

ETUDES LIMNOLOGIQUES EN BELGIQUE

VII. — Deux étangs à Notmeir (Province d'Anvers)

A. — Etude du milieu

PAR

L. VAN MEEL (Bruxelles)

Situé dans la Province d'Anvers, au Nord de la Ville de Malines, entre Duffel et Walem, le domaine de Notmeir appartient à l'Intercommunale « I. V. ANTWERPSE WATERWERKEN N. V. ». A côté des installations modernes pour la préfiltration de l'eau brute, destinée à la production d'eau potable pour l'agglomération anversoise, avec toutes les annexes que cela comporte, il comprend plusieurs anciens réservoirs ayant servi autrefois comme décanteurs, abandonnés aujourd'hui, et ne recevant plus que le trop plein occasionnel des eaux des dégrossisseurs ou préfiltres rapides.

Le dernier de la série, d'une étendue d'environ trois hectares et d'une profondeur, d'après les saisons, de 1 à 2 mètres, a retenu plus particulièrement notre attention par sa situation privilégiée, sans contact direct avec les éléments polluants et ne subissant que l'eutrophisation naturelle. A notre connaissance, il ne renferme d'autres hydrophytes que quelques pieds de *Nuphar* localisés dans les angles du bassin.

Nous estimons indispensable de mentionner ici, qu'en fait, l'étang A renferme une eau naturelle mais dont les rapports entre constituants ioniques ont été plus ou moins modifiés par l'addition préalable, avant la préfiltration, de minimes quantités de l'ordre de quelques dizaines de milligrammes par mètre-cube, de sulfate d'aluminium agissant comme floculant.

Des modifications se sont produites dans ces circonstances, les proportions de certains constituants ont diminué ou augmenté, au contraire, de sorte que cette eau se présente ici avec des caractéristiques légèrement transformées. C'est le cas notamment pour les sulfates, les phosphates et les silicates.

En outre, l'eau sortant du préfiltre ne contient plus que quelques éléments figurés ayant échappé à la filtration rapide sur sable, tels *Asterionella formosa*, des microalgues et des spores de microorganismes divers.

Le séjour prolongé dans ces anciens réservoirs des eaux en excédent des dégrossisseurs, dont il est question dans cette étude, provoque un renouvellement de la florule planctonique et c'est précisément ce phénomène que nous avons voulu suivre de plus près.

Nous avons eu l'occasion de l'étudier de semaine en semaine durant onze mois au cours de la période 1968-1969. Il porte dans notre étude l'indicatif Etang A.

Il est entouré d'une berge herbeuse inclinée, dont la partie inférieure, en contact avec l'eau, est renforcée au moyen de gros morceaux de laitier. Sa situation est très ouverte en ce sens que les berges sont libres de toute végétation arbustive ou arborée.

Le second étang, l'étang que nous appellerons B, est situé plus près des ateliers, un peu en retrait du grand réservoir qui reçoit les eaux quittant les deux préfiltres. C'est en réalité une ancienne argilière inondée par l'eau phréatique et complètement fermée. On pourrait estimer son étendue à environ un demi-hectare. La profondeur doit comporter une dizaine de mètres. Les berges sont plutôt basses et égales, d'après les endroits et le niveau de l'eau. Pour autant que nous ayons pu l'observer, les parois sont à pic. Une large bande de terrain qui l'entoure, porte une futaie assez dense d'essences feuillues. Cette situation au milieu d'une végétation arborée n'est certainement pas sans avoir des répercussions sur la biologie de l'eau puisque les arbres interceptent, à certains moments de la journée et des saisons, une partie de la lumière au dépens de l'étang, pour ne citer que ce seul facteur.

Il faut mentionner, en outre, un léger apport extérieur intermittent par un mince filet d'eaux ménagères provenant d'une habitation située à quelques centaines de mètres de l'étang.

Pour des raisons indépendantes de notre volonté, il ne nous a pas été possible d'effectuer sur cet étang une étude aussi longue que celle réalisée sur l'étang A. En fait, elle ne comporte que huit mois, de février à septembre 1969.

Nous avons soumis l'eau des deux étrangs à quelques-unes de nos recherches habituelles, limitées toutefois ici aux facteurs écologiques principaux : température, pH, alcalinité, phosphates, ammoniacque, nitrites, nitrates, silicates, oxygène dissous, hydrates de carbone, matières organiques (oxydabilité) et chlorophylle, le calcium.

Les concentrations en hydrates de carbone et en matières organiques totales ont également retenu notre attention et nous avons essayé d'établir un rapprochement entre la composition et la périodicité du phytoplancton et les variations de ces substances considérées et comme métabolites des algues du plancton et comme la résultante de l'hydrolyse des déchets végétaux.

Nous nous sommes aussi efforcé de trouver une relation entre les divers ordres d'algues du phytoplancton et les concentrations des trois chlorophylles a, b et c, considérées séparément et dosées d'après la méthode de J. D. H. STRICKLAND et T. R. PARSONS (1965).

En outre, en chaque saison, nous avons effectué une analyse complète avec balance ionique, comprenant, en plus des dosages mentionnés plus haut, les chlorures, les sulfates, le magnésium, sodium et potassium.

Dans le but de localiser, le plus strictement possible, le phénomène de la décalcification biologique, nous avons tenu à pratiquer le dosage de la réserve alcaline et du calcium sur eau brute et eau filtrée.

Il est très difficile de suivre l'influence séparée de chaque facteur, ce ne sont que ceux qui présentent entre eux une causalité bien définie, dont nous pouvons plus ou moins déterminer et suivre l'action, pour autant que celle-ci soit quantitative.

En ce qui concerne les méthodes analytiques adoptées, nous renvoyons à notre étude sur le grand étang de Overmere : « Etudes limnologiques en Belgique. II. Le grand étang du Broek d'Overmere » publiée dans les Bulletins de l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, 1969, XLV, n° 26, dans laquelle les méthodes sont énumérées.

Pour des raisons d'ordre pratique, l'excellente méthode de dosage ampérométrique du calcium de A. ROUËCHE et D. MOUNIER a dû être remplacée par une autre non moins précise, notamment celle préconisée par D. GOLDSTEIN dans *Analytica Chimica Acta*, 1959, XXI, pp. 339-340, basée sur l'application d'un nouvel indicateur à la détermination complexométrique du calcium, notamment le glyoxal bis-(2-hydroxy)-anil ou di-(o-hydroxyphénylimino)éthane.

Cette méthode a d'ailleurs été adoptée plus tard, en 1968, par H. L. GOLTERMAN et R. S. CLYMO dans le Handbook n° 8 de l'International Biological Programme : *Methods for chemical analysis of Fresh Waters* ».

La bibliographie tant pour cette étude que pour nos publications antérieures, sera incluse dans un travail de synthèse au sujet des eaux douces et saumâtres de la Basse Belgique, à paraître ultérieurement.

* * *

Nous tenons à remercier ici plus particulièrement M. G. VAN DER VEKEN et M^{me} C. HERREMANS-DHAEZE, Ingénieurs techniques en Chimie au Laboratoire d'Hydrobiologie de l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, pour leur aide dévouée dans l'exécution des longues séries d'analyses de routine, ainsi que M. J. DENAYER, Préparateur-technicien de première classe à l'Institut, qui, avec une patience et une précision remarquables, a exécuté les dessins illustrant ce travail.

* * *

L'abondance de la matière nous oblige à subdiviser cette étude en deux parties réparties sur deux fascicules consécutifs du Bulletin de l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, comprenant un premier numéro consacré à A. — L'Étude du milieu et un second groupant : B. — L'Étude du phytoplancton et C. — Les conclusions.

A. — LA GEOCHIMIE

Comme pour nos publications antérieures sur les eaux douces et saumâtres de la Basse-Belgique, nous essayerons de caractériser, du point de vue géochimique, l'eau des deux étangs étudiés. Dans ce but, nous avons calculé les balances ioniques pour chacun d'eux. Les tableaux 1 et 2 groupent les données analytiques hebdomadaires.

En ce qui concerne la représentation graphique, nous avons également adopté le système I. TELKESSI et R. MAUCHA, simplifié par J. KUFFERATH. L'analyse spécifique, basée sur les chiffres du tableau 3, est reproduite par les diagrammes pour A et B (Figure 1).

Le diagramme triangulaire a également été établi. Il a permis de déduire les caractéristiques pour les deux biotopes (Tableau 6, figure 2).

La comparaison de ces caractéristiques avec celles du dernier bassin (Bassin IV), situé en amont de Notmeir et qui fournit l'eau brute aux filtres rapides (l'étude de ce bassin sera publiée ultérieurement), donne lieu à quelques observations (Tableau 5).

Les eaux des deux étangs sont à classer parmi les eaux hexaioniques, à trois anions et trois cations, appelées également eaux isovalentes.

Un des caractères principaux des eaux étudiées à Notmeir est la prédominance très appréciable de l'ion sulfurique. On le trouve dans la balance ionique avec 68,8 à 74,6 % pour l'étang A, 73,8 à 87,0 % pour l'étang B. Comparativement, le bassin IV dont l'eau de l'étang A provient, ne contient que 25,24 % en moyenne d'ion sulfurique par rapport aux ions acides totaux. Il y a donc eu un enrichissement que nous estimons devoir attribuer, pour l'étang A, à l'usage du sulfate d'aluminium utilisé dans les opérations de floculation des matières en suspension ou de rectification du pH.

Quant à l'eau de l'étang B, l'explication la plus probable de la concentration élevée en ion sulfurique, est l'existence, dans l'argile de Boom, de pyrite, qui, par oxydation, donne naissance à l'ion sulfurique. Comme l'étang B est une ancienne argillère, l'argument semble acceptable.

Les graphiques triangulaires nous permettent d'établir les caractéristiques de l'eau des deux étangs, données importantes pour la comparaison des eaux des divers étangs de la Basse Belgique entre elles (Tableau 6).

TABLEAU 1
Facteurs écologiques à l'étang A

Dates	°C	pH		Alcalinité		PO ₄ mg/litre	NH ₃ mg/litre	NO ₃ mg/litre	O ₂ %	Hydrates de carbone mg/litre	Calcium mg/litre	
		échant. brut	échant. filtré	échant. brut	échant. filtré						Eau brute	Eau filtrée
13.XI.1968	8,0	8,05	8,00	2,150	2,110	0,0	0,75	1,45	86,0	2,970	64,0	62,0
20	4,5	8,10	7,98	2,120	2,140	0,0	0,85	0,30	102,0	8,200	63,2	62,8
27	6,5	7,88	—	2,130	—	0,0	0,80	3,70	103,0	2,630	58,8	57,6
4.XII	5,2	7,92	—	2,270	—	0,0	1,80	1,00	92,25	7,300	65,2	62,4
11	2,5	8,02	8,10	2,280	2,300	0,0	1,10	3,00	88,65	3,440	63,2	58,0
18	+ 0,5	7,93	7,92	1,740	1,670	0,0	1,10	2,80	100,6	3,000	54,4	52,8
30	+ 0,5	8,00	7,83	1,720	1,655	0,0	0,50	2,90	117,1	7,040	52,4	52,4
8.I	2,0	7,8	7,82	1,755	1,745	0,0	0,80	1,60	91,6	4,500	58,0	56,0
15	3,0	8,0	7,85	2,145	2,080	0,0	0,80	3,15	85,4	0,380	49,2	49,2
22	3,2	7,95	7,90	2,230	2,215	0,0	0,80	2,80	87,25	16,150	55,2	54,4
29	5,6	7,92	7,98	2,240	2,240	0,0	1,00	3,335	104,3	1,080	54,4	53,2
5.II	6,0	7,95	8,07	2,260	2,250	0,025	0,80	4,125	97,8	0,140	65,6	64,4
12	4,0	8,20	8,25	2,085	2,050	0,0	0,85	2,240	85,45	0,530	60,4	60,4
19	1,0	8,00	7,92	2,280	2,290	0,0	1,00	1,810	78,40	4,130	54,0	50,4
26	1,5	7,50	7,42	0,550	0,630	0,0	1,00	1,375	143,73	0,410	21,2	20,0
6.III	5,0	8,12	8,00	2,350	2,340	0,0	0,75	1,780	125,69	6,300	52,4	50,0
12	5,0	8,08	8,02	2,260	2,225	0,0	0,70	3,335	140,93	9,420	50,8	48,4
19	7,0	7,80	7,78	2,060	2,025	0,065	1,40	3,664	116,3	1,970	66,4	62,8
26	5,5	8,08	8,03	2,240	2,150	0,0	1,15	3,382	82,02	4,130	64,8	59,6
2.IV	7,0	7,98	7,85	2,250	2,205	0,0	0,10	3,297	143,16	6,180	60,4	57,2
9	17,0	8,1	7,98	2,250	2,165	0,0	0,19	3,027	163,37	0,0	66,0	66,0
16	11,5	8,15	8,12	2,250	2,240	0,0	0,08	2,358	93,38	2,880	74,2	67,6
23	10,5	8,08	8,06	2,230	2,175	0,0	0,06	1,549	142,16	0,0	66,8	66,8
30	13,5	7,98	7,99	2,251	2,226	0,013	0,46	0,850	143,98	2,330	66,8	65,2

TABLEAU 1 (suite et fin)

Dates	°C	pH		Alcalinité		PO ₄ mg/litre	NH ₃ mg/litre	NO ₃ mg/litre	O ₂ %	Hydrates de carbone mg/litre	Calcium mg/litre	
		échant. brut	échant. filtré	échant. filtré	échant. filtré						Eau brute	Eau filtrée
7.V	18,5	8,00	7,95	2,388	2,258	0,009	0,49	0,536	155,23	1,060	68,4	65,6
14	18,0	7,8	7,8	2,268	2,172	0,0	0,55	0,080	94,64	0,0	71,6	69,2
21	9,5	8,02	8,00	2,354	2,344	0,0	0,45	0,080	64,72	0,0	66,8	65,6
28	20,5	8,18	8,08	2,350	2,375	0,0	0,70	0,115	111,46	0,0	74,8	73,6
4.VI	17,1	8,00	7,90	2,350	2,340	0,0	0,85	0,470	91,40	0,870	53,2	52,4
11	22,0	8,20	8,11	2,270	2,260	0,0	0,80	0,220	124,5	0,370	58,0	58,0
18	21,5	8,11	8,00	2,280	2,255	0,025	1,20	0,160	143,76	2,940	67,6	67,6
25	21,5	8,10	7,96	1,970	1,950	0,020	1,10	3,260	103,69	2,190	71,8	68,8
2.VII	24,5	8,43	8,33	2,155	2,225	0,0	1,35	0,150	131,02	3,530	72,4	69,2
9	19,0	7,80	7,68	1,950	1,925	0,0	0,75	0,440	209,49	11,800	68,4	61,6
16	22,0	8,13	7,96	2,035	2,020	0,010	1,00	0,315	138,88	3,810	57,6	53,6
23	27,5	8,40	8,23	1,960	1,960	0,0	0,60	0,280	124,64	2,060	60,0	58,4
30	25,0	8,29	8,09	2,115	2,080	0,0	0,95	0,460	138,87	1,520	64,8	56,8
6.VIII	26,0	7,70	7,70	2,180	2,180	0,0	0,80	0,250	169,65	4,435	65,2	65,2
12	25,0	8,10	7,90	2,130	2,090	0,0	0,45	0,350	122,97	3,685	60,8	57,2
20	22,0	8,03	7,83	2,080	2,050	0,0	0,60	0,270	178,70	3,315	56,8	53,6
27	17,5	8,10	7,95	2,060	2,045	0,010	0,30	0,335	111,24	2,985	60,4	55,2
3.IX	18,5	7,88	7,79	2,070	2,050	0,0	0,75	0,245	127,76	2,215	62,0	58,0
10	18,0	8,42	8,23	2,085	2,050	0,0	0,85	0,205	130,32	2,950	62,0	56,4
17	18,0	8,20	8,00	2,175	2,150	0,0	1,00	0,245	111,10	2,515	61,6	56,8
24	18,0	7,91	7,91	2,235	2,155	0,0	0,95	0,335	121,16	1,985	66,4	65,2

TABLEAU 2
Facteurs écologiques à l'étang B

Dates	°C	pH		Alcalinité		PO ₄ mg/litre	NH ₃ mg/litre	NO ₃ mg/litre	O ₂ %	Hydrates de carbone mg/litre	Calcium mg/litre	
		échant. brut	échant. filtré	échant. brut	échant. filtré						Eau brute	Eau filtrée
12-II-1969	3,0	7,88	7,68	1,435	1,410	0,335	2,70	20,7	63,35	2,620	—	—
19	1,0	7,9	7,83	2,075	2,075	0,085	1,60	7,74	67,20	3,500	59,2	44,4
26	1,5	8,12	7,8	2,060	2,010	0,110	1,70	5,89	112,5	0,460	63,2	62,0
6-III	5,0	7,9	8,05	2,175	2,140	0,070	1,80	2,17	44,44	0,840	54,8	47,2
12	5,0	8,0	8,10	2,115	2,100	0,070	2,0	2,49	113,78	0,200	58,0	58,0
19	7,0	7,98	7,90	2,165	2,155	0,0	0,07	1,66	138,26	0,0	52,8	46,8
26	5,5	7,95	7,88	2,020	1,995	0,075	2,40	5,357	123,35	0,180	58,4	57,6
2-IV	7,0	7,90	7,85	1,950	1,930	0,0	0,48	5,00	153,37	0,260	55,2	52,8
9	17,0	8,83	8,63	1,970	1,950	0,040	0,90	4,645	245,15	0,740	64,4	64,4
16	11,5	8,10	8,05	1,960	1,945	0,0	0,69	4,412	163,97	3,680	65,6	65,2
23	10,5	7,88	7,90	1,945	1,920	0,0	0,67	3,64	129,22	0,0	55,6	50,0
30	13,5	8,18	8,20	1,970	1,934	0,024	0,34	2,065	177,21	0,740	67,2	60,4
7-V	18,5	8,65	8,27	2,044	1,964	0,052	0,76	1,842	177,28	0,0	46,4	44,8
14	18,0	8,10	8,00	2,040	1,975	0,065	0,75	0,260	81,70	0,30	54,0	49,2
21	9,5	7,88	7,88	2,030	1,960	0,125	0,90	0,270	54,35	3,51	51,6	48,8
28	20,5	7,90	7,90	1,975	1,950	0,0	1,40	0,210	100,70	0,65	49,2	49,2
4-VI	17,1	8,22	8,15	1,955	1,950	0,0	1,25	0,540	119,35	1,120	54,4	49,6
11	22,0	8,24	8,12	1,935	1,895	0,015	1,50	0,130	129,10	1,710	54,0	50,0
18	21,5	8,15	8,11	1,955	1,960	0,0	1,45	0,470	120,50	2,100	57,6	57,2
25	21,5	8,10	8,02	2,285	2,240	0,0	0,85	0,720	91,00	1,300	50,8	48,4
2-VII	24,5	8,10	8,15	1,940	1,940	0,0	1,30	2,570	87,90	5,760	67,6	63,6
9	22,0	7,68	7,53	1,950	1,930	0,0	1,65	0,250	155,10	13,810	63,2	63,2
16	22,0	8,89	8,51	1,460	1,460	0,0	1,10	0,610	227,00	6,130	63,6	57,2
23	27,5	9,58	9,20	0,950	0,860	0,120	0,90	0,770	246,75	3,850	55,2	48,8
30	25,0	9,82	9,62	0,960	0,900	0,0	0,85	0,680	213,25	2,700	54,0	50,0
6-VIII	26,0	7,30	7,35	1,115	1,060	0,0	0,70	0,530	158,65	12,385	54,0	44,4
13	22,0	7,25	7,35	1,255	1,230	0,0	1,00	0,440	235,59	4,150	53,6	52,4
20	22,0	8,20	7,85	1,300	1,270	0,0	1,10	0,350	115,14	3,050	54,8	46,0
27	17,5	7,90	7,70	1,520	1,500	0,080	0,80	0,360	121,56	2,750	55,2	48,4
3-IX	18,5	7,77	7,75	1,545	1,525	0,0	0,75	0,370	136,93	2,850	57,2	49,6
10	18,0	9,05	8,87	1,520	1,470	0,0	0,90	0,350	150,66	3,380	55,2	52,8
17	18,0	9,00	8,70	1,540	1,510	0,0	0,85	0,385	127,04	4,280	57,2	47,2
24	18,0	7,90	8,00	1,535	1,535	0,0	0,65	0,360	71,07	3,330	58,8	49,2

TABLEAU 3

Balances ioniques

Dates		mg/l	méq.	%		mg/l	méq.	%
Etang A								
5.II.69	CO ₂	67,81	2,260	39,82	Ca	65,6	3,273	60,32
	Cl	38,50	1,085	19,11	Mg	9,8	0,806	14,85
	SO ₄	108,75	2,264	39,89	Na	26,80	1,165	21,50
	NO ₃	4,125	0,067	1,18	K	7,1	0,181	3,33
	Total		5,676	100,00			5,426	100,00
18.VI	CO ₂	68,41	2,280	39,54	Ca	67,6	3,373	58,38
	Cl	37,50	1,057	18,33	Mg	10,8	0,888	15,37
	SO ₄	116,60	2,427	42,09	Na	26,20	1,139	19,71
	NO ₃	0,16	0,002	0,04	K	14,8	0,378	6,54
	Total		5,766	100,00			5,778	100,00
10.IX	CO ₂	62,55	2,085	37,63	Ca	62,0	3,093	58,30
	Cl	37,50	1,057	19,08	Mg	10,7	0,880	16,59
	SO ₄	115,10	2,396	43,24	Na	25,60	1,113	20,98
	NO ₃	0,205	0,003	0,05	K	8,65	0,219	4,13
	Total		5,541	100,00			5,305	100,00
Etang B								
12.II.69	CO ₂	43,05	1,435	24,40	Ca	62,5	3,118	56,42
	Cl	52,0	1,466	24,93	Mg	9,35	0,769	13,92
	SO ₄	120,95	2,518	42,81	Na	28,10	1,222	22,11
	NO ₃	20,7	0,334	5,68	K	16,3	0,417	7,55
	SiO ₂	3,85	0,128	2,18				
	Total		5,881	100,00			5,526	100,00
18.VI	CO ₂	58,65	1,955	32,37	Ca	57,6	2,874	51,81
	Cl	39,0	1,110	18,38	Mg	11,2	0,921	16,60
	SO ₄	137,70	2,966	49,12	Na	27,90	1,213	21,87
	NO ₃	0,47	0,008	0,13	K	20,8	0,539	9,72
	Total		6,039	100,00			5,547	100,00
10.IX	CO ₂	45,60	1,120	28,08	Ca	55,2	2,754	53,56
	Cl	36,5	1,029	19,01	Mg	11,0	0,904	17,58
	SO ₄	131,25	2,732	50,47	Na	25,70	1,117	21,72
	NO ₃	0,35	0,006	0,11	K	14,35	0,367	7,14
	SiO ₂	3,80	0,126	2,33				
	Total		5,413	100,00			5,142	100,00

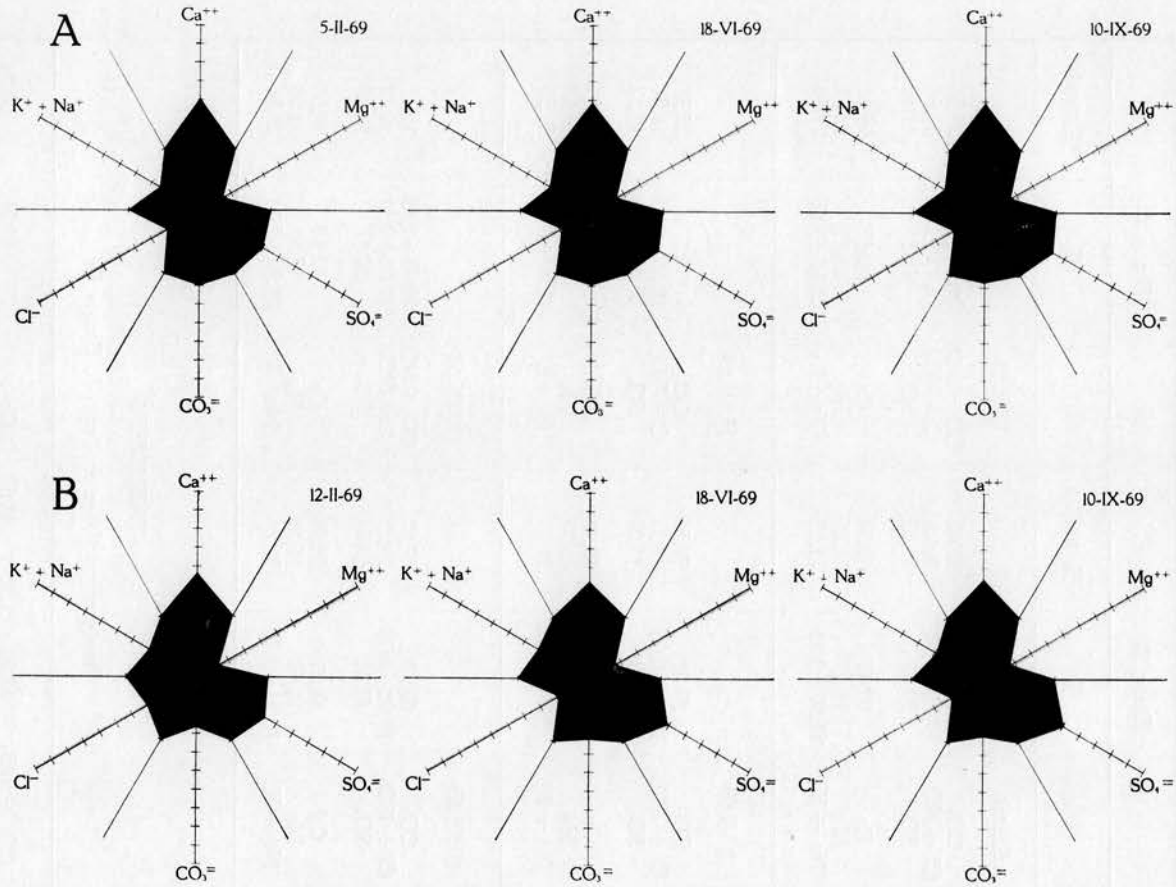


Fig. 1. — Diagrammes des analyses spécifiques de l'eau des deux étangs A et B, exécutées en trois saisons.

