

Les effets de l'oxygénation dans un lac eutrophe étudiés par la méthode de l'«enceinte»

The effects of oxygenation in a eutrophic lake studied by the «enclosure» method

O. RAVERA, N. RICCARDI

RÉSUMÉ

Le lac de Comabbio (Lombardie, Italie du Nord) est un lac peu profond ($\bar{z} = 4,4$ m) en comparaison à sa surface (3,44 km²). L'eutrophisation naturelle du lac a été accélérée par l'apport d'effluents domestiques pas traités. Pour améliorer la situation, les effluents conduits par un collecteur circumlacustre, ont été recueillis à l'extérieur du bassin versant.

Les effets seront visibles seulement dans plusieurs années et ces interventions ne seront pas suffisantes pour ramener le lac à l'état de mésotrophie. Afin d'accélérer l'assainissement du lac, mais surtout pour éviter la forte mortalité du poisson périodiquement à la fin de l'été, on a pris la décision d'oxygéner artificiellement l'hypolimnion. Pour prévoir les effets de l'oxygénation on a fait une expérience dans le lac avec deux enceintes en PVC (diamètre : 40 m ; profondeur : 6 m ; volume : 7000 m³). On a gardé une enceinte comme témoin ; dans l'autre a été insufflé de l'oxygène pur. On a recueilli, à certains intervalles de temps, des échantillons d'eau et de plancton du lac et des deux enceintes. Les éléments nutritifs ont été analysés ; la température, la transparence, la conductivité et le pH ont été mesurés sur place. L'effet le plus

visible du traitement consistait dans une augmentation de la concentration de l'oxygène visant à produire des conditions normales pour la vie des poissons. Les effets de l'oxygénation sur les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques du milieu sont discutés.

Mots clés : Lacs peu profonds, eutrophisation, enceintes, oxygénation hypolimnique, chimie de l'eau, zooplancton.

SUMMARY

Lake Comabbio (Lombardy, Northern Italy) is a shallow lake ($z_{\max} = 8.0$ m ; $\bar{z} = 4.4$ m ; surface = 3.44 km²). Its naturally high trophic level has been increased by the huge nutrient loading from domestic effluents. Each year (except in winter, when commonly the lake is covered with ice) more phytoplankton blooms are observed and in the late summer oxygen depletion, with a consequent mass mortality of fish, occurs.

At present, to reduce the nutrient charge, the effluents are collected in a channel and diverted from the lake watershed. Because of the significant nutrient release from the sediment ("internal eutrophication") the reduction of the external loading may slow the eutrophication rate, but it is not sufficient to restore the lake to an acceptable mesotrophic state within a reasonable time.

To prevent the periodic mass mortality of fish and possibly to accelerate the restoration process of the ecosystem, the Lake Comabbio Protection Committee decided to oxygenate the hypolimnetic layer artificially. In order to avoid undesirable effects of aeration (e.g. nitrogen enrichment of lake water), dissolved oxygen injection was preferred. As there is no general agreement on the ecological effects of the oxygen (or air) addition it was decided, before applying oxygenation to the whole lake, to carry out experiments using the "enclosure" method. One experiment was carried out from 26th September to 9th December 1986 and this was replicated in 1987 from 22nd April to 30th November. This paper is concerned with the first experiment, as data treatment of the second is still in progress. Two cylindrical "enclosures" of PVC (diameter = 40.0 m ; height = 6.0 m ; volume = 7000 m³) were settled in Lake Comabbio to isolate a water column with its sediments. One enclosure was treated with oxygen from 15th November to 6th December, the other was kept as control. The water aspirated from the enclosure was oxygenated (20.3 mg O₂/l) and injected in the same enclosure at 4 m depth at a rate of 4 m³/h. During the enclosure settlement the fish escaped from the enclosures. To simulate a complete ecosystem, the plan was to add to each enclosure 60 kg of the most abundant fish species (*Scardinius erythrophthalmus*). By mistake, fish were added to the enclosure that was to be oxygenated but not to the control. Water and zooplankton were sampled simultaneously from both the enclosures as well as from the lake. Zooplankton was collected by vertical hauls from the bottom to the water surface. The following parameters were measured : temperature, transparency,

pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, alkalinity, phosphorus and nitrogen compounds, chlorophyll-*a* and pheopigments. The injection of water rich in oxygen did not resuspend the sediments and the absence of bubbles showed that the oxygen had completely dissolved.

Soon after oxygenation the difference in oxygen concentration in the treated enclosure and in the control was progressively reduced until 26 th november, when both the enclosures had the same oxygen concentration. At the end of the experiment (9th december) the oxygen concentration in the control was about 4 mg/l, whereas in the treated enclosure it attained a concentration of 6 mg/l, although in the latter the oxygen consumption was greater than in the control, owing to fish respiration and the increased activity of aerobic microorganisms. The higher concentrations of total phosphorus (TP), soluble reactive phosphorus (SRP) and ammonium (N-NH₄) measured in the lake were probably due to the external loading of nutrients. The nutrient concentrations in the treated enclosure were similar to those of the control. The greater concentration of nutrients was probably the cause of more abundant phytoplankton in the lake, which was also demonstrated by the lower values of water transparency, when compared with those measured in both the enclosures. The pH values of the control were similar to those of the treated enclosure. The pattern of abundance and species composition of the zooplankton in the treated enclosure did not differ from that of the control. The Entomostraca populations decreased in the lake as well as in both the enclosures from the beginning to the end of the experiment.

