



Environnement  
Canada

Environment  
Canada



Environnement  
Canada

Environnement  
Canada

0027062D

CANADA. DIRECTION GÉNÉRALE DE LA  
LUTTE CONTRE LA POLLUTION DES EAUX.  
ANALYSE ÉCONOMIQUE ET TECHNIQUE.

# Eaux de drainage des parcs à charbon des centrales thermo-électriques: caractérisation et traitement

TD  
182  
R46  
3-WP-82-4F

Analyse économique et technique  
Rapport EPS 3-WP-82-4F

Direction générale de la lutte contre la pollution des eaux  
Mars 1983

## **LES RAPPORTS DU SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT**

Les rapports d'analyse économique et technique font le point sur l'état des connaissances, présentent des études bibliographiques et des inventaires industriels et comportent des recommandations afférentes, dans la mesure où celles-ci n'impliquent aucune recherche expérimentale. La préparation des rapports peut être confiée soit au personnel du Service de la protection de l'environnement, soit à des entreprises ou organismes dont il sollicite les services.

Le Service publie nombre d'autres rapports dans les collections suivantes : Règlements, codes et méthodes d'analyse, Politique et planification, Développement des techniques, Surveillance, Exposés et mémoires soumis à des enquêtes publiques, Évaluation des incidences sur l'environnement et Guides de formation.

Pour tout renseignement, prière de s'adresser au Service de la protection de l'environnement, ministère de l'Environnement, Hull (Québec), Canada, K1A 1C8.

## **ENVIRONMENTAL PROTECTION SERVICE REPORT SERIES**

Economic and Technical Review Reports relate to state-of-the-art reviews, library surveys, industrial inventories, and their associated recommendations where no experimental work is involved. These reports will either be undertaken by an outside agency or by the staff of the Environmental Protection Service.

Other categories in the EPS series include such group as : Regulations, Codes and Protocols; Policy and Planning; Technology Development; Surveillance; Training Manuals; Briefs and Submissions to Public Inquiries; and Environmental Impact and Assessment.

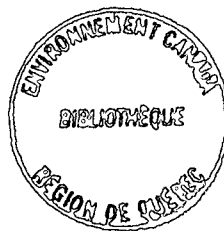
Inquiries pertaining to Environmental Protection Service Reports should be directed to the Environmental Protection Service, Department of the Environment, Hull, Québec, Canada, K1A 1C8.

36034920  
Hz 101997

**EAUX DE DRAINAGE DES PARCS À CHARBON DES CENTRALES  
THERMO-ÉLECTRIQUES: CARACTÉRISATION ET TRAITEMENT**

par  
Dearborn Environmental Consulting Services  
Mississauga (Ontario)

pour le compte de la:  
Direction générale de la pollution des eaux  
Service de la protection de l'environnement  
Environnement Canada



Rapport n° EPS 3-WP-82-4F

Publication distribuée  
par le Service de la protection de l'environnement  
Ministère de l'Environnement  
Hull  
K1A 1C8

Édition française  
Characterization and Treatability of Drainage Samples from  
Coal Piles at Steam Electric Power Stations  
préparée par le Module d'édition française  
Ministère de l'Environnement



Imprimé par le ministère des Approvisionnements et Services  
N° de catalogue: EN 43-4/77-3F  
ISBN: 0-662-91995-5

©  
Ministre des Approvisionnements et Services  
1983

## REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée grâce au soutien de la Division de l'électricité et des autres formes d'énergie, Direction de la dépollution et du contrôle, Direction générale de la pollution des eaux, Service de la protection de l'environnement. Les auteurs désirent remercier de leur appui la Division, et plus particulièrement M. Lawrence Dwyer, conseiller scientifique, ainsi que les représentants des compagnies d'électricité de la Canadian Electrical Association et les représentants des aciéries qui ont participé à l'étude. Ils remercient également Vicky Jones (section des Publications, Direction générale de la pollution des eaux) qui a contribué à la publication du rapport.

Toutes les personnes en cause étaient conscientes de la nécessité de caractériser les eaux de drainage des parcs à charbon et à coke et d'évaluer les modes de traitement possibles de ces effluents. Elles nous ont donc apporté un concours précieux tant sur le plan technique que sur le plan logistique.

## IV

### **AVIS**

Le présent rapport a été examiné par la Direction générale de la pollution des eaux du Service de la protection de l'environnement, qui en a autorisé la publication. Il ne reflète pas nécessairement les vues et les politiques du Service. La mention de produits ou de marques de commerce ne doit pas être interprétée comme une incitation à les utiliser.

## RÉSUMÉ

La présente avait pour but d'analyser les caractéristiques et les modes de traitement des eaux de drainage des parcs à charbon des centrales thermiques canadiennes et des parcs à coke des aciéries canadiennes. L'étude initiale de la documentation technique a été suivie d'un programme d'échantillonnage sélectif sur place, et d'analyses et d'études de traitement en laboratoire.

D'après la documentation, les facteurs qui déterminent les caractéristiques des eaux de drainage des parcs à charbon sont essentiellement le type et les propriétés du charbon stocké, les conditions météorologiques et les méthodes de gestion du parc. L'échantillonnage des eaux de drainage des parcs à charbon de l'est du Canada a permis de constater que celles-ci étaient très acides et contenaient des concentrations excessives de fer et d'autres métaux dissous. Les charbons de l'Ouest, qui contiennent moins de soufre que les charbons de l'Est, produisaient des eaux de drainage où les concentrations de métaux dissous et de substances à l'état de traces étaient moins fortes et dont le pH s'approchait de la neutralité, mais dont la teneur en matières en suspension était plus élevée. Les eaux de drainage des parcs à coke des aciéries canadiennes sélectionnées étaient légèrement alcalines et avaient généralement une teneur en polluants inorganiques beaucoup plus faible que celle des eaux des parcs à charbon.

On a évalué la traitabilité des eaux de drainage du parc à charbon de cinq centrales thermiques et du parc à coke de deux aciéries. Les résultats de ces essais ont permis de conclure qu'il est possible de traiter les eaux de drainage des parcs à charbon, de façon à satisfaire aux critères adoptés pour les fins de cette étude, au moyen de techniques physico-chimiques relativement simples. Le traitement le plus rentable dans le cas des charbons de l'Est était l'ajustement du pH par l'addition de chaux et l'utilisation d'un polyélectrolyte anionique comme adjuvant de coagulation; dans celui des charbons de l'Ouest, l'addition de chlorure de calcium ou de chaux comme coagulant primaire suffisait en général, bien que dans certains cas l'addition d'un polyélectrolyte anionique ait été nécessaire pour améliorer la décantation. La méthode de traitement la plus rentable dépend des caractéristiques de chaque type d'eaux de drainage.

Les échantillons prélevés au cours de cette étude n'étaient pas destinés à caractériser de façon précise les eaux de drainage des parcs à charbon ou à coke de chaque endroit ou chaque région. C'est pourquoi les échantillons n'ont pas été prélevés proportionnellement au débit pendant une période prolongée. Ils ont plutôt été prélevés

pour distinguer toute la gamme des caractéristiques des eaux usées qui peuvent provenir d'une variété de parcs à charbon et à coke. Il ne faudrait pas présumer que les eaux brutes des parcs à charbon ou à coke dans lesquelles les échantillons ont été prélevés étaient rejetées telles quelles aux endroits étudiés.



## ABSTRACT

This study was conducted to illustrate characteristics and treatability of drainage from coal piles at Canadian steam electric generating stations and coke piles at Canadian steel mills. A review of the technical literature was conducted, followed by selective field sampling, analyses and bench-scale treatability studies.

Based on the review of the literature, the factors governing coal pile drainage characteristics were determined to be the type and properties of the stored coal, meteorological conditions, and coal pile management practices. Drainage samples from coal piles in Eastern Canada have been found to be highly acidic and to contain excessive concentrations of dissolved iron and other metals. Western coals, which contain less sulphur than eastern coals, produced discharge samples that contained lower levels of dissolved metals and trace elements, with a more neutral pH, but higher suspended solids concentrations than eastern coal piles. Drainage samples from the coke piles at the Canadian steel mills selected for this study were characteristically slightly alkaline and generally contained significantly lower concentrations of inorganic and organic contaminants than coal piles.

For this study, discharges from coal piles at five steam electric generating stations and two coke piles at steel-making facilities were sampled, analyzed, and evaluated for treatment. It was concluded that the coal pile drainage samples could be successfully treated to meet the criteria applied in this study using relatively simple physical-chemical treatment technology. The most cost-effective treatment for the eastern coal pile drainage sample was determined to be pH adjustment using lime and the addition of an anionic polyelectrolyte as a coagulant aid. Successful treatment of the western coal pile drainage samples involved the addition of either calcium chloride or lime as a primary coagulant. In some instances, an anionic polyelectrolyte was required to improve settling. The most cost-effective treatment method would depend on the characteristics of the specific coal pile drainage.

Samples collected during the study were not intended to precisely characterize the coal or coke pile discharges from each site or each region. For this reason, samples were not taken flow-proportionally over a long period. Rather, they were taken to distinguish the range of wastewater characteristics that can be produced from a variety of coal and coke piles. It should not be assumed that the untreated coal or coke pile discharges from which samples were taken were released from any of the sites.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III	
AVIS	IV	
RÉSUMÉ	V	
ABSTRACT	VII	
LISTE DES TABLEAUX	X	
LISTE DES FIGURES	XIII	
1	INTRODUCTION	1
1.1	Objectifs de l'étude	1
1.2	Principes directeurs des travaux	2
2	ÉTUDE DE LA DOCUMENTATION	4
2.1	Stockage du charbon et gestion des parcs	4
2.2	Charbon stocké dans les centrales thermiques canadiennes	6
2.3	Suppression de la poussière, drainage et collecte des eaux de ruissellement	12
2.4	Production d'acide	13
2.5	Caractérisation des eaux de drainage des parcs à charbon	17
2.5.1	Canada	17
2.5.2	États-Unis	25
2.6	Stockage du coke au Canada	36
2.7	Caractérisation des eaux de ruissellement des parcs à coke	37
2.8	Résumé	39
3	MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE	41
3.1	Centrale de Lingan	41
3.2	Centrale de Dalhousie	45
3.3	Centrale de Lakeview	46
3.4	Algoma Steel Corporation	49
3.5	Steel Company of Canada	52
3.6	Centrale de Battle River	55
3.7	Centrale de Milner	58
3.8	Préservation et analyse des échantillons	59
4	CARACTÉRISTIQUES DES EAUX DE DRAINAGE DES PARCS À CHARBON ET À COKE	62
4.1	Substances inorganiques, substances organiques brutes et métaux	62
4.2	Substances organiques volatiles	65
4.3	Substances extractibles du groupe basique-neutre, substances extractibles du groupe acide et pesticides	67
4.4	Variabilité des eaux de drainage des parcs à charbon et à coke	67
4.4.1	Variabilité temporelle	67
4.4.2	Variabilité spatiale	70

5	ÉTUDES DE TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE	74
5.1	Examen de la documentation	74
5.2	Modes de traitement des eaux de drainage des parcs à charbon au Canada	79
5.3	Études de traitement des eaux de drainage des parcs à charbon	85
5.3.1	Échantillon de la centrale de Lingan	86
5.3.2	Échantillon de la centrale de Battle River	93
5.3.3	Échantillon de la centrale de Milner	99
6	TRAITEMENT DES EAUX DES PARCS À CHARBON PAR MÉLANGE AVEC D'AUTRES EAUX USÉES	103
6.1	Examen de la documentation	103
6.2	Faisabilité du mélange des eaux de drainage du parc à charbon avec l'eau de transport des cendres dans une centrale canadienne	108
7	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	112
7.1	Conclusions	112
7.2	Recommandations	113
	BIBLIOGRAPHIE	116
ANNEXE I	POLLUANTS ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES FIGURANT SUR LA LISTE DES PRINCIPAUX POLLUANTS DE L'EPA	120
ANNEXE II	DONNÉES SUR LES PRÉCIPITATIONS ET LES TEMPÉRATURES	125
ANNEXE III	MÉTHODES D'ANALYSE UTILISÉES POUR LA DÉTERMINATION DES SUBSTANCES ORGANIQUES, DES SUBSTANCES ORGANIQUES BRUTES ET DES MÉTAUX	147
ANNEXE IV	CRITÈRES DE TRAITEMENT	155
ANNEXE V	ANALYSE DES SUBSTANCES ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES - ESSAIS D'ÉLIMINATION	159

## LISTE DES TABLEAUX

1	Emplacement, capacité et consommation des centrales thermiques canadiennes	8
2	Consommation annuelle par classe de charbon	9
3	Emplacement, capacité et consommation des nouvelles centrales thermiques prévues au Canada	10
4	Charbon stocké dans les centrales thermiques canadiennes actuelles	11
5	Utilisation et gestion de l'eau dans les centrales thermiques canadiennes	14
6	Analyse quantitative approximative des charbons utilisés dans les centrales thermiques canadiennes	18
7	Résultats d'essais relatifs au lessivat de lignite: centrale de Poplar River	19
8	Lessivat du parc à charbon: centrale de Dalhousie	20
9	Qualité des eaux de ruissellement du parc à charbon: centrale de Lingan	20
10	Eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lakeview, mai-novembre 1975	21
11	Variation saisonnière des concentrations de polluants dans les eaux de ruissellement du parc à charbon: centrale de Lakeview	22
12	Concentration d'éléments à l'état de traces dans les eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lakeview, mai-novembre 1975	23
13	Concentration moyenne de constituants: eaux de ruissellement simulées des parcs à charbon (par région houillère des États-Unis)	26
14	Concentration de constituants: eaux de ruissellement simulées pondérées en fonction de la production de charbon	28
15	Lessivat simulé: charbon à faible teneur en soufre de l'ouest des États-Unis	29
16	Lessivat simulé: charbons de l'est des États-Unis	30
17	Concentration de polluants: lessivat et eaux de ruissellement des parcs à charbon de Pennsylvanie	31
18	Caractérisation des eaux de drainage: parcs à charbon des États-Unis	32

19	Échantillon d'eaux du ruissellement nival: charbon du nord-ouest des États-Unis	35
20	Concentration de substances organiques: eaux de ruissellement simulées	36
21	Charbon et coke stockés dans les aciéries canadiennes	37
22	Concentration moyenne de polluants: eaux de ruissellement pluviales à deux aciéries	38
23	Sommaire du programme d'échantillonnage	42
24	Analyses du charbon type du Cap-Breton: centrale de Lingan	43
25	Analyse du charbon: centrale de Dalhousie	46
26	Concentration d'éléments dans le charbon (à sec): centrale de Lakeview	48
27	Analyse du charbon et du coke: Algoma Steel Limited	52
28	Analyse du charbon utilisé pour la production de coke: Stelco, aciérie du lac Érié	54
29	Composition du coke stocké: aciérie du lac Érié	55
30	Analyse du charbon: centrale de Battle River	56
31	Analyse du charbon: centrale de Milner	59
32	Substances inorganiques, substances organiques brutes et métaux dans les eaux de drainage: parcs à charbon et à coke	63
33	Substances organiques volatiles dans les eaux de drainage: parcs à charbon et à coke	66
34	Substances organiques à l'état de traces dans les eaux de drainage: parcs à charbon et à coke	68
35	Variation des valeurs de certains paramètres dans l'étang de collecte des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lingan	69
36	Variation de qualité des eaux de ruissellement au cours d'une averse: centrale de Lakeview	71
37	Variation du lessivat du parc à coke en fonction du lieu d'échantillonnage: Algoma Steel Corporation	72
38	Variation des eaux de drainage du parc à charbon en fonction du lieu d'échantillonnage: centrale de Battle River	73

39	Traitements biologiques des eaux de drainage des parcs à charbon	75
40	Traitements physico-chimiques des eaux de drainage des parcs à charbon	76
41	Effet des diverses méthodes de traitement sur les eaux de drainage des parcs à charbon aux États-Unis	77
42	Résultats des études de traitement des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Milliken	78
43	Traitement des eaux de ruissellement des parcs à charbon: centrales de Dallman et Lakeside	80
44	Traitement du lessivat du parc à charbon: centrale de Dalhousie	80
45	Rendement de la station de traitement des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lakeview	83
46	Élimination des substances organiques à l'état de traces: centrale de Lakeview	85
47	Comparaison de la chaux et de l'hydroxyde de sodium pour la neutralisation des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lingan	88
48	Efficacité d'élimination par le traitement optimal des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lingan	91
49	Élimination des substances organiques par le traitement optimal des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lingan	92
50	Effet de la dilution de l'échantillon sur le traitement	94
51	Effet des coagulants chimiques sur l'échantillon dilué: centrale de Battle River	95
52	Traitement optimal des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Battle River	98
53	Élimination des substances organiques par le traitement optimal des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Battle River	100
54	Effet de l'addition de chaux aux eaux de drainage: centrale de Milner	100
55	Traitement optimal avec utilisation de trois adjuvants de décantation: centrale de Milner	101
56	Effet du mélange des eaux de drainage du parc à charbon et d'eaux simulant celles servant au transport des cendres: centrale de Lakeview	111

## LISTE DES FIGURES

1	Méthode de stockage par fosse et berme	7
2	Eaux de drainage du parc à charbon de la centrale de Lakeview	24
3	Parc à charbon: centrale de Lingan	44
4	Parc à charbon: centrale de Dalhousie	47
5	Parc à charbon: centrale de Lakeview	50
6	Parc à coke: Algoma Steel Company	51
7	Parc à coke: Stelco, Nanticoke	53
8	Parc à charbon: centrale de Battle River	57
9	Parc à charbon: centrale de Milner	60
10	Vitesse de décantation des matières en suspension dans les eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lakeview	81
11	Effet du pH sur la qualité des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lingan	87
12	Effet de la dose de polymère sur les concentrations de fer et de matières en suspension dans les eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lingan	89
13	Effet de l'addition du $\text{CaCl}_2$ sur la concentration des matières en suspension: centrale de Battle River	97
14	Courbes de titrage de la boue liquide alcaline de cendres volantes et des eaux de drainage du parc à charbon	105
15	Courbes de titrage de la boue liquide neutre de cendres volantes et des eaux de drainage du parc à charbon	106
16	Équivalent pH de la concentration de métaux dissous	107
17	Courbe de titrage de la boue liquide de cendres de fond et des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lakeview	109
18	Courbe de titrage de la boue liquide de cendres volantes et des eaux de drainage du parc à charbon: centrale de Lakeview	109

## 1 INTRODUCTION

Les centrales thermiques alimentées au charbon produisent déjà environ 40 p. 100 de toute l'électricité tirée des combustibles fossiles au Canada<sup>1</sup>. Or, si l'on se fonde sur les tendances actuelles, cette proportion risque d'augmenter dans l'avenir; ainsi, on prévoit que d'ici dix ans, l'on aura aménagé une capacité supplémentaire de production de plus de 5000 MW<sup>2</sup>, ce qui représente une augmentation d'environ 40 p. 100 par rapport à la capacité actuelle.

Dans ces centrales thermiques classiques, le charbon est stocké à découvert dans d'immenses parcs adjacents aux installations. Il est par conséquent exposé aux conditions atmosphériques: gel hivernal, chaleur et humidité estivales.

L'humidité qui imprègne un tas de charbon exposé peut produire un lessivat et des eaux de ruissellement pollués. La quantité de polluants dépendra des caractéristiques chimiques du charbon, du degré d'exposition aux conditions atmosphériques, des caractéristiques des eaux pluviales et de la durée du contact entre l'eau et le charbon. Dans les aciéries, on stocke également à découvert des quantités considérables de charbon et de coke. Les eaux de ruissellement des tas de coke peuvent également être polluées si des quantités significatives de substances sont lessivées du coke.

Au Canada, nous n'avons pas encore étudié en profondeur les problèmes occasionnés par les eaux de drainage des parcs à charbon et à coke, ni les méthodes appropriées de leur dépollution. Par exemple, on ne dispose de presque aucune donnée sur les caractéristiques de ces eaux pour l'ouest du pays, et seules deux centrales de l'est du Canada traitent directement ce type d'eaux usées par des procédés chimiques. D'autre part, les travaux préliminaires entrepris par certains chercheurs américains indiquent qu'il peut y avoir détérioration du milieu lorsque les eaux de drainage du charbon stocké sont évacuées sans traitement préalable. Pour ces raisons, et compte tenu du fait que l'on prévoit avoir davantage recours, à l'avenir, au charbon pour produire de l'électricité, et au charbon et au coke dans les aciéries, nous avons effectué une étude du contenu et du traitement possible des eaux de drainage des parcs à charbon et à coke au Canada.

### 1.1 Objectifs de l'étude

L'objectif global de l'étude consistait à évaluer, dans l'ensemble du Canada, les eaux de drainage des parcs à charbon de certaines centrales thermiques représentatives, ainsi que celles des parcs à coke de plusieurs aciéries. Pour ce faire, on s'est fixé les sous-objectifs suivants:



- Examen de la documentation technique déjà publiée sur la nature et le traitement des eaux de drainage des parcs à charbon et à coke.
- Étude des eaux de drainage de certains parcs à charbon et à coke sélectionnés, et plus particulièrement de leur teneur en métaux lourds et en polluants organiques.
- Examen du fonctionnement de toute installation existante de traitement des eaux de drainage des parcs à charbon au Canada.
- Réalisation d'études de traitement physico-chimique pour déterminer les techniques optimales pour différents types d'eau de drainage des parcs à charbon.
- Recherche des méthodes possibles de traitement des eaux de drainage des parcs à charbon par mélange avec les autres eaux résiduelles des centrales thermiques.

## **1.2 Principes directeurs des travaux**

Au Canada, les centrales thermiques alimentées au charbon possèdent des caractéristiques très diverses. Leur capacité de production est très variée, elles se trouvent dans plusieurs régions géographiques distinctes et sont sujettes à des conditions atmosphériques très différentes. Et, fait plus important, le type de charbon utilisé varie grandement d'une installation à l'autre: charbon bitumineux à forte ou à faible teneur en soufre, charbon subbitumineux, lignite, rejets de charbon métallurgique. En outre, le charbon peut être brut, mélangé, ou lavé avant usage. Les eaux de drainage des parcs entrent quant à elles dans deux catégories: lessivat, dont le contact avec le charbon est prolongé, et eaux de ruissellement direct consécutives à des précipitations, dont la durée de contact est moindre. Les eaux de drainage peuvent donc avoir des caractéristiques chimiques très différentes d'un endroit à l'autre. La situation est sans doute analogue dans le cas des parcs à coke.

On a prélevé des échantillons d'eaux de ruissellement et de lessivat dans certaines centrales sélectionnées au Canada, afin d'établir des comparaisons entre les eaux de drainage de divers types de charbon, entre celles du charbon et du coke, et entre les lessivats et les eaux de ruissellement. Cette manière de procéder a permis d'analyser dans une certaine mesure l'influence des climats régionaux, de la teneur en soufre des charbons et des classes de charbon. Dans un cas, on a prélevé des échantillons d'eaux de ruissellement tout au long d'une averse pour déterminer les changements de composition en fonction de la durée des précipitations. On a également effectué des échantillonnages pour déterminer les variations en fonction du lieu et d'autres variations en fonction du temps.

Dans le cadre du programme d'échantillonnage, on a cherché à refléter les conditions les plus contrastées possibles, afin de mettre en lumière les différences entre les eaux de drainage des diverses régions du Canada et de démontrer les méthodes de traitement de plusieurs types différents d'eaux usées.

## 2 ÉTUDE DE LA DOCUMENTATION

Nous avons passé en revue la documentation technique relative à la gestion des parcs à charbon et aux caractéristiques chimiques connues de leurs eaux de drainage en Amérique du Nord, en vue d'obtenir une base de données permettant d'évaluer les eaux de drainage des parcs à charbon des centrales thermiques canadiennes. Les grands domaines examinés comprenaient la gestion des parcs à charbon, les changements qui s'opèrent dans le charbon stocké, les problèmes relatifs à la production d'acide dans le charbon stocké, et les résultats des études de caractérisation des eaux de drainage du charbon effectuées aux États-Unis et au Canada. Nous avons également examiné toute documentation analogue sur le stockage du coke dans les aciéries canadiennes et sur la nature des eaux de drainage des parcs à coke.

### 2.1 Stockage du charbon et gestion des parcs

Le charbon est constitué de restes carbonifères de matière végétale préhistorique. La décomposition de la matière végétale au cours de la formation du charbon est à la fois biologique, par l'action des micro-organismes, et chimique, par l'oxydation. Ces deux processus de décomposition peuvent se produire simultanément dans la nature<sup>3</sup>. Ils se poursuivent après l'extraction et le stockage du charbon.

La décomposition pendant le stockage peut entraîner des changements relativement rapides dans la dimension du charbon et dans ses propriétés de cokéfaction. Le pouvoir calorifique du charbon stocké diminue dans certains cas de 15 p. 100 sous l'effet de l'oxydation. Or, si la température du charbon dépasse 70 °C, cette perte de pouvoir calorifique peut doubler. Les plus importants changements relatifs dans le pouvoir calorifique se produisent au cours des premiers mois de stockage, lorsque le charbon est fraîchement extrait ou broyé. Les fines de charbon et les tas non compacts perdent beaucoup plus de pouvoir calorifique que les grosses particules de charbon, dont la surface exposée est moindre, et que le charbon compacté<sup>4</sup>.

On peut en outre s'attendre à des taux plus élevés d'oxydation dans les charbons à fortes teneurs en humidité naturelle, en oxygène et en soufre. Un accroissement du débit d'air ou d'eau circulant dans le tas de charbon et le mouillage et séchage alternés de la surface du combustible en augmentent également le taux d'oxydation<sup>5</sup>.

Lorsque la chaleur produite dans le parc à charbon est supérieure à la chaleur dégagée, il peut y avoir combustion spontanée. Tant que l'oxygène peut pénétrer dans le

tas, le processus d'oxydation se poursuit. Lorsque la température y dépasse 70 °C, une augmentation rapide et irréversible de la température peut se produire et entraîner la combustion du charbon.

Le processus de la combustion spontanée a été longuement étudié<sup>6,7,8,9</sup>; on propose cependant, pour la prévenir, deux méthodes fondamentalement contradictoires. La première consiste à favoriser la circulation d'air, afin d'éliminer la chaleur provoquée par l'oxydation et de prévenir ainsi une augmentation dangereuse de la température. Avec cette méthode, on élève le rapport surface exposée/volume du tas de charbon, ce qui tend à faire augmenter le volume d'eaux de ruissellement et, par suite de l'oxydation accrue, à faire augmenter la quantité de polluants de ces eaux. La seconde méthode consiste à empêcher le contact entre l'oxygène de l'air et le charbon en compactant le tas. Dans ce cas, le taux d'oxydation diminue en raison de la réduction du rapport surface exposée/volume du tas. Ainsi, il y a moins de polluants dégagés par le processus d'oxydation<sup>7</sup>. La U.S. National Coal Association estime que les centrales dont le parc dépasse 450 tonnes devraient recourir au compactage<sup>10</sup>, et que la surface du tas devrait être réduite au minimum pour assurer une gestion optimale du parc.

La teneur en polluants des eaux de drainage du parc à charbon se trouve augmentée par<sup>6</sup>:

- un rapport superficie/volume accru;
- toute augmentation du taux d'oxydation du charbon;
- une teneur accrue en pyrite dans les charbons de même classe;
- une diminution de classe dans les charbons à teneur semblable en minéraux.

La plupart des stratégies anti-pollution élaborées à l'égard des eaux de drainage des parcs à charbon ont été axées sur la collecte et le traitement. Lowthian<sup>5</sup> a quant à lui proposé une mesure complémentaire selon laquelle la configuration du parc est conçue de manière à réduire la teneur en polluants ou le volume des eaux de ruissellement.

La gestion des parcs en vue de réduire la pollution causée par les eaux de drainage doit tenir compte de l'effet de l'eau sur l'oxydation du charbon. Une humidité élevée ou un mouillage du charbon dans un milieu oxydant peut produire un échauffement spontané. À basse température, la chaleur produite par le mouillage est plus forte que celle produite par l'oxydation. Des conditions humides favorisent l'auto-allumage du charbon stocké, tandis qu'un mouillage et un séchage alternés en accélèrent l'oxydation<sup>3</sup>.

Lowthian<sup>5</sup> a étudié quatre méthodes visant à réduire ou à supprimer la pollution attribuable aux eaux de ruissellement pour un parc à charbon de 0,1 hectare dans une installation industrielle:

- Prévention du contact entre le charbon et l'eau;
- Réduction de l'oxydation du charbon;
- Endiguement du charbon et des eaux polluées;
- Perfectionnement des méthodes de collecte et de traitement.

À l'emplacement étudié, la méthode de stockage par fosse et berme illustrée à la figure 1 constituait la manière la moins coûteuse de satisfaire aux normes américaines actuelles d'élimination non ponctuelle. La berme permet un endiguement acceptable, constitue une paroi solide contre laquelle le charbon peut être compacté et fournit un revêtement étanche à l'air sur les surfaces latérales. L'accès en est en pente, de façon à ce qu'une partie des eaux de drainage retourne dans le tas au lieu de s'en échapper. Cette solution a permis de supprimer, à ce parc, les risques de combustion spontanée et les rejets de polluants.

## 2.2 Charbon stocké dans les centrales thermiques canadiennes

D'après une étude récente (1978), le charbon justifie d'environ 16 000 MW de la capacité nominale de production d'électricité au Canada<sup>1</sup>. Le tableau 1 donne l'emplacement, la capacité de production et la consommation annuelle en combustible des centrales canadiennes actuelles. La production de l'Alberta et de la Saskatchewan représente environ 30 p. 100 de la capacité totale; celle de l'Ontario en accapare 61 p. 100; les Maritimes et le Manitoba se partagent le reste. Le tableau 2 indique la consommation annuelle de ces centrales en fonction de la classe de charbon. Le charbon bitumineux représente environ 53 p. 100 de la quantité annuelle totale de charbon brûlé dans les centrales thermiques au Canada; il est utilisé principalement en Ontario et dans les Maritimes. La proportion correspondante pour le charbon subbitumineux est de 31 p. 100; ce type de charbon est surtout utilisé en Alberta. Le lignite représente quant à lui environ 14 p. 100 de la consommation totale; c'est le principal combustible en Saskatchewan et au Manitoba. À la centrale de Milner, en Alberta, on utilise comme combustible principal les rejets et les résidus miniers du charbon métallurgique.

Le tableau 3 donne l'emplacement, la capacité et la consommation des nouvelles centrales canadiennes prévues. La capacité des centrales thermiques devrait augmenter



TABLEAU 1 EMBLACEMENT, CAPACITÉ ET CONSOMMATION DES CENTRALES THERMIQUES CANADIENNES<sup>1</sup>

Centrale (emplacement)	Exploitant	Capacité totale (MW)	Type de charbon; origine	Consommation annuelle de charbon (tonnes métriques)
<u>Alberta</u>				
Battle River (Forestburg)	Alberta Power Ltd.	737 (1979)	Charbon subbitumineux; Alberta	2,5 x 10 <sup>6</sup> (1979)
H.R. Milner (Grande Cache)	Alberta Power Ltd.	150	Rejets et résidus déshydratés de charbon métallurgique; Alberta	3,4 x 10 <sup>5</sup> (1978)
Sundance (80 km à l'ouest d'Edmonton)	Calgary Power Ltd.	2 100	Charbon subbitumineux; Alberta	6,7 x 10 <sup>6</sup> (1980)
Wabamum (Wabamum)	Calgary Power Ltd.	582	Charbon subbitumineux; Alberta	1,5 x 10 <sup>6</sup> (1980)
<u>Saskatchewan</u>				
Queen Elizabeth (Saskatoon)	Saskatchewan Power Corporation	232	Charbon subbitumineux; Alberta	3,63 x 10 <sup>5</sup> (1980)
Estevan (Estevan)	Saskatchewan Power Corporation	67	Lignite; Saskatchewan	4,4 x 10 <sup>5</sup> (1979)
Boundary Dam (Estevan)	Saskatchewan Power Corporation	882	Lignite; Saskatchewan	4,2 x 10 <sup>6</sup> (1980)
<u>Manitoba</u>				
Selkirk (Selkirk)	Manitoba Hydro	156	Lignite; Saskatchewan	2,3 x 10 <sup>4</sup>
Brandon (Brandon)	Manitoba Hydro	237	Lignite; Saskatchewan	2,3 x 10 <sup>4</sup>
<u>Ontario</u>				
Lakeview (Mississauga)	Hydro-Ontario	2 400	Charbon bitumineux; Pennsylvanie, Virginie occidentale	3,0 x 10 <sup>6</sup> (1980)
Nanticoke (Nanticoke)	Hydro-Ontario	4 000	Charbon bitumineux à faible teneur en soufre; Alberta, mélangé à du charbon bitumineux; Virginie occidentale	1,08 x 10 <sup>7</sup> (1980)
Lambton (Courtright)	Hydro-Ontario	2 000	Charbon bitumineux; Pennsylvanie, Virginie occidentale	3,1 x 10 <sup>6</sup> (1980)
R.L. Hearn (Toronto)	Hydro-Ontario	1 200	Charbon bitumineux; Pennsylvanie, Virginie occidentale	7,7 x 10 <sup>4</sup> (1978)
Thunder Bay (Thunder Bay)	Hydro-Ontario	100	Charbon bitumineux; Pennsylvanie, Virginie occidentale	-
J.C. Keith	Hydro-Ontario	264	Charbon bitumineux; Pennsylvanie, Virginie occidentale	-
<u>Nouvelle-Écosse</u>				
Trenton (Trenton)	Nova Scotia Power Corporation	210	75 % charbon bitumineux; Cap-Breton, 25 % autres sources	3,39 x 10 <sup>5</sup> (1980-1981)
Glace Bay (Glace Bay)	Nova Scotia Power Corporation	112	Charbon bitumineux; Cap-Breton	3,9 x 10 <sup>5</sup> (1980-1981)
Lingan (Lingan)	Nova Scotia Power Corporation	300	Charbon bitumineux; Cap-Breton	5,18 x 10 <sup>5</sup> (1980-1981)
<u>Nouveau-Brunswick</u>				
Grand Lake (Newcastle Creek)	New Brunswick Power Commission	104	Charbon bitumineux; Nouveau-Brunswick	1,76 x 10 <sup>5</sup> (1977)
Dalhousie (Dalhousie)	New Brunswick Power Commission	212	Charbon bitumineux; Nouveau-Brunswick	2,72 x 10 <sup>5</sup> (1980)

TABLEAU 2 CONSOMMATION ANNUELLE PAR CLASSE DE CHARBON<sup>2</sup>

Classe de charbon	Consommation annuelle (tonnes métriques)	Pourcentage du total (en poids)
Bitumineux	$1,867 \times 10^7$	53
Subbitumineux	$1,106 \times 10^7$	31
Lignite	$5,049 \times 10^6$	14
Autres (y compris les rejets et résidus déshydratés)	$3,4 \times 10^5$	1
Total	$3,512 \times 10^7$	

d'environ 5500 MW d'ici la fin des années 1980. Près de 75 p. 100 de cette capacité additionnelle seront produits par des centrales de l'Alberta et de la Colombie-Britannique alimentées au charbon subbitumineux. Une centrale de la Saskatchewan, celle de Poplar River, et deux nouvelles unités de 150 MW en Ontario, à Thunder Bay, seront alimentées au lignite. Une centrale de la Colombie-Britannique, celle d'East Kootenay, utilisera des rejets de charbon métallurgique.

Le tableau 4 présente les données d'un inventaire récent de la configuration et du volume des parcs à charbon des centrales thermiques canadiennes<sup>1</sup>. La superficie des tas varie de 0,37 à 28 ha, leur hauteur de 4,3 à 30 m, et leur volume de  $3,0 \times 10^4$  à  $5,6 \times 10^6$  m<sup>3</sup>. Le charbon stocké par mégawatt de capacité varie de 77 à 18 877 m<sup>3</sup>.

Nichols<sup>11</sup> a décrit les parcs caractéristiques des centrales américaines comme ayant une hauteur de 8 à 12 m, couvrant une superficie de 6 à 30 ha et contenant de 600 à 1800 m<sup>3</sup> de charbon par MW de capacité de production. Les parcs des centrales américaines ont généralement la même hauteur que ceux des centrales canadiennes, mais ont tendance à occuper une plus grande superficie; on a également tendance, aux États-Unis, à stocker sur place moins de charbon par MW de capacité de production.

La relative diversité des configurations des parcs au Canada peut s'expliquer de trois façons. Dans bien des cas, et particulièrement en Alberta, en Saskatchewan et en Nouvelle-Écosse, la centrale est adjacente à une mine. Cela permet de stocker moins de charbon à la centrale même et le charbon séjourne généralement moins longtemps dans le parc. En Ontario, le charbon est livré par bateau via les Grands lacs et la Voie maritime



TABLEAU 3 EMBLACEMENT, CAPACITÉ ET CONSOMMATION DES NOUVELLES CENTRALES  
THERMIQUES PRÉVUES AU CANADA<sup>2</sup>

Centrale (emplacement)	Exploitant	Capacité nominale (MW)	Type de charbon; origine	Consommation annuelle (tonnes métriques)
<u>Colombie-Britannique</u>				
Hat Creek (Ashcroft)	British Columbia Hydro	2 240 (1989)	Charbon subbitumineux; Colombie-Britannique	1,1 x 10 <sup>7</sup> (1989)
East Kootenay (Sparwood)	British Columbia Hydro	600 (1989)	Rejets de charbon métallurgique; Colombie-Britannique	2,5 x 10 <sup>6</sup> (1989)
<u>Alberta</u>				
Sheerness (Hanna)	Alberta Power Limited	750 (1986)	Charbon subbitumineux; Alberta	3,3 x 10 <sup>6</sup> (1986)
Keephills (80 km à l'ouest d'Edmonton)	Calgary Power Limited	750 (1985)	Charbon subbitumineux; Alberta	2,1 x 10 <sup>6</sup> (1985)
Genesee (Genesee)	Edmonton Power	375 (1986)	Charbon subbitumineux "B"; Alberta	2,7 x 10 <sup>6</sup> (1986)
<u>Saskatchewan</u>				
Poplar River (Coronach)	Saskatchewan Power Corporation	300 (1981)	Lignite; Saskatchewan	1,9 x 10 <sup>6</sup> (1981)
<u>Ontario</u>				
Thunder Bay (Thunder Bay)	Hydro-Ontario	400 (1981)	Charbon bitumineux; Pennsylvanie, Virginie occidentale. Lignite; Saskatchewan	2,69 x 10 <sup>5</sup> (1981)

TABLEAU 4 CHARBON STOCKÉ DANS LES CENTRALES THERMIQUES CANADIENNES ACTUELLES<sup>1</sup>

Centrale	Superficie du parc (ha)	Hauteur du parc (m)	Volume du parc (m <sup>3</sup> )	Volume de charbon stocké par MW de capacité de production (m <sup>3</sup> /MW)
Battle River	0,37	7,6	2,8 x 10 <sup>4</sup>	77
H.R. Milner	19	15	2,8 x 10 <sup>6</sup>	18 877
Sundance	2,0	15	3,0 x 10 <sup>5</sup>	222
Wabamum	1,3	6,0	7,8 x 10 <sup>4</sup>	134
Queen Elizabeth	2,7	11	3,0 x 10 <sup>5</sup>	1 293
Estevan	0,65	4,6	3,0 x 10 <sup>4</sup>	448
Selkirk	6,6	10	6,6 x 10 <sup>5</sup>	5 000
Brandon	6,2	10	6,2 x 10 <sup>5</sup>	2 616
Lakeview	13	30	3,9 x 10 <sup>6</sup>	1 698
Nanticoke	28	20	5,6 x 10 <sup>6</sup>	1 400
Lambton	19	9	1,7 x 10 <sup>6</sup>	855
R.L. Hearn	6,4	4,3	3,3 x 10 <sup>5</sup>	275
Trenton	0,84	9,1	7,6 x 10 <sup>4</sup>	362
Lingan	0,90	15	1,4 x 10 <sup>5</sup>	467
Grand Lake	2,5	10	2,5 x 10 <sup>5</sup>	2 404
Dalhousie	1,5	4,6	6,9 x 10 <sup>4</sup>	325
Minimum	0,37	4,3	3,0 x 10 <sup>4</sup>	77
Maximum	19	30	5,6 x 10 <sup>6</sup>	18 877
Moyenne	6,9	11,3	1,1 x 10 <sup>6</sup>	2 278

du Saint-Laurent. Il faut donc stocker davantage de charbon au cours de la saison de navigation pour assurer un approvisionnement suffisant pendant le reste de l'année, et le charbon séjourne donc plus longtemps dans le parc. C'est à la centrale Milner, en Alberta, où l'on stocke du charbon métallurgique pour la vente et l'on utilise les rejets comme combustible, que se trouve le plus important volume de charbon stocké par mégawatt de capacité au Canada. C'est à la centrale de Nanticoke, en Ontario, que se trouve le parc le plus important au Canada en superficie.

### 2.3 Suppression de la poussière, drainage et collecte des eaux de ruissellement

Très peu de données ont été publiées sur la lutte contre le poussier dans les centrales thermiques canadiennes. Cette question est d'un intérêt certain sur le plan des eaux de drainage puisque l'on déverse souvent de grandes quantités d'eau sur le charbon pour abattre la poussière. Les données d'un inventaire sur l'eau utilisée, les eaux de drainage produites et leur traitement dans les centrales thermiques canadiennes sont résumées au tableau 5<sup>1</sup>.

Cinq centrales, soit Estevan, Lakeview, Nanticoke, Lambton et R.L. Hearn, aspergent régulièrement le parc afin d'abattre la poussière<sup>1</sup>. Selon les normes industrielles, la centrale d'Estevan est très petite et sa consommation annuelle d'eau utilisée à cette fin est inconnue. Les quatre autres centrales, exploitées par l'Hydro-Ontario, conservent d'importants stocks de charbon sur place puisqu'elles ne se trouvent pas près d'une mine de charbon et sont tributaires de livraisons saisonnières. Deux des plus importantes centrales alimentées au charbon du Canada font partie de ce groupe. Les quantités de charbon manipulées sont si considérables qu'elles interdisent l'utilisation d'empileurs-déchargeurs et qu'il faut confiner et compacter le charbon afin de prévenir la combustion spontanée. Le déplacement continu du charbon à l'aide de racleuses tractées engendre beaucoup de poussière que l'on abat par arrosage d'eau et, dans certains cas, d'huiles usées.

La consommation annuelle moyenne d'eau de chacune de ces centrales de l'Hydro-Ontario est de  $1,0 \times 10^5 \text{ m}^3$ <sup>1</sup>. Toutefois, ce volume est faible comparativement à la quantité totale d'eau de pluie qui tombe sur les parcs au cours de l'année. De plus, l'eau aspergée pour abattre la poussière est généralement appliquée les jours les plus secs, lorsque l'évaporation à la surface du parc est la plus forte.

Featherby et Dodd<sup>12</sup> ont effectué un relevé général des mesures de lutte contre la pollution de l'air et de l'eau par les parcs de charbon des centrales thermiques de l'Hydro-Ontario. Des pulvérisateurs d'eau sont installés sur toutes les trémies et à tous les points de transfert de convoyeurs, dans les installations de manutention du charbon, pour lutter contre la poussière. La taille considérable des parcs à charbon des centrales de l'Hydro-Ontario empêche l'utilisation de convoyeurs fixes et de trémies souterraines de récupération. Le charbon stocké doit être compacté pour éviter la combustion spontanée et les incendies. L'équipement mobile utilisé à cette fin provoque des dégagements considérables de poussière. On a recours à des camions-citernes pour asperger les voies d'accès aux parcs ainsi que les zones de travail à l'intérieur des parcs. En été, ces camions-citernes sont presque continuellement en service.