TABLEAU 4

Analyses spécifiques

Etang A			Etang B		
	%	% total		%	% total
5.II.69			12.II.69		
CO ₃	39,82	39,82	CO ₃ + SiO ₂	24,40 + 2,18	26,58
Cl + NO ₃	19,11 + 1,18	20,29	Cl + NO ₃	24,93 + 5,68	30,61
SO ₄	39,82	39,82	SO ₄	42,81	42,81
Ca	60,32	60,32	Ca	56,42	56,42
Mg	14,85	14,85	Mg	13,92	13,92
Na + K	21,50 + 3,33	24,83	Na + K	22,11 + 7,55	29,66
18.VI.69			18.VI.69		
CO ₃	39,54	39,54	CO ₃	32,37	32,37
Cl + NO ₃	18,33 + 0,04	18,37	Cl + NO ₃	18,38 + 0,13	18,51
SO ₄	42,09	42,09	SO ₄	49,12	49,12
Ca	58,38	58,38	Ca	51,81	51,81
Mg	15,37	15,37	Mg	16,60	16,60
Na + K	19,71 + 6,54	26,25	Na + K	21,87 + 9,72	31,59
10.IX.69			10.IX.69		
CO ₃	37,63	37,63	CO ₃ + SiO ₂	28,08 + 2,33	30,41
Cl + NO ₃	19,08 + 0,05	19,13	Cl + NO ₃	19,01 + 0,11	19,12
SO ₄	43,24	43,24	SO ₄	50,47	50,47
Ca	58,30	58,30	Ca	53,56	53,56
Mg	16,59	16,59	Mg	17,58	17,58
Na + K	20,98 + 4,13	25,11	Na + K	21,72 + 7,14	28,86

TABLEAU 5

Analyse spécifique de l'eau du Bassin IV

CO ₃ + SiO ₂	45,20 + 3,32	48,52	Ca	60,54	60,54
Cl + NO ₃	23,83 + 2,41	26,24	Mg	13,41	13,41
SO ₄	25,24	25,24	Na + K	23,49 + 2,56	26,05

TABLEAU 6

Dates	Analyses spécifiques						Caractéristiques		
Etang A									
5.II.69	CO ₃ =	68,7	Cl ⁻	35,0	SO ₄ =	68,8	68,8	68,7	35,0
	Ca ⁺⁺	104,1	Mg ⁺⁺	25,6	Na ⁺ + K ⁺	42,8	104,1	42,8	25,6
18.VI.69	CO ₃ =	68,2	Cl ⁻	31,7	SO ₄ =	72,6	72,6	68,2	31,7
	Ca ⁺⁺	100,7	Mg ⁺⁺	26,5	Na ⁺ + K ⁺	45,3	100,7	45,3	26,5
10.IX.69	CO ₃ =	64,9	Cl ⁻	33,0	SO ₄ =	74,6	74,6	64,9	33,0
	Ca ⁺⁺	100,6	Mg ⁺⁺	28,6	Na ⁺ + K ⁺	43,3	100,6	43,3	28,6
Etang B									
12.II.69	CO ₃ =	45,9	Cl ⁻	52,8	SO ₄ =	73,8	73,8	52,8	45,9
	Ca ⁺⁺	97,3	Mg ⁺⁺	24,0	Na ⁺ + K ⁺	51,2	97,3	51,2	24,0
18.VI.69	CO ₃ =	55,8	Cl ⁻	31,9	SO ₄ =	84,8	84,8	55,8	31,9
	Ca ⁺⁺	89,4	Mg ⁺⁺	28,6	Na ⁺ + K ⁺	54,5	89,4	54,5	28,6
10.IX.69	CO ₃ =	52,5	Cl ⁻	33,0	SO ₄ =	87,0	87,0	52,5	33,0
	Ca ⁺⁺	92,4	Mg ⁺⁺	30,3	Na ⁺ + K ⁺	49,8	92,4	49,8	30,3

B. — OBSERVATIONS ECOLOGIQUES

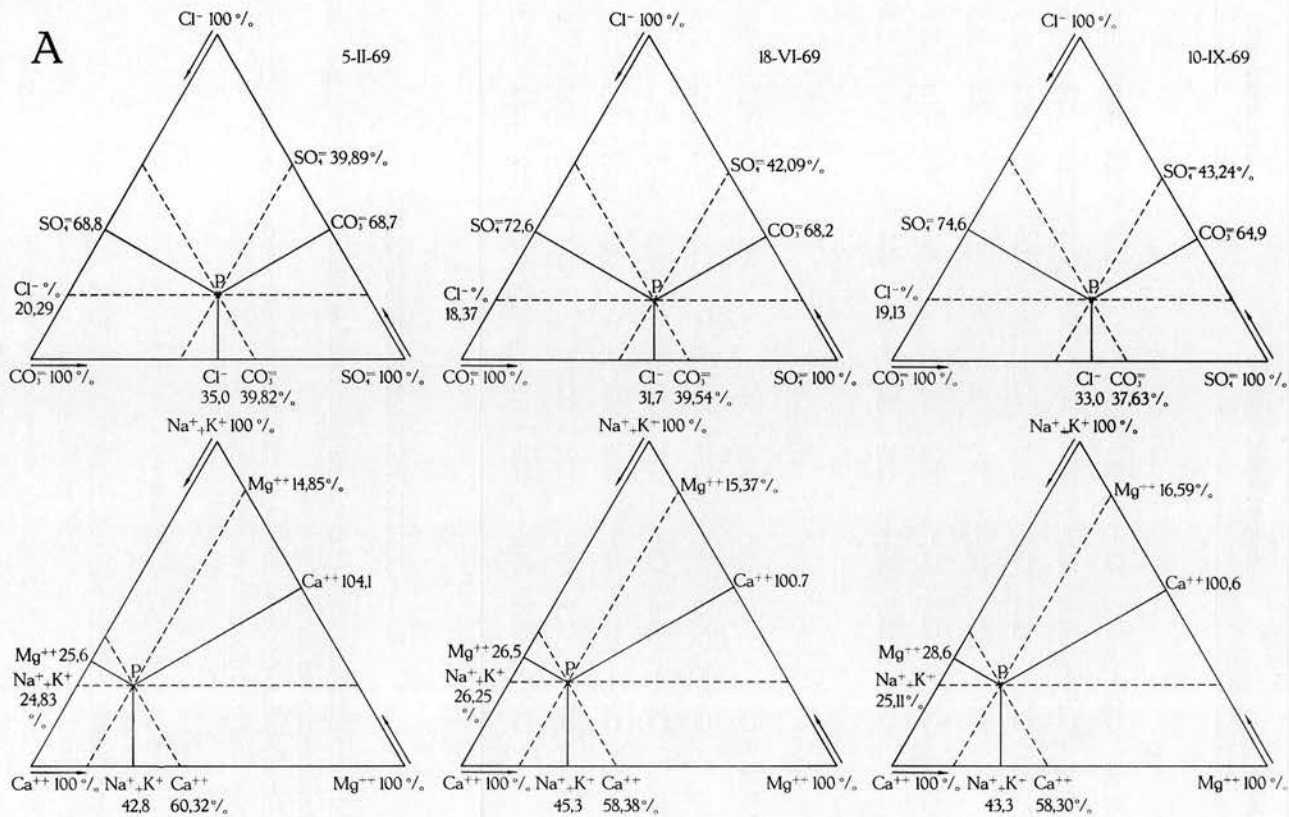
Les résultats des analyses chimiques hebdomadaires sont groupés dans les tableaux 1 et 2.

Afin d'éviter des redites, nous traiterons, pour chaque facteur envisagé, chaque fois et successivement, l'étang A et l'étang B.

1. — Le pH

Pour l'étang A, le pH est situé entre pH = 7,5 et pH = 8,5 à un taux respectivement de 35,56 et 64,44 %.

L'eau de l'étang B parcourt une gamme beaucoup plus étendue : de pH = 7,0 à pH = 10,0, les plus grandes fréquences se trouvant entre pH = 7,5 et pH = 8,5, respectivement 39,39 et 33,34 % (Tableau 7, figure 3).



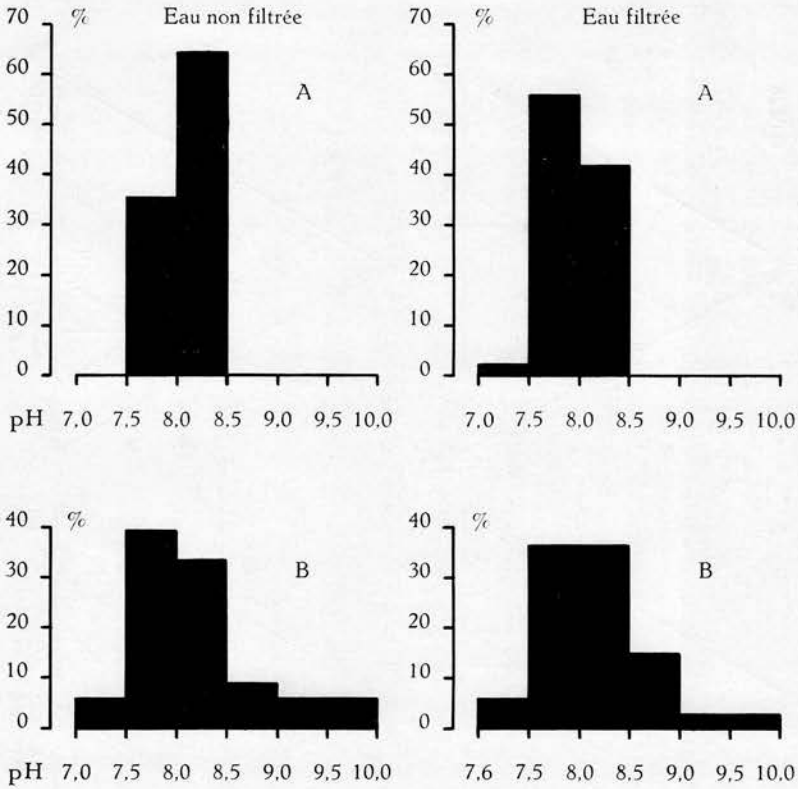


Fig. 3. —Histogrammes de fréquence des pH de l'eau des étangs A et B.

Les différences observées au cours des mesures entre le pH de l'eau filtrée et non filtrée seront commentées ultérieurement.

TABLEAU 7
Fréquences des pH

de pH	à	Etang A		Etang B	
		Eau non filtrée	Eau filtrée	Eau non filtrée	Eau filtrée
7,0	7,5		2,33 %	6,06 %	6,06 %
7,5	8,0	35,56 %	55,81	39,39	36,36
8,0	8,5	64,44	41,86	33,34	36,36
8,5	9,0	—	—	9,09	15,16
9,0	9,5	—	—	6,06	3,03
9,5	10,0	—	—	6,06	3,03

Par rapport au temps, les variations du pH sont notablement différentes pour les deux étangs (Tableau 8, figure 4).

Etang A. — On observe surtout un fort abaissement du pH dans le sens de la neutralité à la fin du mois de février, répondant à une inflexion analogue de la réserve alcaline pour le même mois. A ce moment, la concentration en chlorophylle passe par un minimum et le CO_2 libre est de 1,75 mg par litre.

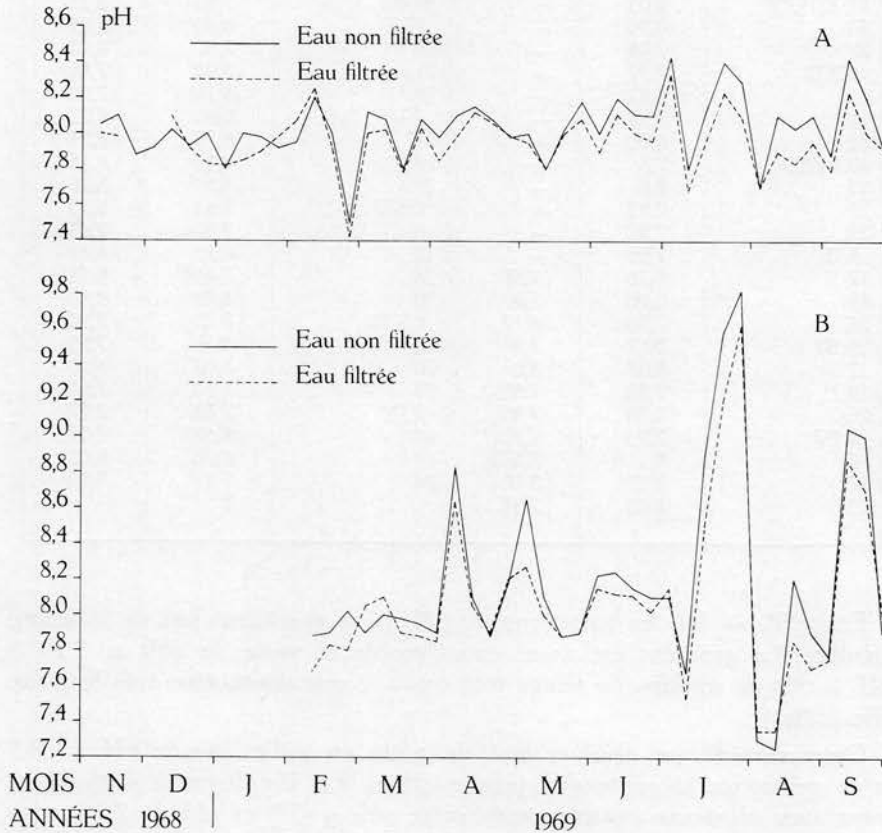


Fig. 4. — Variations du pH.

Les mois estivaux sont caractérisés, en juillet, août et septembre 1969, par trois grands maxima à pH égal à, ou un peu plus grand que 8,4, alternant avec des minima d'une amplitude de 0,5 à 0,7 pH. Les maxima coïncident avec l'absence pratique de CO_2 libre (pH =/ou plus grand que 8,4; CO_2 plus petit que 1).

Les quatre minima correspondent à une concentration en CO_2 de 2,9 à 4,25 mg par litre.

TABLEAU 8
Le pH de l'eau des deux étangs
Variations hebdomadaires

Dates	Etang A	Etang B	Dates	Etang A	Etang B
13.XI.1968	8,05	—	30.IV	7,98	8,18
20	8,10	—	7.V	8,00	8,65
27	7,88	—	14	7,8	8,10
4.XII	7,92	—	21	8,02	7,88
11	8,02	—	28	8,18	7,90
18	7,93	—	4.VI	8,00	8,22
30	8,00	—	11	8,20	8,24
8.I.1969	7,8	—	18	8,11	8,15
15	8,0	—	25	8,10	8,10
22	7,95	—	2.VII	8,43	8,10
29	7,92	—	9	7,80	7,68
5.II	7,95	—	16	8,13	8,89
12	8,20	7,88	23	8,40	9,58
19	8,00	7,9	30	8,29	9,82
26	7,50	8,12	6.VIII	7,70	7,30
6.III	8,12	7,9	12	8,10	7,25
12	8,08	8,0	20	8,03	8,20
19	7,80	7,98	27	8,10	7,90
26	8,08	7,95	3.IX	7,88	7,77
2.IV	7,98	7,90	10	8,42	9,05
9	8,1	8,83	17	8,20	9,00
16	8,15	8,10	24	7,91	7,90
23	8,08	7,88			

Etang B. — Ici, les variations du pH ne se succèdent pas de la même manière. Le gradient est assez considérable et varie de pH = 7,25 à pH = 9,8 en un laps de temps très court et une diminution très brusque (fin juillet).

Deux maxima, en avril et mai, un autre en juillet jusque pH = 9,8 et un quatrième en septembre jusque pH = 9,0. Ils alternent irrégulièrement avec plusieurs minima situés entre pH = 7,9 et pH = 7,25, concordant avec des concentrations de CO₂ de 1,9 à 7,25 mg par litre. Cette valeur élevée pour le CO₂ dissous s'est manifestée le 13 août 1969. Remarquons que la plus forte concentration en acide carbonique libre a été observée dans l'étang A, la semaine précédente, le 6-VIII, mais n'y atteignait que 4,25 mg par litre simultanément, dans l'eau de l'étang B, avec 5,5 mg par litre.

Une explication plausible de ces teneurs élevées en CO₂ se complique par l'interaction de plusieurs facteurs. Durant cette période d'une semaine du 6 au 13-VIII, le taux de l'oxygène dissous a été particulièrement élevé, respectivement 169, 65 % et le 6-VIII en A, 158,65 et 235,5 % le 6 et le 13-VIII en B, concordant avec une production de chlorophylle moyen-

nement élevée en A, mais très supérieure en B (88 et 71 mg par m³ respectivement).

Cet oxygène dégagé par l'activité chlorophyllienne ne serait-il pas à l'origine d'oxydations de la matière organique à une température relativement élevée : 22 et 26 °C, avec production de CO₂ libre et abaissement subséquent du pH. Le même phénomène se serait produit à une échelle toutefois inférieure, dans les eaux de l'étang A.

De sorte qu'une fois de plus on pourrait considérer la chlorophylle comme étant le paramètre fondamental de toute la chimie d'une eau.

2. — L'alcalinité

La visite de ces deux étangs à une semaine d'intervalle nous a fourni l'occasion d'étendre nos recherches à la décalcification biologique. Nous avons effectué, dans ce but, le dosage de la réserve alcaline comparativement sur deux échantillons d'eau, l'un brut, non filtré, l'autre soumis à une filtration préalable sur papier.

Il est évident que si du CaCO₃ en suspension était présent, le résultat du dosage sur eau brute serait forcément plus élevé.

Ce fut d'ailleurs le cas pour la plupart des échantillons examinés (Tableau 9), à quelques exceptions près.

TABLEAU 9

Alcalinité en cc HCl N par litre
Moyennes mensuelles

Mois	Etang A		Etang B	
	Eau non filtrée	Eau filtrée	Eau non filtrée	Eau filtrée
XI.1968	2,133	2,125	—	—
XII	1,990	1,875	—	—
I.1969	2,093	2,070	—	—
II	1,794	1,805	1,857	1,832
III	2,228	2,185	2,119	2,098
IV	2,246	2,202	1,959	1,936
V	2,340	2,262	2,022	1,962
VI	2,218	2,201	2,033	2,011
VII	2,043	2,042	1,452	1,418
VIII	2,113	2,091	1,298	1,265
IX	2,141	2,101	1,535	1,510
Minimum	0,550	0,630	0,950	0,860
Maximum	2,388	2,344	2,285	2,240
Moyenne	2,124	2,092	1,777	1,747

Le dosage de la réserve alcaline a été réalisé par voie potentiométrique, beaucoup plus sensible et précise que l'ancienne méthode acidimétrique à indicateur coloré, afin de parvenir à déceler des différences parfois très faibles. C'est sur cette base que les deux graphiques se rapportant à la réserve alcaline ont été construits (Figure 5), ils indiquent, d'après les endroits et les époques de l'année, des différences très appréciables.

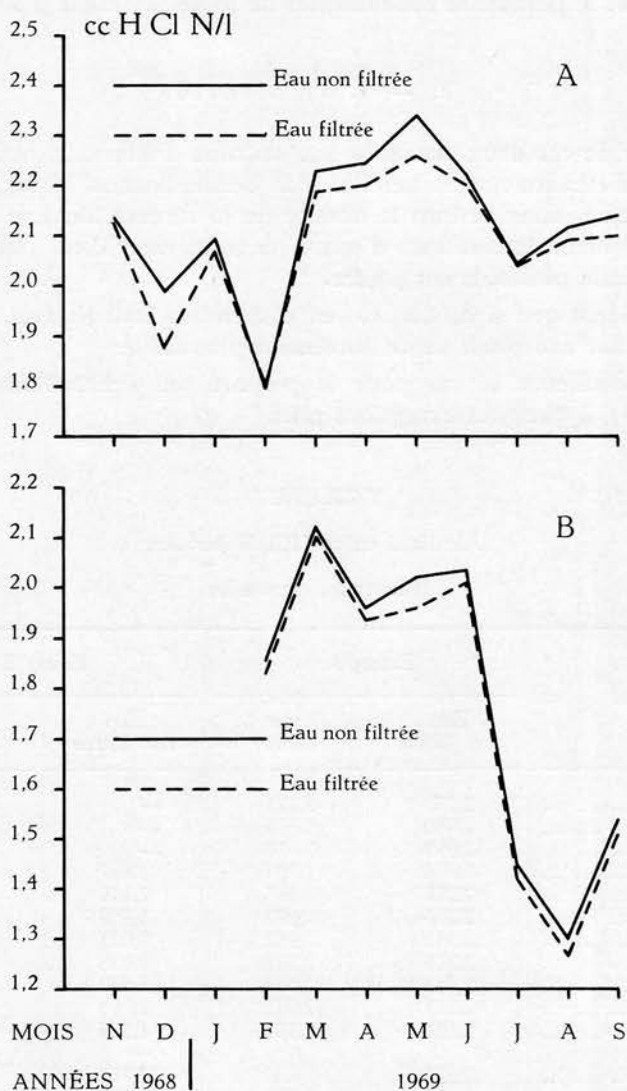


Fig. 5. — Variations de l'alcalinité de l'eau des deux étangs A et B.

Nous nous étendrons davantage sur la question, dans la partie consacrée aux variations de l'ion calcium.

Par leurs moyennes mensuelles, les eaux des deux étangs diffèrent sensiblement entre elles. En A, la réserve alcaline varie entre 0,550 et 2,388 cc HCl N par litre; en B, entre 0,950 et 2,285. En A, le gradient est donc un peu plus grand en moyenne et déplacé vers des valeurs légèrement plus basses qu'en B.

