableau 2.

Cette région se distingue par une haute proportion de terrains drainés, lesquels constituent 30% de la surface agricole utile, et par un cheptel de haute densité. Les engrais de ferme utilisés dans le bassin versant représentent environ 270 tonnes de phosphore [4], ce qui correspond à un taux de couverture du phosphore de 150%. Par rapport au modèle des flux de matières présenté en [2], les paramètres suivants ont été adaptés:

- Sur la base de résultats intermédiaires obtenus lors d'un essai *in situ* effectué dans le bassin versant du lac de Sempach, la part du ruis-

sellement superficiel par rapport à l'écoulement total a été fixée à 10% au lieu de 5%. Ce relèvement se justifie par le fait que les terrains du bassin versant considéré sont fortement influencés par le ruissellement des pentes auquel s'ajoutent les nappes perchées en pente, les nappes phréatiques et les nappes perchées [3]. Pour les mêmes raisons, la part de l'écoulement par drainage a été portée de 65% à 70% de l'écoulement total.

- La teneur en phosphore de l'eau de ruissellement provenant des surfaces en herbe passe de 2 mg P l⁻¹ à 3 mg P l⁻¹. Cette hypothèse se base également sur les résultats intermédiaires de l'essai *in situ* susmentionné.
- La concentration supposée de l'eau de drainage est de 0,1 mg P l⁻¹ au lieu de 0,06 mg P l⁻¹ [3].
- L'érosion moyenne des terres labourables est considérée comme atteignant 7 t ha⁻¹ y⁻¹ au lieu de 2,5 t ha⁻¹ y⁻¹ (d'après [3,5]). En vertu des considérations en [3] et des observations menées par les auteurs du présent rapport, les terrains à flanc de coteaux ou à forte déclivité doivent être pris en compte à raison de 0,5 t ha⁻¹ y⁻¹ d'érosion du sol pour les prairies naturelles et de 1,5 t ha⁻¹ y⁻¹ pour les prairies artificielles. La teneur en phosphore dans les couches supérieures du sol est rehaussée de 0,05% à 0,2% [3] et le facteur d'enrichissement est supprimé. En outre, le facteur de dépôt du matériau érodé est abaissé de 60% à 50% parce que la densité des rigoles est 1,5 fois plus élevée dans le bassin versant du lac de Sempach que la moyenne valable sur le plateau suisse (d'après [2]).
- Etant donné le nombreux bétail et la haute densité des rigoles qui

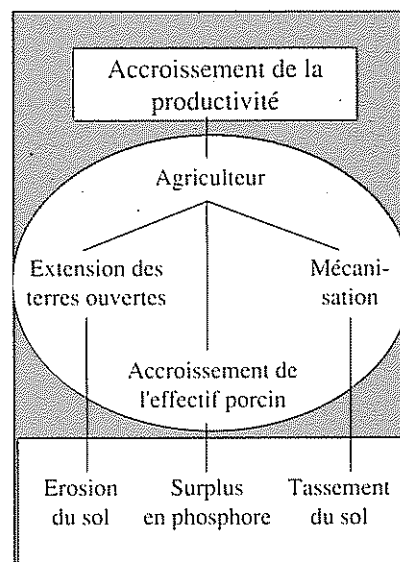


Fig. 1
Quelques effets produits par l'agriculture intensive dans le bassin versant du lac de Sempach.

caractérisent ce bassin versant, il convient de multiplier par deux les valeurs supposées pour les apports directs suivants: "apports de fertilisants le long des cours d'eau", "charge provenant directement des exploitations agricoles" et "apports de fertilisants provenant des routes".

3. Estimation des apports en substances nutritives

Les résultats des calculs portant sur les diverses sources d'écoulement sont présentés de manière synoptique sur le tableau 3. Les eaux d'écoulement totalisent environ 39 mio m³ y⁻¹, ce qui correspond au bilan de l'eau que le lac de Sempach a connu entre 1986 et 1988 [1].

Tableau 1: Apports de phosphore dans le lac de Sempach (source: [1]).

Années de mesure	Apportés de phosphore (tonnes P _{tot} y ⁻¹)			
	Ensemble	Affluents et bassin d'alimentation restant		
		Total	Eaux usées non assainies	Sources diffuses
1954	4.4	3.4	3.2	0.2
1966-67	10.3	9.2	7.1	2.1
1976-77	14.9	12.8	6.7	6.1
1984-86	14.6	12.5	1.4	11.1
1986-88	18.7	16.6	0.5	16.1

Tableau 2
Superficie des surfaces en herbe et des terres labourables en fonction des diverses déclivités.

Utilisation du sol (ha)	Plaine (0-5%)	Pente (6-30%)	Escarpement (plus de 31%)	Total
Surfaces herbagères	1506	2511	8	4025
Terres labourables	300	581	0	881

La modélisation permet d'estimer la charge de phosphore dans le lac à environ 14,5 t P y⁻¹ (cf. tableau 4), ce qui correspond aux valeurs calculées à partir des mesures effectuées *in situ*.

La charge en phosphore provenant de l'entraînement par ruissellement et de l'érosion du sol se monte à 86% de la charge totale de phosphore parvenant dans le lac de Sempach. Autant dire que les autres apports de phosphore sont insignifiants.

Les terres labourables sont caractérisées par une perte superficielle spécifique d'érosion et d'entraînement par ruissellement dont la moyenne se situe autour de 7 kg ha⁻¹; la valeur correspondante pour les surfaces en herbe gravite aux environs de 1,6 kg ha⁻¹. Le total des apports diffus de phosphore se répartit à raison de 45% en provenance des surfaces en herbe et d'environ 41% en provenance des terres labourables. Celles-ci livrent 97% de leur apport sous forme particulaire liée, alors que 74% de la charge provenant des surfaces en herbe parvient dans le lac sous forme dissoute, ce qui pose un grand problème. Dans le bassin versant du lac de Sempach, un total d'environ 52% du phosphore se perd sous forme particulaire liée, ce qui correspond à peu près aux valeurs mesurées atteignant 57% selon les résultats de [1].