Il existe un rapport plus détaillé sur la gestion du poussier à la centrale thermique de Nanticoke<sup>13</sup>. On y décrit en détail l'équipement et les méthodes utilisés pour supprimer la poussière. À cet endroit, les dégagements sont surtout attribuables aux racleuses tractées. Des racleuses converties, équipées de réservoirs d'eau de 45 000 sont utilisées pour mouiller les voies de transport du charbon et les voies d'accès à l'intérieur du parc. Ces wagons-citernes fonctionnent continuellement lors du déplacement du charbon sur l'empileur-déchargeur et sur le tas principal. En hiver, il y avait de forts dégagements de poussière à la centrale de Nanticoke à cause de l'assèchement du charbon par le froid, des grands vents et de la grande activité dans le parc. Cette difficulté a été aplanie par l'aspersion d'eau à l'aide de wagons-citernes. La mince couche de glace ainsi formée donnait des résultats satisfaisants et aucun problème n'est survenu par suite du gel du charbon. Cette méthode de lutte contre la poussière en hiver serait probablement moins efficace dans les régions du Canada où le climat est plus rigoureux. Le gel du charbon peut entraver le fonctionnement de l'équipement d'alimentation de la centrale et causer de graves problèmes d'exploitation.

On a aussi recours à des lubrifiants usés pour lutter contre la poussière à Nanticoke. L'huile est répandue sur les voies de roulage par un wagon-citerne modifié. La surface du charbon n'est pas encroûtée, mais les fines particules sont bien retenues à la surface du tas. Aucune répercussion nuisible de l'utilisation d'huile n'a été signalée pour l'exploitation<sup>13</sup>. L'Hydro-Ontario a donc conclu que les huiles usées constituaient un agent efficace et résistant pour lutter contre la poussière sur les côtés du tas de charbon et les voies de roulage permanentes.

D'après les données de l'inventaire présentées au tableau 5<sup>1</sup>, 11 des 16 centrales recueillaient les eaux de drainage du parc à charbon. Dans quatre cas, l'eau était mélangée à d'autres eaux usées, pour lui faire probablement subir une certaine forme de traitement. Une seule centrale exploite une station de traitement des eaux usées conçue principalement pour les eaux de drainage du parc à charbon. Dans une autre centrale, on traite chimiquement toutes les eaux usées, y compris les eaux de drainage du parc à charbon, dans une installation centrale de traitement. Quatre des centrales qui n'ont pas de réseau de collecte des eaux de ruissellement se trouvent dans les régions relativement sèches de la Saskatchewan et du Manitoba.

#### **2.4 Production d'acide**

Le pH peu élevé et les fortes teneurs en matières solides et en métaux dissous des eaux de drainage acides des mines sont généralement attribués en partie à l'activité

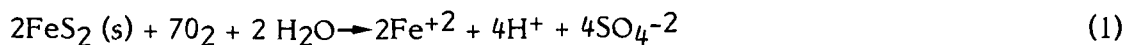
TABLEAU 5 UTILISATION ET GESTION DE L'EAU DANS LES CENTRALES THERMIQUES CANADIENNES\*1

Centrale	Base du parc à charbon	Eau aspergée: source et volume annuel (m <sup>3</sup> )	Eau de ruissellement: quantité annuelle (m <sup>3</sup> )	Eau de ruissellement: systèmes de collecte et de traitement	Eau de ruissellement: milieu récepteur
Battle River	Aucune	Aucune	Inconnue	Collecte seulement	Réservoir de la rivière Battle
H.R. Milner	Aucune	Aucune	Inconnue	Collecte seulement	Rivière Smokey
Sundance	Argile	Aucune	Inconnue	Collecte seulement	Étang de refroidissement de Sundance
Wabamum	Argile	Aucune	Inconnue	Collecte seulement	Lac Wabamum
Queen Elizabeth	Argile/ 6 m sable	Aucune	Inconnue	Aucun	
Estevan	Argile	Rivière Souris	Inconnue	Aucun	Rivière Souris
Selkirk	Aucune	Aucune	Inconnue	Aucun	Rivière Rouge
Brandon	Aucune	Aucune	Inconnue	Aucun	Rivière Assiniboine
Lakeview	Argile compacte sur schiste	Lac Ontario 4,6 x 10 <sup>4</sup>	1,3 x 10 <sup>5</sup>	Collecte, traitement à la chaux et décantation	Lac Ontario
Nanticoke	6 m d'argile sur roc	Lac Érié 3,2 x 10 <sup>5</sup>	Inconnue	Collecte et pompage vers étang de retenue des cendres	
Lambton	Aucune	Rivière Ste-Claire 1,0 x 10 <sup>4</sup>	Inconnue	Collecte et pompage vers étang de retenue des cendres	
R.L. Hearn	Aucune	Lac Ontario 2,4 x 10 <sup>4</sup>	Inconnue	Le tas est creusé vers le centre	
Trenton	Gravier	Aucune	Inconnue	Aucun	Inconnu
Lingan	Till recouvert de gravier	Aucune	Inconnue	Collecte seulement	Baie Indian par l'exutoire CCW
Grand Lake	Aucune	Aucune	Inconnue	Addition périodique de chaux	Grand-Lac
Dalhousie	Matériau peu perméable	Aucune	Inconnue	Collecte et traitement	Baie Eel

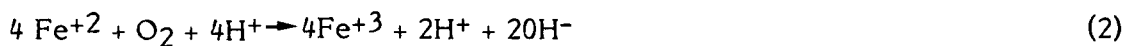
\* Aucune donnée disponible pour les centrales suivantes: Poplar River  
Boundary Dam  
Thunder Bay  
Glance Bay

microbiologique. C'est particulièrement vrai pour les eaux de drainage des mines de charbon à forte teneur en soufre. Des considérations biologiques similaires s'appliquent à l'oxydation du charbon stocké.

La percolation des eaux de pluie dans les charbon de l'Est, qui contiennent de fortes concentrations de soufre, produit des eaux de drainage fortement acides. La qualité des eaux de drainage est altérée par le lessivage des minéraux oxydants qui prédominent dans le minerai de charbon, soit la pyrite et la marcassite, qui sont toutes deux des sulfures de fer<sup>14</sup>. La marcassite est instable et se dégrade en pyrite. L'oxydation de la pyrite produit un ion ferreux et de l'acidité, comme le montre l'équation suivante<sup>15</sup>:



L'ion ferreux s'oxyde à son tour à l'état ferrique au cours de l'étape suivante, qui limite la vitesse de production d'acidité:



L'ion ferrique s'hydrolyse ensuite pour former un hydroxyde ferrique insoluble engendrant plus d'acidité:



ou oxyde directement la pyrite, produisant ainsi plus d'ion ferreux et plus d'acidité:



La stoechiométrie de ces réactions révèle que pour chaque mole de sulfure ferreux oxydée, il y a une augmentation nette de deux moles d'ion hydrogène. Cette augmentation nette de l'acidité fournit les ions hydrogène nécessaires à l'oxydation supplémentaire de l'ion ferreux et la production subséquente d'acide<sup>14</sup>.

L'oxydation abiotique, qui ne met pas en cause d'organismes vivants, se produit relativement lentement à un pH supérieur à 4. Les milieux naturels dans lesquels la plupart des organismes se développent ont des concentrations d'ions hydrogène approchant  $10^{-7}$  M, ou un pH de 7. Bien que des pH extrêmes soient toxiques à bien des organismes, il

existe certains organismes acidophiles ("aimant l'acide") qui ont besoin d'une extrême acidité, soit un pH de 3 ou moins, pour assurer leur croissance<sup>16</sup>.

Lorsque le pH est inférieur à 4, on croit que l'oxydation est causée par les activités métaboliques des membres acidophiles des espèces thiobactériennes. Les bactéries acidophiles et chimiotrophes les plus généralement associées à ce processus sont Thiobacillus ferrooxidans, Thiobacillus thiooxidans et Metallogenium sp., dont l'activité est maximale à un pH de 2 à 4,5 et dont la source de carbone est le CO<sub>2</sub><sup>16</sup>. Ce sont les principaux agents de l'oxydation de l'ion ferreux en ion ferrique, qui est l'étape limitant la vitesse d'oxydation. Leur présence indique une oxydation rapide de la pyrite et s'accompagne généralement d'eaux de drainage du charbon à faible pH et à forte teneur en fer, manganèse et matières totales dissoutes. Selon les estimations, ces bactéries accélèrent l'oxydation des matières pyriteuses par un facteur de 10<sup>6</sup><sup>17</sup>.

T. thiooxidans peut produire de l'énergie métabolique par l'oxydation du soufre et des minéraux sulfureux, le processus créant de l'acide sulfurique. Cette espèce peut se développer à un pH variant de 0,9 à 4,5. T. ferrooxidans peut oxyder des composés sulfureux réduits ainsi que du fer ferreux en fer ferrique. Là encore, de l'acide sulfurique est produit, le pH optimal pour l'oxydation de l'élément soufre étant d'environ 5. On a constaté que le pH optimal pour l'oxydation du fer par Metallogenium se situait entre 3,5 et 5. On suppose qu'il existe une succession en fonction du pH de bactéries oxydantes du fer, commençant par Metallogenium à un pH de 3,5 à 5, suivi de T. ferrooxidans à un pH inférieur à 4<sup>18</sup>.

Walsh<sup>19</sup> indique que lorsque l'oxydation chimique est rapide, la catalyse biologique ne procure pas aux bactéries l'énergie nécessaire à l'activité anabolique. Le niveau de catalyse par les bactéries est fonction des temps de séjour (qui accusent des variations saisonnières), des populations et de la chimie même du charbon. Les éléments autotrophes du fer peuvent éliminer 80 p. 100 des pyrites d'échantillons de charbon en trois ou quatre jours. Ce sont des organismes simples qui tirent leur énergie métabolique de l'oxydation du fer et dépendent de sources inorganiques pour satisfaire leurs besoins en carbone et en azote<sup>18</sup>. Dans le cas d'une minéralisation principalement associée aux alcalins, la catalyse des bactéries du fer est minimale tandis que la catalyse des bactéries du soufre peut être importante<sup>17</sup>.

D'autres composantes des eaux de drainage des parcs à charbon, comme les métaux dissous et les substances organiques dissoutes, sont produites par des réactions secondaires de l'acide sulfurique avec les minéraux et les composés organiques contenus dans le charbon. Ces réactions secondaires dépendent: de la méthode de préparation et de

lavage du charbon avant le stockage; des conditions atmosphériques, notamment les pluies et la température; de la concentration de  $\text{CaCO}_3$  et d'autres substances neutralisantes dans le charbon; de la concentration et de la forme des métaux à l'état de traces dans le charbon; enfin, du temps de séjour de l'eau dans le parc à charbon.

Certains auteurs ont affirmé qu'il y avait une relation entre la teneur en soufre du charbon et la concentration des polluants dans les eaux de drainage des parcs à charbon. Le tableau 6 donne les analyses quantitatives approximatives et les classes des charbons utilisés dans les centrales thermiques canadiennes. Il apparaît très clairement qu'on peut établir un lien entre la teneur en soufre et la classe de charbon dans le cas des charbons utilisés actuellement au Canada. Le charbon subbitumineux, le lignite et les rejets de charbon ont une teneur moyenne en soufre d'environ 0,4 p. 100; tandis que celle du charbon bitumineux est de 3,2 p. 100. Du point de vue géographique, plus on va vers l'est, plus la teneur en soufre du charbon est élevée. Les charbons des Maritimes contiennent, en effet, environ dix fois plus de soufre que les charbons stockés en Alberta.

## **2.5 Caractérisation des eaux de drainage des parcs à charbon**

Les caractéristiques des eaux de drainage des parcs à charbon diffèrent beaucoup d'une centrale à l'autre à cause de facteurs tels que la composition chimique du charbon, et la quantité et la qualité des eaux de pluie. Ce type de données est essentiel pour l'évaluation des conséquences environnementales du rejet des eaux usées dans le milieu récepteur<sup>20</sup>, ainsi que pour la conception et l'exploitation des stations de traitement.

**2.5.1 Canada.** - Plusieurs compagnies de services publics au Canada ont déjà étudié le lessivat et les eaux de ruissellement de certains parcs à charbon.

Dans le cadre des travaux de conception de la centrale de Poplar River, le Water Chemistry Laboratory de l'Université du Wisconsin a effectué des essais de lessivat de charbon. On trouvera au tableau 7 les résultats obtenus avec le lignite de la Saskatchewan qui sera utilisé à cette centrale. Ce lessivat a une teneur relativement faible en sulfates, ce qui reflète la faible teneur en soufre du lignite. Les concentrations de la plupart des métaux sont également très faibles; la concentration moyenne des éléments à l'état de traces est inférieure à 0,5 mg/l. Bien qu'il soit communément admis que le lessivat des charbons de l'Ouest ne contient pas de fortes concentrations d'éléments, il faut souligner que celui-ci contenait 15 mg/l de bore. La présence en quantités importantes de cette substance rendrait l'eau impropre à la consommation et à l'irrigation<sup>31</sup>.



TABLEAU 6 ANALYSE QUANTITATIVE APPROXIMATIVE DES CHARBONS UTILISÉS DANS LES CENTRALES THERMIQUES CANADIENNES<sup>1, 2</sup>

Centrale	Analyse approximative du charbon (%)					Classe prédominante du charbon consommé
	Humidité	Cendres	Matières volatiles	Carbone fixe	Soufre	
Battle River	27,0	11,0	27,8	34,2	0,4	SB
H.R. Milner	4,9	62,1	11,6	21,4	0,4	R
Sundance	20,4	13,6	29,5	36,5	0,21	SB
Wabumum	21,4	13,5	29,0	36,1	0,23	SB
Queen Elizabeth	27,6	9,0	30,3	31,1	0,5	SB
Estevan	35,2	10,73	25	31	0,5	L
Selkirk	33,5	9,0	25,4	32,2	0,5	L
Brandon	33,4	7,9	26,3	32,4	0,4	L
Lakeview	6,3	8,2	35,7	49,8	1,7	B
Nanticoke	6,2	8,2	35,7	49,8	2,4	B
Lambton	7,0	8,5	34,5	50,0	2,1	B
R.L. Hearn	7,1	8,3	34,3	50,3	2,4*	B
Trenton	9,2	12,3	NA**	NA	3,2	B
Lingan	7	12	33	44	4,0	B
Grand Lake	2	13,2	32	48	4,8	B
Dalhousie	9	24	27	40	4,8	B

Note: B Bitumineux  
 SB Subbitumineux  
 L Lignite  
 R Rejets de charbon métallurgique

\* L'Hydro-Ontario a par la suite indiqué que la teneur en soufre avait été réduite à 1,4 p. 100.

\*\* NA: non analysé

Dans une étude commandée par la New Brunswick Electric Power Commission, on a caractérisé le lessivat du charbon stocké à la centrale de Dalhousie; les résultats figurent au tableau 8. Le charbon bitumineux utilisé dans cette centrale provient de la mine de Minto et a une forte teneur en soufre. Le lessivat qui en résulte a un pH très bas de 1,2, une concentration de fer extrêmement élevée de 17 600 mg/l et une concentration de sulfates de 49 600 mg/l. On a signalé une concentration totale d'arsenic de 40 mg/l.

TABLEAU 7 RÉSULTATS D'ESSAIS RELATIFS AU LESSIVAT DE LIGNITE:  
CENTRALE DE POPLAR RIVER\*

	Concentration moyenne (mg/l)
<u>Éléments principaux et secondaires</u>	
Na	118,0
K	4,86
Mg	33,6
Ca	36,9
B	15,0
SO <sub>4</sub>	435,5
<u>Éléments à l'état de traces</u>	
Mn	0,187
Fe	0,477
Sr	0,706
V	0,016
Cr	0,018
Co	0,12
Ni	0,12
Cu	0,015
Zn	0,015
Cd	0,015
Al	0,231
Pb	0,12
As	0,12
Se	0,12
Zr	0,016
Sb	0,12

\* Communication personnelle, D.W. Draper, Environnement Canada

Les principaux paramètres de pollution des eaux de ruissellement du parc à charbon de la centrale de Lingan sont analysés toutes les fois que le bassin collecteur déborde (communication personnelle, Robin Day, centrale de Lingan, Lingan). Les caractéristiques d'un échantillon prélevé le 25 avril 1980 figurent au tableau 9. Le charbon bitumineux stocké à cette centrale provient d'une mine voisine et a une teneur élevée en soufre, ce qui explique sans doute le faible pH des eaux de ruissellement, selon les principes que nous avons exposés à la section 2.4.

TABLEAU 8 LESSIVAT DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE DALHOUSIE\*

Paramètre	Concentration (mg/l sauf pour le pH)
pH	1,2
Sulfates	49 600
Phosphore	300
Arsenic	40
Chrome	2,0
Cuivre	8,0
Fer	17 600
Plomb	0,2
Nickel	7,8
Zinc	14,5
Mercuré	< 0,0001

\* Communication personnelle, C. Doiron, New Brunswick Electric Power Commission

TABLEAU 9 QUALITÉ DES EAUX DE RUISSELLEMENT DU PARC À CHARBON DE LA CENTRALE DE LINGAN

Paramètre	Concentration
pH	2,8
Matières en suspension	2 310 mg/l
Matières totales	3,82 mg/l
Conductivité	200 MS

Les études réalisées par l'Hydro-Ontario ont aidé à la compréhension globale des mécanismes qui interviennent dans la composition des lessivats et des eaux de ruissellement de tous les parcs à charbon du Canada. On a étudié les eaux de ruissellement du parc à charbon de Nanticoke dans le cadre d'une importante analyse de l'utilisation de l'eau<sup>32</sup>. Ces travaux ont permis de déterminer que les eaux de ruissellement du parc à charbon contribuait grandement à l'enrichissement minéral de l'eau de l'étang de retenue des cendres, particulièrement à cause des fortes teneurs en fer lessivable, en sulfates et en acidité.

Les eaux de ruissellement et le lessivat du parc de la centrale de Lakeview (Hydro-Ontario) ont été étudiés en détail au cours des cinq dernières années<sup>33, 34</sup>. Le tableau 10 illustre la nature des eaux de ruissellement pour la période de mai à novembre 1975<sup>12</sup>. Au cours de la période d'étude, le charbon stocké à la centrale provenait de Pennsylvanie et avait une teneur en soufre de 2,5 p. 100. Ce charbon est lavé avant d'être expédié. Une nette diminution de l'acidité et de la teneur en fer et en sulfates du lessivat a été observée dans les échantillons prélevés en octobre et novembre. Il n'y avait cependant aucun changement important dans les autres concentrations d'éléments. Le tableau 11 donne une comparaison des eaux de ruissellement prélevées en août et en novembre<sup>33</sup>. On constatait la présence d'un lessivat acide même en hiver toutes les fois qu'il y avait écoulement observable; cependant, au cours de la majeure partie de l'hiver, les fossés étaient gelés et aucun écoulement n'était décelable.

TABLEAU 10 EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LAKEVIEW, MAI-NOVEMBRE 1975<sup>12</sup>

Paramètre	Concentration (mg/l sauf pour le pH)		
	Moyenne	Maximum	Minimum
pH	2,7	2,9	2,4
Acidité (sous forme de CaCO <sub>3</sub> )	1 500	2 850	300
Matières dissoutes	6 500	11 600	4 600
Sulfates	4 100	6 900	1 100
Fer	420	1 000	150
Calcium	400	540	200
Sodium	300	440	140
Magnésium	170	440	9
Chlorures	160	190	110
Aluminium	62	75	48
Silice	22	64	12
Manganèse	7	12	3,4
Potassium	5	10	1,6

TABLEAU 11 VARIATION SAISONNIÈRE DES CONCENTRATIONS DE POLLUANTS  
DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT DU PARC À CHARBON:  
CENTRALE DE LAKEVIEW<sup>33</sup>

Paramètre	Concentration mensuelle moyenne	
	Août 1975	Novembre 1975
pH (unités)	2,7	2,8
Acidité (meq/l)	32	18
Matières dissoutes	7 700	5 400
Fer	470	220
Sulfates	4 600	3 300
Sodium	330	340
Calcium	490	480
Magnésium	170	170
Potassium	2,8	7,6

Note: Sauf indication contraire, toutes les valeurs sont exprimées en mg/l.

Les concentrations de matières dissoutes, de fer et de sulfates des eaux de drainage ont été étudiées en fonction de l'acidité totale des eaux de ruissellement. On a analysé périodiquement la teneur en éléments à l'état de traces du lessivat. Les résultats figurent au tableau 12<sup>12</sup>, où l'on trouve également les concentrations de phénols et la demande chimique en oxygène (DCO). La DCO de l'échantillon était presque entièrement attribuable à la présence de fer ferreux dans le lessivat.

La présence de fortes teneurs en matières en suspension dans les eaux de drainage constitue un problème constant que les études de Lakeview ont permis de mettre en lumière. On a déterminé que la teneur en MS des eaux de ruissellement pouvait monter à 30 000 mg/l; cependant, celle de la majorité des échantillons variait entre 100 et 500 mg/l<sup>12</sup>. Les concentrations les plus élevées ont été observées dans les eaux de drainage à fort débit consécutives à des précipitations de 15 mm ou plus. Le rapport entre le débit et la teneur en matières en suspension est illustré à la figure 2. De fortes teneurs en MS se manifestaient fréquemment en période de faible écoulement, par suite du lavage d'un véhicule ou du déchargement d'un bateau. Il y avait souvent de l'écume à la surface du fossé collecteur des eaux de ruissellement autour du parc à charbon.

TABLEAU 12 CONCENTRATION D'ÉLÉMENTS À L'ÉTAT DE TRACES DANS  
LES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON:  
CENTRALE DE LAKEVIEW, MAI-NOVEMBRE 1975<sup>12</sup>

Paramètre	Concentration (mg/l)		Nombre d'analyses
	Maximum	Minimum	
Nickel	2,8	0,2	8
Cuivre	1,6	< 0,2	7
Cobalt	0,4	0,09	12
Chrome	0,4	0,02	6
Zinc	0,3	0,2	5
Plomb	0,2	< 1	3
Arsenic	0,1	0,02	5
Sélénium	0,02	< 0,005	5
Antimoine	0,01	< 0,005	5
Cadmium	0,002	< 1	8
Vanadium	< 1		4
Molybdène	< 1		2
Béryllium	< 1		4
Phénols	0,012	< 0,001	5
DCO	161	37	11

Autres éléments < 1 mg/l: Brome, baryum, europium, fluor, lutétium, scandium, argent, tantale, thorium, titane.

On a également étudié, dans cette analyse, la composition du ruissellement pluvial du parc à charbon car ces eaux sont considérées comme la plus importante source de l'écoulement total<sup>12</sup>. Il y avait très peu de changement dans la composition des eaux de drainage, sauf lors des fortes précipitations. La caractéristique la plus significative des fortes précipitations étaient la teneur réduite en polluants vers la fin de la période de ruissellement. La qualité des eaux de ruissellement revenait généralement à la normale dans une période de 24 heures après la pluie.

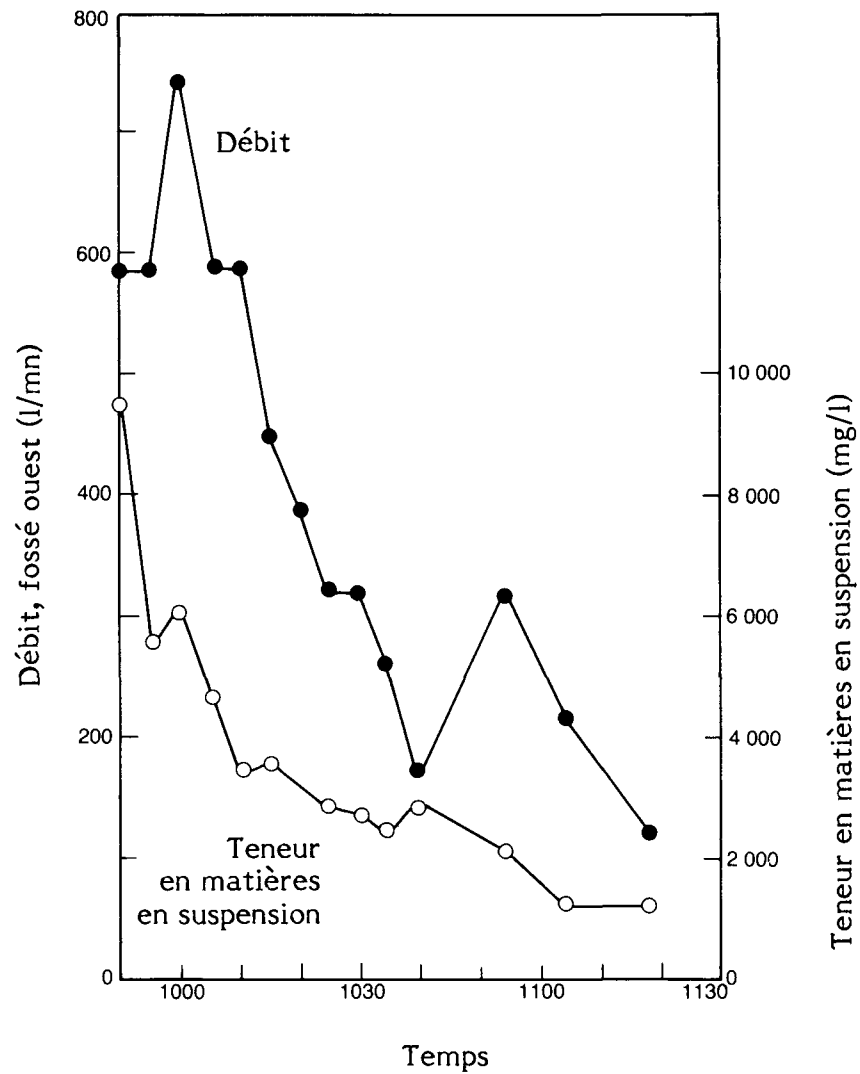


FIGURE 2 EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON DE LA CENTRALE DE LAKEVIEW<sup>12</sup>  
(6 mm de pluie le 21 septembre 1977)

Une légère augmentation des concentrations de l'acidité, du fer, des sulfates et des métaux à l'état de traces a été observée au début d'une précipitation. Cela a été attribué à "l'effet de chasse" de l'eau de pluie, soit l'entraînement par celle-ci des accumulations de lessivat concentré dans le tas de charbon et les fossés de drainage. La diminution des teneurs en polluants vers la fin des précipitations est vraisemblablement due à la dilution du lessivat par les eaux de ruissellement superficiel, plutôt qu'au lavage complet du tas de charbon. Les auteurs de l'étude croient que les deux effets ont eu tendance à s'annuler l'un l'autre, si bien que les échantillons composés dosés en fonction du débit étaient essentiellement semblables au lessivat moyen du débit de base<sup>12</sup>.

Les auteurs n'ont pu établir un rapport précis entre l'intensité des averses et la quantité d'eau de ruissellement<sup>12</sup>. En général, dans le cas de Lakeview, la partie des eaux de pluie s'écoulant sous forme d'eau de ruissellement augmentait avec le volume total des précipitations. Les averses intenses mais courtes étaient moins fréquentes que les averses plus longues, mais moins intenses, déversant un volume total de pluie équivalent. L'intensité des précipitations, les conditions atmosphériques précédentes et le volume du tas de charbon ont un effet significatif sur la quantité d'eau de ruissellement produite par une averse donnée. Le tas, par son volume, agit comme une éponge et tend à diminuer l'écoulement net de l'eau de pluie dans tous les cas, sauf dans celui des gros orages. D'après les taux d'évapotranspiration calculés au cours de la période d'étude, il y a eu perte nette d'eau dans le parc au cours des mois d'été. On a même estimé qu'environ 20 p. 100 de l'eau entrant dans le parc sous forme de pluie ou d'eau d'arrosage s'en écoulait sous forme d'eau de drainage<sup>12</sup>.

**2.5.2 États-Unis.** - Plusieurs études ont été réalisées aux États-Unis pour caractériser les constituants chimiques organiques et inorganiques des eaux de ruissellement des parcs à charbon.

La plupart d'entre elles visaient à quantifier les constituants inorganiques des eaux de drainage. L'étude la plus importante sur le sujet a été faite par Wachter et Blackwood<sup>21</sup>, qui ont caractérisé les eaux de drainage de tas de charbon fraîchement mélangés et de vieux charbons dans six régions des États-Unis. On a prélevé des échantillons sous un simulateur de pluie et l'on y a analysé une grande variété de constituants chimiques. On a ensuite défini un parc à charbon représentatif des États-Unis pour caractériser les effluents de ruissellement de toutes sources. Le tableau 13 indique la caractérisation moyenne des eaux de drainage par région houillère des États-Unis qu'ont permis d'obtenir ces simulations.



TABLEAU 13 CONCENTRATION MOYENNE DE CONSTITUANTS: EAUX DE RUISSELLEMENT SIMULÉES DES PARCS À CHARBON (PAR RÉGION HOUILLÈRE DES ÉTATS-UNIS)<sup>21</sup>

Paramètre	Concentration (mg/l)					
	Appalaches	Grandes plaines du Nord	Intérieur (Est)	Intérieur (Ouest)	Ouest	Sud-Ouest
Matières totales en suspension	1521	1282	1264	1853	2486	1538
Matières totales dissoutes	259	430	1136	5539	1900	356
Sulfates	66	1598	648	4860	240	190
Fer	3,1	1,5	9,1	1131	8,2	5,5
Manganèse	0,03	0,14	0,44	17,9	0,4	0,04
Silice libre	12,3	ND*	0,8	86,3	ND	ND
Cyanure	< 0,001	ND	0,002	ND	ND	ND
DBO <sub>5</sub>	< 5,0	< 7,5	ND	< 1,2	< 2,5	< 7,5
DCO	1407	1324	1556	1053	1826	769
Nitrates	0,12	0,14	0,33	0,09	1,8	0,16
Phosphate total	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Antimoine	2,1	ND	7,5	10,3	14,0	6,5
Arsenic	23	1,8	4,1	10,1	5,6	4,1
Béryllium	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cadmium	ND	ND	ND	0,05	0,005	ND
Chrome	ND	ND	ND	0,03	0,04	ND
Cuivre	0,02	ND	ND	2,2	ND	0,02
Plomb	0,05	0,05	0,06	0,33	0,07	0,05
Nickel	0,06	0,02	0,09	10,2	0,05	0,03
Sélénium	23,8	ND	12,5	25,2	15,0	21,5
Argent	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Zinc	0,008	0,17	0,14	25,0	0,15	0,04
Mercure	< 0,001	0,003	ND	0,004	0,005	0,002
Thallium	ND	ND	ND	ND	ND	ND
pH**	6,28**	6,93**	7,62**	2,81**	7,24**	6,60**
Chlorures	0,33	ND	ND	2,3	ND	ND
Carbone organique total	251,7	373,2	380,1	90,5	318,4	158,7

\* ND = non décelable      \*\* Logarithme négatif de la concentration d'ions hydrogène

RÉGIONS HOUILLÈRES DES ÉTATS-UNIS POUR LES FINS DU TABLEAU:

Région	États compris
Appalaches	Pennsylvanie, Ohio, Virginie occidentale, Maryland, Virginie, est du Kentucky, Tennessee, Alabama, Georgie.
Intérieur (Est)	Illinois, Indiana, ouest du Kentucky, Michigan.
Intérieur (Ouest)	Iowa, Missouri, Nebraska, Kansas, Oklahoma, Arkansas, Texas.
Ouest	Wyoming, Idaho, Utah, Colorado, Nouveau-Mexique, Arizona, Washington.
Sud-Ouest	Utah, Colorado, Arizona, Nouveau-Mexique.
Grandes plaines du Nord	Montana, Dakota du Nord, Dakota du Sud.

Les distinctions entre les eaux de ruissellement de chacune des régions ressortent très clairement des résultats de cette étude. Par exemple, le pH des eaux de drainage du charbon de l'Ouest, qui a une faible teneur en sulfates, est de 7,24, tandis que celui du charbon de l'Intérieur (Ouest), qui a une teneur de sulfates environ 20 fois supérieure, est de 2,81. La concentration de zinc varie de 25 mg/l pour le charbon de l'Intérieur (Ouest) à 0,008 mg/l pour le charbon des Appalaches.

Les auteurs concluent également que les gros parcs à charbon âgé situés dans les régions pluvieuses ont des concentrations beaucoup plus élevées de la plupart des paramètres.

Le tableau 14 indique les constituants chimiques des eaux de ruissellement d'un parc à charbon simulé, pondéré en fonction de la production. Cette caractérisation tient compte des volumes relatifs de charbon produits dans chaque région des États-Unis. D'après cette simulation, les eaux de ruissellement peuvent être caractérisées comme ayant de fortes teneurs en matières totales dissoutes et en suspension, en sulfates, en DCO, en arsenic, en nickel et en sélénium.

Metry<sup>22</sup> a réalisé une simulation des eaux de ruissellement d'un parc à charbon à faible teneur en soufre de l'ouest des États-Unis. Il a fait passer de l'eau distillée dans une colonne de charbon haute de 1,8 m et d'un diamètre de 0,079 m et a ensuite recueilli et analysé le lessivat. Les résultats figurent au tableau 15. Le lessivage a été simulé dans des conditions aérobies humides, aérobies intermédiaires et anaérobies. D'après cette expérience de laboratoire, la capacité de production d'acide du charbon est moindre que sa capacité de production d'alcalinité dans toutes les conditions. L'équilibre entre la capacité de production d'acide et l'alcalinité inhérente du charbon est des plus importantes dans la production du lessivat acide. De telles conditions acides sont observées dans les charbons de l'Est à forte teneur en pyrite.

Les plus fortes concentrations de MTD et de fer ont été observées dans des conditions aérobies intermédiaires humides à sèches; cependant, les conditions anaérobies donnaient le pH le plus élevé et la plus forte alcalinité.

Il existe des différences manifestes entre ce lessivat simulé du charbon à faible teneur en soufre de l'ouest des États-Unis (tableau 15) et les eaux de ruissellement simulées pondérées en fonction de la production pour l'ensemble des États-Unis (tableau 14). Le lessivat simulé du charbon de l'Ouest avait généralement des concentrations inférieures en MTD, fer, manganèse et zinc et un pH plus élevé que les eaux de ruissellement simulées et pondérées en fonction de la production.

TABLEAU 14 CONCENTRATION DE CONSTITUANTS: EAUX DE RUISSELLEMENT SIMULÉES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA PRODUCTION DE CHARBON<sup>21</sup>

Paramètre	Concentration (mg/l)
Matières totales en suspension	1551
Matières totales dissoutes	754
Sulfates	401
Fer	39
Manganèse	0,69
Silice libre	10,1
Cyanure	< 0,001
DBO <sub>5</sub>	< 3,8
DCO	1436
Nitrates	0,31
Phosphate total	ND*
Antimoine	4,6
Arsenic	15,7
Béryllium	ND
Cadmium	0,002
Chrome	0,004
Cuivre	0,08
Plomb	0,06
Nickel	3,1
Sélénium	19,9
Argent	ND
Zinc	0,08
Mercure	0,001
Thallium	ND
pH	6,78**
Chlorures	0,27
Carbone organique total	280

\* Non décelable.

\*\* Logarithme négatif de la concentration d'ions hydrogène.

Une simulation réalisée par Boston et Boegly<sup>23</sup> comprenait des essais de lessivage en laboratoire et en conditions réelles sur du charbon de l'ouest des États-Unis. Comme dans le cas des autres études, il y avait une grande variation dans les caractéristiques du lessivat. On trouvera au tableau 16 les résultats d'analyses effectuées sur des lessivats simulés de charbons de l'Est.

TABLEAU 15 LESSIVAT SIMULÉ: CHARBON À FAIBLE TENEUR EN SOUFRE  
DE L'OUEST DES ÉTATS-UNIS<sup>22</sup>

Paramètre (mg/l sauf pour le pH)	Essai n° 1	Essai n° 2	Essai n° 3
	Conditions aérobies humides	Conditions aérobies intermédiaires, humides à sèches	Conditions anaérobies
Matières totales dissoutes	490	1720	592
pH	7,4	7,2	8,0
Alcalinité	54	37,5	124
Fer	0,65	12	0,85
Vanadium	< 2	< 2	< 2
Plomb	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zinc	0,15	0,2	0,23
Cadmium	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Chrome	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Manganèse	< 0,05	0,08	< 0,05
Strontium	0,2	0,33	0,26
Cuivre	0,12	0,15	0,1
Lithium	< 0,05	< 0,05	< 0,05

On a effectué plusieurs études en vue de caractériser les eaux de drainage des parcs à charbon en conditions réelles. Dans l'une d'entre elles (Brookman et coll.<sup>24</sup>), on comparait la qualité des eaux par temps sec (lessivat) et par temps humide (eau de ruissellement). Les résultats de cette étude figurent au tableau 17. La concentration de polluants était plus variable dans le lessivat produit par temps sec, exception faite des matières totales dissoutes qui, dans certains cas, étaient jusqu'à cinq fois supérieures dans les eaux de ruissellement.

L'analyse comparative des eaux de ruissellement simulées du charbon des Appalaches (tableau 13) et des eaux de ruissellement réelles des parcs à charbon de Pennsylvanie (tableau 17) montre que les eaux de ruissellement simulées avaient des concentrations beaucoup moins fortes que les eaux de ruissellement réelles. Les teneurs en fer, manganèse et sulfates étaient environ respectivement de 200, 300 et 24 fois supérieures dans les eaux de ruissellement réelles, le pH y était d'environ 4 unités plus acide. Si l'on se fonde sur cette comparaison, seule la teneur en MTS a été simulée de

façon adéquate par Wachter<sup>21</sup>. La simulation de Boston et Boegly dont les résultats apparaissent au tableau 16 a produit un lessivat qui correspondait davantage aux caractéristiques des lessivats des charbons de l'Est relativement au pH, aux sulfates et au fer.

Les résultats de six autres études de caractérisation des eaux de drainage des parcs à charbon sont résumés au tableau 18. Ferraro<sup>25</sup> a étudié les eaux de ruissellement d'une installation de transbordement de charbon dans le sud-est de l'Ohio. L'installation avait une superficie de 3,04 ha, et l'on y stockait du charbon à teneur en soufre moyenne à élevée (2 à 4 p. 100 en fonction du poids). Les constituants chimiques des eaux de ruissellement variaient considérablement. Chu et coll.<sup>26</sup> ont étudié les caractéristiques chimiques de nombreux types d'eaux résiduelles, et notamment des eaux de ruissellement des parcs à charbon des centrales de la Tennessee Valley Authority (TVA). Les eaux fortement acides de deux centrales ont été analysées. Anderson et Youngstrom<sup>27</sup> ont étudié les eaux de ruissellement du parc à charbon de la chaufferie de l'Université Cornell. La superficie de drainage étudiée était de 0,6 ha et se trouvait au centre de l'État de New York.

TABLEAU 16 LESSIVAT SIMULÉ: CHARBONS DE L'EST DES ÉTATS-UNIS<sup>23</sup>

Paramètre	Illinois	Kentucky	Pittsburgh	Ohio
pH	2,2	2,1	2,9	7,9
Conductivité (µmhos/cm)	15 200	10 500	1 730	7 570
Sulfates	21 500	22 300	1 240	8 810
Fer	7 710	9 850	296	< 0,10
Arsenic	0,147	9,05	0,016	NA
Baryum	< 0,2	< 0,2	< 0,2	NA
Cadmium	0,268	0,166	0,010	NA
Chrome	0,438	0,724	0,011	NA
Plomb	0,014	0,012	0,008	NA
Sélénium	0,438	0,829	< 0,020	NA
Argent	0,00035	0,00005	< 0,00005	NA
Mercure	0,00012	0,0002	0,00008	NA

Note: NA: non analysé.

Sauf indication contraire, toutes les valeurs sont exprimées en mg/l.

TABLEAU 17 CONCENTRATION DE POLLUANTS: LESSIVAT ET EAUX DE  
RUISSELLEMENT DE PARCS À CHARBON DE PENNSYLVANIE<sup>24</sup>

Paramètre (mg/l sauf pour le pH)	Conditions d'écoulement			
	Temps sec		Temps humide	
Matières totales en suspension	12	- 19 000	1 700	- 13 000
Matières totales dissoutes	2 300	- 21 700	2 300	- 115 000
Fer	160	- 23 500	700	- 1 400
Aluminium	20	- 1 800	70	- 100
Manganèse	2	- 100	9	- 15
Sulfates	90	- 57 000	1 600	- 2 700
Alcalinité totale sous forme de CaCO <sub>3</sub>				
Acidité totale sous forme de CaCO <sub>3</sub>	200	- 38 000	1 900	- 2 900
pH	1,48	- 3,37	2,35	- 3,36

Source du charbon: Pennsylvanie et Virginie occidentale

Analyse moyenne: Soufre 1,84 %  
Fer 0,35 %  
Manganèse 0,003 %  
Aluminium 0,56 %

On a également publié des analyses des eaux de ruissellement des parcs à charbon de sept centrales thermiques non identifiées, vraisemblablement situées aux États-Unis<sup>28</sup>. Chu et Coll.<sup>26</sup> ont étudié les eaux de ruissellement des parcs à charbon de deux centrales de la TVA, et Cox et coll.<sup>14</sup> ont fait de même dans le cas d'une troisième centrale de la TVA. Weeter<sup>29</sup> a fait parvenir à 80 compagnies de services publics aux États-Unis un questionnaire sur les eaux de drainage des parcs à charbon. Les résultats de cette étude constituent la plus importante base de données sur les eaux de drainage des parcs à charbon des centrales thermiques aux États-Unis.

L'examen du tableau 18 permet de cerner deux faits importants: les caractéristiques des eaux de drainage des parcs à charbon varient considérablement, et reflètent les grandes différences qui existent entre les divers types de charbon actuellement stockés aux États-Unis.