En A, trois minima en décembre 1968, février et juillet 1969 avec deux maxima en janvier et mai 1969 (Tableau 1). Certaines relations entre l'alcalinité et la concentration en chlorophylle se manifestent ici et se comportent comme s'ils étaient directement proportionnels : ainsi, le minimum en décembre, le premier maximum en janvier, le minimum en février et le maximum en mai sont simultanés pour les deux éléments. Le minimum de l'alcalinité en juillet, au contraire, coïncide avec un accroissement de la chlorophylle, pour des raisons encore obscures en ce moment.

Dans l'étang B, l'aspect général du graphique des moyennes mensuelles est très différent de celui observé dans l'étang A. Comme nous l'avons fait remarquer plus haut, le gradient est un peu plus étendu en moyenne et déplacé vers des valeurs plus basses qu'en A (Figure 5).

La profonde inflexion de la courbe de juillet et août où l'alcalinité atteint 1,298 en eau brute et 1,265 en eau soumise à une filtration préalable (Tableau 9), est très importante.

Cet abaissement subit se manifeste également dans le graphique relatif au pH (Figure 4). Le minimum se déclare au cours de la deuxième semaine du mois d'août.

3. — L'ammonium

La concentration en ion ammonium est, en général, assez élevée en A et varie de 0,060 à 1,80 mg par litre; elle est plus élevée en B où, de 0,070 mg, elle atteint 2,70 mg par litre.

Dans les deux étangs, ce facteur atteint un minimum remarquable au mois d'avril 1969, coïncidant parfaitement avec un maximum des nitrates en B et partiellement seulement en A. Durant le mois suivant, mai 1969, le taux de l'oxygène dissous passe par un minimum aux deux points, probablement comme conséquence de l'oxydation de NH_3 en NO_3 .

Dans l'étang A, la concentration de l'ammonium est caractérisée par trois maxima : décembre 1968, mars et juin 1969 et tend vers un autre maximum en septembre 1969 (Tableau 10, figure 6).

Dans l'étang B, un premier maximum très élevé en février 1969 et un second en juin de la même année.

Les maxima sont à imputer sans doute à la dégradation de la matière organique. L'incidence de l'oxygène dissous est généralement très apparente soit au moment des maxima de l'ammonium coïncidant avec des abaissements du taux de l'oxygène dissous, soit au moment des minima qui correspondent alors à des croissances ou des maxima de l'oxygène dissous (Tableau 10, figure 6).

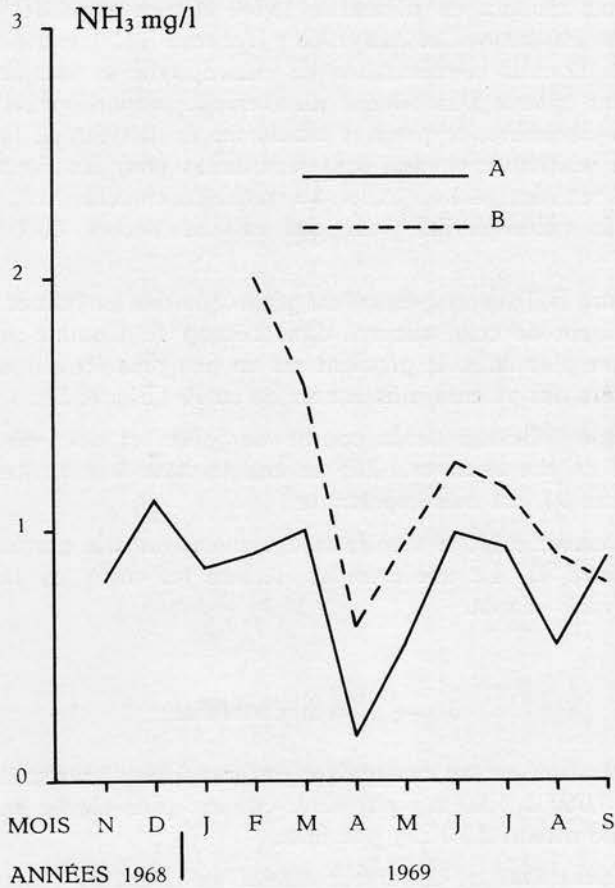


Fig. 6. — Variations de l'ion ammonium dans l'eau des deux étangs A et B.

4. — Les nitrates

Stade ultime de l'oxydation de la matière organique dégradée, l'ion nitrique atteint des concentrations assez élevées, surtout dans l'étang B.

Étang A. — Les concentrations varient entre 0,080 et 4,125 mg NO₃ par litre.

TABLEAU 10
Ammonium NH_3 mg par litre
Moyennes mensuelles

Mois	Etang A	Etang B
XI.1968	0,800	—
XII	1,125	—
I.1969	0,850	—
II	0,912	2,000
III	1,000	1,567
IV	0,178	0,616
V	0,548	0,953
VI	0,988	1,263
VII	0,930	1,160
VIII	0,538	0,900
IX	0,888	0,788
Minimum	0,060	0,070
Maximum	1,800	2,700
Moyenne	0,785	1,114

TABLEAU 11
Nitrates NO_3 mg/litre
Moyennes mensuelles

Mois	Etang A	Etang B
XI.1968	1,817	—
XII	2,425	—
I.1969	2,721	—
II	2,388	11,443
III	3,040	2,919
IV	2,216	3,952
V	0,203	0,646
VI	1,028	0,465
VII	0,329	0,976
VIII	0,301	0,420
IX	0,258	0,366
Minimum	0,080	0,210
Maximum	4,125	20,700
Moyenne	1,503	2,371

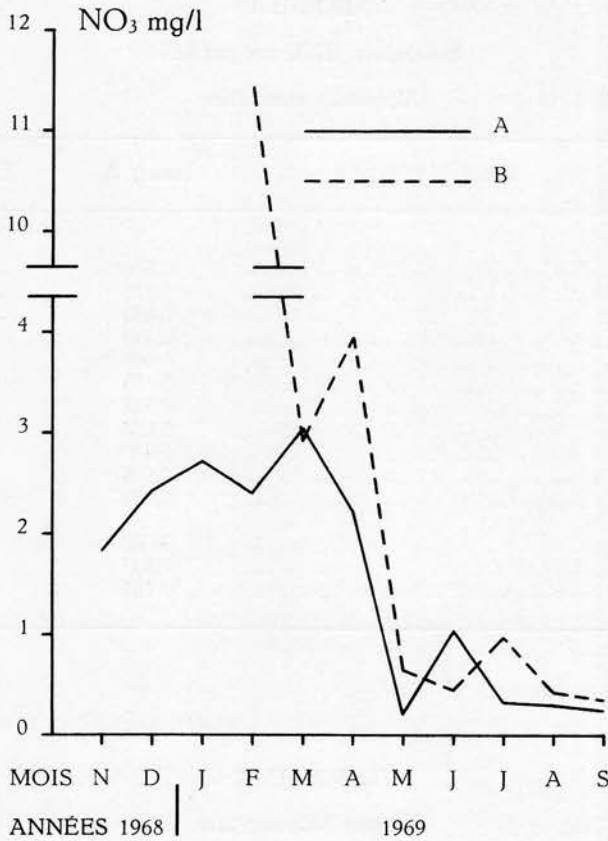


Fig. 7. — Variations de l'ion nitrique dans l'eau des deux étangs A et B

Trois maxima, en janvier, mars et juin 1969, dont celui de mars est le plus important. Un minimum, frôlant la déplétion, en mai.

Etang B. — Deux maxima très importants, en février, et avril 1969 et un troisième, minime, en juillet de la même année. L'ion nitrique varie ici entre 0,210 et 20,70 mg par litre (Tableau 11, figure 7).

Il faut tenir compte aussi du fait qu'au cours de la nitrification, il y a formation de CO_2 et de nitrate de calcium. Une partie de HCO_3 disparaît et, comme l'anhydride carbonique assimilé par les bactéries nitreuses et nitriques est faible, la concentration des ions hydrogène doit augmenter et le pH diminuera puisque :

$$C_H = K \frac{C_{\text{CO}_3}}{C_{\text{HCO}_3}} \text{ et } \text{pH} = \frac{1}{\log C_H}$$

5. — L'oxygène dissous

La comparaison des deux graphiques permet de conclure à l'existence de deux maxima coïncidant dans les deux étangs en avril et en juillet (Tableau 12, figure 8).

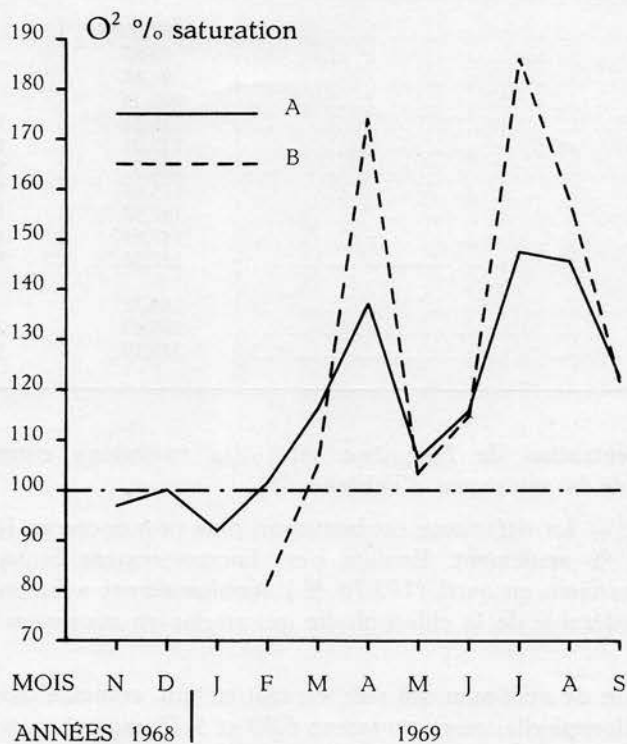


Fig. 8. — Variations de la saturation de l'oxygène dans l'eau des deux étangs A et B

Etang A. — Un déficit de la saturation se manifeste depuis novembre 1968 jusque fin janvier 1969. A partir de ce moment, l'oxygène subit un accroissement progressif jusqu'en avril, où un premier maximum est probablement le résultat de la productivité considérable de la chlorophylle durant le mois de mars (22 mg par m³ en moyenne). Vers le mois de mai, un abaissement brusque atteignant presque le seuil de 100 % de la saturation. A ce moment, la chlorophylle passe elle aussi, par un minimum (6,75 mg par m³), ensuite il se produit une croissance progressive vers le maximum de juillet à une concentration en chlorophylle de 11,5 mg par m³.

TABLEAU 12

Oxygène dissous

Taux de saturation. Moyennes mensuelles

Mois	Etang A	Etang B
XI.1968	97,00 %	—
XII	99,65	—
I.1969	91,88	—
II	101,34	81,02 %
III	116,24	104,96
IV	137,01	173,78
V	106,51	103,51
VI	115,85	114,99
VII	147,58	186,00
VIII	145,64	157,74
IX	122,56	121,43
Minimum	64,72	44,44
Maximum	209,49	246,75
Moyenne	118,19	134,92

La concentration de l'oxygène subit des variations entre 64,72 et 209,49 % de la saturation (Tableau 13).

Etang B. — La déficience est beaucoup plus prononcée en février 1969 avec 81,02 % seulement. Ensuite c'est l'accroissement brusque vers le premier maximum en avril (173,78 %) simultanément avec une augmentation considérable de la chlorophylle qui atteint un maximum (53,40 mg m³).

La période de minimum qui suit, en mai et juin, coïncide avec un minimum de chlorophylle, respectivement 6,00 et 9,75 mg m³, suivi immédiatement par un accroissement vers un second sommet en juillet, mais avec une concentration en chlorophylle moyenne. Puis la courbe décroît vers septembre (Tableau 13).

La déficience de février-mars malgré la présence de 53,32 et 13,25 mg m³ de chlorophylle doit être imputée, croyons-nous, au ralentissement de la fonction chlorophyllienne et à l'importance des oxydations.

6. — Le système de l'azote

On sait que le premier stade de la minéralisation de l'azote organique est la formation d'ammoniaque qui, par oxydations successives, se transforme en nitrites puis en nitrates, forme assimilable par les organismes à chlorophylle tant inférieurs que supérieurs.

TABLEAU 13

Oxygène dissous

Dates	mg/litre	% saturation	Dates	mg/litre	% saturation
Etang A					
13.XI	10,15	86,0	30.IV	9,44	143,98
20	13,15	102,0	7.V	9,29	155,23
27	12,60	103,0	14	8,94	94,64
4.XII	11,70	92,25	21	7,37	64,72
11	12,06	88,65	28	10,04	111,46
18	10,11	100,6	4.VI	8,82	91,40
30	16,82	117,1	11	10,87	124,50
8.I	12,61	91,6	18	12,68	143,79
15	11,46	85,4	25	9,14	103,69
22	11,64	87,25	2.VII	10,94	131,12
29	12,93	103,3	9	19,40	209,49
5.II	12,13	97,8	16	12,12	138,88
12	11,16	85,45	23	9,81	124,64
19	11,11	78,40	30	14,47	138,87
26	12,26	143,73	6.VIII	13,50	169,65
6.III	8,87	125,69	13	10,15	122,97
12	10,81	140,93	20	15,60	178,70
19	7,30	116,3	27	11,20	111,24
26	10,30	82,0	3.IX	11,95	127,76
2.IV	10,55	143,16	10	12,30	130,32
9	10,35	163,37	17	10,50	111,10
16	10,15	93,38	24	11,45	121,16
23	9,58	142,16			
Etang B					
12.II	5,95	63,35	11	11,272	129,08
19	9,52	67,20	18	10,624	120,48
26	7,90	112,50	25	8,024	90,98
6.III	5,659	44,44	2.VII	10,016	87,90
12	7,381	113,78	9	14,360	155,06
19	9,96	138,26	16	19,26	226,93
26	8,464	123,35	23	19,432	246,76
2.IV	11,789	153,37	30	17,616	213,25
9	18,248	245,15	6.VIII	12,85	158,65
16	11,744	163,97	13	20,60	235,60
23	8,144	129,22	20	10,05	115,15
30	12,595	177,21	27	11,60	121,55
7.V	11,355	177,28	3.IX	12,80	136,95
14	7,720	81,72	10	14,25	150,65
21	6,193	54,37	17	12,00	127,05
28	9,072	100,70	24	6,70	71,05
4.VI	11,469	119,34			

Dans les deux milieux étudiés ici, les nitrites sont pratiquement absents ou en concentrations extrêmement faibles : de l'ordre de 0,08mg NO₂ par litre dans l'eau de l'étang B.

Nous avons eu l'occasion d'examiner dans les pages précédentes, les trois facteurs séparément en faisant parfois appel à d'autres éléments susceptibles d'aider à élucider graduellement certains points confus. Il convient à présent d'étudier les variations de ces facteurs dans leur ensemble et d'essayer d'en dégager les incidences mutuelles en suivant les différentes formes de l'azote minéral dans les deux bassins et en examinant leur transformation successive en fonction de l'oxygène dissous.

Nous admettons, en principe, dès le début de cet examen, que la chlorophylle constitue le paramètre principal, sinon l'axe, de tout l'ensemble des réactions physico-chimiques au sein du milieu aquatique.

Les moyennes mensuelles constituent, malgré tout, une base trop indéterminée pour l'objectif que nous cherchons à atteindre et leur application dans ce cas précis ferait s'échapper trop de détails importants permettant de développer et d'interpréter les diverses composantes engagées dans le mécanisme de la nitrification dans un milieu aquatique. Nous abandonnerons donc ces moyennes dans cette partie de notre exposé pour donner la préférence à la séquence normale des semaines (Tableau 15).

TABLEAU 14
Le système de l'azote
Moyennes mensuelles

Mois	Matières organiques mg MnO ₄ K/litre	NH ₃ mg/litre	NO ₃ mg/litre	O ₂ mg/litre	O ₂ % saturation
Etang A					
XI.1968	20,73	0,800	1,817	11,96	97,00
XII	16,80	1,125	2,425	12,67	99,65
I.1969	29,27	0,850	2,721	12,16	91,88
II	11,76	0,912	2,388	11,66	101,34
III	28,02	1,000	3,040	9,32	116,24
IV	14,24	0,178	2,216	10,01	137,01
V	9,35	0,548	0,203	8,91	106,51
VI	20,85	0,988	1,028	10,37	115,85
VII	21,08	0,930	0,329	13,35	147,58
VIII	17,08	0,538	0,301	12,61	145,64
IX	13,06	0,888	0,258	11,55	122,56
Etang B					
II.1969	48,74	2,000	11,443	7,79	81,02
III	53,49	1,567	2,919	7,86	104,96
IV	38,24	0,616	3,952	12,50	173,78
V	28,53	0,953	0,646	8,58	103,51
VI	28,14	1,263	0,465	10,35	114,99
VII	36,82	1,160	0,976	16,14	186,00
VIII	36,59	0,900	0,420	13,77	157,74
IX	17,69	0,788	0,366	11,44	121,43

Nous avons extrait dans ce but les résultats analytiques nécessaires relatifs à ces facteurs, des tableaux 1 et 2 et nous les rassemblons dans un nouveau tableau (Tableau 15) commun pour les deux étangs, en tenant compte des saisons.

Nous étudierons maintenant successivement les deux biotopes et les facteurs en question.

Etang A

1. — Azote ammoniacal. — En automne, les concentrations de l'ammonium varient entre 0,75 et 1,80 mg NH_3 par litre, le maximum se manifestant au début du mois de décembre.

En hiver, les variations sont comprises entre 0,50 et 1,40 mg NH_3 par litre, cette dernière valeur mesurée vers la fin de la saison.

Au printemps, les concentrations sont en général relativement basses, de quelques dixièmes de mg et dépassant rarement le milligramme par litre : 0,06 à 1,20 mg NH_3 par litre. Au début et à la fin de la saison, on remarque deux valeurs un peu supérieures, 1,15 et 1,20 mg par litre.

En été. Au cours de cette saison également, les concentrations demeurent basses, à quelques exceptions près et s'étagent entre 0,30 et 1,35 mg NH_3 par litre.

En conclusion on peut donc dire qu'au cours des quatre saisons, les concentrations égales ou supérieures à 1 mg par litre se sont présentées comme suit :

en automne (résultat partiel) ...	3 cas sur 6 soit 50 %,
en hiver	4 cas sur 12 soit 33,3 %,
au printemps	2 cas sur 13 soit 15,4 %,
en été	4 cas sur 14 soit 28,6 %.

C'est donc bien en automne et en hiver que l'ion ammonium semble avoir été le plus abondant.

2. — Azote nitrique. — En automne, le gradient des nitrates est très élevé : de 0,30 à 3,70 mg NO_3 par litre.

En hiver. Les concentrations sont généralement élevées et atteignent plusieurs milligrammes : 1,37 à 4,12 mg NO_3 par litre.

Au printemps. Les teneurs sont encore assez élevées au début de la saison, mais subissent une baisse conséquente à partir de la moitié environ de la saison. Les concentrations varient entre 0,15 et 3,26 mg NO_3 par litre.

TABLEAU 15

Le système de l'azote

Dates	Etang A			Etang B			
	NH ₃ mg/l	NO ₃ mg/l	O ₂ ‰	NH ₃ mg/l	NO ₃ mg/l	O ₂ ‰	
AUTOMNE	13.XI.1968	0,75	1,45	86,0	—	—	
	20	0,85	0,30	102,0	—	—	
	27	0,80	3,70	103,0	—	—	
	4.XII	1,80	1,00	92,25	—	—	
	11	1,10	3,00	88,65	—	—	
	18	1,10	2,80	100,6	—	—	
HIVER	30	0,50	2,90	117,1	—	—	
	8.I.1969	0,80	1,60	91,6	—	—	
	15	0,80	3,15	85,4	—	—	
	22	0,80	2,80	87,25	—	—	
	29	1,00	3,33	104,3	—	—	
	5.II	0,80	4,12	97,8	—	—	
	12	0,85	2,24	85,45	2,70	20,7	63,35
	19	1,00	1,81	78,40	1,60	7,74	67,20
	26	1,00	1,37	143,73	1,70	5,89	112,5
	6.III	0,75	1,78	125,69	1,80	2,17	44,44
	12	0,70	3,33	140,93	2,0	2,49	113,78
19	1,40	3,66	116,3	0,07	1,66	138,26	
PRINTEMPS	26	1,15	3,38	82,0	2,40	5,35	123,35
	2.IV	0,10	3,29	143,16	0,48	5,00	153,37
	9	0,19	3,02	163,37	0,90	4,64	245,15
	16	0,08	2,35	93,38	0,69	4,41	163,97
	23	0,06	1,54	142,16	0,67	3,64	129,22
	30	0,46	0,85	143,98	0,34	2,06	177,21
	7.V	0,49	0,53	155,23	0,76	1,84	177,28
	14	0,55	0,08	94,64	0,75	0,26	81,70
	21	0,45	0,08	64,72	0,90	0,27	54,35
	28	0,70	0,115	111,46	1,40	0,21	100,70
	4.VI	0,85	0,470	91,40	1,25	0,54	119,35
	11	0,80	0,220	124,50	1,50	0,13	129,10
	18	1,20	0,160	143,79	1,45	0,47	120,50
	ETE	25	1,10	3,26	103,69	0,85	0,72
2.VII		1,35	0,15	131,02	1,30	2,57	87,90
9		0,75	0,44	209,49	1,65	0,25	155,10
16		1,00	0,31	138,88	1,10	0,61	227,00
23		0,60	0,28	124,64	0,90	0,77	246,75
30		0,95	0,46	138,87	0,85	0,68	213,25
6.VIII		0,80	0,25	169,65	0,70	0,53	158,65
12		0,45	0,35	122,97	1,00	0,44	235,59
20		0,60	0,27	178,70	1,10	0,35	115,14
27		0,30	0,33	111,24	0,80	0,36	121,56
3.IX		0,75	0,24	127,76	0,75	0,37	136,93
10		0,85	0,20	130,32	0,90	0,35	150,66
17		1,00	0,24	111,10	0,85	0,38	127,04
24		0,95	0,33	121,16	0,65	0,36	71,07

Le calcul adopté pour l'ammonium donne ici pour les nitrates, en prenant 1 mg par litre comme point de comparaison, en dénombrant les résultats égaux ou supérieurs à 1 mg par litre :

en automne (résultat partiel) ...	5 cas sur 6 soit	83,3 %.
en hiver	12 cas sur 12 soit	100,0 %.
au printemps	5 cas sur 13 soit	38,5 %.
en été	1 cas sur 14 soit	7,1 %.

Donc, en automne aussi bien qu'en hiver, les quantités de nitrates sont les plus abondantes.

3. — L'oxygène. — En automne, il y a déficit de la saturation, ne dépassant pas cependant 86 %. Le taux le plus élevé a été de 103 %.

En hiver. Le même phénomène se reproduit en hiver avec, parfois, quelques sursaturations; le taux varie entre 85,4 et 143,73 %.

Au printemps, les sursaturations dominent, jusque 163,37 %, mais un sérieux déficit s'est manifesté une fois seulement : 64,72 %

En été, on constate le même état de saturation, de 103,69 à 209,49 %.

Dans l'ensemble on dénombre donc, en prenant la saturation de 100 % comme base :

en automne	3 cas sur 6 soit	50 %.
en hiver	6 cas sur 12 soit	50 %.
au printemps	8 cas sur 13 soit	61,5 %.
en été	14 cas sur 14 soit	100,0 %.

Les sursaturations se sont manifestées ici au printemps et en été.

Étang B

Pour cet étang, nous ne possédons malheureusement pas un cycle complet, il nous manque l'automne et une partie de l'hiver. Nous essayerons malgré tout d'analyser les données que nous avons pu réunir pour les autres saisons.

1. — Azote ammoniacal. — Durant la seconde moitié de l'hiver, l'ion ammonium a varié entre 0,07 et 2,0 mg NH_3 par litre. Le maximum pour cette saison s'est manifesté le 12 mars avec 2,0 mg.

Au début du printemps, plus précisément le 26-III, un second maximum de 2,4 mg NH_3 par litre. Ensuite, les concentrations diminuent jusque fin mai pour atteindre en juin un maximum de 1,5 mg NH_3 par litre. La valeur la plus basse enregistrée a été de 0,34 mg par litre.