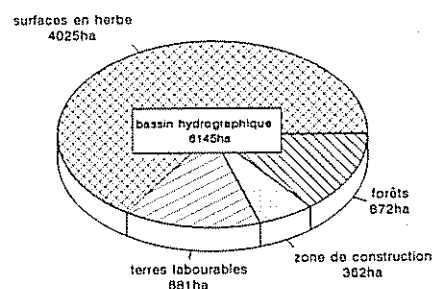
Afin de vérifier le modèle, nous avons en plus estimé les apports d'azote dans le lac de Sempach. Le résultat, 166 t N y⁻¹ correspond à la valeur mentionnée dans [6], à savoir 170 t N y⁻¹. Environ 89% de l'azote provenant de sources diffuses parviennent dans le lac par voie de drainage ou de lessivage.

4. Charge naturelle

La charge naturelle comprend les pertes de substances nutritives qui parviendraient dans les lacs et cours d'eau en l'absence de toute influence anthropogène dans la région. Dans le

bassin versant du lac de Sempach, le sol serait, à l'état naturel, couvert de forêts. Par conséquent, la charge naturelle correspond aux pertes de substances nutritives d'une surface forestière étendue, c'est-à-dire à 0,7-1,0 t P y⁻¹ pour ce qui est du phosphore. Les pertes en phosphore provenant de sources diffuses et dues à l'exploitation agricole auquel est actuellement soumis le sol sont par conséquent environ 15 fois plus élevées que la charge naturelle.

Fig. 2
Utilisation du sol dans le bassin versant du lac de Sempach.



5. Mesures permettant de réduire les apports en phosphore

Afin de réduire les apports en phosphore d'origine agricole, il faut prendre des mesures avant tout dans les cinq domaines suivants:

- 1) Il faut maintenir, voire augmenter la capacité d'infiltration des surfaces en herbe afin de réduire le ruissellement; mesures concrètes: adapter la mécanisation; choisir le moment optimal pour effectuer les travaux agricoles cultiver de manière extensive les terrains peu résistants cultiver un gazon aussi dense que possible.
- 2) Les engrais doivent être adaptés aux plantes, aux endroits et aux périodes de fertilisation; méthodes concrètes: équilibrer les bilans de substances nutritives, c'est-à-dire ne pas dépasser un maximum de 2,5 UGBF (unité gros bétail fumure) par hectare ménager des zones-tampon aux alentours des lacs et cours d'eau, des puits de drainage et des routes supprimer l'épandage de purin sur les terrains gelés ou enneigés et les réduire sur les sols mouillés ou avant de fortes précipitations.
- 3) Il faut diminuer l'érosion du sol due à l'agriculture [9]; méthodes concrètes:
 - pratiquer un assolement adéquat de cultures adaptées aux terrains agricoles
 - réduire les terres labourables
 - tenir compte de la protection contre l'érosion dans tous les travaux agricoles - bandes de semis, travail minimal du sol, culture suivant les courbes de niveau, lutte intégrée contre les mauvaises herbes, etc.
 - maintenir, voire reconstituer les haies et les abords des terres labourables.
- 4) Il est nécessaire d'augmenter la rétention hydrique du bassin versant; mesures concrètes:
 - conserver les dépressions du terrain et surélever les puits de drainage (bassins de sédimentation)
 - créer des petites terrasses et des barrages afin de réduire le ruissellement superficiel.
- 5) Les apports directs doivent être réduits; mesures concrètes:
 - se montrer particulièrement prudent dans l'épandage du purin
 - veiller à ce qu'aucune fuite ne provienne des fosses ni des conduites.

Tableau 3
Apports d'eau superficiels et souterrains dans le bassin versant du lac de Sempach.

Apports d'eau	(Mio m ³ ·y ⁻¹)	%
Ruissellement sur surfaces herbagères	2	4
Ruissellement sur terres labourables	0,4	0,9
Eau de drainage sous surfaces herbagères	5	14
Eau de drainage sous terres labourables	1	3
Infiltration efficace sous forêts	6	14
Infiltration efficace sous surfaces herbagères	19	48
Infiltration efficace sous terres labourables	4	10
Écoulement de terres stériles et incultes	<0,1	0,1
Écoulement de zones de construction	2	6
Pluies directements sur les eaux (sans lac)	<0,1	<0,1
Total	39,4	100

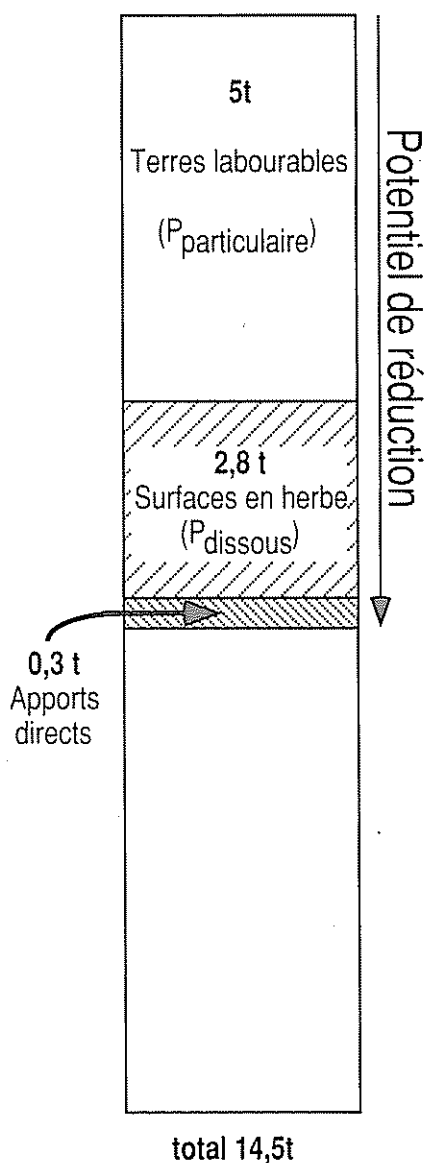


Fig. 3
Estimation du potentiel annuel de réduction des apports en phosphore par le biais de mesures prises au niveau de l'agriculture.

6. Potentiel de réduction possible

La modélisation utilisée plus haut pour estimer les apports en substances nutritives peut également être appliquée de manière analogue pour estimer le potentiel de réduction possible. L'entraînement par ruissellement et l'érosion du sol sont des paramètres principalement influençables par des mesures relevant du domaine agrico-

Tableau 4
Apports en phosphore provenant de sources diffuses et parvenant dans le lac de Sempach.