TABLEAU 18 CARACTÉRISATION DES EAUX DE DRAINAGE: PARCS À CHARBON DES ÉTATS-UNIS

Paramètre	Concentration ou plage de concentrations signalées (mg/l)	Nombre d'échantillons	Référence
pH	2,1 - 3,2	5	25
	2,0 - 2,9	2	26
	2,2 - 5,8	-	27
	2,1 - 6,6	7	28
	2,3 - 3,1	12	15
	1,5 - 7,6	204	29
Matières totales en suspension	550 - 810	2	26
	22 - 610	4	28
	38 - 680	12	15
	2 - 19 000	190	29
Matières totales dissoutes	1 500 - 3 200	2	26
	9 332 - 14 948	-	27
	720 - 28 970	4	28
	270 - 8 200	12	15
Sulfates	90 - 115 000	177	29
	447,6 - 10 107	4	25
	2 600	1	26
	525 - 19 000	5	28
	1 800 - 6 200	12	15
	1 - 57 000	168	29
Acidité	114,5 - 7 700	4	25
	270 - 1 700	2	26
	375 - 8 250	-	27
	8,84 - 21 700	3	28
	700 - 4 800	12	15
	0 - 38 000	155	29
Fer	26 - 2 702,1	5	25
	510 - 830	2	26
	10 - 5 250	-	27
	0,06 - 4 700	6	28
	23 - 590	12	15
	0,17 - 93 000	95	29
Total dissous	0,01 - 4 410	15	29
	27 - 110	2	26
Manganèse	45 - 72	-	27
	1,8 - 12,0	12	15
	0 - 100	25	29
	0 - 3 641	4	28
Alcalinité	0 - 608	34	29

TABLEAU 18 CARACTÉRISATION DES EAUX DE DRAINAGE: PARCS À CHARBON DES ÉTATS-UNIS (SUITE)

Paramètre	Concentration ou plage de concentrations signalées (mg/l)		Nombre d'échantillons	Référence
Dureté	600	- 980	2	26
	130	- 1 851	3	28
	90	- 3 850	130	29
Huiles et graisses	0	- 36,7	53	29
OD	6,7	- 8,6	28	29
COT	2	- 39	13	29
DBO	< 0,5		6	29
DCO	9		1	26
	7,6	- 1 836	21	29
Turbidité	330		1	26
	2,77	- 505	3	28
Conductivité (µmho/cm)	2 100	- 2 400	2	26
	2 200	- 6 400	12	15
Phénol	< 0,005	- 0	5	29
Chlorures	0		1	26
	3,6	- 481	2	28
	15	- 660	12	15
Calcium	240	- 350	2	26
	110	- 720	12	15
Magnésium	0,023	- 1,2	2	26
	0	- 89	3	28
	22	- 130	12	15
Sodium	4,1		1	26
	160	- 1 260	2	28
Ammoniac	0	- 1,35	3	28
Nitrates	0,3	- 0,9	2	28
Silicium (dissous)	91		1	26
	1	- 45	11	15
Phosphore	1,2		1	28
Aluminium	190		1	26
	1 200		1	28
	20	- 92	11	15
Antimoine	< 0,1	- 0,5	10	15
Arsenic	0,009	- 0,01	2	26
	0,006	- 0,046	9	15



TABLEAU 18 CARACTÉRISATION DES EAUX DE DRAINAGE: PARCS À CHARBON DES ÉTATS-UNIS (FIN)

Paramètre	Concentration ou plage de concentrations signalées (mg/l)	Nombre d'échantillons	Référence
Baryum	0,1	1	26
	< 0,1 - 0,5	11	15
Béryllium	< 0,01	1	26
	< 0,01 - 0,03	11	15
Cadmium	< 0,001 - 0,006	2	26
	< 0,001 - 0,003	12	15
Chrome	< 0,005	2	26
	0,1 - 7,5	-	27
	0 - 15,7	4	28
	< 0,005 - 0,010	12	15
Cuivre	0,18 - 0,56	2	26
	0,1 - 6,1	-	27
	1,6 - 1,8	2	28
	0,07 - 0,46	12	15
Plomb	< 0,01 - 0,023	2	26
	< 0,01 -	12	15
Mercure	< 0,0002 - 0,027	2	26
	0,0019 - 0,0073	12	15
Nickel	0,32 - 1,7	2	26
	0,15 - 0,49	12	15
Sélénium	0,003 - 0,03	2	26
	< 0,001 - 0,006	10	15
Titane	< 1	1	26
	< 1	12	15
Zinc	1,0 - 3,7	2	26
	2,4 - 26,0	-	27
	0,006 - 12,5	7	28
	1,1 - 5,1	12	15

Le lessivat simulé obtenu par Wachter et Blackwood<sup>21</sup> et Metry<sup>22</sup> n'est généralement pas représentatif de la réalité. Il semblerait que les eaux de ruissellement ne puissent être simulées adéquatement ni pour les charbons, à forte teneur en soufre, de l'Est, ni pour les charbons à faible teneur en soufre de l'Ouest.

Comme le souligne McFall<sup>30</sup>, l'effet de la fonte des neiges peut être important. Les tas de charbon couverts de neige produisent en effet un lessivat différent de ceux qui ne reçoivent que des eaux de pluie. Ferraro<sup>25</sup> a présenté des données de l'analyse des eaux du ruissellement nival d'un parc à charbon du nord-ouest des États-Unis (tableau 19). Une

TABLEAU 19 ÉCHANTILLON D'EAUX DE RUISSELLEMENT NIVAL:  
CHARBON DU NORD-OUEST DES ÉTATS-UNIS<sup>25</sup>

Paramètre	Concentration
pH	6,8 unités
Conductivité	374 $\mu\text{mho/cm}$
Fer	0,79
Aluminium	0,40
Manganèse	0,06
Alcalinité (jusqu'à pH 4,3)	51,6
Matières totales en suspension	58

Note: Sauf indication contraire, toutes les valeurs sont exprimées en mg/l.

comparaison entre ces eaux et les eaux de ruissellement d'un parc à charbon de l'Ouest simulées par Wachter et Blackwood<sup>21</sup> indique que les eaux du ruissellement nival auraient des concentrations de MTS 50 fois moindres et des concentrations de fer et de manganèse beaucoup plus faibles. Cela laisse supposer que, dans le cas des charbons de l'Ouest, les eaux de ruissellement nival auraient de moins fortes concentrations que les eaux de ruissellement pluviales.

Ferraro<sup>25</sup> attribue le manque de données réelles sur les eaux de ruissellement des charbons de l'ouest des États-Unis au taux élevé d'évaporation et aux faibles précipitations que l'on retrouve dans la plupart des États de l'Ouest. Au cours de son étude, aucune des compagnies de services publics interrogées n'a pu fournir de données sur la qualité des eaux de ruissellement pluviales des parcs à charbon.

Wachter et Blackwood<sup>21</sup> ont également simulé des échantillons d'eau de ruissellement à teneur élevée en polluants organiques à l'état de traces, et en ont analysé la teneur en polluants organiques considérés comme prioritaires par l'Environmental Protection Agency des États-Unis. La liste complète des polluants désignés par l'EPA se trouve à l'annexe 1. Les résultats de l'analyse figurent au tableau 20. Aucun composé phénolique n'a été observé à une concentration supérieure à 1  $\mu\text{g/l}$ . La concentration de fond de di-iso-octylphtalate (DiOP) était supérieure à celle du lessivat de charbon; on a supposé qu'elle était attribuable aux revêtements plastiques utilisés dans les récipients d'échantillonnage. Compte tenu de la dilution par les eaux de pluie qui interviendrait en conditions réelles, on a établi que les teneurs en substances organiques étaient de  $10^{-6}$  à  $10^{-11}$  inférieures aux teneurs dangereuses pour le milieu récepteur.

TABLEAU 20 CONCENTRATION DE SUBSTANCES ORGANIQUES: EAUX DE RUISSELLEMENT SIMULÉES<sup>21</sup>

Substance	Concentration (µg/l)		
	Lessivat de charbon	Concentration de fond	Attribuable au charbon
2-Chloronaphtalène	16	2	14
Acénaphène	22	7	15
Fluorène	21	7	14
Fluoranthène	24	8	16
Banzidine	18	4	14
Di-iso-octylphtalate (DiOP)	95	405	-310*
Benzo (ghi) pérylène	52	8	44

\* Valeur négative due à une concentration plus élevée dans les échantillons de base, probablement en raison du contact avec le plastique pendant une période plus longue que les échantillons de lessivat; le DiOP est un plastifiant.

## 2.6 Stockage du coke au Canada

Le coke métallurgique est produit par la distillation destructive du charbon bitumineux en l'absence d'air, à très haute température (atteignant 1100 °C), pour éliminer les composés volatils et l'eau superficielle et interne du charbon.

La majeure partie du coke produit au Canada est destinée aux aciéries et donc stockée sur place dans les quatre principales aciéries. Le tableau 21 donne la superficie et le poids approximatifs des parcs à charbon et à coke des quatre plus grandes aciéries du Canada.

Normalement, il n'y a pas de forts volumes de coke stockés en tas dans les aciéries, en raison de la valeur du produit. Comme l'indique le tableau 21, on stocke environ 40 fois plus de charbon que de coke dans les quatre aciéries. Les parcs à charbon dans ces aciéries sont généralement aussi importants que ceux des centrales thermiques, alors que les parcs à coke sont environ 10 fois plus petits.

TABLEAU 21 CHARBON ET COKE STOCKÉS DANS LES ACIÉRIES  
CANADIENNES\*

Aciérie	Charbon		Coke	
	tonnes métriques x 10 <sup>-3</sup>	ha	tonnes métriques x 10 <sup>-3</sup>	ha
1	1 361	33,6	3,5	0,57
2	907	12,5	48	2,69
3	2 721	12,1	45	0,56
4	272	ND**	7	0,13
TOTAL	5 261	58,2***	135	3,95

\* Communication personnelle, J. Haskill, S.P.E., Environnement Canada, Ottawa.

\*\* ND: Non disponible.

\*\*\* Superficie de stockage de trois usines seulement.

La gestion des parcs à coke cause généralement moins de soucis parce que les propriétés du coke diffèrent considérablement de celles du charbon. Le coke se trouve ordinairement en particules plus grosses et contient moins d'eau et de matières volatiles. Il est généralement reconnu que les eaux de ruissellement des parcs à coke contiennent moins de polluants chimiques et, à cause de ses grosses particules peu réactives, le coke a moins tendance à s'enflammer spontanément. Il est généralement stocké à un endroit pratique sans revêtement, ni pulvérisation d'eau pour supprimer la poussière, ni collecte, ni traitement des eaux de ruissellement. Dans les aciéries visitées au cours de l'étude, les eaux de ruissellement des parcs à coke étaient évacuées par le réseau de drainage superficiel du reste de l'emplacement.

## 2.7 Caractérisation des eaux de ruissellement des parcs à coke

La qualité et la quantité des eaux de ruissellement des parcs à coke aux États-Unis sont indiquées dans une étude faite par Brookman et coll.<sup>35</sup>. Deux emplacements ont été étudiés, l'un à Houston au Texas, de mai 1975 à septembre 1976, et l'autre à Fantana en Californie au cours de toute l'année 1975. Le tableau 22 fait la comparaison des concentrations moyennes des polluants des eaux de ruissellement des parcs à charbon et à coke des aires de stockage aux deux endroits.

TABLEAU 22 CONCENTRATION MOYENNE DE POLLUANTS:  
EAUX DE RUISSELLEMENT PLUVIALES À DEUX ACIÉRIES<sup>35</sup>

Polluant	Emplacement	Concentration (mg/l)		
		Ruissellement (coke)	Ruissellement (charbon)	Coke/charbon
MTS	1	505	4 187	0,12
	2	392	853	0,46
MTD	1	745	2 289	0,33
	2	959	471	2,04
Fer total	1	32,3	39,3	0,82
	2	12,6	18	0,70
Fer dissous	1	0,1	ND	
	2	1,0	0,2	5,00
Phénols	1	0,06	0,39	0,15
	2	0,03	0,01	3,00
Cyanure total	1	0,01	ND	
	2	0,55	ND	
Ammoniac	1	2,1	56*	0,04
	2	29,3	0,33*	88,79
Sulfates	1	NA	NA	
	2	129	232	0,56

\* Les concentrations élevées d'ammoniac sont peut-être attribuables à l'eau déversée pour abattre la poussière. Voir l'exposé de la section 2.7.

L'aire de stockage du charbon à l'emplacement n° 1 avait des valeurs beaucoup plus élevées pour la plupart des polluants que celle de l'emplacement n° 2. Les jours secs, il y avait jusqu'à  $1,9 \times 10^5$  litres d'eau déversés sur le tas pour empêcher l'érosion des fines de charbon par le vent. Ces fines ainsi retenues augmentaient vraisemblablement les concentrations de MTS et de fer total des eaux de ruissellement comparativement aux emplacements où il n'y avait pas un tel arrosage. De plus, l'eau utilisée pour abattre la poussière était de l'eau de refroidissement recyclée et, selon les auteurs, la source même des concentrations élevées en MTD, en ammoniac et en phénols.

Les eaux de ruissellement des parcs à coke avaient généralement une concentration inférieure en polluants à celles des parcs à charbon. Les teneurs en MTD, en fer dissous et en ammoniac des eaux du parc à coke de l'emplacement n° 2 étaient plus élevées que celles des eaux de ruissellement du parc à charbon du même emplacement.

## 2.8 Résumé

D'après la documentation technique, il appert que les problèmes causés par le drainage des parcs à charbon sont intimement liés aux caractéristiques du charbon, aux conditions atmosphériques et à la gestion globale du charbon stocké. Les caractéristiques et la quantité des eaux de drainage dépendent notamment de la configuration du parc, et de l'âge et du degré de compactage du charbon. Ces facteurs sont également importants pour d'autres considérations, comme la combustion spontanée. Les facteurs déterminants de la nature des eaux de drainage semblent être le type de charbon stocké et ses propriétés.

Il est généralement admis que la production d'acide dans les parcs à charbon est due à l'activité biologique et est apparentée à la teneur en soufre du charbon. Cette hypothèse est compatible avec les explications qu'on a apportées au mécanisme de production d'acide dans les tas de rebuts de charbon et les résidus de minerais sulfureux des mines. L'activité biologique peut augmenter la production d'acide d'un facteur de  $10^6$ .

La quantification des substances organiques des eaux des parcs à charbon n'a fait l'objet que d'études limitées. L'une d'elles a décelé de très faibles concentrations des polluants désignés par l'EPA des États-Unis.

Les constituants chimiques inorganiques ont été analysés dans des eaux de drainage simulées et réelles. En général, les eaux de ruissellement simulées contenaient des concentrations plus faibles de polluants et ne constituaient pas un modèle acceptable des eaux de ruissellement naturelles. Les eaux de drainage des parcs à charbon varient considérablement; certaines tendances, cependant, ressortent clairement. Les charbons de l'Ouest, qui contiennent moins de soufre que les charbons de l'Est, produisent des eaux à faible teneur en polluants, métaux et éléments à l'état de traces. Les charbons de l'Est produisent les rejets les plus concentrés, principalement à cause de l'acidité produite biologiquement. Les lessivats ont des concentrations de polluants plus fortes que les eaux de ruissellement pluviales. La fonte des neiges sur les parcs à charbon de l'Ouest produit des eaux moins polluées que les eaux pluviales ou les lessivats. Les eaux de drainage des parcs à coke contiennent des concentrations moins fortes de polluants que celles des parcs à charbon.

La documentation actuellement disponible comporte des lacunes dans trois domaines. Les eaux du ruissellement nival et les eaux de drainage des parcs à charbon en hiver n'ont pas encore été évaluées. On n'a pas caractérisé les eaux de ruissellement pluviales des charbons à faible teneur en soufre de l'Ouest dans des conditions

atmosphériques réelles. Enfin, il y a très peu de données dans la documentation sur la présence des substances organiques à l'état de traces dans les eaux de drainage des parcs à charbon.

En se fondant sur la documentation disponible, il était possible de prévoir certaines caractéristiques générales des eaux de drainage des parcs à charbon et à coke du Canada. Le programme d'échantillonnage entrepris dans le cadre de notre étude a été conçu de façon à mettre en évidence les différences prévisibles entre les eaux de drainage des parcs à charbon et celles des parcs à coke.

### 3 MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE

Dans le cadre du programme d'échantillonnage, nous avons étudié sept emplacements, soit cinq parcs à charbon de centrales thermiques et deux parcs à coke d'aciéries. Le tableau 23 présente une description schématique du programme. L'objectif visé consistait à échantillonner les eaux de ruissellement et le lessivat pendant des averses et après des périodes de temps sec. Le programme a permis d'obtenir des données de caractérisation des eaux de ruissellement et lessivats de parcs à charbon et à coke.

À l'un des emplacements, nous avons prélevé des échantillons successifs au cours d'une forte averse pour contrôler les changements de la qualité des eaux de ruissellement en fonction de la durée des précipitations. En outre, dans un parc à charbon et un parc à coke, nous avons prélevé des échantillons discrets d'eaux de drainage à divers endroits sur la périphérie du tas pour observer les différences de qualité des eaux en fonction du lieu de rejet.

Dans ce chapitre, nous décrivons brièvement les emplacements, ainsi que les méthodes d'échantillonnage utilisées à chacun d'entre eux. Les données atmosphériques du mois précédant le jour d'échantillonnage sont présentées en détail, à l'annexe II, pour chacun des emplacements. Les conditions atmosphériques au moment de l'échantillonnage sont mentionnées ci-dessous dans les descriptions d'emplacement.

#### 3.1 Centrale de Lingan

La centrale de Lingan est exploitée par la Nova Scotia Power Corporation et se trouve à Lingan, près de Sydney (Nouvelle-Écosse). Sa capacité nominale est de 300 MW; on y trouve deux unités de dimension semblable qui sont entrées en production en 1979 et 1980. Voici les résultats des analyses types du charbon bitumineux utilisé à cette centrale:

Humidité	9 - 10 p. 100
Teneur en cendres	4 - 22 p. 100 (moyenne de 12 p. 100)
Matières volatiles	33 p. 100
Carbone fixe	55 p. 100
Teneur en soufre	1,3 p. 100
Pouvoir calorifique	23,3 - 27,9 MJ/kg

On trouvera au tableau 24 une analyse plus complète de ce charbon. Il provient d'une mine voisine et est livré par train.



TABLEAU 23 SOMMAIRE DU PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE

Lieu d'échantillonnage	Emplacement	Type de combustible stocké	Date d'échantillonnage (1980)	Commentaires
Centrale de Lingan	Sydney (N.-É.)	Charbon bitumineux à forte teneur en soufre	22 juillet	Échantillon discret de l'étang de collecte des eaux de ruissellement après une période de temps sec
			19 août	Échantillon discret de l'étang de collecte des eaux de ruissellement après une période de temps relativement pluvieux
Centrale de Dalhousie	Dalhousie (N.-B.)	Charbon bitumineux à forte teneur en soufre	13 août - 18 septembre	Échantillons discrets du fossé de collecte des eaux de ruissellement pendant une période de temps relativement pluvieux; analyse des métaux dans l'échantillon du 13 août et des substances organiques à l'état de traces dans celui du 18 septembre
Centrale de Lakeview	Mississauga (Ontario)	Charbon bitumineux à faible teneur en soufre	29 juillet	Échantillon discret du fossé de collecte des eaux de ruissellement pendant une période de temps sec
			2 septembre	20 échantillons discrets du fossé de collecte des eaux de ruissellement pendant une averse; analyse de l'échantillon composé
Algoma Steel Limited	Sault-Sainte-Marie (Ontario)	Coke	24 juillet	Huit échantillons discrets des eaux retenues dans le tas de charbon; analyse de l'échantillon composé
Compagnie Stelco Steel	Nanticoke (Ontario)	Coke	13 septembre	Échantillon discret des eaux de ruissellement au cours d'une forte averse
Centrale de Battle River	Forestburg (Alberta)	Charbon subbitumineux à faible teneur en soufre	7 août	Cinq échantillons discrets des eaux emprisonnées dans le tas de charbon; analyse de l'échantillon composé
Centrale de Milner	Grande Cache (Alberta)	Charbon subbitumineux à faible teneur en soufre, rebuts et résidus déshydratés	8 août	Échantillon discret des eaux de ruissellement pluviales au cours d'une forte averse

TABLEAU 24 ANALYSES DU CHARBON TYPE DU CAP-BRETON:  
CENTRALE DE LINGAN\*

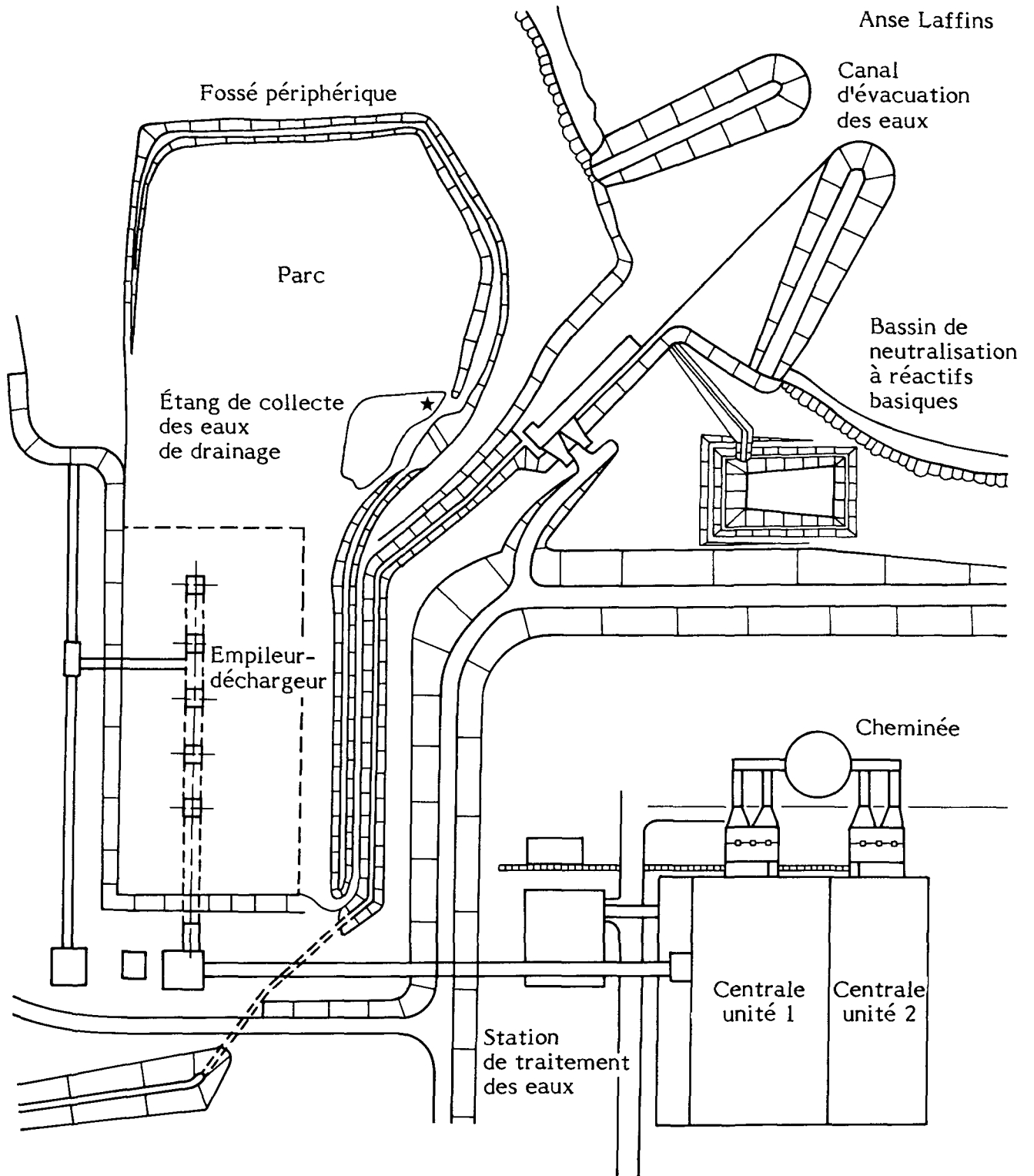
Paramètre	Concentration**
Teneur en cendres	5 - 25 %
Silicium	85 000 - 114 000
Aluminium	79 000 - 106 000
Fer	22 000 - 35 000
Titane	3 600 - 5 400
Phosphore	1 300 - 2 600
Manganèse	1 400 - 7 200
Calcium	10 000 - 24 000
Magnésium	1 200 - 6 600
Sodium	370 - 1 900
Potassium	4 600 - 13 000
Soufre	800 - 6 000

\* Communication personnelle, R. Day, centrale de Lingan, Lingan (N.-É.). Les analyses ont été faites sur un échantillon de charbon riche en cendres. Cette méthode peut sous-estimer les concentrations d'éléments présents dans le charbon.

\*\* Sauf indication contraire, la concentration est exprimée en mg/kg.

Le parc à charbon couvre environ 0,9 ha et a une hauteur de 15 m. Son volume<sup>1</sup> est de  $1,4 \times 10^5$  m<sup>3</sup>. Le charbon est empilé sur une couche de rebuts de charbon assise sur une base de gravier et de roche concassée. Il peut être stocké sur l'empileur-déchargeur pour être acheminé vers la centrale quelques jours plus tard, ou encore, être accumulé dans un autre secteur du parc où son temps de séjour pourra aller jusqu'à 11 mois. Dans ce dernier cas, le charbon sert de réserve pour parer aux interruptions de livraison.

Les eaux de drainage de la totalité du parc sont recueillies dans un fossé périphérique et s'écoulent dans un étang récepteur dépourvu de revêtement, comme l'indique la figure 3.



★ Point d'échantillonnage

FIGURE 3 PARC À CHARBON: CENTRALE DE LINGAN

Nous avons effectué deux échantillonnages dans l'étang. Le 22 juillet 1980, un échantillon a été prélevé après cinq jours de temps sec. Les semaines précédentes avaient également été légèrement moins pluvieuses qu'à l'accoutumée. Le second échantillonnage a eu lieu le 19 août 1980. Il avait plu dans le secteur au cours des 17 premiers jours d'août; les précipitations totales étaient normales pour la région. On a par ailleurs prélevé dans l'étang huit échantillons discrets, les 17, 22, 26 et 29 août et les 3, 9, 16 et 23 septembre, pour déterminer les changements de la qualité des eaux de l'étang au cours de cette période.

### 3.2 Centrale de Dalhousie

Cette centrale se trouve sur la baie Eel, près de Dalhousie (Nouveau-Brunswick), et est exploitée par la New Brunswick Electric Power Commission; elle a une capacité nominale de 323 MW. L'unité n° 1 est alimentée au mazout et a une capacité de 110 MW; elle est entrée en production en 1968. L'unité n° 2 est alimentée au charbon et est entrée en exploitation en 1979. Le charbon provient de la mine Minto Coalfield et est transporté par voie ferrée, puis par camion jusqu'au parc. Voici les résultats des analyses du charbon bitumineux type utilisé dans cette centrale:

Humidité	9 p. 100
Teneur en cendres	18 - 22 p. 100
Matières volatiles	27 p. 100
Carbone fixe	40 p. 100
Teneur en soufre	4,8 p. 100
Pouvoir calorifique	23, 26 MJ/kg

On trouvera au tableau 25 une analyse plus complète et, à la figure 4, un plan du parc. Celui-ci occupe une superficie de 1,5 ha et a une hauteur de 4,6 m. Environ  $6,9 \times 10^4 \text{ m}^3$  de charbon y sont stockés<sup>1</sup>. Les eaux de ruissellement sont recueillies dans un fossé périphérique et acheminées vers la station d'épuration de la centrale.

Nous avons effectué deux échantillonnages dans le fossé collecteur des eaux de drainage du parc à charbon. Lors du prélèvement du 13 août 1980, il y avait une pluie légère et régulière. Les données météorologiques de l'aéroport avoisinant de Charlo indiquent qu'il y avait eu précipitations mesurables au cours de 22 des 30 jours précédant l'échantillonnage. Dans cet échantillon, tous les paramètres ont été analysés sauf les substances organiques non volatiles à l'état de traces. Un second échantillon a été prélevé le 18 septembre 1980, au cours d'une période de temps sec, et a été analysé pour y déterminer la teneur en substances organiques à l'état de traces.

TABLEAU 25 ANALYSE DU CHARBON: CENTRALE DE DALHOUSIE\*

Élément	Concentration (mg/kg)
Silicium	260
Aluminium	110
Fer	500
Titane	5,2
Phosphore	19
Calcium	74
Magnésium	1
Soufre	15
Sodium	2,5
Potassium	5,7

\* Communication personnelle, C. Doiron, NBEP, Fredericton (N.-B.). Les analyses ont été faites sur un échantillon de charbon riche en cendres. Cette méthode peut sous-estimer les concentrations d'éléments présents dans le charbon.

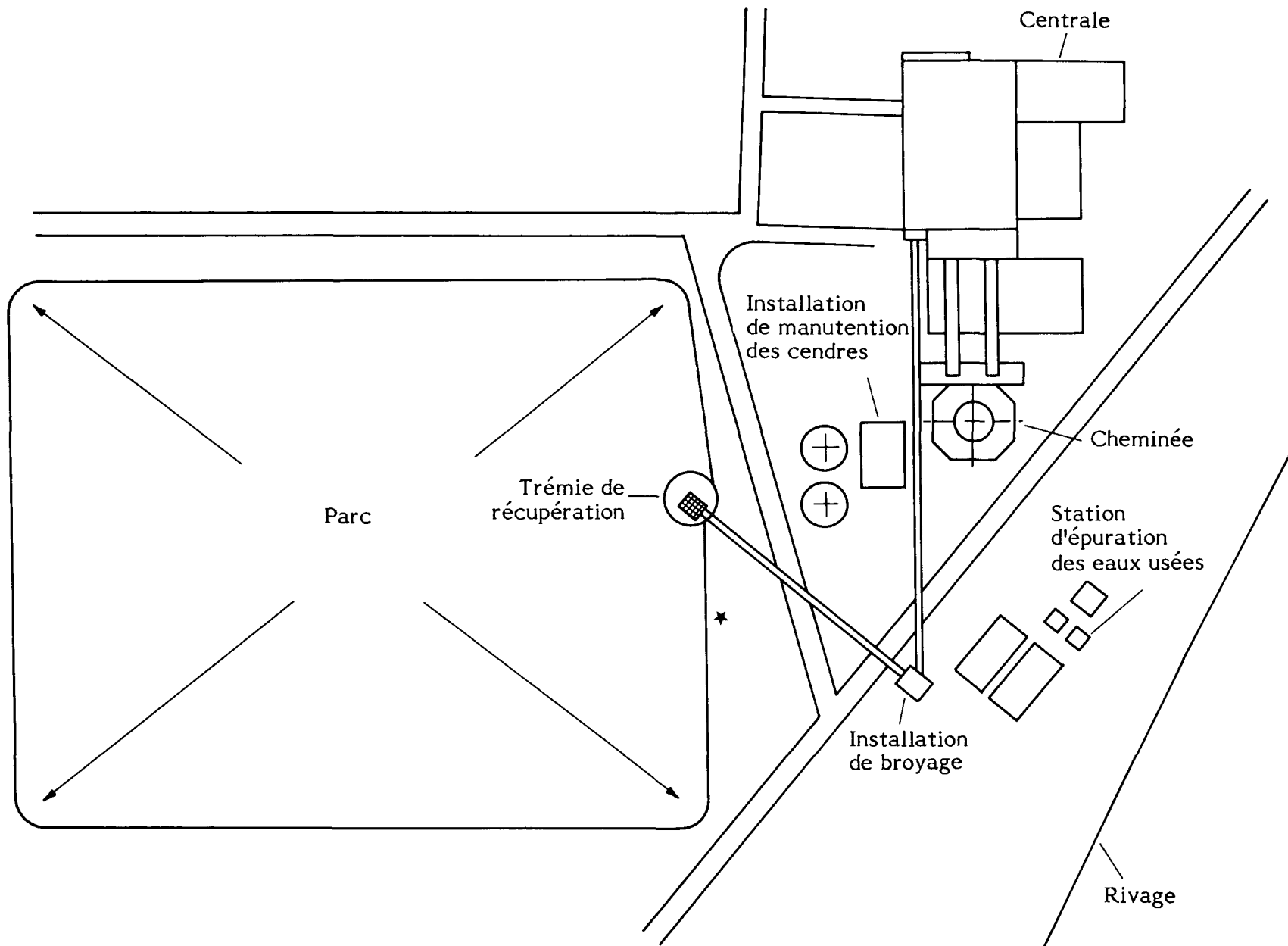
### 3.3 Centrale de Lakeview

L'Hydro-Ontario exploite cette centrale située sur la rive du lac Ontario, à Mississauga. Elle a une puissance installée totale de 2441 MW produite par six unités de 300 MW et deux de 310 MW, qui sont entrées en exploitation entre 1962 et 1969, et trois turbines à gaz produisant 21 MW.

Voici les analyses du charbon bitumineux lavé type utilisé à cette centrale:

Humidité	6,3 p. 100
Teneur en cendres	8,2 p. 100
Matières volatiles	35,7 p. 100
Carbone fixe	49,8 p. 100
Teneur en soufre	1,7 p. 100
Pouvoir calorifique	29,8 MJ/kg

On trouvera au tableau 26 une analyse plus complète de ce qui provient de la Pennsylvanie et de la Virginie occidentale et est acheminé par bateau. Il y a suffisamment de charbon stocké à la centrale pour alimenter celle-ci au cours de l'hiver et du printemps, alors que les livraisons sont interrompues.



★ Point d'échantillonnage

FIGURE 4 PARC À CHARBON: CENTRALE DE DALHOUSIE

TABLEAU 26 CONCENTRATION D'ÉLÉMENTS DANS LE CHARBON (À SEC):  
CENTRALE DE LAKEVIEW<sup>36</sup>

Élément	Nombre d'analyses	Concentration moyenne* (mg/kg)
Baryum	56	147
Calcium	35	3 958
Césium	56	0,8
Magnésium	22	417
Potassium	56	1 223
Rubidium	46	13
Sodium	24	506
Strontium	56	118
Aluminium	24	11 040
Béryllium	58	0,88
Dysprosium	46	1,0
Europium	56	0,3
Hafnium	56	0,7
Lanthane	56	4,8
Lutétium	54	0,2
Samarium	56	1,0
Tantale	56	0,3
Terbium	56	0,3
Thorium	56	1,4
Uranium	24	0,7
Ytterbium	56	0,4
Chrome	59	12
Cobalt	59	3,3
Cuivre	55	5,8
Fer	56	6 377
Manganèse	56	24
Nickel	56	4,0
Scandium	56	3,1
Argent	56	1,7
Titane	24	555
Vanadium	56	20
Brome	56	14
Chlore	56	1 174
Fluor	69	77
Iode	24	1,1
Antimoine	56	0,50
Arsenic	59	12,4
Bore	37	16
Cadmium	61	0,27
Gallium	56	9,5
Plomb	61	6,0
Mercure	74	0,35
Sélénium	58	2,70
Zinc	19	27

\* Concentration moyenne de tous les charbons bitumineux lavés, utilisés dans quatre centrales au charbon exploitées par l'Hydro-Ontario, représentatifs du charbon utilisé à celle de Lakeview.

Le parc couvre une superficie de 13 ha et a une hauteur de 30 m (communication personnelle, A.G. Castellan, Hydro-Ontario, Toronto). Son volume<sup>1</sup> est de  $3,9 \times 10^6 \text{ m}^3$ . Il repose sur une couche d'argile tassée sur du schiste. Comme l'indique la figure 5, un fossé creusé autour du charbon recueille les eaux de ruissellement et les achemine vers un puisard adjacent à la station de pompage; celle-ci les dirige vers des étangs de béton, où elles sont stockées et traitées avant d'être réutilisées. Le traitement s'effectue par addition de chaux et décantation dans les étangs. Comme les eaux usées ne sont traitées que pour la réutilisation interne, et principalement pour abattre la poussière sur le tas de charbon, il n'est pas nécessaire de leur faire subir un traitement plus poussé.

À cet emplacement, les échantillons ont été prélevés le 29 juillet 1980 et le 2 septembre 1980. Le premier a été précédé de trois jours de temps sec et de cinq jours de pluie très légère. La veille de l'échantillonnage, 27,2 mm de pluie avaient été enregistrés. L'échantillon a été prélevé dans le puisard adjacent à la station de pompage. Le second échantillon était un composé constitué à partir de 20 prélèvements discrets effectués à 15 minutes d'intervalle, au cours d'une averse. L'échantillonnage a commencé à 11 heures et a duré cinq heures. Le premier prélèvement d'eaux de ruissellement a été effectué à 11 h 45, lorsque les eaux de pluie sont parvenues au puisard. Les précipitations totales de l'averse s'élevaient à 2,7 mm. Tous les prélèvements ont été effectués dans le puisard adjacent à la station de pompage.

### 3.4 Algoma Steel Corporation

L'Algoma Steel Corporation exploite une aciérie intégrée sur la rivière Saint-Joseph, à Sault-Sainte-Marie (Ontario). La production annuelle d'acier brut dépasse  $3,0 \times 10^6$  tonnes. Dans ce complexe, on produit du coke à partir du charbon, à un rythme annuel d'environ  $1,3 \times 10^6$  tonnes. Environ  $8,2 \times 10^4$  tonnes de coke étaient stockées à cet emplacement. On trouvera au tableau 27 les résultats moyens des analyses du charbon mélangé alimentant les fours à coke, et du coke produit. La figure 6 illustre le parc à coke et les points d'échantillonnage.

L'échantillonnage des eaux de drainage du parc à coke a eu lieu le 24 juillet. Huit échantillons discrets ont été prélevés à divers endroits à l'intérieur et autour du parc. Toutes les analyses ont été faites sur un échantillon composé constitué à partir des huit prélèvements. Des averses avaient été enregistrées au cours de deux jours de la semaine précédente, (une pluie légère était tombée la veille). Les pluies au cours du mois de juin avaient été de beaucoup supérieures à la moyenne, tandis qu'en juillet, elles étaient de 30 p. 100 inférieures à la normale.



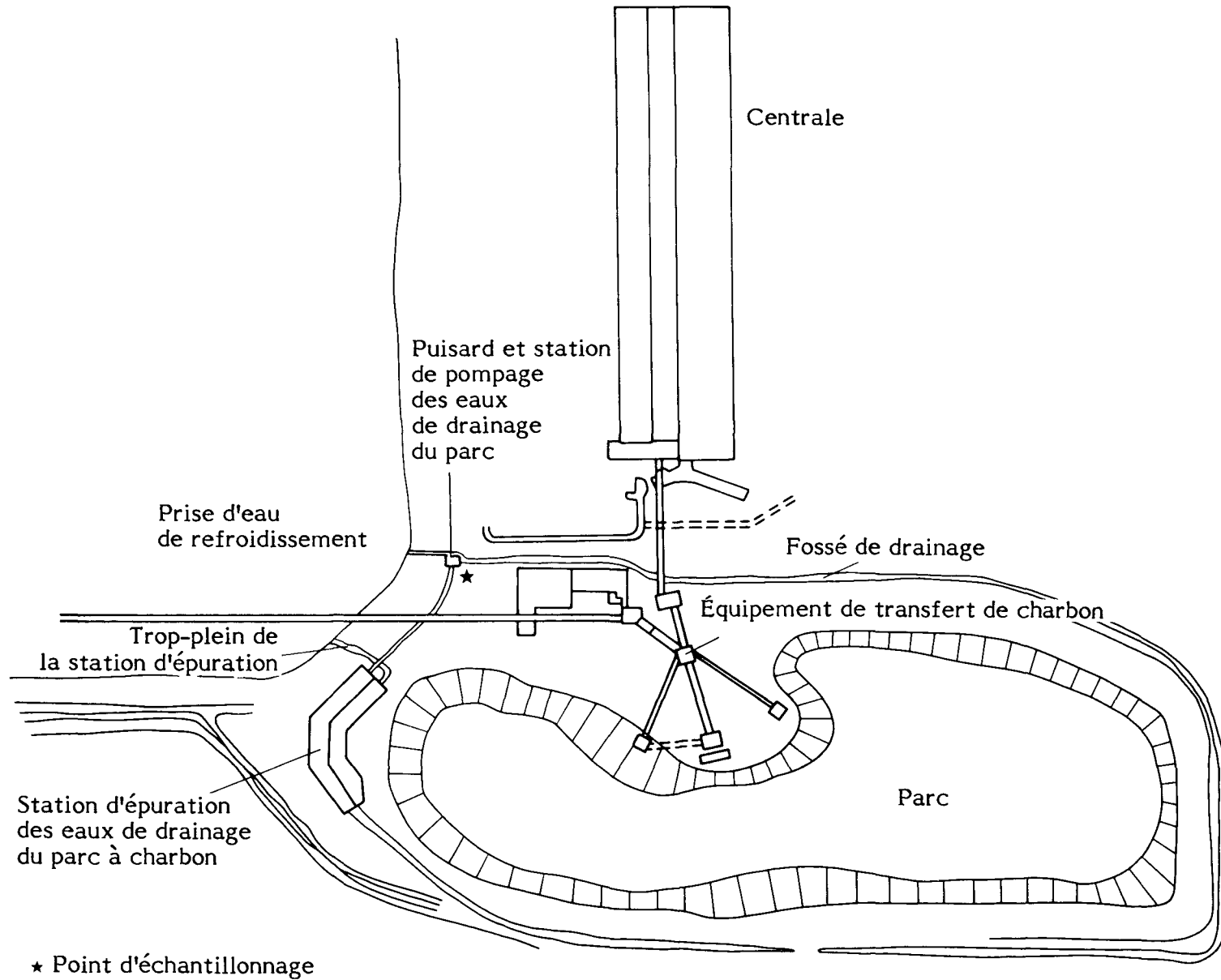
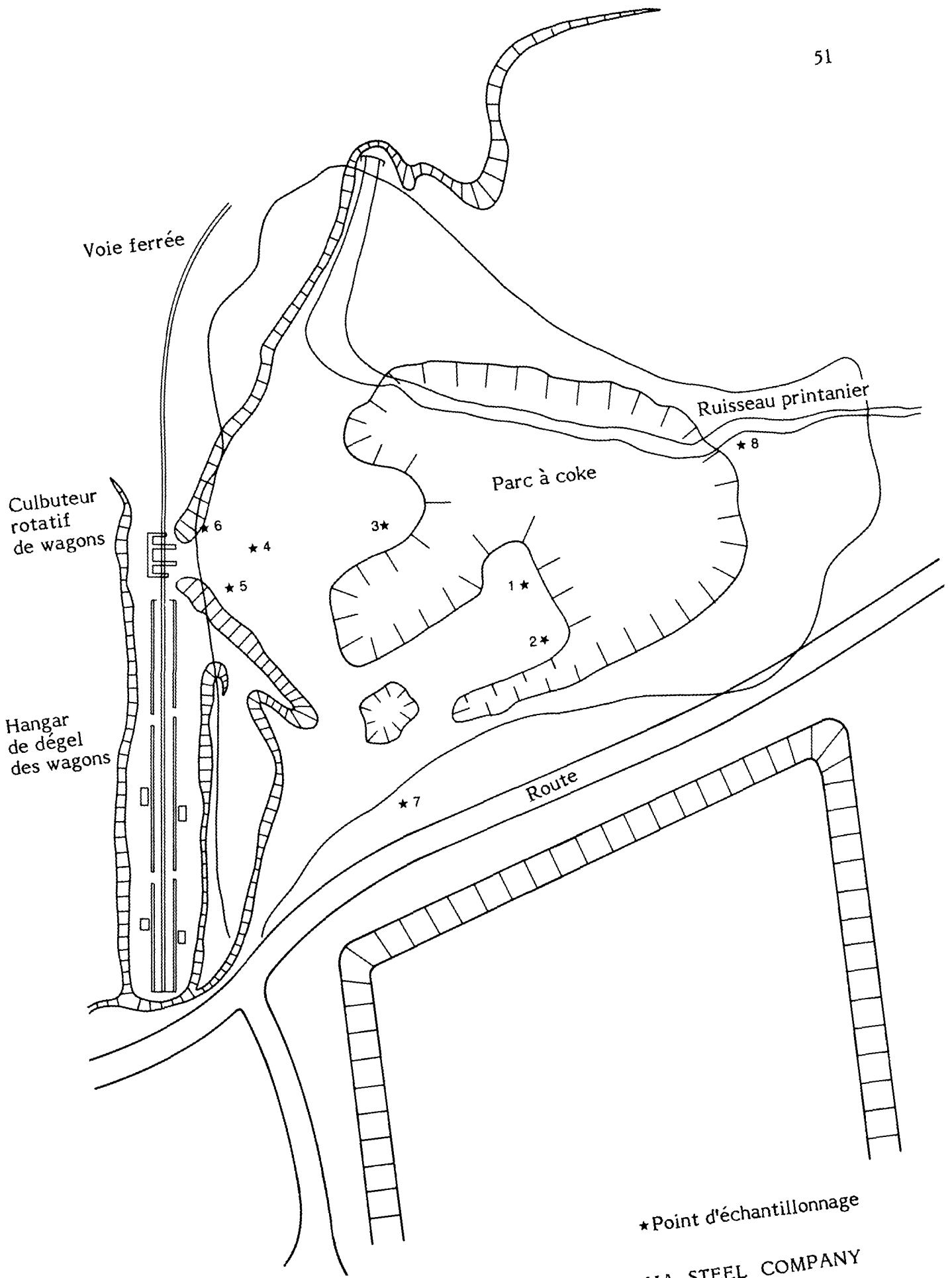


FIGURE 5 PARC À CHARBON: CENTRALE DE LAKEVIEW



★ Point d'échantillonnage

FIGURE 6 PARC À COKE: ALGOMA STEEL COMPANY

TABLEAU 27 ANALYSE DU CHARBON ET DU COKE: ALGOMA STEEL LIMITED\*

Paramètre	Analyse (%)		
	Charbon mélangé pour fours à coke		Coke pour haut fourneau
Matières volatiles	31,14		0,85
Carbone fixe	62,63		91,14
Cendres	6,26		8,04
Soufre	0,83		0,61
Dimension des particules	> 0,6 cm	7,1	9,0 cm
	< 0,3 cm	31,7	5,0 cm
			< 2,5 cm
Fer	0,15		0,42
Manganèse	0,05		0,05
Calcium	0,13		0,19
Silicium	1,23		1,44
Magnésium	0,07		0,11
Aluminium	0,98		1,21
Potassium	0,03		0,06
Titane	0,07		0,09

\* Communication personnelle, J. Freimen, Algoma Steel, Sault-Sainte-Marie (Ontario).  
Analyses moyennes pour les huit premiers mois de 1980.

