

SOCIÉTÉ DE DÉVELOPPEMENT DU CAP-BRETON
FERMETURE PROPOSÉE
BASSIN DE RÉSIDUS DE VICTORIA JUNCTION,
VICTORIA JUNCTION (NOUVELLE-ÉCOSSE)

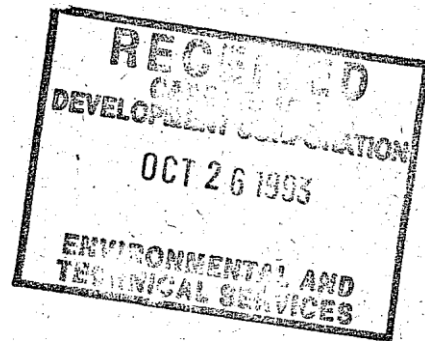


Jacques Whitford

Ingénieurs-conseils
Chercheurs en environnement

SOCIÉTÉ DE DÉVELOPPEMENT DU CAP-BRETON
FERMETURE PROPOSÉE
BASSIN DE RÉSIDUS DE VICTORIA
JUNCTION, VICTORIA JUNCTION
(NOUVELLE-ÉCOSSE)

NUMÉRO DE PROJET 8996



NUMÉRO DE PROJET 8996

RAPPORT À LA

SOCIÉTÉ DE DÉVELOPPEMENT DU CAP-BRETON

SUR

LA FERMETURE PROPOSÉE DU
BASSIN DE RÉSIDUS DE VICTORIA
JUNCTION, VICTORIA JUNCTION
(NOUVELLE-ÉCOSSE)

Jacques, Whitford and Associates Limited 3,
promenade Spectacle Lake
Dartmouth
(Nouvelle-Écosse) B3B 1
W8 Téléphone : 902-468-
7777
Télécopieur : 902-468-9009

22 octobre 1993

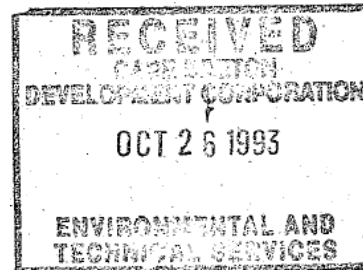




TABLE DES MATIÈRES

| | <u>Page</u> |
|---|-------------|
| SOMMAIRE..... | iv |
| 1.0 INTRODUCTION..... | 1 |
| 2.0 CONTEXTE..... | 2 |
| 3.0 EXAMEN DES ÉTUDES PRÉCÉDENTES..... | 3 |
| 4.0 CONTENU DU RAPPORT..... | 4 |
| 5.0 PLAN DES TRAVAUX DE REDISTRIBUTION DES RÉSIDUS..... | 5 |
| 5.1 Généralités..... | 5 |
| 5.2 Tas de résidus actuel..... | 5 |
| 5.3 Examen des propriétés physiques..... | 5 |
| 5.4 Bilan des matières..... | 6 |
| 5.4.1 Élévations minimales des résidus..... | 8 |
| 5.4.2 Autres élévations des résidus..... | 8 |
| 5.5 Méthodes pour redistribuer les résidus..... | 9 |
| 5.5.1 Généralités..... | 9 |
| 5.5.2 Équipement..... | 10 |
| 5.5.3 Calendrier..... | 10 |
| 5.5.4 Activités d'atténuation connexes..... | 11 |
| 5.6 Effets des niveaux de résidus sur les structures existantes..... | 11 |
| 6.0 ASPECTS HYDRAULIQUES DE LA SUBMERSION PERMANENTE..... | 12 |
| 6.1 Caractéristiques de la tour de décantation et du système d'évacuation..... | 12 |
| 6.2 Bilan hydrique annuel..... | 13 |
| 6.2.1 Ruissellement des bassins hydrologiques..... | 13 |
| 6.2.2 Précipitations et évaporation..... | 15 |
| 6.2.3 Pertes par infiltration..... | 15 |
| 6.2.4 Relations hauteur/retenue/débit..... | 17 |
| 6.2.5 Résultats du bilan hydrique : Bassin à une élévation de 134 pieds..... | 17 |
| 6.2.6 Résultats du bilan hydrique : Bassin à une élévation de 138 pieds..... | 18 |
| 6.3 Propagation des crues en cas de tempête et niveau d'eau du bassin en décollant..... | 18 |
| 6.3.1 Bassin à une élévation de 134 pieds..... | 19 |
| 6.3.2 Bassin à une élévation de 138 pieds..... | 20 |
| 6.3.3 Évacuateur de crues d'abandon..... | 20 |
| 6.4 Profondeur de l'eau et action des vagues..... | 20 |
| 6.5 Effets sur les structures existantes..... | 23 |
| 6.5.1 Bassin à une élévation de 134 pieds..... | 23 |



| | | |
|-------|--|----|
| 6.5.2 | Bassin à une élévation de 138 pieds..... | 23 |
| 6.6 | Abandon..... | 23 |
| 7.0 | ENVIRONNEMENT EXISTANT | 25 |
| 7.1 | Géologie et hydrogéologie..... | 25 |
| 7.2 | Environnement hydrochimique..... | 26 |
| 7.2.1 | Boue et eau de traitement..... | 26 |
| 7.2.2 | Processus géochimiques..... | 27 |
| 7.3 | Habitat aquatique | 31 |
| 7.4 | Habitats terrestres | 31 |
| 7.5 | Animaux sauvages | 34 |
| 7.5.1 | Oiseaux | 34 |
| 7.5.2 | Mammifères | 37 |
| 7.5.3 | Herpétofaune..... | 37 |
| 8.0 | EFFETS ENVIRONNEMENTAUX POTENTIELS DU PROJET ET MESURES D'ATTÉNUATION PROPOSÉES | 38 |
| 8.1 | Composantes valorisées de l'écosystème | 8 |
| 8.2 | Eaux de surface | 38 |
| 8.2.1 | Oxydation de la pyrite dans le bassin | 39 |
| 8.2.2 | Oxydation de la pyrite dans la zone vadose des résidus avant la fermeture | 39 |
| 8.2.3 | Mesures d'atténuation..... | 40 |
| 8.3 | Eaux souterraines..... | 41 |
| 8.3.1 | Mesures d'atténuation..... | 42 |
| 8.4 | Habitats | 43 |
| 8.4.1 | Habitats aquatiques | 43 |
| 8.4.2 | Habitats terrestres..... | 44 |
| 8.5 | Animaux sauvages | 45 |
| 8.5.1 | Mesures d'atténuation..... | 45 |
| 8.6 | Surveillance | 45 |
| 9.0 | RECOMMANDATION À LA SUITE DE L'ÉVALUATION INITIALE..... | 47 |
| 9.1 | Décisions possibles | 47 |
| 9.2 | Conclusion et recommandation | 48 |
| 10.0 | ESTIMATIONS DES COÛTS | 49 |
| 11.0 | MOT DE LA FIN | 51 |
| 12.0 | RÉFÉRENCES | 52 |

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 Dessins

| | |
|---------------|---|
| Dessin 8996-1 | Plan des installations existantes |
| Dessin 8996-2 | Fermeture proposée : Plan et sections – Bassin à une élévation de 134 pieds |
| Dessin 8996-3 | Fermeture proposée : Plan et sections – Bassin à une élévation de 138 pieds |

LISTE DES TABLEAUX

| | | |
|--------------|--|----|
| Tableau 5.1 | BILAN DES QUANTITÉS DE MATIÈRES | 7 |
| Tableau 6.1 | RUISSELLEMENT DES BASSINS HYDROLOGIQUES (p^3/sec par acre) x 100..... | 14 |
| Tableau 6.2 | PRÉCIPITATIONS TOTALES DE SYDNEY (1942-1991) (pouces) | 16 |
| Tableau 6.3 | PRÉCIPITATIONS ORAGEUSES ET RÉSULTATS | 19 |
| Tableau 6.4 | DONNÉES SUR LE VENT POUR SYDNEY, 1941 À 1990..... | 21 |
| Tableau 7.1 | RÉSULTATS ANALYTIQUES – PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE DES Puits DE SURVEILLANCE PEU PROFONDS..... | 29 |
| Tableau 7.2 | ESPÈCES D'OISEAUX OBSERVÉES DANS LES HABITATS ADJACENTS AUX AIRES D'ÉLIMINATION DES RÉSIDUS | 35 |
| Tableau 8.1 | TABLEAU SYNOPTIQUE D'INTERACTIONS DES ACTIVITÉS DU PROJET ET DES COMPOSANTES VALORISÉES DE L'ÉCOSYSTÈME | 38 |
| Tableau 10.1 | ESTIMATIONS DES QUANTITÉS ET DES COÛTS : BASSIN D'UNE HAUTEUR DE 134 PIEDS | 49 |
| Tableau 10.2 | ESTIMATIONS DES QUANTITÉS ET DES COÛTS : BASSIN D'UNE HAUTEUR DE 138 PIEDS | 49 |



SOMMAIRE

1. Jacques, Whitford and Associates Limited a été retenue par la Société de développement du Cap-Breton (SDCB), en vertu des modalités de « l'Entente de services de consultation » datée du 25 juin 1993 et du bon de commande n° 14010-JAWOI de la SDCB daté du 15 juillet 1993, afin d'élaborer un plan de déclassement pour le bassin de résidus de Victoria Junction.
2. L'installation de préparation du charbon de la SDCB de Victoria Junction comprend une installation de préparation du charbon et une zone pour le tas de charbon traité, une zone d'élimination des déchets grossiers et un bassin de résidus qui est utilisé pour l'élimination des résidus fins. Les résidus sont pompés dans le bassin sous forme de boue, dont l'eau de celle-ci comprend les eaux de traitement et de ruissellement provenant du lavoir.
3. La SDCB nécessite un plan pour la fermeture du bassin de résidus d'une manière écologique. Les résidus contiennent de la pyrite, et l'exigence vise à s'assurer que l'oxydation potentielle de la pyrite n'entraîne pas de production d'acide ni de rejet de métaux lourds toxiques dans les eaux de surface et les eaux souterraines réceptrices. L'approche choisie par la SDCB pour empêcher la production d'acide est d'alléger le processus d'oxydation grâce à des mesures de confinement subaquatique permanent, de sorte que l'oxygène nécessaire aux réactions chimiques n'atteigne pas les résidus.
4. Le plan de déclassement prévoit le confinement subaquatique permanent des résidus dans le bassin actuel, en utilisant le barrage, le système de décantation, l'évacuateur de crues et le bassin de décantation existants.
5. Le tas de résidus subaériens actuel (c'est-à-dire la partie qui est exposée à l'air du côté ouest du bassin) sera réduit, puis les résidus seront déplacés dans la partie est du bassin. L'élévation la plus basse à laquelle le tas de résidus peut être réduit est de 130 pieds; les résidus déplacés se trouveraient sous 128 pieds. Le volume total serait d'environ 640 000 verges cubes.
6. Pour réduire le volume de résidus à déplacer, les résidus subaériens peuvent être abaissés à une hauteur plus élevée. Divers aspects pris en considération dans cette étude indiquent que l'élévation maximale serait d'environ 134 pieds. Pour cette élévation, les résidus déplacés se trouveront sous 124 pieds, et le volume serait d'environ 282 000 verges cubes.
7. Le niveau normal du bassin d'exploitation sera de 4 pieds au-dessus du tas de résidus le plus haut (c.-à-d. le tas de résidus réduit). La profondeur de l'eau à l'extrémité est du bassin serait alors d'au moins 6 pieds.

