

**Record Number:** 770  
**Author, Monographic:** Visser, S. A.//Campbell, P. G. C.//Couture, P.//Ross, D.  
**Author Role:**  
**Title, Monographic:** Impact du flottage du bois sur les eaux du lac Talbot : Évaluation à l'aide de tests biologiques  
**Translated Title:**  
**Reprint Status:**  
**Edition:**  
**Author, Subsidiary:**  
**Author Role:**  
**Place of Publication:** Québec  
**Publisher Name:** INRS-Eau  
**Date of Publication:** 1977  
**Original Publication Date:**  
**Volume Identification:**  
**Extent of Work:** ii, 37  
**Packaging Method:** pages  
**Series Editor:**  
**Series Editor Role:**  
**Series Title:** INRS-Eau, Rapport de recherche  
**Series Volume ID:** 77  
**Location/URL:**  
**ISBN:** 2-89146-075-8  
**Notes:** Rapport annuel 1976-1977  
**Abstract:** Rapport rédigé pour les Services de protection de l'environnement du Québec  
10.00\$  
**Call Number:** R000077  
**Keywords:** rapport/ ok/ dl

Impact du flottage du bois sur les eaux du  
lac Talbot: évaluation à l'aide de tests  
biologiques

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 77  
1977

Rapport rédigé pour  
les Services de protection de l'environnement du Québec

par

S.A. Visser, P.G. Campbell, P. Couture, D. Ross

INRS-Eau  
Université du Québec  
C.P. 7500, Sainte-Foy  
Québec G1V 4C7

ISBN 2-89146-075-8  
DEPOT LEGAL 1977

Tous droits de traduction, de reproduction et d'adaptation réservés

© 1977 - Institut national de la recherche scientifique

## TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
1. INTRODUCTION	1
2. REVUE DE LA LITTERATURE	2
2.1 Introduction	2
<i>Les essais en laboratoire</i>	2
<i>Les essais biologiques</i>	3
<i>La biodégradabilité</i>	4
<i>Les tests dynamiques</i>	4
<i>Les expériences de terrain</i>	4
a) Les bassins	4
b) Le stockage à terre	5
c) Les débris d'écorce	5
<i>Des dépôts benthiques</i>	5
2.2 La physico-chimie des eaux de flottage	7
2.3 La composition du bois et de l'écorce	8
<i>Les polysaccharides</i>	11
<i>Les polyphénols ou flavones</i>	11
2.4 La biodégradation de l'écorce	12
<i>Les essais biologiques</i>	17
3. PARTIE EXPERIMENTALE	19
3.1 Introduction	19
3.2 Méthodologie	19
<i>Potentiel de fertilité</i>	19
<i>Facteur limitatif</i>	21
<i>Toxicité</i>	21
1. Test à partir du potentiel de fertilité	21
2. Test avec <u>Daphnia magna</u>	22
3.3 Echantillons	24
3.4 Discussion des résultats	24
<i>Caractérisation de l'état d'enrichissement</i>	24
<i>Facteur limitatif</i>	27
<i>Toxicité</i>	29

3.5 Conclusion	31
4. RESUME	34
5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	35

## 1. INTRODUCTION

L'écorce des arbres contient une multitude de substances métaboliques comme des sucres simples, des polysaccharides, des pectines, des acides aminés, des peptides et des protéines, des enzymes, des acides gras et d'autres acides organiques, des phénols, de la lignine, des terpènes, des résines, des sels et des métaux traces. Une grande partie de ces produits, étant soluble dans l'eau ou facilement dégradable, peut servir comme substrat pour des micro-organismes hétérotrophes, ou peut avoir un effet physiologique appréciable sur le métabolisme cellulaire d'organismes aquatiques.

Etant donné que de grandes quantités de résidus de bois, résultant surtout des opérations de tronçonneuses, sont chaque hiver abandonnées sur la glace du lac Talbot, il est évident que le lac reçoit annuellement un apport important de matière allochtone (écorces et sciures de bois) susceptible de perturber la qualité de l'eau du lac.

## 2. REVUE DE LA LITTÉRATURE

### 2.1 Introduction

Parmi les travaux traitant de l'impact du flottage du bois sur la qualité du milieu aquatique, celui de Schaumburg (1973), de par les préoccupations, les objectifs et les expériences de l'auteur, nous présente une approche assez générale de ce problème environnemental associé à la présence de matière organique en concentration trop grande dans les cours d'eau. Il nous a semblé intéressant de résumer, pour fins de présentation du problème, le travail de Schaumburg.

L'auteur s'est fixé comme objectifs globaux d'étudier, en laboratoire et sur le terrain, les problèmes de pollution découlant de la "percolation" de l'eau à travers des billes de bois et des débris d'écorce de quelques espèces forestières de la région du Pacifique. Des objectifs plus précis consistent à déterminer et à quantifier le caractère et le potentiel de pollution des substances "exudées" pendant le flottage. L'effet tonique des substances relâchées sera évalué par des essais biologiques. La biodégradation des percolats et des dépôts benthiques d'écorce s'insère dans les préoccupations de l'auteur ainsi que la répartition géographique des débris aux environs des aires d'opérations forestières.

#### *Les essais en laboratoire*

Les essais de percolation (leaching) sont effectués à l'intérieur de réservoirs en plexiglass d'une capacité de 150 litres. Des sections de troncs d'arbre sont immergées dans l'eau à laquelle on ajoute du chlorure de mercure à raison de 2 à 25 mg/l pour les tests statiques et de 50 mg/l pour les tests dynamiques. Cette pratique a pour effet d'inhiber le développement de flore microbienne pouvant interférer avec la mesure des paramètres physico-chimiques qui sont principalement l'indice Pearl-Benson (PBI), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO), le contenu en sucres réducteurs et les bioessais. Les essais dynamiques sont conduits de façon à

simuler l'écoulement d'un cours d'eau afin d'empêcher l'établissement d'un gradient de concentration. Une vitesse d'écoulement aussi faible que 0.3 cm/minute est nécessaire afin d'obtenir des concentrations suffisantes pour mesurer les paramètres suivants: DCO, azote, phosphore. Schaumburg vérifie la libération des substances solubles à partir des troncs décortiqués et intacts. Les extrémités sont aussi scellées à la paraffine afin de mettre en évidence la participation des extrémités des troncs dans le processus de diffusion.

Les résultats des expériences de percolation menées par Schaumburg indiquent un potentiel de détérioration de la qualité de l'eau par les substances organiques libérées pendant le flottage des billes de bois. En effet, les tannins hydrosolubles et les polyphénols en général, tels que mesurés par le paramètre PBI, sont responsables de la coloration jaune-brun que prennent les eaux de percolation ou de flottage. De plus, un résultat intéressant, mais auquel on s'attendait, toutefois, met en évidence la participation quasi exclusive de l'écorce à la coloration des eaux. On sait, en effet, et nous en discuterons les détails plus loin, que l'écorce contient des quantités appréciables de tannins et de lignine extractibles à l'eau. L'auteur exprime ces résultats en fonction de la surface des billes en contact avec l'eau. Il constate des différences entre les espèces forestières utilisées (Ponderosa pine, Douglas fir) au niveau de la quantité de matière organique libérée. Les troncs dont les extrémités sont dénudées (non paraffinées) libèrent de façon générale deux fois plus de substances organiques solubles. Les expériences utilisant de l'eau salée révèlent un comportement presque similaire du paramètre DCO alors que l'indice PBI est plus faible. On comprend qu'il s'y trouve moins de produits phénoliques de type lignine présent dans l'eau salée, possiblement à cause d'une précipitation due aux fortes concentrations de cations bivalents.

#### *Les essais biologiques*

Les eaux de percolation ont été utilisées pour effectuer des essais de toxicité. Les alevins de saumon et de truite n'ont manifesté de la mortalité vis-à-vis des percolats que dans un seul cas. L'auteur explique cette faible toxicité par une concentration plus grande de solutés dans les eaux de percolat de l'espèce "Douglas fir".



### *La biodégradabilité*

Une évaluation de la biodégradabilité des exudats a pu être effectuée en considérant le rapport  $DBO_5:DCO$  qui se situait entre 0.1 et 0.45 alors que ce rapport est de 0.7 pour le glucose et de 0.5 pour les effluents domestiques. Il s'avère qu'une grande partie des produits excrétés dans l'eau est constituée par les sucres du bois.

### *Les tests dynamiques*

Le paramètre DCO révèle une contribution plus grande de la part des eaux dynamiques que de celle des eaux stagnantes où il peut s'établir un gradient de concentration. Lors des tests dynamiques, on n'a pas mis en évidence le nitrate tandis que l'azote (Kjeldahl) dans le percolat se situe entre 0.055 et 0.073 gramme d'azote par gramme de DCO. Seulement des traces de phosphore ont été détectées au cours de l'expérience dynamique de percolation.