### 3.5 STEEL COMPANY OF CANADA

L'aciérie du lac Érié de la Stelco se trouve à 65 km d'Hamilton, près de Nanticoke (Ontario). Elle a été mise en service en juin 1980 et sa production nominale devrait atteindre  $1,17 \times 10^6$  tonnes par année. Étant donné que la batterie de fours à coke ne devait pas devenir opérationnelle avant 1981, tout le coke stocké à cet endroit provenait des usines Hilton de la Stelco à Hamilton.

On trouvera au tableau 28 les analyses du charbon utilisé pour la production de coke et, au tableau 29, la composition du coke stocké. Le parc à coke et le réseau de collecte des eaux de ruissellement sont représentés à la figure 7. Le coke est stocké sur une couche de roche broyée assise sur un sous-sol d'argile. Les eaux de ruissellement du coke sont recueillies dans une série de fossés de drainage entourant le parc. Les eaux de ruissellement s'écoulent ensuite dans un des étangs collecteurs pour être réutilisées par la suite dans l'aciérie.

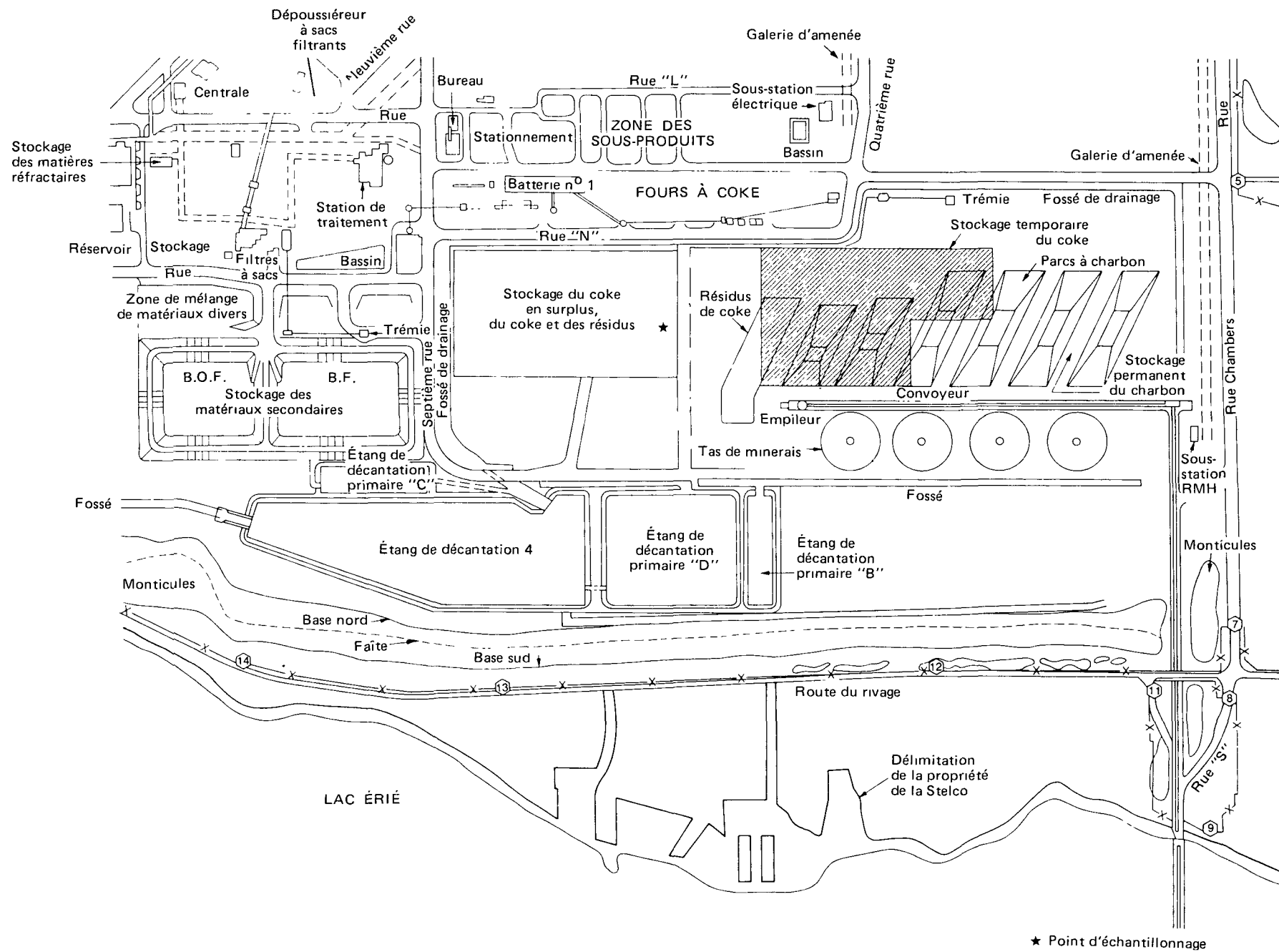


FIGURE 7 PARC À COKE: STELCO, NANTICOKE

★ Point d'échantillonnage

TABLEAU 28 ANALYSE DU CHARBON UTILISÉ POUR LA PRODUCTION DE COKE: STELCO, ACIÉRIE DU LAC ÉRIÉ\*

Paramètre	Poids à sec (mg/kg)
Ag	< 0,2
Al	7690
As	< 1
Ba	75
Be	1,2
Ca	1560
Cd	< 10
Co	< 3
Cr	31
Cu	13
Fe	6050
Hg	0,044
Mg	462
Mn	263
Mo	< 50
Ni	8
P	70
Pb	4
Sr	74
Ti	37
V	21
Zn	11
F**	< 2
Cl-***	250
SO <sub>4</sub> **	852
NO <sub>3</sub> -***	53
Humidité	7,3 %
Plage de la teneur en soufre du charbon mélangé	0,8 à 0,9 %

\* Communication personnelle, A. Schuldt, Stelco, Hamilton (Ontario).

\*\* L'échantillon a été extrait avec un tampon carbonate-bicarbonate.

L'échantillonnage à cette usine a été fait le 13 septembre 1980, plusieurs heures après le début d'une forte averse. Ce jour avait été précédé d'une longue période de temps sec.

TABLEAU 29 COMPOSITION DU COKE STOCKÉ: ACIÉRIE DU LAC ÉRIÉ\*

Paramètre	Plage de concentrations (%)	
Carbone fixe	91	- 92
Cendres	7	- 9
Humidité	5	- 15
Matières volatiles	< 1,0	
Al	0,5	- 0,7
Ca	0,2	- 0,5
Fe (total)	0,8	- 1,0
K	0,04	- 0,6
Mg	0,03	- 0,05
Mn	0,02	- 0,05
Na	0,01	- 0,04
P	0,01	- 0,03
S	0,6	- 0,9
Si	1,9	- 2,6

\* Communication personnelle, A. Schuldt, Stelco, Hamilton, Ontario.

### 3.6 Centrale de Battle River

Cette centrale a une capacité nominale de 360 MW et est exploitée par l'Alberta Power Limited. Elle possède quatre unités dont voici la capacité et l'année de mise en service:

Unité	Capacité	Année de mise en service
1	30 MW	1956
2	30 MW	1964
3	150 MW	1969
4	150 MW	1976

Elle est située près de Forestburg, en Alberta, au bord d'un réservoir artificiel créé sur la rivière Battle. Voici les résultats d'une analyse du charbon subbitumineux qu'on y utilise:

Humidité	20 p. 100
Teneur en cendres	16 p. 100
Matières volatiles	42 p. 100
Carbone fixe	44 p. 100
Soufre	0,3 p. 100
Pouvoir calorifique	24,2 MJ/kg

On trouvera au tableau 30 une analyse plus détaillée des éléments à l'état de traces dans le charbon utilisé à cette centrale.

Le charbon est livré par wagonnets à partir d'une mine voisine à ciel ouvert. Il est stocké sur un système empileur-déchargeur adjacent à la centrale, comme l'indique la figure 8. Le parc à charbon a une hauteur de 7,6 m et couvre une superficie de 0,33 ha. Son volume<sup>1</sup> total est de  $2,8 \times 10^4$  m<sup>3</sup>. Le charbon est stocké pendant 7 jours au maximum. Un second parc plus petit se trouve près de l'unité n° 1 et n'est utilisé que par cette unité.

TABLEAU 30 ANALYSE DU CHARBON: CENTRALE DE BATTLE RIVER\*

Élément	Concentration (mg/kg)** 10 octobre 1979
Argent	14,6
Arsenic	0,988
Bore	28,9
Béryllium	0,600
Cadmium	3,06
Cobalt	3,01
Chrome	4,67
Cuivre	3,63
Fer	4618,0
Magnésium	1015,0
Manganèse	48,8
Molybdène	8,61
Nickel	3,10
Plomb	9,10
Étain	18,4
Zinc	9,53
Sélénium	< 0,100
Soufre	5250,0
Mercure	0,45

\* Communication personnelle, W. Symington, Alberta Power Limited, Edmonton (Alberta).

\*\* Les échantillons ont été individuellement préparés, digérés et analysés en vue de déterminer leur teneur en métaux lourds et en métaux à l'état de traces. Les résultats sont exprimés au poids en mg/kg d'échantillon séché à l'air.

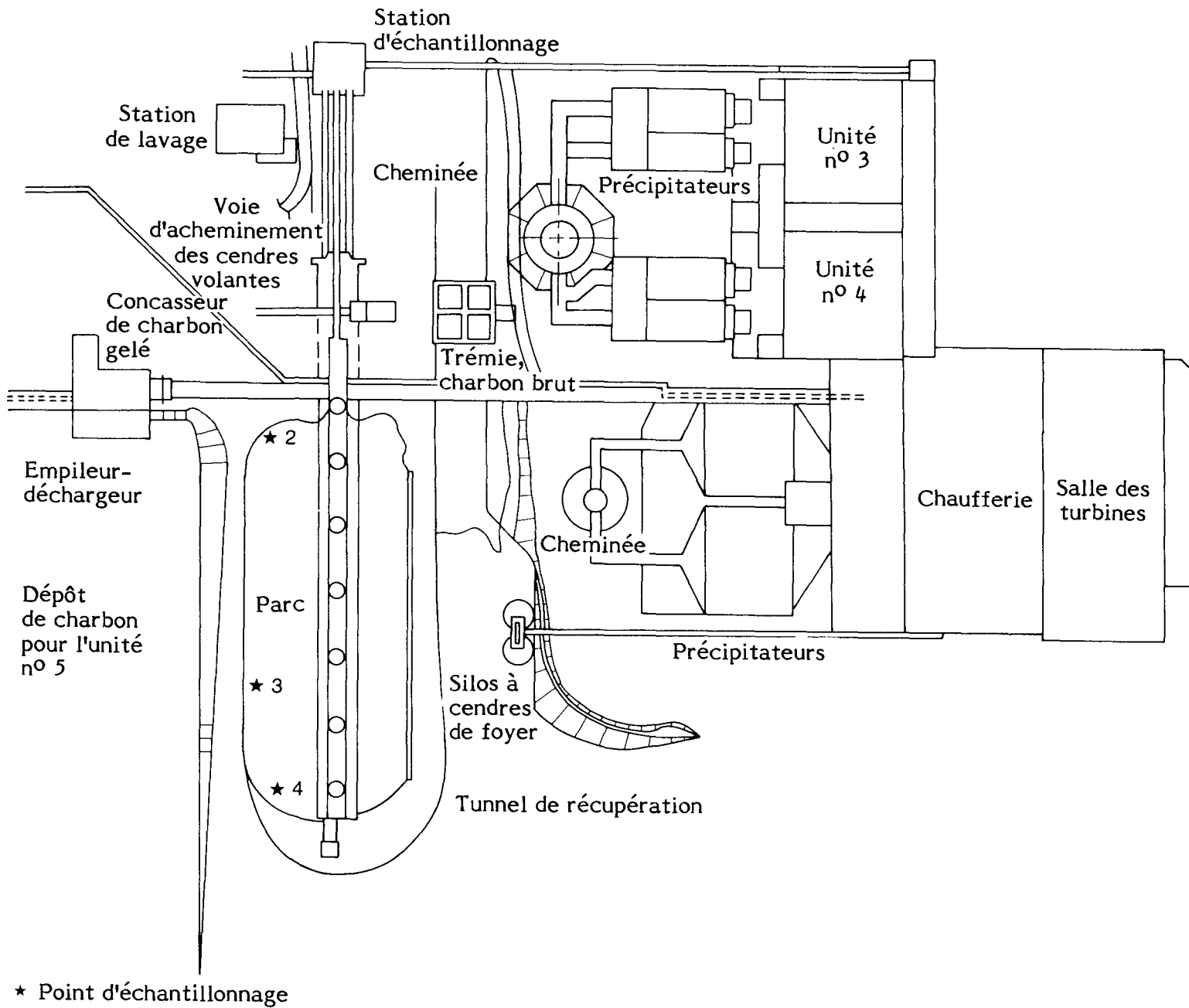


FIGURE 8 PARC À CHARBON: CENTRALE DE BATTLE RIVER



Dans le cas des deux parcs, les eaux de ruissellement s'accumulent en contrebas du tas. Au cours des fortes précipitations, les eaux de ruissellement autour de la zone de l'empileur-déchargeur sont recueillies dans le réseau d'égouts pluviaux et acheminées vers l'installation de traitement de la centrale. L'eau emprisonnée dans le parc à charbon a été échantillonnée le 7 août 1980. Bien qu'aucune averse n'ait été enregistrée à cette centrale au cours de 13 des 16 jours précédant l'échantillonnage, des pluies mesurables ont été enregistrées les deux jours précédant immédiatement l'échantillonnage. L'eau emprisonnée dans le parc a été échantillonnée à cinq endroits autour de la zone de l'empileur-déchargeur. Un échantillon d'eau emprisonnée à côté du parc à charbon de l'unité n° 1 et un échantillon des eaux de drainage recueillies dans le tunnel de l'empileur-déchargeur ont aussi été prélevés.

### 3.7 Centrale de Milner

La centrale H.R. Milner est exploitée par l'Alberta Power Limited et située au bord de la rivière Smoky, près de Grande Cache (Alberta). Elle possède une unité dont la capacité est de 150 MW qui est entrée en opération en 1973. On y brûle un mélange très variable de gaz naturel, de charbon brut et de rebuts de charbon d'une mine de charbon métallurgique voisine. Quoique ce combustible soit très variable, voici les résultats des analyses du charbon bitumineux utilisé:

Humidité	6,93 p. 100
Teneur en cendres	50,5 p. 100
Matières volatiles	7,82 p. 100
Carbone fixe	34,75 p. 100
Teneur en soufre	0,27 p. 100
Pouvoir calorifique	12,5 MJ/kg

On trouvera au tableau 31 une analyse plus détaillée du charbon utilisé dans cette centrale. Le charbon est livré par convoyeur ou wagonnet à partir d'une mine et d'une usine de traitement du charbon adjacente, et est stocké sur un empileur-déchargeur. Le parc à charbon est assez mal défini, comme le montre la figure 9. Il couvre une superficie de 19 ha; sa hauteur estimative est de 15 m et son volume<sup>1</sup>, de  $2,8 \times 10^6 \text{ m}^3$ . Les eaux de ruissellement sont recueillies dans un fossé de drainage en contrebas du tas; elles s'écoulent ensuite dans les étangs de traitement des eaux usées de la centrale.

L'échantillonnage a eu lieu le 8 août 1980. Des précipitations avaient été enregistrées au cours de 10 des 12 jours précédents; seule une pluie légère tombait le jour même.

TABLEAU 31 ANALYSE DU CHARBON: CENTRALE DE MILNER\*

Élément	Concentration (mg/kg)*
Argent	26,9
Arsenic	5,98
Bore	72,6
Béryllium	2,32
Cadmium	12,5
Cobalt	19,4
Chrome	53,9
Cuivre	38,2
Fer	16 297,0
Magnésium	4 458,0
Manganèse	96,5
Molybdène	45,1
Nickel	22,9
Plomb	45,3
Étain	89,5
Zinc	89,2
Sélénium	1,53
Soufre	3 668,0
Mercuré	0,63

\* Communication personnelle, W. Symington, Alberta Power Limited, Edmonton (Alberta).

\*\* Les échantillons ont été individuellement préparés, digérés et analysés en vue de déterminer leur teneur en métaux lourds et en métaux à l'état de traces. Les résultats sont exprimés au poids en mg/kg d'échantillon séché à l'air.

### 3.8 Préservation et analyse des échantillons

Les échantillons prélevés en vue des analyses ont été préservés par des méthodes recommandées actuellement par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis<sup>37</sup>. Tous les échantillons ont été réfrigérés avant l'analyse en laboratoire. Le temps de conservation entre le prélèvement et l'analyse était inférieur à celui prescrit par l'EPA<sup>37</sup>.

En général, les analyses ont été conformes aux procédés établis par les Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater<sup>38</sup>. Les parties aliquotes servant aux analyses des métaux ont été préparées par la méthode de digestion pour dosage des métaux totaux. Ce procédé comporte l'addition d'acide sulfurique suivie d'acide nitrique, l'évaporation jusqu'à l'état quasi-sec et un chauffage au reflux doux à l'acide nitrique,

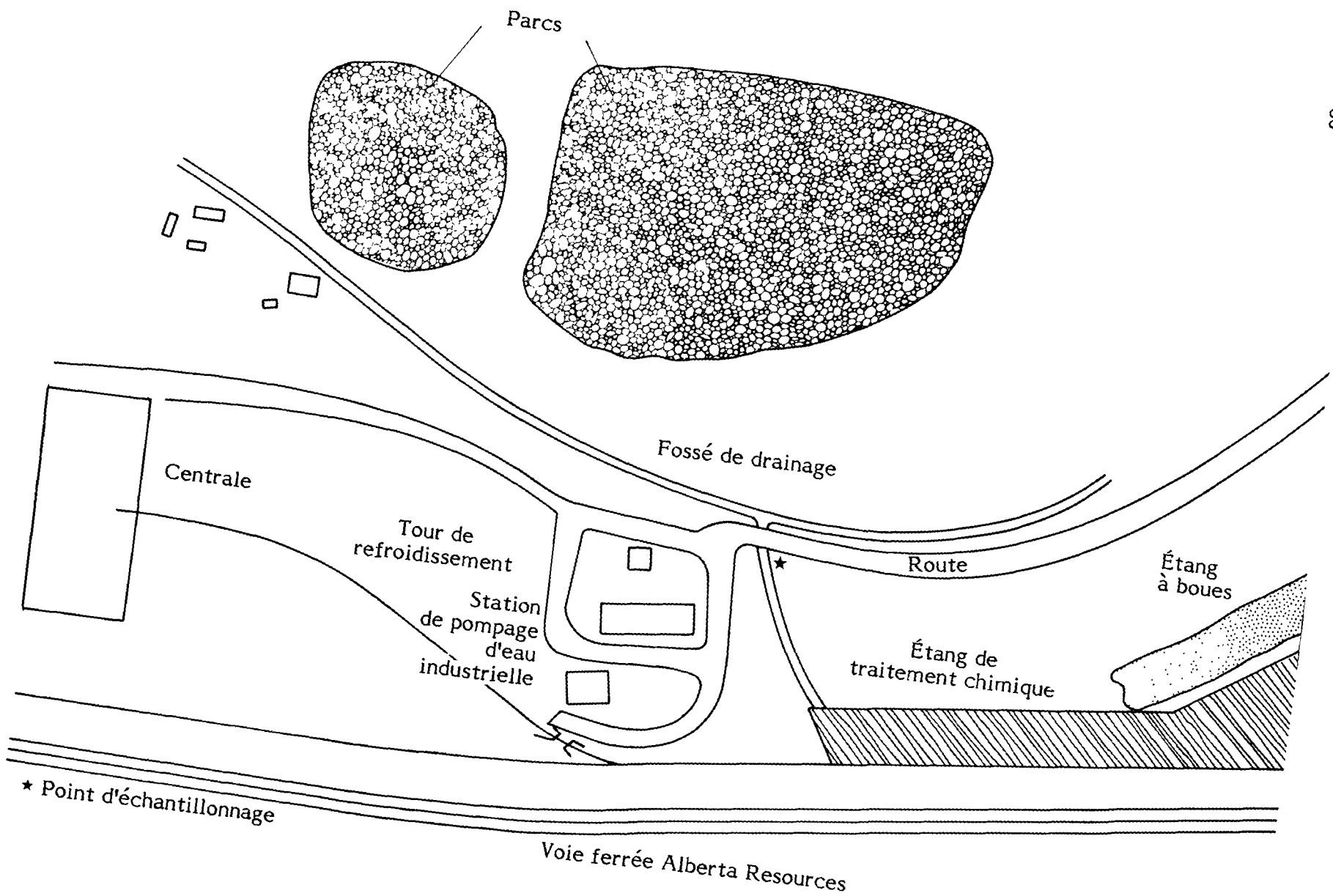


FIGURE 9 PARC À CHARBON: CENTRALE DE MILNER

jusqu'à l'obtention d'un résidu pâle. À l'exception du bore, tous les métaux ont été quantifiés par spectrophotométrie d'absorption atomique. Les analyses du bore ont été faites au carmin<sup>38</sup>. Une description plus détaillée des méthodes utilisées pour la quantification des substances inorganiques, des substances organiques brutes et des métaux figure à l'annexe III. Les substances organiques purgeables, les substances extractibles de type basique et neutre, les substances extractibles de type acide et les pesticides/PCB ont été analysés par les techniques de la chromatographie en phase gazeuse et de la spectrophotométrie de masse. Les procédés utilisés pour les analyses des substances organiques à l'état de traces et les substances organiques purgeables étaient ceux recommandés par l'EPA<sup>39</sup>.

#### 4 CARACTÉRISTIQUES DES EAUX DE DRAINAGE DES PARCS À CHARBON ET À GAZ

Nous présenterons dans ce chapitre les résultats d'analyse des échantillons prélevés aux sept endroits sélectionnés au Canada. Les données seront divisées en trois groupes: 1. substances inorganiques, substances organiques brutes et métaux; 2. substances organiques volatiles faisant partie des polluants organiques désignés comme prioritaires; 3. substances organiques extractibles du groupe basique-neutre et du groupe acide, et pesticides.

##### 4.1 Substances inorganiques, substances organiques brutes et métaux

Les résultats des analyses portant sur ces substances figurent au tableau 32. Les échantillons de charbon de la centrale de Dalhousie qui ont servi au dosage des substances organiques à l'état de traces ont été prélevés par le personnel du Service de la protection de l'environnement (région de l'Atlantique) d'Environnement Canada. Les résultats relatifs aux substances inorganiques sont les moyennes d'études analytiques précédentes et ont été fournies par C. Doiron, de la New Brunswick Electric Power Commission.

D'après les résultats du tableau 32, les échantillons des eaux de drainage des parcs à charbon de l'Est peuvent être caractérisés comme acides, avec un pH variant de 1 à 3. L'activité biologique produit de l'acide sulfurique à partir du sulfure de fer contenu dans le charbon. À cause de leur acidité, les eaux de drainage solubilisent des métaux présents dans le charbon. Nous avons déjà traité plus en détail, au chapitre 2, du mécanisme de production d'acide.

Les échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon de l'Est présentaient des concentrations élevées de matières totales; les valeurs étaient relativement constantes d'un emplacement à l'autre. Étant donné le faible pH des eaux de drainage, environ 80 p. 100 des matières totales se présentent sous forme de matières dissoutes. La nature acide de ces eaux explique les concentrations relativement élevées de métaux comme le cobalt, le fer, le manganèse et le zinc. Les plus fortes concentrations d'arsenic, de fer, de manganèse et de zinc ont été observées dans l'étang de collecte de la centrale de Lingan. Les eaux de drainage de la centrale de Lakeview présentaient les plus fortes concentrations de matières totales en suspension, d'huiles et graisses et de carbone organique total, ainsi que la plus forte turbidité.

Les échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon de l'Ouest étaient neutres, leur pH variant de 6 à 8,5. Le charbon de l'ouest du Canada contient de plus

TABLEAU 32 SUBSTANCES INORGANIQUES, SUBSTANCES ORGANIQUES BRUTES ET MÉTAUX DANS LES EAUX DE DRAINAGE: PARCS À CHARBON ET À COKE

	Centrale de Lingan	Centrale de Lingan	Centrale de Dalhousie	Centrale de Lakeview	Centrale de Lakeview	Algoma Steel Limited	Steel Company of Canada, Nanticoke	Centrale de Battle River	Centrale de Milner
Date d'échantillonnage (1980)	22 juillet	19 août	*	29 juillet	2 septembre	24 juillet	13 septembre	7 août	8 août
Type de combustible	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux (moyennes)	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Coke	Coke	Charbon subbitumineux	Rebuts et résidus déshydratés
pH (unités)	2,5	2,1	1,2	2,7	2,9	9,7	7,7	6,3	8,3
Matières totales	4 820	5 720	NA	5 300	6 040	1 900	1 500	21 100	2 440
Matières totales dissoutes	4 750	5 540	NA	4 910	4 870	985	1 480	2 300	330
Matières totales en suspension	70	180	NA	390	1 170	925	20	18 800	2 110
Turbidité (UTN)	15	7,8	NA	480	310	70	14	9 500	1 100
Huiles et graisses	2,1	1,5	NA	9,3	4,9	3,3	< 1,0	3,7	11,9
Carbone organique total	3,0	2,0	NA	97	120	108	< 0,5	2 200	310
Demande chimique en oxygène	21,2	42,9	NA	567	1 680	619	31,1	8 990	2 470
Dureté (CaCO <sub>3</sub> )	800	860	NA	1 920	2 030	675	870	7 200	2 400
Alcalinité (CaCO <sub>3</sub> ) jusqu'à pH 4,5			NA			80	110	340	180
Acidité minérale libre (CaCO <sub>3</sub> )	1 400	1 500	NA	710	490				
Soufre total (SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> )	6 400	3 700	NA	2 700	5 300	610	80	1 600	150
Sulfates	6 500	3 600	49 600	2 700	4 900	700	72	1 400	130
Chlorures	630	580	NA	220	170	120	100	17	2,2
Fluorures	0,5	0,4	NA	0,8	1,4	1,1	1,5	4,5	0,3
Phosphates inorganiques (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	1,2	6,1	NA	4,2	2,2	0,7	< 0,02	22	2,7
Phosphates totaux (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	1,2	6,1	NA	4,2	2,2	1,2	< 0,02	23	3,1
Ammoniac (NH <sup>+</sup> )	2,0	0,6	NA	0,3	1,0	0,3	1,2	1,0	< 0,1
Cyanures (CN <sup>-</sup> ) (µg/l)	< 20	< 20	NA	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Thiocyanates (SCN <sup>-</sup> ) (µg/l)	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5	< 0,5	< 0,9	< 1,0	< 0,5	< 0,5
Phénols (µg/l)	4,5	4,0	NA	< 1,0	8,0	3,5	6,0	3,5	< 1,0
Aluminium	56	60	NA	30	35	3,0	< 1,0	360	160
Antimoine	1,7	1,7	NA	< 0,2	1,2	0,6	1,6	4,4	< 0,2
Arsenic	0,750	0,650	40	0,073	0,030	0,008	< 0,002	0,242	0,040
Baryum	< 0,1	< 0,1	NA	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,15	< 0,1
Béryllium	0,03	0,01	NA	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	0,06	< 0,01
Bore	0,23	0,23	NA	0,54	0,44	0,88	9,75	4,33	0,95
Cadmium	0,10	0,12	NA	< 0,01	0,06	< 0,01	0,09	0,23	< 0,01
Calcium	84	27	NA	170	140	100	55	180	40
Chrome	< 0,05	< 0,05	2,0	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,30	0,20
Cobalt	0,69	0,85	NA	0,28	0,37	< 0,03	0,14	0,47	< 0,03
Cuivre	0,48	0,56	8,0	0,38	0,54	3,40	< 0,01	8,2	3,00
Fer	560	500	17 600	370	190	12	0,70	98	45
Plomb	< 0,1	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Lithium	0,2	0,3	NA	0,2	0,2	0,4	0,3	0,9	0,2
Magnésium	56	72	NA	180	200	32	96	140	34
Manganèse	17,5	21,3	NA	7,50	9,20	1,61	0,09	3,70	4,40
Mercure (µg/l)	< 1	< 1	< 0,1	1,2	< 1	< 1	< 1	2,7	< 1
Molybdène	< 0,1	< 0,1	NA	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Nickel	1,2	1,6	7,8	0,55	0,65	0,45	0,15	1,6	0,55
Potassium	2,8	2,9	NA	6,3	8,1	50	12,4	45	26
Sélénium	< 0,02	< 0,02	NA	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Silice (SiO <sub>2</sub> )	21	22	NA	74	77	57	11	4 100	45
Argent	0,04	0,03	NA	0,02	0,03	0,02	0,03	0,09	< 0,01
Sodium	410	450	NA	150	210	40	43	480	31
Strontium	2,3	1,3	NA	2,6	1,9	1,3	2,4	5,3	1,3
Thallium	< 0,2	< 0,2	NA	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Thorium	< 0,06	< 0,06	NA	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	0,13	< 0,06
Titane	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	18	18
Uranium (µg/l)	5	< 5	NA	< 5	< 5	< 5	< 5	66	90
Vanadium	< 0,1	< 0,1	NA	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	0,8	< 0,1
Zinc	5,0	5,4	14,5	4,6	4,9	1,0	0,28	4,0	1,4
Zirconium	< 0,05	< 0,05	NA	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,37	< 0,05

Notes: Sauf indication contraire; toutes les valeurs sont exprimées en mg/l.  
NA: Non analysé

\*Communication personnelle, C.Doiron, N.B.E.P.C., Fredericton (N.-B.).

faibles concentrations de soufre que le charbon de l'Est, ce qui réduit la quantité d'acidité produite biologiquement et donne des eaux de drainage à pH plus élevé. Ces échantillons contenaient également de fortes concentrations de matières totales. La concentration moyenne des matières en suspension dans l'échantillon prélevé à la centrale de Battle River était environ de 100 fois supérieure à celle des échantillons prélevés dans les parcs de l'Est. Cependant, cette très forte concentration peut être partiellement attribuable à l'emplacement du point d'échantillonnage (voir la section 4.4.2).

Contrairement aux échantillons prélevés dans les parcs de l'Est, la majeure partie des matières solides présentes dans les échantillons de l'Ouest étaient en suspension, principalement sous forme de fines de charbon. Seuls environ 15 p. 100 des matières totales se trouvaient sous forme dissoute.

Les échantillons prélevés dans les parcs à charbon de l'Ouest contenaient de fortes concentrations de bore, mercure, silice, argent, sodium et strontium.

Les échantillons prélevés dans les deux parcs à coke étudiés étaient légèrement alcalins, leur pH étant de 7,7 et 9,7. Ils étaient généralement moins pollués que les échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon. Ainsi, les concentrations de matières totales y étaient environ de 50 p. 100 inférieures.

À Lingan, le premier échantillon a été prélevé en période de temps sec, le 22 juillet 1980; le second prélèvement a eu lieu le 19 août 1980, au cours d'une période relativement pluvieuse. Bien que les conditions atmosphériques précédant l'échantillonnage aient été significativement différentes, le lessivat et les eaux de ruissellement recueillis dans l'étang étaient semblables. Ce phénomène peut être attribué à l'effet d'égalisation de l'étang de collecte, qui tend à atténuer les variations de composition des eaux évacuées.

À Lakeview, le premier échantillon a été prélevé le 29 juillet 1980, après une période de temps relativement sec. Le second prélèvement a eu lieu le 2 septembre 1980, au cours d'une forte averse. Les résultats des analyses n'indiquent pas de différences sensibles entre les échantillons d'eaux de ruissellement et de lessivat à cette centrale.

En ce qui a trait aux centrales de l'Ouest, il y avait une différence très nette entre l'échantillon de lessivat prélevé à Battle River le 7 août 1980, et l'échantillon d'eaux de ruissellement prélevé à Milner le 8 août 1980. Le premier échantillonnage a été fait après une période de temps sec, et le deuxième au cours d'une légère averse. L'échantillon de lessivat accusait des concentrations plus élevées de la plupart des paramètres. La teneur en huiles et graisses et en uranium, ainsi que le pH, y étaient cependant inférieurs,

ce qui peut être attribuable à la qualité différente des charbons stockés aux deux endroits. À Battle River, on utilise du charbon subbitumineux qui provient d'une mine voisine, tandis qu'à Milner, le combustible est constitué de rebuts et de résidus déshydratés provenant de l'usine voisine de traitement du charbon. Le traitement modifie probablement la nature des rebuts et, par conséquent, les eaux de drainage du parc.

Les eaux de drainage du parc à coke de l'Algoma Steel ont été échantillonnées le 24 juillet 1980, au cours d'une période de temps relativement sec, et devraient représenter un échantillon type de lessivat. Les eaux de drainage du parc à coke de la Stelco ont été prélevées au cours d'une forte averse et représentent un échantillon d'eaux de ruissellement. Généralement les valeurs de la plupart des paramètres de l'échantillon de lessivat étaient plus élevés que ceux des eaux de ruissellement, ce que justifie le contact prolongé entre les eaux de pluie et le coke. Les phénols, le bore, le magnésium et le strontium faisaient toutefois exception puisqu'ils se trouvaient en plus forte concentration dans les eaux de ruissellement de la Stelco.

#### **4.2 Substances organiques volatiles**

On trouvera au tableau 33 les résultats des analyses effectuées à cet égard. Quatre substances, soit le benzène, le chloroforme, le chlorure de méthylène et le toluène, se trouvaient en concentration supérieure à un microgramme par litre dans plus de trois échantillons.

Le benzène se trouvait en concentrations variant de l'état de traces (moins de 1 µg/l) à 2,6 µg/l dans huit des neuf échantillons. Le chloroforme se trouvait dans tous les échantillons à des concentrations variant de l'état de traces à 15,5 µg/l. Le chlorure de méthylène était présent dans sept des neuf échantillons à des concentrations variant de 1,7 à 22 µg/l. Six des neuf échantillons contenaient des concentrations de toluène variant de l'état de traces à 1,8 µg/l.

Certaines tendances ont été observées relativement à la présence de substances organiques volatiles dans les échantillons. Généralement, pour ce qui est du charbon, les concentrations étaient plus fortes dans les échantillons de l'Est que dans ceux de l'Ouest, et plus fortes dans les eaux de ruissellement que dans le lessivat. Dans le cas des charbons de l'Ouest, l'échantillon de lessivat accusait des concentrations légèrement supérieures de benzène et de chlorure de méthylène. Les échantillons d'eaux de ruissellement des parcs à coke avaient également des teneurs plus élevées en chloroforme, chlorure de méthylène et toluène que les échantillons de lessivat. On n'a relevé aucune distinction nette dans la présence globale de substances organiques volatiles entre les eaux des parcs à coke et celles des parcs à charbon.



TABLEAU 33 SUBSTANCES ORGANIQUES PURGEABLES DANS LES EAUX DE DRAINAGE: PARCS À CHARBON ET À COKE

	Centrale de Lingan	Centrale de Lingan	Centrale de Dalhousie	Centrale de Lakeview	Centrale de Lakeview	Algoma Steel Limited	Steel Company of Canada, Nanticoke	Centrale de Battle River	Centrale de Milner
Date d'échantillonnage (1980)	22 juillet	19 août	13 août	29 juillet	2 sept.	24 juillet	13 sept.	7 août	8 août
Type de combustible	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Coke	Coke	Rebuts et subbitumineux	résidus déshydratés
Acroléine	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Acrylonitrile	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Benzène	traces	2,6	1,04	1,1	2,6	traces	ND	1,6	1,3
Bromodichlorométhane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Bromoforme	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Bromométhane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Tétrachlorure de carbone	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Chlorobenzène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Chloroéthane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ester de 2-chloroéthylvinyle	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Chloroforme	traces	9,3	traces	3,7	15,5	2,6	4,6	traces	traces
Chlorométhane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ether bis-chlorométhylque	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Dibromochlorométhane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Dichlorodifluorométhane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,1-dichloroéthane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2-dichloroéthane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	traces	ND
1,1-dichloroéthylène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Trans-1,2-dichloroéthylène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2-dichloropropane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2-dichloropropylène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Éthylbenzène	ND	ND	ND	traces	ND	ND	ND	ND	ND
Chlorure de méthylène	1,7	22,0	ND	3,6	18,3	2,6	6,8	2,3	ND
1,1,2,2-tétrachloroéthane	traces	ND	ND	traces	traces	ND	ND	ND	ND
1,1,2,2-tétrachloroéthène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Toluène	traces	1,8	ND	ND	1,5	ND	traces	traces	traces
1,1,1-trichloroéthane	traces	1,0	ND	ND	ND	traces	traces	traces	ND
1,1,2-trichloroéthane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Trichloroéthylène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Trichlorofluorométhane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Chlorure de vinyle	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Notes: ND: non décelable.

Traces: moins d'un microgramme par litre.

Toutes les valeurs sont exprimées en microgrammes par litre.

### 4.3 Substances extractibles du groupe basique-neutre, substances extractibles du groupe acide et pesticides

Les résultats des analyses effectuées à cet égard figurent au tableau 34. On trouvera à l'annexe I une liste complète des polluants organiques analysés.

Aucun des composés organiques du groupe acide ou du groupe pesticides n'a été décelé dans les échantillons. Bien que faibles, les concentrations d'aromatiques polynucléaires, de nitrosamines et d'haloéthers variaient de l'état de traces à 15 µg/l. Seul le groupe des phtalates était présent dans la plupart des échantillons à des concentrations variant de l'état de traces à 260 µg/l. Au cours du prélèvement, de la manipulation et de la préservation des échantillons, seuls des contenants en verre et de l'équipement de laboratoire ont été utilisés pour prévenir les risques de contamination des échantillons au contact de matériel de plastique ou de polythène, ce qui aurait pu fausser les résultats des analyses.

### 4.4 Variabilité des eaux de drainage des parcs à charbon et à coke

Nous avons prélevé d'autres échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon et à coke aux centrales de Lingan, Lakeview et Battle River, ainsi qu'à l'Algoma Steel, afin d'étudier les variations de ces eaux en fonction du temps et du lieu de rejet.

**4.4.1 Variabilité temporelle.** - Nous avons étudié la variabilité temporelle des eaux de drainage des parcs à charbon à deux centrales de l'est du Canada. Huit échantillons ont été prélevés dans l'étang de collecte de la centrale de Lingan au cours d'une période de six semaines, du 19 août au 23 septembre 1980. Les résultats des analyses de ces échantillons figurent au tableau 35. Les coefficients de variabilité de ces analyses vont de 22,6 à 59,1, ce qui indique que les caractéristiques des eaux étaient relativement constantes au cours de la période d'étude. Encore une fois, cette constance peut être due à l'effet d'égalisation du bassin qui tend à atténuer les variations extrêmes dans la qualité des eaux.

Certaines tendances ont pu être observées dans les variations de concentration au cours de la période de transition entre l'été et le début de l'automne. Le pH des eaux est resté relativement constant, mais l'acidité et les teneurs en matières dissoutes, sulfates, fer, nickel, zinc et cuivre ont eu tendance à augmenter de la mi-août à la fin septembre, tandis que la concentration de matières en suspension avait tendance à diminuer au cours de cette même période. Cette diminution de concentration des MS dans l'étang peut avoir été causée par la conversion des MS en MD par suite du faible pH des eaux de drainage.

La variation temporelle des eaux de drainage au cours d'une même averse a été étudiée à la centrale de Lakeview, où dix échantillons discrets ont été prélevés à 30 minutes d'intervalle pendant une pluie de 2,7 mm le 2 septembre 1980.

TABLEAU 34 SUBSTANCES ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES DANS LES EAUX DE DRAINAGE:  
PARCS À CHARBON ET À COKE

	Centrale de Lingan	Centrale de Lingan	Centrale de Dalhousie	Centrale de Lakeview	Centrale de Lakeview	Algoma Steel Limited	Steel Company of Canada, Nanticoke	Centrale de Battle River	Centrale de Milner
Date d'échantillonnage (1980)	22 juillet	19 août	18 sept.	29 juillet	2 sept.	24 juillet	13 sept.	7 août	8 août
Type de combustible	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Charbon bitumineux	Coke	Coke	Charbon subbitumineux	Rebuts et résidus déshydratés
<u>Groupe acide</u>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<u>Groupe basique-neutre</u>									
Nitrosamines:									
Nitrosodiphénylamine	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	10
Phtalates:									
Butylbenzylphtalate	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	24
Di-n-butylphtalate	260	25	15	ND	10	ND	23	ND	ND
Diéthylphtalate	190	ND	15	100	ND	ND	25	ND	ND
Bis-(2-éthylhexyl)phtalate	ND	20	ND	ND	10	ND	ND	15	ND
Autres composés:									
Nitrobenzène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	15	ND
<u>Pesticides</u>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Notes: Toutes les valeurs sont exprimées en µg/l.  
ND: Non décelable.