8. Le bassin hydrologique fournit suffisamment d'eau de ruissellement afin de maintenir la submersion chaque année, y compris les années de sécheresse. Pour les cas de sécheresse extrême analysés, l'écran aqueux ne devrait pas être inférieur à environ 1,7 pied.
9. Pour un bassin dont le niveau est de 134 pieds, la revanche du barrage existant sera adéquate. Pour un bassin dont le niveau est de 138 pieds, le barrage devra être relevé.
10. Le système de décantation peut être utilisé avec des barrages fixes afin de réduire les coûts d'exploitation. Dans ce cas, les niveaux d'eau du bassin associés à divers débits moyens varieront entre +1,2 pied et -2,3 pieds du niveau normal. Les robinets-vannes installés permettent une régulation plus précise du niveau du bassin.
11. Des précipitations pendant 24 heures sur 100 ans entraîneront une élévation temporaire du niveau du bassin de 1,1 pied à 1,4 pied, selon le niveau du bassin au début de la tempête.
12. Les résidus seront déplacés par des méthodes qui permettent de réduire au minimum l'exposition à des conditions oxydantes et de contrôler les charges sédimentaires des rejets déversés dans les eaux réceptrices pendant les travaux. Un certain nombre de méthodes sont brièvement décrites, indiquant que le dragage est la méthode la plus adaptée et la plus rentable.
13. Les préoccupations environnementales potentielles liées aux ressources en eaux de surface et en eaux souterraines, aux habitats aquatiques et terrestres, et à la vie sauvage ont été déterminées et examinées. La méthode d'élimination subaquatique choisie et les techniques d'atténuation offertes sont suffisantes pour réduire la quantité nette d'acide et de solides dissous dans les eaux de surface et les eaux souterraines et auront un impact positif.
14. Les effets des travaux de redistribution sur les habitats aquatiques et terrestres ainsi que la faune seront temporaires. Le projet est une mesure d'atténuation en soi et, s'il est élaboré avec les mesures d'atténuation déterminées, il devrait avoir un effet positif global sur l'environnement et les composantes valorisées de l'écosystème.
15. Par conséquent, en vertu des lignes directrices visant le processus d'évaluation et d'examen en matière d'environnement, il est recommandé que le projet aille de l'avant, en mettant en œuvre les mesures d'atténuation et de surveillance décrites dans le présent rapport.
16. Le principal élément de coût du plan de déclassement est le déplacement des résidus. Les estimations de catégorie « C » pour un plan de réduction des résidus à une hauteur de 130 pieds s'élèvent à 1 949 000 \$. Pour un plan de réduction des résidus à une hauteur de 134 pieds, l'estimation des coûts est de 1 276 000 \$.

1.0 INTRODUCTION

Jacques, Whitford and Associates Limited a été retenue par la Société de développement du Cap-Breton (SDCB), en vertu des modalités de « l'Entente de services de consultation » datée du 25 juin 1993 et du bon de commande n° 14010-JAWOI de la SDCB daté du 15 juillet 1993, afin d'élaborer un plan de déclassement pour le bassin de résidus de Victoria Junction.

La SDCB nécessite un plan pour la fermeture du bassin de résidus d'une manière écologique. Les résidus contiennent de la pyrite, et l'exigence vise à s'assurer que l'oxydation potentielle de la pyrite n'entraîne pas de production d'acide ni de rejet de métaux lourds toxiques dans les eaux de surface et les eaux souterraines réceptrices. L'approche choisie par la SDCB pour empêcher la production d'acide est d'alléger le processus d'oxydation grâce à des mesures de confinement subaquatique permanent, de sorte que l'oxygène nécessaire aux réactions chimiques ne parvienne pas dans les résidus.

Depuis plusieurs années, la technique de submersion est à l'étude au Canada dans le cadre du programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (NEDEM) et est maintenant considérée comme une bonne solution.

Le présent rapport contient les résultats des études techniques et scientifiques menées pour élaborer le plan, conformément aux exigences de la SDCB qui sont résumées ci-dessous :

1. redistribution des résidus accumulés et prévention de la production d'acide;
2. déversement des eaux de crue et maintien de la couverture aqueuse;
3. évaluation environnementale initiale, conformément aux lignes directrices visant le processus d'évaluation et d'examen en matière d'environnement;
4. estimation de catégorie « C » des coûts liés à la mise en œuvre du plan.

Conformément au système principal d'unités utilisé jusqu'à présent par la SDCB et ses experts-conseils, le présent rapport a été préparé à l'aide des unités de mesure anglo-saxonne, les unités SI étant fournies entre parenthèses lorsque les données sources sont indiquées dans ces unités.

Le présent rapport remplace un rapport provisoire qui a été présenté le 6 août 1993.



2.0 CONTEXTE

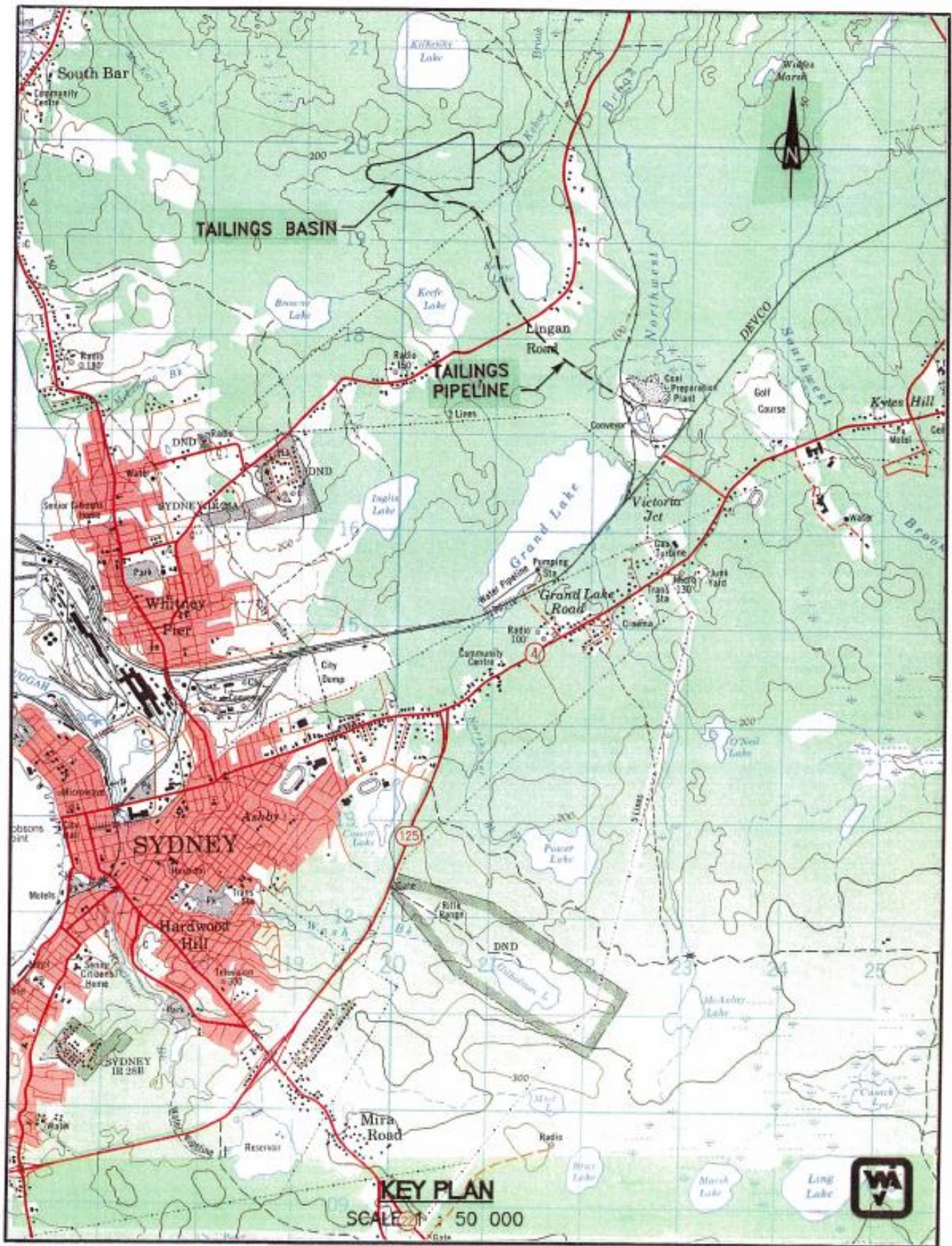
L'installation de la SDCB du bassin de résidus de Victoria Junction comprend une installation de préparation du charbon et une zone pour le tas de charbon traité, une zone d'élimination des déchets grossiers et un bassin de résidus qui est utilisé pour l'élimination des résidus fins. Les résidus sont pompés dans le bassin sous forme de boue, dont l'eau de celle-ci comprend les eaux de traitement et de ruissellement provenant du lavoir. Le bassin, situé à environ 3 km au nord-ouest de l'usine, a été érigé en construisant un barrage en terre sur une basse vallée drainant à l'est, comme le montre la figure 2.1. Le lac Kilkenny, source d'eau secondaire pour la ville de New Waterford, se trouve à environ 1 500 pieds au nord du bassin, de l'autre côté d'une crête inférieure. L'eau du bassin de résidus se déverse dans le ruisseau Kehoe.