Voies d'apports (in t P·y ⁻¹)	P _{fixé}	P _{total}	%
Entraînement sur surfaces herbagères		4,8	33
Érosion sur surfaces herbagères	1,7	1,7	12
Entraînement sur terres labourables		0,2	1,3
Érosion sur terres labourables	5,8	5,8	40
Pertes par drainage sous surfaces herbagères		0,5	3,7
Pertes par drainage sous terres labourables		0,1	0,8
Lessivage sous forêts		0,1	0,8
Lessivage sous surfaces herbagères		0,4	2,6
Lessivage sous terres labourables		0,1	0,6
Pertes de terres stériles et incultes		<0,1	<0,1
Pertes de zones de construction		<0,1	0,2
Dépôts atmosphériques sur les cours d'eau		<0,1	<0,1
Pâturages le long des cours d'eau		<0,1	<0,1
Apport de fertilisants le long des cours d'eau		<0,1	0,1
Charge provenant directement de l'exploitation agricole		0,5	3,7
Conduite du bétail au champ sur des routes		<0,1	<0,1
Apport de fertilisants provenant des routes		0,2	1,2
Total		14,5	100
part de P _{fixé}	7,5		52

le; il est donc possible de les adapter sur la base de comparaisons et de résultats obtenus lors d'essais. Dans les surfaces en herbe, il devrait être possible de réduire de 25% le ruissellement, et de 40% la concentration de phosphore dans les eaux de ruissellement. Les apports directs des exploitations agricoles et des routes pourraient être diminués de moitié. Puisque le maintien de la fertilité du sol à long terme n'est possible que si l'érosion du sol ne dépasse pas 1 t ha⁻¹ y⁻¹ au maximum, il faut tenir compte de ce seuil de tolérance pour limiter l'érosion des terres labourables.

Si l'on part d'une charge de phosphore équivalant à 14,5 t P y⁻¹, on aboutit à un potentiel de réduction d'environ 8 t y⁻¹ (cf. fig. 3). Par rapport aux pertes diffuses totales et après déduction de la charge naturelle, cette réduction représente à peu près 60% de la charge totale actuelle.

Les terres labourables offrent le plus grand potentiel de réduction au niveau de la charge totale de phosphore émise dans l'environnement. Quant à la charge de phosphore dissous, ce sont surtout les mesures appliquées aux surfaces en herbe qui permettraient d'amener une réduction substantielle. (cf. fig. 3).

7. En guise de conclusion

La similitude des données mesurées et des valeurs estimées grâce à la modélisation (ie. les flux d'eau, la charge de phosphore, le rapport entre phosphore fixé et phosphore dissous) montre que le modèle des flux de matières établi par Braun et al. [2] est également applicable à des bassins versants plus restreints. Toutefois, l'estimation des paramètres susmentionnés doit être interprétée avec précaution, étant donné les hypothèses sur lesquelles elle repose. De plus, les diverses qualités de terrain présentes dans le bassin versant n'ont pas été prises en considération; voilà pourquoi il n'est pas possible de se prononcer sur les charges respectives des différents affluents. De ce point de vue, le rapport ci-présent doit être considéré comme une étude de plausibilité.

La plus grande part des apports de phosphore parvenant dans le lac de Sempach provient de l'entraînement par ruissellement et de l'érosion du sol. Alors que les terres labourables se distinguent par les plus grandes pertes superficielles spécifiques de phosphore, la plus grande partie de phosphore dissous, celle qui pose des problèmes au niveau du lac, provient des surfaces en herbe.

D'après Stadelmann [7], la contribution de l'agriculture à la charge de phosphore ne devrait pas excéder 2 t P y^{-1} , si l'on veut assainir le lac de Sempach, c'est-à-dire le rendre oligotrophe. L'estimation montre que cet objectif ne peut être atteint que si l'on recourt à des mesures allant plus loin encore, dans le sens d'une réduction de la surface des terres ouvertes, 2 UGBF ha^{-1} , etc.

Les mesures qu'il faudrait prendre dans le domaine de l'agriculture pour réduire les apports en phosphore sont en fait bien connues depuis longtemps. Mais leur mise en pratique est problématique: en effet, la plupart de ces mesures représentent des pertes financières pour les paysans. Vue sous cet angle, la modification de la loi sur l'agriculture, introduisant notamment des subventions directes pour les prestations en faveur de l'environnement, constitue un pas dans la bonne direction. Il faudra beaucoup de temps pour pouvoir mettre en pratique la plupart des mesures, étant donné les infrastructures actuelles, les moyens financiers limités et le facteur humain; par conséquent, il faudrait considérer à court terme des mesures techniques telles que le séchage du purin ou la fabrication d'une nourriture pauvre en phosphore pour les porcs. Mais en fin de compte, seul un changement d'état d'esprit dans les milieux agricoles et

riverains permettra un assainissement du lac de Sempach [8].

Remerciements

Nos remerciements vont à l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage pour son soutien autant financier que scientifique. Nous remercions également tous les experts qui nous ont fourni un grand nombre de données et d'informations. □

- [1] EAWAG, 1990. Sanierung des Sempachersees: Auswertung der Zuflussuntersuchungen - Messperiode Januar 1986 bis Dezember 1988. Auftrag Nr. 4691. Dübendorf, 117 Seiten.
- [2] BRAUN M., Frey M., Humi P. und Sieber U., 1991. Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). Bericht 1. Teil. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld, und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 87 Seiten.
- [3] AGBA (Arbeitsgemeinschaft Beratender Agronomen, Ebikon), 1988. Konzept für Schutzmassnahmen im Einzugsgebiet des Lippenrütibaches-Bericht 'Grundlagen', 72 Seiten.
- [4] BfS (Bundesamt für Statistik), 1991. Phosphor-Anfall in den Gemeinden des Sempachersee-Einzugsgebietes - Berechnet mit den Werten der Betriebszählung 1990. Computeroutput des Bundesamtes für Statistik, Bern.
- [5] SCHUDEL P., 1990. Bodenphysikalische Aspekte zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit. Kartierung der Erosionsgefährdung. Expertise des Büros SYMBO, Liestal, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz Luzern.
- [6] HÖHNER P., 1990. Der Stickstoffhaushalt von Seen, illustriert am Beispiel des Sempachersees. Dissertation Nr. 9157 der ETH-Zürich.
- [7] STADELMANN P., 1988. Der Zustand des Sempachersees. Wasser, Energie, Luft 80 (3/4), 81-96.
- [8] BRAUN M., 1992. Spiegelbild im Sempachersee. Mitt. der EAWAG 34D, 39-41. Dübendorf. (=article suivant).
- [9] MOSIMANN T. et al., 1991. Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Nationales Forschungsprogramm "Nutzung des Bodens in der Schweiz", Liebefeld, 187 Seiten.



