

Traitement tertiaire d'eaux usées municipales par culture de *Scenedesmus* sp. en installation pilote

Tertiary domestic waste water treatment by *Scenedesmus* sp. pilot-scale culture

R. Van Coillie, J. De La Noue, C. Thellen and Y. Pouliot

Volume 3, Number 4, 1990

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705084ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705084ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Van Coillie, R., De La Noue, J., Thellen, C. & Pouliot, Y. (1990). Traitement tertiaire d'eaux usées municipales par culture de *Scenedesmus* sp. en installation pilote. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 3(4), 441–455. <https://doi.org/10.7202/705084ar>

Article abstract

Two experimental pilot-scale culture systems have been operated at Valcartier (domestic effluent) and Vaudreuil (semi-industrial urban effluent) in order to test the feasibility of a tertiary treatment using microalgae (*Scenedesmus* sp.). Tanks with a capacity of 15 000 L were used for batch cultures conducted outdoors; CO₂ being provided through atmospheric air bubbling. Physical (temperature, relative insolation, solar radiation), chemical (pH, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄⁻³, heavy metal, pesticides) and biological parameters (biomass dry weight, cell counts) were measured.

Results show that cultures were limited for CO₂ (high final pH) and for nitrogen flow N/P ratio with value of 3-7). During the summer period, nutrient removal from the Valcartier effluent was ~ 95 % for N and ~ 60 % for P; corresponding figures at Vaudreuil were 92 % and 98 %.

Biomass productivity was lower (0,39 mg/L-h) at Valcartier compared to that obtained at Vaudreuil (1,02 mg/L-h). Among the differences that could explain the results at both sites, one may suggest a better CO₂ input, a more favorable N/P ratio, slightly higher average temperature and light conditions, less ammonia stripping and larger inocula in Vaudreuil. The quality of biomass obtained was satisfactory : heavy metals were present at acceptable levels and no contamination by organochlorinated compounds occurred. According to our results, it appears that biological tertiary treatment of urban effluent and algal biomass production are technically possible under Québec summer conditions.

Traitement tertiaire d'eaux usées municipales par culture de *Scenedesmus* sp. en installation pilote

Tertiary domestic waste water treatment by *Scenedesmus* sp. pilot-scale culture

R. VAN COILLIE¹, J. DE LA NOUE², C. THELLEN³, Y. POULIOT⁴

RÉSUMÉ

Deux installations pilote destinées au traitement d'effluents secondaires par culture de micro-algues (*Scenedesmus* sp.) ont été opérées à Valcartier (effluents domestiques) et Vaudreuil (effluents semi-industriels). Des bassins de 15 000 L ont servi aux cultures en vrac sous conditions naturelles, avec apport de CO₂ atmosphérique par bullage. Les paramètres physiques, chimiques et biologiques ont été mesurés.

Les résultats montrent que, malgré les limitations en CO₂ et en azote, un enlèvement moyen d'environ 95 % pour l'azote (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻) et de 60 % pour le phosphore (P-PO₄⁻³) a été possible à Valcartier durant l'été ; les données correspondantes sont de 92 % et de 98 % à Vaudreuil où la production de biomasse (1,02 mg/L-h) a été plus forte qu'à Valcartier (0,39 mg/L-h). Les facteurs pouvant expliquer les différences observées aux deux sites sont présentées. Les résultats montrent la faisabilité technique, durant l'été, de ce type de traitement tertiaire.

Mots clés : eaux usées, traitement tertiaire biologique, valorisation, micro-algues, productivité.

SUMMARY

Two experimental pilot-scale culture systems have been operated at Valcartier (domestic effluent) and Vaudreuil (semi-industrial urban effluent) in order to test the feasibility of a tertiary treatment using microalgae (*Scenedesmus* sp.). Tanks with a capacity of 15 000 L were used for batch cultures conducted outdoors; CO₂ being provided through atmospheric air bubbling. Physical

1. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, 1001, Pierre-Dupuy, Longueuil, Canada, J4K 1A1.
2. Groupe de recherche en recyclage biologique et aquaculture, Université Laval, Sainte-Foy, Canada, G1K 7P4.
3. Environnement Québec, complexe scientifique, Sainte-foy, Canada, G1P 3W8.
4. Bionov CNP Inc., 81, Saint-Pierre, Québec, Canada, G1K 1A3.

(temperature, relative insolation, solar radiation), chemical (pH, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , heavy metal, pesticides) and biological parameters (biomass dry weight, cell counts) were measured.

Results show that cultures were limited for CO_2 (high final pH) and for nitrogen (low N/P ratio with value of 3-7). During the summer period, nutrient removal from the Valcartier effluent was ~ 95 % for N and ~ 60 % for P ; corresponding figures at Vaudreuil were 92 % and 98 %.

Biomass productivity was lower (0,39 mg/L-h) at Valcartier compared to that obtained at Vaudreuil (1,02 mg/L-h). Among the differences that could explain the results at both sites, one may suggest a better CO_2 input, a more favorable N/P ratio, slightly higher average temperature and light conditions, less ammonia stripping and larger inocula in Vaudreuil. The quality of biomass obtained was satisfactory : heavy metals were present at acceptable levels and no contamination by organochlorinated compounds occurred. According to our results, it appears that biological tertiary treatment of urban effluent and algal biomass production are technically possible under Québec summer conditions.