L'installation de préparation du charbon traite environ 3,3 millions de tonnes (3 millions de tonnes anglaises) de charbon brut par année, dont environ quatre ou cinq pour cent (de 120 000 à 150 000 tonnes) correspondent à des déchets de charbon fin. Le bassin actuel a été conçu pour assurer une production annuelle moyenne de 160 000 tonnes (145 000 tonnes anglaises) de résidus de charbon fin, sur une période de 20 ans.

Le barrage de rétention des résidus a été construit au cours de l'été 1982 et, après l'installation de puits de surveillance des eaux souterraines, d'une canalisation et d'un poste de pompage à l'installation de préparation, le pompage intermittent des résidus a commencé en décembre 1984. Le pompage continu a commencé en juin 1985. L'eau de traitement et l'eau de surface de l'usine étaient utilisées comme eau d'entraînement et, après septembre 1987, le drainage de surface du tas de déchets grossiers a également été pompé avec la boue de résidus.

En 1990, l'échantillonnage des eaux de surface a révélé une hausse des concentrations de sulfates et de chlorures dans le lac Kilkenny. Des études ont donc été entreprises pour en déterminer la source et pour établir si des mesures correctives étaient nécessaires. La décision de réduire le niveau d'exploitation du bassin de résidus afin de diminuer la quantité d'eau souterraine s'écoulant du bassin jusqu'au lac Kilkenny en a été une conséquence directe et, depuis, le niveau du bassin a varié entre 136 pieds et 126 pieds environ.

En fin de compte, la SDCB a décidé que la façon la plus sûre de protéger l'approvisionnement en eau du lac Kilkenny était de cesser d'exploiter le bassin de résidus.



8996

FIGURE 2.1



3.0 EXAMEN DES ÉTUDES PRÉCÉDENTES

Les premières études géotechniques, hydrologiques et de conception ont été réalisées par Geocon entre 1978 et 1983. Les résultats issus de la surveillance des eaux souterraines et des aspects connexes ont été examinés dans le cadre d'une série de rapports rédigés par Geocon et Nolan Davis entre 1987 et 1991, qui ont conclu que les infiltrations se produisaient dans une zone perméable du substratum rocheux sous-jacent à la crête entre le bassin des résidus et le lac Kilkenny. Par la suite, Geocon a étudié les autres possibilités de restauration du site en 1991 et 1992.

Les rapports découlant de ces études, qui ont été examinés par Jacques, Whitford and Associates Limited, sont inclus dans les références, à l'annexe 1. Geocon (1992a) a étudié plusieurs options pour réduire l'infiltration entre le bassin de résidus et le lac Kilkenny. Ses analyses ont été résumées comme suit :

1. Scellant de résidus – Un scellant de résidus fins déposé au fond du bassin ne serait pas efficace. Une réduction de moins de 10 % des eaux d'infiltration serait obtenue pour un bassin dont le niveau d'eau est élevé.
2. Écran d'étanchéité – Un coulis de ciment dans le substrat rocheux de grès entraînerait une réduction des eaux d'infiltration d'environ un tiers seulement pour un bassin de résidus dont le niveau d'eau est élevé. De plus, cette option n'a pas été jugée fiable.
3. Niveau bas du bassin – Les eaux d'infiltration pourraient être réduites en abaissant le bassin de résidus. La quantité d'eau d'infiltration d'un bassin à une élévation de 125 pieds serait d'environ 50 gal. imp./min, comparativement à 125 gal. imp./min pour un bassin de 135 pieds.

Geocon (1992a) s'est également penché sur les concepts de fermeture à la fin de la période d'exploitation du projet (autour de l'année 2005). Le concept prévoyait une submersion permanente des résidus ainsi que la propagation adéquate des crues et la mise en place de mesures adéquates pour assurer la stabilité à long terme des barrages. La décision de la SDCB de fermer les bassins de résidus dans un avenir rapproché ne modifie pas les principes proposés par Geocon, mais elle en modifie radicalement les détails, puisque le volume des résidus sera beaucoup moins important.

4.0 CONTENU DU RAPPORT

Le concept de submersion permanente des résidus a été largement accepté (NEDEM, 1989) et a été adopté par la SDCB, qui le jugeait comme étant la solution la plus appropriée. Il est d'ailleurs pris en compte dans l'étendue des travaux (section 10 du présent rapport). Le présent rapport traite de l'étendue des travaux dans les sections qui suivent. Les sections 5 et 6 décrivent le plan des travaux de redistribution des résidus et les considérations hydrauliques connexes relatives à la couverture aqueuse permanente, à la propagation des crues et à l'action des vagues. Une première évaluation environnementale du plan proposé est présentée aux sections 7 à 9. Enfin, les estimations des coûts du plan de fermeture sont présentées à la section 10.

5.0 PLAN DES TRAVAUX DE REDISTRIBUTION DES RÉSIDUS

5.1 Généralités

Les travaux de redistribution visent à submerger totalement les résidus, afin de réduire ou d'éliminer la production d'acide dans ceux-ci. Les considérations environnementales et économiques exigent que ces travaux soient exécutés en causant le moins de perturbations possible dans les installations existantes; ainsi, les travaux de redistribution devraient être réalisés tout en conservant le barrage, le système de décantation, l'évacuateur de crues et le bassin de décantation actuels. Toutes les structures précédentes, qu'elles soient modifiées ou non, devraient permettre le contrôle du niveau des eaux du bassin et faire en sorte que les rejets déversés dans les eaux de surface réceptrices répondent aux normes environnementales.

La façon la plus simple d'atteindre tous les objectifs ci-dessus serait de réduire le tas de résidus subaériens actuel (la partie exposée à l'air à l'extrémité ouest du bassin) et de placer ces résidus dans le bassin existant à l'extrémité est. Cette section examine les bilans des matières et les niveaux du bassin pour y parvenir, ainsi que les méthodes d'acheminement des matières.

5.2 Tas de résidus actuel

Les résidus ont été déversés essentiellement à partir d'un seul point du côté sud du bassin depuis le début du projet. En 1992, l'extrémité de la conduite d'évacuation a été rallongée de 200 pieds dans le bassin. Ainsi, les résidus forment un cône plat au-dessus du niveau du bassin, comme le montre le dessin n° 8996-1 (mis à jour en juillet 1993). Les pentes formées par les dépôts varient d'environ 4 % près du point de déversement à environ 1 % de l'endroit le plus éloigné de ce point. Selon les études récentes, les pentes sous-marines sont d'environ 2,5 à 3 %. Le petit étang à l'extrémité ouest du bassin se jette dans un petit ruisseau qui coule vers l'est le long du côté nord du tas de résidus. À certains endroits, le ruisseau s'est creusé un chenal à travers les résidus.

5.3 Examen des propriétés physiques

Les propriétés physiques ont fait l'objet d'un rapport par Geocon (1992a). Les résidus se composent de grains de sable et de particules de limon, dont la taille moyenne diminue généralement plus ils sont loin du point de déversement; jusqu'à 30 % de particules de la taille des argiles ont été trouvées dans les résidus déposés sous l'eau, à l'endroit le plus éloigné de la conduite.

Les autres propriétés physiques sont résumées ci-dessous (Geocon 1992a).

| | |
|--|--|
| Résistance au cisaillement de l'aube (non drainée) | 45 à 900 lb/pi ² |
| - variations des résidus plus fins | de 50 à 150 lb/pi ² |
| - variations des résidus plus grossiers | de 100 à 400 lb/pi ² |
| Teneur en humidité | de 10 à 40 % |
| Densité relative | de 1,5 à 3 |
| Coefficient de perméabilité (normal) | de 2 x 10 ⁻⁷ à 2 x 10 ⁻⁸ m/s |
| Poids sec unitaire | 70 lb/pi ² |

Les résidus au-dessus de la nappe phréatique sont bien drainés et capables de se tenir à des pentes presque verticales dans les puits d'essai. Par contre, près du bord du bassin et aux endroits où la nappe phréatique est près de la surface, les résidus ne supporteront que le poids d'une personne.

5.4 Bilan des matières

Les variables à examiner sont le niveau final auquel le tas de résidus est réduit et le niveau final du bassin correspondant. Le niveau final du tas de résidus réduit définira le volume de résidus à déplacer, ce qui peut affecter les méthodes utilisées pour l'excavation, le transport et le redépôt ainsi que le calendrier. Le niveau final du bassin définira les exigences relatives aux changements à apporter au barrage, au système de décantation et à l'évacuateur de crues ainsi que les zones d'altération des habitats aquatiques et terrestres.

La quantité de résidus dans le bassin a été calculée à partir de la mise à jour du sondage réalisé en 1993 portant sur la surface des résidus et la topographie originale (Geocon 1983), au moyen du progiciel Microlynx. La quantité de résidus à produire jusqu'au milieu de l'année 1994 a été ajoutée aux totaux, en utilisant une production annuelle moyenne de 106 000 tonnes, selon le tonnage total réel placé au cours des huit dernières années. Ces quantités ont été comparées aux chiffres présentés par Geocon (1992a). Les résultats sont présentés au tableau 5.1a. Le poids sec unitaire indiqué dans le tableau a été calculé à partir des volumes et des tonnages mesurés; on peut voir que les mesures de Geocon équivalent à un poids sec unitaire moyen de 70 lb/p² et nos calculs donnent un résultat de 62,8 lb/p². Les calculs fondés sur la densité relative des particules (Geocon 1983) prévoyaient que le poids sec unitaire varierait de 50 lb/p² à 70 lb/p²; ainsi, les deux valeurs calculées à partir des données de terrain sont raisonnables. Par conséquent, on estime que le volume total au milieu de l'année 1994 sera de 30,1 à 33,5 millions de pieds cubes, comme le montre le tableau.

Les volumes estimés de résidus au-dessus de diverses élévations, extrapolés jusqu'au milieu de l'année 1994, sont présentés dans le tableau 5.1b. Le volume du bassin, sous diverses élévations, a également été calculé à l'aide de la topographie originale (tableau 5.1c).