Le 6 octobre 1992, Philippe Roch, Directeur de l'OFEFP, est venu rendre visite à l'EAWAG en qualité de nouveau membre de la commission consultative. Un des sujets de discussion a été l'intensification de la collaboration entre l'EAWAG et l'OFEFP.

Le lac de Sempach, reflet de l'esprit humain

Markus Braun

Dienst Bodenphysik und Gewässerschutz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), 3097 Liebefeld-Bern

L'environnement des êtres humains est l'image chirale de leur monde intérieur. L'état de santé du lac de Sempach reflète ainsi les pensées et les sentiments des humains qui exploitent l'espace agricole environnant, en premier lieu pour la production de nourriture. La solution du problème écologique que pose le lac de Sempach ne réside donc pas seulement dans le monde physique et extérieur, mais aussi dans le monde psychique et intérieur des êtres humains.

Le lac de Sempach est malade!

A cause des charges de substances nutritives provenant en particulier des eaux usées et de l'agriculture, le lac de Sempach a été à ce point surengraissé que son système de régulation naturel s'est effondré. Depuis, il est maintenu en vie par le biais d'une respiration artificielle.

Suite à l'utilisation agricole du sol, la quantité de phosphore parvenant dans le lac est environ 15 fois plus élevée que la charge naturelle [5]. Voilà pourquoi, outre les mesures déjà mises en oeuvre, il faudrait renforcer la correction au niveau de l'agriculture. Selon le potentiel de réduction qu'on désire atteindre au niveau de la charge en substances nutritives, il faut introduire des trains de mesures à plusieurs échelons:

- Au niveau des sciences naturelles; les mesures engagées par les agriculteurs dans les fermes et sur les champs représentent un potentiel de réduction relativement restreint. Au nombre de ces mesures figurent entre autres la réduction de l'entraînement par ruissellement, la fertilisation en fonction des plantations, des endroits et du moment, la réduction de l'érosion des terres labourables, la réduction des apports directs, etc.
- Au niveau des sciences politiques; si les mesures citées plus haut sont renforcées par des instruments ap-

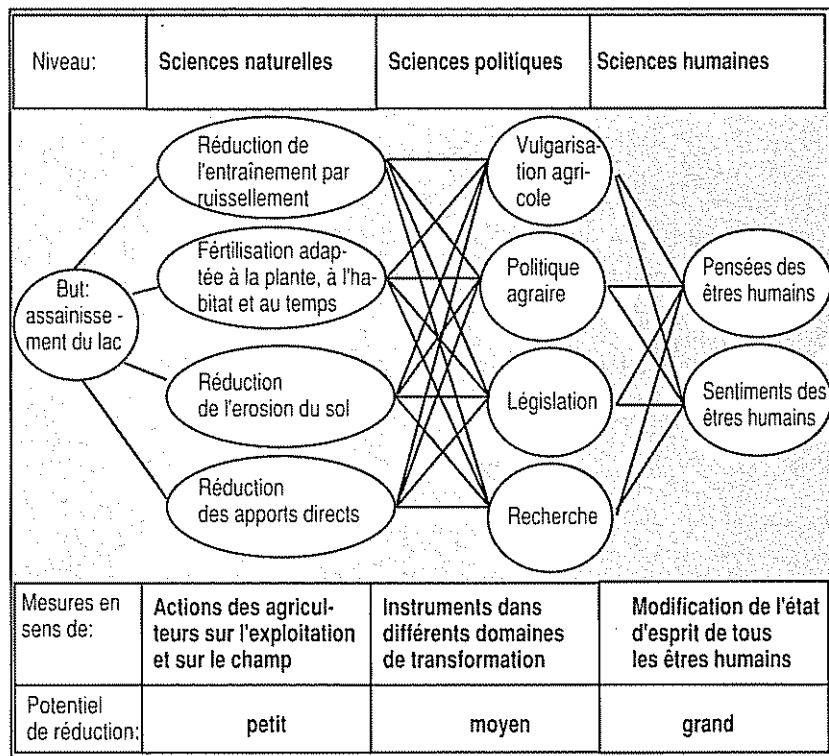


Fig. 1

Pour assainir le lac de Sempach, il est nécessaire de prendre des mesures à plusieurs niveaux.

propriés à chaque domaine susceptible d'être amélioré, on peut escompter un potentiel de réduction moyen. Parmi ces mesures, on citera: les subventions directes pour des prestations en faveur de l'environnement (politique agricole), la révision de la loi sur la protection des eaux (domaine législatif), etc.

Hurni et al. [5] ont réussi à démontrer que les mesures prises aux deux premiers niveaux ne suffisent pas pour atteindre la réduction désirée de la charge en substances nutritives. L'ex-

posé qui suit a pour but d'établir la liaison avec le niveau des sciences humaines.

Monde intérieur et monde extérieur

Tous les humains ont un monde intérieur et un monde extérieur. Le terme de "monde extérieur" équivaut ici à "environnement". La vie de l'être humain se déroule là où le monde intérieur entre en contact avec le monde extérieur (cf. fig. 2). Ces deux mondes sont physiquement liés l'un à l'autre suite aux échanges de matière, d'eau, d'air et d'énergie. Ainsi, un atome qui était hier encore un élément constitutif du monde extérieur sera aujourd'hui déjà intégré dans le monde intérieur. Le monde physique intérieur se compose du corps, de la nourriture consommée, de l'eau bue, de l'air respiré, etc. Au monde physique extérieur ap-

partiennent les éléments vitaux tels que le sol, l'eau, l'air, etc.

Les deux mondes en question entretiennent également des liens d'ordre psychique, au niveau de la conscience et du subconscient (la doctrine considère le subconscient comme non subordonné; il faudrait donc plutôt parler d'"inconscient").

Le subconscient de tout un chacun prend ses racines dans le subconscient collectif de tous les êtres vivants [2, 3, 4 et 7]. A la différence du subconscient, la conscience peut procéder de manière logique. En revanche, le subconscient reste toujours alerte. Même si la conscience est en grande partie déclenchée durant le sommeil, le subconscient fait battre le cœur, active les poumons, etc. Le monde psychique intérieur se compose par conséquent des pensées personnelles, des sentiments, des rêves, etc. Au monde psychique extérieur appartiennent les pensées, les sentiments, les rêves etc. de la collectivité.