Key-words : tertiary wastewater treatment, biological process, microalgae, biomass production.

INTRODUCTION

Le rejet de substances polluantes dans le milieu est devenu un motif croissant de préoccupation, compte tenu de l'impact écologique considérable que peut présenter le déversement quantitativement important d'effluents. A cette dimension s'ajoute la perte de substances potentiellement utiles pour la production de biomasse.

Dès 1946, CALDWELL a proposé de considérer les substances polluantes des effluents urbains (NH_4^+ , PO_4^{3-}) comme de véritables substances nutritives utilisables par les micro-algues d'eau douce. On sait que les micro-algues constituent un mode efficace de conversion photosynthétique de l'énergie solaire en biomasse, comme on peut le constater dans divers écosystèmes (SHELEF & SOEDER, 1980 a). L'humain a d'ailleurs exploité depuis longtemps le phénomène d'eutrophisation plus ou moins contrôlé pour accroître la productivité de certains systèmes aquicoles, notamment en pisciculture (BARDACH *et al.*, 1972 ; BILLARD, 1980 a, b).

Compte tenu de leur potentiel, les systèmes de traitement des eaux usées recourant aux micro-algues ont donc été assez rapidement jugés attrayants et un nombre croissant de travaux ont alors été effectués un peu partout dans le monde depuis les travaux des pionniers (cf. BURLEW, 1953). On se doit ici de mentionner tout spécialement les travaux de OSWALD et de ses collaborateurs (OSWALD & GOTAAS, 1957 ; OSWALD *et al.*, 1957) sur les étangs d'oxydation destinés à l'épuration des effluents domestiques et industriels, travaux qui ont mené plus tard OSWALD et ses collaborateurs à développer des systèmes plus intensifs.

De nombreux travaux ont été menés sur le traitement des eaux usées par différents groupes de recherche, tout spécialement aux Etats-Unis, en Allemagne, en Israël, en Tchécoslovaquie et au Japon, trop nombreux en fait pour qu'on puisse en dresser une liste exhaustive. On trouvera dans SHELEF et SOEDER (1980 b) la plupart des références importantes sur le sujet et dans DE PAUW et VAN VAERENBERGH (1981) et DE LA NOUE et de PAUW (1988) un examen critique des différentes dimensions de la question.

Dans le but d'évaluer l'efficacité d'un système de micro-algues (*Scenedesmus* sp.) dans les conditions naturelles canadiennes, deux installations pilote ont été érigées dans deux villes différentes. Les expériences ont ainsi été menées simultanément à deux endroits de façon à pouvoir comparer les résultats du système sous des conditions différentes (composition de l'effluent, opérateurs, climat, etc.). Nous présentons ici les résultats relatifs aux taux d'épuration, à la quantité et à la qualité des biomasses produites.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Effluents

Les effluents secondaires utilisés pour les cultures de micro-algues sont ceux de la station d'épuration de la base militaire de Valcartier, située à 25 km au nord de la ville de Québec, et de la station d'épuration de Vaudreuil, sise à quelque 50 km à l'ouest de Montréal.

Dans les deux cas, les effluents reçus à la station subissent un traitement primaire par décantation, suivi d'un traitement secondaire par boues activées.

L'effluent de Valcartier est un effluent de nature surtout domestique, aucune contribution importante d'origine industrielle n'étant connue. L'effluent de Vaudreuil comporte surtout des eaux d'origine municipale, avec une contribution industrielle appréciable (entre autres la compagnie pharmaceutique Hoffman La Roche). La composition typique de ces effluents apparaît au tableau 1.

Installations expérimentales

A chacun des sites (Valcartier et Vaudreuil), trois piscines circulaires hors terre de 5 m x 1 m, d'une capacité de 15 000 L, sont installées sur fond horizontal de sable. Le revêtement intérieur de ces piscines consiste en un plastique bleu, conventionnel pour ce type de piscine. Un système de bullage à l'air est monté afin de créer une turbulence suffisante et un apport continu en CO₂ atmosphérique. A Valcartier, ce système est constitué de deux anneaux concentriques de tube perforé en plastique alors qu'à Vaudreuil trois anneaux ont été mis en place. L'air provient de surpresseurs ; ceux-ci sont incorporés à la station d'épuration de Valcartier et fournissent de l'air à une

température d'environ 40 °C, tandis qu'à Vaudreuil, ils sont indépendants et procurent de l'air à 25 °C environ. Le volume horaire d'air utilisé correspond à environ 25 fois le volume d'effluent traité. Une alimentation en effluent secondaire, puisé à 0,5 m de la surface du décanteur secondaire, permet de remplir les piscines grâce à un système de pompage à grand débit.

Sur les lieux sont aussi présents des bassins de moindre volume (300 et 3 000 L) servant de cyclostats pour la constitution des inocula, des systèmes de récolte des algues (centrifugeuse à bol à flux continu ou appareil à ultrafiltration) et, à chacun des sites, un laboratoire mobile pour les mesures et analyses immédiates.

Tableau 1 Caractéristiques des effluents et des installations à Valcartier et à Vaudreuil.