Tableau 5.1 BILAN DES QUANTITÉS DE MATIÈRES

| (a.) VOLUMES DE RÉSIDUS | | | | |
|--------------------------------|---|----------------------------|---------------------------|---|
| Date de référence | Volume de résidus Pieds³ x 10⁶ | Quantité de résidus | | Poids sec unitaire 7 lb/pi² |
| | | Tonnes | (Tonnes anglaises) | |
| Juin 1991 | 20,0 ¹ | 702 000 | (636 000) ² | 70,0 ⁶ |
| Juillet 1993 | 29,8 ³ | 937 000 | (850 000) ⁴ | 62,8 ⁶ |
| Juillet 1994 | 33,5 ³ 30,1 ⁵ | 1 053 000 | (956 000) | 62,8 70,0 |

- | | |
|---|--|
| 1. <i>Mesuré par Geocon en 1992</i> | 2. <i>Calculé par Geocon en 1992</i> |
| 3. <i>Mesuré par Jacques, Whitford and Associates Limited en 1993</i> | 4. <i>SDCB 1993</i> |
| 5. <i>Prévisions</i> | 6. <i>Calculé à partir du volume et du tonnage</i> |

| (b.) VOLUME CUMULATIF DE RÉSIDUS PAR RAPPORT À L'ÉLÉVATION | | |
|---|---|-----------------------|
| Élévation (pieds) | Volume de résidus au-dessus de cette élévation | |
| | Pieds³ x 10⁶ | (Verges cubes) |
| 126 | 29,1 | (1 077 000) |
| 128 | 22,8 | (844 000) |
| 130 | 17,3 | (640 000) |
| 132 | 12,1 | (448 000) |
| 134 | 7,6 | (282 000) |
| 136 | 4,9 | (182 000) |
| 138 | 3,2 | (118 000) |

| (c.) BILAN DES QUANTITÉS | |
|---------------------------------|---|
| Élévation (pieds) | Capacité de retenue du bassin Pieds³ x 10⁶ |
| 126,0 | 21,9 |
| 127,0 | 25,8 |
| 128,0 | 30,4 |
| 129,0 | 34,9 |
| 130,0 | 39,6 |



5.4.1 Élévations minimales des résidus

Une comparaison entre le volume de résidus maximal estimatif en 1994 (33,5 millions de pieds cubes) et le volume des réserves totales du bassin montre que tous les résidus pourraient être retenus sous une élévation de 129 pieds, si la surface des résidus était à un niveau parfait, et si le poids sec unitaire des résidus déplacés se situait entre 63 et 70 lb/pi². En ce qui concerne ces derniers, la densité des résidus déplacés sous l'eau est probablement au bas de la fourchette, et un poids sec unitaire de 63 lb/pi² est jugé approprié. À notre avis, une marge de prudence est applicable aux calculs de la quantité, et ceci peut être obtenu en établissant la profondeur d'excavation nominale à 130 pieds. Le volume total de résidus à déplacer sera de 640 000 verges cubes.

Le niveau de remplissage nominal calculé dans le bassin de résidus devient alors de 128 pieds, ce qui offre une certaine capacité excédentaire dans la zone de remplissage, au besoin. Cela permet également une couverture aqueuse plus profonde près du système de décantation, dont les avantages sont abordés à la section 6.4.

Le plan proposé est illustré par le dessin 8996-2. Toutes les limites indiquées sont approximatives, car elles reposent sur l'interprétation de données d'enquête recueillies à différents moments; toutefois, la disposition générale est suffisamment précise aux fins du plan. Pour obtenir une couverture aqueuse nominale de 4 pieds, le niveau normal proposé pour le bassin a été établi à 134 pieds; l'analyse à l'appui de cette valeur est présentée à la section 6. Les sections A-A et B-B indiquent les aspects des travaux liés à la réduction et au remplissage. La limite des résidus après les travaux de redistribution est indiquée et l'on peut voir qu'il y aura des zones où les résidus sont totalement retirés. Dans la zone A, la surface du sol d'origine sera exposée pour former le fond du bassin. Dans la zone B, la surface du sol d'origine sera exposée au-dessus du niveau du bassin.

Généralement, autour du bassin, le fond du bassin sur la rive sera un sol naturel, avec des résidus à quelques endroits. Évidemment, le côté est adjacent au barrage n'est pas inclus dans cette description. Il est à noter qu'aucun résidu ne sera placé dans le petit bassin à l'extrémité ouest du site et que la nouvelle rive s'étendra au-delà de la limite actuellement indiquée sur la carte dans cette zone.

5.4.2 Autres élévations des résidus

L'examen du tableau 5.1b montre comment le fait de choisir une élévation finale plus élevée pour le tas de résidus réduit permettra de diminuer le volume de résidus à déplacer. Cela entraîne des répercussions évidentes sur les coûts. Il y aura également des répercussions évidentes sur le niveau et la surface du bassin et, par conséquent, sur les caractéristiques environnementales du site, entre autres. En principe, toute élévation au-dessus du minimum pourrait être envisagée. À titre d'exemple, et pour favoriser

l'orientation du présent rapport, nous n'avons choisi qu'une seule autre option de hauteur de tas de résidus réduit. Il devrait donc être possible de prendre facilement en considération d'autres élévations en les comparant aux deux cas qui sont mis de l'avant dans le présent rapport.

Par exemple, le fait d'avoir choisi une élévation de 134 pieds permettra de réduire ce volume d'environ 358 000 verges cubes par rapport à une élévation de 130 pieds. Le niveau de remplissage nominal calculé dans le bassin deviendra alors de 124 pieds. Les détails de cette autre solution sont indiqués dans le dessin 8896-3. Le niveau normal du bassin proposé serait de 138 pieds, afin de fournir une couverture nominale de 4 pieds au-dessus de la zone comportant le tas de résidus réduit. Dans le bassin actuel partiellement rempli, la profondeur de l'eau serait d'environ 14 pieds.

Les sections A-A et B-B indiquent les aspects des travaux liés à la réduction et au remplissage. Les résidus excavés seraient placés dans la partie profonde du bassin, en direction du barrage. La limite des résidus après les travaux de redistribution est indiquée et l'on peut voir qu'il y aura des zones où les résidus seront entièrement retirés. Dans la zone A, la surface du sol d'origine sera exposée pour former le fond du bassin. Dans la zone B, la surface du sol d'origine sera exposée au-dessus du niveau du bassin.

En général, le bassin reconfiguré sera semblable à celui de l'option d'élévation minimale des résidus. Autour du bassin, le fond du bassin sur la rive sera un sol naturel, avec des résidus à quelques endroits; évidemment, le côté est adjacent au barrage n'est pas inclus dans cette description. Là encore, aucun résidu ne sera placé dans le petit bassin à l'extrémité ouest du site et la nouvelle rive s'étendra au-delà de la limite actuellement déboisée dans cette zone.

Les options d'élévation des tas de résidus réduits autres que de 130 pieds et de 134 pieds donneraient des détails finaux quant au bassin semblables à ceux représentés dans les dessins 8896-2 et 8896-3.

5.5 Méthodes pour redistribuer les résidus

5.5.1 Généralités

Les méthodes habituelles qui peuvent être utilisées pour déplacer les résidus se répartissent en quatre catégories :

1. dragage;
2. lavage au sluice;
3. dragueuse et matériel de terrassement sur rail connexe;

4. combinaison des éléments énoncés ci-dessus.

Pour une rentabilité maximale, la méthode serait laissée au choix de l'entrepreneur en vertu d'une spécification en matière de rendement, selon laquelle il doit atteindre les objectifs à l'aide de l'équipement et de la méthode de son choix. Parmi ces objectifs, mentionnons :

1. l'exposition des résidus à des conditions oxydantes pendant l'exploitation doit être réduite au minimum;
2. le maintien de la structure existante du barrage, du décanteur et de l'évacuateur de crues;
3. le maintien d'une qualité acceptable de l'eau évacuée.

En ce qui concerne le point 3, il est à noter que le fonctionnement quotidien du système actuel introduit de grandes quantités de solides en suspension dans le bassin, qui sont maintenant traités de façon adéquate par le système de décantation et le bassin de décantation; ces caractéristiques seront utilisées pendant les travaux de déplacement des résidus.

5.5.2 Équipement

Dragues – De petites dragues flottantes avec un tirant d'eau de l'ordre de 3 pieds, pouvant être déplacées sur ce site, sont offertes. Il s'agit de dragues suceuses, qui utilisent un tuyau doté d'une tête de havage et d'une pompe suceuse pour draguer le matériau et l'évacuer par une conduite flottante pouvant mesurer jusqu'à 1 000 pieds. En fonctionnement, la drague peut maintenir son propre bassin de travail et le point de déversement peut être équipé d'épandeurs et déplacé au besoin, afin de contrôler la mise en place du matériau dragué.

Les principaux avantages des travaux de dragage sont que (i) l'exposition aérienne des résidus est réduite au minimum, et que (ii) le dépôt peut être très bien contrôlé. Le principal inconvénient est qu'il serait impossible d'exploiter les résidus élevés de la zone B.

Lavage au sluice – Dans des travaux de lavage au sluice, des tuyaux à haute pression sont utilisés pour excaver le matériau, qui est transporté par l'eau de lavage. Le débit de boue en découlant a des caractéristiques comparables au déversement actuel. De l'eau du bassin recirculée serait utilisée.

Le principal avantage du lavage au sluice est son coût relativement bas. Les inconvénients sont (i) l'absence d'expérience locale des travaux à grande échelle, et (ii) un mauvais contrôle de l'emplacement de dépôt.

Pelles à benne traînante, etc. – Il serait possible d'effectuer les travaux de pelles à benne traînante au moyen de grandes unités à partir de plateformes stables. La pelle à benne traînante excave les matières et les jette dans la zone d'élimination. Puisque la surface dépasse la portée de la pelle à benne traînante, en particulier en ce qui concerne la coulée, elle doit être mobile. Étant donné qu'il s'agit de travaux terrestres, cette méthode comporte des limites pour qu'elle soit efficace. De plus, elle nécessiterait un équipement d'appui : par exemple, des buteurs qui pousseraient les matériaux vers la pelle à benne traînante ainsi que des barges dans lesquelles les matériaux excavés seraient déversés aux fins d'élimination hors de la portée de la pelle à benne traînante. L'excavation dans la zone B ne poserait aucun problème pour cet équipement. En plaçant la pelle à benne traînante sur une barge, elle serait plus mobile et permettrait de réduire, mais pas d'éliminer entièrement, les travaux terrestres effectués en double.