### *Les expériences de terrain*

#### a) Les bassins

L'impact du flottage du bois est évalué par Schaumburg (1973) dans quatre bassins peu profonds (4-12 pieds) utilisés pour l'entreposage des billes de bois. La  $DBO_{20}$  est très inférieure à la DCO. Cette constatation est appuyée par le calcul de la constante ( $DBO_5-DBO_{20}$ ) qui se situe entre 0.03 et 0.08 indiquant la présence de composés organiques complexes et de faible biodégradabilité (peut-être des polyphénols ou des tannins). Il existe dans les quatre bassins étudiés des quantités de phosphore et d'azote suffisantes pour supporter l'activité biologique. Ces deux éléments sont en relation avec la DCO et la  $DBO$  laissant supposer que ces éléments origineraient des billes de bois bien que les espèces forestières en stockage ne contiennent que peu de ces éléments. Ces deux éléments, entre autres, proviendraient des dépôts benthiques, de l'érosion ou du rejet de déchets. Il existe une relation entre l'indice PBI et le paramètre DCO puisque les composés responsables de la coloration, tels les polyphénols, sont des composés organiques oxydables chimiquement.

b) Le stockage à terre

Schaumburg (1973) a quantifié l'effet de percolation dans les tas de bois arrosés pour éviter le fendage (end-checking). Il l'évalue à 0.085 gramme en DCO par pied carré pendant 100 heures. Un arrosage en circuit fermé éviterait le rejet des eaux polluées dans les rivières.

c) Les débris d'écorce

Schaumburg, toujours dans le même rapport, évalue, par la photographie, les pertes d'écorce entre 6 et 22% dépendant de l'espèce forestière et du type de transport. Environ 10% de l'écorce sédimentent le premier jour. Ce sont surtout les petits copeaux qui s'engorgent d'eau le plus rapidement. Après 30 jours, entre 47 et 70% des débris d'écorce se retrouvent au fond de l'eau. L'auteur détermine la teneur en solides volatils des dépôts benthiques et utilise ce paramètre comme indicateur de la présence d'écorce. Des concentrations variables de chlorure dans les cours d'eau sous étude interfèrent avec la mesure de la DCO. Le contenu en solides volatils dépend aussi du contenu en matière organique autre que l'écorce (i.e. des algues, de l'humus), et de l'état de décomposition de l'écorce.

*Les dépôts benthiques*

Le rapport de Schaumburg (1973) fait ressortir plusieurs points d'intérêt que l'on retrouve dans la littérature. Ainsi, l'influence des dépôts benthiques d'écorce fait l'objet d'un rapport de Schaumburg et Walker (1973). Dans les échantillons de sédiments qu'ils ont étudiés, les auteurs ont trouvé des contenus en solides volatils plus élevés dans les zones d'activités forestières que dans ces aires non perturbées. Le diamètre des particules est aussi plus grand dans ces zones d'activités forestières.

Les auteurs considèrent l'indice de diversité comme une mesure relative de l'état de santé des organismes vivants dans ces sédiments. On suppose que la diversité des espèces décroît avec l'augmentation du stress environnemental. En se basant sur leurs résultats, les auteurs considèrent que l'écorce n'a que

peu ou presque pas d'effet sur les macro-invertébrés dans les sédiments de l'estuaire de la Yaquina. La situation pourrait cependant être bien différente si, le débit d'écoulement étant diminué, la demande en oxygène se trouvait augmentée; on pourrait alors observer une disparition des espèces de la faune benthique.

## 2.2 La physico-chimie des eaux de flottage

La demande chimique en oxygène (DCO) a aussi été utilisée, comme indicateur de la présence de matière organique dans les eaux de "percolation", par Graham et Schaumburg (1969) dans une étude expérimentale similaire à celle de Schaumburg (1973). Les auteurs ont de plus utilisé les indices PBI et le contenu en solides volatils et en carbone organique comme indicateurs de la qualité de l'eau de percolation. Leurs conclusions sont de même nature que celle de Schaumburg (1973).

Une étude plus récente de Benedict *et al.* (1974) visait la vérification de l'effet de l'âge de l'écorce sur la qualité de l'eau de percolation. Les paramètres  $DBO_5$ , DCO, PBI, l'azote (Kjeldahl) et le phosphore inorganique indiquent une capacité moindre de relargage de la part de l'écorce plus âgée qu'on a utilisé pour l'expérience. En eau salée, les valeurs des paramètres sont atténuées, sauf, comme l'indique Schaumburg (1973), en ce qui concerne le phosphore dont les quantités sont le double de celles mesurées en eaux douces. Les expériences ont été effectuées à la température de la pièce.

Dans une étude sur l'effet des débris fins de bois, Ponce (1974) utilise aussi la DCO et la DBO comme indicateurs de la qualité de l'eau en contact avec différentes parties d'arbres (aiguilles, feuilles, etc...). Selon cet auteur, un effet de masse se ferait sentir à des concentrations plus grandes que 4.1 g/l de matière organique pour la DBO, indiquant ainsi la possibilité d'interférence avec le transfert de nutriment par diffusion dans les cours d'eau.

Dans une expérience sur l'effet de la décomposition de l'écorce sur l'éclosion des oeufs de saumon, à laquelle nous reviendrons plus loin en traitant des essais biologiques, Servizi *et al.* (1970; 1971) constatent que l'eau qui percole à travers les boîtes contenant l'écorce, le sable et les oeufs, conserve une concentration de  $CO_2$  de 4.5 mg/l et que le pH se maintient entre 7.3 et 7.4. Il détecte du  $H_2S$  dans l'effluent des boîtes contenant de l'écorce fraîche. L'auteur observe une demande en oxygène de 2 à 6 mg/l lors du passage de l'eau à travers l'écorce. La demande en oxygène de l'écorce fraîche est de 150% plus grande qu'avec de la vieille écorce à 45°F, ce qui concorde avec les ré-

sultats de Benedict *et al.* (1974) sur les écorces de différents âges. Les auteurs expliquent ce phénomène par la présence de bois (phloème) après l'écorce fraîche.

Le comportement des dépôts benthiques d'écorce a été simulé par Sproul et Sharpe (1968) à l'aide de colonne en plexiglass de 36 pouces de hauteur et d'un diamètre de 6.5 pouces. Les auteurs ont ajouté des quantités d'azote et de phosphore aux colonnes d'écorce de bois dur et de bois mou afin de déterminer l'effet de ces nutriments sur la décomposition des écorces. Tous les paramètres ont augmenté au cours de la dégradation, indiquant des changements de nature chimique et microbiologique. En plus de la DCO et de la DBO, qui ont augmenté, les auteurs ont mesuré des pH inférieurs à 4, ce qui indique une transformation de la matière organique en acides organiques. Ces eaux de percolation ont montré une augmentation de l'intensité de la couleur et de l'odeur au cours de l'expérience. Dans la région anaérobie des colonnes, l'odeur était beaucoup plus prononcée et apparentée à celle du cidre de pomme. Il y avait aussi une diminution de la coloration avec l'abaissement du pH. Les auteurs ont aussi observé une relation entre la couleur et la DCO, observation également soulignée par d'autres auteurs. Les auteurs sont quelques peu ambigus lorsqu'ils expliquent par un effet microbien la diminution du contenu en polyphénols (tannin-like substances) alors que plus loin ils admettent que l'addition d'azote et de phosphore n'affecte pas significativement le contenu en tannin, la couleur et la DCO parce que les polyphénols ne seraient pas, selon eux, affectés par l'activité microbienne. Sproul et Sharpe (1968) trouvent que l'écorce de bois dur génère davantage de couleur dans l'eau que l'écorce de bois mou. Les bois mous sont cependant plus susceptibles à la dégradation. Wright (1962) souligne l'effet de l'accumulation d'écorce sur la saturation en oxygène des eaux et mentionne le risque de dégagement d'hydrogène sulfureux en draguant le fond. Enfin, Zackrisson (1974), au cours d'une investigation sur les dépôts d'écorce, a trouvé, parmi les composés organiques dissous dans l'eau, des acides acétiques, propioniques et butyriques ou les sels de ces acides.

### 2.3 La composition du bois et de l'écorce

Les auteurs dont les travaux viennent d'être résumés dans la première partie traitant de la percolation de l'eau à travers les produits en bois, ont montré, par la vérification de paramètres physico-chimiques associés à la qualité

de l'eau, qu'il était possible de distinguer une participation très active de l'écorce dans les processus de détérioration du milieu aquatique. Toutefois, les paramètres utilisés au cours des travaux n'indiquent pas toujours de façon précise la nature des composés que les chercheurs retrouvent dans les eaux de percolation. D'autre part, la détection des substances toxiques et la compréhension des phénomènes de toxicité requièrent une meilleure connaissance de la nature chimique des substances impliquées dans ces processus et nous incitent à porter plus d'attention à la composition de l'écorce.