From this experiment, carried out when oxygen depletion affected the whole water column, we may conclude that oxygenation can prevent fish mortality, without significantly influencing the structure and biomass of the planktonic community. The variations in the plankton and chemical and physical characteristics of the water (except oxygen concentration) were essentially due to the season and not to the artificial oxygenation. In addition, oxygenation, by abolishing the periodical mortality of fish, may also prevent the release of a huge amount of organic substances from the dead fish into the water.

Key-words : *Shallow lakes, eutrophication, enclosure method, hypolimnetic oxygenation, water chemistry, zooplankton.*

INTRODUCTION

Le lac de Conabbio (Lombardie, Italie du Nord) est un lac peu profond ($z_{\max} = 8,0$ m ; $\bar{Z} = 4,4$ m) ayant une superficie de 3,44 km². Il est typiquement eutrophe en raison de sa morphologie et de l'importance de sa charge en éléments nutritifs apportés par les eaux usées, notamment azote et phosphore (ANNONI et RAVERA, 1977, a, b). Chaque année (sauf en hiver, période pendant laquelle le lac est recouvert d'une couche de glace) on observait des fleurs d'eau importantes (*Microcystis aeruginosa*, *Ceratium hirundinella*). Tous les ans, à la fin de l'été et en

automne, on remarquait une désoxygénation de toute la colonne d'eau, d'où une mortalité plus ou moins importante de poissons (RAVERA *et al.*, 1984). Au cours des dernières décennies, la diminution progressive de la transparence de l'eau a éliminé les macrophytes submergés (RAVERA *et al.*, 1984).

Pour réduire la charge en éléments nutritifs apportés par le bassin versant, les effluents furent recueillis, traités jusqu'au troisième stade (à savoir la précipitation des phosphates) et déchargés dans la rivière Bardello qui se jette dans le lac Majeur (figure 1). Ce détournement des effluents peut ralentir la vitesse de dégradation du lac, mais n'est pas suffisant pour que le lac retourne au stade mésotrophe (généralement considéré comme acceptable) dans un laps de temps raisonnable, en raison de l'important flux d'éléments nutritifs provenant des sédiments. Pour diminuer la concentration du phosphore dans l'eau par immobilisation dans les sédiments, mais surtout pour empêcher la mortalité massive et périodique des poissons, le "Comité de Protection du Lac de Comabbio" décida de procéder à l'oxygénation hypolimnique du lac. La préférence fut donnée à une injection d'oxygène dissous plutôt qu'à une aération, afin d'empêcher les effets indésirables de cette dernière méthode comme mentionné par certains auteurs (par exemple, COOK *et al.*, 1986). Ces effets consistent essentiellement dans la formation de bulles de gaz qui peuvent altérer les échanges gazeux des branchies des poissons et provoquer une sursaturation en azote de l'eau du lac. On a, par exemple, mesuré 150 % de sursaturation en azote dans le lac Waccabuc (USA) après 80 jours d'aération (FAST *et al.*, 1975).

Il n'existe pas de consensus général sur les effets écologiques de cette technique, bien que l'on ait eu recours à l'aération des lacs depuis 1949 (MERCIER et PERRET, 1949). Selon ASHLEY (1983), l'aération n'est pas seulement un traitement cosmétique destiné à augmenter une faible concentration d'oxygène, mais une méthode utile pour assainir les lacs eutrophes. Contrairement à cela, FAST (1977) remarque que la plupart des avantages consistent à éliminer les symptômes mais non les causes de l'eutrophisation. Il fut donc décidé - avant d'appliquer cette méthode au lac tout entier - d'effectuer deux expériences au moyen de la méthode de l'"enceinte". Des enceintes furent utilisées dans le même but par d'autres auteurs (par exemple, McQUEEN et LEAN, 1983, 1984 ; McLEAN et STORY, 1986). Nous avons réalisé deux expériences : l'une du 26 septembre au 9 décembre 1986, l'autre du 22 avril au 30 novembre 1987. Cet article ne concerne que les résultats obtenus par la première expérience, réalisée dans des conditions isothermiques (à cause d'un retard technique) et effectuée lorsque la diminution de l'oxygène est étendue à toute la colonne d'eau. L'exploitation des données relatives à la seconde expérience est encore en cours.