Une pelle à benne traînante sur barge présente les mêmes avantages d'exploitation qu'une drague, mais elle est probablement moins rentable.

5.5.3 Calendrier

La quantité totale de résidus à déplacer dépendra de l'élévation du tas de résidus réduit choisie. Il est souhaitable d'achever les travaux assez rapidement, pendant l'été lorsque les niveaux de précipitations sont les plus faibles, afin de réduire au minimum les problèmes potentiels d'oxydation et de préserver la qualité des eaux de surface. En utilisant un certain nombre d'unités, il est possible de déplacer 10 000 verges cubes par jour, ce qui se traduit par des travaux d'une durée de 70 jours à pleine production pour l'option d'élévation des résidus minimale, et de moins longtemps pour l'option de résidus plus élevés.

Les données hydrologiques présentées à la section 6 et résumées aux figures 6.3 et 6.4 montrent qu'il y a normalement une période en août où il n'y a aucun rejet issu du bassin. (Pendant les années de sécheresse, cette période peut durer plus de trois ou quatre mois.) On peut profiter de ce phénomène naturel pour effectuer au moins une partie des travaux de déplacement des résidus sans avoir à rejeter en aval de l'eau sale. Il est également possible de retenir le bassin à eaux de ruissellement pendant environ 40 jours, à une élévation entre 125 pieds et 135 pieds, ce qui est considéré comme un intervalle pratique. Cela aiderait encore davantage l'entrepreneur à effectuer ses travaux sans rejeter en aval de l'eau sale.

Après les travaux de redistribution, il se peut que le niveau du bassin doive être relevé pour obtenir la couverture aqueuse voulue. Les données présentées aux figures 6.3 et 6.4 montrent qu'il y a normalement une arrivée d'eau considérable à partir de la mi-septembre, mais pendant les années de sécheresse, il faut parfois attendre en novembre pour connaître une arrivée d'eau importante.

Bien que le climat ne soit évidemment pas prévisible pour une année donnée, ces facteurs indiquent que la période de juillet à septembre est la meilleure pour effectuer les travaux de déplacement des résidus.

5.5.4 Activités d'atténuation connexes

Les méthodes de déplacement des résidus prévoiront des dispositions afin de compenser les conditions climatiques défavorables et d'atténuer les effets sur l'environnement. Si les précipitations sont plus abondantes que la normale, il se peut qu'il soit impossible de contrôler les niveaux du bassin comme indiqué ci-dessus et il y aura un débit assez constant. Pour réduire la charge de particules dans le déversement, un filtre à limon sera installé autour de la tour de décantation et des dispositions seront prises, au besoin, pour le traitement discontinu dans le bassin de décantation. L'eau d'appoint peut également être acheminée vers le bassin à partir de la canalisation d'évacuation des résidus, afin d'atténuer les effets de la sécheresse et de réduire le temps d'exposition des résidus. D'autres mesures d'atténuation sont examinées à la section 8.

5.6 Effets des niveaux de résidus sur les structures existantes

La tour de décantation a été conçue pour retenir des résidus à un niveau de 135 pieds, même si l'on ne s'attendait pas à ce que le niveau maximal de résidus dépasse 129 pieds. Dans toutes les options de redistribution des résidus, le niveau prévu de ceux-ci dans la structure de décantation sera égal ou inférieur à environ 128 pieds, respectant ainsi les critères de conception d'origine et n'exigeant aucune modification à cet égard. De même, le niveau final des résidus n'affectera pas la stabilité du barrage.

6.0 ASPECTS HYDRAULIQUES DE LA SUBMERSION PERMANENTE

D'un point de vue hydraulique, le plan de fermeture doit garantir que les critères suivants sont remplis :

1. les résidus ne sont pas exposés, en particulier pendant une période de sécheresse;
2. les ouvrages hydrauliques sont capables de déverser les eaux de crue lors de tempêtes sans faire déborder le barrage;
3. les effets de l'affouillement causé par les vagues sont réduits au minimum.

Diverses analyses ont été effectuées pour atteindre ces objectifs, dont les suivantes :

1. bilan hydrique annuel, pour les années moyennes et les années de sécheresse;
2. propagation des crues en cas de tempête vers le bassin;
3. examen des mécanismes et des effets des vagues et de l'affouillement s'y rapportant.

6.1 Caractéristiques de la tour de décantation et du système d'évacuation

La tour de décantation est située à 70 pieds en amont de l'axe longitudinal du barrage, comme le montre le dessin 8996-1. Il s'agit d'une structure en béton armé érigée sur un sol naturel à une élévation de 115 pieds, dont le pont supérieur s'élève à 140 pieds. Elle possède deux compartiments de décantation distincts; l'un conçu pour décanter l'eau vers la station d'épuration pendant les travaux habituels, l'autre pour décanter l'eau vers une conduite d'évacuation et un canal ouvert pendant les périodes de ruissellement extrême.

Le système de décantation de la station d'épuration comprend un déversoir d'entrée de 4 pieds de large, avec un seuil à une hauteur de 125 pieds et une disposition pour des batardeaux, menant à un puits qui s'écoule dans un tuyau de béton de 14 pouces de diamètre (élévation du bas à 118 pieds). Ce tuyau se rétrécit à un diamètre de 10 pouces et transporte l'eau jusqu'à la station d'épuration, où la sortie est munie d'une vanne. La capacité de débit de ce système a été établie par Geocon (1983b) : il est à noter que la capacité est régie par la vanne de sortie. Les eaux de la station d'épuration se déversent dans le bassin de décantation. Il est entendu que l'exploitation de la station d'épuration n'a pas été nécessaire jusqu'à présent.

Le système de décantation de la canalisation de trop-plein a été modifié depuis la construction initiale. Le déversoir d'entrée de 6 pieds de large est maintenant muni d'un seuil en béton à une hauteur de 135 pieds, mais comprend deux robinets-vannes de 16 pouces (élévation du bas à 125 pieds) à travers lesquels le débit peut être réglé dans un tuyau de béton de 30 pouces de diamètre (élévation du bas à 117 pieds). Le tuyau passe sous le barrage et se déverse dans le chenal et de là, dans la crique d'origine qui se jette dans le ruisseau Kehoe, à environ 1 600 pieds en aval du barrage. La capacité de débit de ce système est maintenant probablement régie par la capacité des robinets-vannes; cette question n'a pas été étudiée en détail puisque le plan de déclassement prévoit un système de décantation passif où les robinets n'ont pas à être ouverts, et le débit vers la canalisation de trop-plein sera établi en fonction de la charge hydraulique plutôt que des caractéristiques de débit hydraulique du déversoir et du système de tuyau, comme l'avait déterminé Geocon à l'origine (1983b).

6.2 Bilan hydrique annuel

Les composantes du bilan hydrique annuel comprennent les éléments suivants :

1. l'arrivée d'eau provenant du ruissellement du bassin hydrologique et les précipitations directes sur la surface du bassin, moins l'évaporation de celui-ci;

2. le courant de débordement attribuable aux rejets du système de décantation et aux pertes par infiltration.

Après un examen des données hydrologiques, nous avons sélectionné trois situations annuelles pour l'analyse du bilan hydrique : (i) les débits annuels moyens consistant en une succession de débits moyens mensuels; (ii) un été « sec » et (iii) deux années « sèches ».

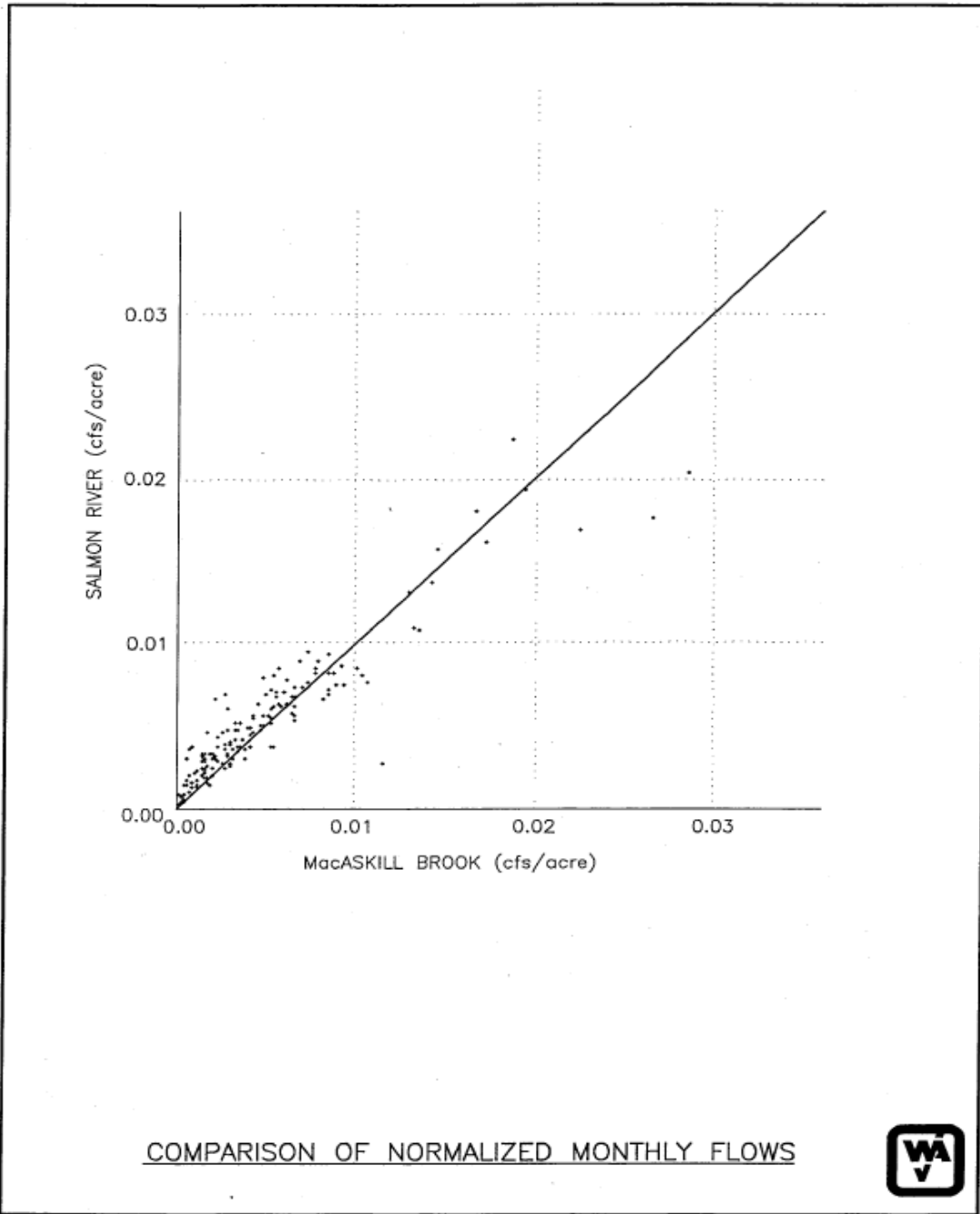
6.2.1 Ruissellement des bassins hydrologiques