La plus haute concentration observée au cours de l'été a été de 1,65 mg NH_3 par litre, au début du mois de juillet. Au cours de l'été les teneurs en NH_3 restent relativement élevées et ne descendent pas en dessous de 0,65 mg par litre.

En conclusion, on peut donc dire qu'au cours des trois saisons, les concentrations égales ou supérieures à 1 mg par litre se sont présentées comme suit :

en hiver (résultat partiel)	4 cas sur 5 soit 80 %,
au printemps	5 cas sur 13 soit 38,4 %,
en été	5 cas sur 14 soit 38,7 %.

Pour l'étang B, c'est bien en hiver que l'ammonium semble avoir été le plus abondant.

2. — Azote nitrique. — Au début de février, le taux d'azote nitrique est extrêmement élevé : 20,7 mg NO_3 par litre; il diminue ensuite vers la fin du mois de mars; jusqu'au milieu du printemps, le taux reste élevé entre 1,84 et 5,36 mg NO_3 par litre, pour diminuer ensuite jusque 0,13 mg NO_3 par litre.

En été, la concentration demeure basse entre 0,35 et 0,77 mg par litre, sauf une exception au début du mois de juillet.

Le calcul adopté pour l'ammonium donne ici pour les nitrates, en prenant 1 mg par litre comme point de comparaison, en dénombrant les résultats égaux ou supérieurs à 1 mg par litre :

en hiver (résultat partiel)	6 cas sur 6 soit 100 %,
au printemps	7 cas sur 13 soit 58,8 %,
en été	1 cas sur 14 soit 7,1 %.

Pour autant qu'on puisse en juger par ce cycle incomplet, les nitrates, comme pour l'étang A, sont les plus abondants en hiver, avec une prolongation, toutefois jusqu'au début du mois de mai.

3. — L'oxygène. — En hiver, on a enregistré quelques déficits de la saturation pouvant descendre très bas : 44,44 %, vers la fin de cette saison on note cependant 138,26 %.

Au printemps et en été, les cas de sursaturation très élevée sont nombreux et atteignent 246,75 %.

Dans l'ensemble on dénombre donc en prenant la saturation de 100 % comme base :

en hiver (résultat partiel)	3 cas sur 6 soit 50 %,
au printemps	11 cas sur 13 soit 84,6 %,
en été	11 cas sur 14 soit 78,5 %.

Comme il fallait s'y attendre, les sursaturations se manifestent surtout au printemps et en été.

Les interférences mutuelles de tous ces facteurs, la consommation de certaines substances presque simultanément avec leur production, rendent une interprétation rigoureuse des données numériques, la plupart du temps, peu aisée.

On essayera néanmoins de comparer les divers facteurs et leurs variations entre eux afin d'en dégager une vue d'ensemble sur le système de l'azote, en partant de la matière organique en solution. Nous ne pouvons tenir compte que des substances solubles en provenance du plancton, du necton et non de celles élaborées progressivement dans la vase et libérées dans les benthos, ce qui aurait d'ailleurs encore compliqué davantage notre exposé. Nous décomposerons ce dernier en plusieurs phases.

Etang A

Phase 1. — La matière organique en solution

La matière organique en solution est due partiellement aux excréments animaux et végétales, en partie aux réactions de désagrégation et de décomposition des organismes lacustres.

Quelle que soit leur composition — il en sera question plus loin dans ce travail — les matières organiques dissoutes sont exprimées, comme on sait, par le nombre de milligramme de KMnO_4 utilisés par litre d'eau au cours de la réaction d'oxydation. La figure 9 nous montre deux grands maxima situés en hiver et deux autres, un peu moins élevés durant la période estivale.

Le premier maximum hivernal coïncide avec une large bande de chlorophylle, s'étendant sur quatre semaines, avec une dense population simultanée de *Dinobryon sertularia*, le second, avec une bande de chlorophylle moins large mais englobant un maximum absolu très élevé de 58 mg/m^3 , le 19-III. A cette date, la population phytoplanctonique comprenait principalement : 30 % de *Dinobryon sertularia*, 25 % de *Cyclotella comta*, 10 % de *Synedra acus* var. *angustissima* et 30 % de *Asterionella formosa*.

Le grand maximum estival est inséré entre deux populations, une de *Dinobryon sertularia*, en fin de printemps, et une de *Ceratium hirundinella* vers le milieu de l'été. Le second maximum d'été est inséré entre deux poussées de *Ceratium hirundinella*. La grande période de zooplankton du printemps succédant au maximum absolu de la chlorophylle, peut être à l'origine du premier maximum d'été de la matière organique dissoute. Nous reviendrons sur ce sujet au chapitre de la matière organique et de sa composition.

Phase 2. — L'azote ammoniacal

En fin d'automne, la concentration de l'ion ammonium passe par un premier maximum provenant probablement de la décomposition de la matière organique de l'automne précédent. Au terme de la saison hivernale se manifeste un second maximum correspondant au second maximum

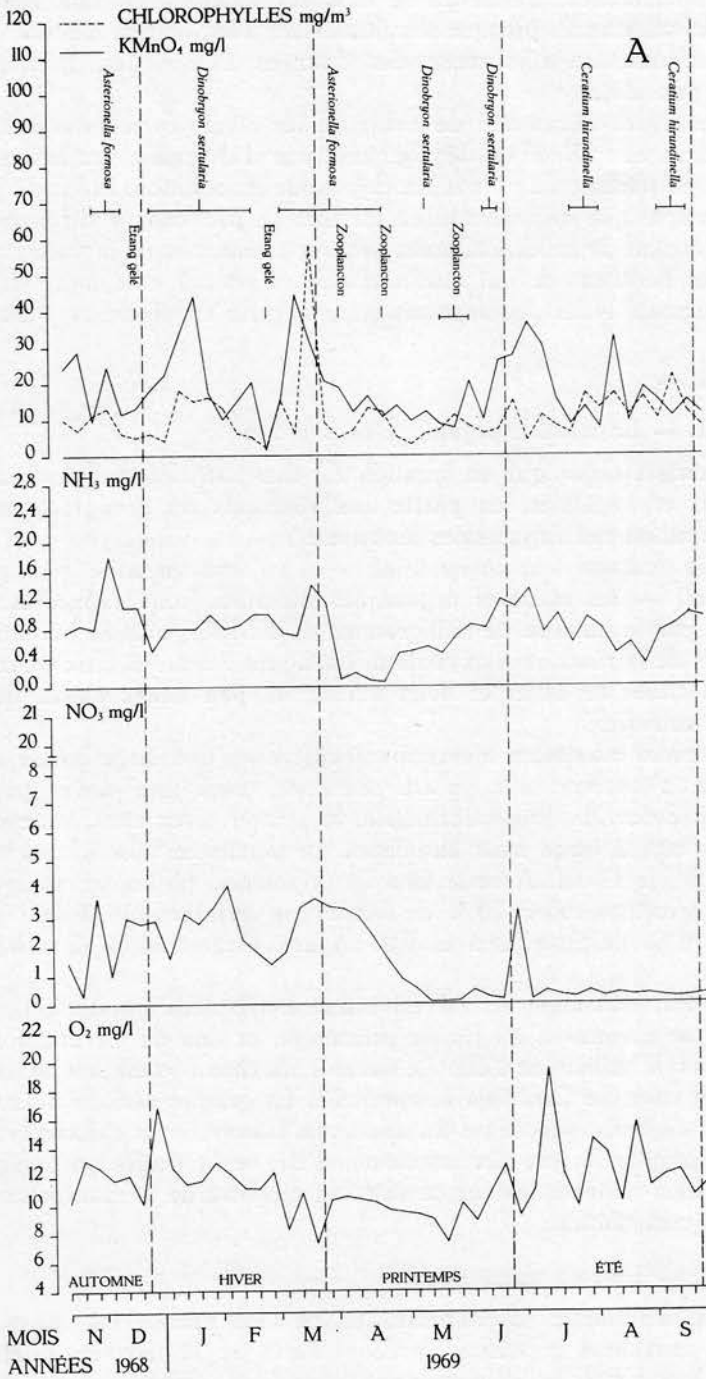


Fig. 9. — Variations et relations du système de l'azote dans l'eau de l'étang A

de la matière organique. À la fin du printemps et au début de l'été, on a enregistré un troisième maximum, correspondant assez bien au troisième maximum de la matière organique.

À partir de la moitié de la saison estivale, la concentration de l'ion ammonium passe par des alternances plus ou moins prononcées vers un minimum avant de croître vers la fin de l'été. Ce minimum succède au dernier maximum estival de la matière organique.

Phase 3. — L'azote nitrique

Comme nous l'avons vu par nos calculs antérieurs, c'est en hiver que l'azote nitrique semble avoir été le plus abondant. Le premier maximum relativement important se présente à la fin de l'automne — début de l'hiver. Il succède immédiatement au maximum automnal de l'ion ammonium.

Nous remarquons ensuite deux grands maxima : un au milieu de l'hiver, l'autre chevauchant sur deux saisons voisines : l'hiver et le printemps. Un dernier maximum se manifeste au début de l'été. Le second maximum hivernal le plus important correspond à un minimum de l'ion ammonium et suit immédiatement le grand maximum d'hiver des matières organiques. En ce qui concerne la concentration de l'oxygène dissous, celle-ci se trouve, à cette date, sur une courbe descendante.

Tout semble donc indiquer que, successivement, les matières organiques ont passé par la phase ammoniacale transformée, elle, en phase azote nitrique par la phase oxygène dissous.

Le maximum, fin de l'hiver — début du printemps, correspond au second maximum d'hiver des matières organiques, à un petit sommet d'azote ammoniacal et à un profond minimum de l'oxygène. Ici aussi, on assiste aux réactions matières organiques- NH_3 - NO_3 , comme dans le cas précédent.

Le seul maximum au début de l'été correspond plus ou moins à une inflexion d'un maximum de l'ion ammonium, plus ou moins à une large croissance des matières organiques et à un minimum de l'oxygène.

Le minimum hivernal coïncide avec une profonde décroissance des matières organiques, une concentration moyenne de l'ion ammoniacal et une période de décroissance de l'oxygène dissous.

Les deux grands minima de l'azote nitrique du printemps et de l'été correspondent, le premier, à une production relativement basse de chlorophylle, le second, à la croissance progressive de cette dernière.

Le grand maximum estival coïncide avec une légère inflexion de l'ion ammonium et la croissance de la matière organique, d'où on pourrait conclure à des production et transformation profondes simultanées de la matière organique en cette période. À ce moment aussi, la production de la chlorophylle passe par des maxima et des minima peu prononcés, une baisse considérable de la matière organique et une concentration relativement basse de l'oxygène.

La diminution considérable de la matière organique au moment de la culminance du zooplancton, constitue un point assez troublant, cette diminution n'étant pas concomitante avec une augmentation de l'ion ammonium, au contraire, celui-ci passe par un très grand minimum qu'on retrouve d'ailleurs chez les nitrates, partiellement du moins, car, comme nous l'avons vu, l'azote nitrique a servi à une production moyenne de chlorophylle.

À signaler aussi, les pointes d'oxygène se manifestant après la production des maxima des nitrates au début de l'été succédant au grand maximum des matières organiques.

Dans l'ensemble, le métabolisme de l'azote, celui de la matière organique jusqu'à l'azote nitrique, semble suivre, dans l'étang A, durant la période 1968-1969, un cycle relativement bien exprimé, depuis la localisation des diverses populations planctoniques et la chlorophylle, leur nutrition et leurs déchets, la transformation de ces derniers, à l'intervention notamment de l'oxygène dissous, et le recyclage des substances acquises ainsi.

E t a n g B

Comme nous l'avons déjà signalé, le cycle de recherches sur l'eau de l'étang B n'est pas complet pour des raisons indépendantes de notre volonté.

Phase 1. — La matière organique en solution

On a enregistré deux maxima à la fin de la saison hivernale. Le premier correspond plus ou moins à un maximum absolu de la chlorophylle et coïncide avec une population mixte de *Dinobryon sertularia* et *Synura uvella*. Cette population est suivie par une nouvelle, composée de *Synedra acus* var. *angustissima* (Figure 10).

Au début du printemps, le seul maximum prononcé est situé entre deux populations de zooplancton, avec une venue de *Oscillatoria rubescens*, non sous forme de fleur d'eau, donnant lieu au maximum de la chlorophylle.

Ensuite, durant une période à zooplancton pendant six semaines, la concentration en matières organiques demeure relativement basse avec des alternances. Il se manifeste une tendance à une augmentation durant la période suivante à *Ceratium hirundinella* qui se présente en été, coïncidant également avec une concentration élevée de la chlorophylle, se terminant avec la fin de la population à *Ceratium hirundinella* avec une présence de *Microcystis flos-aquae* donnant lieu à un dernier maximum de la chlorophylle.

Phase 2. — L'azote ammoniacal

On a enregistré pendant la période hivernale, un grand maximum, suivi d'un plus petit, correspondant respectivement aux deux pointes de la matière organique.

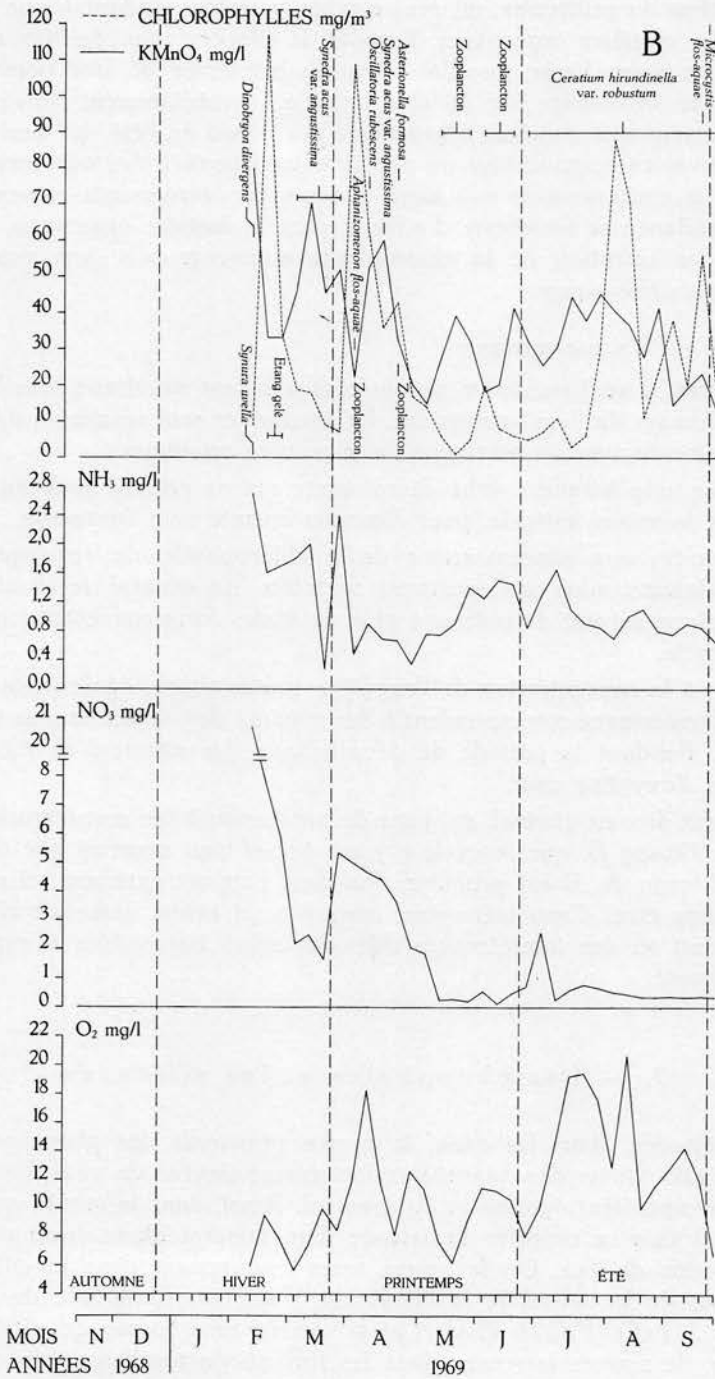


Fig. 10. — Variations et relations du système de l'azote dans l'eau de l'étang B

Au début du printemps, un seul maximum, correspondant à une légère pointe des matières organiques. Ensuite, la concentration de l'ion ammonium reste assez basse jusqu'à la fin du printemps où une pointe suit une légère croissance de la chlorophylle, immédiatement suivie d'un accroissement des matières organiques. Au début de l'été, un seul maximum estival correspond tout au plus à une croissance des matières organiques. La concentration suit alors une courbe décroissante moyenne; la même tendance se manifeste d'ailleurs chez la matière organique, tandis que la concentration de la chlorophylle augmente avec une venue de *Microcystis flos-aquae*.

Phase 3. — L'azote nitrique

En hiver, le seul maximum absolu enregistré est simultané avec le premier maximum de l'ion ammonium. Le premier et seul maximum du printemps coïncide avec un maximum de la matière organique.

Ensuite, une longue courbe décroissante qui ne croît à nouveau qu'au début de la saison estivale, pour diminuer ensuite vers l'automne.

Comparées aux concentrations de la chlorophylle, on remarque certaines relations, mais peu exprimées toutefois. En général, les minima de l'ion nitrique suivent de près une plus ou moins forte concentration de la chlorophylle.

Quant à la concentration de l'oxygène, toutes choses égales, des périodes de décroissance correspondent à des maxima des nitrates ou les suivent de près. Pendant la période de décroissance des nitrates, en été et en automne, l'oxygène croît.

On peut dire en général, en guise de conclusion à ces considérations au sujet de l'étang B, que le cycle n'y est pas si bien exprimé que dans le cas de l'étang A. Il est probable que c'est l'apport extérieur, si minime qu'il puisse être, d'eau ménagère, auquel nous avons déjà fait allusion, qui produit ici des interférences difficiles sinon impossibles à expliquer correctement.

7. — Les phosphates et les silicates

On sait que, dans les eaux, la source principale des phosphates est souvent allochtone; des quantités relativement élevées de phosphore proviennent cependant également du sous-sol. Ainsi, dans la région qui nous occupe, il faut se rappeler l'existence d'un minéral blanc devenant bleu sous l'action de l'air. On le trouve assez couramment dans les alluvions argileuses de la vallée de la Nète : la Vivianite, phosphate de fer de formule $3 \text{FeO}, \text{P}_2\text{O}_5, 8 \text{H}_2\text{O}$. On la trouve sous forme de dépôts, de rognons, de masses terreuses dans les formations tourbeuses du quaternaire, sur des ossements fossiles, dans la limonite du Campinien et dans certains dépôts tertiaires ferrugineux, surtout aux endroits où se rencon-

trent des matières organiques, principalement des débris végétaux (C. MALAISE, Manuel de Minéralogie pratique, 1913).

Dans le système des bassins (*), le P minéral dissous est présent en quantités n'excédant pas quelques dizaines de γ par litre. En moyenne, on a obtenu : pour le Canal Albert : 17,3; le Canal de la Nète : 13,9; le Bassin Ib : 10,0; le Bassin II : 9,0; le Bassin IV : 8,0 γ par litre.

Le tableau 16 indique les concentrations dans le bassin IV, observées durant le cycle 1957-1958.

TABLEAU 16
Les phosphates dans le bassin IV
PO₄ en γ par litre

X.1957	20	IV	5
XI	6	V	6
XII	12	VI	4
I.1958	15	VII	5
II	8	VIII	4
III	8	IX	4

En 1964, la concentration dans le Bassin IV, variait de 20 à 25 γ de PO₄ par litre.

Comme les concentrations des phosphates et des silicates sont très minimales, voir nulles dans l'étang A, nous les traiterons ensemble en un seul chapitre.

Etang A. — Les résultats de nos analyses ont montré, sans équivoque, l'absence totale de phosphates minéraux dissous, à de rares exceptions près : on n'a obtenu que huit résultats positifs sur 45 déterminations. Les concentrations étaient d'ailleurs fort basses, de l'ordre de 2,9 à 21 γ (Tableau 17).

TABLEAU 17
Etang A
Les phosphates dans l'étang A
PO₄ en mg/litre. P-PO₄ en γ /litre

Dates	PO ₄ mg/litre	P-PO ₄ γ /litre	Dates	PO ₄ mg/litre	P-PO ₄ γ /litre
5.II.1969	0,025	8	18.VI	0,025	8
19.III	0,065	21	25	0,020	6,5
30.IV	0,013	4	16.VII	0,010	3,2
7.V			27.VIII	0,010	3,2

(*) Le Bassin IV est le dernier d'une succession d'étangs acheminant l'eau du Canal Albert, par le Canal de la Nete jusqu'aux installations de la I. V. Antwerpse Waterwerken N. V. qui traitent cette eau en vue de la production d'eau potable pour l'agglomération anversoise.

Comme nous l'avons signalé au début de ce travail, l'eau qui aboutit finalement à l'étang A a été traitée antérieurement au sulfate d'aluminium agissant comme flocculant. La coagulation des éléments en suspension ou présents sous forme de colloïdes, se fait simultanément avec la précipitation de l'hydroxyde d'aluminium. Au cours de sa formation, le précipité met fin à l'état colloïdal des impuretés et englobe les matières en suspension qu'il entraîne ensuite.

Le sulfate d'aluminium réagit avec le bicarbonate de calcium dissous dans l'eau, suivant la réaction :

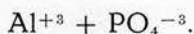


Par l'anhydride carbonique produit au cours de la réaction, le pH de l'eau est déplacé dans le sens de la neutralité ou de légère acidité.

Plusieurs auteurs ont montré qu'au cours de la précipitation de l'hydroxyde d'aluminium, des quantités plus ou moins importantes de phosphates se déposent également aux environs de $\text{pH} = 7,0$.

D'après des études sur diverses eaux, il semble établi que l'aluminium forme avec les orthophosphates des sels très difficilement solubles. La solubilité paraît être la plus petite vers un pH neutre. Mais les données de la littérature au sujet de la solubilité sont assez souvent en contradiction. Il est vrai que les réactions sont peu connues, en apparence très compliquées. Il semble y avoir des phénomènes d'adsorption, à côté de réactions réellement stoechiométriques.

Il est très difficile de finir par savoir avec exactitude sous quelle forme ce phosphate d'aluminium est précipité. Quoiqu'il en soit, on a pu établir que la précipitation de phosphate par le sulfate d'aluminium se manifeste autour de $\text{pH} = 7,5$ d'après la réaction :



Il n'est pas impossible qu'il s'agisse ici d'un phosphate d'aluminium basique tel que :



Il semble aussi que dans certaines circonstances, il puisse se former des complexes de la forme :



Etang B. — Dans l'étang B, les résultats positifs sont un peu plus fréquents que dans l'étang A. Mentionnons toutefois un léger apport intermittent d'eaux ménagères d'une habitation située à quelques centaines de mètres de l'étang (Tableau 18).

TABLEAU 18
Les phosphates dans l'étang B

PO₄ en mg/litre

12.II.1969	0,335	11.VI	0,015
19	0,085	18	0,0
26	0,110	25	0,0
6.III	0,070	2.VII	0,0
12	0,070	9	0,0
19	0,0	16	0,0
26	0,075	23	0,120
2.IV	0,0	30	0,0
9	0,040	6.VIII	0,0
16	0,0	13	0,0
23	0,0	20	0,0
30	0,024	27	0,080
7.V	0,052	3.IX	0,0
14	0,065	10	0,0
21	0,125	17	0,0
28	0,0	24	0,0
4.VI	0,0		

Mises en regard du tableau 6 (de la deuxième partie de cette étude) concernant la composition centésimale du phytoplancton, espèces dominantes, les diverses concentrations successives des phosphates correspondent aux faits suivants.

1. — Au cours du mois de février, les concentrations en PO₄ sont relativement élevées. La population phytoplanctonique est composée avant tout de CHRYSOPHYTA (*Dinobryon* et *Synura*).