TABLEAU 35 VARIATION DES VALEURS DE CERTAINS PARAMÈTRES DANS L'ÉTANG DE COLLECTE  
DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LINGAN

Date d'échantillonnage (1980)	Paramètre (mg/l sauf pour le pH)									
	pH	Acidité sous forme de CaCO <sub>3</sub>	Matières en suspension	Matières dissoutes	Sulfates sous forme de SO <sub>4</sub>	Fer	Nickel	Zinc	Cuivre	Chrome
19 août	2,40	1 580	72	5 540	2 900	600	1,40	5,1	0,74	< 0,05
22 août	2,40	1 660	105	5 870	3 380	625	1,75	2,9	0,62	< 0,05
26 août	2,45	1 670	80	5 990	3 380	630	1,90	3,0	0,62	< 0,05
29 août	2,45	1 730	79	6 140	3 450	605	1,75	2,9	0,64	< 0,05
3 septembre	2,40	1 980	14	6 250	3 500	630	1,93	3,5	1,62	< 0,05
9 septembre	2,40	2 330	32	7 320	4 000	830	2,10	3,8	1,58	< 0,05
16 septembre	2,35	3 330	53	9 700	5 400	1 300	3,0	5,5	2,17	0,08
23 septembre	2,40	3 250	33	9 370	5 000	1 600	3,6	4,5	2,58	0,23
Moyenne		2 191	59	7 023	3 876	853	2,18	3,9	1,32	
Écart type		719	31	1 636	876	385	0,74	1,02	0,78	
Coefficient de variabilité (%)		32,8	52,5	23,3	22,6	45,1	33,9	26,2	59,1	

Le tableau 36 présente la variation de la valeur de dix paramètres en fonction de l'heure de prélèvement. La concentration de MS était maximale au début des précipitations et diminuait avec le temps. Cela permet de croire que la plupart des MS ont été chassées du tas de charbon au début de l'averse, et confirme les observations d'autres auteurs voulant que la concentration de MS soit fonction de l'intensité et de la durée des précipitations.

Les concentrations de matières dissoutes, d'acidité et de sulfates semblent suivre une tendance commune. Chacune des concentrations était faible au début et augmentait graduellement. Ce phénomène peut être attribué à l'effet de chasse des eaux de pluie sur les accumulations de lessivat concentré dans le parc et les fossés de drainage<sup>12</sup>.

Les concentrations de fer, de zinc, de nickel et de cuivre ont fluctué selon une tendance commune au cours de la période d'échantillonnage. Chacune des concentrations était relativement élevée au début et diminuait ensuite graduellement. Cette diminution peut être attribuable à la dilution des eaux de ruissellement du parc à charbon par les eaux de ruissellement superficiel qui ne sont pas entrées en contact avec le charbon stocké et qui, par conséquent, étaient moins polluées<sup>12</sup>.

**4.4.2 Variabilité spatiale.** - Nous avons prélevé de multiples échantillons discrets dans un parc à coke et un parc à charbon pour évaluer la variabilité du lessivat selon le point d'échantillonnage. Huit échantillons ont été prélevés à des endroits différents autour du parc à coke de l'Algoma Steel le 24 juillet 1980. L'emplacement exact des points d'échantillonnage est indiqué à la figure 6. Les résultats des analyses figurent au tableau 37.

La variation de qualité du lessivat de parc à coke en fonction de l'espace est très clairement reflétée par les coefficients de variabilité, qui vont d'environ 80 à plus de 200 p. 100. La grande variation des valeurs des paramètres analysés est partiellement due à la méthode d'échantillonnage. Ainsi, lorsque les flaques d'eau dans le tas de coke étaient perturbées au cours du prélèvement de l'échantillon, les concentrations de matières totales et de matières en suspension étaient élevées. La demande chimique en oxygène de l'échantillon, à son tour, augmentait proportionnellement à la concentration des fines de coke.

Les échantillons n<sup>os</sup> 1, 2 et 3 étaient les plus représentatifs du lessivat de coke stocké parce qu'ils avaient été prélevés à l'intérieur du parc. Les autres échantillons, prélevés à la périphérie du tas de coke, pouvaient avoir été exposés à la poussière attribuable aux camions et wagons, ce qui pouvait modifier la qualité du lessivat. Ainsi, le

TABLEAU 36 VARIATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DE RUISSELLEMENT AU COURS D'UNE AVERSE:  
CENTRALE DE LAKEVIEW

Heure d'échantillonnage, 2 septembre 1980	Paramètre (mg/l sauf pour le pH)									
	pH	Acidité sous forme de CaCO <sub>3</sub>	Matières en suspension	Matières dissoutes	Sulfates sous forme de SO <sub>4</sub>	Fer	Nickel	Zinc	Cuivre	Chrome
11 h 45	3,30	260	5 600	3 560	2 010	250	1,25	3,6	5,0	0,64
12 h 15	3,00	370	4 570	3 820	2 150	250	0,85	2,5	4,9	< 0,05
12 h 45	2,90	330	1 920	4 190	2 640	201	0,90	2,1	0,64	< 0,05
13 h 15	2,90	575	828	4 900	2 990	190	0,90	2,5	0,56	< 0,05
13 h 45	3,00	505	464	5 000	2 990	225	1,15	2,3	0,40	< 0,05
14 h 15	3,00	575	782	5 150	3 060	225	1,25	3,0	3,67	< 0,05
14 h 45	3,00	565	404	5 240	3 190	215	1,32	3,3	3,43	< 0,05
15 h 15	3,30	575	204	5 300	3 130	210	1,32	3,1	4,25	< 0,05
15 h 45	3,25	280	756	3 420	2 010	140	1,2	2,3	3,61	< 0,05
16 h 15	3,10	550	732	5 200	3 540	110	1,25	3,2	4,43	< 0,05
Moyenne		459	1 626	4 578	2 771	202	1,14	2,8	3,09	

TABLEAU 37 VARIATION DU LESSIVAT DU PARC À COKE EN FONCTION DU LIEU D'ÉCHANTILLONNAGE: ALGOMA STEEL CORPORATION

Paramètre (mg/l sauf pour le pH)						
Point d'échantillonnage	pH	Matières totales	Matières dissoutes	Matières en suspension	Demande chimique en oxygène	Sulfates sous forme de SO <sub>4</sub>
1	7,90	3 250	1 100	2 150	4 168	490
2	7,95	1 080	708	372	383	460
3	8,50	2 300	2 130	170	110	1 260
4	11,55	736	552	184	142	300
5	11,60	1 230	532	698	458	300
6	10,83	808	632	176	248	310
7	11,35	684	556	128	15,6	210
8	8,30	96	16	80	21,8	30
Moyenne		1 273	778	495	693	420
Écart type		1 017	621	698	1 413	368
Coefficient de variabilité (%)		79,9	79,8	141	204	87,6

\* Voir la figure 6.

pH du lessivat est probablement plus proche de la valeur de 8 observée dans les échantillons n<sup>os</sup> 1, 2 et 3 que de la valeur alcaline suggérée par les analyses des échantillons n<sup>os</sup> 4, 5, 6 et 7. Ces quatre derniers échantillons, prélevés à la périphérie du parc, étaient davantage exposés à une source autre de pollution.

Des échantillons ont également été prélevés à quatre emplacements autour du parc à charbon ainsi que dans le puisard de l'empileur-déchargeur de la centrale de Battle River le 7 août 1980. Les points d'échantillonnage sont illustrés à la figure 8. Les résultats des analyses de ces échantillons figurent au tableau 38. Les coefficients de variabilité vont de 56,3 à 98,2, ce qui indique une variation relativement faible entre les cinq points d'échantillonnage.

TABLEAU 38 VARIATION DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON  
EN FONCTION DU LIEU D'ÉCHANTILLONNAGE:  
CENTRALE DE BATTLE RIVER

Point d'échantillonnage*	Paramètre (mg/l sauf pour le pH)					
	pH	Matières en suspension	Matières totales	Sulfates sous forme de SO <sub>4</sub>	Fer sous forme de Fe	Demande chimique en oxygène
1	6,60	4 500	8 000	840	235	2 200
2	6,95	2 950	7 900	2 550	100	1 200
3	6,40	43 100	48 500	970	1 010	21 417
4	6,50	15 800	18 600	750	365	5 240
Puisard de l'empileur- déchargeur	7,00	30 000	37 000	1 530	575	14 300
Moyenne		19 270	24 000	1 328	457	8 871
Écart type		17 172	18 122	747	355	8 709
Coefficient de variabilité (%)		89,1	75,5	56,3	77,7	98,2

\* Voir la figure 8.

Comme dans le cas des échantillons prélevés à l'Algoma Steel, la méthode d'échantillonnage influe grandement sur la concentration de matières en suspension dans l'échantillon. Si l'eau accumulée autour du tas était perturbée au cours de l'échantillonnage, il en résultait une concentration plus élevée de matières solides. En outre, les échantillons n<sup>os</sup> 3 et 4 ont été prélevés près de travaux de construction effectués dans cette centrale, ce qui peut expliquer en partie les fortes concentrations de MS qu'on y a observées. La forte concentration de MS dans l'échantillon n<sup>o</sup> 3 explique aussi la forte DCO qu'on a pu y constater.



## 5 ÉTUDES DE TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE

### 5.1 Examen de la documentation

Plusieurs auteurs ont déjà décrit le traitement des eaux de drainage des parcs à charbon. Les études ont surtout porté sur les charbons de l'est des États-Unis, dont les eaux sont fortement acides et contiennent beaucoup de métaux dissous. La majeure partie des travaux dans ce domaine ont été effectués à la suite des directives sur les effluents promulguées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA) qui a défini les deux principaux problèmes comme étant le pH et les matières en suspension dans les eaux de drainage des parcs à charbon.

Brenman<sup>40</sup> a décrit une méthode générale de traitement de ces eaux. De grands bassins de séjour et d'égalisation recueillent les eaux usées avant le traitement. Le traitement requis pour produire un effluent conforme aux directives de l'EPA comprend l'ajustement au pH neutre, la floculation et la décantation dans un clarificateur. Des substances chimiques telles que la chaux, l'alun et des polyélectrolytes sont ajoutées aux eaux usées pour favoriser la décantation.

Wachter et Blackwood<sup>21</sup> ont résumé les techniques actuelles de traitement des effluents des parcs à charbon des centrales thermiques. Les différentes étapes du procédé comprennent la collecte, la neutralisation et la décantation par gravité. Les moyens utilisés actuellement pour réduire l'ampleur de la pollution comprennent la construction de fossés de collecte autour du parc, le stockage du charbon dans des bacs et des trémies avec collecte des eaux de ruissellement dans des fossés autour du parc, la pose d'un revêtement dur à la base du parc afin d'acheminer les eaux de drainage vers un puisard et l'établissement d'une couverture végétale autour du parc afin de lutter contre l'érosion et la sédimentation<sup>21</sup>.

Le tableau 39 énumère les méthodes de traitement biologique qui peuvent s'appliquer aux polluants des eaux de drainage des parcs à charbon, tandis que le tableau 40 indique les traitements physico-chimiques possibles. Bien que ces méthodes soient théoriquement utilisables, il est peu vraisemblable qu'un procédé autre que la coagulation, la floculation ou la décantation soit utilisé.

Plusieurs auteurs<sup>25, 41, 42</sup> signalent que les eaux de ruissellement des parcs à charbon peuvent être traitées par collecte, floculation à l'aide de chaux et d'un polyélectrolyte anionique, puis décantation. Kanaletz et Hess<sup>41</sup> ont trouvé que la floculation à l'aide de chaux ou d'un polyélectrolyte anionique devrait être suivie d'une neutralisation du pH avec de l'acide sulfurique, après séparation des matières par décantation.

TABLEAU 39 TRAITEMENTS BIOLOGIQUES DES EAUX DE DRAINAGE DES PARCS À CHARBON<sup>21</sup>

Traitement	Polluant				
	DBO	DCO	COT	MTS	Nitrates
<u>Aérobie</u>					
Boues activées	x	x	x	x	
Lits bactériens	x	x	x	x	
Étangs d'aération	x	x	x	x	
Bassins d'aération	x	x	x	x	
Modifications de boues activées	x	x	x	x	
<u>Anaérobie</u>					
Digestion des boues	x	x		x	x
Contact	x	x		x	x
Filtre aérobie	x	x		x	x
Étangs anaérobies	x	x		x	x
Étangs aérobie-anaérobies	x	x	x	x	x

Les résultats des études de Ferraro<sup>25</sup> indiquent encore une fois que la neutralisation à la chaux constitue le traitement le plus simple et le plus économique; on pourrait cependant utiliser également de l'hydroxyde de sodium ou du carbonate de sodium. Les essais de recyclage des boues traitées ont confirmé qu'il était possible de produire des boues à forte densité avec les eaux de ruissellement des parcs à charbon, et de réduire ainsi le volume des boues.

Weeter<sup>29</sup> a évalué la disponibilité des données sur les eaux de drainage des parcs à charbon en interrogeant 80 compagnies d'électricité aux États-Unis. L'auteur a résumé les effets des diverses méthodes de traitement utilisées de la manière indiquée au tableau 41. Il a conclu que la décantation seule ne constituait pas une méthode de traitement efficace et qu'il fallait faire appel à un traitement chimique pour produire un effluent acceptable. Signalons que l'élimination des métaux lourds et des substances organiques par traitement chimique n'a pas été évaluée.

Le compte rendu d'une simulation faite par Metry<sup>22</sup> était la seule étude de référence sur le traitement du lessivat des charbons à faible teneur en soufre de l'Ouest.



TABLEAU 41 EFFET DES DIVERSES MÉTHODES DE TRAITEMENT SUR LES EAUX DE DRAINAGE DES PARCS À CHARBON AUX ÉTATS-UNIS<sup>29</sup>

Système de traitement	Avant traitement	Après traitement
Décantation	pH MTS SO <sub>4</sub> Fe (total) Mn Cu Zn	pH MTS SO <sub>4</sub> Fe (total) Mn Cu Zn
Traitement chimique (Alun, hydroxyde de sodium, décantation)	pH MTS Fe (total) Alcalinité	

Dans cette expérience, de l'eau distillée passait dans une colonne de verre de 1,9 m de hauteur et 50 mm de diamètre remplie de charbon. Le lessivat était ensuite recueilli et analysé. Les méthodes de traitement étudiées étaient la coagulation à l'aide de chlorure ferrique, de chaux, d'un polymère, utilisés ensemble ou séparément; la décantation dans un flocculateur; la filtration dans un filtre à sable sous pression; la filtration dans un filtre à diatomées; et une filtration sous vide à l'aide d'un filtre à précouche de diatomées. L'auteur a conclu que la décantation par gravité des fines de charbon en suspension pouvait être efficace lorsqu'on utilisait une combinaison chaux-polymère; de plus, ce procédé permettait d'éliminer les métaux lourds du lessivat. L'épaississement par gravité des boues liquides contenant des fines de charbon n'a pas été possible. L'épaississement chimique était possible lorsqu'on utilisait de la chaux et un polymère comme agents de conditionnement, et la filtration sur sable ou sur lit mixte ne permettait pas de récupérer les fines en suspension dans le lessivat et les eaux de ruissellement polluées.

McCormick<sup>43</sup> a fait rapport d'études de traitement effectuées sur les eaux de ruissellement du parc à charbon de la centrale de Milliken (New York). Les eaux de ruissellement du parc de 2,5 ha étaient fortement colorées et avaient un pH de 2 à 2,5, ainsi qu'une acidité de 10 000 à 20 000 mg/l de CaCO<sub>3</sub>. Des essais en discontinu et en continu ont été faits en laboratoire afin de choisir la méthode de neutralisation la plus appropriée. On ajoutait une substance chimique neutralisante à un échantillon d'eaux de drainage non traitées, on aérait et l'on mélangeait l'échantillon afin de favoriser

l'oxydation du fer ferreux et de permettre un bon contact dans le but d'accélérer le plus possible la neutralisation. On trouvera au tableau 42 les résultats obtenus avec la chaux, l'hydroxyde de sodium et l'hydroxyde d'ammonium.

Dans chacun des cas, l'élimination du fer et de l'aluminium dépassait 99,8 p. 100. Cependant, la réduction des matières totales dissoutes avait un rendement de 88 p. 100 avec la chaux, 25 p. 100 avec l'hydroxyde de sodium et 29 p. 100 avec l'hydroxyde d'ammonium.

L'auteur conclut que la méthode de traitement la plus pratique est la neutralisation à la chaux. Bien que le calcaire soit moins cher au poids que la chaux, le traitement au calcaire n'a pas été étudié à cause de ses temps de réaction qui sont plus longs et nécessitent donc de plus gros réacteurs et des investissements plus importants.

Des études de traitement ont été effectuées sur les eaux de ruissellement des parcs à charbon des centrales de Dallman et de Lakeside à Springfield (Illinois); Browne et Wyness<sup>44</sup> ont fait rapport des résultats. On a réalisé des essais de floculation en laboratoire et l'on a étudié la décantation, l'ajustement du pH, l'addition de coagulant, l'addition de polymère et des combinaisons de ces traitements. Plus précisément, les

TABLEAU 42 RÉSULTATS DES ÉTUDES DE TRAITEMENT DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE MILLIKEN<sup>43</sup>

Neutralisation à pH 7				
	Eaux brutes	Neutralisation à la chaux	Neutralisation à l'hydroxyde de sodium	Neutralisation à l'hydroxyde d'ammonium
Conductivité ( $\mu$ mhos/cm)	11,0 x 10 <sup>3</sup>	3,3 x 10 <sup>3</sup>	9,9 x 10 <sup>3</sup>	17,0 x 10 <sup>3</sup>
MTD	34 490	4 150	26 200	24 900
Sulfates	19 200	3 200	20 200	19 600
Calcium	450	515	365	345
Magnésium	560	395	500	385
Fer (total)	5 000	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Aluminium	1 000	< 2	< 2	< 2

Note: Sauf indication contraire, toutes les valeurs sont exprimées en mg/l.

méthodes de traitement utilisées étaient la décantation pendant 30 minutes, l'addition de 25 à 50 mg/l de chaux, l'addition d'alun ou de sulfate ferrique à des concentrations de 12 à 50 mg/l ou l'addition de 0,5 à 1,0 mg/l de polymère anionique. Les résultats de ces études figurent au tableau 43. La décantation seule ou l'addition de chaux seulement avec décantation ne suffisait pas à réduire les matières en suspension et le fer aux teneurs prescrites par l'EPA pour les rejets, mais l'addition d'alun et d'un polymère anionique donnait un effluent acceptable.

## **5.2 Modes de traitement des eaux de drainage des parcs à charbon au Canada**

Au moins deux compagnies de services publics ont effectué des études de traitement de ces eaux au Canada. Une étude réalisée pour le compte de la New Brunswick Electric Power Commission portait sur un échantillon d'eaux de ruissellement du parc de la centrale de Dalhousie (communication personnelle, C. Doiron, N.B.E.P.C.). L'étude a d'abord porté sur l'addition séparée ou combinée de chaux, d'hydroxyde de sodium, d'alun et de polyélectrolytes. Les résultats de cette étude indiquent que le traitement optimal était obtenu par l'addition de chaux seulement aux eaux de ruissellement. Le traitement à l'alun (sulfate d'aluminium) n'a pas été utilisé parce qu'il n'aurait fait qu'augmenter la concentration déjà élevée de sulfates dans les eaux brutes. Lorsqu'on a utilisé de l'hydroxyde de sodium, le liquide surnageant séparé ne représentait que 9 p. 100 du volume total; c'est pourquoi ce traitement a été jugé insatisfaisant. Une addition de chaux suivie d'une addition d'hydroxyde de sodium a aussi donné des résultats insatisfaisants. L'aération de l'échantillon a eu très peu d'effet sur la décantation des boues, mais a permis un mélange chimique efficace.

Après avoir retenu la chaux comme meilleur adjuvant de décantation, on a déterminé le pH optimum pour l'élimination des métaux. D'après les concentrations de fer, de zinc et de sulfates dans le liquide surnageant, on a trouvé qu'un pH final variant entre 7,5 et 9 était requis pour un traitement efficace. Lors d'un essai, on a ajouté suffisamment de chaux pour élever le pH à plus de 10. Cet échantillon n'a donné aucun liquide surnageant, même après avoir reposé toute une nuit. L'effet du traitement à la chaux à un pH de 9 est résumé dans le tableau 44. La qualité du liquide surnageant dépassait les critères prévus pour les essais.

On a également évalué l'utilisation de polyélectrolytes combinée au traitement à la chaux. Deux polymères, le Purifloc A-23 (anionique) et le Hercofloc 859 (cationique), ont été étudiés à des doses variant de 50 à 200 mg/l. On n'a constaté qu'une faible amélioration de la décantation par rapport à l'essai à la chaux seule.

TABLEAU 43 TRAITEMENT DES EAUX DE RUISSELLEMENT DES PARCS À CHARBON: CENTRALES DE DALLMAN ET LAKESIDE<sup>44\*</sup>

Paramètre	Eaux brutes	Effluent
Matières en suspension (mg/l)	7 780	12
Fer (mg/l)	109	0,1
Aluminium (mg/l)	174	0,2
Turbidité (UTJ)	100	6
Couleur	300	20
pH (unités)	7,9	7,5

\* Résultats d'essais de traitement en laboratoire par addition d'alun et d'un polymère anionique.

TABLEAU 44 TRAITEMENT DU LESSIVAT DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE DALHOUSIE\*

Paramètre	Lessivat brut	Échantillon brassé (liquide surnageant)	Échantillon filtré
pH	1,2	7,7	7,7
Sulfates	49 600	1 575	1 575
Phosphore total	300	< 0,02	< 0,02
Arsenic total	40	< 0,003	< 0,003
Chrome total	2,0	< 0,04	< 0,04
Cuivre total	8,0	< 0,04	< 0,04
Fer total	17 600	0,74	< 0,05
Plomb total	0,2	< 0,05	< 0,05
Nickel total	7,8	< 0,08	< 0,08
Zinc total	14,5	< 0,02	< 0,02

Note: Sauf dans le cas du pH, toutes les valeurs sont exprimées en mg/l.

\* Communication personnelle, C. Doiron, N.B.E.P.C., Fredericton (N.-B.).

L'étude a permis de conclure qu'on atteignait les résultats optimaux en utilisant de la chaux seule pour obtenir un pH final de 7,5 à 9. Cette méthode permettait une bonne séparation des matières; une filtration finale sur sable était cependant à conseiller. L'aération n'a eu aucun effet lors des essais.

D'autres études faites par la Division de la recherche de l'Hydro-Ontario ont porté à la fois sur les matières en suspension et les polluants chimiques dans les eaux de drainage du parc à charbon de la centrale de Lakeview<sup>12, 34</sup>. Bien que les grosses particules se soient déposées rapidement, les essais en tube de décantation de la poussière de charbon en suspension dans les eaux de ruissellement ont démontré qu'il restait des fines en suspension même après de longues périodes de décantation. La figure 10 illustre les vitesses de décantation pour des concentrations initiales de 20 000 mg/l et 5 500 mg/l.

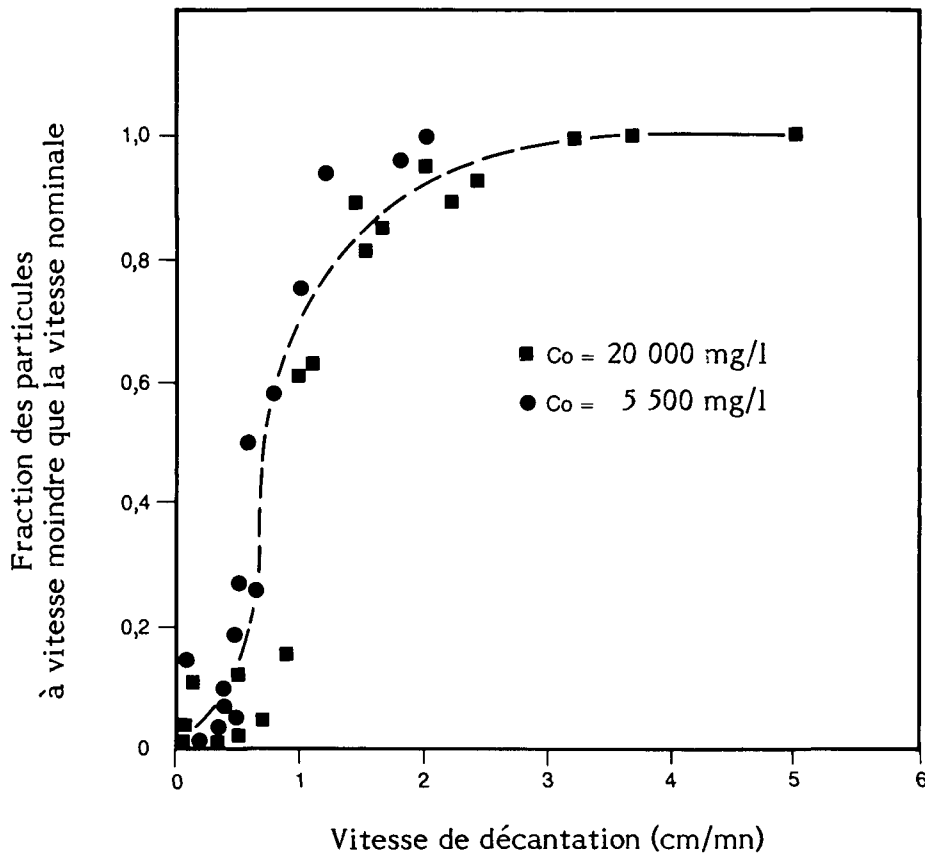


FIGURE 10 VITESSE DE DÉCANTATION DES MATIÈRES EN SUSPENSION DANS LES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LAKEVIEW<sup>34</sup>



Plus de la moitié des particules avaient une vitesse de décantation supérieure à 0,6 cm/mn. La concentration résiduelle des matières en suspension était généralement supérieure à 200 mg/l; cependant, les eaux de ruissellement dont la concentration initiale était inférieure à 1 000 mg/l avaient très peu tendance à décanter<sup>12</sup>. Des doses de polymère non ionique aussi faibles que 1 mg/l amélioraient la décantation de façon marquée, laissant un liquide surnageant qui contenait moins de matières en suspension mais qui était encore trouble.

Une autre étude de l'Hydro-Ontario faite au même endroit a porté sur la neutralisation des eaux de ruissellement du parc à charbon; le procédé permettait de réduire l'excès d'acidité et la teneur en fer et de produire un floc suffisant pour emprisonner toutes les fines de charbon et donner un liquide surnageant clair<sup>34</sup>. La vitesse de décantation des matières précipitées était en moyenne de 3 cm/mn. Les matières précipitées avaient une teneur en matières solides de 1 p. 100 et un volume de 15 p. 100 après décantation d'une heure.

On a utilisé des polyélectrolytes pour tenter d'améliorer la décantation des eaux traitées. Un polymère non ionique s'est révélé inefficace, mais un polyélectrolyte anionique a sensiblement amélioré la décantation<sup>34</sup>. Les boues des neutralisations précédentes ont été recyclées et ajoutées à la chaux requise pour la neutralisation afin d'augmenter la teneur des matières solides des boues et de pallier la sursaturation en sulfate de calcium. Une augmentation de la teneur en matières solides des boues était évidente après six cycles et l'ensemencement des boues recyclées au sulfate de calcium. La vitesse de décantation des échantillons neutralisés est demeurée constante en dépit de la teneur accrue en matières solides des boues liquides.

Une seule centrale canadienne, celle de Lakeview, exploite une installation de traitement pour les seules eaux de drainage de son parc à charbon. À Dalhousie, ces eaux sont mélangées aux autres eaux usées et sont traitées chimiquement dans une installation centrale avant d'être évacuées. À Lakeview, les eaux provenant du fossé ouest sont pompées par une station de transfert jusqu'à un bassin de béton, tandis que les eaux du fossé est sont drainées par gravité. Un doseur automatique de chaux dans la station de transfert permet une neutralisation partielle des eaux usées avant leur passage dans le bassin, où se fait un ajustement final du pH. L'effluent traité est réutilisé dans le parc à charbon pour abattre la poussière et, puisqu'il n'y a aucun rejet dans le milieu environnant, les normes de traitement des eaux usées ne sont pas très strictes.

Le bassin de traitement est divisé en deux compartiments de façon à ce qu'on puisse en nettoyer un pendant que l'autre est en service. Une extrémité du compartiment

TABLEAU 45 RENDEMENT DE LA STATION DE TRAITEMENT DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LAKEVIEW

Paramètre	Eaux brutes	Eaux traitées*	Efficacité d'élimination (%)
pH (unités)	2,8	8,7	
COT	15	15	0
Matières totales	5 540	4 520	18
Matières totales dissoutes	5 420	4 450	18
Matières totales en suspension	110	60	45
Dureté sous forme de CaCO <sub>3</sub>	1 990	2 160	+8,5**
DCO	170	95	44
Alcalinité sous forme de CaCO <sub>3</sub>		21	
AML*** sous forme de CaCO <sub>3</sub>	480		
Huiles et graisses	< 1	< 1	
Turbidité (UTN)	11	17	+55
Soufre total sous forme de sulfates	3 400	2 600	24
Sulfates	3 600	2 300	36
Chlorures	528	372	30
Fluorures	0,7	0,5	29
Ammoniac sous forme de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	2,4	1,4	42
Phénols (µg/l)	3	3	0
Cyanures sous forme de CN <sup>-</sup> (µg/l)	20	<20	
Thiocyanates sous forme de SCN <sup>-</sup> (µg/l)	< 0,5	< 0,5	
Phosphates inorganiques sous forme de PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	0,30	< 0,05	
Phosphates totaux sous forme de PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	1,7	0,40	76
Aluminium	6,5	1,5	77
Antimoine	0,3	< 0,2	
Arsenic	0,033	0,017	48
Baryum	< 0,1	< 0,1	
Béryllium	< 0,01	0,02	
Bore	0,35	0,30	14
Cadmium	< 0,01	< 0,01	
Calcium	35,7	209	+485
Chrome	< 0,05	< 0,05	
Cobalt	0,08	< 0,03	
Cuivre	0,41	0,18	56
Fer	49	2,7	94
Plomb	< 0,1	< 0,1	
Lithium	0,1	0,1	0
Magnésium	50,0	24,0	52
Manganèse	2,49	0,08	97
Mercuré (µg/l)	< 1	< 1	
Molybdène	< 0,1	< 0,1	
Nickel	0,3	< 0,1	
Potassium	2,1	2,6	+23
Sélénium	< 0,02	< 0,02	
Silice sous forme de SiO <sub>2</sub>	20	1,2	94
Argent	0,02	0,02	0
Sodium	430	430	0
Strontium	2,3	1,7	26
Thallium	< 0,2	< 0,2	
Thorium	< 0,06	< 0,06	
Titane	< 0,3	< 0,3	
Uranium (µg/l)	< 5	< 5	
Vanadium	< 0,1	< 0,1	
Zinc	0,81	0,72	11
Zirconium	< 0,05	< 0,05	

Note: Sauf indication contraire, toutes les valeurs sont exprimées en mg/l.

\* Le traitement consiste en un ajustement du pH à environ 9 et en une décantation.

\*\* "+" signifie une augmentation de concentration attribuable au traitement.

\*\*\* AML = Acidité minérale libre.

est en pente pour faciliter l'évacuation des matières déshydratées accumulées. Des drains dans le fond facilitent la déshydratation des matières décantées. Les matières solides sont réacheminées vers le parc à charbon en vue d'une élimination éventuelle; elles peuvent être brûlées avec le charbon ou utilisées comme remblai.

Au besoin, on peut neutraliser davantage les eaux usées entrant dans le bassin en ajoutant un surplus de chaux, à la station de transfert, directement dans les eaux qui se dirigent vers le bassin ou en recyclant une certaine quantité du liquide déjà retenu dans le bassin. Le liquide est soutiré sous la surface de façon à ce que l'écume ne soit pas perturbée. Les eaux traitées du bassin sont utilisées dans le parc à charbon pour réduire la poussière.

Les pratiques courantes de cette usine de traitement n'ont pas encore été établies puisque le système n'est pas encore complètement opérationnel. On considère les eaux comme entièrement traitées lorsque leur pH a été élevé à 9, mais l'exploitation optimale de la station et l'efficacité d'élimination des polluants font encore l'objet d'études.

L'exploitation de la station de traitement des eaux de drainage à Lakeview est évaluée par l'échantillonnage et l'analyse des eaux brutes et de l'effluent traité. Le tableau 45 donne les valeurs trouvées des paramètres les plus communs, les teneurs en métaux et le rendement d'épuration, tandis que le tableau 46 rend compte des effets du traitement sur les polluants organiques.

Les fortes réductions de teneur en métaux tels que l'aluminium, le fer et le cuivre, qui précipitent lorsque le pH est neutre à cause de la formation d'hydroxydes, sont évidentes. Des réductions moins fortes des éléments non amphotères, comme l'arsenic et le bore, ont également été observées. Il y a eu augmentation de la dureté et de la teneur en calcium par suite du traitement des eaux de drainage. Cette augmentation est due à l'addition de chaux ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) au cours de l'étape de neutralisation du traitement. La turbidité et la concentration de potassium ont également augmenté à cause du traitement. Il faudrait réduire davantage les matières totales en suspension ainsi que la concentration de fer et de zinc pour que le traitement soit conforme aux critères définis à l'annexe IV.

Le tableau 46 indique l'effet du système de traitement sur les substances organiques. L'effluent traité contenait à peu près les mêmes concentrations de substances organiques volatiles que les eaux non traitées. Dans le groupe basique-neutre, on a décelé dans l'effluent traité des aromatiques polynucléaires, des phtalates et du 2,6-dinitrotoluène. À l'exception du di-n-butylphtalate, les concentrations des substances organiques à l'état de traces semblent avoir été réduites ou être restées inchangées. On

TABLEAU 46 ÉLIMINATION DES SUBSTANCES ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES: CENTRALE DE LAKEVIEW

Paramètre	Eaux brutes (µg/l)	Eaux traitées (µg/l)	Efficacité d'élimination (%)
<u>Substances organiques volatiles</u>			
Benzène	traces	ND	
Bromodichlorométhane	ND	traces	+ *
Chloroforme	93,0	94,0	+ 1
Chlorure de méthylène	52,0	67,0	+ 29
Toluène	1,7	1,9	+ 12
1,1,1-trichloroéthane	1,3	1,4	+ 8
<u>Groupe basique-neutre</u>			
Aromatiques polynucléaires:			
Anthracène	12	13	+ 8
Fluorène	36	ND	
Phénanthrène	12	ND	
Phtalates:			
Di-n-butylphtalate	70	40	43
Diéthylphtalate	0	115	+
Autres composés:			
2,6-dinitrotoluène	0	23	+

ND: non décelable.

\* "+" signifie une augmentation de concentration attribuable au traitement.

indique que la concentration de di-n-butylphtalate a augmenté de 43 p. 100 en raison du traitement. Les concentrations de toutes les substances organiques à l'état de traces dans l'effluent traité étaient inférieures à 115 µg/l.

### 5.3 Études de traitement des eaux de drainage des parcs à charbon

Des échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon ont été prélevés dans les centrales de Lingan, Battle River et Milner dans le cadre du programme d'échantillonnage,

et ont servi à effectuer des études de traitement physico-chimique en laboratoire. Voici les critères de qualité de l'effluent traité que l'on a choisis pour évaluer les doses de substances chimiques requises et les besoins de traitement:

Paramètre	Critère
pH	6,5 - 9,5
Chrome	0,5 mg/l
Cuivre	0,5 mg/l
Fer	1,0 mg/l
Nickel	0,5 mg/l
Zinc	0,5 mg/l
Matières en suspension	25,1 mg/l

Pour les essais, on a utilisé un agitateur multiple de laboratoire, conformément aux normes recommandées par l'ASTM<sup>45</sup>. Les échantillons subissaient un mélange éclair à raison de 100 tours par minute, pendant une minute, après addition du coagulant primaire. La vitesse de l'agitateur était ensuite réduite au minimum pour que les particules du floc demeurent uniformément suspendues au cours d'un mélange lent de 5 minutes. Puis, on retirait des bechers les tiges de l'agitateur et l'on laissait les échantillons décanter au repos pendant 30 minutes. À l'aide d'un siphon, on prélevait un échantillon du liquide surnageant pour analyse.

**5.3.1 Échantillon de la centrale de Lingan.** - Conformément aux modèles de traitement présentés dans la documentation pour les eaux à faibles pH, on a choisi comme méthode initiale l'ajustement du pH à une valeur neutre pour favoriser la précipitation des métaux. On a déterminé le pH optimal pour le traitement par neutralisation des eaux avec de la chaux (Ca(OH)<sub>2</sub>). La figure 11 indique l'effet du pH sur la concentration des matières en suspension, du fer, du nickel, du zinc et du cuivre dans l'échantillon de liquide surnageant après 30 minutes de décantation au repos. Le pH optimal était de 8.

On a aussi évalué l'efficacité de l'hydroxyde de sodium comme agent neutralisant. Le tableau 47 présente une comparaison entre cet agent et la chaux. La chaux produisait un floc plus volumineux à décantation plus rapide, ainsi qu'un plus faible volume de boues. L'hydroxyde de sodium produisait d'importants volumes de boues. Les eaux de ruissellement traitées étaient de qualité semblable dans les deux cas. Bien que

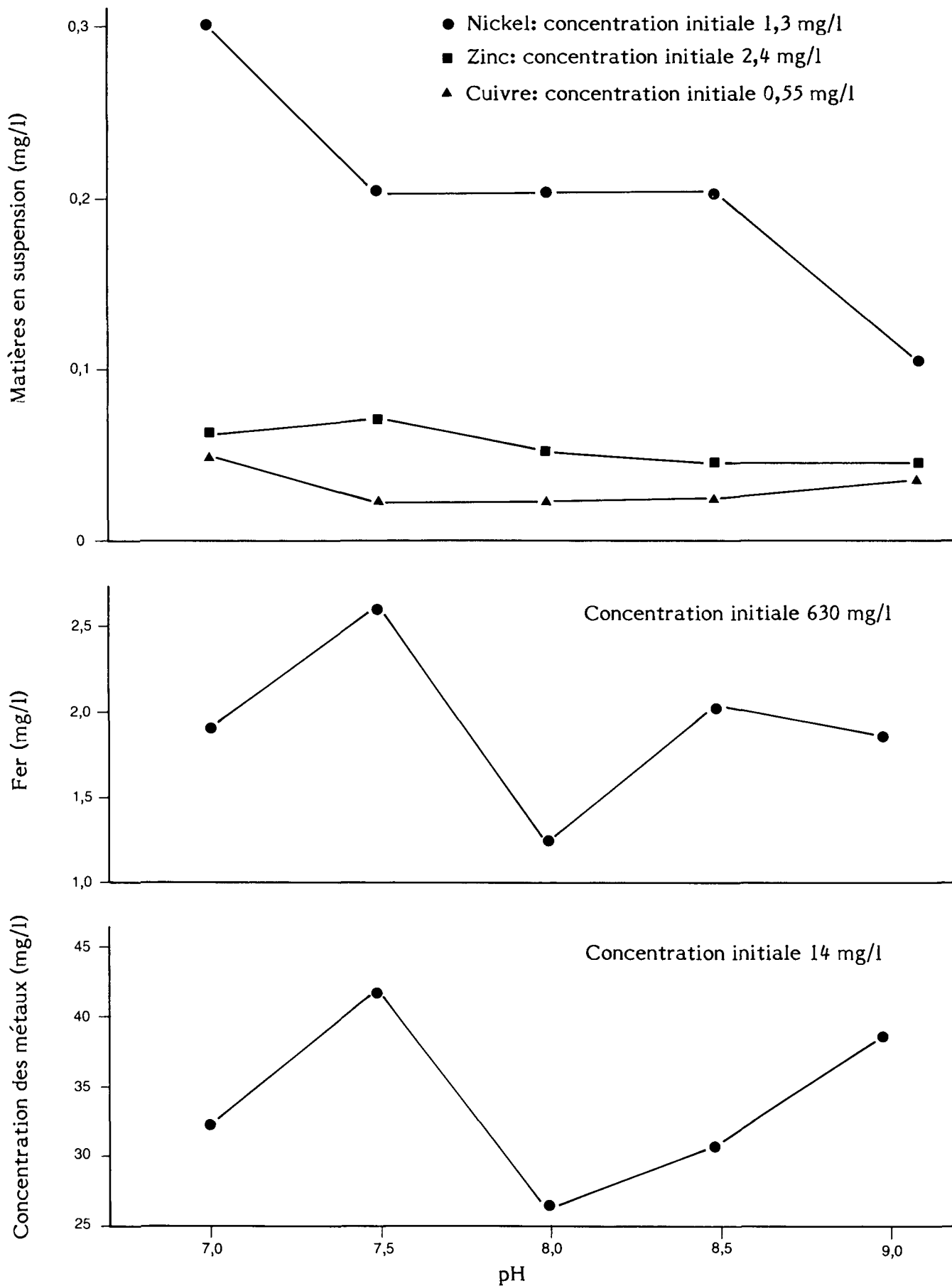


FIGURE 11 EFFET DU pH SUR LA QUALITÉ DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LINGAN

TABLEAU 47 COMPARAISON DE LA CHAUX ET DE L'HYDROXYDE DE SODIUM POUR LA NEUTRALISATION DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LINGAN

Paramètre	Ca(OH) <sub>2</sub>	NaOH
pH	8,0	8,0
Quantité ajoutée (mg/l)	2,4	1,7
Dimension relative du floc	moyenne	petite
Vitesse de décantation relative	rapide	moyenne
Volume de boues (%)	20	34
Qualité du liquide surnageant:		
Chrome (mg/l)	< 0,01	< 0,01
Cuivre (mg/l)	0,06	0,05
Fer (mg/l)	1,54	9,45
Nickel (mg/l)	< 0,1	0,2
Zinc (mg/l)	0,06	0,08
Matières en suspension (mg/l)	34	20

l'hydroxyde de sodium offre plus d'avantages que la chaux en matière de manutention, parce qu'il peut être acheté et dosé à l'état liquide, la chaux est beaucoup moins chère (0,0577\$/kg) que l'hydroxyde de sodium (0,45\$/kg). Ainsi, dans le cas de l'échantillon de Lingan, la chaux a été choisie comme agent optimal à cause des économies qu'elle permettait.

L'ajustement du pH seul ne donnait pas un effluent acceptable, pour ce qui est des matières en suspension. L'utilisation comme flocculant de polyélectrolytes anioniques à poids moléculaire élevé a été envisagée dans le but d'améliorer l'élimination du floc d'hydroxydes métalliques en suspension. Après une première évaluation d'une variété de polymères, on a choisi comme agent le plus efficace un copolymère anionique d'acrylamide et d'acrylate d'un poids moléculaire supérieur à  $10^7$ . La figure 12 illustre l'effet de l'addition du copolymère formé de 20 p. 100 d'acrylate anionique et de 80 p. 100 d'acrylamide non ionique sur les concentrations de fer et de matières en suspension après ajustement du pH à 8 avec de la chaux et une décantation au repos pendant 30 minutes. La concentration optimale du polymère était de 0,25 mg/l. L'élimination du fer augmentait légèrement à des doses supérieures, mais celles-ci avaient des effets défavorables sur la concentration des matières en suspension dans le liquide surnageant. Ce phénomène est un indice caractéristique d'une trop forte dose de polymère.