Deux bassins hydrologiques avec stations de jaugeage (Environnement Canada, 1991) de la région ont été utilisés pour estimer le ruissellement provenant du bassin de résidus de 636 acres (2,6 km²). Le premier est un bassin hydrologique de 4 250 acres (17,2 km²) situé à environ 10 km au sud-est du parc de résidus, désigné comme étant le ruisseau MacAskill près de Birch Grove (station n° 01FJ002). Le deuxième, désigné comme étant la rivière Salmon à Salmon River Bridge (station n° O1FJ0001), couvre une superficie d'environ 49 000 acres (199 km²) et est situé à environ 30 km au sud-ouest du site. Des données sur la rivière Salmon enregistrées en 1966 ont été utilisées pour compléter celles sur le ruisseau MacAskill, qui est plus proche, pour lequel des données ont été enregistrées depuis 1978 seulement. Les deux bassins hydrologiques ne sont pas régulés (c'est-à-dire que leur débit est naturel).

Afin de confirmer la validité des données sur la rivière Salmon, qui est plus éloignée, les données mensuelles provenant des deux bassins hydrologiques ont été normalisées par région. Les données pour les mois correspondants ont ensuite été tracées, comme le montre la figure 6.1. La figure indique qu'il existe un rapport d'environ 1:1 pour les débits des deux bassins hydrologiques. L'utilisation des données de la rivière Salmon entre 1966 et 1978 est donc considérée comme étant valide.

Les données sur les eaux de ruissellement utilisées dans les calculs du bilan hydrique sont les suivantes :

1. les débits annuels moyens consistant en une succession de débits moyens mensuels ont été évalués;
2. un « été sec » a été examiné. D'après l'examen des données historiques, l'été 1975 évalué à la rivière Salmon a été l'un des plus secs de la période d'enregistrement.



| | |
|--|--|
| SALMON RIVER (cfs/acre) | RIVIÈRE SALMON ($p^3/\text{sec par acre}$) |
| MacASKILL BROOK (cfs/acre) | RUISSEAU MacASKILL ($p^3/\text{sec par acre}$) |
| COMPARISON OF NORMALIZED MONTHLY FLOWS | COMPARAISON DES DÉBITS MENSUELS NORMALISÉS |
| FIGURE 6.1 | FIGURE 6.1 |



3. Deux « années sèches » ont été analysées. Encore une fois, d'après l'examen des données historiques, le débit annuel enregistré en 1985 et en 1989 a été relativement faible. Les débits utilisés pour 1985 sont une combinaison de données sur le ruisseau MacAskill et la rivière Salmon, tandis que ceux utilisés pour 1989 proviennent du ruisseau MacAskill.

Le tableau 6.1 présente ces débits. Il est à noter qu'en raison de la période d'enregistrement relativement courte (26 ans), les débits utilisés pour l'analyse de « l'été de sécheresse » en 1975 ont été modifiés pour générer un débit inférieur à celui réellement enregistré. Bien qu'ils ne figurent pas dans le tableau 6.1, les débits modifiés utilisés dans l'analyse représentent 80 % de ceux mesurés. Les débits maximaux et minimaux enregistrés sont également présentés à des fins de comparaison.

Tableau 6.1 RUISSELLEMENT DES BASSINS HYDROLOGIQUES (p³/sec par acre) x 100

| | Moyenne | Minimum | Maximum | 1975 | 1985 | 1989 |
|-----------|---------|---------|---------|-------|-------|-------|
| Janvier | 0,586 | 0,143 | 1,359 | 0,286 | 0,257 | 0,529 |
| Février | 0,458 | 0,043 | 1,330 | 0,114 | 0,286 | 0,229 |
| Mars | 0,686 | 0,157 | 1,416 | 0,758 | 0,529 | 0,157 |
| Avril | 1,172 | 0,529 | 2,831 | 1,487 | 0,715 | 1,444 |
| Mai | 0,543 | 0,229 | 2,360 | 0,987 | 0,686 | 0,300 |
| Juin | 0,257 | 0,029 | 1,201 | 0,257 | 0,701 | 0,172 |
| Juillet | 0,172 | 0,014 | 0,644 | 0,014 | 0,200 | 0,072 |
| Août | 0,157 | 0,014 | 0,715 | 0,014 | 0,043 | 0,029 |
| Septembre | 0,243 | 0,014 | 0,887 | 0,014 | 0,086 | 0,143 |
| Octobre | 0,501 | 0,143 | 1,001 | 0,787 | 0,200 | 0,558 |
| Novembre | 0,744 | 0,143 | 2,074 | 0,787 | 0,558 | 0,772 |
| Décembre | 0,701 | 0,200 | 1,873 | 1,873 | 0,358 | 0,300 |
| Année | 0,515 | 0,386 | 0,729 | 0,615 | 0,386 | 0,386 |

Source : Environnement Canada, *Sommaire des débits historiques des cours d'eau, provinces de l'Atlantique, jusqu'en 1990*

1. Ruisseau MacAskill près de Birch Grove – Station n° 01FJ002 (superficie = 17,2 km² [6,6 milles carrés])
2. Rivière Salmon à Salmon River Bridge – Station n° 01FJ001 (superficie = 199 km² [78,8 milles carrés])

Le bassin hydrologique total du bassin de résidus est d'environ 636 acres (2,57 km²). De cette superficie, la partie du bassin recevant les précipitations directes est d'environ 144 acres (0,58 km²) à un niveau d'exploitation de 134 pieds, tandis que le bassin hydrologique comprend le reste des 492 acres (1,99 km²).

6.2.2 Précipitations et évaporation

Les données sur les précipitations utilisées dans les analyses du bilan hydrique proviennent des données fournies par le Service de l'environnement atmosphérique pour Sydney A et couvrent la période de 1942 à 1991. Les données sont indiquées dans le tableau 6.2 et correspondent aux précipitations « totales ». Les données sont totalisées sous une forme semblable à celle des débits décrits aux paragraphes précédents. Les précipitations mensuelles moyennes ont été utilisées conjointement avec les débits annuels moyens, tandis que les données sur les précipitations mensuelles pour des années précises ont été utilisées avec les débits pour les années correspondantes (1975, 1985 et 1989). Les données maximales et minimales enregistrées sont également présentées à des fins de comparaison. Les valeurs des précipitations mensuelles ont été appliquées directement au bassin de 144 acres. Il est à noter que pour modéliser le bilan hydrique de « l'été sec », les précipitations mensuelles de 1975 ont été modifiées par un facteur de 80 %, comme il a été mentionné ci-dessus.

L'évapotranspiration du bassin hydrologique de 492 acres contribuant au ruissellement du bassin a été indirectement prise en compte en utilisant les débits normalisés, comme il est décrit dans la section précédente. Cependant, il faut soustraire l'évaporation de l'étang de 144 acres des précipitations directes dans le bassin. Aucune donnée mensuelle sur l'évaporation n'a été trouvée et, aux fins de nos analyses, les données sur l'évapotranspiration potentielle à Halifax ont été utilisées (Phillips, 1976). Ces données sont illustrées dans le tableau 6.2. La valeur annuelle moyenne de 21,9 pouces correspond à celle fournie pour Halifax dans l'Atlas hydrologique du Canada (1978), qui indique également que l'évaporation annuelle des lacs est de 21,7 pouces pour la région de Sydney. En fonction de ces données, on suppose que les taux d'évaporation mensuels des bassins sont raisonnablement semblables aux taux d'évapotranspiration potentiels indiqués dans le tableau. Dans le cas de la modélisation de « l'été sec » de 1975, les taux d'évaporation ont été multipliés par 1,25.

6.2.3 Pertes par infiltration

Les pertes par infiltration du bassin de résidus du lac Kilkenny au nord ont déjà été estimées à 125 gal. imp./min (0,33 p³/sec), pour le niveau d'un bassin à une élévation de 135 pieds, et à un minimum de 50 gal. imp./min (0,13 p³/sec) pour le niveau d'un bassin à une élévation de 125 pieds (Geocon 1992a). Geocon a également conclu qu'un scellant de résidus au fond du bassin ne serait pas très efficace, et nous avons choisi d'ignorer les faibles baisses liées à l'infiltration qui pourraient découler de la

redistribution des résidus dans le bassin actuel. Dans nos analyses, nous avons utilisé une perte par infiltration plus importante pour tenir compte de l'infiltration potentielle dans d'autres directions, ainsi qu'à travers et sous le barrage, et pour fournir une marge de sûreté dans l'analyse des années de sécheresse. Les pertes potentielles par infiltration ont été fixées à 360 gal. imp./min (0,96 p³/sec) pour le bassin à une élévation de 136 pieds, diminuant linéairement à 165 gal. imp./min (0,44 p³/sec) à une altitude de 130 pieds. Ces pertes ont été intégrées à la relation hauteur-débit pour le système de décantation dans nos analyses du bilan hydrique.