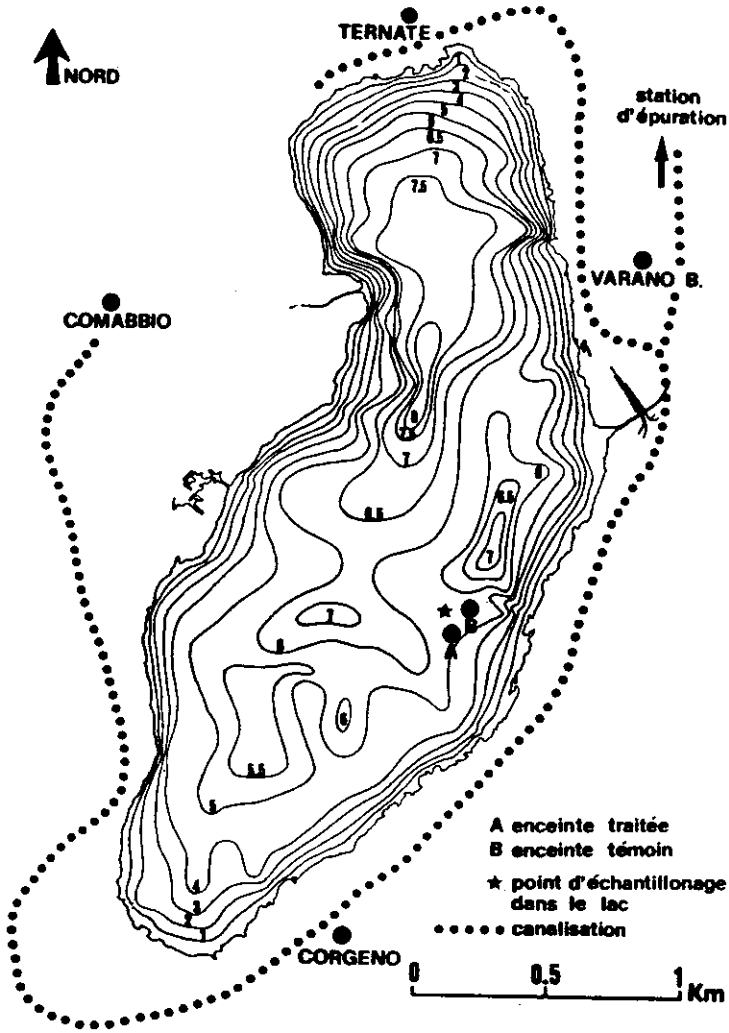


Figure 1. - Lac de Comabbio.

Figure 1. - Lake Comabbio.

MÉTHODES

Deux enceintes cylindriques en PVC (diamètre 40 m, profondeur 6,0 m, volume 7000 m³) furent installées dans le lac de Comabbio, afin d'isoler une colonne d'eau avec ses sédiments. Une enceinte fut continuellement traitée avec de l'oxygène pur du 15 novembre au 6 décembre ; l'autre fut gardée comme témoin. Pompée au-dessous de 4 mètres de profondeur, l'eau de l'enceinte traitée est introduite dans une chambre placée dans l'enceinte où elle est oxygénée. Une fois traitée, l'eau contenant 20,3 mg

d'oxygène par litre est refoulée dans la même enceinte à un débit de $4 \text{ m}^3/\text{h}$ à 4 m de profondeur, correspondante à la couche hypolimnique pendant la période de stratification. Le réservoir d'oxygène liquide est placé sur la berge (figures 2, 3). Pour permettre au micro-écosystème enfermé d'atteindre un état stable, on ajouta l'oxygène 19 jours après l'ancrage de l'enceinte.

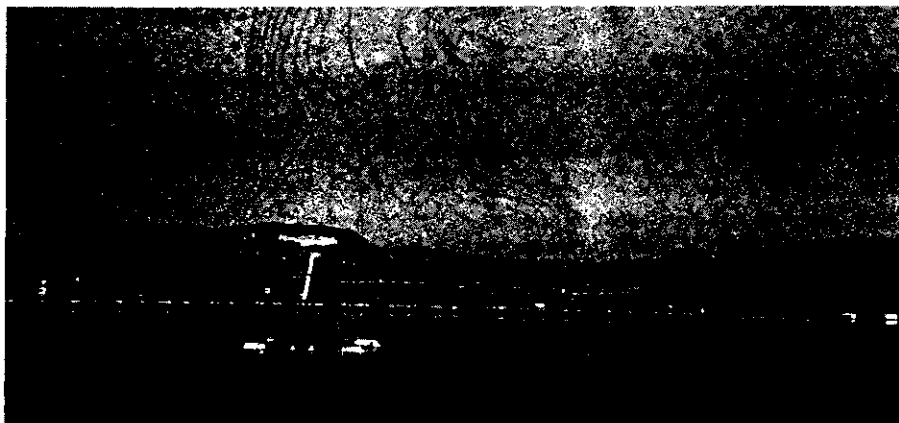


Figure 2. - L'enceinte traitée avec oxygène (en premier plan) et l'enceinte témoin.

Figure 2. - The enclosure treated with oxygen (in the foreground) and that of control.

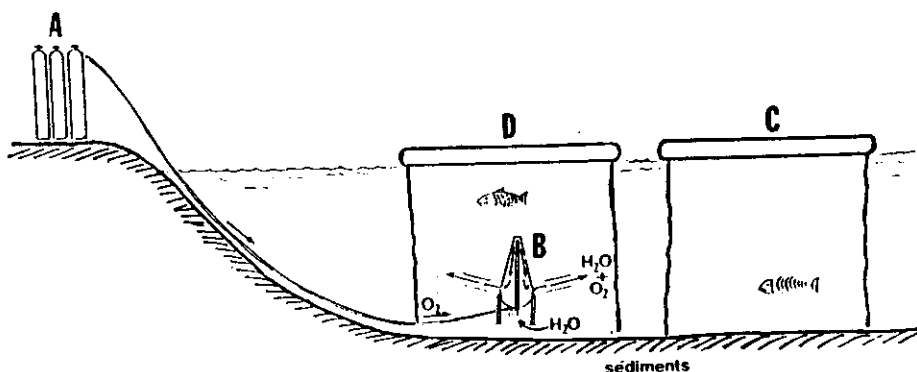


Figure 3. - Schéma illustrant le système d'oxygénation.