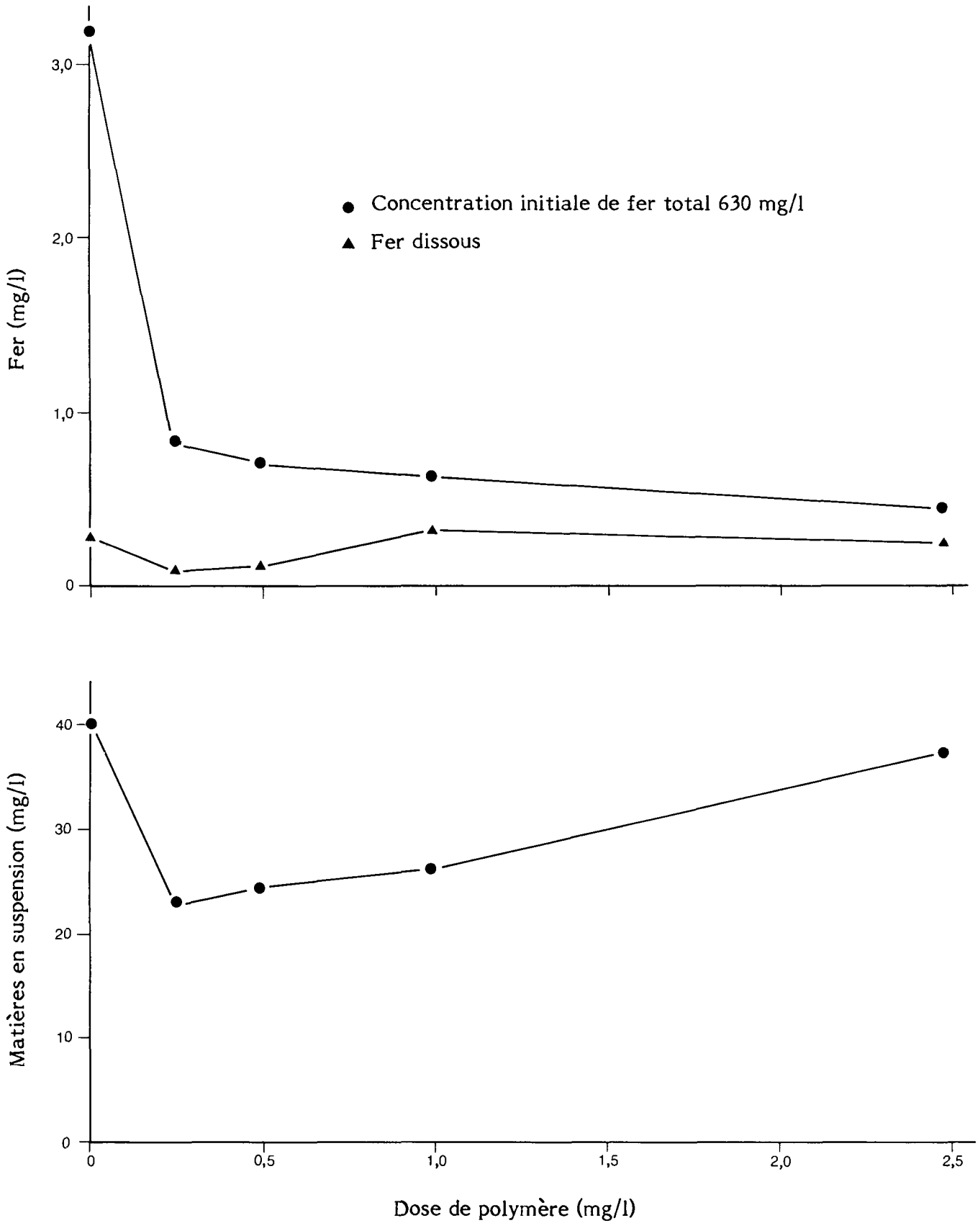


FIGURE 12 EFFET DE LA DOSE DE POLYMÈRE SUR LES CONCENTRATIONS DE FER ET DE MATIÈRES EN SUSPENSION DANS LES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LINGAN



D'après les résultats des essais en laboratoire, le traitement optimal consistait en un ajustement du pH à 8, à l'aide de chaux, et en une addition de 0,25 mg/l d'un polyélectrolyte anionique comme agent coagulant. Ce traitement a été effectué sur un échantillon composé de huit échantillons séquentiels provenant de l'étang de collecte des eaux de drainage du parc à charbon de la centrale de Lingan. Les résultats figurent au tableau 48. La comparaison de ces données avec les critères de traitement indique que le traitement physico-chimique produisait un liquide surnageant de qualité acceptable. La concentration du cuivre était réduite de 80 p. 100 tandis que celle du fer était réduite de plus de 99 p. 100, celle du zinc de 97 p. 100 et celle des matières en suspension de 99 p. 100 après traitement. La concentration du nickel était réduite de 1,55 mg/l à moins de 0,1 mg/l tandis que celle du chrome était inférieure à la limite de détection avant et après le traitement. On a également observé des taux élevés d'élimination des matières totales et des matières dissoutes, de la DCO, de la turbidité, des phosphates, du cadmium, du cobalt, du manganèse et du silicium. Comme il fallait s'y attendre avec l'addition de 2,4 mg/l de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , la concentration de calcium et la dureté totale ont augmenté. Les augmentations des concentrations de lithium, sodium, magnésium et strontium peuvent être attribuables à des impuretés contenues dans la chaux industrielle utilisée au cours des essais. Les augmentations de concentration d'autres paramètres comme les huiles et graisses, l'ammoniac et les fluorures n'étaient pas significatives puisque les concentrations étaient très proches des limites de détection données à l'annexe III.

Le tableau 49 illustre les effets du traitement physico-chimique sur les substances organiques volatiles et à l'état de traces. Exception faite du chloroforme, toutes les concentrations de substances organiques volatiles étaient plus faibles dans l'effluent traité que dans les eaux non traitées. La concentration indiquée de chloroforme avait augmenté de 180 p. 100. Cette augmentation apparente peut être due à une erreur d'analyse ou à la présence d'un échantillon non représentatif, bien que l'augmentation soit considérable et que la concentration soit bien au-dessus de la limite de détection. Il faudrait faire des études plus approfondies et raffiner les méthodes d'analyse pour pouvoir vérifier ces résultats.

Des autres substances organiques à l'état de traces, seuls le groupe des phtalates et le 2,4-dinitrotoluène ont été retrouvés dans l'échantillon traité. Aucune substance extractible du groupe acide et aucun pesticide n'ont été quantifiés. Dans tous les cas, les concentrations des substances organiques à l'état de traces présentes dans l'échantillon d'eaux brutes ont augmenté bien au-delà des limites de détection après le traitement physico-chimique.

TABLEAU 48 EFFICACITÉ D'ÉLIMINATION PAR TRAITEMENT OPTIMAL DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LINGAN

Paramètre	Eaux brutes	Eaux traitées*	Efficacité d'élimination (%)
pH (unités)	2,1	8,2	
COT	2,0	1,0	50
Matières totales	5 720	992	83
Matières totales dissoutes	5 540	990	82
Matières totales en suspension	180	2	99
Dureté sous forme de CaCO <sub>3</sub>	860	2 720	+216**
DCO	42,9	3,9	91
Alcalinité sous forme de CaCO <sub>3</sub>		29	
AML sous forme de CaCO <sub>3</sub>	1 500		
Huiles et graisses	1,5	3,0	+100
Turbidité (UTN)	7,8	1,5	81
Soufre total sous forme de sulfates	3 700	2 600	30
Sulfates	3 600	2 100	42
Chlorures	580	768	+32
Fluorures	0,4	0,5	+39
Ammoniac sous forme de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,6	0,7	+17
Phénols (µg/l)	4,0	3	25
Cyanures sous forme de CN <sup>-</sup> (µg/l)	20	20	
Thiocyanates sous forme de SCN <sup>-</sup> (µg/l)	0,5	0,5	
Phosphates inorganiques sous forme de PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	6,1	0,15	98
Phosphates totaux sous forme de PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	6,1	0,30	95
Aluminium	60	1,0	
Antimoine	1,7	0,2	
Arsenic	0,650	0,002	
Baryum	0,1	0,1	
Béryllium	0,01	0,01	
Bore	0,23	0,23	
Cadmium	0,12	0,03	75
Calcium	27	203	+652
Chrome	0,05	0,05	
Cobalt	0,85	0,08	91
Cuivre	0,56	0,11	80
Fer	500	0,4	99
Plomb	0,1	0,1	
Lithium	0,3	0,3	0
Magnésium	72	80,0	+11
Manganèse	21,3	1,61	92
Mercuré (µg/l)	1	1	
Molybdène	0,1	0,1	
Nickel	1,5	0,1	
Potassium	2,9	1,3	55
Sélénium	0,02	0,02	
Silice sous forme de SiO <sub>2</sub>	22	2,6	89
Argent	0,03	0,02	33
Sodium	450	480	+7
Strontium	1,3	2,3	+77
Thallium	0,2	0,2	
Thorium	0,06	0,06	
Titane	0,3	0,3	
Uranium (µg/l)	5	5	
Vanadium	0,1	0,1	
Zinc	5,4	0,16	97
Zirconium	0,05	0,05	

Note: Sauf indication contraire, toutes les valeurs sont exprimées en mg/l.

\* Le traitement consiste en un ajustement du pH à 8 avec de la chaux et en l'addition de 0,25 µg/l d'un copolymère anionique d'acrylamide et d'acrylate.

\*\* "+" signifie une augmentation de la concentration attribuable au traitement.

TABLEAU 49 ÉLIMINATION DES SUBSTANCES ORGANIQUES PAR LE TRAITEMENT OPTIMAL DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LINGAN

Paramètre	Eaux brutes (µg/l)	Eaux traitées (µg/l)	Efficacité d'élimination (%)
<u>Substances organiques volatiles</u>			
Benzène	2,6	traces	
Chloroforme	9,3	26,0	+ 180*
Chlorure de méthylène	22,0	21,1	4
Toluène	1,8	1,5	17
1,1,1-trichloroéthane	1,0	traces	
<u>Groupe basique-neutre</u>			
Phtalates:	ND	38	+
Butylbenzylphtalate	ND	38	+
Di-n-butylphtalate	25	88	+ 252
Diéthylphtalate	ND	80	+
Bis-(2-éthylhexyl) phtalate	20	95	+ 375
Autres composés:			
2,4-dinitrotoluène	0	27	+

ND: non décelable.

\* "+" signifie une augmentation de concentration attribuable au traitement.

On a indiqué que le chlorure de méthylène et les phtalates pouvaient être présents par suite d'une pollution de l'échantillon ultérieure au prélèvement<sup>46</sup>. Les phtalates sont utilisés comme plastifiants dans la fabrication des tuyaux tandis que le chlorure de méthylène est employé pour le nettoyage et la préparation de l'équipement de laboratoire.

L'annexe V présente des données sur l'élimination des substances organiques à l'état de traces dans un échantillonensemencé. Le taux d'élimination y était très variable. Le groupe des nitrophenols avait une élimination très faible; la reproductibilité était également faible dans ce cas. La méthode d'analyse n'a pas permis de déceler de n-nitrosodiaméthylamine, qui se décomposait dans la colonne de chromatographie en phase gazeuse, d'hexachlorocyclopentadiène, qui se polymérise dans la colonne, d'acroléine

ni d'acrylonitrile. Il a été impossible de distinguer l'anthracène du phénanthracène; les quantités indiquées représentent donc l'une ou l'autre de ces substances ou les deux à la fois. Il en va de même pour le benzo (b) et le benzo (k) fluoranthène. Il y a également eu des problèmes à cause de la formation d'émulsions, au cours de l'étape de l'extraction, qui avaient un effet adverse sur l'élimination des substances organiques à l'état de traces. De plus, il était difficile d'établir clairement si, en général, les données d'analyse reflétaient les changements dans les concentrations de substances ou un manque de reproductibilité inhérent à la méthode d'analyse. Il faudra encore beaucoup de travaux pour raffiner les techniques d'analyse, réduire la pollution en cours de prélèvement et de manutention et, en général, pour améliorer la précision de l'analyse des substances organiques à l'état de traces dans les eaux usées de ce type.

Le coût du traitement des eaux de ruissellement avec de la chaux à raison de 0,0577\$/kg pour l'ajustement du pH, et 0,25 mg/l de polyélectrolyte à 4,40\$/kg, était d'environ 0,14\$/m<sup>3</sup>. Ce chiffre ne représente que le coût des produits chimiques; il ne comprend pas le transport de ces produits, les frais d'investissement, d'exploitation et d'entretien de la station de traitement, les systèmes de manutention des produits chimiques ni l'élimination des boues.

**5.3.2 Échantillon de la centrale de Battle River.** - Un échantillon composé de lessivat du parc à charbon de la centrale de Battle River a été prélevé dans le cadre du programme d'échantillonnage et utilisé pour des études de traitement en laboratoire. Les eaux de drainage du parc à charbon de cette centrale contenaient plus de 20 000 mg/l de matières en suspension. Les études initiales comportant l'addition de chlorure de calcium, de chaux et d'une variété de coagulants polymères ont indiqué que l'effluent était trop concentré pour être traité par addition de produits chimiques et décantation. On a pu procéder à la floculation, mais il n'y a eu aucune séparation des matières floculantes de la phase liquide même après une longue période de décantation au repos.

L'échantillon prélevé à Battle River était un lessivat extrêmement concentré. La comparaison avec un échantillon d'eaux de ruissellement prélevé à la centrale de Milner a permis de constater que le lessivat était environ dix fois plus concentré que les eaux de ruissellement d'un parc à charbon comparable. Les contraintes physiques imposées au réseau de collecte du parc à charbon laissent supposer que tout lessivat de cette nature susceptible de s'échapper du parc serait considérablement dilué avant le traitement. C'est pourquoi nous avons évalué l'effet de la dilution du lessivat concentré sur la traitabilité de l'effluent. Le tableau 50 présente les résultats des essais de floculation, avec deux doses

TABLEAU 50 EFFET DE LA DILUTION DE L'ÉCHANTILLON SUR LE TRAITEMENT

Dilution:						
Échantillon (ml)	50	75	100	50	75	100
Eau désionisée (ml)	450	425	400	450	425	400
Ratio de dilution	1/9	1/9	1/9	1/9	1/9	1/9
Dose de CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O sous forme de CaCl <sub>2</sub> (mg/l)	150	150	150	300	300	300
Vitesse de décantation	très lente	très lente	très lente	lente	très lente	très lente
Volume de boues (%)	24	35	44	30	44	64
Concentration de MS dans le liquide surnageant (mg/l)	156	296	440	8	68	*

\* Aucune séparation de liquide surnageant clair.

de chlorure de calcium, sur l'échantillon de lessivat dilué avec diverses proportions d'eau désionisée. Même à la plus faible dilution (1/4), l'échantillon de lessivat pouvait être traité de façon à produire un liquide surnageant clair avec une dose de 300 mg/l de produits chimiques. Cependant, à un taux de dilution inférieur à environ 1/9, le volume de boues, après 30 minutes de décantation au repos, approchait de 50 p. 100. Il n'y a pas eu séparation des matières colloïdales après une période prolongée de décantation au repos (24 heures) des échantillons dilués sans adjuvant chimique. Étant donné qu'une dilution de 1/9 produisait un échantillon d'effluent semblable à celui prélevé à la centrale de Milner, cette dilution a été utilisée pour l'évaluation ultérieure de la traitabilité des eaux de drainage des parcs à charbon.

Quatre coagulants chimiques ont été ajoutés à l'échantillon dilué: le chlorure ferrique (FeCl<sub>3</sub>), la chaux (Ca(OH)<sub>2</sub>), le chlorure de calcium (CaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O) et l'alun (Al(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>.18H<sub>2</sub>O). Les résultats de ces traitements figurent au tableau 51.

L'utilisation de chlorure ferrique réduisait considérablement les concentrations des matières en suspension; toutefois, le liquide surnageant avait un pH de 3 et les eaux traitées avaient une teneur en fer inacceptable. À l'échelle industrielle, il faudrait ajouter une étape de neutralisation pour obtenir un effluent traité conforme aux critères établis.

La coagulation à l'alun, qui exigeait des doses relativement fortes, formait un floc très petit en produisant un effluent traité contenant 22 mg/l de matières en suspension après 30 minutes de décantation au repos, soit un ordre de grandeur de plus que

TABLEAU 51 EFFET DES COAGULANTS CHIMIQUES SUR L'ÉCHANTILLON DILUÉ: CENTRALE DE BATTLE RIVER

Coagulant	Fe Cl <sub>3</sub>	Ca(OH) <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> (SO) <sub>4</sub> ·3.18H <sub>2</sub> O	
Dose (mg/l)	500 sous forme de Fe	250 sous forme de Ca(OH) <sub>2</sub>	750 sous forme de Al	250 sous forme de CaCl <sub>2</sub>
Dimension du floc	petite	petite	très petite	petite
Vitesse de décantation	très lente	lente	lente	lente
Volume de boues (%)	20	30	50	28
Liquide surnageant (mg/l sauf pour le pH):				
pH	3,0	8,4	4,5	7,4
Matières en suspension	< 2	2	22	12
Fer	5,6	0,14	NA	0,7
Cuivre	0,16	< 0,01	NA	0,03
Nickel	0,6	0,10	NA	< 0,1
Zinc	0,03	0,02	NA	0,27
Chrome	0,01	< 0,01	NA	0,10

NA: non analysé.

la coagulation avec d'autres agents. Comme avec le chlorure ferrique, le pH de l'effluent traité était acide (4,5) et aurait demandé un ajustement additionnel dans un système de traitement réel.

La coagulation à la chaux ou au chlorure de calcium donnait un surnageant conforme aux critères de traitement. L'addition de 250 mg/l de chaux ou 250 mg/l de chlorure de calcium donnait des vitesses de décantation et des volumes de boues semblables. La chaux utilisée comme coagulant primaire offrait certains avantages relativement à l'élimination des matières en suspension, du fer, du cuivre, du zinc et du chrome. Avec le chlorure de calcium on obtenait une plus faible concentration de nickel dans le liquide surnageant. Le principal inconvénient du traitement à la chaux était son effet sur le pH de l'effluent traité. Il faudrait exercer un contrôle étroit sur le taux d'addition de chaux pour éviter le rejet dans le milieu récepteur d'un effluent

excessivement alcalin nécessitant l'addition d'acide pour en ajuster le pH. L'addition de chlorure de calcium entraînait une augmentation de la teneur en matières totales dissoutes des eaux traitées.

Du point de vue économique, l'utilisation de la chaux pour traiter le lessivat dilué du parc à charbon de Battle River offrait un certain avantage. D'après les doses de produits chimiques données au tableau 51, le coût du traitement à la chaux était d'environ 0,014\$/m<sup>3</sup>, au prix de 0,0577\$/kg. Dans le cas du chlorure de calcium, le coût du traitement était d'environ 0,025\$/m<sup>3</sup> à raison de 0,10\$/kg de produit. Le coût des produits chimiques augmenterait considérablement dans le traitement à la chaux s'il fallait ajouter de l'acide pour ajuster le pH de l'effluent. De plus, les systèmes d'alimentation en chaux représentent un investissement substantiel et posent souvent des problèmes d'exploitation et d'entretien; c'est pourquoi le chlorure de calcium a été considéré comme un mode de traitement avantageux pour les eaux de drainage de ce type.

L'effet de la dose de chlorure de calcium sur la qualité du liquide surnageant décanté est indiqué à la figure 13. Bien que le traitement produise un effluent acceptable à une dose de 250 mg/l, la dose optimale était d'environ 500 mg/l. Le tableau 52 montre l'effet de l'addition de chlorure de calcium à cette dose sur l'échantillon dilué de Battle River. La comparaison avec les critères de traitement indique que le traitement physico-chimique donnait un liquide surnageant de qualité acceptable. La concentration du cuivre était réduite de 73 p. 100, celle du fer de 95 p. 100 et celle du zinc de 55 p. 100, tandis que la concentration des matières en suspension était réduite de plus de 99 p. 100. La concentration du chrome était passée de 0,13 à moins de 0,05 mg/l tandis que la concentration du nickel était passée de 0,17 à moins de 0,1 mg/l. Ce traitement permettait également de réduire significativement les concentrations de COT, de phosphates, d'aluminium, d'antimoine, de manganèse et de silicium, ainsi que la DCO et la turbidité.

L'augmentation de la concentration des matières totales dissoutes, des chlorures et du calcium est directement liée à l'addition de chlorure de calcium comme coagulant. Ce dernier contient des concentrations significatives d'impuretés d'ammoniac et de sodium. Les autres éléments décelés à l'état de traces qui ont apparemment augmenté après le traitement (bore, antimoine, cadmium et cobalt) étaient présents dans l'échantillon brut en concentrations si faibles que leur augmentation n'était probablement pas significative sur le plan statistique. L'augmentation apparente de l'alcalinité peut être liée à une interférence négative dans la méthode d'analyse, qui se produit lorsque l'échantillon contient de fortes concentrations de matières solides<sup>38</sup>.

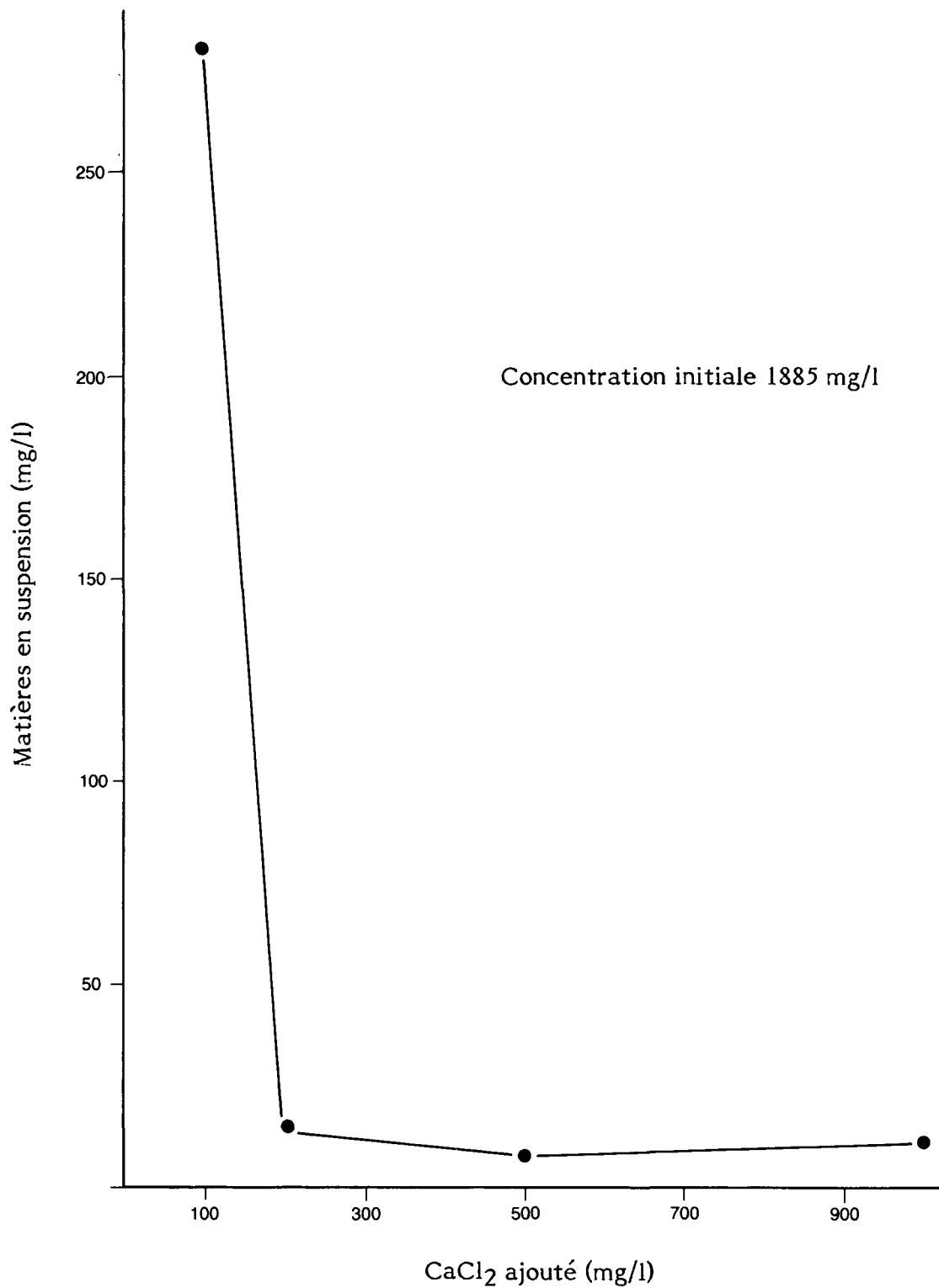


FIGURE 13 EFFET DE L'ADDITION DE CaCl<sub>2</sub> SUR LA CONCENTRATION DES MATIÈRES EN SUSPENSION: CENTRALE DE BATTLE RIVER



TABLEAU 52 TRAITEMENT OPTIMAL DES EAUX DE DRAINAGE DU  
PARC À CHARBON: CENTRALE DE BATTLE RIVER

Paramètre	Concentration (mg/l sauf indication contraire)		Efficacité d'élimination (%)
	Eaux brutes	Eaux traitées*	
pH (unités)	7,0	7,9	
COT	220	3,0	99
Matières totales	2 110	804	62
Matières totales dissoutes	230	794	+245***
Matières totales en suspension	1 880	10,0	> 99
Dureté sous forme de CaCO <sub>3</sub>	720	400	44
DCO	899	18,4	98
Alcalinité sous forme de CaCO <sub>3</sub>	34	90	+165
AML sous forme de CaCO <sub>3</sub>			
Huiles et graisses	< 1,0	< 1,0	
Turbidité (UTN)	950	5,3	> 99
Soufre total sous forme de sulfates	160	105	34
Sulfates	140	92	34
Chlorures	1,7	246	+14 370
Fluorures	0,5	0,2	60
Ammoniac sous forme de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,1	0,7	+600
Phénols (µg/l)	< 1	4	
Cyanures sous forme de CN <sup>-</sup> (µg/l)	< 20	< 20	
Thiocyanates sous forme de SCN <sup>-</sup> (µg/l)	< 0,5	< 0,5	
Phosphates inorganiques sous forme de PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	2,2	0,10	95
Phosphates totaux sous forme de PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	2,3	0,15	93
Aluminium	36	1,5	96
Antimoine	0,4	0,8	+100
Arsenic	0,024	0,008	67
Baryum	< 0,1	< 0,1	
Béryllium	< 0,01	< 0,01	
Bore	0,44	0,71	+66
Cadmium	0,02	0,07	+250
Calcium	18	75	+317
Chrome	0,13	< 0,05	
Cobalt	0,05	0,12	+140
Cuivre	0,82	0,22	73
Fer	9,8	0,5	95
Plomb	< 0,1	< 0,1	
Lithium	< 0,1	< 0,1	
Magnésium	14,4	8,00	44
Manganèse	0,37	0,06	84
Mercure (µg/l)	0,27	0,25	7
Molybdène	< 0,1	< 0,1	
Nickel	0,17	< 0,1	
Potassium	4,5	2,6	42
Sélénium	< 0,02	< 0,02	
Silice sous forme de SiO <sub>2</sub>	410	4,8	99
Argent	0,03	0,03	0
Sodium	49	53	+8
Strontium	0,5	0,3	40
Thallium	< 0,2	< 0,2	
Thorium	< 0,06	< 0,06	
Titane	1,8	< 0,3	
Uranium (µg/l)	6,6	< 5	
Vanadium	< 0,1	< 0,1	
Zinc	0,4	0,18	55
Zirconium	< 0,05	< 0,05	

\* L'échantillon brut a été dilué avec de l'eau désionisée à raison de 1/9.

\*\* Le traitement optimal consiste en l'addition de 500 mg/l de CaCl<sub>2</sub>.

\*\*\* "+" signifie une augmentation de concentration attribuable au traitement.

L'effet apparent de la méthode de traitement sur les substances organiques à l'état de traces est indiqué au tableau 53. Dans le groupe des substances organiques volatiles, les concentrations de benzène, de chloroforme et de chlorure de méthylène semblent avoir augmenté significativement à cause du traitement. Dans trois cas, les concentrations étaient proches de la limite de détection; on ne considère donc pas les changements de concentration comme significatifs. Les importantes augmentations des concentrations de benzène et de chlorure de méthylène à des niveaux bien supérieurs à la limite de détection laissent supposer qu'il s'agirait de changements réels attribuables au traitement. D'autres études sont nécessaires pour confirmer ces résultats. Des autres substances organiques à l'état de traces, on n'a pas décelé de substances extractibles du groupe acide, ni de pesticides. Seuls les phtalates et le nitrobenzène étaient présents dans les échantillons bruts ou traités. Seule la concentration de diéthylphtalate est suffisamment supérieure à la limite de détection pour que la probabilité de problème d'analyse à de faibles concentrations se trouve réduite. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'absence des substances du groupe acide ou les autres groupes mentionnés peut être liée à des lacunes dans les méthodes mêmes d'analyse des substances organiques à l'état de traces.

**5.3.3 Échantillon de la centrale de Milner.** - On a étudié le traitement de l'échantillon d'eaux de ruissellement du parc à charbon de la centrale de Milner pour définir plus précisément les modes de traitement possibles des eaux de drainage de ce type. En se basant sur les études des échantillons provenant de Battle River, on a décidé d'évaluer à nouveau dans ce cas l'utilisation de la chaux ou du chlorure de calcium avec addition possible d'un polymère comme adjuvant de décantation.

Le tableau 54 indique l'effet de l'addition de chaux sur l'échantillon d'eaux de ruissellement de Milner. Pour obtenir une élimination adéquate des matières en suspension, on a dû faire passer le pH de l'échantillon à environ 10, ce qui a nécessité une dose de chaux d'environ 250 mg/l. Également, l'addition de doses de 500 mg/l de chlorure de calcium ne permettait pas de réduire la concentration des matières en suspension à moins de 25 mg/l.

On a donc effectué des essais de floculation afin d'évaluer la possibilité d'améliorer l'élimination des matières en suspension en utilisant un polyélectrolyte organique avec le chlorure de calcium et la chaux. Les meilleurs traitements obtenus par chacune de ces méthodes sont présentés au tableau 55. Avec la chaux seule, on ne parvenait pas à éliminer suffisamment de matières en suspension sans faire monter le pH

TABLEAU 53 ÉLIMINATION DES SUBSTANCES ORGANIQUES PAR LE  
TRAITEMENT OPTIMAL DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC  
À CHARBON: CENTRALE DE BATTLE RIVER

Paramètre	Eaux brutes ( $\mu\text{g/l}$ )	Eaux traitées ( $\mu\text{g/l}$ )	Efficacité d'élimination (%)
<u>Substances organiques volatiles</u>			
Benzène	1,6	3,4	+113*
Chloroforme	traces	79,0	+
1,2-dichloroéthane	traces	ND	
Chlorure de méthylène	2,3	61,0	+2 552
Toluène	traces	2,6	+
1,1,1-trichloroéthane	traces	1,0	+
<u>Groupe basique-neutre</u>			
Phtalates:			
Di-n-butylphtalate	ND	10	+
Diéthylphtalate	ND	33	+
Bis-(2-éthylhexyl) phtalate	15	ND	
Autres composés:			
Nitrobenzène	15	ND	

ND: non décelé.

\* "+" signifie une augmentation de concentration attribuable au traitement.

TABLEAU 54 EFFET DE L'ADDITION DE CHAUX AUX EAUX DE  
DRAINAGE: CENTRALE DE MILNER

Dose sous forme de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (mg/l)	50	100	150	200	250
Formation du floc	lente	lente	moyenne	moyenne	moyenne
Vitesse de décantation	lente	lente	moyenne	moyenne	moyenne
Liquide surnageant:					
pH	8,4	8,4	9,5	9,6	10,3
Matières en suspension (mg/l)	326	332	126	44	4

TABLEAU 55 TRAITEMENT OPTIMAL AVEC UTILISATION DE TROIS ADJUVANTS DE DÉCANTATION: CENTRALE DE MILNER

Adjuvant	Eaux brutes	Ca(OH) <sub>2</sub>	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O et polymère*	Ca(OH) <sub>2</sub> et polymère*
Dose (mg/l)		250 sous forme de Ca(OH) <sub>2</sub>	500 sous forme de CaCl <sub>2</sub>	500 sous forme de CaCl <sub>2</sub> et 0,5	100 sous forme de Ca(OH) <sub>2</sub> et 0,5
Vitesse de décantation		moyenne	lente	rapide	moyenne
<u>Qualité du liquide surnageant</u>					
pH	8,5	10,3	8,2	8,1	8,6
Matières en suspension	2920	4	82	6	24
Fer	23,2	0,28	0,35	0,14	0,14
Chrome	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cuivre	0,22	0,03	0,03	0,02	0,01
Nickel	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Zinc	0,33	0,06	0,05	0,11	0,03

\* 0,5 mg/l de copolymère anionique d'acrylamide et d'acrylate à poids moléculaire élevé.

du liquide surnageant à une valeur inacceptable. Sauf pour le pH, la qualité du liquide surnageant dans l'échantillon traité était acceptable. L'addition de 500 mg/l de chlorure de calcium a été considérée comme la meilleure méthode de traitement pour réduire les concentrations de métaux, mais l'addition de ce coagulant ne produisait pas un effluent conforme aux critères relatifs aux matières en suspension.

L'utilisation de 500 mg/l de CaCl<sub>2</sub> et 0,5 mg/l d'un copolymère anionique d'acrylamide et d'acrylate à poids moléculaire élevé produisait un effluent conforme aux critères de traitement. L'élimination des matières en suspension et du fer dépassait 99 p. 100 tandis que la concentration du cuivre était réduite de 91 p. 100 et celle du zinc de 67 p. 100. La concentration du chrome était inférieure à la limite de détection avant et après le traitement.

Les critères de traitement étaient également respectés avec l'addition de 100 mg/l de chaux et de 0,5 mg/l du même polymère. Plus de 99 p. 100 des matières en suspension et du fer étaient éliminés et la concentration de zinc était réduite de 91 p. 100. La concentration de cuivre passait de 0,02 à moins de 0,01 mg/l. Dans les deux traitements faisant appel à un polymère, la dose optimale était de 0,5 mg/l.

Le coût des produits chimiques seuls pour le traitement avec 500 mg/l de  $\text{CaCl}_2$  (0,10\$/kg) et 0,5 mg/l de copolymère anionique (4,40\$/kg) était d'environ 0,07\$/m<sup>3</sup>. Ce coût ne comprend ni les frais d'investissement, d'exploitation et d'entretien de la station de traitement, ni les coûts du système de manutention des produits chimiques, ni l'élimination des boues. Le coût du traitement avec 100 mg/l de chaux (0,0577\$/kg) et 0,5 mg/l de copolymère anionique (4,40\$/kg) était de 0,03\$/m<sup>3</sup>. Encore une fois, ce n'est là que le coût des produits chimiques. Bien que les résultats des deux méthodes de traitement soient semblables, l'addition de chaux et de polymère semble être la méthode la plus rentable pour les eaux de ruissellement de parc à charbon de ce type. Cependant, il faudrait mener des études de traitement à long terme pour établir de façon précise le floculant optimal et la combinaison coagulant primaire - floculant la plus rentable.

## 6 TRAITEMENT DES EAUX DES PARCS À CHARBON PAR MÉLANGE AVEC D'AUTRES EAUX USÉES

### 6.1 Examen de la documentation

Comme nous l'avons mentionné à la section 5.3, les eaux de drainage des parcs à charbon peuvent être traitées par une neutralisation à la chaux ou au calcaire suivie d'une décantation. Ces procédés peuvent être coûteux et, dans certains cas, difficiles à appliquer. Plusieurs auteurs ont étudié la possibilité de réutiliser les eaux de ruissellement des parcs à charbon à d'autres fins dans la centrale ou de les combiner à d'autres eaux usées afin de provoquer une autoneutralisation et une coprécipitation.

Printz<sup>47</sup> a traité de la réutilisation des eaux de ruissellement du parc à charbon dans le contexte d'un plan global de gestion des eaux d'une compagnie d'électricité. Il estime qu'après décantation et filtration, les eaux de ruissellement du parc, particulièrement lorsqu'il s'agit de charbon à faible teneur en soufre, pourraient être utilisées dans le système des tours de refroidissement. Il faudrait faire un bilan matières pour connaître les effets de ce procédé sur le fonctionnement du système. L'adoucissement actuel des eaux d'appoint éliminerait le fer des eaux de ruissellement, rendant ainsi inutile un système externe d'élimination du fer si les eaux de ruissellement étaient introduites dans l'adoucisseur. Faute d'un système de recirculation de l'eau de refroidissement, les eaux usées pourraient être réutilisées comme eaux d'appoint dans un système de désulfuration des gaz de combustion ou de transport des cendres de fond.

Plusieurs auteurs ont décrit la combinaison des eaux de ruissellement du parc à charbon et des eaux de transport des cendres. Breland<sup>48</sup> a indiqué que les bassins de cendres sont beaucoup utilisés à cette fin parce qu'ils permettent un long temps de séjour et favorisent ainsi l'autoneutralisation, la coprécipitation et la décantation par gravité.

Anderson<sup>42</sup> a décrit une méthode unique pour traiter le lessivat d'un petit parc à charbon. Les eaux de ruissellement d'un parc de  $10,9 \times 10^3$  tonnes métriques étaient recueillies dans un bassin d'égalisation et de séjour et pompées dans un réservoir de mélange qui recevait aussi les eaux de purge des chaudières. Des contrôles automatiques, réglés en fonction du pH, commandaient le débit d'alimentation du lessivat proportionnellement à l'alcalinité des eaux des chaudières pour obtenir un effet neutralisant. Le mélange de lessivat et d'eaux de purge des chaudières, neutralisé, était ensuite acheminé par le réseau d'égouts vers la station d'épuration de la municipalité. Les auteurs soutiennent que l'élimination des substances nutritives et la décantation des matières solides à la station de traitement municipale devraient être légèrement améliorées par suite de l'apport de fer ferreux et ferrique par les eaux de la centrale.

Che et coll.<sup>26</sup> ont décrit la façon dont la Tennessee Valley Authority a réglé son problème d'eaux de drainage des parcs à charbon. Celles-ci passent dans les bassins de cendres avant d'être évacuées. Le rapport entre les eaux de drainage du parc à charbon et l'effluent total du bassin de cendres est en moyenne de 0,001 à 0,012 dans les douze centrales thermiques de la TVA. Les auteurs pensent que la teneur en fer et en métaux à l'état de traces était moindre par suite de la dilution avec les eaux du bassin de cendres et de la précipitation à un pH neutre; cependant, cette question faisait encore l'objet d'études lors de la rédaction de leur rapport.

Dans le cadre d'une étude permanente détaillée sur le problème des eaux de drainage des parcs à charbon, Cox et coll.<sup>14</sup> ont présenté un rapport sur l'utilisation à titre expérimental des cendres volantes sèches et des eaux de transport des cendres volantes. Les cendres volantes consistent principalement en oxydes métalliques comme le  $\text{SiO}_2$ , le  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , le  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , le  $\text{CaO}$  et le  $\text{MgO}$  et, lorsqu'elles entrent en contact avec de l'eau, elles produisent une solution alcaline. Par contre, dans des eaux aérobies, les sulfures s'oxydent en sulfates et en acide sulfurique, donnant ainsi une solution acide. Le pH final de la solution dépend du rapport entre les métaux alcalins et les sulfates de l'effluent du bassin de cendres<sup>26</sup>. Les cations métalliques précipitent sous forme de cendres à cause de la teneur élevée en silice et en alumine des cendres<sup>49</sup>. Le rapport ne donne pas les résultats de cette expérience.

La possibilité de mélanger les eaux de transport des cendres volantes aux eaux de drainage du parc à charbon a également été étudiée. La figure 14 illustre la courbe de titrage pour une boue liquide de cendres volantes alcalines avec les eaux de drainage du parc à charbon, tandis que la figure 15 donne la même courbe de titrage pour une boue liquide de cendres volantes neutres<sup>14</sup>. La combinaison des eaux alcalines ou neutres à un dosage volumétrique adéquat permet, en principe, de contrôler le pH des eaux usées ainsi obtenues. Dans la pratique, il peut être difficile de maintenir le dosage approprié des deux espèces d'eaux usées étant donné que les eaux de transport des cendres volantes forment un effluent continu tandis que les eaux de ruissellement du parc à charbon sont intermittentes. De plus, comme le démontrent les figures, le pH final du mélange dépend également de la concentration des cendres volantes dans la boue liquide.

La figure 16 indique le rapport entre les concentrations de métaux dissous et le pH dans les eaux de ruissellement du parc à charbon. On a tenu compte de l'effet de la dilution dans le calcul de la concentration des métaux dissous. On a trouvé que le principal mécanisme d'élimination des métaux était leur précipitation sous forme d'hydroxydes

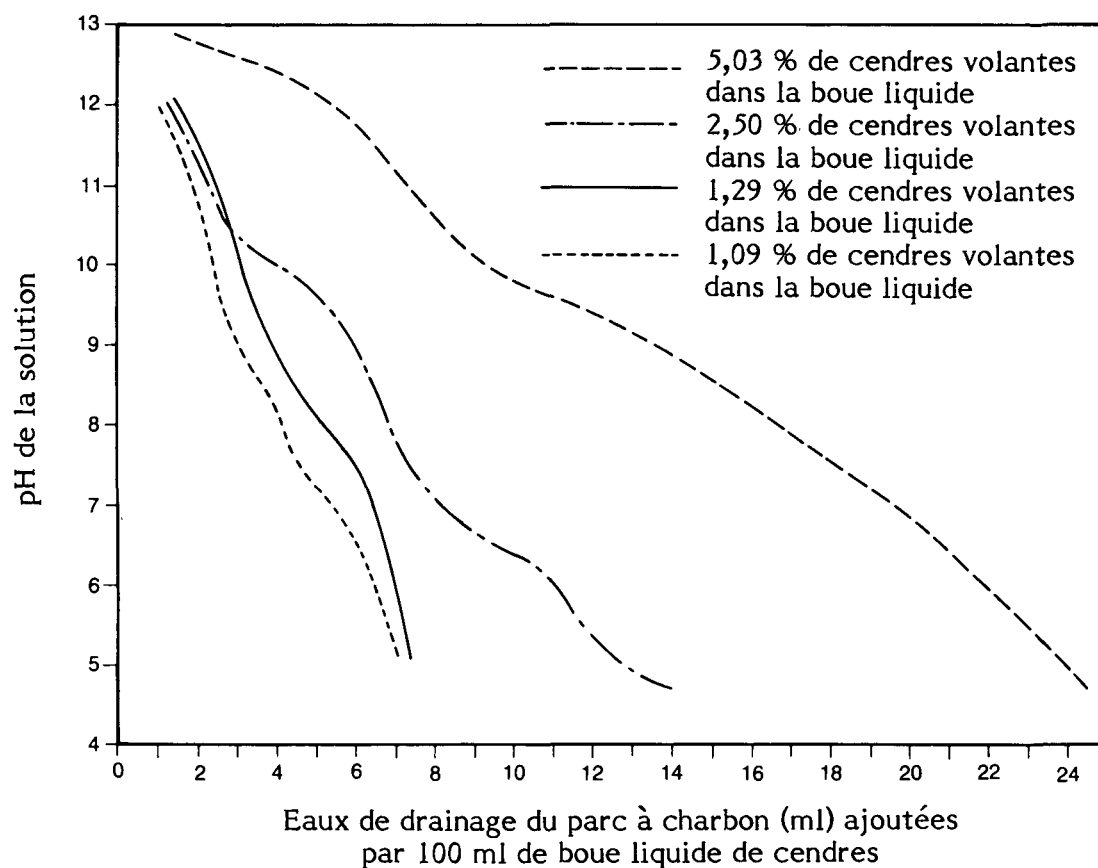


FIGURE 14 COURBES DE TITRAGE DE LA BOUE LIQUIDE ALCALINE DE CENDRES VOLANTES ET DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON<sup>14</sup>

métalliques. L'importance de cette figure réside dans le fait qu'elle montre que les métaux à l'état de traces comme le cuivre, le fer, le manganèse, le nickel et le zinc dans les eaux de drainage du parc à charbon peuvent être éliminés de façon efficace dans des solutions alcalines de cendres à des pH optimaux<sup>14</sup>.