Tableau 6.2 PRÉCIPITATIONS TOTALES DE SYDNEY (1942-1991) (pouces)

| | Moyenne | Minimum | Maximum | 1975 | 1985 | 1989 | Évaporation moyenne |
|-----------|----------------|----------------|----------------|-------------|-------------|-------------|----------------------------|
| Janvier | 5,69 | 1,85 | 9,75 | 7,80 | ,07 | 4,89 | 0 |
| Février | 4,80 | 1,70 | 8,53 | 1,95 | 4,51 | 5,88 | 0 |
| Mars | 4,90 | 1,52 | 9,28 | 5,75 | 4,6 | 5,33 | 0 |
| Avril | 4,43 | 0,94 | 10,52 | 5,55 | 2,55 | 3,87 | 1,0 |
| Mai | 3,90 | 0,89 | 9,24 | 3,41 | 4,61 | 0,89 | 2,3 |
| Juin | 3,47 | 0,93 | 7,20 | 2,95 | 7,20 | 3,91 | 3,5 |
| Juillet | 3,13 | 0,70 | 8,58 | 1,06 | 3,11 | 1,68 | 4,7 |
| Août | 3,88 | 0,70 | 8,57 | 2,27 | 3,76 | 2,41 | 4,3 |
| Septembre | 4,13 | 1,37 | 10,11 | 2,90 | 1,67 | 4,71 | 3,1 |
| Octobre | 4,97 | 1,41 | 9,97 | 7,37 | 3,81 | 5,29 | 2,0 |
| Novembre | 6,20 | 1,58 | 13,14 | 3,94 | 4,16 | 8,16 | 0,90 |
| Décembre | 6,01 | 2,15 | 12,39 | 10,18 | 5,89 | 2,31 | 0 |
| Année | 55,33 | 40,26 | 77,70 | 55,14 | 49,97 | 49,33 | 21,9 |

Sources : *Données sur les précipitations d'Environnement Canada,
Service de l'environnement atmosphérique (SEA)
Données de la station pour Sydney A., reçues en juillet 1993
Données sur l'évaporation provenant de D.W Phillips, SEA, 1976*

6.2.4 Relations hauteur/retenue/débit

La figure 6.2 montre les relations entre la hauteur, la retenue et le débit applicables au bassin et au système de décantation actuels. Les relations hauteur-zone et hauteur-volume ont été établies en supposant les élévations des résidus dont il est question à la section 5, qui donnent effectivement lieu à la topographie originale supérieure à 130 pieds. Par conséquent, aux fins de la présente étude, des courbes de niveau préliminaires supérieures à une élévation de 130 pieds ont été utilisées.

La relation hauteur-débit de la structure de décantation a été tirée de Geocon (1983b), puisque le système de décantation actuellement proposé pour la fermeture fonctionnera environ dans le cadre des mêmes relations. Pour l'élévation minimale des résidus, le niveau nominal du bassin sera établi à 134 pieds, en plaçant le déversoir de traitement à cette hauteur. Ceci est illustré à la figure 6.2, où le déversoir de « traitement » est placé à 134 pieds et le seuil de « débordement » est placé un pied plus haut, soit à 135 pieds. Pour les bassins optionnels dont le niveau est plus élevé, les déversoirs seraient placés plus haut en conséquence, et la courbe de niveau hauteur-débit prédirait le même débit pour la même charge hydraulique des déversoirs.

La relation entre la hauteur, la retenue et le débit a été utilisée pour acheminer les débits mensuels vers le bassin pour les analyses du bilan hydrique. La même relation a été utilisée pour la propagation des crues en cas de tempêtes, comme il est mentionné dans la section suivante.

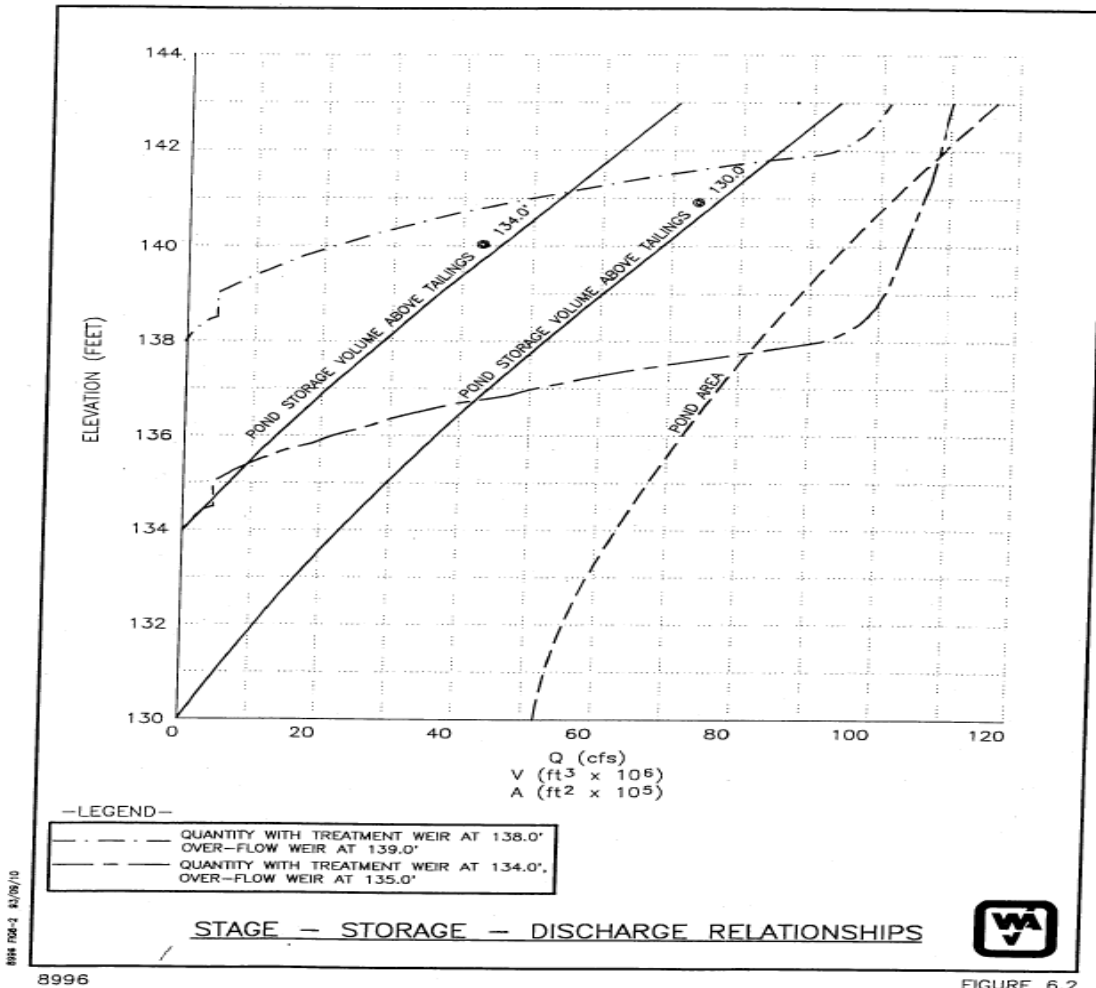
6.2.5 Résultats du bilan hydrique : Bassin à une élévation de 134 pieds

Les différents éléments (ruissellement des bassins hydrologiques, précipitations directes et évaporation) ont été acheminés vers le bassin en utilisant une élévation initiale de 134 pieds, dans un pas de temps de 15 jours. Ce pas de temps est jugé acceptable pour le niveau de précision requis dans le cadre de cette analyse. Les résultats sont présentés graphiquement sous forme du niveau du bassin sur une période de 12 mois à la figure 6.3.

Année moyenne – La figure montre que pour une année moyenne, on peut s'attendre à ce que le niveau du bassin augmente à environ 135,2 pieds vers la fin du mois d'avril, diminue à un niveau d'environ 133,9 pieds vers le milieu et la fin du mois d'août, de sorte que le déversoir ne déborde pas, et augmente à nouveau à un niveau d'environ 135 pieds vers la fin du mois de décembre. Pour une année moyenne, on peut s'attendre à ce que le niveau du bassin varie d'environ 1,4 pied, ce qui se traduit par une couverture aqueuse temporaire minimale sur les résidus d'environ 3,9 pieds.

Année de sécheresse – L'analyse de « l'été sec » de 1975 s'est traduite par une fluctuation du bassin d'environ 2,9 pieds, comme le montre la figure 6.3. Le niveau du bassin demeure au-dessus de 134 pieds d'élévation jusqu'en juillet. À la fin de septembre, il devrait avoir atteint environ 132,4 pieds, ce qui donne une couverture aqueuse d'environ 2,4 pieds par-dessus les résidus. Comme nous l'avons mentionné