A - Réservoir d'oxygène. B - Dispositif d'oxygénation hypolimnétique. C - Enceinte témoin. D - Enceinte traitée.

Figure 3. - Scheme of the oxygenation system. A - Oxygen supply. B - Apparatus for hypolimnetic oxygenation. C - Control enclosure. D - Treated enclosure.

Pendant l'installation des enceintes les poissons s'en échappèrent. Pour simuler un écosystème complet, environ 60 kg de Rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*), l'espèce de Poisson dominante du lac de Comabbio, devaient être ajoutés à chaque enceinte. Par erreur le poisson ne fut ajouté qu'à l'enceinte qui devait être oxygénée, mais pas à celle qui devait servir de témoin.

Pendant l'expérience, 10 échantillonnages furent effectués : 5 avant l'oxygénation, 4 pendant et 1 après. Des échantillons d'eau et de zooplancton furent prélevés des deux enceintes ainsi que du lac. Les paramètres suivants furent mesurés : température, transparence (mesurée avec le Disque Secchi), pH, conductivité électrique, oxygène dissous, composés du phosphore et de l'azote, chlorophylle-*a* et phéopigments carbonates et bicarbonates. Le zooplancton fut recueilli au moyen d'échantillonnages verticaux allant du fond à la surface de l'eau avec un filet de "Eterlon" (dimension de l'ouverture de maille 85 μ m).

RÉSULTATS

Sur les figures 4 et 5 sont représentées, de façon schématique, les variations temporelles des paramètres mesurés dans le lac et dans les deux enceintes.

Au début de l'expérience la moyenne pondérée de la concentration d'oxygène et sa répartition verticale dans les deux enceintes sont similaires à celles existant dans le lac. Dans le lac et dans les deux enceintes, les variations de la concentration d'oxygène avec la profondeur sont très faibles après le 4 novembre. Après le 18 novembre les températures sont les mêmes de la surface de l'eau jusqu'au fond du lac. Dans le lac, la variation temporelle de l'oxygène est liée à celle de la concentration en chlorophylle. Après le 11 novembre, dans les deux enceintes, la concentration en chlorophylle du phytoplancton est si faible qu'elle ne peut avoir aucune influence sur la teneur en oxygène de l'eau, tandis que dans le lac la concentration en chlorophylle ne tend vers zéro qu'à la fin de l'expérience. Celle-ci est la raison pour laquelle la variation de l'oxygène dans le lac est très différente de celle que l'on observe dans les deux enceintes. Du 1er octobre au 4 novembre, la diminution de l'oxygène dans le lac et dans les enceintes est due à la diminution du phytoplancton comme en témoigne la diminution de la chlorophylle ; après le 4 novembre, la diminution de l'oxygène observée dans l'enceinte témoin est aussi due à la diminution du phytoplancton. Dans l'enceinte traitée, l'énorme diminution de l'oxygène est due, outre la diminution du phytoplancton, à la respiration des microorganismes, des poissons et du zooplancton ; la diminution du zooplancton est retardée de 7 jours par rapport à l'enceinte témoin. Dans les deux enceintes, l'augmentation de l'oxygène qui suit est probablement due à l'abaissement de la température qui accroît la solubilité de l'oxygène et diminue la respiration du plancton. En outre, dans l'enceinte traitée, l'apport d'oxygène est si élevé qu'il augmente davantage la concentration d'oxygène dans l'enceinte témoin, bien que celle-ci ne contienne pas de poissons. Peu après l'oxygénation, les concentrations d'oxygène des deux enceintes atteignent les mêmes valeurs. Dans le lac et dans les enceintes, le pH se comporte de façon similaire. Entre la diminution importante des valeurs de pH mesurées du début de l'expérience

jusqu'au 4 novembre, et la diminution observée du 18 novembre jusqu'à la fin de l'expérience, une certaine augmentation se produit entre le 4 et le 18 novembre. L'influence de la photosynthèse sur la variation du pH est évidente si les variations du pH sont comparées avec celles de la concentration en chlorophylle. La réduction de la photosynthèse et l'accroissement de la respiration produisent une diminution des carbonates et une augmentation des bicarbonates et, par conséquence, une diminution du pH. Du fait que les valeurs de pH sont très similaires dans les deux enceintes, nous pouvons supposer que l'oxygénation dans l'enceinte traitée a compensé la consommation d'oxygène par les poissons.