Entre la conscience et le subconscient s'opèrent un grand nombre d'échanges dialectiques. Les pensées issues de la conscience peuvent être des ordres pour le subconscient, et celui-ci les exécutera. Le comportement de l'individu reflète ainsi sa pensée et sa sensibilité. Mettre en oeuvre la totalité des capacités mentales signifie recourir à la conscience, au subconscient et aux échanges dialectiques entre les deux pour le bien du monde intérieur et du monde extérieur.

Lorenz [6] décrit le manque de chaleur du sentiment. Sentiment est ici synonyme de subconscient. Plus le sentiment pour le monde extérieur est froid, plus les hommes le détruisent par la pollution du sol, des eaux et de l'air, ainsi que par l'extermination de certaines espèces de plantes et d'animaux. Etant donné que le monde extérieur et le monde intérieur entretiennent des rapports aussi bien physiques que psychiques, toute détérioration du monde extérieur entraîne une détérioration du monde intérieur, ce monde-ci reflétant ce monde-là.

Mais l'inverse est aussi vrai: le monde extérieur sert de miroir au monde intérieur. Chaque détérioration du monde extérieur révèle à quel point les humains sont malades intérieurement. La maladie du monde intérieur sort au grand jour parce que les individus ne

peuvent pas la voir consciemment au dedans d'eux-mêmes. La maladie du monde intérieur est devenue celle du monde extérieur, si bien qu'elles se ressemblent par leur aspect. Aussi bien le monde intérieur que le monde extérieur peuvent être malades soit au niveau psychique, soit au niveau physique (cf. fig.2).

L'état des lacs et cours d'eau reflètent l'utilisation agricole du sol dans un bassin versant donné [1]. L'agriculture est, quant à elle, l'image chirole de la politique agricole, celle-ci l'est pour la société, et la société pour les hommes. De ce point de vue, on peut dire que le lac de Sempach reflète les pensées et les sentiments des humains, si on considère que, dans les zones agricoles, l'utilisation du sol est avant tout consacrée à la production de nourriture physique et que les valeurs psychiques sont négligées.

Protection du monde intérieur et du monde extérieur

Quand on eut compris qu'une maladie pouvait être déclenchée par la psyché, on a créé le concept de maladie psychosomatique. Ce rapport entre le corps et l'esprit existe également dans son contraire.

Si on profite au maximum des capacités mentales et en particulier si on utilise toute la force du subconscient, il est possible de se guérir des maladies

provenant du monde intérieur [7]. Le subconscient peut accéder à toutes les informations normalement nécessaires pour vivre. Une attitude positive face à la maladie peut par conséquent se répercuter de manière favorable sur la guérison. Déjà les peuples de l'Antiquité avaient reconnu ce lien puisque le nom de remède, "remedium" en latin, signifie "retour vers le milieu" [2]. De son propre milieu, on puise l'énergie et la force nécessaires pour se protéger de la maladie ou pour s'en guérir.

Les maladies du monde intérieur et celles du monde extérieur ont le même profil. On peut en déduire que, de manière analogue à la maladie du monde intérieur, celle du monde extérieur est guérissable si on fait appel à toutes les capacités mentales. En d'autres termes, le monde extérieur ne peut être guéri que si les humains modifient leurs pensées et leurs sentiments à son égard. La maladie du monde extérieur est par conséquent aussi une maladie psychosomatique, le corps tombé malade étant celui de la terre.

Une autre constatation va dans le même sens. Il existe en effet un principe guérisseur universel qui agit sous forme de subconscient dans tout ce qui vit: dans l'homme, la bête, l'arbre, l'herbe, le vent, la terre... [7]. Ce principe guérisseur universel agit aussi bien dans le monde intérieur que dans le monde extérieur. La protection de l'un comme de l'autre forment donc un cercle (cf. fig. 2).

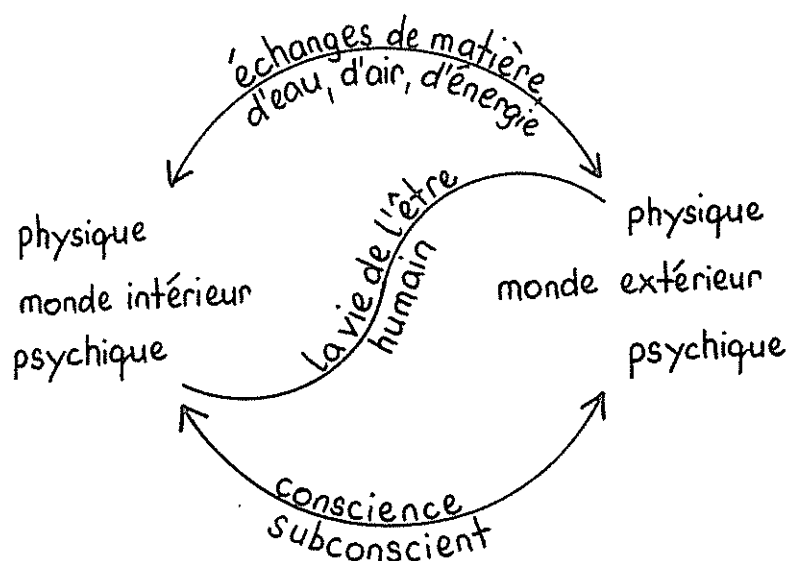


Fig. 2 L'Homme, son monde intérieur et son monde extérieur, ainsi que leurs rapports physiques et psychiques.

Et l'avenir...

La maladie du monde extérieur reflète celle du monde intérieur. De même que beaucoup de médicaments servent à combattre les symptômes d'une maladie dont l'origine se trouve dans le monde intérieur, de même les nombreuses prescriptions en matière de protection de l'environnement sont des médicaments permettant de combattre les symptômes de la maladie du monde extérieur. Dans les deux cas, les médicaments brouillent l'aspect des maladies, ce qui rend plus difficile de percevoir les causes de la maladie considérée. La maladie indique qu'il manque quelque chose au corps souffrant. Voilà pourquoi les problèmes environnementaux sont en premier lieu le signe révélant que le monde extérieur et le monde intérieur des humains sont

- [1] Braun M., Frey M., Hurni P., Sieber U., 1991. Wasserqualität - Spiegel der Bodennutzung. Schweiz. Vereinigung für Gewässerschutz und Lufthygiene, Zürich. Umwelt-Information 4/91, 7-11.
- [2] Dahlke R., 1991. Der Mensch und die Welt sind eins. Wilhelm Heyne Verlag, München. 445 Seiten.
- [3] Dethlefsen Th., Dahlke R., 1990. Krank-

malades; quant à la question de la survie de la terre, elle n'intervient qu'en deuxième lieu.