	Valcartier ^a	Vaudreuil ^a
Solides totaux (mg/L)	186,0 - 331,0	150,0 - 546,0
Solides en suspension (mg/L)	8,0 - 13,0	1,2 - 11,0
NH ₄ ⁺ (mg N/L)	8,0 - 16,8	0,3 - 4,8
NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻ (mg N/L)	8,1 - 15,7	2,2 - 10,2
PO ₄ ⁻³ (mg P/L)	2,3 - 3,4	0,1 - 2,2
Rapport N/P ^b	4,0 - 8,5	3,3 - 36,2
Moyenne	5,3	11,3
DBO ₅ (mg/L)	8,0 - 13,0	1,7 - 26,0
pH	6,1 - 6,7	6,8 - 7,3
Turbidité (UNT) ^c	1,0 - 3,7	-
Débit moyen (ML/d) ^d	3,0	5,0
Population microbienne (10 ³ /mL)	1,5	2,3
Aération des cultures (vvm) ^e	0,35	0,50
Volume des bassins (L)	15 000	15 000
Volume des cultures (L)	10 000	10 000
Profondeur des cultures (m)	0,5	0,5

a : Valeurs minimales et maximales courantes durant l'été.

b : Base pondérale.

c : Unité nephelométrique de turbidité.

d : Million de litres par jour (dième).

e : Volume d'air équivalent à celui de la culture/mintue.

Modes de culture

Les cultures ont été opérées en vrac après inoculation à partir des cyclostats. La densité cellulaire initiale dans les piscines est de 1.10⁵ cellules/mL environ. Les cellules sont d'abord conditionnées en cyclostats (1 500 L, profondeur 20 cm) par inoculation de ceux-ci avec l'algue *Scenedesmus* sp. Les cyclostats fonctionnaient en semi-continu (taux de renouvellement de 0.50 d⁻¹ avec de l'effluent secondaire décanté) jusqu'à l'atteinte, avant la dilution

quotidienne, d'une population maximale et d'un épuisement total des nutriments. Les cellules sont alors jugées prêtes à servir d'inoculum pour les bassins de 10 000 L.

Mesures et analyses

Avant chaque utilisation de l'effluent dans les bassins, des aliquotes d'effluents sont prélevées pour la mesure des macronutriments (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}). De même, immédiatement après l'inoculation des piscines et après mélange, des échantillons sont pris pour la mesure du compte cellulaire initial, de la densité optique, du pH et de la température. Des aliquotes d'effluent sont également prélevées pour la détermination des contaminants organochlorés et des métaux lourds.

Au cours des cultures, des échantillons sont systématiquement prélevés pour la mesure du pH, de la température, de la biomasse sèche et la vérification de la monospécificité des cultures. Lorsque le pic de biomasse et d'épuration d'au moins un des macronutriments est atteint, la culture est interrompue et les échantillons sont pris pour la mesure des divers paramètres précités. Les micro-algues sont alors récupérées, à l'aide d'une centrifugeuse à bol (Central Scientific, filtre 5 μm) ou par ultrafiltration (Romicon, exclusion $\text{PM} > 50\ 000$) et les biomasses récoltées sont lyophilisées.

Les macronutriments (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}) sont dosés à l'aide d'un analyseur Technicon II (APHA *et al.*, 1980).

La température est enregistrée sur un thermomètre à maximum et à minimum. Les données météorologiques de même que les données sur l'éclairement (ensoleillement relatif, rayonnement total quotidien et phase lumineuse) proviennent des aéroports de l'Ancienne-Lorette et de Dorval.

La biomasse est mesurée par pesée (balance Mettler H51 AR), après séchage à 95 °C pendant 24 heures de filtres Whatman GFC sur lesquels a été filtré un volume de 100 ml du milieu de culture.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Aspects physico-chimiques

Les tableaux 2 et 3 montrent que le pH initial des cultures subit une variation non négligeable (6.6-8.2) et se situe en moyenne à 7.5 à Valcartier et 7.8 à Vaudreuil. Les pH ont tendance à être plus bas plus tard dans la saison à Valcartier, lorsque la température minimale est plus basse. On n'observe pas de comportement analogue à Vaudreuil et les causes de cette différence sont probablement à rechercher dans la composition des effluents. Plus significatif est le fait que le pH maximum enregistré est relativement constant

Tableau 2 Paramètres mesurés pour chacune des cultures menées au site de Valcartier.

N° de culture	Date de début	Durée (hre)	pH (moy.)	T méd. (°C)	Ensoleille-ment rel. (%)	Rayonnement (MJ.m ⁻²)	Phase lumineuse (%)
Q-1	22 juil.	139,0	8,3	22,9	34,6	21,0	62,1
Q-2	23 juil.	120,0	8,1	23,2	29,1	19,4	63,9
Q-3	24 juil.	147,0	8,2	23,5	23,5	17,7	62,9
Q-4	2 août	119,0	8,2	20,5	37,9	23,8	60,5
Q-5	4 août	288,0	8,2	20,2	26,2	19,3	59,7
Q-6	11 août	167,0	7,8	21,0	30,5	22,6	58,6
Q-7	13 août	148,0	8,1	21,0	30,6	21,6	59,2
Q-8	26 août	336,0	7,1	15,7	22,0	15,8	53,3
Q-9	30 août	262,0	7,8	15,5	19,4	14,4	54,2
Q-10	8 sept.	169,0	7,1	20,5	15,4	14,5	53,3
Q-11	27 sept.	384,0	6,7	11,9	18,7	11,7	47,8
Q-12	27 sept.	385,0	6,6	11,9	18,7	11,7	48,1
Q-13	27 sept.	386,0	6,6	12,3	18,7	11,7	48,1
Moy.		234,5	7,5	18,5	25,0	17,4	56,3
(c.v., %)		(46,3)	(8,8)	(23,8)	(28,1)	(25,0)	(10,3)

Tableau 3 Paramètres mesurés pour chacune des cultures menées au site de Vaudreuil.