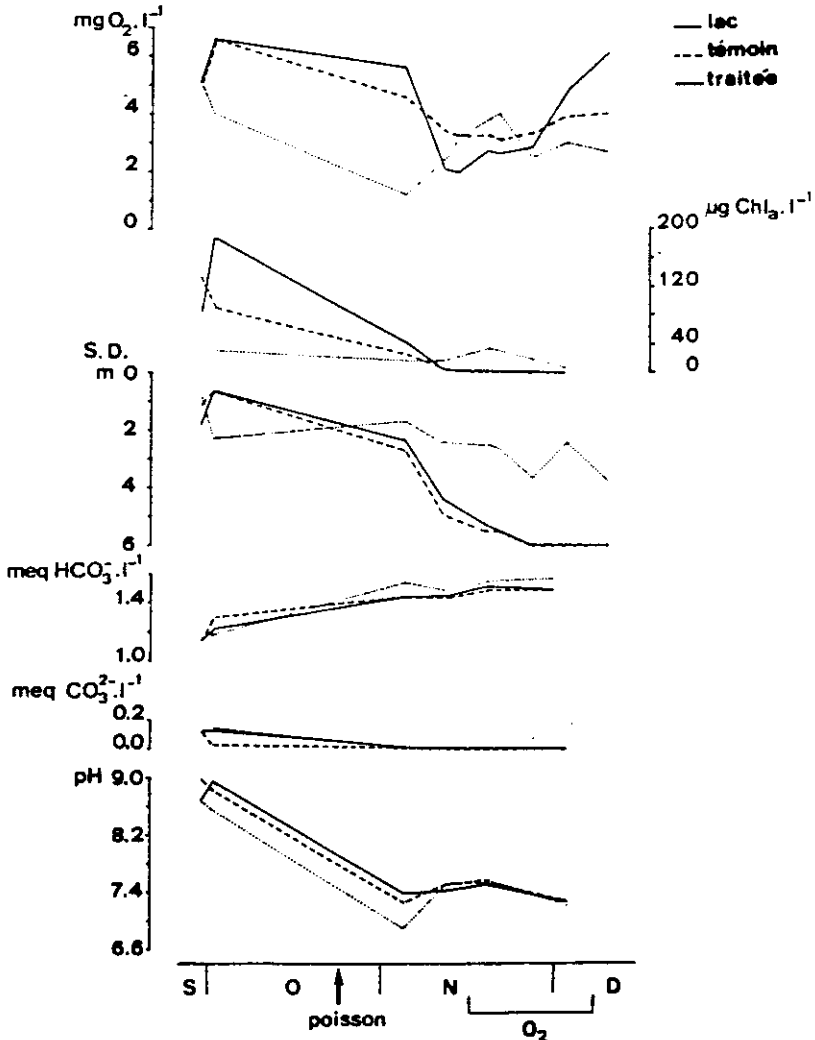


Figure 4. - Variations temporelles des paramètres physiques et chimiques mesurés dans le lac, dans l'enceinte traitée et dans l'enceinte témoin.

Figure 4. - Variations in time of physical and chemical parameters measured in the lake, in the treated enclosure and in the control.

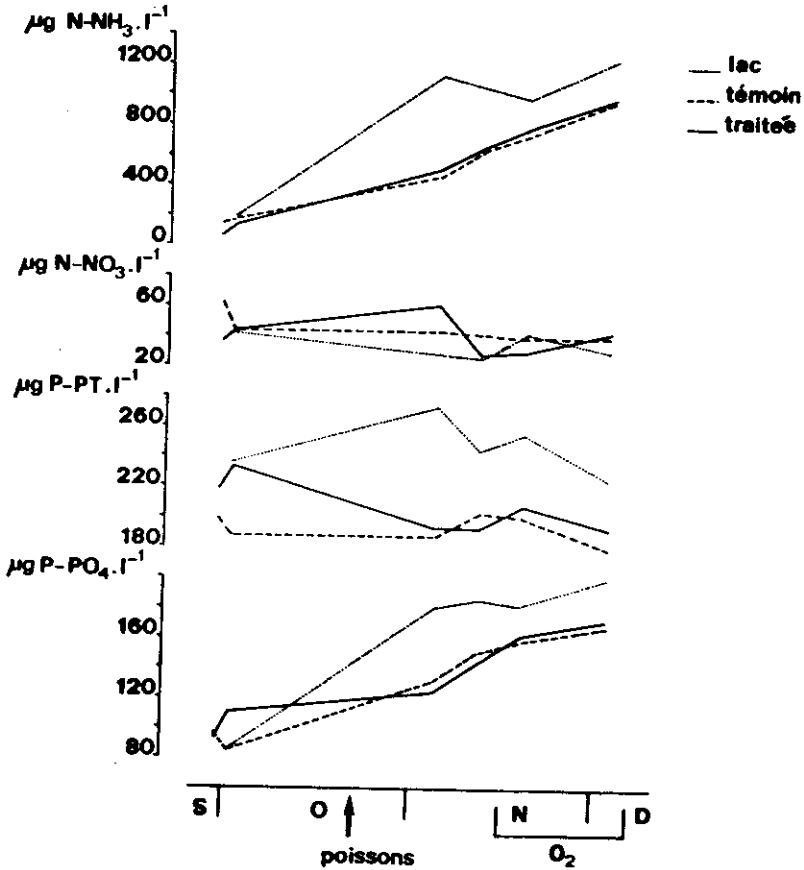


Figure 5. - Variations temporelles des concentrations des composés nutritifs dans le lac, dans l'enceinte traitée et dans l'enceinte témoin.

Figure 5. - Variations in time of the nutrient concentrations in the lake, in the treated enclosure and in the control.