Les flux de substances nutritives présentent une image chirale par rapport à la manière de vivre des hommes. Ces flux augmentent d'autant plus que la production et le rythme de vie humain s'élèvent. Si on favorise une réduction des flux de substances nutritives dans le monde extérieur, il faut en même temps réduire le rythme de vie élevé et l'adapter au rythme naturel de la terre. Cela signifie que les humains doivent de nouveau apprendre à vivre en respectant le rythme de la terre. Plus le degré de connivence entre les humains et la terre est élevé, plus ils vivront en accord avec leur monde intérieur. De même que les psychothérapeutes s'engagent pour la guérison du monde intérieur quand il est malade, de même le spécialiste de l'envi-

heit als Weg. Bertelsmann Verlag, München. 382 Seiten.

- [4] Gruhl H., 1989. Glücklich werden die sein - Zeugnisse ökologischer Weitsicht aus vier Jahrtausenden. Ullstein Sachbuch. 309 Seiten.
- [5] Hurni P., Braun M., Schärer F., 1992. Abschätzung der Phosphoreinträge in den Sempachersee aus diffusen Quel-

ronnement s'efforce de guérir le monde extérieur malade. Les deux groupes devraient collaborer de manière plus étroite.

La solution de la maladie du monde extérieur doit être recherchée non seulement dans le monde physique extérieur, mais aussi dans le monde psychique intérieur. La solution de la maladie du monde extérieur, tel le "renversement" du lac de Sempach, ne consiste pas seulement à opérer quelques mesures de réduction dans le domaine de l'agriculture du monde extérieur, mais surtout à modifier les pensées et les sentiments de chaque individu concernant le sol, l'eau et l'air dans le bassin versant du lac considéré, au niveau suisse, européen et mondial enfin. Voilà tout ce qui se reflète dans le lac de Sempach.



len und Massnahmen zu deren Reduktion. Mitt. der EAWAG 34D, 34-38 (=article précédent).

- [6] Lorenz K., 1989. Die acht Todsünden der zivilisierten Menschheit. Piper Verlag, München. 112 Seiten.
- [7] Murphy J., 1979. Die Macht Ihres Unterbewusstseins. Ariston Verlag, Genf. 245 Seiten.

Conclusion

Alexander J.B. Zehnder

L'écosystème "lac"

Les lacs constituent un élément important dans notre environnement; pour les autochtones aussi bien que pour les touristes, ils jouent un rôle attractif indéniable. Les lacs sont à la fois source nutritive, voie de communication et réservoir d'eau. Leur exploitation à des fins diverses, les effluents traités et non traités et leur fonction de bassin de décantation pour les substances provenant de débordements d'eaux et de l'érosion des terres agricoles ont engendré de grosses charges polluantes dans le lac, ce qui a nuit à la qualité de l'eau. Au contraire des cours d'eau, la masse d'eau d'un lac ne se renouvelle que lentement, ce qui ne lui permet pas faire face à l'augmentation des charges et de l'apport en substances nutri-

tives. Beaucoup d'écosystèmes lacustres sont ainsi dépassés par les événements. Il en résulte un état d'eutrophication.

Dans nos lacs, l'eutrophication résulte de l'apport exagéré de phosphore, le plus souvent combiné en phosphate. Une charge élevée de phosphore augmente la production phytoplanktonique, ce qui provoque régulièrement des fleurs d'eau dans les lacs eutrophes. La décomposition des algues mortes dans les eaux profondes du lac en consomme l'oxygène, ce qui rend ces zones inhabitables pour tout autre organisme plus évolué.

Le phosphore parvenant dans les couches supérieures du lac est consommé par les algues et est intégré dans la biomasse. Avec les algues mortes, le phosphore lié parvient dans la couche sédimentaire et est en grande

partie libéré sous forme de phosphate durant le processus de minéralisation. Les phosphates forment également des sels et absorbent des particules. Ces sels et particules sont également transportés vers le fond du lac. Suite à ces processus, le sédiment s'enrichit en phosphore. Les processus de redissolution et de brassage remettent une partie de l'apport annuel en phosphore à disposition du lac. Toutefois, une partie du phosphore demeure dans le sédiment et s'y accumule progressivement.

Les mesures d'assainissement

Dès les années cinquante déjà, la propreté de l'eau dans les lacs et les rivières est devenu l'objectif principal

de la protection des eaux. Les motifs qui ont déclenché cette évolution sont les fleurs d'eau, peu esthétiques, et la disparition de l'oxygène dans les eaux profondes. Autant la Confédération que les cantons et les communes ont investi des sommes considérables depuis les années trente pour assainir les lacs et les rendre à leur état "d'origine". L'effort principal a porté sur l'épuration des eaux; dans maint cas, les effluents traités n'ont pas été reconduits dans les lacs. Les produits de lessive contenant des phosphates ont été interdits. De la sorte, la pollution des lacs due au phosphore a pu être réduite. Depuis 10 ou 15 ans, les mesures pour la protection des eaux commencent à produire leurs effets. La teneur en phosphate dans l'eau ne cesse de diminuer. Quelques lacs sont aujourd'hui dans un très bon état. Mais la majorité sont encore surchargés en phosphore, surtout ceux qui se trouvent dans les régions agricoles. On peut les soulager en pratiquant l'oxygénation artificielle. Mais ce n'est pas une panacée et cette mesure ne devrait être instaurée que pour un temps limité. A l'avenir, c'est avant tout l'apport en phosphore provenant de l'agriculture qu'il faudra réduire. Les mesures qui s'imposent dans ce domaine ne devront pas être considérées pour elles-mêmes, mais bien plutôt en rapport avec les autres problèmes environnementaux que pose l'agriculture, telle la charge en azote des eaux superficielles et souterraines, et devraient être intégrée dans une protection de la nature globale.