N° de culture	Date de début	Durée (hre)	pH (moy.)	T méd. (°C)	Ensoleille-ment rel. (%)	Rayonnement (MJ.m ⁻²)	Phase lumineuse (%)
M-1	5 août	138,0	8,3	22,0	31,6	17,8	58,3
M-2	6 août	187,5	8,3	21,7	28,4	15,9	58,7
M-3	12 août	165,5	8,0	21,2	38,1	19,1	58,4
M-4	16 août	117,0	8,0	21,3	43,7	18,8	57,7
M-5	17 août	142,5	7,6	21,3	34,5	18,2	57,3
M-6	19 août	261,0	7,7	17,1	29,0	15,2	56,3
M-7	21 août	262,0	7,6	16,9	28,7	15,7	56,0
M-8	23 août	235,0	7,3	17,3	26,0	15,9	55,2
M-9	30 août	189,5	7,6	17,0	27,4	14,5	54,5
M-10	1 sept.	285,5	7,6	18,5	28,2	12,5	53,2
M-11	4 sept.	238,5	7,8	19,3	36,2	13,5	53,4
M-12	8 sept.	144,0	8,0	22,6	33,3	13,6	53,1
M-14	15 sept.	261,5	7,5	15,0	15,3	13,5	50,5
M-15	21 sept.	147,5	7,3	16,3	14,1	13,2	50,4
M-18	28 sept.	193,0	8,2	14,5	26,2	9,3	48,2
Moy.		197,8	7,8	18,8	29,4	15,1	54,7
(c.v., %)		(27,9)	(4,3)	(14,4)	(26,3)	(17,6)	(5,9)

d'une culture à l'autre et se situe à une valeur moyenne de 10.0 à Valcartier, ce qui indique une limitation certaine en CO_2 . Il faut en conclure que l'aération utilisée était incapable de fournir le CO_2 atmosphérique à un taux suffisant à Valcartier. On a là une explication aux biomasses relativement faibles obtenues, les cultures ayant été limitées non pas en lumière, mais en CO_2 . Il fait peu de doute qu'un enrichissement de l'air en CO_2 (5 %) aurait mené à une productivité accrue (cf. TARIFENO-SILVA *et al.*, 1982 par exemple). Un tel enrichissement est cependant coûteux et il convenait de mesurer la productivité dans les conditions les plus simples et économiques possibles.

Le problème semble moins aigu à Vaudreuil où le pH en fin de culture atteint 8.5 environ. On peut voir dans ces valeurs maximales différentes un effet du barbotage d'air plus vigoureux à Vaudreuil, ce qui résulte en un apport plus satisfaisant en CO_2 . Le pH maximal de fin de culture atteint à Vaudreuil est cependant suffisamment élevé pour causer aussi une certaine précipitation du phosphate. Cette moindre biodisponibilité du phosphate à Vaudreuil explique en partie son caractère limitatif.

Le rapport N/P mesuré pour les cultures effectuées à Valcartier se situe entre environ 3 et 7, ce qui dénote une limitation en azote. En effet, il semble que *Scenedesmus* exige un rapport d'au moins 12 (DE LA NOUE *et al.*, 1983). Il convient de noter d'ailleurs que les rapports N/P mesurés durant les expériences ne semblent pas typiques de l'effluent de Valcartier où, au fil des ans, les rapports se maintiennent plutôt aux alentours de 15 (résultats non publiés).

Épuration

Le tableau 4 présente l'élimination des nutriments obtenue pour chacune des cultures menées à Valcartier. On voit que l'enlèvement de l'azote total ne pose pas de problème, sauf dans les trois dernières cultures, qui ont, incidemment, été arrêtées prématurément. Bien que le NH_4^+ ait été complètement assimilé, il restait encore une bonne quantité de nitrate et nitrite dans ces trois cultures. On sait que les micro-algues utilisent préférentiellement la forme réduite de l'azote avant les formes oxydées (SYRRET et MORRIS, 1963 ; FLORES *et al.*, 1980).

On doit cependant se rappeler que la durée des cultures triple presque, de la fin de juillet à la fin de septembre. Donc, même si l'élimination de l'azote total est toujours bonne, l'efficacité réelle du système varie beaucoup selon la période de l'année ; le tableau 4 illustre d'ailleurs cette augmentation de la durée requise pour obtenir un résultat donné d'épuration.

Lorsqu'on considère la durée requise pour un enlèvement de 95 % du phosphore et de l'azote, l'élimination de l'azote se produit plusieurs heures auparavant ; l'élimination du phosphore apparaît donc moins satisfaisante. Il semble qu'un rapport N/P un peu plus élevé – aux environs de 10 – aurait permis d'optimiser l'enlèvement pour le phosphore.