Les concentrations plus élevées de phosphore total (P.T.), phosphore réactif soluble (P.R.S.) et ammonium ($N-NH_4$), mesurées dans le lac, sont probablement dues à la charge externe. Les variations temporelles des concentrations en éléments nutritifs dans les enceintes sont semblables à celles observées dans le lac, sauf la diminution des concentrations en P.T., P.R.S. et $N-NH_4$, qui se produit dans le lac le 18 novembre, simultanément à l'augmentation de chlorophylle. Les concentrations en P.R.S. et en $N-NH_4$ augmentent du début à la fin de l'expérience, tandis que le P.T. et les nitrates ($N-NO_3$) varient dans le temps sans tendance bien définie. Les concentrations en éléments nutritifs dans l'enceinte traitée sont similaires à celles de l'enceinte témoin. L'augmentation des concentrations en P.R.S. et $N-NH_4$ est probablement due à une diminution du phytoplancton qui libérait les éléments nutritifs.

Au début de l'expérience, la transparence de l'eau est presque la même dans le lac et dans les enceintes. Du début novembre à la fin de

l'expérience, les valeurs sont beaucoup plus élevées dans les enceintes que dans le lac, probablement à cause de la plus faible densité de population de phytoplancton dans les enceintes comme l'indique la diminution très marquée de la concentration de chlorophylle (le Disque Secchi est visible jusqu'au fond des deux enceintes).

Dans le tableau 1 sont indiquées les espèces les plus fréquentes du zooplancton et dans le tableau 2, les valeurs de densité de population. Dans l'enceinte témoin, le maximum de zooplancton est observé 7 jours avant celui de l'enceinte traitée et 14 jours avant celui du lac. Dans le lac le maximum du zooplancton se produit en même temps que le maximum de la chlorophylle. Le zooplancton, après avoir atteint la densité la plus élevée, diminue plus rapidement dans l'enceinte traitée que dans l'enceinte témoin. Dans les figures 6, 7 et 8 sont indiquées les variations du zooplancton dans le lac et dans les deux enceintes.

Tableau 1. - Liste des espèces de zooplancton rencontrées au cours de l'étude.

Table 1. - List of the zooplankton species collected during the study.

Copépodes	Rotifères
<i>Eudiaptomus padanus</i>	<i>Asplanchna priodonta</i>
<i>Cyclops abyssorum</i>	<i>Keratella quadrata</i>
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	<i>Keratella cochlearis</i>
<i>Thermocyclops crassus</i>	<i>Filinia longiseta</i>
	<i>Filinia opoliensis</i>
	<i>Brachionus angularis</i>
Cladocères	<i>Brachionus calyciflorus</i>
	<i>Brachionus urceolaris</i>
<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Kellicottia longispina</i>
<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Pompholyx sulcata</i>
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Hexarthra intermedia</i>
<i>Chidorus sphaericus</i>	<i>Collotheca</i> sp.
	<i>Trichocerca semilis</i>
	<i>Polyarthra remata</i>
	<i>Cephalodella gibba</i>
	<i>Synchaeta pectinata</i>
	<i>Synchaeta</i> sp.
	<i>Epiphanes senta</i>
	<i>Gastropus minor</i>
	<i>Lepadella ovalis</i>

Tableau 2. - Variations de la densité des populations (ind. l⁻¹) des Copépodes, Cladocères et Rotifères.Table 2. - Variations of the population density (ind. l⁻¹) of the Copepods, Cladocerans and Rotifers.

Taxon		Date						
		29.9.86	1.10	4.11	11.11	18.11	2.12	9.12
LAC	Copépodes	615	179	9	14	46	42	165
	Cyclopidés	481	123	8	12	45	38	162
	Diaptomides	134	56	1	2	1	4	3
	Cladocères	208	89	5	11	54	14	36
	Rotifères	167	130	158	101	2020	75	103
	Total	990	398	172	126	2120	131	303
TEMOIN	Copépodes	399	354	202	194	179	33	99
	Cyclopidés	269	296	127	128	127	17	60
	Diaptomides	130	58	75	67	52	16	39
	Cladocères	335	113	82	70	57	20	49
	Rotifères	243	168	1071	241	79	3	10
	Total	997	635	1301	505	315	56	158
TRAITEE	Copépodes	296	249	181	193	187	34	34
	Cyclopidés	216	193	112	133	124	26	30
	Diaptomides	80	56	69	60	63	8	4
	Cladocères	142	88	117	51	84	22	25
	Rotifères	225	177	1003	1222	17	3	4
	Total	663	514	1301	1466	288	59	63

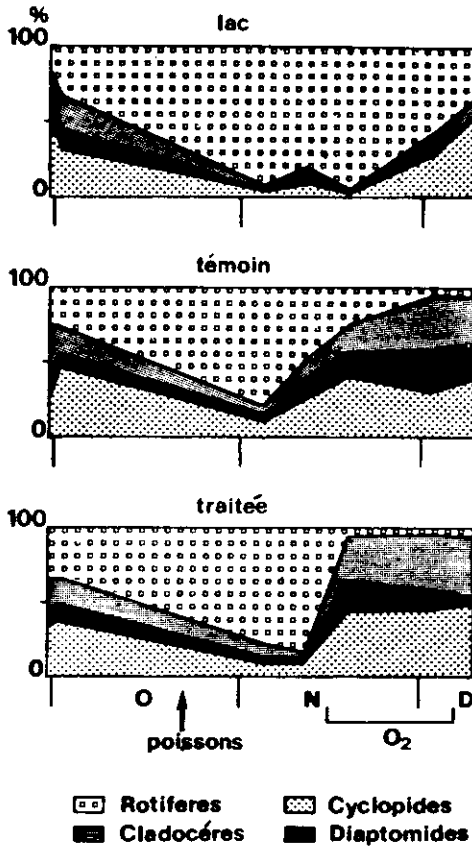


Figure 6. - Variations des pourcentages de Rotifères, Cladocères, Cyclopidés et Diptomides.