Les principaux constituants de l'écorce qui ont fait l'objet d'étude sont aussi variés que les espèces forestières qui ont servi de source de matière première. La figure 2.1 démontre une procédure d'extraction telle que suivit par Nordström (1974). Le travail le plus exhaustif concernant la diversité des espèces forestières utilisées demeure celui de Chang et Mitchell (1955) qui ont étudié 24 espèces forestières, soit 9 espèces de bois mou et 15 de bois dur. L'intérêt de l'étude de Chang et Mitchell tient du fait que les espèces retenues pour leur étude sont des espèces nord-américaines. L'approche des auteurs est analytique. Le contenu en cendre des écorces varie entre 0.6 et 2.5% (poids sec) pour les bois mous et entre 1.5 et 10.7% pour les bois durs. Des extractions successives avec du benzène, de l'alcool, de l'eau chaude et du NaOH 1% indiquent des quantités de matériel très variables selon les espèces utilisées mais qui ne dépassent pas 30% du poids sec d'écorce. L'extrait à la soude contribue pour 50% du total de toutes les extractions successives. En neutralisant l'extrait à la soude avec HCl et après condensation à la formaldéhyde, des composés phénoliques se condensent à en juger par l'augmentation du précipité. Beri et Sharma (1972) mentionnent un procédé industriel qui utilise la propriété de condensation entre les tannins et les polyphénols pour la fabrication d'adhésifs. Chang et Mitchell (1955) ont constaté la présence de tannins chez toutes les espèces forestières analysées. Les auteurs, après hydrolyse de l'écorce avec  $H_2SO_4$  72%, ont déterminé le contenu en sucres réducteurs comme glucose. Le contenu en sucre de l'écorce est inférieur à celui du bois. Le profil des sucres identifiés dans l'écorce (glucose, xylose, galactose, mannose, arabinose) est différent de celui du bois; le glucose représente 50 à 70% des sucres totaux. Le terme "lignine" s'applique au produit, insoluble dans  $H_2SO_4$  à 72%, de l'écorce préalablement extraite au benzène, à l'alcool et à l'eau chaude. Les quantités de lignine comptent pour 14.8% à 49.9% du poids sec d'écorce.

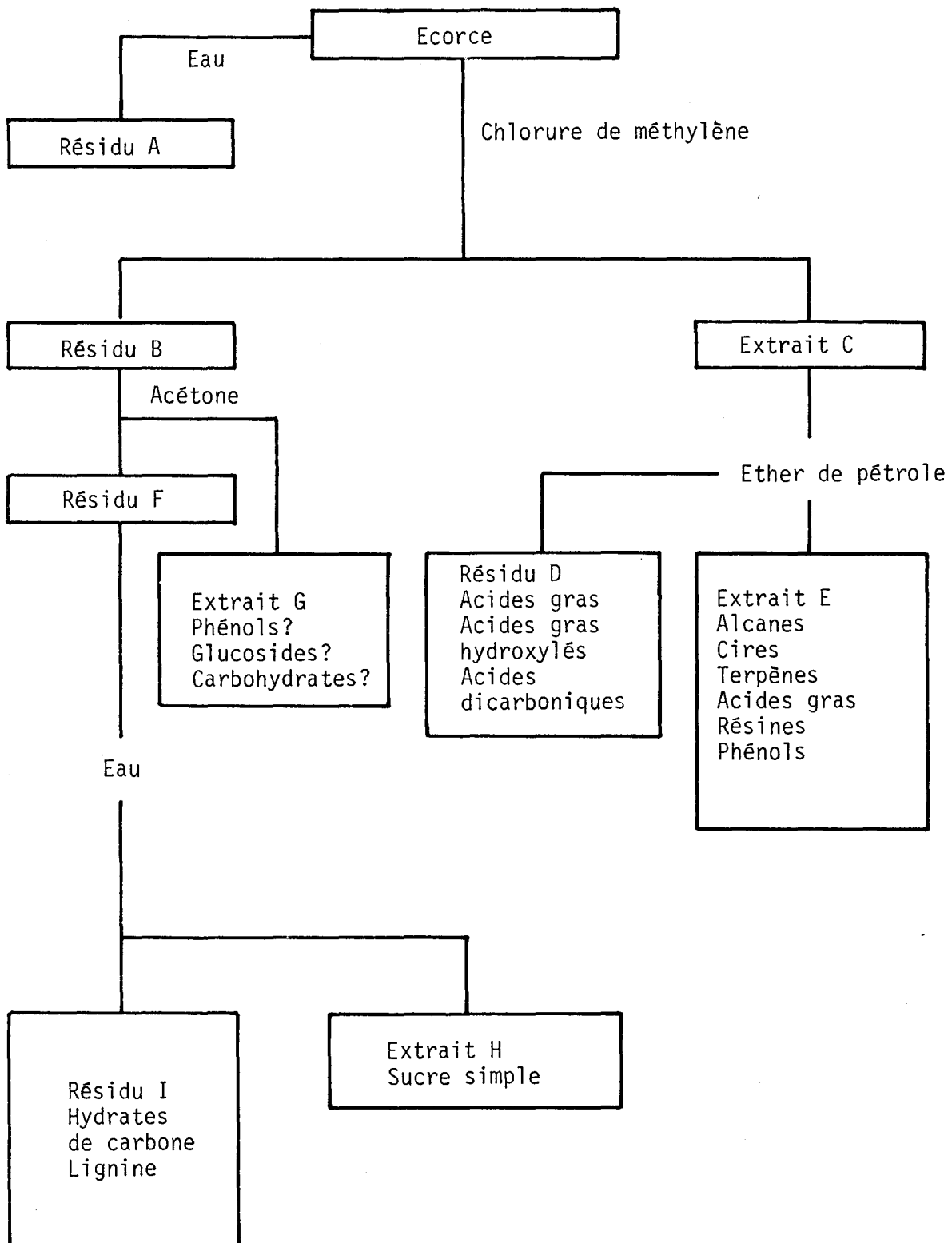


Figure 2.1: Procédure d'extraction de l'écorce (Tiré de Nordström, 1974).

Il existe une différence fondamentale entre la structure et la composition de la lignine du bois et celles de l'écorce. Les chaleurs de combustion sont sensiblement les mêmes pour l'écorce que pour le bois et ne dépasse que rarement 800 BTU par livre.

### *Les polysaccharides*

Le travail de Chang et Mitchell (1955) trace les grandes lignes de l'organisation chimico-structurale de l'écorce. D'autres auteurs ont par la suite raffiné et agrandi ce champ de connaissance. Ainsi, Timell (1961) a investigué en profondeur dans le domaine des sucres de l'écorce. Après une procédure relativement longue, l'auteur a isolé un polysaccharide de l'écorce de l'espèce *Amalilis fir*. L'auteur, après extraction des lignines, obtint différents polysaccharides dont le galactoglucomannan fit l'objet d'une recherche plus poussée (Timell, 1962). La caractérisation de trois autres hemicelluloses du bois, cette fois, a été effectuée par Schwarz et Timell (1963). Enfin, la caractérisation d'une substance de nature pectinique a été effectuée par Bhattacharjee et Timell (1965) à partir de l'écorce d'*Abies amalilis*. On possède cependant peu de renseignement sur l'impact de ces polysaccharides dans le milieu aquatique. La présence de sucres peut cependant être responsable du comportement particulier de certains paramètres physico-chimiques de l'eau (DBO, DCO).

### *Les polyphénols ou flavones*

En plus des sucres, les composés phénoliques ont fait l'objet d'une publication dans laquelle Markham et Porter (1973) ont étudié d'une part les tannins condensés et d'autre part les composés phénoliques simples (non-tannins) de l'espèce *Pinus radiata*. Les auteurs ont mis en évidence la présence de 22 composés phénoliques non-tannins solubles dans l'acétate d'éthyl. L'identité de certains composés est connue ainsi que la structure. Le dihydroquercetin représente 2% du poids sec de l'écorce et 50% de tous les composés phénoliques non-tannins. Quant aux tannins condensés, ils constituent 20% du poids sec de l'écorce. Ces composés de nature phénolique possèdent des poids moléculaires compris entre 25,000 et 35,000. Ils sont solubles dans NaOH 1%. Les tannins condensés sont responsables de la couleur rouge-brun caractéristique de l'écorce.



Les tannins condensés ou polyphénols du type procyanidin ont été étudiés par Porter (1974) qui en a déterminé la structure, laquelle semble résulter de réactions de condensation d'unités plus simples comme le dihydroquercetin. (figure 2.2).

Parker (1974) s'est intéressé aux sucres liés aux polyphénols de l'écorce. L'auteur n'a pu mettre en évidence de changement dans le contenu des sucres liés aux phénols contrairement aux sucres libres dont la concentration fluctue au cours des saisons. Weston (1973), en utilisant l'écorce de Pinus radiata, a identifié plusieurs composés extractibles au benzène. Les composés principaux sont des hydrocarbures aliphatiques, des cires, des terpènes et des cétones.

La plupart des travaux consultés mettent en relief la nature organique des constituants de l'écorce. Les polyphénols représentent une fraction importante des substances identifiées. Des composés polymérisés conduisent, comme nous l'avons vu, à des structures complexes et nécessitent pour leur caractérisation des travaux particulièrement élaborés comme c'est le cas avec les polysaccharides et les tannins condensés. Dans une autre partie, nous retiendrons les travaux dans lesquels les auteurs ont attaché plus d'importance aux phénomènes de dégradation de l'écorce.

#### 2.4 La biodégradation de l'écorce

Face à la quantité considérable d'information traitant de la décomposition du bois et de l'écorce, nous n'avons retenu que les travaux qui nous ont semblé pertinents à l'écorce. En effet, l'écorce s'est avérée être la principale partie du bois responsable de la détérioration de l'eau. On peut supposer que les produits de décomposition de l'écorce sont aussi impliqués dans les processus de détérioration et de toxicité. Bien que les processus de décomposition soient relativement lents en milieu naturel, Servizi *et al.* (1971) ont souligné la possibilité d'une demande en oxygène de la part des dépôts benthiques d'écorce et de la formation de produits organiques pouvant être relâchés dans le milieu, ce qui résulterait en un stress pour les organismes aquatiques, en particulier pour les saumons.