Les auteurs supposent que d'autres métaux à l'état de traces, dont la teneur est significative dans les eaux de drainage des parcs à charbon, comme le béryllium, le cadmium et le chrome, peuvent également être éliminés à des pH optimaux. On peut sélectionner ces derniers en utilisant un bassin de cendres alcalines, en contrôlant la concentration des cendres dans le canal de transport, en maintenant un dosage volumétrique approprié entre les eaux de drainage du parc à charbon et les eaux de transport des cendres, ou en choisissant un temps de séjour adéquat dans le bassin de



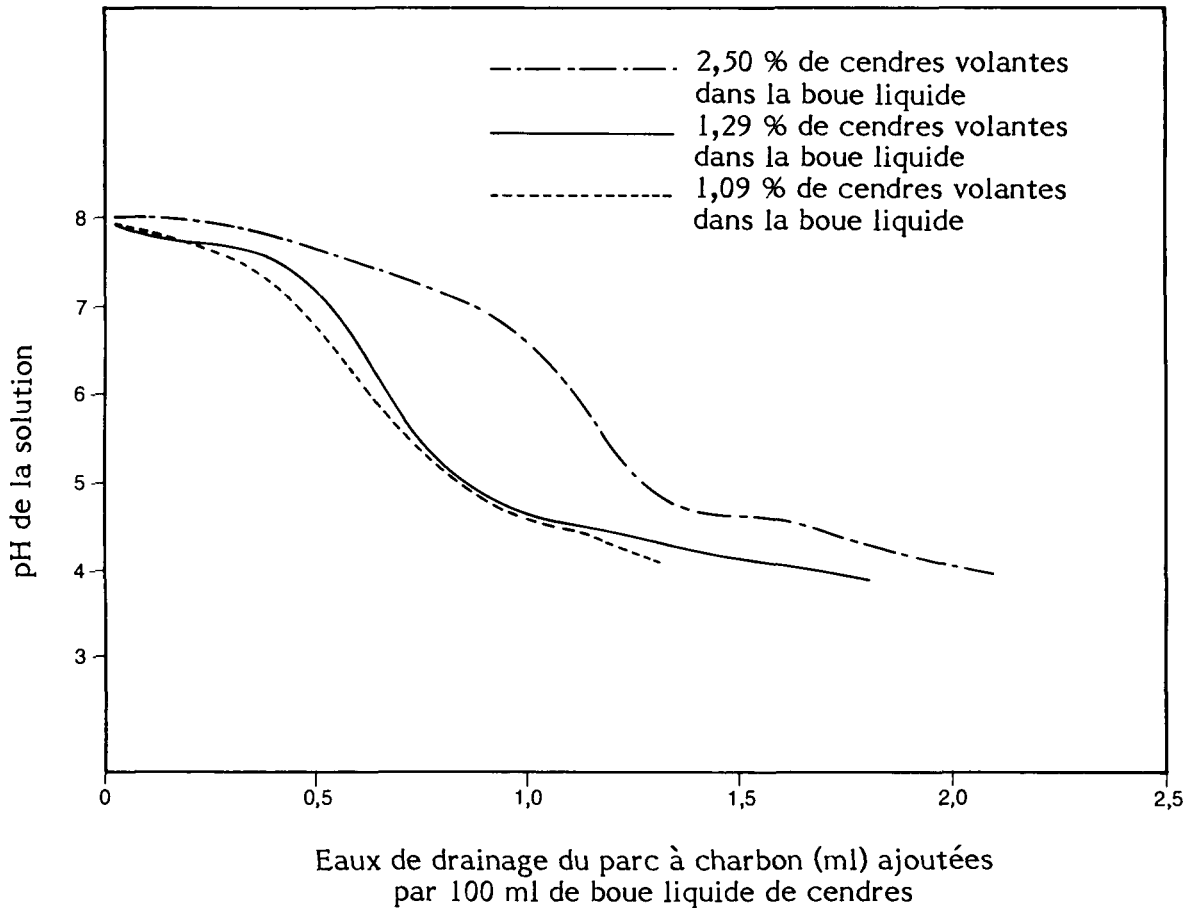


FIGURE 15 COURBES DE TITRAGE DE LA BOUE LIQUIDE NEUTRE DE CENDRES VOLANTES ET DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON<sup>14</sup>

cendres. Les concentrations de certains métaux à l'état de traces comme l'arsenic et le sélénium ne dépendent pas du pH. Leur élimination par coprécipitation et adsorption dans le bassin de cendres n'est pas très bien comprise<sup>14</sup>.

L'effet du temps de séjour a également été évalué dans cette étude étant donné que le pH du mélange d'eau de drainage du parc à charbon et d'eau de transport changeait avec le temps. Des essais ont indiqué qu'il fallait environ 28 heures pour faire passer le pH d'une solution de 4,35 à 7. Cet intervalle est dû au fait que les oxydes métalliques alcalins se dissolvent continuellement de la cendre et que le CO<sub>2</sub> de l'air entre dans la solution. Le pH ne peut changer si les cendres volantes ne contiennent pas d'hydroxydes métalliques alcalins qui donnent des ions hydroxyde à la solution.

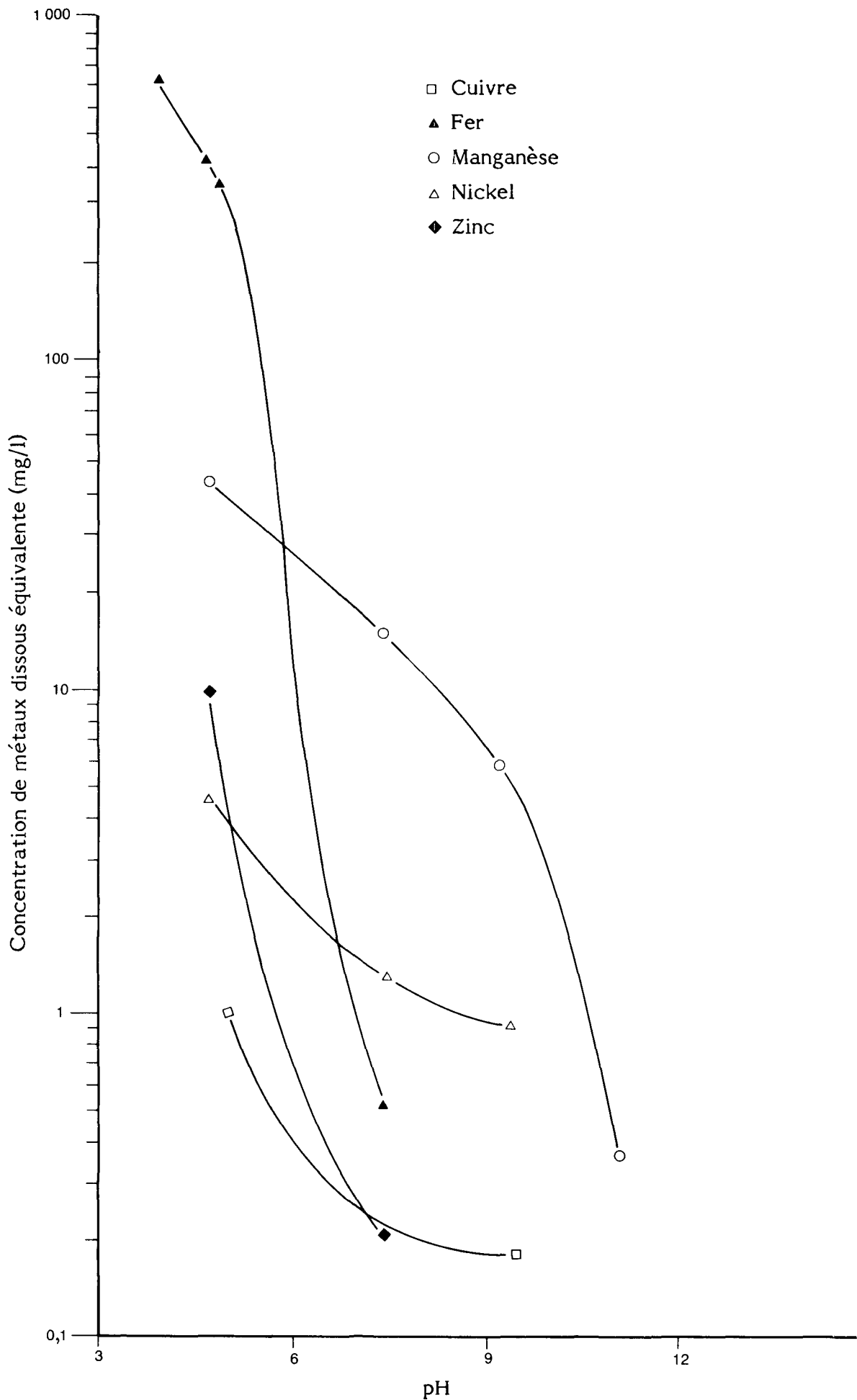


FIGURE 16 ÉQUIVALENT pH DE LA CONCENTRATION DE MÉTAUX DISSOUS<sup>14</sup>

Le traitement des eaux de drainage des parcs à charbon par mélange avec le liquide surnageant du bassin des cendres volantes a fait l'objet d'un rapport de Weeter<sup>29</sup>, qui signale que cette technique est très efficace pour résoudre les problèmes causés par le pH, le fer total et les matières totales en suspension. Les métaux lourds et les substances organiques n'ont toutefois pas été étudiés.

## **6.2 Faisabilité du mélange des eaux de drainage du parc à charbon avec l'eau de transport des cendres dans une centrale canadienne**

Il peut être possible, dans certains cas, de mélanger les eaux de drainage du parc à charbon avec les eaux de transport des cendres pour éliminer le problème des eaux de drainage acides et, du coup, la nécessité d'aménager une station de traitement pour ces eaux. Dans d'autres cas, on pourrait utiliser les eaux de transport des cendres pour aider à la neutralisation des eaux de drainage du parc à charbon et réduire la quantité de produits chimiques requis pour l'ajustement du pH.

Le mélange des eaux de drainage du parc à charbon avec la boue liquide des cendres a été évalué à l'aide de boue liquide de cendres de fond et de cendres volantes et d'eaux de drainage du parc à charbon à la centrale de Lakeview. On a préparé les boues liquides en mélangeant des cendres volantes et des cendres de fond avec de l'eau désionisée pour produire 0,5, 1 et 2 p. 100 en poids de boue liquide de cendres volantes et 2, 5 et 10 p. 100 en poids de boue liquide de cendres de fond.

La figure 17 donne la courbe de titrage pour les boues liquides des cendres de fond et la figure 18, la courbe de titrage pour les boues liquides des cendres volantes. En raison de la nature acide des eaux de drainage du parc à charbon, celles-ci pouvaient être ajoutées aux boues liquides alcalines des cendres volantes et des cendres de fond pour produire un mélange de pH neutre. Par exemple, 15 ml d'eaux de drainage pouvaient être ajoutés à 100 ml d'un mélange d'eau de boue liquide de cendres volantes à 2 p. 100 pour produire un mélange de pH 7. Ainsi, un dosage de 15/100 d'eaux de drainage et de boue liquide de cendres volantes à 2 p. 100 pourrait être utilisé pour produire un mélange neutre. Des résultats semblables pourraient être atteints avec des boues liquides de cendres de fond, mais on a déterminé que, dans ce cas, le rapport entre les eaux de drainage et la boue liquide de cendres de fond à 2 p. 100 serait de 2,5/100.

Le tableau 56 indique l'effet sur les teneurs en métaux du mélange des eaux de drainage du parc à charbon avec des eaux simulées de transport de cendres de la centrale de Lakeview. Les eaux simulées de transport des cendres volantes ont été préparées en mélangeant 1 g de cendres volantes à 100 ml d'eau désionisée; à ces eaux 8 ml d'eaux de

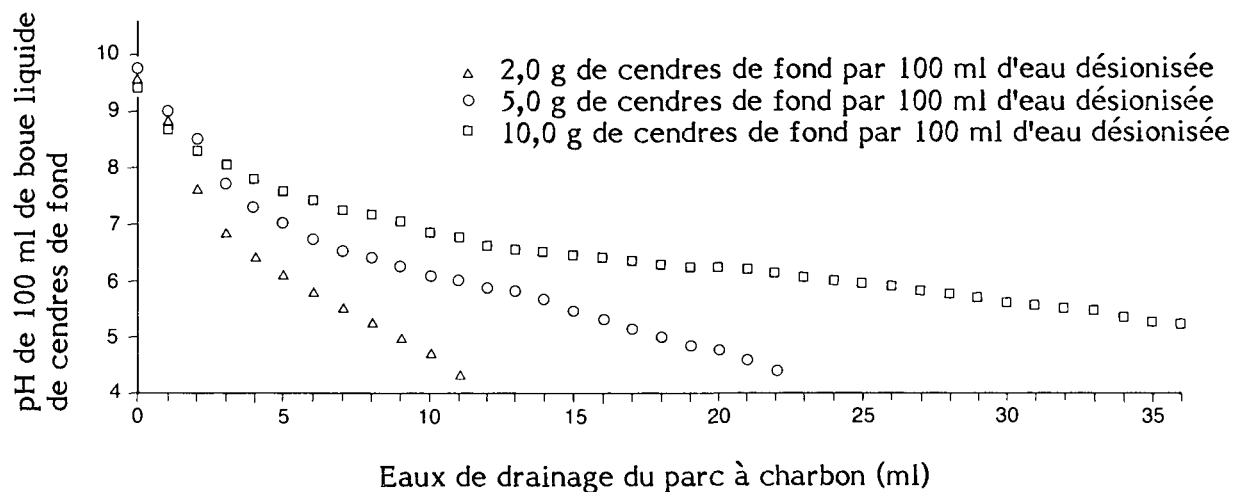


FIGURE 17 COURBE DE TITRAGE DE LA BOUE LIQUIDE DE CENDRES DE FOND ET DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LAKEVIEW

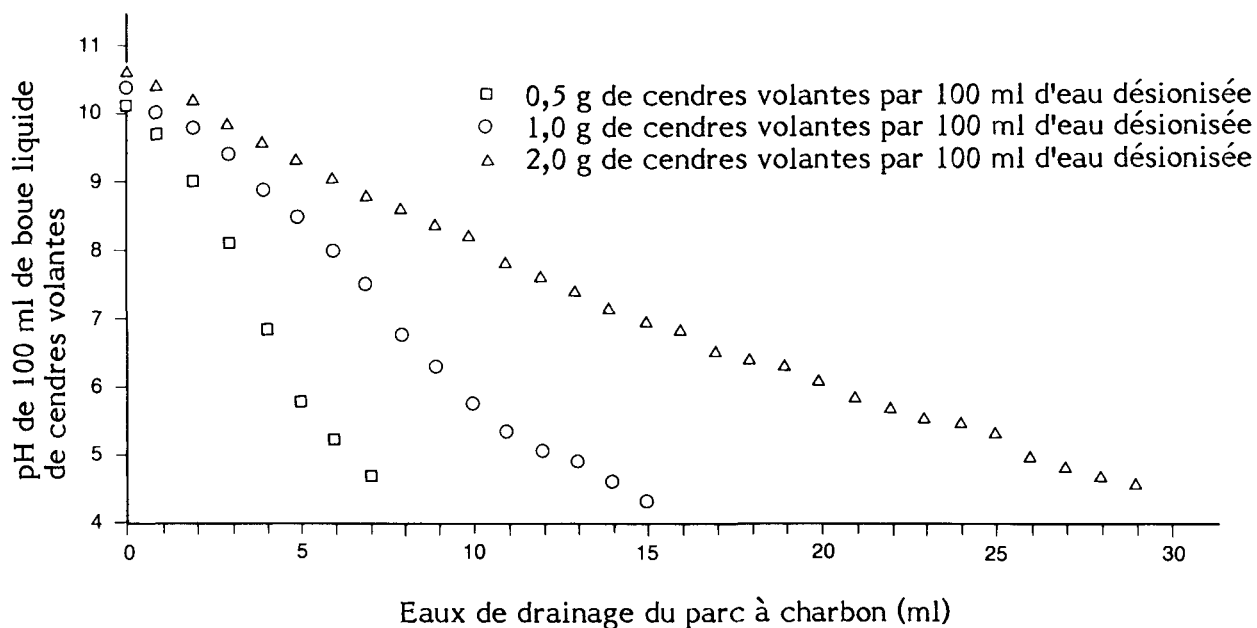


FIGURE 18 COURBE DE TITRAGE DE LA BOUE LIQUIDE DE CENDRES VOLANTES ET DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON: CENTRALE DE LAKEVIEW

drainage ont été ajoutés pour obtenir un mélange d'un pH de 6,9 après une décantation de 30 minutes. En plus de la neutralisation des eaux de drainage, le mélange a permis une certaine élimination des métaux, notamment environ 17 p. 100 du cuivre, 69 p. 100 du fer et 38 p. 100 du zinc.

Une expérience similaire a été faite à l'aide de 5 g de cendres de fond dans 100 ml d'eau désionisée pour préparer une boue liquide simulée de cendres de fond. Les résultats de l'addition de 8 ml d'eaux de drainage figurent également au tableau 56. Le pH des eaux mélangées était de 7. Outre la neutralisation des eaux de drainage, il y a eu réduction de 60 p. 100 de la concentration du cuivre, 56 p. 100 de celle du fer et 36 p. 100 de celle du zinc.

On a également étudié le mélange des eaux de transport des cendres volantes et des cendres de fond avec les eaux de drainage du parc à charbon de la centrale de Lingan. Cependant, étant donné que les eaux de transport des cendres de fond avaient un pH de 3,5 et que celles des cendres volantes avaient un pH de 3,2, la neutralisation par mélange avec les eaux de drainage s'est révélée impossible.

Ces expériences confirment les travaux de Cox et coll.<sup>14</sup> aux États-Unis. Lorsque des eaux alcalines sont formées par le transport hydraulique des cendres de fond ou des cendres volantes, on peut y ajouter des eaux de drainage acides du parc à charbon pour produire un mélange de pH neutre. Il faut cependant un dosage plus élevé d'eaux de drainage pour les eaux de transport des cendres volantes parce que celles-ci ont tendance à être plus alcalines que les eaux de transport des cendres de fond.

TABLEAU 56 EFFET DU MÉLANGE DES EAUX DE DRAINAGE DU PARC À CHARBON  
ET D'EAUX SIMULÉES DE TRANSPORT DES CENDRES: CENTRALE DE LAKEVIEW

Paramètre	Cendres volantes					Cendres de fond				
	Eaux de drainage non traitées	Eaux de transport simulées <sup>a</sup>	Mélange non décanté <sup>b</sup>	Mélange décanté <sup>c</sup>	Élimination (%)	Eaux de drainage non traitées	Eaux de transport simulées <sup>d</sup>	Mélange non décanté <sup>e</sup>	Mélange décanté <sup>f</sup>	Élimination (%)
pH	2,8	10,5		6,9		2,8	9,6		7,0	
Chrome	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	
Cuivre	0,41	0,03	0,06	0,05	17	0,41	0,02	0,05	0,02	60
Fer	49	2,52	5,96	1,82	69	49	1,26	4,8	2,1	56
Nickel	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1		0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
Zinc	0,81	0,11	0,16	0,10	38	0,81	0,06	0,11	0,07	36

Note: Toutes les valeurs sont en mg/l sauf pour le pH.

<sup>a</sup>1g de cendres volantes par 100 ml d'eau désionisée.

<sup>b</sup>1g de cendres volantes par 100 ml d'eau désionisée et 8 ml d'eaux de drainage.

<sup>c</sup>1g de cendres volantes par 100 ml d'eau désionisée et 8 ml d'eaux de drainage après 30 minutes de décantation.

<sup>d</sup>5g de cendres de fond par 100 ml d'eau désionisée.

<sup>e</sup>5g de cendres de fond par 100 ml d'eau désionisée et 8 ml d'eaux de drainage.

<sup>f</sup>5g de cendres de fond par 100 ml d'eau désionisée et 8 ml d'eaux de drainage après 30 minutes de décantation.

## 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'objectif principal de cette étude consistait à analyser les caractéristiques et les modes de traitement des eaux de drainage des parcs à charbon dans les centrales canadiennes et des parcs à coke dans les aciéries canadiennes. Après une revue complète de la documentation technique, un échantillonnage sélectif sur le terrain, un programme d'analyse complet et des études de traitement en laboratoire, il nous est possible de formuler un certain nombre de conclusions et de recommandations.

### 7.1 Conclusions

- 1) Les eaux de drainage des parcs à charbon des centrales canadiennes qui ont été échantillonnées au cours de l'étude ne satisferaient pas aux critères d'effluent adoptés dans notre analyse si elles étaient rejetées dans l'environnement sans traitement préalable.
- 2) Les échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon des centrales de l'est du Canada sont fortement acides et ont des teneurs excessives en fer dissous et autres métaux.
- 3) Les échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon des centrales de l'ouest du Canada ont un pH plus neutre mais ont également des teneurs excessives en métaux dissous et ont tendance à contenir plus de matières en suspension, principalement des fines lessivées des parcs à charbon.
- 4) Les échantillons d'eaux de drainage des parcs à coke des aciéries canadiennes prélevés dans le cadre de l'étude étaient légèrement alcalins et avaient généralement des teneurs en substances inorganiques et en polluants organiques sensiblement inférieures à celles des échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon.
- 5) Les analyses faites dans le cadre de l'étude indiquent que des quantités mesurables de substances organiques à l'état de traces extractibles du groupe basique-neutre peuvent être présentes dans les eaux de drainage des parcs à charbon de l'Est et de l'Ouest et, dans une moindre mesure, dans les eaux de drainage des parcs à coke. Cependant, d'autres études et certaines améliorations des techniques d'analyse sont nécessaires pour confirmer la présence de ces composés organiques.

- 6) Les échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon prélevés dans le cadre de l'étude ont pu satisfaire aux critères d'effluent adoptés, après application de techniques de traitement physico-chimique relativement simples.
- 7) D'après les essais faits sur un échantillon d'eaux de drainage d'un parc à charbon de l'Est, le traitement le plus économique consiste en un ajustement du pH à l'aide de chaux et en l'addition d'un polyélectrolyte anionique comme adjuvant de coagulation. }
- 8) L'addition de chlorure de calcium ou de chaux à titre de coagulant primaire a constitué un traitement efficace des échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon de l'Ouest. Dans certains cas, un polyélectrolyte anionique était requis pour améliorer les propriétés de décantation des particules. Le traitement le plus économique dépend des caractéristiques de chaque type d'eaux de drainage de parc à charbon.
- 9) Les données ont permis de détecter de plus fortes teneurs en substances extractibles du groupe basique-neutre, et principalement en phtalates, dans les eaux traitées que dans les échantillons bruts. Il est possible que cette augmentation soit due à la méthode de traitement appliquée aux échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon, à la pollution des échantillons, aux méthodes d'analyse ou à d'autres facteurs.
- 10) Les études en laboratoire indiquent que dans les cas où des eaux de drainage acides des parcs à charbon et des eaux alcalines de transport des cendres sont présentes dans une centrale, les deux types d'eaux usées peuvent être combinés pour produire un mélange de pH neutre. La mise à l'essai de cette méthode a permis de réduire la teneur en métaux dissous des eaux. Malgré les problèmes de fonctionnement associés à un tel procédé d'élimination, il semble que ce soit une solution de rechange possible au traitement classique et au rejet des eaux de drainage des parcs à charbon.

## 7.2 Recommandations

Voici la recommandation que nous formulons à la suite de l'étude:

- Il est possible d'atténuer significativement les effets adverses du rejet sans traitement des eaux de drainage des parcs à charbon sur le milieu récepteur en faisant appel à des méthodes de traitement techniquement applicables; on



a démontré l'existence de méthodes réalisables d'élimination des eaux de drainage par mélange à d'autres eaux usées et il est possible de réutiliser directement l'effluent pour abattre la poussière dans le parc à charbon. Cependant, les méthodes de traitement physico-chimique utilisées dans le cadre de l'étude ne permettaient pas de réduire significativement les teneurs en éléments non amphotères comme l'arsenic et le bore. Il faut donc travailler à la définition et à l'optimisation de la technique de traitement en vue d'éliminer les éléments de cette nature dans les eaux de drainage des parcs à charbon.

Au cours de l'étude, nous avons repéré plusieurs sujets d'importance que notre mandat ne nous permettait pas d'examiner. Ce sont les suivants:

- Les volumes d'eaux de drainage des parcs à charbon n'ont pas été évalués. On présume cependant qu'ils varient d'un endroit à l'autre en fonction de l'importance du stock, du type de charbon, du mode de gestion du parc et des conditions atmosphériques. Il faudra quantifier ces eaux de drainage pour pouvoir évaluer les charges massiques de rejet et leur importance à chaque emplacement.
- Il faudrait étudier le comportement du charbon stocké en hiver et au cours du dégel printanier pour mieux comprendre les changements saisonniers dans les eaux de drainage.
- L'utilisation du lignite pour produire de l'électricité augmentera vraisemblablement au Canada au cours des années à venir. Nous n'avons au cours de l'étude analysé aucun échantillon d'eaux de drainage de lignite. On sait que ce type de charbon contient des concentrations relativement élevées de bore et d'autres éléments. Bien que le lignite soit appelé à servir principalement dans les régions sèches du Canada, il est possible qu'il produise des eaux de ruissellement fortement polluées au printemps. Il faudrait donc étudier cette question et définir des méthodes de traitement adéquates.
- La documentation indique que le charbon contient des substances radioactives. Il faudrait exercer un contrôle sur les parcs à charbon au Canada pour y détecter les radionuclides et évaluer leur présence dans les eaux de drainage.

Outre ces questions directement liées à l'étude, nous avons déterminé l'existence de deux types de problèmes nécessitant une attention particulière:

- Les méthodes d'analyse utilisées pour déterminer la présence de substances organiques à l'état de traces considérées comme prioritaires par l'Environmental Protection Agency des États-Unis, semblent présenter des lacunes relativement à la quantification de plusieurs composés, principalement les nitrophénols du groupe acide. Il faudrait donc procéder à d'autres prélèvements et analyses d'échantillons pour vérifier les données existantes et élaborer de meilleures méthodes d'analyse des polluants organiques dans ce type d'eaux usées.
- Nos données indiquent que les concentrations de certaines substances extractibles du groupe basique-neutre, et principalement des phtalates, sont plus fortes dans certains échantillons traités que dans les échantillons bruts. Il faudrait mener les études plus poussées pour confirmer la présence de ces substances et déterminer si l'augmentation des concentrations de certaines substances organiques à l'état de traces est attribuable à la méthode de traitement.

## BIBLIOGRAPHIE

1. Dearborn Environmental Consulting Services, "Analysis of Steam Electric Generating Station Inventory Data", Approvisionnement et Services Canada, dossier n° 02SZ.KE 204-7-0169, 30 mars 1978.
2. Saskatchewan Power Corporation, Study of Potential Uses of Ash from Fossil-Fueled Generating Stations, rapport de R&D de la SPC n° 4469-1979, août 1980.
3. Wilson, H.S., "An Update on Coal Storage Technology", Combustion, 47(2): 33-36, août 1975.
4. Anon., "Storage of Coal in Poland", Colliery Guardian, 209(5399): 491-2, 9 octobre 1964.
5. Lowthian, W.E., "Pit and Berm Coal Storage", dans: Proceedings of the 33rd Industrial Waste Conference, Université Purdue, Lafayette (Indiana): 526-539, mai 1978.
6. Hodges, D.J. et B. Acherjee, "A Microcalorimetric Study of the Influence of Moisture on the Spontaneous Heating of Coal", The Mining Engineer, 126: 121-131, novembre 1966.
7. Berkowitz, N. et H.G. Schein, "Heats of Wetting and the Spontaneous Ignition of Coal", Fuel, 30(4): 94-96, 1951.
8. Hodges, D.J. et F.B. Hinsley, "The Influence of the Spontaneous Heating of Coal", the Mining Engineer, 123: 221-224, janvier 1964.
9. Guney, M., Hodges, D.J. et F.B. Hinsley, "An Investigation of the Spontaneous Heating of Coal and Gaseous Products", The Mining Engineer, 110: 67-84, novembre 1969.
10. National Coal Association, "Coal Storage Methods", Fuel Eng. Data, National Coal Association, Washington (D.C.), 1972.
11. Nichols, C.R., Development Document for Effluent Limitation Guidelines and New Source Performance Standards for the Steam Electric Power Generating Point Source Category, EPA 440/1-74-029a, U.S. Environmental Protection Agency, Washington (D.C.), octobre 1974.
12. Featherby, S.F. et D.J.R. Dodd, "Control of Air and Water Contaminants from Coal Piles", rapport présenté à la Convention du printemps de l'ASCE, Dallas (Texas), 28 avril 1977.
13. Booth, M.R., Whitman, W.H. et N. Krishnamurthy, "Coal Dust Management at Nanticoke T.G.S.", Hydro-Ontario, dossier TG-07112, 26 septembre 1979.
14. Cox, D.B., Chu, T-Y. J. et R.J. Ruane, Characterization of Coal Pile Drainage, EPA-600/7-79-051, U.S. Environmental Protection Agency, Research Centre, Triangle Park (N.C.), février 1979.

15. U.S. Federal Water Quality Administration, Oxygenation of Ferrous Iron, U.S. Government Printing Office, Washington (D.C.), 1970.
16. Lanworthy, T.A., "Microbial Life in Extreme pH Values", dans: Microbial Life in Extreme Environments, Kushner, D.J. (dir. publ.), Academic Press, Londres, 1978.
17. Singer, P.C. et W. Stumm, "Acid Mine Drainage: The Rate Determining Step", Science, 167: 1121-1123, 1970.
18. Silverman, M.P., Ragoff, M.H. et I. Wender, "Removal of Pyrite Sulfur from Coal by Bacterial Action", Fuel, 42: 113, 1963.
19. Walsh, F., "Biological Control of Mine Drainage", dans: Water Pollution Microbiology, Volume 2. Mitchell, R. (dir. publ.), John Wiley and Sons, New York, 1978.
20. Lauer, G.J., Waller, W.T. et G.R. Lanza, "Interfaces of Steam Electric Power Plants with Aquatic Ecosystems", Env. Letters, 9(4): 405-430, 1975.
21. Wachter, R.A. et T.R. Blackwood, Source Assessment: Water Pollutants from Coal Storage Areas, EPA/600/2-78/004M, U.S. Environmental Protection Agency, Washington (D.C.), mai 1978.
22. Metry, A.A., "Treatability and Treatment of Leachate and Contaminated Run-Off Waters from a Coal Transshipment Facility", dans Proceedings of the 30th Industrial Waste Conference, Université Purdue, Lafayette (Indiana): 198-206, mai 1975.
23. Boston, C.R. et W.J. Boegly Jr., Leaching Studies on Coal and Coal Conversion Wastes, Oak Ridge National Laboratory, CONF-790571-1, 1978.
24. Brookman, G.T., Binder, J.J. et W.A. Wade, "Measurement and Modeling of Storm Water Runoff from Coal Storage Piles and the Impact on Receiving Waters", Symposium on Coal Mine Drainage Research 7: 194-222, 1977.
25. Ferraro, F.A., "Treatment of Precipitation Runoff from Coal Storage Piles", Third Symposium on Coal Preparation, Louisville, (Kentucky): 243-251, 1977.
26. Chu, T-Y. J., Ruane, R.J. et G.R. Steiner, "Characteristics of Wastewater Discharges from Coal Fired Power Plants", dans: Proceedings of the 31st Industrial Waste Conference, Université Purdue, Lafayette, (Indiana): 690-712, mai 1976.
27. Anderson, W.C. et M.P. Youngstrom, "Coal Pile Leachate - Quantity and Quality Characteristics", J. Env. Eng. Div. ASCE, 102 (EE6): 1239-1253, décembre 1976.
28. Rice, J.K. et S.D. Strauss, "How Evolving Legislation Limits Pollutants. Wastewater Pollution Control", Power, 121(4): S2-S9, avril 1977.
29. Weeter, D.W., "Coal Pile Water Quality Management - Results of a National Survey", dans: Proceedings of the 33rd Industrial Waste Conference, Université Purdue, Lafayette, (Indiana): 302-307, 1978.

30. McFall, R.L., "Coal Pile Leachate - Quality and Quantity Characteristics", ASCE J. Sanit. Eng. Div., 103 (EE4): 760, 1977.
31. McKee, J.E. et H.W. Wolf, Water Quality Criteria, The Resources Agency of California State Water Resources Control Board Publication 3-A, juillet 1978.
32. Morasiewicz, J.W., Stodola, J. et W. Landolt, Nanticoke Generating Station Ash Lagoon Study, 1<sup>re</sup> et 2<sup>e</sup> parties, CTS-NA59-25200-1, septembre, 1976.
33. Matsugu, R.S., Lakeview Generating Station Coal Pile Drainage, Hydro-Ontario, Division de la recherche, rapport 76-171-H, 13 avril 1976.
34. Dodd, D.J.R., Lakeview Generating Station Coal Pile Drainage Study - Phase II, Hydro-Ontario, Division de la recherche, rapport 77-330-K, 2 août 1977.
35. Brookman, G.T. Middlesworth, B.C. et J.A. Ripp, Assessment of Surface Runoff from Iron and Steel Mills, EPA 600/2079-046, U.S. Environmental Protection Agency, Research Centre, Triangle Park, (N.C.), février 1979.
36. Curtis, K.E., Trace Element Emissions from the Coal-Fired Generating Stations of Ontario Hydro, rapport n<sup>o</sup> 77-156-K, Division de la recherche, Hydro-Ontario, 7 avril 1977.
37. Anon., Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes, EPA-625/6-74-003a, Environmental Monitoring and Support Laboratory, Environmental Research Center, Cincinnati, (Ohio), 1976.
38. Franson, M.A. (dir. publ.), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14<sup>e</sup> édition, American Public Health Association, Washington (D.C.), 1975.
39. Anon., "Guidelines Establishing Test Procedures for the Analysis of Pollutants; Proposed Regulations", Federal Register 44(233): 69464-69575, lundi 3 décembre 1979.
40. Brenman, J.E., "Treatment of Liquid Wastes from Fossil Fuel Power Plants", AICHE Symposium Series, 178: 102-108, 1978.
41. Kaneletz, M. et J.J. Hess, "Treatment System is Innovative for Coal Storage Facility", Water and Wastes Engineering, 14(5): 28-32, mai 1977.
42. Anderson, W.C., "System Treats Coal Pile Leachate and Municipal Wastewater Together", Water and Wastes Engineering, 15(3): 28-31, mars 1978.
43. McCormick, B.J., "Lime Neutralization of Coal Pile Drainage", présenté à la 58th CIC Conference, Toronto, (Ontario), 27 mai 1975.
44. Browne, F.X. et D. Wyness, "Power Plant Wastewater Treatment Design and Operation", dans Proceedings of the 32nd Industrial Waste Conference, Université Purdue, Lafayette, (Indiana): 968-980, mai 1977.

45. Anon., "Standard Recommended Practice for Coagulation-Flocculation for Test of Water, D 2035-74", dans 1980 Annual Book of ASTM Standards, Part 31 Water, American Society for Testing and Materials, Philadelphie (Pa.).
46. Castle, D.M., Schaffer, R.B. et J. Lum, Development Document for Proposed Effluent Limitation Guidelines, New Source Performance Standards and Pretreatment Standards for the Steam Electric Point Source Category, EPA 440/1-80/029-6, U.S. Environmental Protection Agency, septembre 1980.
47. Printz, J., "Power Plant Wastewater Management - Aiming at a Moving Target", présenté à l'American Power Conference, Chicago, (Illinois), avril 1980.
48. Breland, E.D., "Water Treatment in the Power Generation Industry", National Engineer 82(2): 3-5, février 1978.
49. Gangoli, N., Markey, D.C. et G. Thedos, "Removal of Heavy Metals Ions from Aqueous Solutions with Fly Ash", dans: Proceedings of the 2nd National Conference on Complete Water Reuse, Chicago, (Illinois), 1975.

**ANNEXE I**

**POLLUANTS ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES FIGURANT SUR  
LA LISTE DES PRINCIPAUX POLLUANTS DE L'EPA**





## ANNEXE I POLLUANTS ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES FIGURANT SUR LA LISTE DES PRINCIPAUX POLLUANTS DE L'EPA

On trouvera ci-dessous une nomenclature des polluants organiques à l'état de traces figurant sur la liste des polluants désignés comme prioritaires par l'Environmental Protection Agency des États-Unis, ainsi que la limite de détection applicable à chacun<sup>39</sup>.

### GROUPE ACIDE (Limite de détection de 25 µg/l sauf indication contraire):

p-chloro-m-crésol	2,4-dinitrophénol (250 µg/l)
2-chlorophénol	2-nitrophénol
2,4-dichlorophénol	4-nitrophénol
2,4-diméthylphénol	Pentachlorophénol
4,6-diméthylphénol	Phénol
4,6-dinitro-o-crésol	2,4,6-trichlorophénol

### GROUPE BASIQUE-NEUTRE (Limite de détection de 10 µg/l):

#### Aromatiques polynucléaires:

Acénaphthène	Chrysène
Acénaphthylène	Dibenzo (ah) anthracène
Anthracène	Fluoranthène
Benzo (a) anthracène	Fluorène
Benzo (b) fluoranthène et (ou)	Indéno (1, 1 2-cd) pyrène
Benzo (k) fluoranthène	Naphthalène
Benzo (ghi) pérylène	Phénanthrène
Benzo (a) pyrène	Pyrène

#### Benzènes chlorés:

1,2-dichlorobenzène	1,2,4-trichlorobenzène
1,3-dichlorobenzène	Hexachlorobenzène
1,4-dichlorobenzène	

Nitrosamines:

N-nitrosodiméthylamine

N-nitrosodiphénylamine

N-nitrosodi-n-propylamine

Phtalates:

Butylbenzylphtalate

Di-n-butylphtalate

Diéthylphtalate

Diméthylphtalate

Di-n-octylphtalate

Bis-(2-éthylhexyl)phtalate

Haloéthers:

4-bromophénylphényléther

Bis (2-chloroéthoxy)méthane

Bis (2-chloroéthyl)éther

Bis (2-chloroisopropyl)éther

4-chlorophénylphényléther

Autres composés:

Benzidine

2-chloronaphthalène

3,3'-dichlorobenzidine

2,4-dinitrotoluène

2,6-dinitrotoluène

1,2-diphénylhydrazine

Hexachlorobutadiène

Hexachlorocyclopentadiène

Hexachloroéthane

Isophorone

Nitrobenzène

## GROUPE DES PESTICIDES (Limite de détection de 10 µg/l):

Aldrine

Alpha-BHC

Bêta-BHC

Gamma-BHC (Lindane)

Delta-BHC

Chlordane

4,4'-DDD

4,4'-DDT

Alpha-endosulfane

Sulfate d'endosulfane

Endrine

Endrinaldéhyde

Heptachlore

Heptachlore époxyde

PCB

Toxaphène

Dieldrine

4,4'-DDE



**ANNEXE II**  
**DONNÉES SUR LES PRÉCIPITATIONS ET LES TEMPÉRATURES**



## ANNEXE II DONNÉES SUR LES PRÉCIPITATIONS ET LES TEMPÉRATURES

Nous présentons ici les données sur les précipitations et les températures pour le mois précédant le prélèvement à chaque point d'échantillonnage. Dans les cas où les données météorologiques n'étaient pas disponibles sur le lieu même de l'échantillonnage, nous fournissons les données de la station météorologique la plus proche.

<u>Lieu d'échantillonnage</u>	<u>Date d'échantillonnage</u>	<u>Données météorologiques</u>
Centrale de Lingan	22 juillet 1980	Sydney (N.-É.)
Centrale de Lingan	19 août 1980	Sydney (N.-É.)
Centrale de Dalhousie	13 août 1980	Charlo (N.-B.)
Centrale de Lakeview	29 juillet 1980	Station d'épuration de Lakeview, Mississauga (Ont.)
Centrale de Lakeview	2 septembre 1980	Station d'épuration de Lakeview, Mississauga (Ont.)
Algoma Steel Ltd.	29 juillet 1980	Sault-Sainte-Marie (Ont.)
Stelco Canada	13 septembre 1980	Texaco Nanticoke (Ont.)
Centrale de Battle River	7 août 1980	Station météorologique sur place
Centrale de Milner	8 août 1980	Station météorologique sur place

TABLEAU II-1 CENTRALE DE LINGAN, SYDNEY (N.-É.), JUIN 1980\*

Date	Température (°C)			Humidité relative (%)		Précipitations (mm)	Vent moyen (km/h)
	Max.	Min.	Moyenne	Max.	Min.		
1	19,4	9,2	14,3	100	62	3,6	23,3 SSO
2	18,6	4,8	11,7	100	68	0,8	23,5 N
3	8,1	0,7	4,4	93	71	0,2	21,1 N
4	9,8	0,7	5,3	100	66		10,8 N
5	7,7	5,0	6,4	100	81	0,2	19,3 N
6	8,5	4,3	6,4	93	81		31,1 N
7	12,3	4,4	8,4	93	62	TR	17,8 N
8	22,6	5,6	14,1	100	35	6,4	23,0 S
9	18,6	3,1	10,9	100	59	7,2	27,6 SSO
10	14,2	2,4	8,3	100	44		25,0 S
11	19,7	6,5	13,1	100	37	0,8	21,2 SO
12	17,4	6,6	12,0	87	39	TR	16,8 O
13	22,3	5,9	14,1	87	33		21,5 SO
14	25,7	9,7	17,7	94	33		29,4 SSO
15	19,5	10,5	15,0	100	88	12,2	17,3 S
16	17,1	5,4	11,3	100	71	1,0	26,9 O
17	16,2	3,8	10,0	87	41		13,1 O
18	16,2	1,6	8,9	87	48		14,7 SE
19	17,7	5,4	11,6	100	46	5,0	17,3 SSO
20	15,2	6,4	10,8	100	71	4,2	18,0 N
21	16,0	6,4	11,2	100	88	2,4	16,8 S
22	19,1	9,1	14,1	94	64		20,7 SO
23	21,0	8,0	14,5	100	60		7,3 SSO
24	27,2	8,5	17,9	93	42		12,8 SO
25	25,2	13,8	19,5	88	54	TR	10,4 SO
26	31,5	14,5	23,0	88	43		18,2 SSO
27	22,3	14,7	18,5	94	77	0,8	22,3 SSO
28	17,3	7,9	12,6	81	45	0,6	30,5 O
29	18,6	7,3	13,0	76	37		22,6 O
30	15,0	8,6	11,8	100	63	32,2	15,0 SO
Moyenne	18,0	6,7	12,4	94,5	57,0	77,6 (total)	19,9 SO

\* Les données proviennent du résumé météorologique mensuel de la station météorologique de Sydney "A" (N.-É.) du SEA d'Environnement Canada.