Sites contaminés

Malgré toutes les mesures d'assainissement, une grande quantité de phosphore demeure dans le sédiment. Les sédiments lacustres contiennent donc une charge représentant une atteinte de longue date à l'environnement. Elle ne peut être supprimée que par élimination ou isolation. Par conséquent, le succès de l'assainissement des lacs dépend dans une large mesure du comportement du phosphore, s'il demeure lié dans le sédiment ou, mieux, s'il est éliminé du sédiment, voire du lac. Une couche sédimentaire oxydée pendant toute l'année, atteignant jusqu'à quelques centimètres d'épaisseur, suffit pour empêcher la redissolution

du phosphate. Une telle couche sert d'isolation. Des mesures d'oxygénation vigoureuses peuvent certes favoriser le repeuplement de la surface sédimentaire avec des espèces adéquates. Toutefois, il est impératif de prendre aussi des mesures réduisant l'apport en phosphore; de la sorte, la production primaire, c.-à-d. la croissance des algues, serait freinée, ce qui permettrait à la surface sédimentaire de retrouver un état oxygéné. Il existe des mesures techniques permettant d'éliminer le phosphore des sédiments. Une des possibilités consiste à éliminer les couches sédimentaires riches en phosphore de manière analogue à l'élimination des boues dans les ports; il est également possible de pomper l'eau profonde riche en phosphore. Jusqu'à présent, les deux méthodes sont demeurées difficiles à réaliser pour diverses raisons. Le dragage n'est pas économique dans les lacs. Il manque également de place pour entreposer les sédiments dragués, contenant parfois des substances toxiques. Le pompage des eaux profondes ne pose pas de problème, que ce soit d'ordre technique ou économique; la mise en pratique de cette méthode échoue souvent parce que les riverains qui habitent en aval refusent de voir couler la saleté des autres devant leur porte. La question se pose également de savoir si vouloir éliminer la pollution de la mer du Nord, de la Méditerranée ou de la Mer Noire appartient au possible. L'épuration des eaux profondes après le pompage pourrait donner lieu à des solutions praticables, mais la technologie y relative devrait encore être développée.

L'avenir

Jusqu'à présent, nous nous sommes concentrés avant tout sur l'eutrophisation et son agent, le phosphore. Le succès relatif que nous avons atteint grâce aux diverses mesures décrites aux pages précédentes doit nous encourager à continuer non seulement d'assainir les lacs, mais aussi de leur donner un état de santé durable, un développement à long terme qui permettrait aux générations futures de satisfaire leurs besoins le mieux qui soit. La nouvelle loi sur la protection des eaux énonce certains critères pour

un tel développement durable. Selon cette loi, les lacs doivent être en mesure de satisfaire aux exigences suivantes:

- préserver la santé humaine, animale et végétale.
- permettre l'exploitation de l'eau potable et des eaux industrielles,
- servir de biotope naturel pour les espèces animales et végétales autochtones.
- pouvoir être exploitées comme eaux poissonneuses et
- satisfaire aux exigences esthétiques posées par ceux qui profitent du lac pour se reposer.

Quelques-uns de ces critères exigent de notre part des connaissances non seulement quant au fonctionnement chimique et physique du lac, mais aussi quant aux processus et interrelations biologiques et écologiques. A l'avenir, il convient que nous portions davantage attention à cet aspect. Les progrès actuels en biologie et en écologie nous permettent d'établir maintenant des hypothèses quantitatives dans ces domaines aussi. Si l'on veut que le lac remplisse entièrement son rôle d'écosystème, il est indispensable d'étendre la protection aux zones littorales et peu profondes.

En ce qui concerne les lacs, nous avons avant tout limité, voire réduit les dégâts. Nos efforts doivent se poursuivre dans les lacs encore pollués. Mais il s'agit désormais de prévenir en plus toutes les atteintes et de s'attaquer à leurs causes, de manière à garantir le bon fonctionnement de l'écosystème "lac".



Nouveautés à l'EAWAG et parmi ses membres

Diplôme post-grade en génie sanitaire et protection des eaux

Le cours post-grade (CPG) en génie sanitaire et protection des eaux de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich a été donné pour la première fois en 1980, à l'instigation de l'EAWAG. Depuis, pas moins de 154 étudiants et 33 étudiantes ont profité de cette offre et ont élargi leur formation soit du côté de l'ingénierie, soit du côté des sciences naturelles.

Jusqu'à récemment, le CPG représentait la seule possibilité d'approfondir une formation dans le domaine de l'écologie et de la technologie en matière de protection des eaux à l'EPFZ. Mais de nouveaux programmes de cours en génie d'environnement et en sciences d'environnement font maintenant partiellement office de double emploi.

En 1992/1993, le CPG sera donné pour la dernière fois sous sa forme actuelle. L'établissement d'un nouveau programme CPG tenant compte de la situation actuelle a été confiée à un groupe de travail composé de représentants de l'EAWAG et de l'EPFZ, dont W. Gujer assume la présidence et auquel D. Diem apporte son soutien. D'une part, il convient de recourir encore plus aux cours ex cathedra de l'EPFZ et, d'autre part, le programme doit permettre aussi aux ingénieurs et scientifiques qui exercent leur profession de se perfectionner.

Nouveau Professeur

Willi Gujer a été nommé professeur de génie sanitaire à l'ETH de Zurich à partir du 1er novembre 1992.

Nouveau groupe de recherche

Dès le 1er janvier 1993, Carlo Jäger constituera un groupe de recherche dans le domaine de l'écologie humaine. De la sorte, le travail interdisciplinaire entre les sciences humaines, l'in-

génierie et les sciences naturelles doit être encouragé au dedans comme au dehors de l'EAWAG. Le groupe se composera de 6 à 8 personnes, dont plusieurs doctorantes et doctorants.

Elargissement du champ d'étude

Afin de tenir compte du groupe de recherche en biologie moléculaire, dont le domaine de recherche s'est élargi, la section de l'EAWAG intitulée "Biologie technique" a été rebaptisée en "Microbiologie". Au nombre des changements, on mentionnera l'introduction d'un turnus à la tête de la section. Le responsable actuel de la section est Mario Snozzi.

Prix Körber pour la science européenne

La "rosette verte de la science européenne" a été conférée à Werner Stumm, Directeur de l'EAWAG de 1970 à 1992. Ses recherches concernant les processus chimiques qui se déroulent à la surface des particules constituent les fondements nécessaires à la compréhension du comportement des substances dans l'environnement.