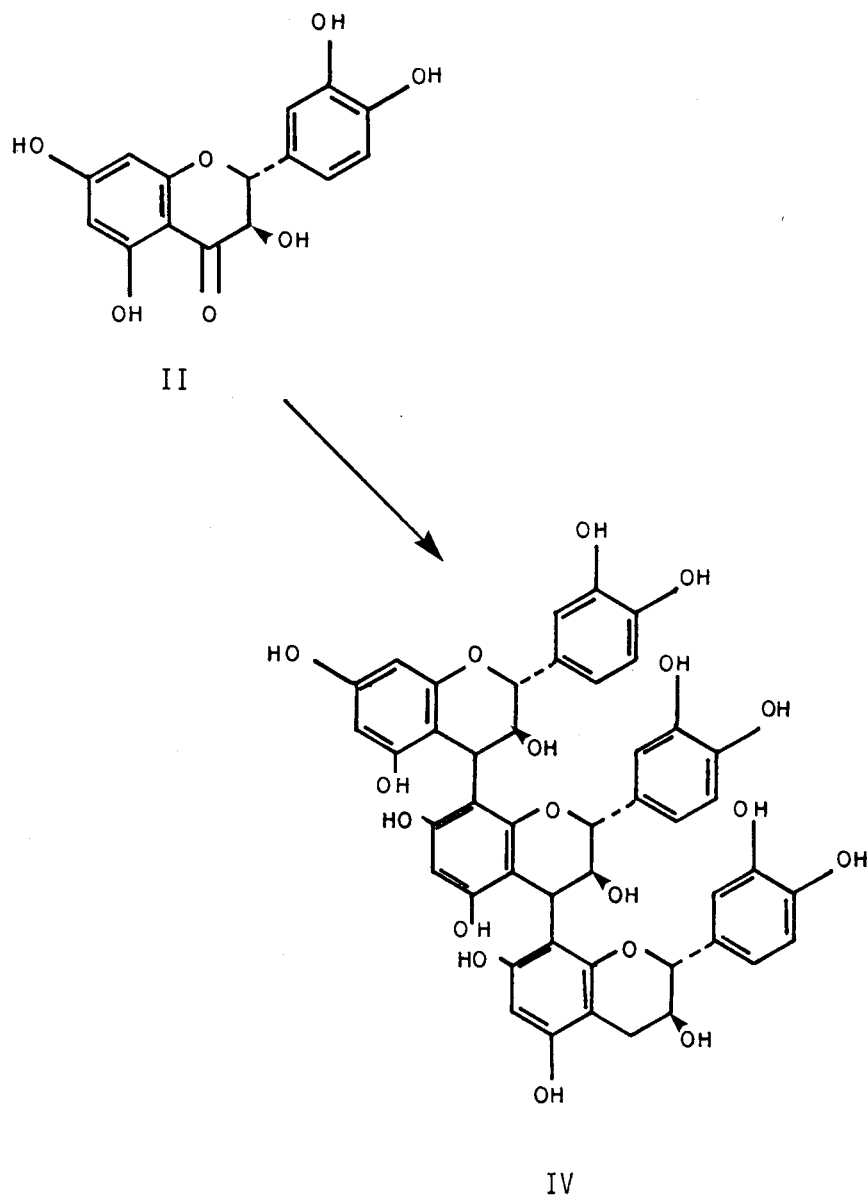


Figure 2.2: Dihydroquercetin (II) pouvant se condenser pour former un procyanidin (IV). (Structures tirées de Porter, 1974, et de Markham et Porter, 1973).

La décomposition de l'écorce demeure un phénomène microbiologique très complexe et les résultats présentés dans la littérature sont quelquefois contradictoires. Les différentes espèces forestières et les méthodes expérimentales varient souvent d'un auteur à l'autre. Néanmoins, Nordström (1974) a effectué une étude dans laquelle l'écorce de Picea abies constituait la seule source de carbone pour la croissance du champignon Aspergillus fumigatus. La cellulose et l'hemicellulose ont servi de substrat tandis que la lignine n'était pas attaquée. Par contre, Santra et Naudi (1975) rapportent des taux de décomposition de 6% de la lignine et de 5% de la cellulose après 8 mois de contact entre l'espèce tropicale forestière qu'ils ont utilisé et le champignon Forues durissimus. Nordström a aussi étudié la croissance d'Aspergillus sur différentes fractions de l'écorce. Ainsi, la fraction comprenant les acides gras s'est avérée un mauvais substrat alors que l'extrait aqueux montrait une croissance fongique explicable par la présence de carbohydrates dans l'extrait.

La dégradation microbienne de l'écorce a aussi été étudiée par Updegraff et Grant (1975). Les auteurs ont utilisé l'écorce de Pinus radiata. (tableau 2.1). Les taux de fermentation observés à partir de l'écorce brute étant trop faible pour que l'utilisation à l'échelle industrielle soit économiquement rentable, les auteurs ont retenu l'extrait à l'acide sulfurique dilué (1%) pour leur expérience. (tableau 2.2). Il apparaît, même avec l'hydrolysate acide, que l'écorce ne permet pas d'envisager la production de protéine cellulaire de façon économique. Les auteurs n'ont pu mettre en évidence l'utilisation des tannins par les champignons.

A partir d'extrait de lignine et d'acides phénoliques, Hata *et al.* (1966) ont étudié les produits de décomposition des champignons de la pourriture blanche, Fomes fomentarius et F. amosus. Les champignons ont une croissance plus lente dans le milieu aux acides phénoliques que dans le milieu contenant la lignine. Les produits d'oxydation de la lignine du bois et de l'écorce ont été la vanilline, l'acide vanillique, le parahydroxybenzaldéhyde alors qu'avec les acides phénoliques on retrouvait, en plus des précédents composés, de l'aldéhyde protocatéchuique. Il semblerait, selon les auteurs, que les acides phénoliques possèdent une structure chimique différente de celle des lignines.

TABLEAU 2.1: Composition chimique de l'écorce de Pinus radiata<sup>1</sup>.

Constituant	Poids sec (%)
Lipides	6
Flavones et tannins condensés	21
Holocellulose	26
Lignine	11
Acides phénoliques	39
Sucres libres	1
Cendres	3

<sup>1</sup> Tiré de Updegraff et Grant (1975).

**TABLEAU 2.2:** Composition des extraits à l'eau (A) et à l'acide sulfurique (S) de l'écorce de *Pinus radiata*<sup>1</sup>.

Composition	Poids d'écorce (%)	
	Extrait A	Extrait S
DCO	22	24
Tannins	15.6	3.5
Solides totaux	23	29
Glucose	0.5	1.0
Galactose	trace	0.6
Mannose	-	0.2
Fructose	0.3	0.2
Arabinose	0.2	1.5
Xylose	-	0.6
Sucrose	0.1	-
Uronate	-	trace
Polysaccharide	0.1	trace

<sup>1</sup> Tiré de Updegraff et Grant (1975).

Enfin, une communication de Cornaby et Waide (1973) fait état de la fixation d'azote dans des troncs d'arbre en décomposition. Les auteurs ont utilisé la technique de réduction de l'acétylène pour démontrer la présence de ce phénomène aussi bien en milieu aérobie qu'anaérobie. On comprend l'intérêt de la fixation de l'azote dans les processus de décomposition quand on considère que le rapport C:N est très élevé dans le bois et que l'azote constitue souvent un facteur limitant dans la décomposition des arbres.

### *Les essais biologiques*

La méthode la plus apte à déterminer la toxicité d'un produit donné consiste à mettre un organisme-test en contact avec la substance en question et à observer l'organisme pendant un certain temps afin de détecter des modifications physiologiques ou autres.

Parmi les organismes utilisés pour vérifier la toxicité des percolats du bois ou de l'écorce, on retrouve surtout des poissons. Ponce (1974) s'est servi d'alevins de truite et de guppies pour vérifier le potentiel toxique des eaux de percolation d'un échantillon de 50 g dans un litre d'eau. On a déterminé la concentration toxique pour 50% de la population initiale ( $LC_{50}$ ).

Les guppies (Poecilata reticulatus) ont toléré des concentrations plus élevées que ne l'ont fait les alevins de truites. Toutefois, l'auteur admet qu'aux concentrations de percolat utilisées, il est fort probable que la demande en oxygène soit responsable de la mortalité, ce qui serait en accord avec le rapport de Schaumburg (1973) indiquant l'absence de toxicité aiguë pour les alevins de truites et de saumons qu'il a soumis à des percolats de troncs pendant 96 heures. Il mentionne un cas de toxicité mais ne donne pas de détail autre que l'espèce forestière employée. Une méthode de préservation au mercure des percolats lui a permis de contrecarrer l'action microbienne. Avant les tests biologiques, les échantillons étaient traités avec un agent chélateur qui éliminait le mercure qu'on avait utilisé comme préservatif.