2. — Pendant le mois de mars, avec l'apparition de *Aphanizomenon* et de BACILLARIOPHYCEAE comme *Synedra acus* var. *angustissima*, la concentration a fortement diminué.

3. — Elle devient nulle au début du mois d'avril avec la première éclosion du zooplancton (50 % du plancton total). A ce zooplancton succède immédiatement *Oscillatoria rubescens* et, une semaine plus tard, la concentration en PO₄ a légèrement augmenté de 40 γ. Le 16-IV, les BACILLARIOPHYCEAE réapparaissent et les phosphates atteignent zéro. L'exhaure est totale avec une nouvelle venue de zooplancton. La fin du mois d'avril est caractérisée par un phytoplancton très mélangé, très hétérogène, et 24 γ de PO₄ par litre.

4. — Le phytoplancton se manifeste encore durant la première semaine du mois de mai avec une légère augmentation des phosphates jusque 52 γ. Ensuite, le zooplancton reste dominant jusqu'à la fin du mois avec des quantités de PO₄ croissantes jusque 125 γ.

5. — Le zooplancton reste en place durant les deux premières semaines du mois de juin avec la concentration des phosphates de nouveau réduite à zéro. Au zooplancton se substitue ensuite une population à 100 % de *Ceratium hirundinella* jusqu'à la fin du mois de septembre avec une exhaure complète de PO_4 à trois exceptions près : le 11-VI, le 23-VII et le 27-VIII.

On ne peut dès lors se dégager de l'impression que, toutes choses égales, le zooplancton et la population à *Ceratium hirundinella* ont contribué largement à l'exhaure des phosphates, en ne perdant pas de vue cependant que les divers éléments du zooplancton peuvent avoir contribué par leurs excréments et leur décomposition ultime, à relever le taux des phosphates à certains moments de l'année.

Ici aussi se pose la question de savoir jusqu'à quel point la décalcification biologique, dont il sera question plus loin, avec précipitation de $CaCO_3$ peut influencer sur la concentration en PO_4 par une coprécipitation éventuelle.

* * *

En ce qui concerne la silice, comme sources d'acide silicique dans les eaux naturelles on peut admettre avec certitude la décomposition des silicates d'aluminium soit par voie chimique et physique, soit par voie biologique, dans l'aire de drainage d'où l'eau provient.

Les concentrations dans l'eau des bassins, précédant les filtres rapides, accusent de grandes variations. A côté de minima très bas, on trouve des maxima très appréciables surtout en hiver, atteignant 9,5 mg de SiO_2 par litre. Le tableau 19 renseigne les concentrations dans le bassin IV d'où provient finalement l'eau de l'étang A étudiée ici.

TABLEAU 19

Silice en SiO_2 mg par litre dans le bassin IV

X.1957	0,032	IV	6,294
XI	4,419	V	0,019
XII	7,173	VI	0,993
I.1958	9,082	VII	1,160
II	9,040	VIII	1,885
III	9,769	IX	1,742

On admet généralement que la précipitation de la silice par l'hydroxyde d'aluminium serait une action d'adsorption mécanique.

Nous n'avons pas eu l'occasion de doser la silice chaque semaine. Cette opération n'a été effectuée qu'une fois par saison afin de composer les balances ioniques. Quoi qu'il en soit, les quelques déterminations ont montré l'absence de silice dans l'étang A et une concentration de zéro à 3,85 mg par litre de SiO_2 dans l'eau de l'étang B.

8. — La chlorophylle

Avant d'entreprendre l'examen des faits et leur interprétation en ce qui concerne la chlorophylle, nous devons attirer l'attention sur une particularité du dosage de la chlorophylle.

En réalité la filtration sur membrane telle qu'elle est pratiquée actuellement retient non seulement les éléments figurés du phytoplancton mais encore et surtout les très petites formes peu connues « microalgues », des spores et des BACTERIACEAE.

Ce n'est que depuis l'utilisation au laboratoire d'Hydrobiologie de l'Institut, du système optique du contraste d'interférence différentiel, mis au point par le Laboratoire de recherche de la C. REICHERT optische Werke A. G. à Vienne, que nous avons pu nous rendre compte de la proportion particulièrement importante de bactéries dans les eaux.

TABLEAU 20

Chlorophylles a + b + c

Etangs A et B

Etang A			Etang B				
Dates	Etang A	Etang B	Dates	Etang A	Etang B		
AUTOMNE	13.XI	10	PRINTEMPS	30.IV	5	17	
	20	7		7.V	3	14	
	27	11		14	6	6	
	4.XII	13		21	7	1	
	11	6		28	11	5	
	18	5		4.VI	8	20	
HIVER	30	6		11	6	8	
	8.I	4		18	7	6	
	15	18		ETE	25	15	5
	22	15			2.VII	4	9
	29	16			9	11	13
	5.II	13			16	8	3
	12	6			23	6	6
	19	5			30	17	30
	26	2			6.VIII	13	88
	6.III	15			13	17	71
	12	6			20	11	11
	19	58			27	16	24
PRINTEMPS	26	9	3.IX		10	38	
	2.IV	5	10		22	20	
	9	7	17	12	56		
	16	13	24	8	20		
	23	12					

Il arrive assez fréquemment que, même en absence de phytoplancton, dans le sens strict, le dosage accuse une concentration assez élevée de chlorophylle. Il en résulte ainsi des anomalies apparentes et des discordances entre nos tableaux (Tableau 20) et ceux de la composition centésimale du phytoplancton (Tableau 6 dans la deuxième partie de cette étude) dans lesquels il n'est pas encore possible d'intégrer quantitativement ces microalgues et ces bactéries.

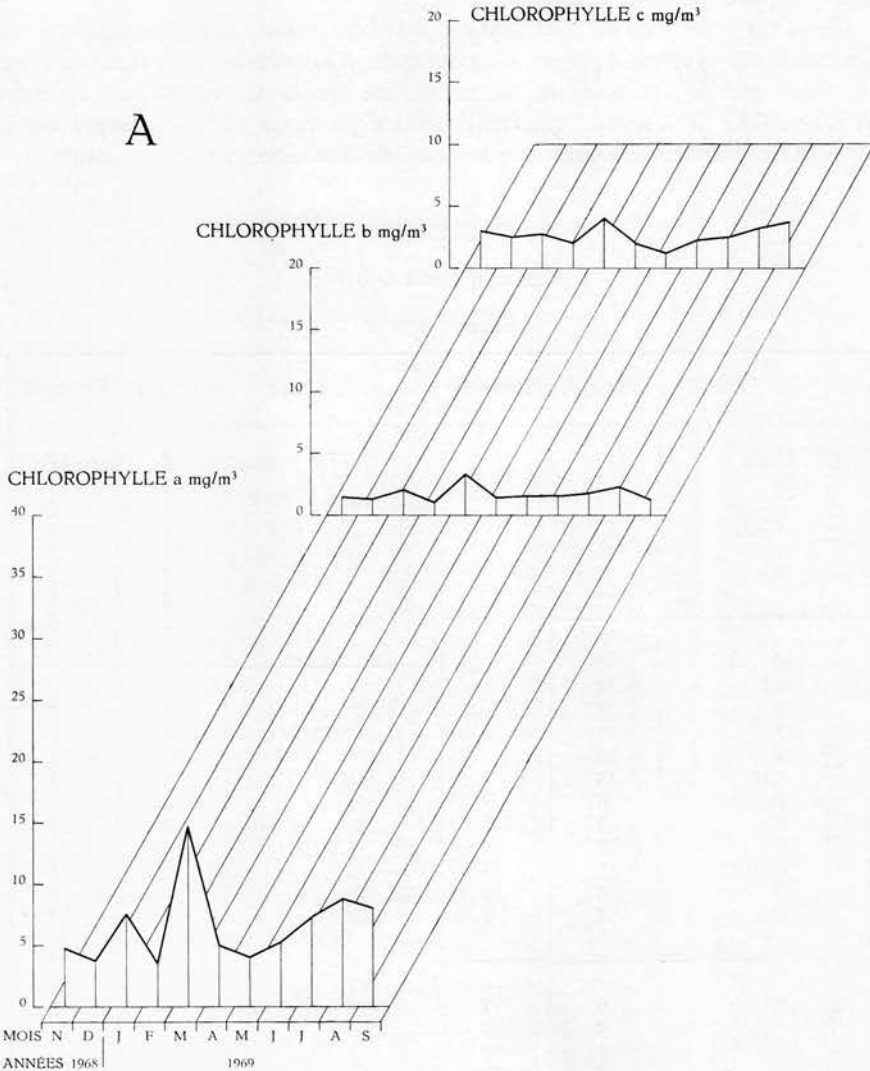


Fig. 11. — Variations des chlorophylles a, b et c dans l'eau de l'étang A

Étang A. — Les moyennes mensuelles en mg par m³ de la somme des chlorophylles a + b + c indiquent un maximum en mars (22,0 mg), un minimum en mai (6,75 mg) et trois points successifs en juillet, août et septembre, respectivement 11,5, 14,25 et 13,0 mg par m³.

Le maximum absolu (58,0 mg) s'est manifesté le 14-III-1969, le minimum absolu (2,0 mg), le 26-II (Tableau 20 et figure 11).

Comparativement, le bassin IV, dont il a déjà été question plus haut, a donné en mg par m³ :

4-XII-1968	5	14-V	23
22-I-1969	15	4-VI	8
26-II	5	2-VII	8
26-III	11	20-VIII	5
23-IV	29	10-IX	8

ce qui indique un maximum en avril (29,0 mg par m³), soit un mois après l'étang A et avec une valeur un peu plus élevée.

La comparaison avec le tableau 6 (deuxième partie de cette étude), au sujet de la composition centésimale du phytoplancton, espèces dominantes, permet de constater anticipativement :

TABLEAU 21

Chlorophylles a, b et c

Résultats en mg/m³

Moyennes mensuelles

Dates	Étang A				Étang B			
	a	b	c	Total	a	b	c	Total
XI.1968	4,66	1,33	3,00	8,99				
XII	3,75	1,25	2,50	7,50				
I.1969	7,50	2,00	2,75	12,25				
II	3,50	1,00	2,00	6,50	31,00	14,66	7,66	53,32
III	14,75	3,25	4,00	22,00	8,00	2,25	3,00	13,25
IV	5,00	1,40	2,00	8,40	35,60	8,00	9,80	53,40
V	4,00	1,50	1,25	6,75	3,75	1,00	1,25	6,00
VI	5,25	1,50	2,25	9,00	6,25	2,00	1,50	9,75
VII	7,25	1,75	2,50	11,50	8,75	2,00	4,50	15,25
VIII	8,75	2,25	3,25	14,25	28,50	3,50	16,50	48,50
IX	8,00	1,25	3,75	13,00	21,75	1,25	10,50	33,50
Minimum	1,00	0,00	1,00		1,00	0,00	0,00	
Maximum	39,00	8,00	11,00		73,00	35,00	29,00	
Moyenne	6,44	1,64	2,66		17,55	4,00	6,75	

1. — que le maximum en mars correspond à une présence de CHRYSOPHYTA au sein d'une abondante population de BACILLARIOPHYCEAE,

2. — que le minimum de mai coïncide partiellement avec une période à zooplancton,

3. — que les pointes des mois de juillet, août et septembre correspondent à des populations variées, des périodes à *Ceratium hirundinella* jusque 100 %,

4. — que le maximum absolu du 19 mars correspond à 30 % de CHRYSOPHYTA, 65 % de BACILLARIOPHYCEAE,

5. — que le minimum absolu du 26 février est atteint sous la glace par une population comportant toutefois 100 % de *Synedra acus* var. *angustissima*, dont beaucoup d'exemplaires n'offraient qu'un endochrôme très faiblement teinté.

Etang B. — Les moyennes mensuelles en mg par m³ de la somme des chlorophylles a + b + c accusent ici un premier maximum en février (53,32 mg), un minimum en mai (6,0 mg) et une série de deux valeurs élevées en août et septembre, respectivement 48,5 et 33,5 mg par m³.

Le maximum absolu s'est manifesté le 19 février avec 117 mg par m³, le minimum de 1 mg par m³, le 21 mai, correspondant à 100 % de zooplancton (Tableau 21, figure 12).

Faisons remarquer que le maximum de février a eu lieu sous la glace en l'absence d'éléments figurés mais avec une forte concentration de BACTERIACEAE.

Comparons de même avec le tableau 6 (de la deuxième partie de cette étude) et nous obtenons :

1. — le premier maximum en février correspond à une population de 100 % de CHRYSOPHYTA avec, ensuite, une forte concentration de BACTERIACEAE, comme nous l'avons signalé plus haut,

2. — le maximum d'avril, tout en ayant lieu du début d'une période à zooplancton, coïncide avec une population à *Aphanizomenon flos-aquae* au début du mois, à une population subséquente de *Oscillatoria rubescens*, n'atteignant toutefois pas le stade de fleur d'eau, *Asterionella formosa* et *Ceratium hirundinella*, ensuite, *Synedra acus* var. *angustissima* à 98 %,

3. — le minimum du mois de mai se manifeste au sein d'une population de zooplancton 100 %,

4. — la série des valeurs pour les mois de juillet, août et septembre correspond à une dense population de *Ceratium hirundinella* à 100 % avec une seule fois une variante à *Microcystis flos-aquae* 50 % et 50 % de *Ceratium hirundinella*.

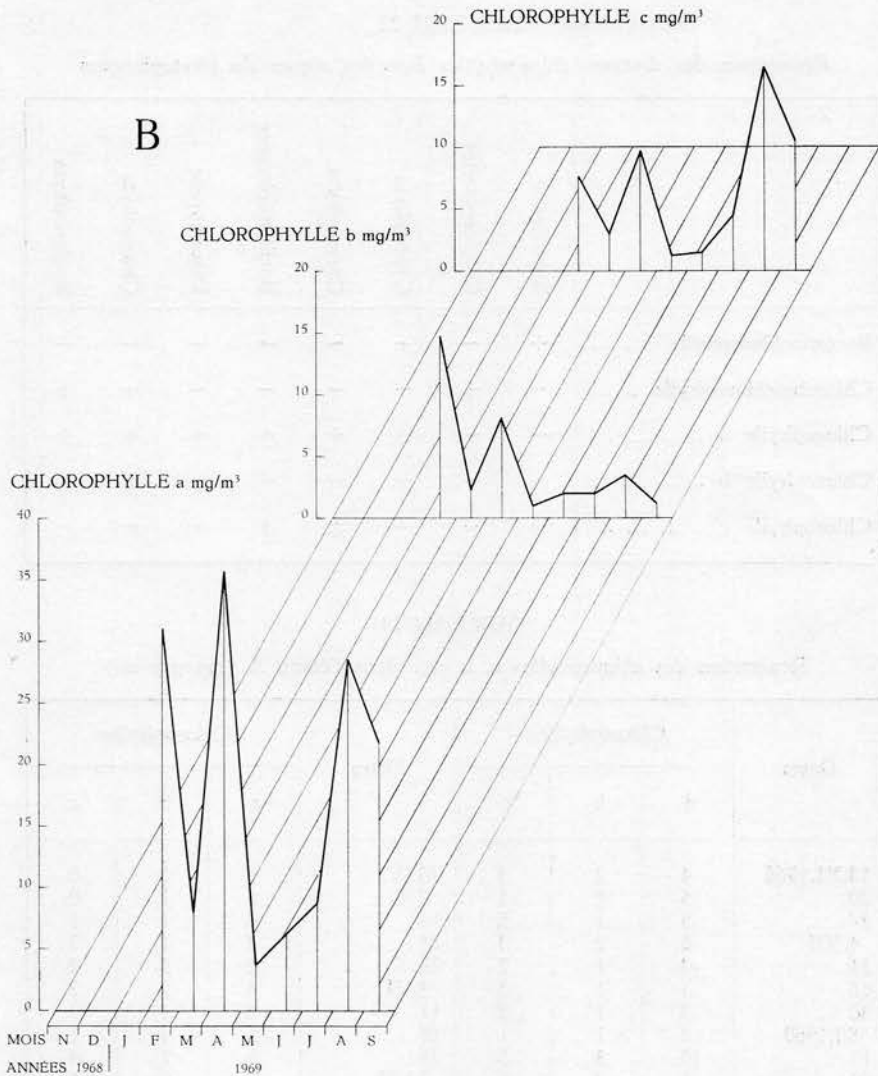


Fig. 12. — Variations des chlorophylles a, b et c dans l'eau de l'étang B

Nous avons décrit, dans les grandes lignes, les diverses populations phytoplanctoniques par rapport aux concentrations des chlorophylles a + b + c.

Essayons maintenant de déterminer si les maxima manifestés par certaines populations correspondent à des maxima des chlorophylles qui leur sont propres.

On sait que la chlorophylle a est la plus abondante chez tous les types d'algues, La chlorophylle b se rencontre uniquement chez les CHLORO-

TABLEAU 22

Répartition des diverses chlorophylles dans les algues du phytoplancton

	Eubacteriae	Chlorobacteriae	Cyanophyta	Chrysochyta	Bacillariophyceae	Dinophyceae	Chlorophyta	Euglenophyta
Bacteriochlorophylle	+	-	-	-	-	-	-	-
Chlorobiochlorophylle	-	+	-	-	-	-	-	+
Chlorophylle a	-	-	+	+	+	+	+	+
Chlorophylle b	-	-	-	-	-	-	+	-
Chlorophylle c	-	-	-	±	+	-	-	-

TABLEAU 23

Répartition des chlorophylles a, b et c dans l'étang A (mg par m³)

Dates	Chlorophylles			Dates	Chlorophylles		
	a	b	c		a	b	c
13.XI.1968	4	2	3	30.IV	3	2	0
20	5	1	1	7.V	2	1	0
27	5	1	5	14	4	1	1
4.XII	8	2	3	21	4	1	2
11	3	1	2	28	6	3	2
18	1	1	3	4.VI	4	2	2
30	3	1	2	11	3	1	2
8.I.1969	2	1	1	18	5	1	1
15	10	3	5	25	9	2	4
22	8	2	5	2.VII	3	0	1
29	10	2	4	9	7	2	2
5.II	8	2	3	16	5	2	1
12	3	1	2	23	4	1	1
19	2	1	2	30	10	2	5
26	1	0	1	6.VIII	8	3	2
6.III	10	2	3	13	12	2	3
12	3	1	2	20	6	2	3
19	39	8	11	27	9	2	5
26	7	2	0	3.IX	6	1	3
2.IV	3	1	1	10	13	2	7
9	4	1	2	17	8	1	3
16	9	1	3	24	5	1	2
23	6	2	4				

PHYTA et la chlorophylle c chez les CHRYSOPHYTA (\pm) et les BACILLARIOPHYCEAE. Le tableau 22 tiré de R. E. ALSTON et B. L. TURNER (1963) condense nos connaissances à ce sujet.

En ce qui concerne les BACTERIACEAE, la chlorophylle des bactéries vertes fut observée pour la première fois par P. METZNER en 1922 qui lui donna le nom de bacterioviridine, appellation qui fut modifiée après en chlorobiochlorophylle (H. LARSEN, 1933).

Plus tard, on est parvenu à isoler deux chlorobiochlorophylles; une première, la chlorobiochlorophylle 660 qui possède deux bandes d'absorption à 432 et 660 $m\mu$ en solution étherée et à 460 et 747 $m\mu$ *in vivo*; et une seconde, la chlorobiochlorophylle 650 avec deux bandes à 425 et 650 $m\mu$ en solution étherée et 450 et 725 $m\mu$ *in vivo*.

D'après K. V. THIMANN (1963), les bactéries vertes contiennent une chlorophylle différente, superficiellement semblable à la chlorophylle a, mais avec deux bandes d'absorption *in vivo* à 460 et 731 $m\mu$ et en solution étherée à 432 et 600 $m\mu$.

Les bactéries pourpres contiennent une variété particulière : la bactériochlorophylle et les bactéries sulfureuses vertes sont pigmentées par la bactérioviridine qui occupe une place intermédiaire entre la chlorophylle a et la bactériochlorophylle.

La comparaison des concentrations en chlorophylles a, b et c avec les proportions des espèces dominantes du phytoplancton dans les deux étangs, donne lieu à quelques observations intéressantes.

Etang A

1. — Fin du mois de novembre, une population fugace de CHLOROPHYTA (Figure 1 de la deuxième partie de cette étude) est marquée par une petite pointe de chlorophylle a (8 mg/m^3). La pointe de chlorophylle c (5 mg/m^3) correspond à la population de BACILLARIOPHYCEAE.

2. — Depuis le début du mois de janvier jusqu'à la fin du mois de mars, les CHRYSOPHYTA sont abondantes et se manifestent par 10 mg/m^3 de chlorophylle a et à 5 mg/m^3 de chlorophylle c.

3. — Le maximum des BACILLARIOPHYCEAE qui a lieu vers la fin du mois de mars est indiqué par 39 mg/m^3 de chlorophylle a et 11 mg/m^3 de chlorophylle c.

4. — Durant la période à zooplancton, trois semaines en fin mai et début juin, les concentrations des trois chlorophylles demeurent basses.

5. — Les DINOPHYCEAE de fin juillet et en septembre provoquent quelques pointes de chlorophylles a et c jusque 13 mg/m^3 de chlorophylle a et 7 mg/m^3 de chlorophylle c.

6. — Les périodes à plancton varié sans dominances nettes correspondent généralement à des concentrations minimales, voisines de zéro.

TABLEAU 24

Répartition des chlorophylles a, b et c dans l'étang B (mg par m³)

Dates	Chlorophylles			Dates	Chlorophylles		
	a	b	c		a	b	c
12.II.1969	4	2	3	11.VI	6	1	1
19	68	35	14	18	4	1	1
26	21	7	6	25	3	1	1
6.III	12	3	4	2.VII	5	1	3
12	12	3	3	9	7	2	4
19	4	2	3	16	2	1	0
26	4	1	2	23	3	1	2
2.IV	73	17	19	30	18	3	9
9	42	8	12	6.VIII	52	7	29
16	24	4	8	13	43	4	24
23	30	8	5	20	6	1	4
30	9	3	5	27	13	2	9
7.V	8	2	4	3.IX	20	3	15
14	3	1	2	10	12	1	7
21	1	0	0	17	43	0	13
28	2	1	1	24	12	1	7
4.VI	12	5	3				

7. — Les autres variations, peu prononcées la plupart du temps, sont probablement dues aux variations des populations bactériennes.

Etang B

1. — Les CHRYSTOPHYTA relevées à la mi-février correspondent à un maximum de 68 mg/m³ de chlorophylle a et 14 mg/m³ de chlorophylle c.

2. — Les BACILLARIOPHYCEAE subséquentes et interférant partiellement (début mars à fin juin), ont un maximum de 73 mg/m³ de chlorophylle a et 19 mg/m³ de chlorophylle c. Les CYANOPHYTA, qui interfèrent également à un certain moment avec les BACILLARIOPHYCEAE, sont comprises dans le maximum de chlorophylle a.

3. — Les DINOPHYCEAE venant en juillet-août provoquent un maximum de 52 mg/m³ de chlorophylle a et 29 mg/m³ de chlorophylle c.

4. — Enfin, les CYANOPHYTA de septembre produisent 43 mg/m³ de chlorophylle a.

Nous estimons que cette première recherche d'une corrélation possible entre les diverses populations et leurs chlorophylles propres a donné, toutes choses égales, des résultats encourageants.

Cependant, la place que les chlorophylles des divers groupes bactériens occupent parmi ces diverses concentrations demeure obscure et doit encore faire l'objet de beaucoup de recherches.

Nous ne voulons pas clore ce chapitre consacré à la chlorophylle sans insister sur l'importance de ces recherches de chlorophylle bactérienne, étant donné la place et le volume trop peu connus que les bactéries occupent dans la chaîne alimentaire.

9. — Les matières organiques

Les hydrates de carbone, les acides aminés, les enzymes et les substances inhibitrices

Pendant longtemps, limnologues et océanographes ont essayé d'établir des corrélations entre les périodes d'abondance du phytoplancton et la circulation saisonnière des matières nutritives. Malgré que de telles relations aient été assez souvent confirmées, la succession des espèces dans le temps a généralement toutefois, défié l'analyse. Beaucoup de ces fluctuations observées dans la nature pourraient être attribuées, semble-t-il, aux variations des concentrations de diverses substances dissoutes dans l'eau en quantités minimes.