Le tableau 5 présente les données d'épuration obtenues à Vaudreuil. En ce qui concerne l'azote total, la durée requise pour une épuration de 95 % varie entre 124 et 274 heures. Compte tenu des faibles concentrations ini-

tiales, le taux d'épuration de l'azote est plus faible qu'à Valcartier, se situant en moyenne à 30,2 µg/L.h. Pour le phosphore, l'épuration est quasi-totale, probablement à cause des faibles concentrations initiales, ce qui entraîne des temps d'épuration plus rapides (entre 67 et 206 heures) qu'à Valcartier (> 150 heures). Le taux d'épuration du phosphore (5,4 µg/L.h en moyenne) reste néanmoins comparable à celui de Valcartier (5,9 µg/L.h).

Tableau 4 Résultats relatifs à l'enlèvement de l'azote et du phosphore au site de Valcartier.

N° de la culture	N (NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻)				
	Concentration Initiale (mg/L)	Concentration finale (mg/L)	Epuration obtenue (%)	Temps ^b pour 95 % (h)	Taux à 95 % ^c (µg/L.h)
Q-1 ^a	12,70	1,69	870		
Q-2 ^a	13,12	0,74	94		
Q-3 ^a	13,56	0,30	98		
Q-4	12,53	0,15	99	127	120,2
Q-5	13,22	0	100	268	46,9
Q-6	16,00	0,17	99	180	84,4
Q-7	19,61	1,14	94	149	125,1
Q-8	9,69	0	100	273	33,7
Q-9	12,29	0,28	98	217	53,8
Q-10	10,68	1,20	89	261	38,9
Q-11	9,04	2,51	72	470	18,3
Q-12	8,77	2,22	75	451	18,5
Q-13	8,26	2,10	75	458	17,1
	P (PO ₄ ³⁻)				
Q-1 ^a	3,01	2,45	19		
Q-2 ^a	2,40	1,06	56		
Q-3 ^a	2,86	0,79	72		
Q-4	2,50	0,61	76	152	15,6
Q-5	2,11	0,65	69	416	4,8
Q-6	2,06	0,71	66	256	7,6
Q-7	2,30	0,93	59	200	10,9
Q-8	2,19	0,74	66	621	3,4
Q-9	2,71	1,55	43	555	4,6
Q-10	2,69	1,33	51	394	6,5
Q-11	1,89	1,37	27	> 1000	< 1,3
Q-12	1,87	1,28	31	902	2,0
Q-13	1,91	0,96	50	655	2,8

a : Manque de données pour établir la régression.

b : Durée requise pour une épuration à 95 %.

c : Vitesse d'épuration moyenne jusqu'à 95 % d'épuration.

Lorsqu'on compare le temps requis pour l'épuration de l'azote et du phosphore (tableau 5), l'élimination du phosphore précède celle de l'azote par un facteur de 1,5X, phénomène inverse par rapport aux résultats obtenus à Valcartier, mais qui soutient l'hypothèse qu'il ait été un des facteurs limitatifs dans la production de biomasses.

Tableau 5 Résultats relatifs à l'enlèvement de l'azote et du phosphore au site de Vaudreuil.

N° de la culture	N (NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻)				
	Concentration initiale (mg/L)	Concentration finale (mg/L)	Épuration obtenue (%)	Temps ^b pour 95 % (h)	Taux à 95 % ^c (µg/L.h)
M-1 ^a	12,17	0,41	81	157	13,1
M-2 ^a	5,49	0,59	90	158	33,0
M-3 ^a	4,79	0,24	95	148	30,7
M-4	8,30	1,14	86	124	63,6
M-5	4,13	0,28	93	150	26,2
M-6	6,91	0,81	88	250	26,3
M-7	4,40	0,16	96	229	18,2
M-8	3,35	0,11	97	202	15,8
M-9	8,96	0,23	97	148	57,2
M-10	7,45	0,16	98	227	31,2
M-11	3,56	0,55	84	204	16,6
M-12	7,24	3,00	59	230	29,9
M-14	7,28	1,66	77	274	25,2
M-15	10,39	2,53	76	189	52,2
M-18	3,29	0,35	89	237	13,2
	Phosphore (PO ₄ ³⁻)				
M-1 ^a	0,06		100	67	0,9
M-2 ^a	0,48	0,015	97	104	4,4
M-3 ^a	0,78		100	157	4,7
M-4	0,78		100	105	7,1
M-5	1,50		100	108	13,2
M-6	0,69	0,093	86	119	3,5
M-7	1,33		100	205	6,2
M-8	0,23	0,015	93	168	1,3
M-9	0,59		100	84	6,7
M-10	0,77		100	179	4,1
M-11	0,22		100	122	1,7
M-12	0,56	0,030	95	135	3,9
M-14	0,83		100	206	3,8
M-15	1,31	0,01	99	145	8,6
M-18	0,99		100	98	9,6

a : Manque de données pour établir la régression.

b : Durée requise pour une épuration à 95 %.

c : Vitesse d'épuration moyenne jusqu'à 95 % d'épuration.

Production de biomasse

Les résultats relatifs à la productivité sont présentés au tableau 6.