L'absence de toxicité des eaux de percolation peut signifier des seuils sous-léthaux, comme l'ont indiqué MacLeod et Smith (1965), lesquels ont préféré étudier le métabolisme actif des menés (Pimephales promellas) en présence de fibres de bois.

Pour ce faire, les auteurs ont mesuré la consommation d'oxygène des poissons ainsi que leur endurance à la nage. Il semble que l'effet dépressif sur le métabolisme puisse s'expliquer par un mauvais fonctionnement du système respiratoire résultant d'un blocage des branchies par les fibres. Cet effet serait encore plus marqué à haute température et à faible concentration d'oxygène.

Servizi *et al.* (1970; 1971) ont simulé en laboratoire des frayères à saumon. Ils ont pu ainsi déterminer l'effet de la dégradation de l'écorce sur le taux d'éclosion des oeufs. Bien que les percolats d'écorce ne soit pas une cause directe de toxicité, les auteurs ont pu constater le développement de bactéries filamenteuses du genre Sphaerotilus dans les spécimens d'écorce fraîche. Une production de H<sub>2</sub>S était associée aux développements de ces bactéries, lesquelles agissent en bloquant les branchies des alevins, tout comme les fibres de MacLeod et Smith. Les bactéries filamenteuses peuvent aussi former un limon qui empêche une bonne circulation d'eau dans les couches sous-jacentes de la frayère, privant ainsi les oeufs et jeunes alevins d'un apport d'oxygène et d'éléments nutritifs indispensables.

### 3. PARTIE EXPERIMENTALE

#### 3.1 Introduction

Afin de caractériser sommairement l'impact, sur certains organismes aquatiques, de la matière organique provenant des opérations forestières effectuées autour du lac Talbot, deux organismes ont été sélectionnés: une algue verte: *Selenastrum capricornutum* et un crustacé: *Daphnia magna*.

Les expériences réalisées à l'aide de la souche d'algues avaient pour but de caractériser l'état d'enrichissement des eaux du lac Talbot (potentiel de fertilité), d'identifier les facteurs chimiques contrôlant la production primaire des échantillons d'eau (facteur limitatif) et enfin de mettre en évidence la présence de substances qui auraient un effet inhibitif sur la croissance de la population d'algues utilisée (toxicité).

Les expériences effectuées à l'aide du crustacé avaient pour but d'étudier la qualité des eaux du lac Talbot et de mettre en évidence la présence de substances toxiques vis-à-vis des daphnies.

#### 3.2 Méthodologie

##### *Potentiel de fertilité*

Cette technique a été développée par l'*Environmental Protection Agency* des Etats-Unis (EPA, 1971) et a été récemment adaptée aux besoins des utilisateurs québécois par l'INRS-Eau (1976). Ce type de bioessai, réalisé à l'aide d'une population allochtone d'algues (*Selenastrum capricornutum*), mesure le potentiel d'un milieu aquatique à supporter la croissance d'organismes phototrophes. Skullbert (1964) a résumé les divers avantages de l'utilisation de cette algue. Notons, entre autres choses, sa distribution particulièrement étendue: l'algue se retrouve à la fois dans les eaux oligotrophes et dans des eaux eutrophes.

La technique utilisée consiste essentiellement à prendre un échantillon d'eau stérilisée (eau non filtrée) et à y ensemer une souche d'algues (*Selenastrum capricornutum*: 5,000 algues/ml). La souche utilisée ici provient



du "Pacific Northwest Water Laboratory", Corvallis, Oregon. Elle est répétée à toutes les deux semaines et seules les cultures en phase de croissance exponentielle servent d'inoculum. Les conditions d'incubation des échantillons d'eau sont les suivantes: 16 heures de photo-période (5,400 lux), suivie par une période d'obscurité (8 heures), une température de  $24 \pm 2^{\circ}\text{C}$ . Les échantillons inoculés sont agités à la main tous les jours et la population d'algues est mesurée à la fin de la période d'incubation (21 jours) à l'aide d'un compteur de particules (Coulter Counter Model ZB, cellule de  $100\mu$ ); la valeur ainsi obtenue s'exprime en quantité de particules par millilitre. Cette valeur (nombre de cellules/ml) est par la suite transformée en biomasse à l'aide d'une constante (INRS-Eau, 1976).

Afin d'apporter plus de précision à la mesure, la détermination du potentiel de fertilité d'un échantillon d'eau requiert un test effectué en triplicata où les coefficients de variation sont calculés d'après la relation suivante:

$$\text{CV} = \frac{S_x}{\bar{X}}$$

où:

CV = coefficient de variation (%);

$S_x$  = écart type;

$\bar{X}$  = moyenne arithmétique.

Pour un CV < 20%, la valeur du potentiel de fertilité est établie d'après la moyenne arithmétique des trois mesures. Pour un CV > 20%, la valeur du coefficient de variation est alors corrigée. Deux des trois valeurs sont alors utilisées: le choix est fait de façon à avoir un CV < 20%; si, malgré cette sélection, il reste impossible d'obtenir un CV < 20%, les trois valeurs sont alors rejetées.

L'ensemble des valeurs des potentiels de fertilité présentées à l'intérieur de ce rapport ont été calculées selon cette technique; seules les moyennes arithmétiques caractérisées par un CV < 20% apparaissent aux différents tableaux.

### *Facteur limitatif*

Le facteur chimique de contrôle de la production primaire est identifié par un test biologique aussi développé par l'EPA (1971). La technique consiste globalement à diviser l'échantillon d'eau à analyser en cinq sous-échantillons et à ajouter au premier de l'azote (0.7 mg N/l;  $\text{NaNO}_3$ ), au second du phosphore (0.060 mg P/l;  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ), au troisième un mélange d'azote et de phosphore (0.7 mg N/l + 0.060 mg P/l), au quatrième un mélange d'éléments mineurs (mélange du milieu de culture PAAP: EPA, 1971) et à un cinquième de l'EDTA (acide éthylènediamine tétracétique: 10  $\mu\text{m}$ ). Les différents sous-échantillons sont inoculés, incubés et agités à la main tous les jours. La population d'algues est mesurée au bout de 21 jours et le ou les éléments (azote, phosphore, mélange azote + phosphore, éléments mineurs, EDTA) qui provoque la meilleure stimulation identifie le facteur chimique de contrôle de la production primaire.

### *Toxicité*

#### 1. Test à partir du potentiel de fertilité

La mise en évidence d'un phénomène d'intoxication est faite ici à partir d'une approche développée à l'INRS-Eau (1976) et basée sur les observations faites par Miller *et al.* (1974) et Greene *et al.* (1974). Cette approche consiste à comparer la mesure du potentiel de fertilité obtenue avec la valeur du potentiel de fertilité théorique. Cette dernière valeur est calculée à partir de l'élément chimique de contrôle et représente la production théorique de l'échantillon d'eau. Cette valeur du potentiel de fertilité théorique est établie selon les équations suivantes:

$$\begin{aligned} \text{PFTn} &= [\text{Nti}] \times 38 \text{ et} \\ \text{PFTp} &= [\text{Pti}] \times 430 \quad \text{si } [\text{Pti}] > 0.010 \text{ mg P/l} \\ &= [\text{Pti}] \times 100 \quad \text{si } [\text{Pti}] < 0.010 \text{ mg P/l} \end{aligned}$$

où:

PFTn = potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations d'azote total inorganique;

- [Nti] = concentration d'azote total inorganique (mg N/l);  
 PFTp = potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations de phosphore total inorganique;  
 [Pti] = concentration de phosphore total inorganique (mg P/l).

Le choix du paramètre à utiliser (PFTn ou PFTp) pour déterminer la valeur du potentiel de fertilité théorique (PFT) se fait d'après l'identification du *facteur limitatif*. Un phénomène d'intoxication sera mis en évidence lorsque la valeur du potentiel de fertilité mesuré est significativement inférieure à la valeur du potentiel de fertilité théorique, soit:

$$PF < PFT \quad (\text{INRS-Eau, 1976})$$

De plus, afin de tenter une caractérisation de la nature des éléments toxiques présents dans le milieu, des expériences sont réalisées à l'aide d'ajouts d'EDTA. Cette substance forme des complexes avec les éléments toxiques inorganiques et réduit ainsi les effets inhibitifs de ces éléments (Steeman Nielsen et Wium-Andersen, 1971; Jensen *et al.*, 1974): une stimulation de croissance de la population d'algues inoculées est alors observée pour les échantillons d'eau enrichi d'EDTA.

## 2. Test avec *Daphnia magna*

Ce test de toxicité est basé sur l'étude de l'effet que le toxique a sur le crustacé *Daphnia magna* (désigné par le nom commun daphnie). Etant donné la sensibilité de l'organisme vis-à-vis d'un grand nombre de toxiques, il est bien adapté pour servir comme indicateur biologique dans des bio-essais pour détecter la présence de toxiques.

Elle a été proposée comme tel dans plusieurs parties du monde et la méthode que nous avons suivie a été proposée par l'Association française de normalisation (AFNOR). Cette méthode utilise comme indicateur de toxicité l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Strauss. L'essai est basé sur la détermination dans des conditions définies de la dilution de l'eau qui en 24

heures, immobilise 50% des daphnies mises en expérimentation. Cette dilution est désignée par CI 50 - 24 h.