Figure 6. - Percentage variations of the Rotifers, Cladocerans, Cycloipoids et Diptomids.

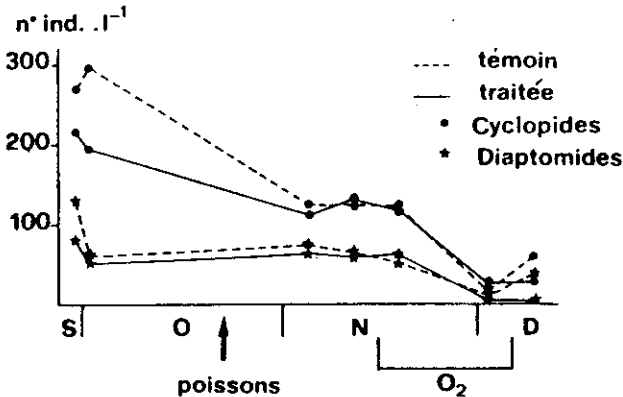


Figure 7. - Variations de la densité de population (ind.l⁻¹) des Cyclopidés et Diptomides

Figure 7. - Density variations (ind.l⁻¹) of the Cycloipoids and Diptomids.

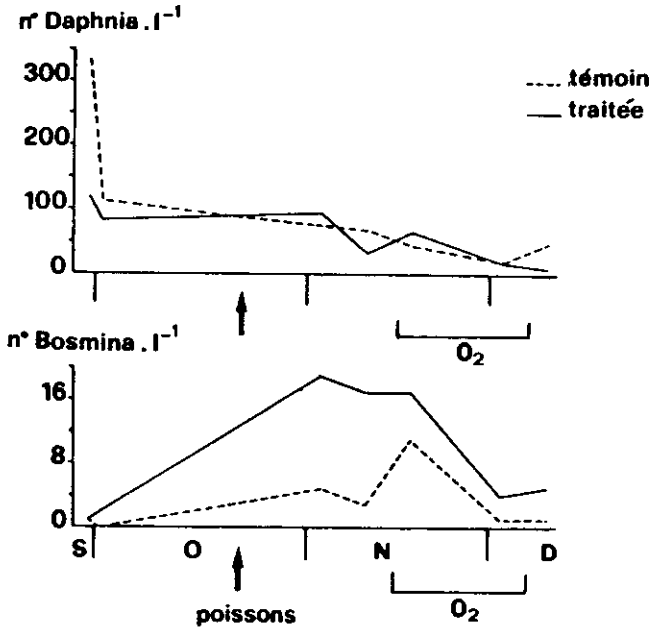


Figure 8. - Variation de la densité de population (ind.l⁻¹) des espèces *Daphnia cucullata* et *Bosmina longirostris*.

Figure 8. - Density variations (ind.l⁻¹) of the species *Daphnia cucullata* and *Bosmina longirostris*.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Dans les deux enceintes, les causes de la consommation d'oxygène étaient la respiration des micro-organismes et l'oxydation chimique. McQUEEN et LEAN (1984) constatèrent une consommation d'oxygène plus élevée dans une enceinte aérée que dans une autre servant de contrôle, et GRANELLI (1978) observa que la présence d'oxygène en augmente la consommation par les micro-organismes aérobies jusqu'à un ordre de grandeur. Dans notre enceinte traitée, une quantité supplémentaire d'oxygène fut utilisée pour la respiration des poissons. Malgré cela, à la fin de l'expérience (9 décembre), la concentration en oxygène atteignit plus de 6 mg/l dans l'enceinte traitée et seulement 4 mg/l dans l'enceinte témoin. La figure 9 indique les effets de l'injection d'oxygène sur la concentration de cet élément dans l'eau.

Nos résultats sur le plancton concordent avec ceux qui furent trouvés par d'autres auteurs. SMITH *et al.* (1975), par exemple, trouvèrent que le phytoplancton n'était pas influencé de façon significative par l'aération et McQUEEN et LEAN (1983) remarquèrent que la concentration de chlorophylle ainsi que l'abondance de zooplancton semblent ne pas être modifiées par l'aération. McQUEEN et STORY (1986) réduisirent la croissance des algues par l'aération au printemps mais pas en d'autres saisons. Les mêmes auteurs remarquèrent que la diversité, le nombre d'espèces planctoniques et la concentration en chlorophylle du phytoplancton

dans l'enceinte traitée ne différaient pas beaucoup des valeurs mesurées dans l'enceinte témoin. McQUEEN et STORY (1986) affirmèrent que la composition et la succession du phytoplancton n'étaient pas modifiées par l'aération, et que la biomasse et la productivité primaire augmentaient ou ne variaient pas. TAGGART (1984) observa qu'aucune recherche sur l'effet de l'aération sur le zooplancton n'avait été publiée avant 1984, et McQUEEN et STORY (1986) ne trouvèrent que cinq articles sur ce sujet. Ces auteurs conclurent de leur expérience que l'influence de l'aération sur le zooplankton était négligeable.