Tableau 6 Résultats relatifs à la productivité des cultures.

a - Valcartier

N° de la culture	Production algale		
	Concentration finale (mg/L)	Productivité (mg/L.h)	Biomasse totale (kg)
Q-1	62,6	0,451	0,626
Q-2	76,9	0,641	0,769
Q-3	82,9	0,564	0,829
Q-4	66,2	0,556	0,662
Q-5	141,4	0,491	1,414
Q-6	82,9	0,497	0,829
Q-7	87,9	0,593	0,878
Q-8	81,3	0,242	0,813
Q-9	68,0	0,260	0,680
Q-10	59,9	0,354	0,599
Q-11	59,0	0,154	0,590
Q-12	61,1	0,159	0,611
Q-13	62,7	0,162	0,627
Moyenne (c.v., %)	76,4 (28,8)	0,394 (45,6)	9,927

b - Vaudreuil

M-1	61,3	0,444	0,306
M-2	176,4	0,941	0,882
M-3	236,4	1,428	1,182
M-4	208,5	1,782	1,043
M-5	286,3	2,009	2,863
M-6	227,7	0,872	2,277
M-7	251,7	0,961	2,517
M-8	219,2	0,933	2,192
M-9	199,0	1,051	2,388
M-10	199,8	0,700	1,998
M-11	217,2	0,911	3,258
M-12	109,4	0,760	1,094
M-14	188,9	0,722	0,944
M-14	147,4	0,999	0,737
M-18	161,0	0,834	0,805
Moyenne (c.v., %)	192,7 (29,3)	1,023 (40,4)	24,5

La plus faible productivité de Valcartier peut être attribuée à plusieurs causes. La source d'azote étant principalement l'ammoniaque à Valcartier (tableau 1) et le pH des cultures étant plus élevé qu'à Vaudreuil (tableau 2 et 3), on admettra qu'une perte appréciable d'ammoniac (NH_3) ait pu se produire à Valcartier, réduisant par le fait même la biodisponibilité d'un nutriment, qui s'est d'ailleurs révélé limitatif. Cette perte, bien que dépendante des conditions de culture, est évaluée à environ 30 % (SHELEF *et al.*, 1980 ; POULIOT *et al.*, 1989). En outre, la température a été plus basse, en moyenne, à Valcartier. Il est apparu aussi que le barbotage d'air a été plus intense à Vaudreuil qu'à Valcartier. Par ailleurs, une remise en suspension des cellules sédimentées a été régulièrement effectuée à Vaudreuil, ce qui n'a pas été le cas à Valcartier. Enfin, les inocula ont été plus faibles à ce dernier endroit, condition qui se répercute directement sur la production, du moins pour *Oocystis* (PICARD *et al.*, 1980). On peut voir une confirmation de cet énoncé dans les résultats de la culture Q-5 qui,ensemencée avec un inoculum plus important, montre une productivité supérieure aux autres cultures de Valcartier. Outre l'importance de l'inoculum, la durée de l'incubation influence la production. Les résultats obtenus, à Valcartier et à Vaudreuil, sont assez comparables à ceux de TARIFENO-SILVA *et al.* (1982) qui ont aussi cultivé *Scenedesmus* sur effluent secondaire avec barbotage d'air.

À Valcartier, la durée requise pour obtenir le pic de production reste à peu près constante de la fin de juillet à la fin d'août. À ce moment (culture n° 8 et suivantes), la durée requise double, ce qui correspond à la chute enregistrée du rayonnement horaire moyen et de la température médiane. Ce résultat n'a rien de surprenant si l'on considère qu'à nos latitudes les radiations solaires maximales montre un pic accusé à la fin de juin et commence à décliner rapidement à partir du mois d'août (cf. GOLDMAN, 1977).

La performance globale du système opéré, à Vaudreuil comme à Valcartier, n'approche pas la limite de 30 à 40 g (pds sec.)/m².d mentionnée par GOLDMAN (1979 b), résultat obtenu pour de courtes périodes dans des systèmes hautement contrôlés. Nos résultats sont cependant du même ordre de grandeur, au pic de productivité (août), que ceux de 15-25 g (pds sec.)/m².d obtenus par d'autres auteurs sur des laps de temps comparables aux nôtres dans des conditions de culture extérieure (GOLDMAN, 1979 a).

Il est intéressant de souligner que la productivité est malgré tout plus de trois fois supérieure à celle d'un champ de soja (bases de calcul : 50 % de protéines dans la biomasse d'algue ; soja : 600 kg prot./ha.an), résultat qui illustre le potentiel des cultures de micro-algues, même menées sous conditions non optimales (BEREND *et al.*, 1980 ; PIMENTEL *et al.*, 1981).