Comme les algues ont, en général, le milieu aquatique comme habitat, les substances organiques dissoutes dans l'eau peuvent diffuser dans les cellules. Réciproquement, on peut supposer que des substances similaires prennent la direction opposée et diffusent de la cellule dans le milieu environnant. De cette façon, des quantités appréciables de produits du métabolisme sont libérées sous forme extracellulaire par les cellules algales saines. Jusqu'à présent, on n'a pas déterminé avec certitude la nature de ces substances, du moins chez les CHLOROPHYTA.

La détermination qualitative et quantitative exacte de toutes les substances organiques en dissolution dans une eau naturelle demeure encore une impossibilité. On ne connaît d'ailleurs avec certitude, en hydrobiologie, que quelques substances comme les hydrates de carbone, certains acides aminés, les corps désignés globalement sous le vocable d'acides humiques.

C'est le permanganate de potassium, dont les milligrammes utilisés par litre d'eau expriment le résultat, qui fournit à l'analyste, par leur réduction, une indication sur l'ensemble des matières en solution. Indication sommaire ne constituant en réalité qu'un simple ordre de grandeur d'oxydabilité.

On ne s'avancera certainement pas trop loin en affirmant que le nombre de substances organiques dissoutes dans une eau naturelle est sans doute très élevé. Qu'elles soient produites au cours de l'anabolisme ou du catabolisme des organismes vivants, qu'elles proviennent de leurs excréments, ou de la désintégration du détritus, il est vraisemblable qu'elles ont une importance certaine pour le cycle de la matière et l'écologie des

organismes dans le milieu limnique aussi bien que dans le milieu marin. Les genres d'incidences qu'elles peuvent provoquer restent autant d'inconnues.

De nombreux auteurs ont tenté de montrer l'importance de la recherche qualitative et quantitative au sujet de l'excrétion de substances organiques par les algues, en vue d'étudier l'écologie de ces dernières et l'estimation, dans les eaux naturelles, de la production primaire.

Malgré le grand nombre de travaux entrepris à ce sujet sur des espèces marines, presque toutes nos connaissances, en ce qui concerne les produits extracellulaires de certains éléments du phytoplancton, sont dues à des travaux effectués sur des espèces dulcicoles.

Les plus récentes recherches ont une tendance à montrer que les substances extracellulaires des algues appartiennent à des groupes variés, et que dans certaines circonstances, lorsqu'elles sont présentes en concentrations relativement élevées, elles sont probablement très importantes au point de vue écologique.

On entend plus spécialement par substances extracellulaires, des produits solubles excrétés par les cellules saines, à distinguer des substances provenant de cellules blessées ou de l'autolyse de cellules mortes.

On a réussi à démontrer, « *in vitro* », l'élaboration extracellulaire, mais, l'origine et les facteurs réglant la concentration de substances, telles les hydrates de carbone, dans les eaux douces, saumâtres et marines, ont été fort peu étudiés jusqu'à présent.

Il semble établi que les substances détectées dans les cultures d'algues sont également mises en liberté dans les milieux naturels. Elles exercent des influences écologiques très diverses, dont certaines ont une importance considérable. Malgré la différence très notable entre les conditions d'existence dans les cultures « *in vitro* » et celles dans les milieux naturels, il semble bien que des produits semblables soient excrétés dans la nature. Normalement les eaux naturelles renferment des quantités appréciables de substances organiques dissoutes dont certaines ont été reconnues comme étant similaires à celles formées par les algues en culture.

On a pu détecter ainsi un certain nombre d'acides organiques, parmi lesquels l'acide glycolique HOCH_2COOH est particulièrement intéressant puisqu'il existe aussi dans les cultures. La présence de cet acide en concentrations de l'ordre de 1 mg par litre a pu être confirmée aussi bien en eau de mer qu'en eau douce.

On a, en outre, réussi à montrer que le phytoplancton libère des produits extracellulaires, dans des conditions naturelles, par l'application de la méthode au C^{14} , en utilisant, sur le terrain, la méthode de E. STEEMAN NIELSEN. La membrane filtrante ayant servi à filtrer l'eau lacustre, à laquelle on avait auparavant ajouté du bicarbonate de soude marqué, renfermait de la matière organique contenant du C^{14} . Comme l'absorption de ce carbonate marqué dépend et de la lumière et de la quantité de phytoplancton, ce résultat confirme la mise en liberté de produits provenant de l'activité photosynthétique des algues du plancton.

Les hydrates de carbone

Nous avons déterminé à Notmeir, d'une part l'oxydabilité au moyen du permanganate par la méthode classique et, d'autre part, la concentration en hydrates de carbone, de manière à pouvoir calculer le rapport entre ces derniers et la matière totale.

Le résultat de nos investigations est exposé dans les tableaux 26, 27 et 28, figures 9, 10 et 13 et les figures 1 et 2 de la deuxième partie de cette étude.

TABLEAU 25
Matière organique dissoute (Oxydabilité)
KMnO₄, mg par litre

Dates	Etang A	Etang B	Dates	Etang A	Etang B
13.XI.68	23,95	—	30.IV	13,79	23,23
20	28,61	—	7.V	9,52	15,03
27	9,65	—	14	11,82	27,68
4.XII	24,62	—	21	8,53	39,29
11	11,31	—	28	7,55	32,12
18	12,97	—	4.VI	20,36	18,79
30	18,31	—	11	9,85	20,16
8.I.69	22,29	—	18	25,94	41,50
15	33,60	—	25	27,25	32,12
22	43,91	—	2.VII	36,78	25,63
29	17,29	—	9	31,52	30,75
5.II	9,98	—	16	15,43	44,42
12	15,13	79,95	23	8,54	37,93
19	20,29	33,14	30	13,13	45,35
26	1,66	33,14	6.VIII	7,51	40,54
6.III	15,64	45,87	13	32,80	36,42
12	44,57	70,38	20	9,23	27,83
19	31,60	45,78	27	18,79	41,57
26	20,29	51,93	3.IX	15,03	14,43
2.IV	18,63	22,55	10	10,59	19,24
9	11,98	52,82	17	15,03	23,36
16	16,30	60,14	24	11,62	13,74
23	10,51	32,46			

Les valeurs les plus élevées des concentrations en hydrates de carbone comparées aux valeurs respectives des matières organiques donnent les résultats suivants :

Pour l'étang A, 17,62 : 43,91 soit 40,12 %; 10,27 : 44,57 soit 23,04 %; 12,87 : 31,52 soit 40,83 %.

Pour l'étang B, 15,06 : 30,75 soit 48,97 %; 13,50 : 40,54 soit 33,30 %.

Ce qui permettrait de tirer la conclusion que, toutes choses égales, tenu compte du mode d'expression des résultats, environ 40 % de la matière organique en solution seraient des hydrates de carbone, dans ces cas de maxima cités comme exemples.

TABLEAU 26
Hydrates de carbone en mg Saccharose par litre

Dates	Etang A	Etang B	Dates	Etang A	Etang B
13.XI.1968	2,970	—	30.IV	2,330	0,740
20	8,200	—	7.V	1,060	0,0
27	2,630	—	14	0,0	0,30
4.XII	7,300	—	21	0,0	3,51
11	3,440	—	28	0,0	0,65
18	3,000	—	4.VI	0,870	1,120
30	7,040	—	11	0,370	1,710
8.I.1969	4,500	—	18	2,940	2,100
15	0,380	—	25	2,190	1,300
22	16,150	—	2.VII	3,530	5,760
29	1,080	—	9	11,800	13,810
5.II	0,140	—	16	3,810	6,130
12	0,530	2,620	23	2,060	3,850
19	4,130	3,500	30	1,520	2,700
26	0,410	0,460	6.VIII	4,435	12,385
6.III	6,300	0,840	13	3,685	4,150
12	9,420	0,200	20	3,315	3,050
19	1,970	0,0	27	2,985	2,750
26	4,130	0,180	3.IX	2,215	2,850
2.IV	6,180	0,260	10	2,950	3,380
9	0,0	0,740	17	2,515	4,280
16	2,880	3,680	24	1,985	3,330
23	0,0	0,0			

TABLEAU 27
Hydrates de carbone en Saccharose mg/litre. Moyennes mensuelles

Mois	Etang A	Etang B
XI.1968	4,600	—
XII	5,195	—
I.1969	5,528	—
II	1,303	2,193
III	5,455	0,305
IV	2,278	1,084
V	0,265	1,115
VI	1,593	1,558
VII	4,544	6,450
VIII	3,605	5,584
IX	2,416	3,460
Minimum	0,0	0,0
Maximum	16,150	13,810
Moyennes	3,319	2,798

TABLEAU 28

Comparaison de la matière organique totale (oxydabilité) à la concentration en hydrates de carbone, exprimés par un nombre de mg de KMnO_4 nécessaires à leur oxydation

Dates	Étang A		Étang B		Dates	Étang A		Étang B	
	M. O.	H. C.	M. O.	H. C.		M. O.	H. C.	M. O.	H. C.
13.XI.68	23,95	3,24	—	—	30.IV	13,79	2,54	23,23	0,81
20	28,61	8,95	—	—	7.V	9,52	1,15	15,03	0,0
27	9,65	2,87	—	—	14	11,82	0,0	27,68	0,33
4.XII	24,62	7,96	—	—	21	8,53	0,0	39,29	3,83
11	11,31	3,75	—	—	28	7,55	0,0	32,12	0,71
18	12,97	3,27	—	—	4.VI	20,36	0,95	18,79	1,22
30	18,31	7,68	—	—	11	9,85	0,40	20,26	1,86
8.I.69	22,29	4,90	—	—	18	25,94	3,21	41,50	2,29
15	33,60	0,41	—	—	25	27,25	2,39	32,12	1,42
22	43,91	17,62	—	—	2.VII	36,78	3,85	25,63	6,28
29	17,29	1,18	—	—	9	31,52	12,87	30,75	15,06
5.II	9,98	0,15	—	—	16	15,43	4,15	44,42	6,69
12	15,13	0,58	79,95	2,86	23	8,54	2,25	37,93	4,20
19	20,29	4,50	33,14	3,82	30	13,13	1,66	45,35	2,94
26	1,66	0,45	33,14	0,50	6.VIII	7,51	4,83	40,54	13,50
6.III	15,64	6,87	45,87	0,92	13	32,80	3,93	36,42	4,53
12	44,57	10,27	70,38	0,22	20	9,23	3,61	27,83	3,33
19	31,60	2,15	45,78	0,0	27	18,79	3,25	46,57	3,0
26	20,29	4,50	51,93	0,19	3.IX	15,03	2,41	14,43	3,12
2.IV	18,63	6,74	22,55	0,28	10	10,59	3,22	19,24	3,68
9	11,98	0,0	52,82	0,81	17	15,03	2,74	23,36	4,67
16	16,30	3,14	60,14	4,01	24	11,62	2,16	13,74	3,63
23	10,51	0,0	32,46	0,0					

M. O. = Matières organiques

H. C. = Hydrates de carbone

Les rapports maximum et minimum obtenus pour l'étang A sont respectivement : 64,31 et 0; pour l'étang B : 48,97 et 0.

En moyenne, le rapport est 19,06 pour A et 10,19 seulement pour B, chiffres qui montrent une nouvelle différence entre les eaux en question.

Le calcul de la distribution des fréquences nous montre les faits suivants.

Étang A		Étang B	
Rapport > 40	11,36 %	Rapport > 40	3,12 %
de 30 à 40	11,36 %	de 30 à 40	3,12 %
de 20 à 30	20,45 %	de 20 à 30	9,37 %
de 10 à 20	27,27 %	de 10 à 20	21,87 %
de 0 à 10	29,54 %	de 0 à 10	62,50 %

Les rapports élevés > 40 sont plus nombreux pour l'étang A que pour l'étang B, au contraire, les rapports bas, de 0 à 10, sont de loin beaucoup plus fréquents en B, jusque 62,5 %. Dans l'ensemble, le gradient est beaucoup plus étendu en B qu'en A.

Cette production par les organismes du phytoplancton n'est pas d'ailleurs le seul aspect du problème. Il existe, en effet, d'autres sources et certains chercheurs ont considéré comme admis que la matière organique en solution dérive de quatre sources principales, notamment : l'excrétion par les organismes vivants, la décomposition « *post mortem* » des organismes, le lessivage des terrains environnants par la pluie, les matériaux organiques des sédiments, leur décomposition et les processus d'échange avec l'eau de la cuvette lacustre.

Il est clair que les produits extracellulaires mis en liberté par les cellules du phytoplancton ne forment qu'une portion minime de la masse totale de matières organiques dissoutes dans les eaux naturelles. Les variations quantitatives de cette masse permettent de supposer que la majeure partie résulterait de la décomposition des espèces du phytoplancton et d'autres matériaux encore. Les substances produites par des cellules saines peuvent être directement utilisées par d'autres organismes. Cependant, malgré la concentration minime actuelle d'acides organiques dissous et d'hydrates de carbone, elle est probablement suffisamment élevée pour avoir une importance écologique. Si les algues produisent des vitamines, il est clair que ces dernières seront très importantes pour le zooplancton.

Parmi les substances d'origine terrestre ou benthique, on peut citer la lignine, par exemple, polymère amorphe tri-dimensionnel, dérivé de différents alcools aromatiques non saturés. Sa dégradation se déroule avec perte d'eau et diminution du nombre de double-liaisons. Les organismes décomposant la lignine, certains champignons notamment, produisent des phényloxydases extra-cellulaires, catalysant l'introduction de groupes OH dans le noyau benzénique du phénol. On peut donc s'attendre à la formation d'acide polyhydroxycarboxylique ou de ses dérivés, tel l'acide gerulique, acide (3-méthoxy-4-hydroxy-cinnamique), en même temps que des acides aliphatiques contenant six atomes de C ou moins, formés lors de la rupture du noyau benzénique du phénol.

Les monosaccharides, les hydrates de carbone les plus simples, sont habituellement décomposés par des processus de catalyse en dérivés à 2, 3 ou 4 carbones. Il n'est pas impossible de trouver tous ces intermédiaires, généralement des acides carboxyliques, dans les eaux lacustres. Le nombre de ces acides dépend de la micro-flore.

La glucose constitue le produit final de l'hydrolyse des hydrates de carbone polymères. Ainsi la cellulose, complexe de condensation du glucose, produit ce dernier lors de l'hydrolyse. Les hémicelluloses, constituants, entre autres avec la pectine, de la membrane cellulaire, donnent des pentoses et des hexoses. Les acides polyuroniques (composés par des hémicelluloses et de la pectine), sont décomposés assez rapidement, de sorte que les chances de pouvoir les détecter sont minimales. Les enzymes

réduisent les amidons en glucose. Il existe des différences considérables dans la vitesse de décomposition des polysaccharides et de la lignine.

En plus des hydrates de carbone, il existe encore dans l'eau toute une gamme de produits organiques azotés d'origine similaire, des amino-acides, des polypeptides, des protéines, dont certains peuvent former des complexes, par exemple avec les phosphates.

Ces substances pourraient fonctionner ainsi comme substances de croissance en se sens, qu'elles sont capables de maintenir les phosphates en solution à la disposition des organismes dans des circonstances telles que s'il n'en était pas ainsi, leur précipitation serait inévitable.

L'étude de ces substances relève ainsi d'un chapitre qu'on pourrait intituler : la transformation de la matière organique dans le milieu aquatique.

Il semble qu'au point de vue écologique on puisse s'attendre à trouver, dans les eaux naturelles, des hydrates de carbone dissous, uniquement vers le déclin ou après la disparition d'un peuplement phytoplanctonique déterminé.

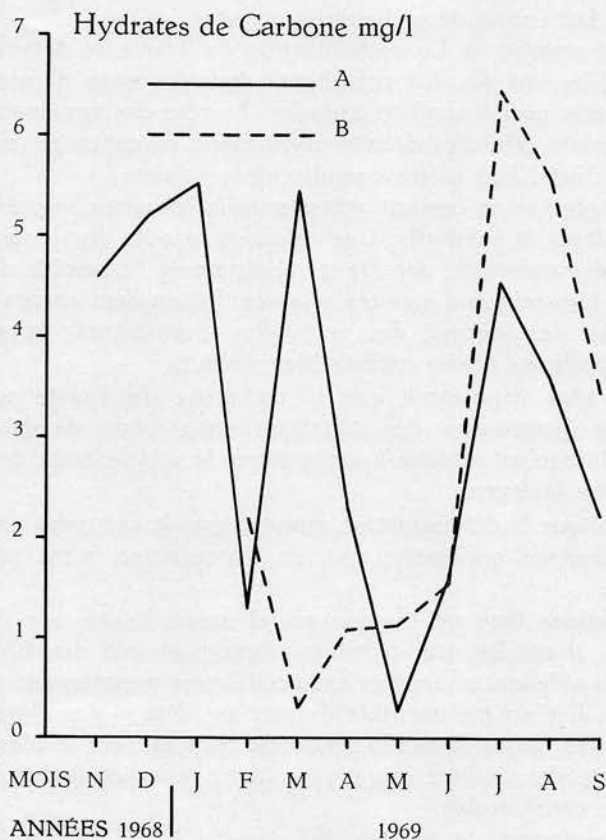


Fig. 13. — Variations des hydrates de carbone dans l'eau des deux étangs A et B

Malgré que la détermination de la concentration en hydrates de carbone, comme nous l'avons fait dans cette étude et dans certains de nos travaux antérieurs, ne puisse encore donner de résultat probant, nous avons néanmoins comparé les chiffres obtenus à la concentration en chlorophylle et à la composition centésimale du phytoplancton, ainsi qu'à la présence de zooplancton, afin d'essayer d'en tirer quelque enseignement.

Nous aurons l'occasion de revenir plus loin à ce sujet, au chapitre des considérations écologiques.

Même si les substances en question ne constituent qu'une partie minime des matériaux synthétisés par une algue, il n'est cependant pas impossible que ces substances puissent être biologiquement actives à de basses concentrations et qu'il y ait lieu d'admettre que les conséquences de leur action écologique pourraient être parfois très importantes.

Il semble bien qu'il ne soit pas toujours possible de détecter ces effets car, les substances secrétées par les algues vivantes servent en même temps de nourriture à d'autres organismes. Nous ne savons évidemment pas jusqu'à quel point les hydrates de carbone agissent en ce sens car de tels corps n'ont pas été réellement isolés et leur mode d'action n'a pas toujours fait l'objet de recherches poussées.

Les acides aminés. — La concentration de l'azote et de ses variations dans ce qu'elles ont de plus compliqué, dans les eaux naturelles, a fait l'objet d'un très grand nombre d'études. Le rôle des composés minéraux étant bien connu, celui des dérivés organiques, au contraire, est demeuré, malgré les efforts, loin d'être complètement éclairci.

Depuis longtemps on connaît, dans les eaux lacustres, la présence d'acides aminés libres et combinés. Ces composés azotés organiques, consommés en grandes quantités, dans le métabolisme de l'ensemble des organismes, ont été réexaminés à maintes reprises. Récemment encore, J. SCHURMANN (1964) s'est occupé des variations saisonnières, dans le lac de Zurich, de quelques acides aminés bien définis.

Beaucoup plus importante que la recherche de l'azote total, est la détermination quantitative des variations saisonnières de dérivés azotés déterminés, lorsqu'on cherche à caractériser le métabolisme de la matière dans un milieu lacustre.

Il va de soi que la détermination quantitative de ces corps en présuppose la connaissance qualitative qui, en l'occurrence, n'est pas toujours très étendue.

Des indications dont on dispose actuellement, basées sur des cultures « *in vitro* », il résulte que certaines algues, surtout des CYANOPHYTA, excrètent des substances azotées extracellulaires appartenant surtout aux polypeptides. Il n'est pas possible de préciser déjà si des algues appartenant à d'autres groupes produisent des polypeptides analogues. Cette mise en liberté de matières organiques, dans le milieu ambiant, ne serait toutefois pas considérable.

Par leur propriété de former des complexes solubles avec des sels difficilement ou peu solubles, les polypeptides produits par les CYANO-

PHYTA pourraient avoir une incidence indirecte sur l'activation de la croissance d'autres organismes dulcicoles. Pour illustrer l'importance biologique de la formation de complexes semblables, on peut citer la plus grande célérité avec laquelle les phosphorylations « *in vitro* » s'effectuent en présence d'acides aminés et l'existence d'une corrélation entre cette propriété et celle d'accroître la solubilité de sels comme les phosphates de calcium et de magnésium. On a suggéré que ces substances produiraient des réactions semblables « *in vivo* ». La croissance des algues dans les eaux naturelles s'effectue, en effet, à des concentrations de certaines matières nutritives de loin inférieures à celles exigées « *in vitro* » pour la croissance de ces mêmes espèces au laboratoire. On a dès lors pensé à la présence, dans les eaux naturelles, de substances pouvant donner lieu à la formation de complexes. Il se pourrait que les polypeptides excrétés par les CYANOPHYTA soient particulièrement importants à ce point de vue.

Plusieurs auteurs ont pu montrer la mise en liberté de telles substances par les CYANOPHYTA : des peptides, des amides et des traces de dérivés aminés libres. Certaines espèces semblent même produire plusieurs polypeptides extracellulaires différents.

Du point de vue de l'écologie, cette excrétion de substances extracellulaires pourrait être regardée comme source importante d'azote; on manque malheureusement de recherches approfondies à ce sujet.

Malgré l'insuffisance de nos informations, les faits observés permettent de suggérer toutefois que la mise en liberté de peptides extracellulaires par les éléments du phytoplancton, peut avoir des répercussions considérables sur le métabolisme d'une cuvette lacustre.

En culture, de telles excrétions ont été démontrées cependant chez des algues appartenant à différents ordres. Il semble permis de présumer qu'une production analogue pourrait se produire chez d'autres types d'algues, chez des éléments du phytoplancton lacustre, mais on n'a pas encore fait d'observations multipliées en culture sur des espèces représentatives de ce dernier.

On sait que dans les régions tempérées, les eaux de cuvettes lacustres contiennent en solution des quantités relativement substantielles d'azote protéique soluble provenant de sources diverses : aussi bien de la décomposition microbienne de matières organiques, qu'en grande partie également des excrétions d'algues vivantes ou d'autres microorganismes.

On peut raisonnablement supposer que la majeure partie des peptides consisterait en des substances ne résistant pas à la décomposition. Le fait que des acides aminés libres, immédiatement assimilés par la plupart des microorganismes, ne représentent qu'une minime partie de l'azote total aminé, en fournit la preuve. Il ne faut pas s'attendre à la production, lors de la décomposition d'organismes, d'une proportion élevée de fragments de protéines difficiles à assimiler. Il y a néanmoins des indices d'une nature assez résistante chez les peptides excrétés par les algues.

Il y a donc tout lieu d'admettre qu'une partie substantielle des peptides en solution dans les eaux lacustres est originaire des algues vivantes.

Quelle que soit d'ailleurs son origine, l'azote peptidique possède dans une mesure plus ou moins grande, la propriété de former des complexes. Il n'y a pas, semble-t-il, de raisons de supposer que la formation de complexes, semblables à ceux qu'on peut observer en laboratoire, ne se produirait pas également dans la nature. Dans l'eau des lacs, les concentrations d'azote peptidique se trouvent considérablement en excès sur celles de substances comme les phosphates et les ions d'oligoéléments métalliques.

L'affinité des acides aminés divers pour un ion métallique déterminé peut varier considérablement et il est évident que des protéines données peuvent marquer des affinités spécifiques pour certains ions.

L'ensemble probable de peptides dans des eaux lacustres possède sans doute la propriété de pouvoir réagir avec un grand nombre de substances variées. Que ces substances soient capables de maintenir dans l'eau des concentrations de substances nutritives plus élevées comme le phosphore et le fer semble admissible, sans qu'on puisse dire avec certitude pourquoi ce phénomène a lieu ou non. Rappelons à ce sujet une publication assez récente de R. JOHNSTON (1964) concernant la chélation de traces de métaux dans l'eau de mer.