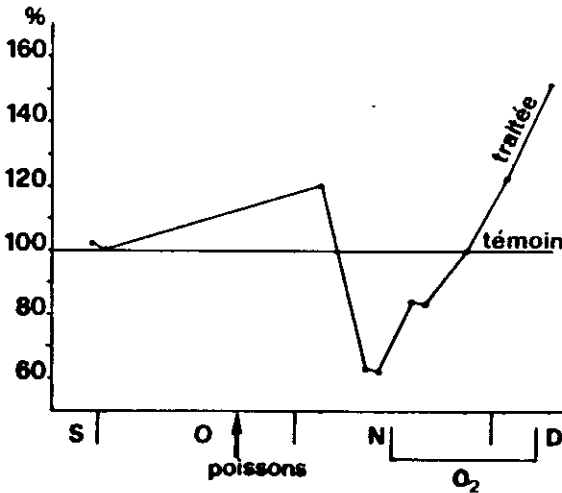


Figure 9. - Variations de la concentration en oxygène dans l'enceinte traitée en pourcentage de celle de l'enceinte témoin.

Figure 9. - Percent variations of the oxygen concentration in the treated enclosure on that of the control.

Le pompage et l'injection d'eau dans l'enceinte traitée n'a pas remis en suspension les sédiments, et l'absence de bulles de gaz indique une dissolution complète de l'oxygène.

A partir de cette expérience à court terme, effectuée lorsque la diminution de l'oxygène est étendue à toute la colonne d'eau, nous pouvons conclure que l'oxygénation peut empêcher la mortalité massive des poissons sans influencer la structure ou la biomasse du plancton. L'oxygénation, en supprimant la mortalité périodique des poissons, empêche l'émission d'une énorme quantité des substances organiques provenant des poissons morts en l'espace de quelques jours. Les variations du plancton et des caractéristiques chimiques de l'eau (sauf la concentration en oxygène) sont dues à la saison et non à l'oxygénation.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANNONI D., RAVERA O. (1977a). Ricerche condotte sul Lago di Comabbio (Provincia di Varese, Italia Settentrionale) dal Maggio 1976 al Maggio 1977. Rapporto CEC, EUR 5890. i.
- ANNONI D., RAVERA O. (1977b). L'influenza d'une longue période d'isothermie sur les caractéristiques des eaux d'un lac peu profond : lac de Comabbio. *L'Eau et L'Industrie*, 19 : 52-56.
- ASHLEY M.I. (1983). Hypolimnetic aeration of a naturally eutrophic lake : Physical and chemical effects. *Can. J. Aquat. Sci.*, 40 : 1343-1359.
- COOKE G.D., WELCH E.B., PETERSON S.A., NEWROTH P.R. (1986). *Lake and reservoir restoration*, Butterworths Publishers, Boston, Ann Arbor Science Book.
- FAST A.W. (1977). Artificial aeration and oxygenation of lakes as a restoration technique. In : J. CAIRNS Jr. and E.E. HERRICKS (Eds.), *Recovery and Restoration of Damaged Ecosystems*. Univ. Press of Virginia, Charlottesville, pp. 134-165.
- FAST A.W., DORR V.A., ROSEN R.J. (1975). A submerged hypolimnion aerator. *Water Resour. Res.*, 11 : 287-293.
- GRANELLI W. (1987). Sediment oxygen uptake in south Swedish lakes. *Oikos*, 30 : 7-16.
- McQUEEN D.J., LEAN D.R.S. (1983). Hypolimnetic aeration and dissolved gas concentrations : enclosure experiments. *Water Res.*, 17 : 1781-1790.
- McQUEEN D.J., LEAN D.R.S. (1984). Aeration of anoxic hypolimnetic water : effects on nitrogen and phosphorus concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22 : 268-276.
- McQUEEN D.J., STORY V.A. (1986). Impact of hypolimnetic aeration on zooplankton and phytoplankton populations. *Env. Techn. Letters*, 7 : 31-44.
- MERCIER P., PERRET J. (1949). Aeration of Lake Bret. *Monatsbulletin. Schweiz. Ver. Gas. Wasserfach.*, 29 : 25-30.
- RAVERA O., GARAVAGLIA C., STELLA M. (1984). The importance of macrophytes in two lakes with different trophic degree : Lake Comabbio and lake Monate. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22 : 1119-1130.
- RAVERA O., DAL MOLIN R., ZARINI S. (1986). Un effetto dell'eutrofizzazione : la moria di pesci nel Lago di Comabbio. *Aria, Acqua*, 8 : 791-795.
- SMITH S.A., KRAMER D.R., WIRTH T.L. (1975). Aeration as a lake management technique. *Wisc. Dpt. Nat. Res. Tech. Bull.*, No. 8.
- TAGGART C.T. (1984). Hypolimnetic aeration and zoo-distribution : a possible limitation to the restoration of cold-water fish production. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41 : 191-198.