Qualité des biomasses produites

La teneur en métaux lourds et en contaminants organo-chlorés dans les effluents et les biomasses a été mesurée. Les résultats, dont le détail a été présenté dans DE LA NOUE *et al.* (1986) et DE LA NOUE et PROULX (1986), indiquent que :

– les concentrations des métaux lourds sont, par rapport aux normes préconisées, généralement acceptables dans les deux effluents (Cu et Zn sont

toutefois en teneurs plus élevées que ces normes, respectivement, dans les effluents de Valcartier et de Vaudreuil) ;

– il n'y a pas de bioaccumulation évidente des métaux lourds dans les cultures d'algues qui sont produites dans ces deux effluents durant 7 à 12 jours ; bien que ce phénomène puisse survenir en laboratoire pour Pb, et, à plus faible échelle, pour Ni et Cu de l'effluent de Valcartier, il ne s'observe pas dans les cultures en vrac sur le site ; ajoutons cependant que les teneurs en Mn et Zn des algues augmentent quelque peu (~ 20 %) lorsque leur culture s'effectue dans l'effluent de Vaudreuil ;

– les teneurs en contaminants organochlorés dans les deux effluents se sont révélées plus faibles que les seuils de détection des méthodes courantes qui permettent de les doser ou se sont situées généralement en dessous des normes recommandées par Environnement Canada (1980). Ils peuvent ainsi être considérés comme négligeables dans les deux effluents étudiés. De ce fait, les biomasses d'algues produites dans ces derniers ne sont pas contaminées par ces composés organochlorés.

Les données relatives à la composition biochimique des biomasses d'algues obtenues ne sont pas présentées ici, car elles ont été altérées par la présence insoupçonnée de sable dans les échantillons (apport éolien vraisemblablement). Cependant, ce type de données est bien connu pour *Scenedesmus* (SOEDER et BINSACK, 1978). Bien que cette algue possède une teneur élevée en protéine (40-55 %), sa valeur alimentaire est cependant réduite par la présence d'une paroi cellulosique qui en diminue la digestibilité. Des régimes alimentaires à base de *Scenedesmus* ont déjà été avantageusement comparés à des régimes à base de soja, par de nombreuses études sur le porc, le poulet, le rat et le mouton par exemples (cf. BECKER, 1986). Un traitement technologique approprié permet d'améliorer la digestibilité de biomasses d'algues telles que *Scenedesmus* (DE LA NOUE et DE PAUW, 1988).

Soulignons en terminant, que l'algue *Scenedesmus*, possède des propriétés thérapeutiques. Par exemple, il a été démontré qu'elle procure un effet hypocholestérolémique marqué chez le rat et qu'elle augmente remarquablement le taux de guérison de certaines maladies de la peau. Ces exemples et plusieurs autres sont décrits dans BECKER (1986).

La récolte de micro-algues de la taille de *Scenedesmus* (5-15 μm) constitue encore de nos jours un obstacle majeur dans l'utilisation à grande échelle de ce système. Les technologies expérimentées depuis plusieurs années (centrifugation, filtration, floculation-flottation, etc.) présentent des rendements insatisfaisants sur le plan de l'efficacité et des coûts d'opération (BENNEMAN *et al.*, 1980 ; DE LA NOUE et DE PAUW, 1988). Cependant, le développement de nouveaux moyens, tel l'utilisation de floculants comestibles (LAVOIE et DE LA NOUE, 1983 ; MOHN, 1988) ou l'intégration de systèmes aquicoles (DE LA NOUE *et al.*, 1986) laissent présager la mise au point de solutions éventuelles.

CONCLUSION

Les résultats obtenus aux deux sites d'étude montrent que les conditions locales d'opération, outre le contexte climatique, peuvent influencer considérablement le rendement du système. Il ressort également que ces microalgues possèdent un pouvoir épurateur intéressant pour le traitement tertiaire des eaux usées et que la production de biomasse alimentaire est techniquement possible sur effluents secondaires d'origine domestique et urbaine, au moins durant les mois d'été. La dépendance de la productivité à l'endroit des conditions climatiques et météorologiques indique cependant que la période favorable pour de telles cultures se situe à l'été, le rendement tombant assez rapidement avec une diminution de la température et des conditions météorologiques moins clémentes.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été rendu possible grâce au support financier d'Agriculture Canada (contrat n° 34SZ 01332-2-0007).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APHA, AWWA, WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation), 1980. *Standard Methods*. 1138 p.
- BARDACH J.E., RYTHER J.H., Mc LARNEY W., 1972. *Aquaculture. The farming and husbandry of freshwater and marine organisms*. Wiley Interscience, New York, 686 p.
- BECKER E.W., 1986. Nutritional Properties of Microalgae: Potentials and Constraints. *In : Handbook of microalgal mass culture*, CRC Press Inc. Florida, 339-421.
- BENEMANN J., KOOPMAN B., WEISSMAN J., EISENBERG D., GOEBEL R., 1980. Development of microalgae harvesting and high-rate pond technologies in California. *In : Algae Biomass – Production and use*, G. SHELEF & C.J. SOEDER (eds), Elsevier/North-Holland biomedical press, Amsterdam, p. 457-496.
- BEREND J., SIMOVITCH E., OLLIAN A., 1980. Economic aspects of algal animal food production. *In : Algae Biomass – Production and use*, G. SHELEF & C.J. SOEDER (eds), Elsevier/North-Holland biomedical press, Amsterdam, p. 799-818.
- BILLARD R., 1980 a. L'étang et l'agriculture des eaux, p. 15-28. *In : La pisciculture en étang*, R. BILLARD (ed.), INRA Publ., Paris, 434 p.
- BILLARD R., 1980 b. La polyculture en étang, p. 269-281. *In : La pisciculture en étang*, R. BILLARD (ed.), INRA Publ., Paris, 434 p.