TABLEAU II-2 CENTRALE DE LINGAN, SYDNEY (N.-É.), JUILLET 1980\*

Date	Température (°C)			Humidité relative (%)		Précipitations (mm)	Vent moyen (km/h)
	Max.	Min.	Moyenne	Max.	Min.		
1	11,9	8,8	10,4	100	93	TR	17,0 NNO
2	14,8	10,0	12,4	94	72	1,8	10,6 SSE
3	20,8	12,3	16,6	100	64	0,8	18,0 SO
4	25,4	9,1	17,3	100	57		14,8 SO
5	24,2	8,3	16,3	100	29		10,6 S
6	16,2	9,3	12,8	100	87	5,4	12,2 SE
7	15,7	8,8	12,3	94	72	TR	23,0 SO
8	17,4	9,3	13,4	94	55	0,2	19,2 ONO
9	14,7	10,6	12,7	100	88	18,4	19,8 SE
10	16,7	8,2	12,5	100	72	0,4	15,3 O
11	18,5	7,7	13,1	100	72	0,4	14,8 SSE
12	13,4	10,9	12,2	100	94	5,0	15,0 ESE
13	21,0	11,1	16,1	100	53	36,6	16,9 ESE
14	19,0	10,8	14,9	100	64		15,6 O
15	23,6	10,9	17,3	100	56	0,8	20,8 SO
16	23,7	14,4	19,1	100	83	2,4	19,3 SO
17	24,9	14,1	19,5	100	73	7,2	12,6 S
18	20,1	10,6	15,4	100	88		13,6 SO
19	25,6	10,7	18,2	100	47		14,4 O
20	24,6	14,4	19,5	100	57	TR	14,2 SO
21	26,1	14,4	20,3	100	65		6,4 ESE
22	23,9	14,0	19,0	100	73	TR	10,5 S
23	27,9	14,6	21,3	100	66	0,2	20,1 O
24	24,4	14,0	19,2	100	69		9,0 SO
25	15,8	13,8	14,8	100	100	7,1	19,9 NNE
26	27,5	14,1	20,8	100	45		22,0 ONO
27	20,3	13,0	16,7	100	68		7,5 NE
28	27,3	11,6	19,5	100	58		8,2 S
29	26,7	14,5	20,6	100	57	1,8	15,0 S
30	23,7	18,4	21,1	100	83	3,0	26,2 S
31	27,8	15,1	21,5	100	62		19,6 SO
Moyenne	21,4	11,9	16,7	99,4	68,5	91,5 (total)	15,5 SO

\* Les données proviennent du résumé météorologique mensuel de la station météorologique de Sydney "A" (N.-É.) du SEA d'Environnement Canada.



TABLEAU II-3 CENTRALE DE LINGAN, SYDNEY (N.-É.), JUIN 1980\*

Date	Température (°C)			Humidité relative (%)		Précipitations (mm)	Vent moyen (km/h)
	Max.	Min.	Moyenne	Max.	Min.		
1	27,4	14,7	21,1	100	51		19,8 SO
2	28,5	15,9	22,2	100	45	1,2	10,5 SO
3	23,7	14,2	19,0	100	73	2,6	10,8 SSE
4	26,7	16,2	21,5	100	70	24,2	12,9 OSO
5	24,7	13,0	18,9	100	73	10,0	7,8 NE
6	21,1	13,3	17,2	100	68	0,4	8,2 N
7	19,0	15,4	17,2	100	94	3,6	13,0 SSE
8	26,3	17,5	21,9	100	61	2,4	14,6 OSO
9	24,0	16,0	20,0	100	65	1,8	14,1 SSO
10	20,2	13,5	16,9	94	68	0,4	27,3 SO
11	20,0	12,7	16,4	100	73		11,8 NO
12	22,3	12,4	17,4	100	64	26,0	15,1 SSO
13	16,7	14,0	15,4	100	94	1,8	18,3 ENE
14	19,0	12,7	15,9	94	68	0,2	17,0 NO
15	17,2	12,7	15,0	100	94	11,7	14,6 SSE
16	23,8	13,1	18,5	100	64	0,6	13,9 OSO
17	14,1	6,4	10,3	100	72	5,4	31,6 N
18	18,4	6,8	12,6	93	52		9,9 OSO
19	19,7	6,7	13,2	100	56		7,8 ESE
20	21,4	8,6	15,0	94	49		8,9 OSO
21	25,2	10,2	17,7	100	30		14,3 OSO
22	25,3	10,0	17,7	100	38		12,1 OSO
23	26,3	10,0	18,2	94	34		11,7 SO
24	21,2	12,8	17,0	88	68		23,3 N
25	17,4	9,6	13,5	94	68		21,0 N
26	20,9	7,0	14,0	100	56		5,8 S
27	22,8	13,0	17,9	100	78	0,4	10,8 SO
28	19,7	9,7	14,7	100	59	4,4	16,3 O
29	20,0	8,4	14,2	93	40		20,1 NO
30	20,5	7,3	13,9	93	46		13,7 OSO
31	23,3	9,5	16,4	100	69	0,2	22,5 SSO
Moyenne	21,8	11,7	16,8	98,0	62,6	97,3 (total)	14,8 OSO

\* Les données proviennent du résumé météorologique mensuel de la station météorologique de Sydney "A" (N.-É.) du SEA d'Environnement Canada.

TABLEAU II-4 CENTRALE DE DALHOUSIE, CHARLO (N.-B.), JUILLET 1980\*

Date	Température (°C)			Humidité relative (%)		Précipitations (mm)	Vent moyen (km/h)
	Max.	Min.	Moyenne	Max.	Min.		
1	22,1	7,4	14,8	97	43		9,5 ENE
2	17,9	11,1	14,5	96	81	0,9	8,4 E
3	23,7	9,0	16,4	93	35		8,8 OSO
4	22,5	8,5	15,5	95	24		18,6 O
5	23,6	6,2	14,9	91	36	5,1	12,5**
6	14,3	9,8	12,1	100	82	71,1	17,0 NNO
7	16,0	6,3	11,2	95	55	3,0	14,8 NO
8	16,2	3,4	9,8	98	73	1,4	10,8 E
9	14,8	11,7	13,3	100	94	8,1	6,0 E
10	20,1	10,8	15,5	100	72	0,4	13,1 E
11	19,1	12,7	15,9	100	68	1,0	11,2 E
12	15,8	13,3	14,6	100	94	24,7	16,6 E
13	15,7	12,5	14,1	100	94	31,4	8,4 O
14	23,4	12,3	17,9	100	61	2,6	10,7 O
15	24,0	15,6	19,8	100	73	7,0	9,6 OSO
16	24,9	11,8	18,4	94	36		12,8 OSO
17	20,7	9,9	15,3	94	64	1,8	7,5 E
18	26,6	11,8	19,2	100	44	0,4	10,3 O
19	27,0	11,3	19,2	94	39		10,9 O
20	23,7	15,4	19,6	100	78	5,4	6,4 E
21	29,6	15,5	20,1	100	73	1,4	10,3 ENE
22	19,3	15,6	17,5	100	88	1,2	8,5 E
23	20,5	16,0	18,3	100	83	5,4	2,9 E
24	26,3	13,8	20,1	100	45	0,4	8,4**
25	24,6	13,0	18,8	100	65		7,8 ENE
26	24,1	9,4	16,8	94	33	1,0	12,4 O
27	20,9	7,9	14,4	93	64		12,0 E
28	19,5	15,4	17,5	100	82	4,9	9,1 E
29	24,9	14,1	19,5	100	61		9,3 E
30	23,5	17,6	20,6	100	78	24,8	7,5 E
31	25,0	16,9	21,0	94	61	3,0	15,5 OSO
Moyenne	21,5	11,8	16,7	98	54	206,4 (total)	10,6 E

\* Les données proviennent du résumé météorologique mensuel de la station météorologique de Charlo (A) (4 CL) (N.-B.) du SEA d'Environnement Canada.

\*\* Plusieurs directions.

TABLEAU II-5 CENTRALE DE DALHOUSIE, CHARLO (N.-B.), AOÛT 1980\*

Date	Température (°C)			Humidité relative (%)		Précipitations (mm)	Vent moyen (km/h)
	Max.	Min.	Moyenne	Max.	Min.		
1	30,0	17,6	23,8	94	43		17,5 O
2	23,0	16,6	19,8	100	73	0,9	16,9 E
3	19,1	16,8	18,0	100	88	10,8	12,2 E
4	24,9	16,4	20,7	100	65	6,4	10,8 O
5	25,3	14,9	20,1	100	50		11,2 SO
6	20,2	15,5	17,9	100	88	TR	9,8 E
7	24,2	17,1	20,7	100	74	20,4	4,8 O
8	27,4	15,5	21,5	94	54	7,4	8,4 OSO
9	24,2	13,7	19,0	100	56	20,9	18,5 O
10	20,3	13,2	16,8	94	68		19,4 O
11	25,3	12,1	18,7	94	44		11,3 OSO
12	18,7	13,0	15,9	100	77	4,0	4,0**
13	16,7	13,5	15,2	100	94	3,1	3,7 O
14	19,5	12,5	16,0	100	73	1,4	12,7 E
15	16,6	14,1	15,4	100	94	25,3	12,8 E
16	19,9	11,2	15,6	100	59	18,4	12,6 O
17	23,0	9,8	16,4	88	47		14,9 OSO
18	25,3	11,0	18,2	94	47		10,1 O
19	19,5	14,8	17,2	94	78	2,2	12,1 E
20	20,7	11,2	16,0	100	64		8,9 E
21	25,6	9,4	17,5	100	50		7,3 SO
22	27,0	12,4	19,7	100	39		8,8 O
23	28,7	13,3	21,0	88	40		15,0 OSO
24	25,7	15,4	20,6	94	61		15,5 E
25	20,4	14,9	17,7	100	83	1,2	5,2 E
26	25,9	16,3	21,1	100	65		4,9**
27	24,8	13,9	19,4	94	50	1,4	14,1 O
28	21,1	9,0	15,1	100	40		14,7 O
29	21,3	7,4	14,4	93	38		14,9 O
30	24,7	5,8	15,3	94	38		7,8 O
31	21,4	11,4	16,4	100	78	3,4	6,4 OSO
Moyenne	22,9	13,2	18,1	97	62	127,2 (total)	10,9 O

\* Les données proviennent du résumé météorologique mensuel de la station météorologique de Charlo (A) (YCL) (N.-B.) du SÉA d'Environnement Canada.

\*\* Plusieurs directions.

TABLEAU II-6 CENTRALE DE LAKEVIEW, MISSISSAUGA (ONT.), JUIN 1980\*

Date	Température (°C)		Précipitations (mm)
	Maximum	Minimum	
1	18,0	9,0	12,2
2	19,0	8,5	3,6
3	21,0	12,0	6,0
4	20,8	12,5	
5	16,0	9,5	
6	16,0	10,2	2,4
7	17,0	12,0	9,7
8	14,0	9,0	
9	15,0	5,0	
10	12,5	5,5	
11	18,0	8,0	
12	16,0	9,5	
13	25,0	9,0	
14	24,0	11,0	11,0
15	20,0	14,0	
16	15,5	8,0	
17	16,5	6,0	
18	21,0	11,5	1,8
19	17,0	11,0	25,0
20	20,0	11,0	
21	25,0	9,5	
22	21,0	12,0	
23	27,0	12,0	
24	27,0	14,0	
25	30,0	14,0	
26	31,5	17,0	
27	24,0	16,0	
28	16,0	10,5	9,8
29	18,0	11,0	8,8
30	21,0	13,0	
Moyenne	20,1	10,7	90,3 (total)

\* Les données proviennent de la station d'épuration de Lakeview, Mississauga (Ont.).

TABLEAU II-7 CENTRALE DE LAKEVIEW, MISSISSAUGA (ONT.), JUILLET 1980\*

Date	Température (°C)		Précipitations (mm)
	Maximum	Minimum	
1	23,0	13,0	2,6
2	25,0	15,0	
3	23,0	12,0	
4	25,5	14,0	
5	29,0	16,0	
6	24,0	13,0	
7	22,0	12,0	10,0
8	28,0	14,0	
9	20,0	15,0	
10	26,0	13,2	
11	28,6	16,2	
12	28,5	13,8	
13	24,5	14,5	
14	26,0	15,5	1,0
15	29,5	16,5	24,0
16	29,0	21,0	
17	28,0	21,5	
18	24,0	18,0	
19	31,0	17,5	
20	27,0	17,0	13,0
21	29,0	18,0	1,2
22	22,0	15,0	3,8
23	26,0	11,0	
24	26,0	15,0	
25	30,0	17,0	
26	22,0	17,0	1,2
27	20,0	16,5	3,4
28	21,0	18,0	27,2
29	22,5	18,0	41,0
30	26,5	17,0	
31	22,0	15,0	
Moyenne	25,4	15,7	128,4 (total)

\* Les données proviennent de la station d'épuration de Lakeview, Mississauga (Ont.).

TABLEAU II-8 CENTRALE DE LAKEVIEW, MISSISSAUGA (ONT.), AOÛT 1980\*

Date	Température (°C)		Précipitations (mm)
	Maximum	Minimum	
1	29,5	20,5	
2	26,0	20,0	
3	26,5	19,0	
4	23,3	14,6	
5	28,0	20,5	
6	30,0	21,5	
7	29,0	21,0	
8	29,0	20,0	
9	26,6	21,0	
10	21,0	15,5	
11	21,4	17,0	20,0
12	26,0	17,0	
13	22,0	15,0	
14	28,0	19,0	3,6
15	23,0	17,0	
16	25,0	14,0	
17	24,0	14,5	
18	22,0	18,0	
19	24,0	17,0	
20	22,5	18,0	
21	22,0	19,5	
22	22,0	20,0	
23	25,0	18,0	
24	26,0	17,0	
25	25,5	17,0	
26	28,0	15,0	
27	31,5	20,5	2,0
28	20,0	17,0	1,1
29	22,0	18,0	
30	23,6	19,0	12,0
31	27,0	29,6	28,0
Moyenne	25,1	18,1	66,7 (total)

\* Les données proviennent de la station d'épuration de Lakeview, Mississauga (Ont.).

TABLEAU II-9 CENTRALE DE LAKEVIEW, MISSISSAUGA (ONT.), SEPTEMBRE 1980\*

Date	Température (°C)		Précipitations (mm)
	Maximum	Minimum	
1	28,0	21,6	1,4
2	24,5	18,0	3,2
3	23,0	15,0	
4	24,0	13,0	
5	26,5	19,5	
6	25,0	16,0	
7	24,0	13,0	
8	20,5	15,0	
9	26,0	16,0	3,4
10	20,0	11,0	
11	25,0	12,0	
12	18,0	11,0	
13	17,0	11,0	11,0
14	22,5	14,0	TR
15	16,5	10,0	
16	17,5	10,0	1,0
17	21,0	8,0	2,6
18	14,0	5,0	
19	19,5	11,0	
20	25,0	14,5	
21	25,0	16,0	
22	25,5	16,5	16,3
23	17,0	10,0	
24	15,0	2,0	
25	15,5	4,0	2,5
26	11,5	8,5	
27	14,0	2,5	
28	15,0	6,0	
29	14,0	0,0	
30	20,0	8,5	
Moyenne	20,3	11,3	41,4 (total)

\* Les données proviennent de la station d'épuration de Lakeview, Mississauga (Ont.).

TABLEAU II-10 ALGOMA STEEL LIMITED, SAULT-SAINTE-MARIE (ONT.),  
JUN 1980\*

Date	Température (°C)			Humidité relative (%)		Précipitations (mm)	Vent moyen (km/h)
	Max.	Min.	Moyenne	Max.	Min.		
1	16,5	-0,4	8,1	100	41	1,6	10,8 E
2	13,3	7,3	10,3	100	82	8,2	8,2 O
3	17,6	6,2	11,9	93	68		21,3 O
4	19,9	3,7	11,8	100	40		10,2 O
5	21,8	5,3	13,6	94	41	3,6	11,2 E
6	22,4	8,9	15,7	100	69	0,6	8,5 E
7	13,8	5,4	9,6	100	87	18,9	13,3 E
8	9,3	2,8	6,1	93	43	0,6	21,8 NO
9	8,6	0,0	4,3	93	61	0,2	20,6 NO
10	9,9	-1,4	4,3	93	50		22,5 O
11	16,5	3,4	10,0	93	29		13,5 O
12	24,8	2,7	13,8	93	34	1,0	11,5 E
13	18,9	12,9	15,9	100	72	35,3	11,6 S
14	20,4	10,8	15,6	94	72	6,6	9,3 O
15	15,4	3,5	9,5	93	47		15,2 NNO
16	16,4	1,6	9,0	87	41		10,3 O
17	22,3	5,7	14,0	94	46	0,2	16,5 S
18	15,3	7,3	11,3	87	55		17,3 O
19	14,6	7,6	11,1	94	59	2,8	13,6 NO
20	21,0	6,5	13,8	95	38		18,0 O
21	24,5	4,9	14,7	100	41	0,4	5,6 E
22	28,2	13,2	20,7	94	48	TR	6,7 E
23	31,0	13,8	22,4	94	43		6,3 E
24	32,5	11,7	22,1	100	41		5,5 S
25	32,7	17,0	24,9	88	49	3,0	10,3 SO
26	23,4	13,4	18,4	94	64	0,2	15,0 O
27	20,6	9,6	15,1	100	46		7,3 O
28	14,8	10,5	12,7	100	77	21,0	17,7 E
29	19,1	9,8	14,5	100	73	8,7	13,5 EO
30	21,0	9,2	15,1	100	56		16,3 O
Moyenne	19,6	7,2	13,4	96	54	112,9 (total)	13,0 O

\* Les données proviennent du résumé météorologique mensuel de la station météorologique de Sault-Sainte-Marie "A" (Ont.) du SEA d'Environnement Canada.



TABLEAU II-11 ALGOMA STEEL LIMITED, SAULT-SAINTE-MARIE (ONT.),  
JUILLET 1980\*

Date	Température (°C)			Humidité relative (%)		Précipitations (mm)	Vent moyen (km/h)
	Max.	Min.	Moyenne	Max.	Min.		
1	19,3	8,9	14,1	94	67	6,9	11,8 O
2	23,9	7,0	15,5	88	31		11,5 O
3	29,0	6,8	17,9	93	37		9,0 S
4	28,8	10,2	19,5	94	52	0,3	9,4 E
5	20,8	9,3	15,1	100	56	2,1	17,3 O
6	24,0	10,1	17,1	100	47		14,0 O
7	23,0	10,7	16,9	100	73	TR	8,0 S
8	21,7	9,7	15,7	94	56		17,9 O
9	26,9	9,7	18,3	94	47		3,5 S
10	27,7	11,9	19,8	100	51		8,2 ONO
11	22,2	9,0	15,6	100	49		15,6 O
12	23,4	6,3	14,9	100	50	TR	4,8 E
13	27,6	10,8	19,2	100	44		5,7 O
14	22,7	14,1	18,4	100	83	17,8	6,1 E
15	24,8	13,1	19,0	100	69	TR	12,1 O
16	22,9	13,2	18,1	100	73	1,2	7,0 E
17	23,8	14,1	19,0	100	56		14,1 O
18	23,7	9,0	16,4	100	61	2,3	5,5 E
19	26,6	15,4	21,0	100	47		8,7 NO
20	24,0	15,7	19,9	94	73	6,1	4,6 E
21	23,7	14,3	19,0	100	61		15,3 O
22	21,9	14,2	18,1	100	68	1,6	15,4 O
23	23,6	10,8	17,2	100	50		14,5 O
24	27,6	9,9	18,8	100	45		10,3 SSO
25	21,6	14,2	17,9	100	73	8,2	9,2 O
26	20,4	9,2	14,8	100	56		7,2 NEO
27	24,4	7,4	15,9	100	57		4,0 O
28	26,8	9,7	18,3	100	47	2,8	6,4 SO
29	21,4	15,3	18,4	100	68		17,5 O
30	27,2	11,7	19,5	100	45		8,0 O
31	28,7	13,4	21,1	100	51	TR	7,8 SE
Moyenne	24,0	11,1	17,6	98	56	49,3 (total)	10,0 O

\* Les données proviennent du résumé météorologique mensuel de la station météorologique de Sault-Sainte-Marie "A" (Ont.) du SEA d'Environnement Canada.

TABLEAU II-12 STELCO CANADA, NANTICOKE (ONT.), AOÛT 1980\*

Date	Précipitations (mm)
1	
2	10,2
3	2,0
4	
5	
6	5,3
7	
8	TR
9	0,3
10	
11	
12	4,4
13	0,5
14	
15	11,6
16	0,2
17	
18	
19	
20	0,2
21	
22	8,3
23	
24	
25	
26	
27	
28	
29	
30	
31	13,2
31	
Total	56,2

\* Les données proviennent de Nanticoke Texaco, Nanticoke (Ont.).

TABLEAU II-13 STELCO CANADA, NANTICOKE (ONT.), SEPTEMBRE 1980\*

Date	Précipitations (mm)
1	1,2
2	32,6
3	0,3
4	
5	
6	
7	
8	
9	1,8
10	0,4
11	
12	
13	53,8
14	12,0
15	
16	3,8
17	4,8
18	0,2
19	
20	0,2
21	0,4
22	17,2
23	0,4
24	
25	10,4
26	
27	
28	
29	
30	
Total	139,5

\* Les données proviennent de Nanticoke Texaco, Nanticoke (Ont.).

TABLEAU II-14 CENTRALE DE BATTLE RIVER, FORESTBURG (ALB.),  
JUILLET 1980

Date	Moment de l'obser- vation	Température (°C)			Précipita- tions (mm)
		Maximum observé	Minimum observé	Après remise au point	
3	Matin	26,5	4,5	12,0	15,2
4	Matin	24,5	6,5	15,0	4,6
5	Matin	21,5	7,5	11,0	5,1
6	Matin	14,5	5,5	12,0	3,4
7	Matin	23,5	7,0	21,5	0,3
8	Matin	24,5	6,5	17,0	0,0
9	Matin	22,0	6,5	17,0	0,0
10	Matin	24,5	9,0	11,0	0,0
15	Matin	26,5	5,0	13,5	2,4
18	Matin	22,0	8,0	15,5	0,0
19	Matin	18,5	5,5	18,0	0,0
20	Matin	22,5	7,5	19,5	0,0
21	Matin	23,5	6,5	12,5	Traces
22	Matin	27,5	9,0	26,5	0,0
23	Matin	28,5	11,0	16,0	2,6
24	Matin	17,0	3,5	9,0	Traces
29	Matin	23,0	4,5	18,0	5,2
30	Matin	20,5	7,5	18,0	0,0
31	Matin	27,5	9,5	27,0	0,0

TABLEAU II-15 CENTRALE DE BATTLE RIVER, FORESTBURG (ALB.),  
AOÛT 1980

Date	Moment de l'obser- vation	Température (°C)			Précipita- tions (mm)
		Maximum observé	Minimum observé	Après remise au point	
1	Matin	27,5	10,0	17,5	
2	Matin	23,0	11,0	12,5	Traces
3	Matin	18,5	7,0	17,5	Traces
4	Matin	21,5	6,0	15,5	
5	Matin	17,5	10,0	8,5	Traces
6	Matin	18,0	7,0	11,5	8,7
7	Matin	17,0	7,5	9,5	10,6

TABLEAU II-16 CENTRALE DE MILNER, GRANDE CACHE (ALB.),  
JUILLET 1980

Date	Moment de l'obser- vation	Température (°C)			Précipita- tions (mm)
		Maximum observé	Minimum observé	Après remise au point	
1	Matin		10	12	
	Après-midi	23	12	23	
2	Matin	23	12	16	
	Après-midi	24,5	16	24,5	
3	Matin	27	13	16	
	Après-midi	26	16	26	
4	Matin	27,5	12	16	
	Après-midi	22	16	22	
5	Matin	25,5	14	16	
	Après-midi	22	16	22	
6	Matin	22,5	9,5	12	
	Après-midi	17	12	17	
7	Matin	17,5	9,5	12	
	Après-midi	26	12	26	
8	Matin	26,5	11,5	18	
	Après-midi	27	18	27	
9	Matin	27,5	12,5	18	
	Après-midi	30,5	18	30,5	
10	Matin	31	15	17	
	Après-midi	28,5	17	28	
11	Matin	28	13,5	17	
	Après-midi	22,5	17	22,5	
12	Matin	22,5	13	14	5,1
	Après-midi	18,5	14	18,5	
13	Matin	10,5	9	16	0,5
	Après-midi	25,5	16	25	
14	Matin	26	12	18,5	
	Après-midi	26	18,5	2,6	
15	Matin	27	14,5	15,5	8,2
	Après-midi	21,5	15,5	21,5	
16	Matin	21,5	13	14	1,0
	Après-midi	21,5	14	21,5	

TABLEAU II-16 CENTRALE DE MILNER, GRANDE CACHE (ALB.),  
JUILLET 1980 (suite)

Date	Moment de l'obser- vation	Température (°C)			Précipita- tions (mm)
		Maximum observé	Minimum observé	Après remise au point	
17	Matin	21,5	9	14	6,6
	Après-midi	17	14	17	
18	Matin	17	9	12	
	Après-midi	18	12	18	
19	Matin	18	9,5	11	
	Après-midi	13	11	13	
20	Matin	13	6,5	17	
	Après-midi	24,5	17	24,5	
21	Matin	24,5	12,5	17	
	Après-midi	27,5	17	27,5	
22	Matin	27,5	13,5	23	
	Après-midi	32	23	32	
23	Matin	32	16	19	7,2
	Après-midi	24	19	24	
24	Matin	24	10	11	
	Après-midi	21	11	21	
25	Matin	21	9,5	11	
	Après-midi	26	14,5	26	
26	Matin	26	14,5	16	1,7
	Après-midi	24,5	16	24,5	
27	Matin	24,5	13,5	14	5,5
	Après-midi	22	14	22	
28	Matin	27,5	13,5	13,5	10,0
	Après-midi	24,5	13,5	24	
29	Matin	24,0	13,0	13	13,8
	Après-midi	20	13	20	
30	Matin	21,5	13	15	0,6
	Après-midi	25,5	15	25	
31	Matin	25	10	10	
	Après-midi	27,5	10	27,5	

TABLEAU II-17 CENTRALE DE MILNER, GRANDE CACHE (ALB.),  
AOÛT 1980

Date	Moment de l'obser- vation	Température (°C)			Précipita- tions (mm)
		Maximum observé	Minimum observé	Après remise au point	
1	Matin	27,5	15,5	17,5	
	Après-midi	28,5	17,5	27	
2	Matin	27,0	15,0	15	1,4
	Après-midi	22,5	15	22	
3	Matin	22	11	11,5	16,0
	Après-midi	12	11	12	
4	Matin	13	11	13	14,8
	Après-midi	18,5	13	18,5	
5	Matin	18,5	8	10	0,6
	Après-midi	19	10	19	
6	Matin	19	11	12,5	
	Après-midi	15	12,5	15	
7	Matin	15	11,5	13,5	2,8





**ANNEXE III**

**MÉTHODES D'ANALYSE UTILISÉES POUR LA DÉTERMINATION  
DES SUBSTANCES ORGANIQUES, DES  
SUBSTANCES ORGANIQUES BRUTES ET  
DES MÉTAUX**



### ANNEXE III MÉTHODES D'ANALYSE UTILISÉES POUR LA DÉTERMINATION DES SUBSTANCES ORGANIQUES, DES SUBSTANCES ORGANIQUES BRUTES ET DES MÉTAUX

En général, ce sont les méthodes normalisées Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater<sup>38</sup> qui ont été utilisées pour analyser les échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon et à coke dans le cadre de cette étude.

Les références des autres méthodes utilisées sont données au fur et à mesure dans le texte. On trouvera ci-dessous une description des modifications apportées aux méthodes normalisées à cause de la nature des échantillons, et des mesures spéciales prises pour assurer l'exactitude des résultats.

#### Matières solides (totales, dissoutes et en suspension):

Les matières totales et les matières dissoutes ont été calculées de la façon décrite dans l'ASTM D-1888<sup>45</sup>. La différence entre ces deux valeurs donnait les matières en suspension. Les analyses portant sur des échantillons hygroscopiques ou très turbides ont été répétées.

#### Dureté:

Il peut y avoir des interférences dues aux fortes concentrations de métaux lourds. Pour parer à cette difficulté, on a utilisé un inhibiteur à base de cyanure, décrit dans les méthodes normalisées<sup>38</sup>, et l'on a fait des déterminations à deux taux de dilution différents.

#### DCO:

Les échantillons contenant plus de 100 mg/l de matières en suspension avaient généralement une demande chimique en oxygène élevée. C'est pourquoi les déterminations ont été faites sur des échantillons dilués (une ou plusieurs fois).

#### Alcalinité:

Un pH-mètre a été utilisé pour toutes les analyses. Les matières en suspension ou les précipités produisant une interférence, les échantillons ont été dilués lorsque le potentiel à l'électrode ne se stabilisait pas. Cette pratique est contraire aux méthodes

normalisées dans lesquelles les échantillons ne sont pas filtrés, dilués ou concentrés. L'utilisation d'un indicateur aurait pu éliminer ce problème. Cependant, certains échantillons étaient trop turbides ou trop colorés pour permettre de voir l'indicateur et, pour des raisons d'uniformité, on a utilisé un pH-mètre pour tous les échantillons.

#### Acidité minérale libre:

Les matières en suspension et les précipités produisent une interférence. On ne les a pas éliminés puisqu'ils pouvaient contribuer à l'acidité de l'échantillon. Les échantillons ont tous été dilués et des échantillons composés ont été analysés deux ou trois fois à différentes dilutions afin de déterminer l'effet de la dilution. En général, les résultats d'analyse des échantillons de faible volume ont été utilisés, aucune stabilisation ne survenant dans le cas des échantillons plus volumineux.

#### Huiles et graisses:

L'hexane a été utilisé comme solvant. Des interférences peuvent être produites par toutes les substances organiques extractibles à l'hexane.

#### Turbidité:

Un turbidimètre Hach a été utilisé pour cette mesure. Les échantillons turbides ont été dilués une ou plusieurs fois jusqu'à ce qu'on obtienne des résultats comparables pour des dilutions différentes, c'est-à-dire jusqu'à ce que la concentration se trouve dans la plage linéaire de l'instrument.

#### Soufre total sous forme de sulfates:

Après la digestion au peroxyde, les échantillons étaient analysés par chromatographie ionique, de concert avec les échantillons non digérés.

#### Sulfates, chlorures, fluorures:

Ces analyses ont été faites par chromatographie ionique.

#### Ammoniac:

La plupart des déterminations de l'ammoniac ont été faites à l'aide de la méthode normalisée modifiée. Les modifications apportées comprenaient l'utilisation de nitroprussiate de sodium comme catalyseur au lieu du sulfate manganéux ainsi que des

concentrations différentes d'autres réactifs. Les métaux qui brouillent cet essai ont été éliminés avec l'EDTA tel que décrit dans les méthodes normalisées<sup>38</sup>. Certains échantillons très turbides n'ont pas pu être analysés selon cette méthode et les déterminations ont été faites par chromatographie ionique.

#### Thiocyanates:

Tous les échantillons ont été traités relativement au chrome hexavalent de la façon décrite dans les méthodes normalisées<sup>38</sup>. Ce procédé éliminait également la majeure partie de la turbidité, ce qui permettait une quantification au spectrophotomètre.

#### Phosphates inorganiques:

Le terme "phosphates inorganiques" se rapporte aux phosphates condensés, comprenant les pyrophosphates, tripolyphosphates et hexamétaphosphates. Les études d'élimination en laboratoire indiquaient qu'une digestion à l'acide sulfurique de 10 minutes était suffisante pour convertir les phosphates condensés en orthophosphates. C'est là une modification du procédé décrit dans les méthodes normalisées pour le phosphate total hydrolysable à l'acide, qui nécessite une digestion de 90 minutes à l'acide sulfurique.

#### Phosphates totaux:

Le procédé III pour les phosphates totaux, comportant une digestion au persulfate d'ammonium et à l'acide sulfurique, a été utilisé pour toutes les analyses<sup>38</sup>.

#### Métaux:

Les métaux suivants ont été digérés d'après la méthode normalisée pour les analyses de métaux totaux: aluminium, antimoine, baryum, béryllium, cadmium, calcium, chrome, cobalt, cuivre, fer, plomb, lithium, magnésium, manganèse, molybdène, nickel, potassium, argent, sodium, strontium, titane, vanadium et zinc.

L'aluminium, le baryum, le strontium et le titane ont nécessité l'addition d'un sel d'un métal alcalino-terreux aux échantillons, après digestion, pour supprimer l'interférence due à l'ionisation.

Des étalons de chrome étaient chauffés dans les mêmes conditions que les échantillons pour assurer une oxydation équivalente.

Les déterminations du molybdène et du vanadium ont été faites sur des échantillonsensemencés de  $\text{Al}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ . Ajouté à une certaine dose, ce réactif permet de contrôler l'interférence due aux concentrations élevées d'aluminium.

Les teneurs en aluminium, baryum, béryllium, molybdène, titane et vanadium ont été analysées par absorption atomique à l'aide d'une flamme acétylène-oxyde nitreux. Le lithium a été analysé par émission à l'aide d'une flamme air-acétylène. Toutes les autres substances susmentionnées ont été analysées par absorption atomique à l'aide d'une flamme air-acétylène.

Les déterminations de l'arsenic et du sélénium ont été faites par production d'hydruure et avec une flamme argon-hydrogène à faible température.

La teneur en mercure a été analysée par la technique de la vapeur froide. Dans le cas du silicium, on a utilisé la photométrie, après fusion du  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , et la teneur est exprimée en  $\text{SiO}_2$ . Le rendement de cette méthode peut être réduit lorsque l'échantillon contient des particules de quartz (par ex.: sable).

Voici les limites de détection pour la détermination des substances inorganiques, des substances organiques brutes et des métaux pour cette étude, exprimées en mg/l sauf indication contraire:

pH	0,1 unité
COT	1
MTD	1
MTS	1
Dureté (titrage)	5
DCO	5
Alcalinité	1
AML	1
Huiles et graisses (entonnoir de séparation)	1
Turbidité	0,01 UTN
Soufre total sous forme de sulfates	0,1
Sulfates	0,1
Chlorures	0,1
Fluorures	0,1
Ammoniac sous forme de $\text{NH}_4^+$	0,1
Phénols	0,001
Cyanures (distillation)	0,020
Thiocyanates	0,5
Phosphates inorganiques	0,02
Phosphates totaux	0,02
Aluminium	0,01
Antimoine	0,2

Arsenic	0,002
Baryum	0,1
Béryllium	0,01
Bore	0,1
Cadmium	0,01
Calcium	0,01
Chrome	0,05
Cobalt	0,03
Cuivre	0,01
Fer	0,1
Plomb	0,1
Lithium	0,1
Magnésium	0,01
Manganèse	0,01
Mercure	0,001
Molybdène	0,1
Nickel	0,1
Potassium	0,01
Sélénium	0,002
Silice sous forme de SiO <sub>2</sub>	2,1
Argent	0,01
Sodium	0,01
Strontium	0,1
Thallium	0,02
Thorium	0,06
Titane	0,3
Uranium	0,0002
Vanadium	0,1
Zinc	0,01
Zirconium	0,020

Les analyses des teneurs zirconium, thallium, thorium et uranium ont été faites par Barringer Magenta Limited, de Rexdale (Ontario).

Les analyses de COT ont été faites par l'Ontario Research Foundation, de Mississauga (Ontario).





**ANNEXE IV**  
**CRITÈRES DE TRAITEMENT**



## ANNEXE IV CRITÈRES DE TRAITEMENT

La recherche du traitement optimal des échantillons d'eaux de drainage des parcs à charbon était basée sur les critères suivants:

<u>Paramètre</u>	<u>Critère</u>
pH	6,5 - 9,5
Fer	1,0 mg/l
Cuivre	0,5 mg/l
Nickel	0,5 mg/l
Zinc	0,5 mg/l
Chrome	0,5 mg/l
Matières en suspension	25,0 mg/l



ANNEXE V

ANALYSE DES SUBSTANCES ORGANIQUES À L'ÉTAT DE  
TRACES - ESSAIS D'ÉLIMINATION



## ANNEXE V ANALYSE DES SUBSTANCES ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES - ESSAIS D'ÉLIMINATION

### Substances organiques volatiles

Chaque série d'analyses a respecté la liste des principaux polluants et les étalons internes de l'EPA. L'étalon a été analysé, et les données de l'ordinateur sur les temps de retenue relatifs et les facteurs de réaction de chaque composant étudié ont été mises à jour en tenant compte de la précision de l'identification et de la quantification. Chaque échantillon a été purgé avec des étalons internes (bromochlorométhane et 1,4-dichlorobutane) et l'ordinateur de type Finnigan OWA 1030 a contribué aux analyses "cibles". Toutes les mesures possibles ont été prises afin d'éviter la détérioration des échantillons et leur contamination en laboratoire (c.-à-d. réfrigération et analyse rapide).

Un échantillon témoin a été ensemencé avec l'étalon pour vérifier l'efficacité de la purge de la matrice (voir tableau V-1). Une vérification du fonctionnement et de l'étalonnage des instruments a été effectuée selon des critères stricts.

### Substances organiques à l'état de traces

Des essais d'élimination de huit composés organiques à l'état de traces ont également été faits pour vérifier la méthode d'analyse. Le tableau V-2 donne les résultats de l'essai d'élimination des substances extractibles des groupes basique-neutre et acide. Le tableau V-3 donne les résultats d'élimination pour les échantillons ensemencés de pesticides.

### Remarque:

Les analyses des substances organiques volatiles ont été faites par Cantest Ltd., de Vancouver (C.-B.).

Les analyses de toutes les autres substances organiques à l'état de traces ont été faites par le Centre technique des eaux usées d'Environnement Canada à Burlington (Ontario).



TABLEAU V-1 ESSAIS D'ÉLIMINATION DES SUBSTANCES ORGANIQUES  
VOLATILES ANALYSÉES

Paramètre	Ensemencement		Limite de détection ( $\mu\text{g/l}$ )
	Ajout ( $\mu\text{g/l}$ )	Élimination (%)	
Benzène	40	88	1,0
Bromodichlorométhane	40	88	1,0
Tétrachlorure de carbone	40	75	1,0
Chlorobenzène	40	93	1,0
Chloroéthane	40		1,0
Chloroforme	40	> 100*	1,0
Dibromochlorométhane	40	77	1,0
1,1-dichloroéthane	40	79	1,0
1,2-dichloroéthane	40	88	1,0
1,1-dichloroéthylène	40	80	1,0
trans-1,2-dichloroéthylène	40	91	1,0
1,2-dichloropropane	40	79	1,0
1,2-dichloropropylène	40	90	1,0
Éthylbenzène	40	85	1,0
Chlorure de méthylène	40	> 100*	1,0
1,1,2,2-tétrachloroéthane	40	86	1,0
1,1,2,2-tétrachloroéthène	40	74	1,0
Toluène	40	81	1,0
1,1,1-trichloroéthane	40	89	1,0
1,1,2-trichloroéthane	40	80	1,0
Trichloroéthylène	40	79	
Trichlorofluorométhane	40	70	

\* Dans l'échantillon original.

TABLEAU V-2 ESSAIS D'ÉLIMINATION DES SUBSTANCES ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES ANALYSÉES

Paramètre	Centrale de Lingan				Centrale de Lingan (traité)*, 30 octobre			Algoma Steel, 24 juillet		
	Ensemencement (µg/l)	Échantillon brut (µg/l)	Échantillon ensemencé (µg/l)	Élimination** (%)	Échantillon brut (µg/l)	Échantillon ensemencé (µg/l)	Élimination (%)	Échantillon brut (µg/l)	Échantillon ensemencé (µg/l)	Élimination (%)
di-n-butylphtalate	40	26,3	62	-503				ND	25	63
benzo-(ghi)pérylène	80	ND	ND	0				ND	12	30
hexachlorobenzène	40	ND	ND	0				ND	24	60
benzopyrène	40	ND	ND	0				ND	26	65
pyrène	40	ND	29	73	ND	33	83	ND	25	63
diéthylphtalate	40				ND	31	78			
bio-(2-éthylhexyl) phtalate	40				8	26	45			
pentachlorophénol	40	6	ND	-15				ND	ND	0

ND: Non décelé.

\* Échantillons traités selon la méthode optimale décrite à la section 5.3

\*\* Élimination:  $\frac{\text{échantillon ensemencé} - \text{échantillon brut}}{\text{échantillon ensemencé}} \times 100$

TABLEAU V-2 ESSAIS D'ÉLIMINATION DES SUBSTANCES ORGANIQUES À L'ÉTAT DE TRACES ANALYSÉES (suite)

Paramètre	Centrale de Milner, 8 août				Centrale de Lakeview, 2 septembre			Centrale de Dalhousie, 17 septembre		
	Ensemencement (µg/l)	Échantillon brut (µg/l)	Échantillon ense- mencé (µg/l)	Élimi- nation* (%)	Échan- tillon brut (µg/l)	Échan- tillon ense- mencé (µg/l)	Élimi- nation (%)	Échan- tillon brut (µg/l)	Échan- tillon ense- mencé (µg/l)	Élimi- nation (%)
di-n-butylphtalate	40	24	13	-30	10	13	8	ND	35	88
benzo-(ghi)pérylène	80	ND	ND	0	ND	ND	0	ND	ND	
hexachlorobenzène	40	ND	13	33	ND	10	25	ND	23	58
benzopyrène	40	ND	ND	0	ND	7	18	ND	31	78
pyrène	40	ND	12	30	ND	9	23	ND	27	68
diéthylphtalate	40									
bio-(2-éthylhexyl) phtalate	40									
pentachlorophénol	40	2	2	0	ND	ND	0			

ND: Non décelé.

\* Élimination:  $\frac{\text{échantillon ensemen-} - \text{échantillon brut}}{\text{échantillon ensemen-}} \times 100$

TABLEAU V-3 ÉLIMINATION DANS LES ÉCHANTILLONS ENSEMENCÉS DE PESTICIDES

Composé ajouté	Ensemencement ( $\mu\text{g/l}$ )	Élimination ( $\mu\text{g/l}$ )	Élimination (%)
PCB	1,2	0,94	83
BHC	0,4	0,36	90
Heptachlore	0,4	0,38	95
Aldrine	0,4	0,38	95
Heptachlore époxyde	0,4	0,38	95
ppDDE	0,4	0,42	105
Dieldrine	0,4	0,40	100
Endrine	0,8	0,72	90
Endosulfane	0,4	0,42	105
ppDDD+endo B.	1,6	1,48	92,5
ppDDT	0,8	0,70	88
Sulfate d'endosulfane	0,8	0,84	105