En plus de l'incidence sur la concentration, la formation de complexes peut augmenter ou diminuer la capacité assimilatrice d'éléments nutritifs par les cellules.

Certains chercheurs ont émis l'opinion que ces substances ne seraient pas utilisées par les algues comme substances nutritives réelles mais contribueraient simplement à la nutrition minérale.

Les acides aminés libres dissous (J. BREHM, 1967) apparaissent dans les eaux naturelles dans des proportions assez semblables : celles de la sérine et de la glycine sont élevées, elles sont moindres pour l'alanine, l'acide aspartique et la threonine et très basses pour l'acide glutamique, les leucines et les autres acides aminés.

On a suggéré l'autolyse des cellules comme origine de l'azote peptidique. A la mort de la cellule, la désorganisation du métabolisme se manifeste. Il en résulte une autodestruction partielle par des enzymes hydrolysantes mises en liberté en grandes quantités par les cellules traumatisées. Cette autolyse peut gagner en importance dans les eaux au moment de la dégradation massive d'une population planctonique.

On a aussi observé que les dérivés azotés organiques ne tendent pas vers une concentration appréciable comme c'est le cas pour les dérivés minéraux tels NH_3 et NO_3 . Les acides aminés en particulier sont rapidement réduits à une concentration minimum par les organismes du plancton à mesure de leur accroissement par des processus de dégradation ou par l'excrétion d'autres organismes. Il existe, en outre, un échange continu entre les acides aminés dissous dans le milieu ambiant et les cellules des organismes planctoniques.

Dans le cycle de l'azote, le rôle déterminant des acides aminés dissous est prouvé par leur présence continue dans le milieu naturel mais dans lequel ils ne dépassent jamais l'état de traces. L'origine et le destin de

ces acides semblent cependant être extrêmement variables et un nombre considérable de problèmes reste à résoudre.

D'après certaines recherches, il semble certain néanmoins que les organismes du plancton les utilisent d'une manière intensive.

Les enzymes. — Les travaux au sujet des enzymes libres et leur signification possible dans la circulation de la matière dans les eaux naturelles ne sont guère nombreux et ne constituent, en général, que des notes occasionnelles (J. OVERBECK et H. DIETER BABENZIEN, 1964). Un travail systématique sur des groupes d'enzymes déterminées n'a pas encore été élaboré. J. OVERBECK et H. DIETER BABENZIEN qui s'occupaient déjà de phosphates chez les algues, ont élargi le cadre de leurs recherches et ont abordé également le comportement de l'amylase et de la saccharase, terrain vierge, aucune étude n'étant connue à ce sujet, en hydrobiologie.

Le catabolisme plus lent, au cours de l'hiver, de la partie protéique des enzymes est probablement la cause des valeurs élevées enregistrées. Il est possible que les enzymes libérées par les phytoplanctons morts en décembre et janvier offrent une résistance plus longue par suite d'un degré de dégradabilité inférieur à celui montré en saison estivale.

Les auteurs ont remarqué qu'une activité enzymatique élevée de l'amylase et de la saccharase concordait avec une venue accrue de bactéries en chaînettes. Comme celles-ci se produisent principalement en présence de matières nutritives abondantes, on s'est demandé si les enzymes libérées ne constitueraient pas une source alimentaire facilement accessible aux bactéries.

Il semble donc que certaines enzymes fassent partie intégrante de l'ensemble des matières organiques constamment en dissolution dans l'eau. Produites par le phytoplancton, libérées lors de la désintégration, elles subissent probablement elles-mêmes, une dégradation par voie bactérienne.

Les travaux de J. OVERBECK et ses collaborateurs ne constituent jusqu'à présent qu'un premier pas dans le domaine à peine exploré de l'hydro-enzymologie et les résultats obtenus ne permettent pas encore de prévoir le rôle des enzymes dans l'économie des eaux.

Des recherches prolongées ont permis de montrer la liaison étroite entre la quantité d'activité enzymatique et la quantité de phytoplancton : de nombreux planctons répondant à une activité enzymatique accrue. Ainsi peut-on enregistrer une activité intensifiée et il est probable que les enzymes libérées lors de la désintégration du phytoplancton demeurent plus longtemps en solution, la dégradation des protéines étant freinée en hiver.

A cet endroit de notre exposé, nous devons examiner rapidement quelques propriétés fondamentales des enzymes susceptibles d'exercer une incidence sur l'écologie du phytoplancton.

On sait (L. HIRTH et J. STOLKOWSKI, 1955), que l'activité des enzymes est régie soit par des activateurs, soit par des inhibiteurs ou antifermens.

On connaît les activateurs directs, dont les coenzymes sont des exemples de même que les métaux qui sont des activateurs à l'état d'ions.

Les coactivateurs, souvent des acides aminés, exaltent l'action des métaux. Les activateurs indirects rendent à l'enzyme son activité en faisant cesser l'état d'inhibition du ferment, parce qu'il se combine à l'inhibiteur.

Chaque enzyme a de nombreux inhibiteurs, de nature chimique très variée et dont certains possèdent une action spécifique sur une enzyme déterminée. Les produits mêmes de la réaction peuvent inhiber l'enzyme. Les enzymes protéolytiques détruisant les protéines enzymatiques sont aussi des inhibiteurs.

Il existe des inhibiteurs absolus ralentissant la vitesse de réaction et des inhibiteurs compétitifs qui gênent indirectement l'activité enzymatique parce qu'ils se combinent au ferment, créant ainsi entre eux-mêmes et le substrat une véritable compétition. Leur action est réversible, celle des inhibiteurs non compétitifs ne l'est pas. Le mécanisme essentiel des inhibitions et des activations relève en apparence de la formation de complexes.

Dans les cas extrêmes (V. J. KONINGSBERGER, 1942) des enzymes déterminées sont élaborées dans le milieu ambiant par des cellules intactes. Il semble qu'il s'agit toujours d'hydrolase.

Nous nous sommes étendu assez longuement sur la question des enzymes parce que nous nous demandons s'il n'existe pas une relation entre l'action de ces corps et les phénomènes décrits par les auteurs sous le nom d'antagonisme et de substances inhibitrices chez les algues.

Substances inhibitrices. — Ceci nous rappelle les travaux de M. LEFÈVRE, M. NISBET et E. JAKOB (1949).

Une espèce d'algue ne semble pas sécréter une seule substance, mais plusieurs substances actives vis-à-vis d'autres espèces et ce sont les proportions relatives des substances actives dans un filtrat qui déterminent globalement ses propriétés.

Le complexe des substances actives secrétées par une algue peut être algostatique pour certaines espèces ou, au contraire, algodynamique pour d'autres espèces.

L'action des substances actives sur les algues semble être soit de bloquer totalement ou partiellement leur multiplication, soit de bloquer leur nutrition, soit d'agir simultanément sur ces deux fonctions à la fois.

La puissance de l'action d'un algostatique sur une espèce d'algue peut varier avec l'âge de la culture d'algue expérimentée et l'importance de l'inoculat.

De tout ce qui précède il résulte que certaines algues sont compatibles entre elles et d'autres incompatibles. Les auteurs concluent : la connaissance du déterminisme des compatibilités et antagonismes facilitera probablement l'interprétation de certains problèmes hydrobiologiques.

On a insisté d'autre part sur l'importance de certaines de ces substances organiques dissoutes, dans la détermination des caractéristiques

quantitatives de communautés aquatiques. Dans ce domaine, les substances extracellulaires des algues pourraient être importantes. On a tenté d'expliquer la périodicité du phytoplancton, par exemple, en termes de substances de croissance ou d'antibiotiques qui, excrétées par une espèce dominante, conditionnent l'eau de manière à favoriser une autre espèce qui arrive ainsi à succéder à la première.

Comme nous l'avons vu, il existe une foule de détails indiquant que les algues libèrent de telles substances de croissance ou d'inhibition. Cependant, comme des renseignements précis sur leur existence dans la nature sont rares, leur importance en écologie reste-t-elle à être établie.

Il semble aussi possible que des modifications dans la composition ionique du milieu soit le résultat biologique très important du rôle des métabolites extracellulaires.

En résumé, une des difficultés majeures dans l'étude des influences de l'eau d'étangs, de lacs, de mares ou même d'océans, sur la croissance du phytoplancton est que précisément ces eaux tiennent en solution en outre des matières nutritives minérales, des substances organiques dérivées non seulement du phytoplancton mais également du sol, d'animaux et d'autres plantes.

Les auteurs sont généralement d'accord pour admettre que les substances secrétées par les éléments du phytoplancton peuvent exercer une des influences suivantes sur la croissance de l'une ou de l'autre des espèces appartenant aux ordres et familles composant le phytoplancton (T. R. RICE, 1954) :

1. — elles peuvent être nécessaires à la croissance,
2. — elles stimulent la croissance,
3. — elles inhibent la croissance.

Si ces suppositions s'avèrent exactes, il y aura tout lieu d'admettre que les fluctuations saisonnières de la quantité globale du phytoplancton, ou des quantités de chaque espèce en particulier aussi bien que la succession déterminée des espèces, dépendent en partie du phytoplancton lui-même.

10. — Le calcium

Décalcification biologique

Nous avons tenu à effectuer l'examen de la question du calcium après l'étude de tous les autres facteurs, étant donné que nous devons disposer de ces derniers avant de pouvoir aborder l'analyse de ce phénomène particulièrement complexe.

L'ion Ca^{++} est extrêmement important par le rôle qu'il est appelé à jouer dans l'équilibre $\text{CaCO}_3 - \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 - \text{H}_2\text{CO}_3$ au sein d'une eau naturelle. Ce n'est pas la place ici pour reprendre toutes les bases théoriques de l'équilibre calcium-acide carbonique. Cette question d'une

importance considérable en limnologie, sera traitée plus en détail dans une prochaine publication.

Dans la partie de notre travail consacrée à l'alcalinité ou réserve alcaline, nous avons déjà préparé nos recherches sur le comportement du Ca^{++} en dosant la réserve sur échantillons filtrés et non filtrés. Cette méthode réalisée par voie potentiométrique a donné des différences, comme nous le supposions (Tableau 9).

En possession de ces chiffres, nous avons fait appel à la table de R. CZENSNY (1943) qui permet de trouver aisément le pH théorique au moyen de l'alcalinité. Ce pH théorique est ensuite comparé au pH réel mesuré et, au moyen de la différence positive ou négative entre ces deux valeurs, on peut observer que

lorsque le pH calculé = au pH mesuré, il y a équilibre,

lorsque le pH calculé > le pH mesuré, il y a redissolution de CaCO_3 ,

lorsque le pH calculé < le pH mesuré, il y a précipitation de CaCO_3 .

Les résultats obtenus ont été groupés dans les tableaux 29, 30 et 31, ils sont représentés dans les figures 14, 15 et 16, dans lesquelles les hachures verticales indiquent une période de précipitation de CaCO_3 et les hachures horizontales, au contraire, une période de dissolution.

Nous avons exécuté le dosage du Ca^{++} également sur eau filtrée et non filtrée, en appliquant la méthode de D. GOLDSTEIN (1959), comme il est indiqué au début de ce travail, par complexométrie en présence de glyoxal bis-(2-hydroxy)-anil comme indicateur.

Dans cette série de dosages, nous avons également observé des différences entre les échantillons bruts et filtrés, la concentration étant généralement plus forte en ce qui concerne les premiers.

Nous sommes convaincu que le phénomène de la décalcification s'est réellement manifesté dans les deux étangs. Essayons à présent de suivre, le mieux possible, le mécanisme de ces réactions dans les deux biotopes étudiés.

Etang A. — Nous avons réuni dans le tableau 30, toutes nos observations au sujet du pH réel et calculé, de la réserve alcaline sur eau brute et eau filtrée en même temps que les résultats de la réserve alcaline exprimée en CaCO_3 en mg par litre, le CO_2 libre, l'ion Ca^{++} en mg par litre sur eau filtrée et sur eau brute. Nous avons muni ces données de signes < et >, de ↓ et de ↑, d'après la prédominance d'une valeur de pH sur une autre et de la précipitation ou de la redissolution probable du CaCO_3 .

Comme on peut le constater par les chiffres de la dernière colonne, la quantité de CaCO_3 précipitée est minime et atteint à peine 2,0 mg au litre. Le résultat est néanmoins positif et permet d'admettre le phénomène réel d'une décalcification, si minime soit-elle. Il suffit d'ailleurs d'examiner les résultats de la détermination du Ca^{++} pour remarquer que dans la

TABLEAU 29

Calcium en mg par litre

Dates	Eau brute	Eau filtrée	Différ.	Dates	Eau brute	Eau filtrée	Différ.
Etang A							
13.XI	64,0	62,0	2,0	30.IV	66,8	65,2	1,6
20	63,2	62,8	0,4	7.V	68,4	65,6	2,8
27	58,8	57,6	1,2	14	71,6	69,2	2,4
4.XII	65,2	62,4	2,8	21	66,8	65,6	1,2
11	63,2	58,0	5,2	28	74,8	73,6	1,2
18	54,4	52,8	1,6	4.VI	53,2	52,4	0,8
30	52,4	52,4	0,0	11	58,0	58,0	0,0
8.I	58,0	56,0	2,0	18	67,6	67,6	0,0
15	49,2	49,2	0,0	25	71,6	68,8	2,8
22	55,2	54,4	0,8	2.VII	72,4	69,2	3,2
29	54,4	53,2	1,2	9	68,4	61,6	6,8
5.II	65,6	64,4	0,12	16	57,6	53,6	4,0
12	60,4	60,4	0,0	23	60,0	58,4	1,6
19	54,0	50,4	3,6	30	64,8	56,8	8,0
26	21,2	20,0	1,2	6.VIII	65,2	65,2	0,0
6.III	52,4	50,0	2,4	13	60,8	57,2	3,6
12	50,8	48,4	2,4	20	56,8	53,6	3,2
19	66,4	62,8	3,6	27	60,4	55,2	5,2
26	64,8	59,6	5,2	3.IX	62,0	58,0	4,0
2.IV	60,4	57,2	3,2	10	62,0	56,4	5,6
9	66,0	66,0	0,0	17	61,6	56,8	4,8
16	72,4	67,6	4,8	24	66,4	65,2	1,2
23	66,8	66,8	0,0				
Etang B							
19.II	59,2	44,4	14,8	11.VI	54,0	50,0	4,0
26	63,2	62,0	1,2	18	57,6	57,2	0,4
6.III	54,8	47,2	7,6	25	50,8	48,4	2,4
12	58,0	58,0	0,0	2.VII	67,6	63,6	4,0
19	52,8	46,8	6,0	9	63,2	63,2	0,0
26	58,4	57,6	0,8	16	63,6	57,2	6,4
2.IV	55,2	52,8	2,4	23	55,2	48,8	6,4
9	64,4	64,4	0,0	30	54,0	50,0	4,0
16	65,6	65,2	0,4	6.VIII	54,0	44,4	9,6
23	55,6	50,0	5,6	13	53,6	52,4	1,2
30	67,2	60,4	6,8	20	54,8	46,0	8,8
7.V	46,4	44,8	1,6	27	55,2	48,4	6,8
14	54,0	49,2	4,8	3.IX	57,2	49,6	7,6
21	51,6	48,8	2,8	10	55,2	52,8	2,4
28	49,2	49,2	0,0	17	57,2	47,2	10,0
4.VI	54,4	49,6	4,8	24	58,8	49,2	9,6

TABLEAU 30
Etang A
Alcalinité, acide carbonique, pH et calcium

Dates	pH		Alcalinité		Alcalinité en CaCO ₃ mg/l	CO ₂ mg/l	Calcium	
	réel	calculé	Eau brute még.	Eau filtrée még.			Eau brute mg/l	Eau filtrée mg/l
AUTOMNE								
13.XI.68	8,05	7,95 > ↓	2,15 ↓	2,11	107,59	1,90	64,0	62,0
20	8,10	7,96 > ↓	2,12	2,14	106,09	1,75	63,2	62,8
27	7,88	7,95 < ↑	2,13	—	106,59	2,75	58,8	57,6
4.XII	7,93	7,93 =	2,27	—	113,60	2,75	65,2	62,4
11	8,02	7,92 > ↓	2,28	2,30	114,10	2,25	63,2	58,0
18	7,93	8,05 < ↑	1,74	1,67	87,07	2,10	54,4	52,8
HIVER								
30	8,00	8,06 < ↑	1,72	1,655	86,07	1,75	52,4	52,4
8.I.69	7,80	8,05 < ↑	1,755	1,745	87,82	2,75	58,0	56,0
15	8,00	7,95 < ↓	2,145 ↓	2,080	107,09	2,00	49,2	49,2
22	7,95	7,93 < ↓	2,23 ↓	2,215	111,59	2,75	55,2	54,4
29	7,92	7,93 < ↓	2,24 =	2,24	112,09	2,75	54,4	53,2
5.II	7,95	7,93 < ↓	2,26 ↓	2,25	113,10	2,75	65,6	64,4
12	8,20	7,96 < ↓	2,085 ↓	2,05	104,34	1,40	60,4	60,4
19	8,00	7,92 < ↓	2,28 ↓	2,29	114,10	2,10	54,0	50,4
26	7,5	8,24 < ↑	0,55	0,63	27,52	1,75	21,2	20,0
6.III	8,12	7,90 < ↓	2,35 ↓	2,30	117,60	1,75	52,4	50,0
12	8,08	7,93 < ↓	2,26 ↓	2,225	113,10	2,10	50,8	48,4
19	7,80	7,97 < ↑	2,06	2,025	103,09	3,25	66,4	62,8

TABLEAU 30 (suite et fin)

Dates	pH		Alcalinité		Alcalinité en CaCO ₃ mg/l	CO ₂ mg/l	Calcium		
	réel	calculé	Eau brute még.	eau filtrée még.			eau brute mg/l	eau filtrée mg/l	
PRINTEMPS									
26	8,08	7,93	> ↓	2,24 ↓	2,15	112,09	2,10	64,8	59,6
2.IV	7,98	7,93	> ↓	2,25 ↓	2,205	112,60	2,75	60,4	57,2
9	8,10	7,93	> ↓	2,25 ↓	2,165	112,60	1,75	66,0	66,0
16	8,15	7,93	> ↓	2,25 ↓	2,24	112,60	1,75	72,4	67,6
23	8,08	7,93	> ↓	2,23 ↓	2,175	111,59	2,10	66,8	66,8
30	7,98	7,93	> ↓	2,25 ↓	2,226	112,60	2,75	66,8	65,2
7.V	8,00	7,88	> ↓	2,388 ↓	2,258	119,50	2,30	68,4	65,6
14	7,80	7,93	> ↑	2,268 ↓	2,172	113,50	3,5	71,6	69,2
21	8,02	7,90	> ↓	2,354 ↓	2,344	117,80	2,3	66,8	65,6
28	8,18	7,90	> ↓	2,35 ↓	2,275	117,60	1,5	74,8	73,6
4.VI	8,00	7,90	> ↓	2,35 ↓	2,34	117,60	2,3	53,2	52,4
11	8,20	7,93	> ↓	2,27 ↓	2,26	113,60	1,5	58,0	58,0
18	8,11	7,92	> ↓	2,28 ↓	2,255	114,10	1,75	67,6	67,6
ETE									
25	8,10	8,03	> ↓	1,97 ↓	1,95	98,58	1,6	71,8	68,8
2.VII	8,43	7,95	> ↓	2,155 ↓	2,225	107,84	0,0	72,4	69,2
9	7,80	8,03	> ↑	1,95 ↓	1,925	97,58	3,0	68,4	61,6
16	8,13	7,97	> ↓	2,035 ↓	2,020	108,84	1,6	57,6	53,6
23	8,40	8,03	> ↓	1,96 ↓	1,96	98,08	0,0	60,0	58,4
30	8,29	7,96	> ↓	2,115 ↓	2,080	105,84	0,0	64,8	56,8
6.VIII	7,70	7,94	> ↑	2,18 =	2,18	109,09	4,25	65,2	65,2
13	8,10	7,95	> ↓	2,13 ↓	2,09	106,59	1,6	60,87	57,2
20	8,03	7,96	> ↓	2,08 ↓	2,05	104,09	2,0	56,8	53,6
27	8,10	7,97	> ↓	2,06 ↓	2,045	103,09	1,6	60,4	55,2
3.IX	7,88	7,97	> ↑	2,07 ↓	2,05	103,59	3,25	62,0	58,0
10	8,42	7,96	> ↓	2,085 ↓	2,05	104,34	0,0	62,0	56,4
17	8,20	7,95	> ↓	2,175 ↓	2,15	108,84	1,3	61,6	56,8
24	7,91	7,93	> ↑	2,235 ↓	2,155	111,84	2,9	66,4	65,2

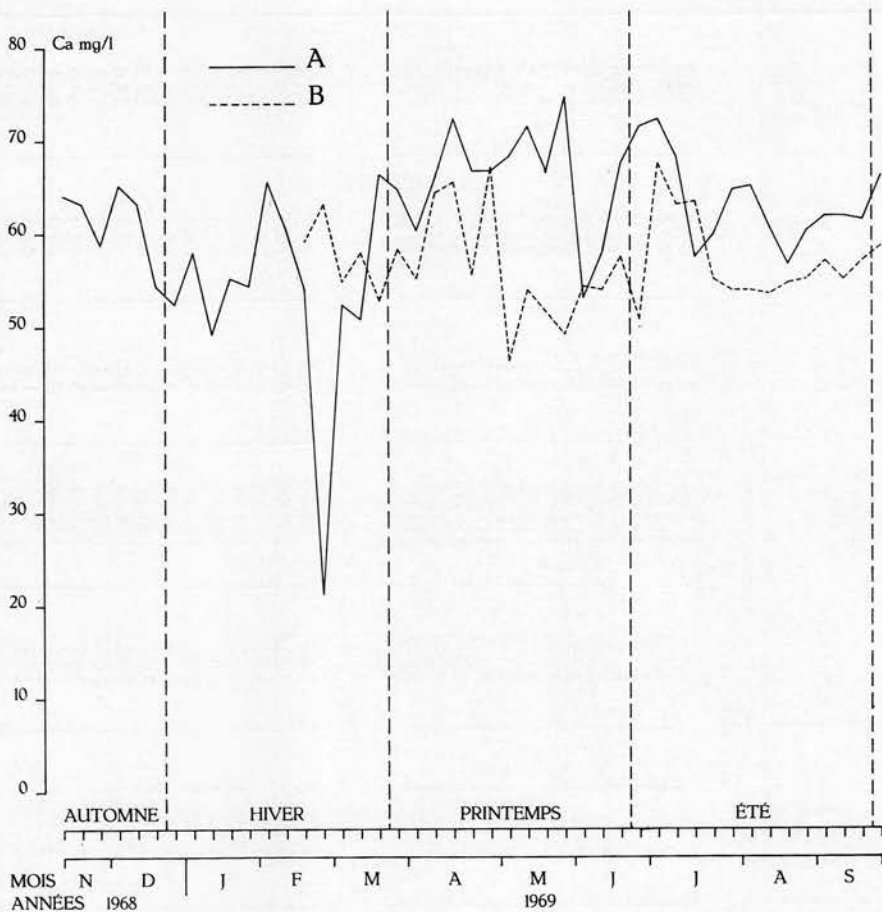


Fig. 14. — Variations de l'ion calcium dans l'eau des deux étangs A et B

plupart des cas, le calcium se trouvait en concentration un peu plus élevée en eau brute qu'en eau filtrée.

En réalité, la précipitation de CaCO_3 devrait correspondre aux moments où la chlorophylle passe par des maxima. Parmi les données à notre disposition, (Tableau 30), nous relevons les cas suivants, les mieux exprimés (Tableau 31 et figure 15).

Nous devons attirer l'attention ici sur la discordance apparente entre les résultats obtenus pour la réserve alcaline et la concentration en Ca. L'ion Ca^{++} est en effet lié à d'autres acides encore en dehors de l'acide carbonique, comme nous l'avons montré dans la partie du travail consacrée à la géochimie.