L'essai est conduit en deux étapes:

- un essai préliminaire qui donne une indication approximative de la CI 50 - 24 h et sert à déterminer la gamme des concentrations définitives;
- un essai définitif dont le résultat est seul retenu.

Pour l'essai préliminaire, les effets de 9 dilutions comprises entre 1.11 x et 10,000 x furent étudiés. Le pH des échantillons d'eaux avait été ajusté à  $8.0 \pm 0.2$  à l'aide d'une solution concentrée d'acide chlorhydrique ou d'hydroxide de sodium, tandis que l'eau de dilution avait la composition suivante:

NaHCO <sub>3</sub>	0.20 g
CaCl <sub>2</sub>	0.22 g
K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0.03 g
H <sub>2</sub> O (bidistillée)	1000 ml.

Cette eau avait été aérée avant usage pour obtenir une teneur en oxygène dissous supérieure à 80% de la saturation. Les daphnies utilisées furent élevées dans le laboratoire selon les méthodes décrites par Lundahl (1974) et AFNOR (1974). Leur taille était telle que les individus pouvaient passer à travers un tamis d'ouverture de mailles 800 µm, mais qu'ils furent retenus sur un tamis d'ouverture de maille 560 µm.

Leur sensibilité (CI 50 - 24 h) avait été vérifiée en utilisant une série de solutions de bichromate de potassium à concentrations connues. Les daphnies incapables de se déplacer dans les 15 secondes qui suivirent une légère agitation furent considérées comme étant immobilisées.

Dans l'essai définitif les pourcentages furent évalués de daphnies immobilisées en 24 h dans 10 dilutions différentes de l'eau examinée. Les 10 dilutions avaient été choisies de manière à recouvrir et à déborder

de part et d'autre l'intervalle des dilutions qui lors de l'essai préliminaire faisaient passer le pourcentage d'immobilisation de 0 à 100%. Pour chaque dilution, 4 tubes à essais furent préparés contenant chacun 5 daphnies.

### 3.3 Echantillons

Cette étude a comporté uniquement deux campagnes de prélèvements pour le secteur présumément affecté par les opérations forestières (lac Talbot) et une seule campagne de prélèvement pour le secteur témoin (lac Beloeil). Trois stations d'échantillonnage furent localisées sur le lac Talbot (figure 3.1) et une station fut établie sur le lac Beloeil.

Les stations furent échantillonnées par les Services de protection de l'environnement du Québec le 18 mars 1976 et le 22 septembre 1976. L'échantillonnage s'effectuait près de la surface de l'eau et proche des sédiments. Les échantillons furent transportés le jour même au laboratoire ou ils furent tenus congelés à  $-4^{\circ}\text{C}$  jusqu'au moment de leur analyse biologique.

### 3.4 Discussion des résultats

#### *Caractérisation de l'état d'enrichissement*

L'état d'enrichissement des eaux en substances nutritives peut être caractérisé à partir de la mesure du potentiel de fertilité (INRS-Eau, 1976). Cette caractérisation s'effectue alors à partir des indices d'enrichissement qui peuvent être associés à des niveaux trophiques. Une telle approche peut difficilement être applicable ici; le nombre restreint de prélèvements nous invite à être prudent. Des études antérieures effectuées sur différents bassins ont en effet mis en évidence de grande variation du PF pour une période annuelle (INRS-Eau, 1976; 1977). Ces variations seraient par exemple reliées à l'action de différents facteurs (utilisation des territoires drainés, effets des événements hydrologiques, etc...) sur la ressource.

Les mesures du potentiel de fertilité (PF) des différents échantillons d'eau (naturels et enrichis) apparaissent au tableau 3.1. Pour le prélèvement de mars une différence significative entre les valeurs de PF des eaux du

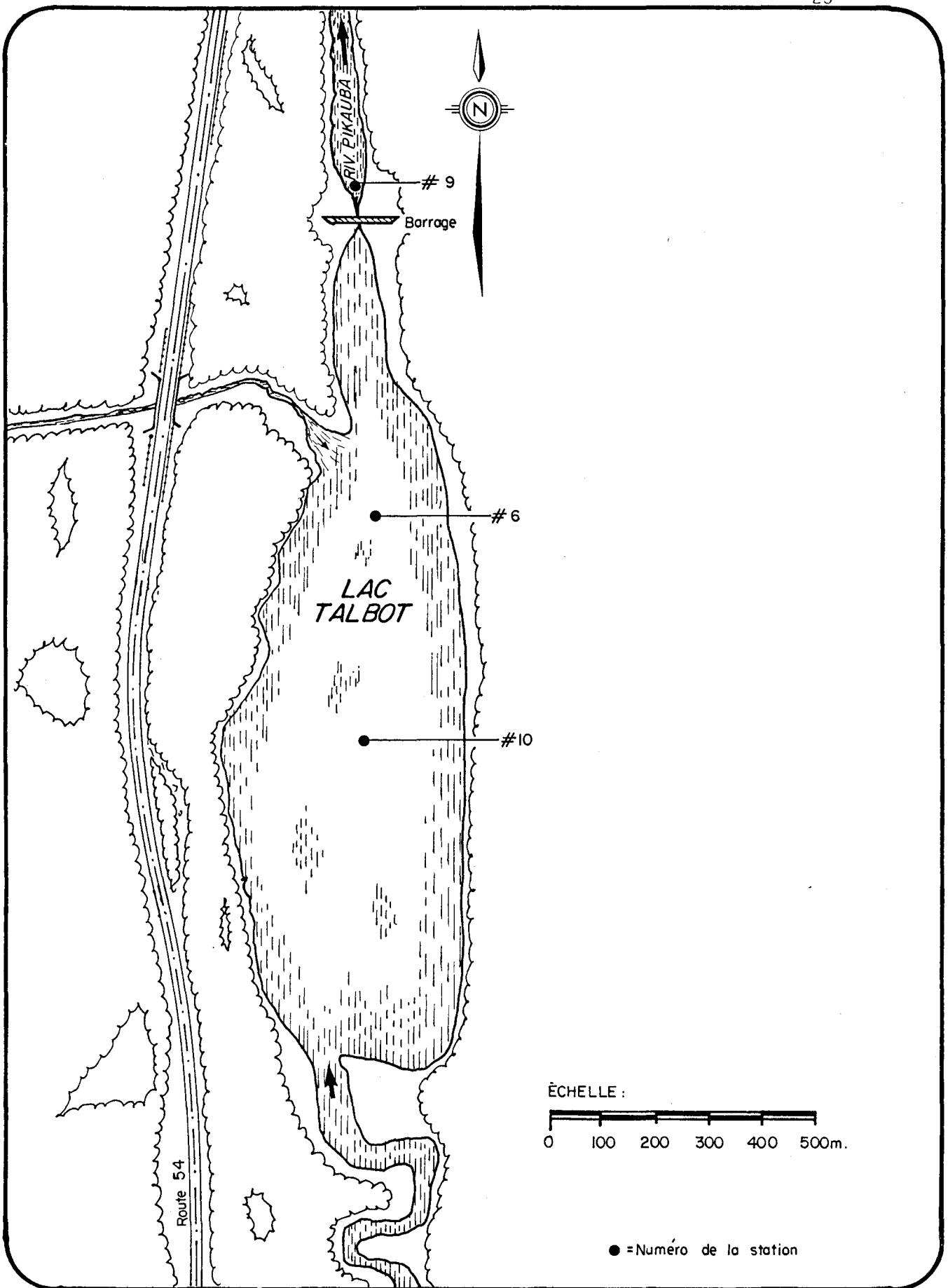


Figure 3.1 .Schéma d'emplacement des stations situées sur le lac Talbot .

**TABLEAU 3.1: POTENTIEL DE FERTILITE DES ECHANTILLONS  
D'EAU NATURELS ET ENRICHIS.**

PRELEVEMENT DU 18 MARS 1976						
	PF <sup>1</sup>	PFN <sup>2</sup>	PFp <sup>3</sup>	PFNP <sup>4</sup>	PFM <sup>5</sup>	PFE <sup>6</sup>
LAC BELOEIL (SURFACE)	1.2	1.1	4.8	32	1.2	0.4
LAC TALBOT						
No. 10 SURFACE	3.9	3.7	7.1		3.7	0.3
No. 6 SURFACE	3.0	2.9	8.4	43	2.9	2.8
No. 9 SURFACE	3.0	2.6	5.9	46	2.8	3.7

PRELEVEMENT DU 22 SEPTEMBRE 1976						
	PF	PFN	PFp	PFNP	PFM	PFE
LAC TALBOT						
No. 10 SURFACE	0.7	3.0	0.6	46	0.9	0.4
No. 10 PROFONDEUR	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
No. 6 SURFACE	0.5	1.8	< 0.1	48	0.4	0.1
No. 6 PROFONDEUR	0.9	2.2	0.1	46	1.5	0.9
No. 9 SURFACE	1.4	1.5	1.2	52	1.6	0.8

<sup>1</sup>PF : POTENTIEL DE FERTILITE DE L'ECHANTILLON D'EAU (MG D'ALGUES/L).

<sup>2</sup>PFN : POTENTIEL DE FERTILITE DE L'ECHANTILLON D'EAU ENRICHIS AVEC 0.7 MG<sup>N</sup>/L.