- BURLEW J.S. (ed.), 1953. *Algal Culture form Laboratory to Pilot Plant*. Public. N° 600, Carnagie Institute, Washington, DC, 357 p.
- CALDWELL D.H., 1946. Sewage oxidation ponds – Performance, operation and design. *Sewage Works J.*, 18 : 433-458.
- DE LA NOUE J., THELLEN C., VAN COILLIE R., 1983. *Traitements tertiaires d'eaux usées municipales par production de biomasses d'algues*. Rapport de recherche présenté à Agriculture Canada, 155 p.
- DE LA NOUE J., PROULX D., GUAY R., POULIOT Y., TURCOTTE J., 1986. Algal biomass production from wastewaters and swine manure : nutritional and safety aspects. In : *Proceedings of the International Symposium « Microbial Biomass Protein (MBP) : Nutritional, safety and Economic Aspects »*, M. MOO YOUNG (ed.), Waterloo, Ontario, June 18-20, 1985, Elsevier Applied Science, New York, pp. 141-165.
- DE LA NOUE J., DE PAUW N., 1988. The Potential of Microalgal Biotechnology : A Review Of Production and Uses of Microalgae (à paraître dans *Biotechnology Advances*).
- DE LA NOUE J., PROULX D., 1986. Intérêt des biomasses d'algues et d'invertébrés obtenues par recyclage. *Entropie* 130/131 : 17-32.
- DE PAUW N., VAN VAERENBERGH E., 1981. Microalgal wastewater treatment systems : potentials and limits. Conf. Phyto-depuration and Employment of the Biomass Produced. Parma, Italie, 15-16 mai.
- Environnement Canada, 1980. Références sur la qualité des eaux. *Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Rapport Direction générale de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa, 100 p.
- FLORES E., GUERRERO M.G., LOSADA M., 1980. Short term ammonium inhibition of nitrate utilization by *Anacystis nidulans* and other cyanobacteria. *Arch. Microbiol.*, 128 : 137.
- GOLDMAN J., 1977. Steady state growth of phytoplankton in continuous culture : comparison of internal and external nutrient equations. *J. Phycol.* 13 : 251-258.
- GOLDMAN J., 1979 a. Outdoor algal mass cultures. I – Applications. *Water Res.*, 13 : 1-19.
- GOLDMAN J., 1979 b. Outdoor mass culture. II – Photosynthetic yield limitations. *Water Res.*, 13 : 119-136.
- LAVOIE A., DE LA NOUE J., 1983. Harvesting microalgae with chitosan and economical feasibility. *J. World Mariculture Soc.*, 14 : 685-694.
- MOHN F.H., 1988. Harvesting of micro-algal biomass. Dans : *Micro-algal Biotechnology*, Borowitzka M.A. and BOROWITZKA L.J. (eds), Cambridge University Press, Cambridge, p. 395-414.
- OSWALD W.J., GOTAAS H.B., GOLYEKE C.G., KELLEN W.R., 1957. Algae in waste treatment. *Sewage and Industr. Wastes* 29 : 437-457.
- OSWALD W.J., GOTAAS H.B., 1957. Photosynthesis in sewage treatment. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.*, 122 : 73-105.
- PICARD G.A., DE LA NOUE J., PIETTE J.P., KIROUAC C., 1980. Incidence de l'efficacité et de la population cellulaire sur le traitement tertiaire des eaux usées par l'algue *Oocystis* sp. *Archiv. f. Hydrobiol.*, 90 : 75-89.
- PIMENTEL D., MORAN M.A., FAST S., WEBER G., BUKANTIS R., BALLIETT L., BOVENG P., CLEVELAND C., HINDMAN S., YOUNG M., 1981. Biomass Energy from Crop and Forest Residues. *Science* 212 : 1110-1115.
- POULIOT Y., BUELNA G., RACINE C., DE LA NOUE J., 1990. Culture of cyanobacteria for wastewater treatment and biomass production (à paraître dans *Biological Wastes*).
- SHELEF G., SOEDER C.J. (eds), 1980 a. *Algae Biomass – Production and Use*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam, 852 p.
- SHELEF G., SOEDER C.J. (eds), 1980 b. Introduction, p. VII-XI. In : *Algae Biomass – Production and use*, SHELEF & C.J. SOEDER (ed.), Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- SHELEF G., AZOV Y., MORAINÉ R., ORON G. (1980). Algal mass production as an integral part of a wastewater treatment and reclamation system. Dans : *Algae Biomass – Production and use*, G. SHELEF & C.J. SOEDER (ed.), Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam, p. 163-190.
- SOEDER C.J., BINSACK R., 1978. *Microalgae for food and feed*. A status analysis. Proceedings of the German-Israeli Workshop

- held 17 to 18 October 1977 at Neuherberg. *Ergebniss der Limnologie*, Stuttgart, 1978, 299 p.
- SYRETT P.J., MORRIS I., 1963. The inhibition of nitrate assimilation by ammonium in *chlorella*, *Biochim. Biophys. Acta* 67 : 566.
- TARIFENO-SILVA E., KAWASAKI L.Y., YU D.P., GORDON M.S., CHAPMAN D.J., 1982. Aquacultural approaches to recycling of dissolved nutrients in secondarily treated domestic wastewaters. II Biological productivity of artificioal food chains. *Water Res.*, 16 : 51-57.