Doté de 1,25 millions de marks, le "Prix d'encouragement pour la science européenne" a été attribué à un groupe de 5 personnalités scientifiques de Suisse, de France et d'Allemagne; elles ont toutes travaillé dans le domaine de la pollution des eaux souterraines, ce qui promet beaucoup de succès pour le programme de recherche ainsi soutenu. Voici la liste des lauréats: *Philippe Behra*, Strassbourg, *Wolfgang Kinzelbach*, Kassel, *Ludwig Luckner*, Dresden, *René Schwarzenbach* et *Laura Sigg*, tout deux collaborateurs à l'EAWAG. Grâce à l'enveloppe qui leur a été remise, les lauréats pourront élargir leurs connaissances en développant des modèles mathématiques permettant de prédire le comportement de polluants dans les eaux souterraines, et en contrôlant ces pronostics par l'étude de substances polutantes typiques.

Nouveau point fort dans les recherches de l'EAWAG

Ces prochaines années, les recherches de l'EAWAG se concentreront sur le sujet suivant: "Gestion des ressources à long terme - protection des eaux et sédiments anthropogènes". Ce domaine de recherche se subdivise de la manière suivante:

- formation, assainissement et utilisation de sédiments anthropogènes
- détérioration, protection et utilisation des eaux souterraines
- rôle des lacs et cours d'eau dans le bilan environnemental et en tant que zones de détente.

La combinaison réciproque des recherches dans tous ces secteurs doit permettre d'établir des documents et de mettre au point des techniques permettant de gérer à long terme les ressources régionales.

Journée de perfectionnement

Le 17 septembre 1992, la sortie annuelle de l'EAWAG a eu lieu par un temps magnifique sur le Rigi (LU). Avant la randonnée, les quelque 150 participantes et participants ont profité de l'occasion pour s'informer sur les travaux et les résultats des recherches menées par l'EAWAG au Rigi.

Déménagement

En janvier 1993, une partie des collaboratrices et collaborateurs déménageront pour occuper les nouveaux bureaux du bâtiment de Chriesbach situé à proximité. Certains départements quitteront le bâtiment de laboratoire pour s'installer dans le bâtiment administratif. Veuillez bien vous annoncer d'abord à la réception, où Madame U. Mohlberg se fera un plaisir de vous indiquer le chemin.

Publications

Solange Vorrat sind Separata auf schriftliche Anfrage bei der Bibliothek der EAWAG erhältlich

Nos publications peuvent être commandées par écrit, jusqu'à épuisement du stock, auprès de la bibliothèque de l'EAWAG

Les publications n° 1615-1664 ont déjà été publiées dans les nouvelles allemandes de l'EAWAG, 34 D.

1665

Johnson, C. Annette, Sigg, Laura, Lindauer, Ursula: The Chromium Cycle in a Seasonally Anoxic Lake. *Limnol. Oceanogr.* 37, 315-321 (1992)

1666

Vecsei-Hohl, R., Gourec, L., Bruna, M., Zeh, M., Fent, K.: Chlorinated Hydrocarbons in Eels (*Anguilla anguilla* L.) from the River Rhine. *Naturwissenschaften* 79, 371-374 (1992)

1667

Lotter, A. F., Kienast, F.: Validation of a Forest Succession Model by Means

of Annually Laminated Sediments. In: "Laminated Sediments". M. Sarnisto, A. Kahra (Eds.). Geological Survey of Finland, o.O 1992; 25-31.

1668

Masten, Susan J., Hoigné, J.: Comparison of Ozone and Hydroxyl Radical-Induced Oxidation of Chlorinated Hydrocarbons in Water. *Ozone Science & Engng.* 14, 197-214 (1992)

1669

Pahl-Wostl, Claudia: Dynamic Versus Static Models for Photosynthesis. *Hydrobiologia* 238, 189-196 (1992)

1670

Deshusses, M. A., Hamer, G.: Methyl Isobutyl and Methyl Ethyl Ketone Bio-

degradation in Biofilters. In: "Biocatalysis in Non-Conventional Media". J. Tramper et al (Eds.) Elsevier Sci. Publ., Amsterdam 1992; 393-399.

Série de publications spéciales de l'EAWAG

N° 4:

Hydrologische Abflussmodelle im Dienste des Gewässerschutzes. Hrsg. J. Bloesch, F. Naef, Peter Reichert, Wolfgang Schilling. (1992)

N° 5:

Hydrological and Pollutional Aspects of Stormwater Infiltration. M. Grottker, W. Schilling. (1992)

Impressum:

Les Nouvelles de l'EAWAG sont le bulletin d'information de l'EAWAG. Edition, diffusion et © by EAWAG, CH- 8600 Dübendorf (1992):

Rédaction: Diana Hornung, tél. ++41-(0)1-823 55 11

Copyright: La reproduction d'articles ou d'extraits est autorisée à condition de mentionner expressément "Tiré des Nouvelles de l'EAWAG 34F (1992)", et d'en informer à l'avance la rédaction et les auteurs ou autrices concernés.

Imprimé: sur du papier recyclé original 100 % (fabriqué sans pollution des eaux, sans blanchiment et sans coloration).

Die Mitteilungen der EAWAG sind das Informationsbulletin der EAWAG.

Herausgeberin, Vertrieb und © by: EAWAG, CH- 8600 Dübendorf

Redaktion: Diana Hornung, Tel ++41-(0)1-823 55 11

Copyright: Abdruck, auch auszugsweise, ist unter Benachrichtigung der Herausgeberin, der Autorinnen und Autoren sowie mit Quellenangabe "Abdruck aus den Mitt. der EAWAG, 34F (1992)" gestattet.

Gedruckt: auf Original-Umweltschutzpapier (Widmer-Walty AG, 4655 Oftringen).

Bulletin d'inscription:

Les nouveaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s! Les Nouvelles de l'EAWAG paraissent deux fois par année en français et en allemand, et une fois par année en anglais.

Anmeldetalon für ein Abonnement:

Neuabonnt(en) willkommen! Zweimal jährlich erscheinen die Mitteilungen der EAWAG in deutsch und französisch und einmal jährlich in englisch.

À LA BIBLIOTHÈQUE, EAWAG, CH - 8600 DÜBENDORF

Adresse:

Adressänderung

Changement d'adresse

Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG an folgende Adresse.

Veuillez m'envoyer régulièrement les Nouvelles de l'EAWAG à l'adresse suivante.

Bitte schicken Sie mir folgende Publikationen:

Veuillez m'envoyer les publications suivantes:

Datum und Unterschrift/ Date et signature:

Sprache - Langue:

deutsch

français

english