<sup>3</sup>PFp : POTENTIEL DE FERTILITE DE L'ECHANTILLON D'EAU ENRICHIS AVEC 0.060 MG<sup>P</sup>/L.

<sup>4</sup>PFNP : POTENTIEL DE FERTILITE DE L'ECHANTILLON D'EAU ENRICHIS AVEC 0.7 MG<sup>N</sup>/L + 0.060 MG<sup>P</sup>/L.

<sup>5</sup>PFM : POTENTIEL DE FERTILITE DE L'ECHANTILLON D'EAU ENRICHIS DU MELANGE D'ELEMENTS MINEURS DU MILIEU DE CULTURE PAAP 30% (EPA, 1971).

<sup>6</sup>PFE : POTENTIEL DE FERTILITE DE L'ECHANTILLON D'EAU ENRICHIS D'EDTA (10<sup>μ</sup>M).

lac Talbot et celles des eaux du lac Beloeil apparaît; le niveau d'enrichissement en substances nutritives des eaux du lac Talbot serait plus élevé. Une telle comparaison entre les deux lacs ne peut malheureusement pas être faite à nouveau à partir des mesures effectuées sur les prélèvements de septembre: la station du lac Beloeil ne fut pas échantillonnée. Notons toutefois une baisse marquée des valeurs de PF du lac Talbot à cette date par rapport aux valeurs observées pour le prélèvement du mois de mars.

#### *Facteur limitatif*

L'analyse des valeurs de PF mesurées sur les échantillons d'eau (tableau 3.1: comparer PF des échantillons naturels avec PF des échantillons enrichis) montre que le facteur chimique de contrôle de la production autotrophe des échantillons est soit le phosphore, soit l'azote; en effet, une augmentation des valeurs de PF est mesurée avec les ajouts de phosphore (tableau 3.1: comparer PFp ↔ PF, prélèvement de mars) ou avec les ajouts d'azote (tableau 3.1: comparer PFn ↔ PF, prélèvement de septembre). L'importance de la stimulation observée avec les ajouts du mélange azote + phosphore (tableau 3.1: comparer PFnp ↔ PF, prélèvement de mars ou septembre) démontre clairement l'importance de ces deux éléments en tant que facteur de contrôle de la production. Signalons enfin qu'aucun effet de stimulation n'est observé avec les ajouts d'éléments mineurs (PFm): ces éléments n'auraient donc que peu ou pas d'effets sur la production de nos échantillons.

L'étude des valeurs des coefficients de stimulation (tableau 3.2) nous permet de comparer l'importance de l'effet limitatif du phosphore ou de l'azote entre les différentes stations. Les variations observées traduisent la présence de phénomènes pouvant affecter la production autotrophe.

L'analyse des valeurs des coefficients de stimulation aux ajouts d'azote et de phosphore, pour les prélèvements de mars, identifie clairement le phosphore comme facteur de contrôle de la production (tableau 3.2: comparer les valeurs de N et de P). Signalons de plus que la valeur maximale (P = 4) est observée à la station du lac Beloeil alors que des valeurs plus faibles sont calculées pour les échantillons du lac Talbot. Ce phénomène traduit un état d'en-



TABLEAU 3.2: Coefficient de stimulation

PRELEVEMENT DU 18 MARS 1976		
	<sup>1</sup> N	<sup>2</sup> P
LAC BELOEIL (surface)	0.9	4
LAC TALBOT		
No. 10 Surface	1.0	1.8
No. 6 Surface	1.0	2.8
No. 9 Surface	0.9	2.0

PRELEVEMENT DU 22 SEPTEMBRE 1976		
	N	P
LAC TALBOT		
No. 10 Surface	4.3	0.9
No. 10 Profondeur	*	*
No. 6 Surface	3.6	*
No. 6 Profondeur	2.4	0.1
No. 9 Surface	0.9	0.9

<sup>1</sup> N: potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi avec 0.7 mg N/l (PFn).  
potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau naturel (PF)

<sup>2</sup> P: potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi avec 0.06 mgP/l (PFp).  
potentiel de fertilité de l'échantillon naturel (PF)

\* Valeurs inférieures à la limite de détection (<0.1m/l).

richissement en substances nutritives plus élevées pour les eaux du lac Talbot. Notons de plus que la station no 10 serait la station qui présente à la fois la valeur de PF la plus élevée (tableau 3.1: PF = 3.9) et la valeur de P la plus faible (tableau 3.2: PF = 1.8); cette situation traduit pour cette station un niveau d'enrichissement en substances nutritives supérieur à celui des autres stations. Une relation a en effet été établie entre le niveau trophique d'un lac et le facteur chimique de contrôle de la production de l'algue *Selenastrum capricornutum*: le phosphore limiterait la production d'échantillon en provenance de lac oligotrophe alors que l'azote contrôlerait la production d'échantillons de lacs eutrophes (Miller *et al.*, 1974).

L'activité des producteurs primaires ou encore l'effet des sources diffuses sont aussi susceptibles de faire varier le facteur chimique de contrôle de la production (INRS-Eau, 1976). Ainsi, il n'est pas étonnant d'observer qu'au mois de septembre les coefficients de stimulation aux ajouts d'azote identifie clairement cet élément comme facteur chimique limitant la production primaire des échantillons d'eau.

### *Toxicité*

La mise en évidence du phénomène d'intoxication des eaux est faite ici à partir d'une comparaison des valeurs de PFT (potentiel de fertilité théorique) et des valeurs de PF ont été calculées à partir des concentrations de l'élément chimique contrôlant la production (prélèvement de mars: P-inorg; prélèvement de septembre. N-inorg).

L'analyse des valeurs obtenues montrent aucun effet d'intoxication pour les échantillons prélevés en septembre. En effet, les concentrations d'algues mesurées (PF) sont semblable et mêmes supérieures aux concentrations calculées (PFTp: tableau 3.3). Ce phénomène serait attribuable aux concentrations de phosphore utilisées lors du calcul de PFTp; en effet, PFTp est ici déterminé non à partir des concentrations du phosphore total inorganique mais à partir des concentrations d'ortho-phosphate (fraction filtrée, seules les analyses de phosphore inorganique étant disponibles pour le mois de mars).

TABLEAU 3.3: Potentiel de fertilité calculé et potentiel de fertilité mesuré

PRELEVEMENT DU 18 MARS 1976		
	PFTp <sup>1</sup>	PF <sup>2</sup>
LAC BELOEIL (surface)	0.9	1.2
LAC TALBOT		
No. 10 Surface	0.8	3.9
No. 6 Surface	0.8	3.0
No. 9 Surface	0.8	3.0

PRELEVEMENT DU 22 SEPTEMBRE 1976		
	PFTn <sup>3</sup>	PF
LAC TALBOT		
No. 10 Surface	1.1	0.7
No. 10 Profondeur	32.3	< 0.1
No. 6 Surface	1.5	0.5
No. 6 Profondeur	0.8	0.9
No. 9 Surface	1.1	1.4

<sup>1</sup> PFTp: potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations d'ortho-phosphate (fraction filtrée).

<sup>2</sup> PF : potentiel de fertilité mesuré.

<sup>3</sup>PFTn: potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations d'azote sous forme ammoniacale.

En septembre, un effet d'intoxication est clairement mis en évidence à la station 10 - profondeur: la valeur de PFT est nettement supérieure à la valeur de PF (tableau 3.3). Un effet d'intoxication moins évident est aussi observé aux stations 10 - surface et 6 - surface; notons enfin que les stations 6 - profondeur et 9 ne présentent pas d'effet d'intoxication: les valeurs de PFT sont inférieures ou égales aux valeurs de PF. Signalons enfin que l'analyse de certains paramètres physico-chimiques mettent aussi en évidence la situation particulière de la station 10 - profondeur (tableau 3.4).

Cette situation particulière serait attribuable à la présence de substances toxiques organiques. En effet, les expériences réalisées à l'aide d'ajouts d'EDTA (tableau 3.1) montre que les valeurs de PF ne sont pas stimulées par la présence d'EDTA, un agent pouvant former des complexes avec les substances toxiques inorganiques.

Les tests avec Daphnia magna ont tous donnés des résultats négatifs, donc une absence de toxicité vis-à-vis cet organisme. Il faut ajouter d'ailleurs que l'échantillon non-dilué de la station 10 en profondeur s'avérait légèrement toxique avant ajustement du pH à 8.0. Il faut aussi signaler que, selon la méthodologie suivie, toutes les eaux furent aérées avant le bio-esai de sorte que la possibilité d'un effet nocif dû à la présence de  $H_2S$  dans l'échantillon no 10 en profondeur (tableau 3.4) fut éliminée.

### 3.5 Conclusion

Les différentes valeurs obtenues à la suite des essais biologiques réalisées avec la population d'algues utilisées (*S. capricornutum*) mettent en évidence une affectation de la ressource. Cette affectation est perçue à partir des variations du niveau d'enrichissement des eaux en substances nutritives et en substances toxiques.