Cependant, une précipitation de CaCO_3 ne correspond pas nécessairement à toute concentration élevée en chlorophylle. Ainsi, aux deux dates suivantes, nous n'avons pu montrer une différence dans les concentrations en Ca, malgré la présence de quantités élevées de chlorophylle.

	15-I-1969	23-IV-1969
Chlorophylle (mg/m^3)	18	12
CO_2 ($\text{mg}/1$)	2,0	2,1
Calcium ($\text{mg}/1$) :		
a) eau brute	49,2	66,8
b) eau filtrée	49,2	66,8

On pourrait toutefois supposer qu'à ces deux dates, la précipitation touchait à sa fin et que pour cette raison on n'a pas noté de différence dans les concentrations en Ca. On remarque aussi que dans les cas mentionnés dans le tableau, la concentration de l'acide carbonique libre était basse et variait entre 0,0 et 3,0 mg par litre (Tableau 31).

TABLEAU 31

Exemples typiques de décalcification dans l'étang A

Dates	CO_2 $\text{mg}/1$	Chlo- ro- phyllé mg/m^3	Alcalinité CO_3 méq.		Calcium				Différence	
			Eau brute	Eau filtrée	Eau brute		Eau filtrée		méq.	CaCO_3
					mg	méq.	mg	méq.		
Hiver :										
6.III	1,75	15	2,350	2,300	52,3	2,619	50,0	2,495	0,124	0,6
Printemps :										
16.IV	1,75	13	2,250	2,240	72,4	3,612	67,6	3,373	0,239	1,2
28.V	1,50	11	2,350	2,275	74,8	3,732	73,6	3,672	0,060	0,3
Été :										
25.VI	1,60	15	1,870	1,950	71,8	3,582	68,8	3,433	0,149	0,75
9.VII	3,0	11	1,950	1,925	68,4	3,413	61,6	3,073	0,340	1,7
30.VII	0,0	17	2,115	2,080	64,8	3,233	56,8	2,834	0,399	2,0
13.VIII	1,6	17	2,130	2,090	60,8	3,033	57,2	2,854	0,179	0,89
27.VIII	1,6	16	2,060	2,045	60,4	3,013	55,2	2,754	0,259	1,3
10.IX	0,0	22	2,085	2,050	62,0	3,093	56,4	2,814	0,279	1,4

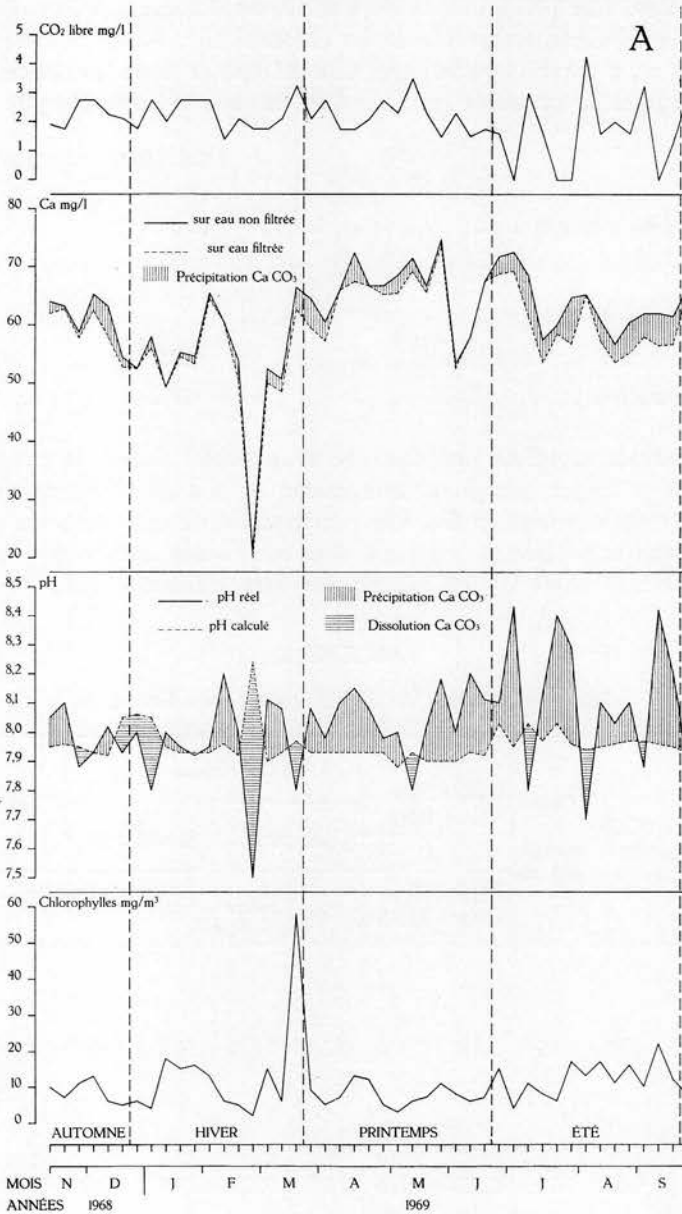


Fig. 15. — Le phénomène de la décalcification biologique dans l'eau de l'étang A

Les variations en réalité très minimes de ces différents facteurs que nous avons pu examiner, montrent clairement qu'il s'agit ici de ces cas limites où les plus petites variations entraînent immédiatement le renversement du sens de la réaction.

TABLEAU 32

Périodes de redissolution probable de carbonate de calcium dans l'étang A

Dates	CO ₂ mg/l	Chloro- phyllé mg/m ³	pH		Calcium				Différence	
					Eau brute		Eau filtrée			
			réel	calculé	mg	még.	mg	még.	még.	CaCO ₃
Automne :										
27.XI.68	2,75	11	7,88	7,95	58,8	2,934	57,6	2,874	0,06	0,3
18.XII	2,10	5	7,93	8,05	54,4	2,714	52,8	2,634	0,10	0,4
Hiver :										
30.XII	1,75	6	8,00	8,06	52,4	2,614	52,4	2,614	0,0	0,0
8.I.69	2,75	4	7,80	8,05	58,0	2,894	56,0	2,794	0,1	0,5
29.I	2,75	16	7,92	7,93	54,4	2,714	53,2	2,654	0,06	0,3
26.II	1,75	2	7,5	8,24	21,2	1,057	20,0	0,998	0,059	0,3
19.III	3,25	58	7,8	7,97	66,4	3,313	62,8	3,134	0,179	0,9
Printemps :										
14.V	3,5	6	7,8	7,93	71,6	3,572	69,2	3,453	0,119	0,6
Eté :										
9.VII	3,0	11	7,8	8,03	68,4	3,413	61,6	3,073	0,240	1,7
6.VIII	4,25	13	7,7	7,94	65,2	3,253	65,2	3,253	0,0	0,0
3.IX	3,25	10	7,88	7,97	62,0	3,093	58,0	2,894	0,199	1,0
24.IX	2,90	8	7,91	7,93	66,4	3,313	65,2	3,253	0,06	0,3

TABLEAU 33

Alcalinité, acide carbonique, pH et calcium dans l'étang B.

Dates	pH		Alcalinité		Alcalinité en CaCO ₃	CO ₂ mg/l	Calcium	
	réel	calculé	Eau brute	Eau filtrée			Eau brute	Eau filtrée
HIVER								
12.II.69	7,88	8,12 < ↑	1,435 ↓	1,410	71,81	2,1	—	—
19	7,9	7,97 < ↑	2,075 =	2,075	103,84	2,5	59,2	44,4
26	8,12	7,97 > ↓	2,060 ↓	2,010	103,09	1,6	63,2	62,0
6.III	7,9	7,95 < ↑	2,175 ↓	2,140	108,84	2,6	54,8	47,2
12	8,0	7,96 > ↓	2,115 ↓	2,100	105,84	2,0	58,0	58,0
19	7,98	7,95 > ↓	2,165 ↓	2,155	108,34	2,6	52,8	46,8
PRINTEMPS								
26	7,95	7,98 < ↑	2,020 ↓	1,995	101,09	2,5	58,4	57,6
2.IV	7,90	8,00 < ↑	1,950 ↓	1,953	97,85	2,4	55,2	52,8
9	8,83	8,00 > ↓	1,970 ↓	1,950	98,58	0,0	64,4	64,4
16	8,1	8,00 > ↓	1,960 ↓	1,945	98,08	1,6	65,6	65,2
23	7,88	8,00 < ↑	1,945 ↓	1,920	97,33	3,0	55,6	50,0
30	8,18	8,00 > ↓	1,970 ↓	1,934	98,58	1,4	67,2	60,4
7.V	8,65	7,97 > ↓	2,044 ↓	1,964	102,29	0,0	46,4	44,8
14	8,1	7,97 > ↓	2,040 ↓	1,975	102,09	1,6	54,0	49,2
21	7,88	7,97 < ↑	2,030 ↓	1,930	101,59	3,1	51,6	48,8
28	7,9	8,0 < ↑	1,975 ↓	1,950	98,83	2,4	49,2	49,2
4.VI	8,22	8,00 > ↓	1,955 ↓	1,950	97,83	1,3	54,4	49,6
11	8,24	8,01 > ↓	1,935 ↓	1,895	96,83	1,3	54,0	50,0
18	8,15	8,00 > ↓	1,955 ↑	1,960	97,83	1,6	57,6	57,2

TABLEAU 33 (suite et fin)

Dates	pH		Alcalinité		Alcalinité enCaCO ₃	CO ₂ mg/l	Calcium		
	réel	calculé	Eau brute	Eau filtrée			Eau brute	Eau filtrée	
ETE									
25	8,1	7,92	> ↓	2,285 ↓	2,240	114,35	1,75	50,8	48,4
2.VII	8,1	8,00	> ↓	1,940 =	1,940	97,08	1,5	67,6	63,6
9	7,68	8,00	< ↑	1,950 ↓	1,930	97,58	4,75	63,2	63,2
16	8,89	8,10	< ↓	1,460 =	1,460	73,06	0,0	63,6	57,2
23	9,58	8,17	< ↓	0,950 ↓	0,860	47,54	0,0	55,2	48,8
30	9,82	8,17	< ↓	0,960 ↓	0,900	48,04	0,0	54,0	50,0
6.VIII	7,30	8,15	< ↑	1,115 ↓	1,060	55,79	5,5	54,0	44,4
13	7,25	8,13	< ↑	1,255 ↓	1,230	62,80	7,25	53,6	52,4
20	8,20	8,12	< ↓	1,300 ↓	1,270	65,05	0,0	54,8	46,0
27	7,90	8,09	< ↑	1,520 ↓	1,500	76,06	1,8	55,2	48,4
3.IX	7,77	8,08	< ↑	1,545 ↓	1,525	77,31	3,0	57,2	49,6
10	9,05	8,09	< ↓	1,520 ↓	1,470	76,06	0,0	55,2	52,8
17	9,00	8,08	< ↓	1,540 ↓	1,510	77,06	0,0	57,2	37,2
24	7,90	8,08	< ↑	1,535 =	1,535	76,81	1,9	58,8	49,2

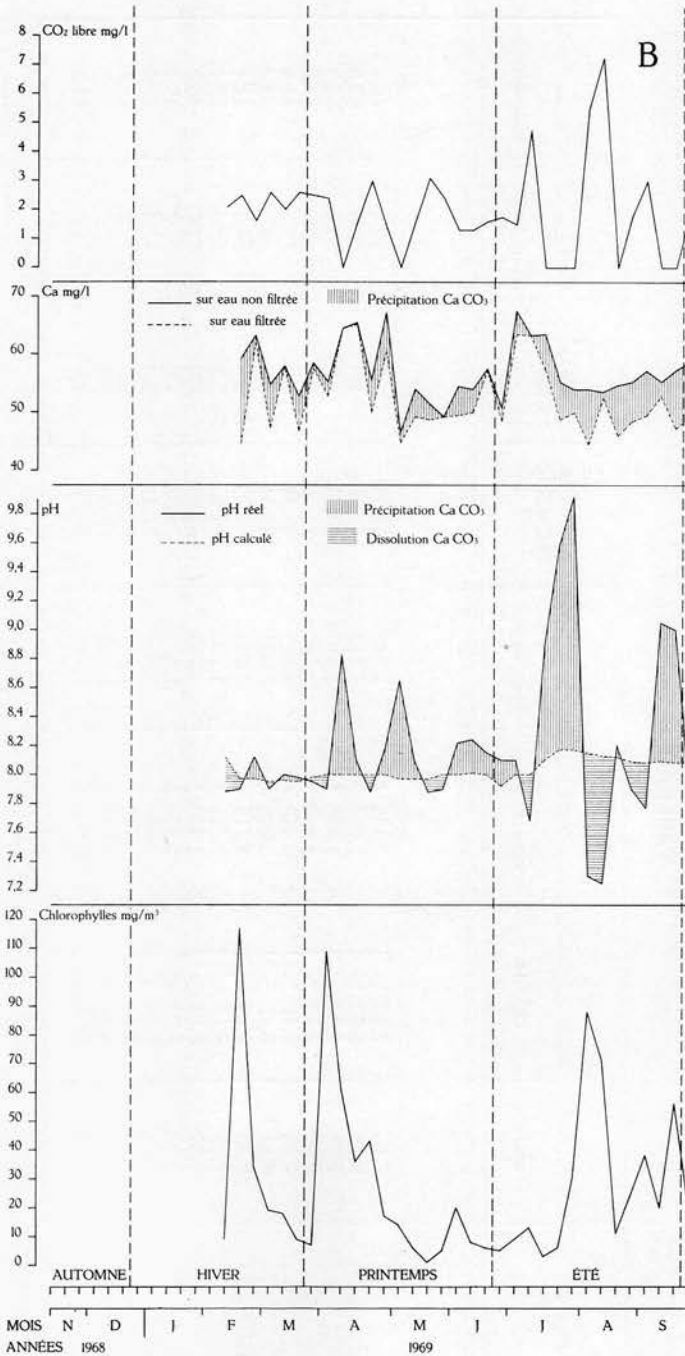


Fig. 16. — Le phénomène de la décalcification biologique dans l'eau de l'étang B

A signaler aussi que parmi les neuf cas les plus typiques cités plus haut, six se sont produits en été, deux au printemps et un seulement en hiver.

La démonstration rigoureuse, dans le cas d'une eau légèrement alcaline, de la redissolution du carbonate de calcium n'est pas toujours aisée. Elle dépend évidemment de la présence d'acide carbonique libre en quantité suffisante.

Celui-ci est absorbé souvent à mesure de sa formation, par les organismes à chlorophylle, surtout à la lumière.

N'ayant pas eu la possibilité d'exécuter des prélèvements et des mesures sur le terrain durant la nuit, nous ignorons les phénomènes qui ont pu se passer à ce moment. Nous pouvons néanmoins supposer que l'accumulation d'acide carbonique libre est favorisée au cours de la nuit.

Tous les prélèvements dont il est question ici dans cette étude, ont été effectués en début d'après-midi.

Dans le tableau 32, nous avons groupé les cas les plus typiques de redissolution probable de CaCO_3 .

On remarque que dans ces cas typiques, la concentration en acide carbonique libre, tout en restant minime (Tableau 33), était cependant notablement supérieure à celles existant à l'époque de la décalcification (Tableau 32) et atteignait même 4,25 mg par litre.

Dans tous ces cas, la concentration de l'acide carbonique libre variait entre 1,75 et 4,25 mg par litre, les quantités de CaCO_3 remises en solution étaient de l'ordre de 0,0 à 1,7 mg par litre.

Étang B. — En ce qui concerne la décalcification dans l'étang B; nous avons tiré du tableau 33 les cas les plus typiques groupés dans le tableau 34.

Dans la plupart des cas mentionnés, la concentration du Ca^{++} dosé en eau brute est plus élevée qu'en eau filtrée. La réserve alcaline accuse d'ailleurs le même phénomène.

Nous avons tiré du tableau 33, les cas les plus typiques groupés dans le tableau 34. L'acide carbonique libre varie entre 0,0 et 1,9 mg par litre et est souvent réduit à zéro, dans six cas sur dix et le plus souvent en été, avec, comme conséquence immédiate que la décalcification a surtout lieu au cours des mois estivaux et peut atteindre 2,49 mg par litre de CaCO_3 à une concentration en chlorophylle d'ailleurs élevée : 56 mg par m^3 .

La redissolution en février atteint tout de même 3,7 mg CaCO_3 par litre, alors que la chlorophylle accuse 117 mg par m^3 .

Les périodes de dissolution probable correspondent, en général, à des pointes dans la concentration du CO_2 libre; elles sont minimales, la plupart du temps, sauf en août et en septembre (Tableau 35).

Malgré la faiblesse de nos arguments, les quantités minimales dont il s'agit, les oppositions existant parfois entre la table de CZENSNY et la

TABLEAU 34

Exemples typiques de décalcification dans l'étang B

Dates	CO ₂ mg/l	Chloro- phyllé mg/m ₃	Alcalinité CO ₃ méq.		Calcium				Différence	
			Eau brute	Eau filtrée	Eau brute		Eau filtrée		méq.	CaCO ₃ mg
					mg	méq.	mg	méq.		
Hiver : 26.II.69	1,6	14	2,060	2,010	63,2	3,145	62,0	3,094	0,060	0,3
Printemps : 9.IV	1,9	62	1,970	1,950	64,4	3,213	64,4	3,213	0,0	0,0
7.V	0,0	14	2,044	1,964	46,4	2,315	44,8	2,235	0,08	0,4
4.VI	1,3	20	1,955	1,950	54,4	2,714	49,6	2,472	0,242	1,2
11.VI	1,3	8	1,935	1,895	54,0	2,694	50,0	2,495	0,199	0,99
Eté : 25.VI	1,75	5	2,285	2,240	50,8	2,535	48,4	2,415	0,120	0,60
2.VII	1,50	9	1,940	1,940	67,6	3,373	63,6	3,174	0,199	0,99
16.VII	0,0	3	1,460	1,460	63,6	3,174	57,2	2,854	0,320	1,6
23.VII	0,0	6	0,950	0,860	55,2	2,754	48,8	2,435	0,319	1,6
30.VII	0,0	30	0,960	0,900	54,0	2,694	50,0	2,495	0,199	0,99
10.IX	0,0	20	1,520	1,470	55,2	2,754	52,8	2,635	0,199	0,6
17.IX	0,0	56	1,540	1,510	57,2	2,854	47,2	2,355	0,499	2,49

TABLEAU 35

Périodes de redissolution probable de carbonate de calcium dans l'étang B

Dates	CO ₂ mg/l	Chloro- phyllé mg/m ₃	pH		Calcium				Différence	
			réel	calculé	Eau brute		Eau filtrée		méq.	CaCO ₃
					mg	méq.	mg	méq.		
Hiver : 12.II.69	2,1	9	7,88	8,12	—	—	—	—	—	—
19.II	2,5	117	7,9	7,97	59,2	2,954	44,4	2,215	0,739	3,7
Printemps : 2.IV	2,4	109	7,9	8,0	55,2	2,754	52,8	2,635	0,119	0,6
23.IV	3,0	43	7,88	8,0	55,6	2,774	50,0	2,495	0,279	1,4
21.V	3,1	1	7,88	7,97	51,6	2,575	48,8	2,435	0,14	0,7
28.V	2,4	4	7,9	8,0	49,2	2,455	49,2	2,455	0,0	0,0
Eté : 9.VII	4,75	13	7,68	8,0	63,2	3,154	63,2	3,154	0,0	0,0
6.VIII	5,5	88	7,30	8,15	54,0	2,695	44,4	2,215	0,48	2,4
13.VIII	8,25	71	7,25	8,13	53,6	2,672	52,4	2,615	0,057	0,28
27.VIII	1,8	24	7,9	8,09	55,2	2,754	48,4	2,415	0,339	1,69
3.IX	3,0	38	7,77	8,08	57,2	2,854	49,6	2,475	0,379	1,89

réalité, nous sommes néanmoins convaincu que dans les deux étangs étudiés, la décalcification et la redissolution du CaCO_3 sont une réalité.

Ce phénomène mériterait une étude plus approfondie, basée sur les mêmes paramètres, sur plusieurs cuvettes à eaux neutres, légèrement ou très alcalines.

Nous clôturons cette partie de notre étude par un tableau récapitulatif (Tableau 36) des maxima, minima et moyennes de tous les facteurs écologiques mesurés dans les deux étangs.

Le chapitre consacré aux conclusions générales fait suite à la deuxième partie du travail publiée dans un prochain bulletin.

TABLEAU 36

Tableau récapitulatif des maxima, minima et moyennes de tous les facteurs écologiques dans les deux étangs

	Etang A			Etang B		
	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.
Température °C .	+ 0,5	27,5	12,5	1,0	27,5	15,6
pH	7,5	8,43	—	7,25	9,82	—
Alcalinité cc HCl N ‰ .	0,55	2,388	2,124	0,950	2,285	1,777
Ammonium NH_3 mg/l ...	0,06	1,8	0,785	0,07	2,7	1,114
Nitrates NO_3 mg/l ...	0,08	4,125	1,503	0,21	20,7	2,371
Oxygène ‰ sat.	64,72	209,49	118,19	44,44	246,75	134,92
Phosphates PO_4 mg/l ...	0,0	0,065	—*)	0,0	0,335	—*)
Calcium Ca mg/l	21,2	74,8	61,3	46,4	67,6	56,9
Mat. organ. mg/l KMnO_4	1,66	44,57	18,30	7,51	79,95	35,74
Hydrates de carbone en saccharose mg/l .	0,0	16,15	3,319	0,0	13,81	2,798
Chlorophylle a ..	1,0	39	6,44	1,0	73	17,55
Chlorophylle b ..	0,0	8	1,64	0,0	35	4,0
Chlorophylle c ..	1	11	2,66	0,0	29	6,75

(*) La moyenne des phosphates n'a pas été calculée étant donné le grand nombre de résultats négatifs.

RESUME

Dans cette première partie de l'étude de deux étangs à Notmeir (Province d'Anvers), consacrée à l'étude du milieu et comportant une période d'environ un an (il n'a pas été possible de faire un cycle complet pour des raisons en dehors de notre volonté), avec des observations hebdomadaires, nous avons examiné successivement les facteurs suivants : la température de l'eau, le pH, l'alcalinité, l'oxygène dissous et sa saturation, l'ammoniaque, les nitrates, les phosphates, les silicates, les hydrates de carbone, les matières organiques (oxydabilité), les chlorophylles a, b et c.

Dans le but de localiser, le plus strictement possible, le phénomène de la décalcification biologique, nous avons tenu à pratiquer le dosage de la réserve alcaline et du calcium sur eau brute et eau filtrée.

Le système de l'azote avec ses variations au cours de l'année a retenu spécialement notre attention.

Nous nous sommes efforcé de trouver une relation entre les divers ordres d'algues et les concentrations des trois chlorophylles a, b et c, considérées séparément.

Les concentrations en hydrates de carbone et en matières organiques dissoutes ont également fait l'objet de nos recherches et nous avons essayé d'établir un rapprochement entre la composition et la périodicité du phytoplancton et les variations de ces substances considérées et comme métabolites des algues du plancton et comme les résultantes de l'hydrolyse des déchets végétaux.

En chaque saison, nous avons effectué une analyse complète avec balance ionique, en plus des dosages mentionnés plus haut, c'est-à-dire : les chlorures, les sulfates, le magnésium, sodium et potassium.

Tous les corps dosés accusent des concentrations maxima et minima qui correspondent plus ou moins entre eux et entre la présence ou l'absence de quantités variables de phytoplancton.

Nous avons considéré le zooplancton « *in toto* » afin d'établir son incidence sur certains facteurs déterminés.

La quantité de substances nutritives confère à ces eaux un degré d'eutrophie assez élevé.

Nous avons pu suivre ainsi de très près les variations hebdomadaires de toute une série de facteurs écologiques afin de les mettre en rapport avec les variations en qualité et en quantité du phytoplancton.

Dans cette publication nous avons ainsi préparé les matériaux nécessaires aux considérations au sujet du phytoplancton à publier incessamment.