L'analyse des valeurs de PF (tableau 3.1) montre en effet que les eaux du lac Talbot présentent un niveau d'enrichissement en substances nutritives plus élevé que les eaux du lac Beloeil considérées comme n'étant pas affectées par les opérations forestières. De plus, l'analyse des coefficients de stimulation aux ajouts d'azote et de phosphore (tableau 3.2) dénote aussi un ni-

TABLEAU 3.4 : QUELQUES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES  
DU LAC TALBOT

	pH	OXYGENE DISSOUS	S <sup>=</sup>
No. 10- surface	10.1	4.8	0.83
No. 10- profondeur	4.8	0	2.90
No. 6- surface	6.0	4.2	0.06
No. 6- profondeur	6.0	2.7	0.30
No. 9- surface	6.2	7.8	-

veau d'enrichissement plus élevé pour les eaux du lac Talbot. L'apparition d'un phénomène d'intoxication à différentes stations situées sur le lac Talbot (tableau 3.3) est aussi signalé; ce phénomène serait attribuable à la présence de substances toxiques organiques et aurait tendance à diminuer vu les stations aval du lac. Tous ces phénomènes sont autant d'indications qui nous laissent soupçonner l'importance de l'impact des activités forestières sur la qualité des eaux du lac Talbot.

#### 4. RESUME

L'objectif de l'étude a été d'analyser l'impact, sur quelques organismes aquatiques représentatifs, de la matière organique provenant des diverses opérations forestières pratiquées autour du lac Talbot. A cette fin, on a étudié:

- l'état d'enrichissement en substances nutritives et toxiques de l'eau du lac Talbot à l'aide d'un test biologique basé sur la croissance d'une population de l'algue Selenastrum capricornutum;
- l'impact de l'eau du lac Talbot sur le métabolisme et la survivance du cladocère Daphnia magna, un organisme qui joue un rôle important dans les chaînes trophodynamiques des écosystèmes aquatiques.

Les analyses ont démontré un niveau plus élevé en substances nutritives, notamment en azote et en phosphore, dans les eaux du lac Talbot que dans celles d'un lac avoisinant considéré comme n'étant pas affecté par les opérations forestières. Dans l'état actuel, ce milieu enrichi ne semble pas capable de soutenir une croissance d'algues très poussée. Ceci est probablement dû surtout à la présence dans les eaux du lac Talbot d'un facteur toxique, d'origine organique. Ce facteur pourrait influencer certains organismes autres que les algues, bien que des bioessais ont démontré que le crustacé Daphnia magna n'y est pas affecté.

Une revue de la littérature traitant de l'impact du flottage du bois sur la qualité du milieu aquatique précède la partie expérimentale de ce rapport.

5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR. (1974).

Essais biologiques des eaux: détermination de l'inhibition de la mobilité Daphnia magna Strauss (Crustacée, Cladocère). Norme expérimentale T 90 - 301.

BHATTACHARJEE, S.S., TIMELL, T.E. (1965).

A study of the pectin present in the bark of Amabilis fir (Abies amabilis). Canadian Journal of Chemistry, 43, 758-765.

BENEDICT, A.H., McKEOWN, J.J., HART, R.D. (1974).

Static leaching studies on pulpwood bark residues. Journal of the Environmental Engineering Division, Proc. Amer. Soc. Civil Engineers, 100, 529-540.

BERI, R.M., SHARMA, R.C. (1972).

Chemical examination of the bark of fir (Abies pindrow Royle). J. Ind. Acad. Wood Sci., 3, 16-19.

CHANG, YING-PE., MITCHELL, R.L. (1955).

Chemical composition of common north American pulpwood barks. TAPPI, 38, 315-320.

CORNABY, B.W., WAIDE, J.B. (1973).

Nitrogen fixation in decaying chestnut logs. Plant and Soil, 39, 445-448.

EPA. (1971).

Provisional algal assay procedures. SERL Report No. 71-6. Sanitary Engineering Research Laboratory, College of Engineering and School of Public Health, University of California, Berkeley.

GRAHAM, J.L., SCHAUMBURG, F.D. (1969).

Pollutants leached from selected species of wood in log storage waters. Industrial Waste Conference, 24th, 99-114.

GREENE, J.C., MILLER, W.E., SHIROYAMA, T., MALONEY, T.E. (1975).

Utilisation of algal assays to assess the effects of municipal, industrial, and agricultural wastewater effluents upon phytoplankton production in the Snake river system. Water, Air, and Soil Pollution, 4: 415-434.

HATA, K., SCHUBERT, W.J., NORD, F.F. (1966).

Fungal degradation of the lignin and phenolic acids of the bark of Western Pine. Archives of Biochemistry and Biophysics, 113, 250-251.

INRS-EAU. (1976).

Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Volume 2: Secteur des substances nutritives. INRS-Eau, rapport scientifique no 52, 127 p. (rapport rédigé pour le compte du Ministère des Richesses naturelles, Québec).

INRS-EAU. (1977).

Le potentiel de fertilité: paramètre de contrôle de la qualité des eaux de la rivière Desaulniers. INRS-Eau, rapport scientifique no 73, 53 p. (rapport rédigé pour le compte de la Société d'énergie de la baie James).



- JENSEN, A., RYSTAD, B., MELSOM, G. (1974).  
Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. Part 1: The tolerance of three algal species to zinc in coastal sea water. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 15(2): 145-157.
- LUNDAHL, P. (1974).  
Contribution à l'étude de la pollution des eaux par les substances toxiques; propriétés biologiques de quelques agents de surface anioniques. Thèse de doctorat, Université de Paris.
- MacLEOD, J.C., SMITH, L.L. (1965).  
Effect of pulpwood fiber on oxygen consumption and swimming endurance of the Fathead Minnow, *Pimephales promelas*.
- MARKHAM, K.R., PORTER, L.J. (1973).  
Extractives of *Pinus radiata* bark. 1. Phenolic components. *New Zealand Journal of Science*, 16, 751-761.
- MILLER, W.E., MALONEY, T.E. et GREENE, J.C. (1974).  
Algal productivity in 49 lakes waters as determined by algal assays. *Water Research*, 8: 667-679.
- NORDSTRÖM, U.M. (1974).  
Bark degradation by *Aspergillus fumigatus*. Growth studies. *Can. J. Microbiol.*, 20, 283-298.
- PARKER, J. (1974).  
Seasonal changes in phenol-bound sugars in bark of some deciduous forest trees. *Can. J. For. Res.*, 4: 291-295.
- PONCE, S.L. (1974).  
The biochemical oxygen demand of finely divided logging debris in stream water. *Water Resources Research*, 10, 983-988.
- PORTER, L.J. (1974).  
Extractives of *Pinus radiata* bark. 2. Procyanidin constituents. *New Zealand Journal of Science*, 17, 213-218.
- SANTRA, S., NAUDI, B. (1975).  
Histological and histochemical studies of decay of wood of *Mimusops elengi* caused by *Fomes durissimus*. *Phytopath. Z.*, 84, 142-146.
- SERVIZI, J.A., MARTENS, D.W., GORDON, R.W. (1970).  
Effects of decaying bark on incubating Salmon eggs. Progress Report No. 24, International Pacific Salmon Fisheries Commission, 28 pp.
- SERVIZI, J.A., MARTENS, D.W., GORDON, R.W. (1971).  
Toxicity and oxygen demand of decaying bark. *WPCF Journal*, 43, 278-292.
- SCHAUMBURG, F.D. (1973).  
The influence of log handling on water quality. Environmental Protection Technology Series EPA-R2-73-085. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20460, 105 pp.

SCHAUMBURG, F.D., WALKER, J. (1973).

The influence of benthic bark deposits on the aquatic community and the quality of natural waters. Research Report. Water Resources Research Institute, 24 pp.

SCHWARZ, E.C.A., TIMELL, T.E. (1963).

Characterization of three hemicelluloses from the wood of Amabilis fir (Abies amabilis). Canadian Journal of Chemistry, 41, 1381-1388.

SKULBERG, O.M. (1964).

Algal problems related to the eutrophication of European water supplies, and a bio-assay method to assess fertilizing influences of pollution on inland waters. In: Algae and Man. Editeur D.F. Jackson. Plenum Press, N.Y., p. 262-299.

SPROUL, O.J., SHARPE, C.A. (1968).

Water quality degradation by wood bark pollutants. Publication No. 5, Water Resources Center, University of Maine, Orono, 51 pp.

STEEMAN NIELSEN, E., WIUM-ANDERSEN, S. (1971).

The influence of Cu on photosynthesis and growth in diatoms. Physiol. Plant., 24: 480-484.

TIMELL, T.E. (1961).

Isolation of polysaccharides from the bark of gymnosperms. Svensk Papperstidning org, 64, 651-661.

TIMELL, T.E. (1962).

Constitution of a water-soluble galactoglucomannan from the bark of Amabilis fir (Abies amabilis). Svensk Papperstidning org, 65, 843-846.

UPDEGRAFF, D.M., GRANT, W.D. (1975).

Microbial utilization of Pinus radiata bark. Applied Microbiology, 30, 722-726.

WESTON, R.J. (1973).

Neutral extractives from Pinus radiata bark. Aust. J. Chem., 26, 2729-2734.

WRIGHT, B.S. (1962).

Effect of stream driving on fish, wildlife and recreation. Pulp and Paper Magazine of Canada.

ZACKRISSON, M. (1974).

Vattenföroreningar i samband med barkdeponering. Vatten 4, 390-393.