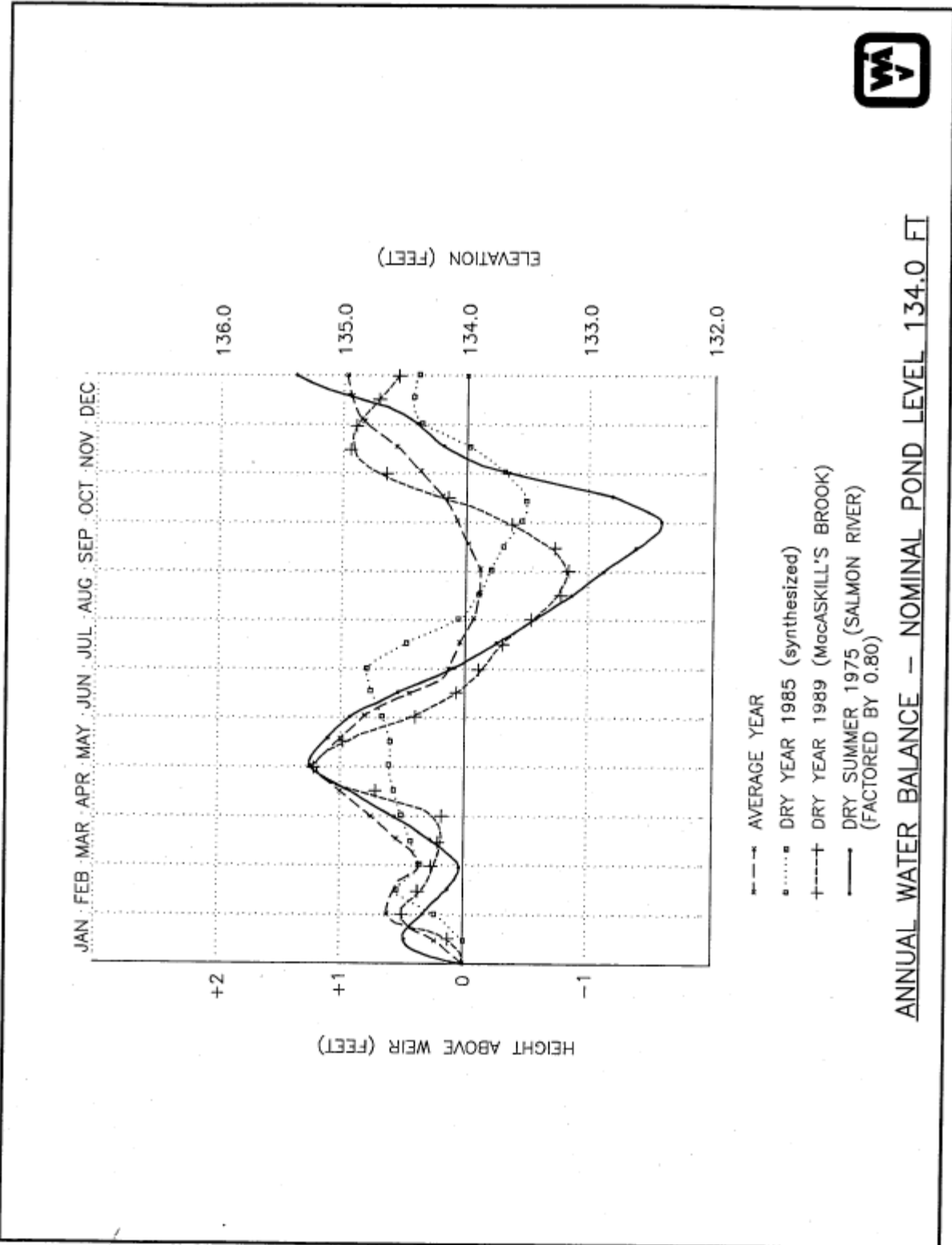
précédemment, l'arrivée d'eau (par ruissellement et précipitations directes) et l'évaporation ont été modifiées pour simuler sans exagération une période plus sèche que la courte période étudiée.



| ELEVATION (FEET) | ÉLÉVATION (PIEDS) |
|--|---|
| POND STORAGE VOLUME ABOVE TAILINGS @ 134.0 | VOLUME DE RETENUE DU BASSIN AU-DESSUS DES RÉSIDUS À 134 PIEDS |
| POND STORAGE VOLUME ABOVE TAILINGS @ 130.0 | VOLUME DE RETENUE DU BASSIN AU-DESSUS DES RÉSIDUS À 130 PIEDS |
| POND AREA | BASSIN |
| Q (cfs) | Q (p ³ /sec) |
| V (ft ³ x 10 ⁶) | V (pi ³ x 10 ⁶) |
| A (ft ² x 10 ⁵) | A (pi ² x 10 ⁵) |
| LEGEND | LÉGENDE |
| QUANTITY WITH TREATMENT WEIR AT 138.0' OVER-FLOW WEIR AT 139.0' | QUANTITÉ AVEC DÉVERSOIR DE TRAITEMENT À 138 PIEDS, DÉVERSOIR DE DÉBORDEMENT À 139 PIEDS |
| QUANTITY WITH TREATMENT WEIR AT 134.0', OVER-FLOW WEIR AT 135.0' | QUANTITÉ AVEC DÉVERSOIR DE TRAITEMENT À 134 PIEDS, DÉVERSOIR DE DÉBORDEMENT À 135 PIEDS |
| STAGE - STORAGE - DISCHARGE RELATIONSHIPS | RELATIONS HAUTEUR - RETENUE - DÉBIT |
| FIGURE 6.2 | FIGURE 6.2 |



8996 P124-3 93/06/10



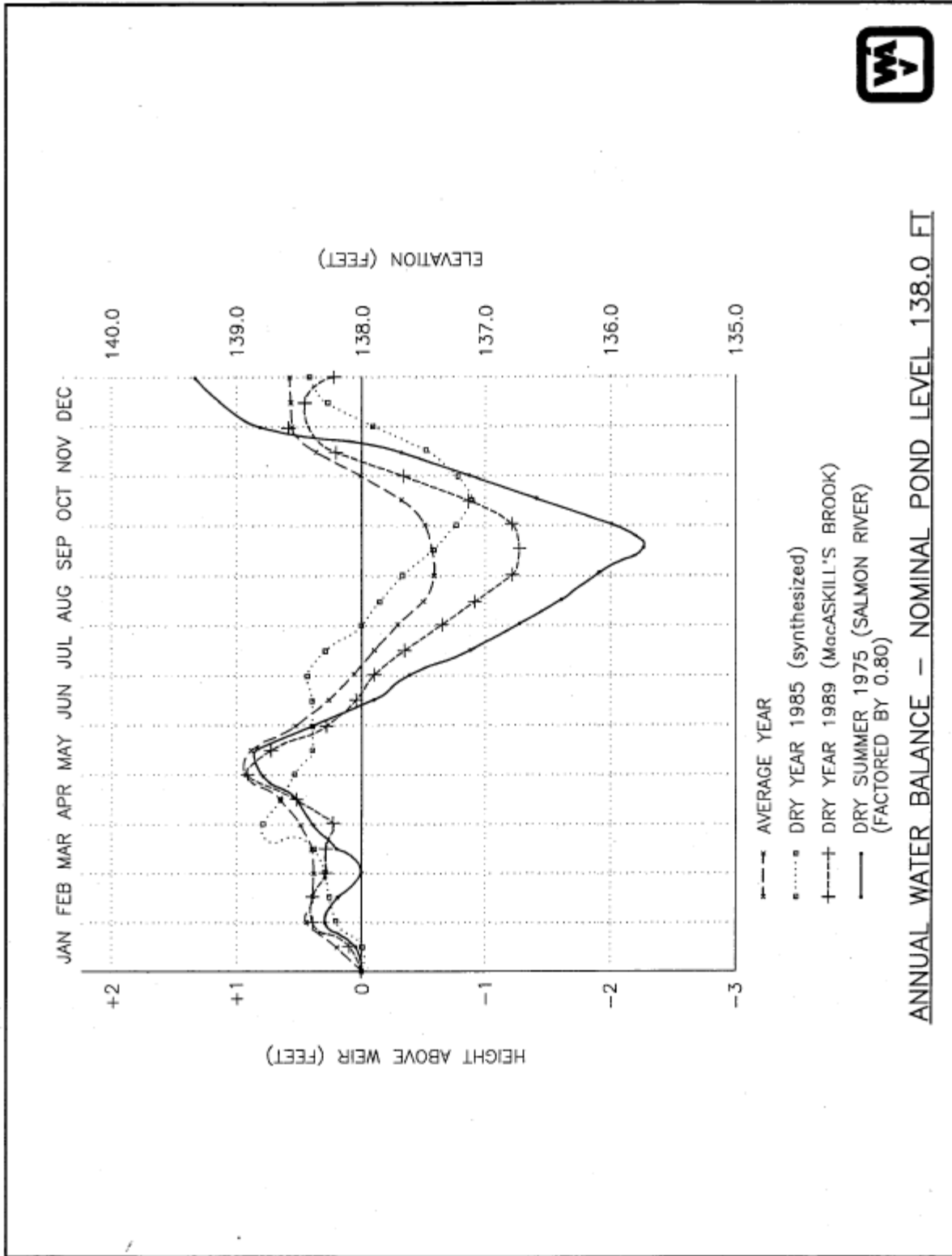
ANNUAL WATER BALANCE - NOMINAL POND LEVEL 134.0 FT



| | |
|--|--|
| JAN | JANV. |
| FEB | FÉVR. |
| MAR | MARS |
| APR | AVR. |
| MAY | MAI |
| JUN | JUIN |
| JUL | JUIL. |
| AUG | AOÛT |
| SEP | SEPT. |
| OCT | OCT. |
| NOV | NOV. |
| DEC | DÉC. |
| HEIGHT ABOVE WEIR (FEET) | HAUTEUR AU-DESSUS DU DÉVERSOIR (PIEDS) |
| ELEVATION (FEET) | ÉLÉVATION (PIEDS) |
| AVERAGE YEAR | ANNÉE MOYENNE |
| DRY YEAR 1985 (synthesized) | ANNÉE SÈCHE – 1985 (synthèse) |
| DRY YEAR 1989 (MacASKILL'S BROOK) | ANNÉE SÈCHE – 1989 (ruisseau MacASKILL) |
| DRY SUMMER 1975 (SALMON RIVER) (FACTORED BY 0.80) | ÉTÉ SEC – 1975 (RIVIÈRE SALMON) (MULTIPLIÉ PAR 0,80) |
| ANNUAL WATER BALANCE – NOMINAL POND LEVEL 134.0 FT | BILAN HYDRIQUE ANNUEL – NIVEAU NOMINAL DU BASSIN À 134 PIEDS |



8996 FIG-3 83/05/10



ANNUAL WATER BALANCE - NOMINAL POND LEVEL 138.0 FT

8996

FIGURE 6.4



| | |
|--|---|
| JAN | JANV. |
| FEB | FÉVR. |
| MAR | MARS |
| APR | AVR. |
| MAY | MAI |
| JUN | JUIN |
| JUL | JUIL. |
| AUG | AOÛT |
| SEP | SEPT. |
| OCT | OCT. |
| NOV | NOV. |
| DEC | DÉC. |
| HEIGHT ABOVE WEIR (FEET) | HAUTEUR AU-DESSUS DU DÉVERSOIR (PIEDS) |
| ELEVATION (FEET) | ÉLÉVATION (PIEDS) |
| AVERAGE YEAR | ANNÉE MOYENNE |
| DRY YEAR 1985 (synthesized) | ANNÉE SÈCHE – 1985 (synthèse) |
| DRY YEAR 1989 (MacASKILL'S BROOK) | ANNÉE SÈCHE – 1989 (ruisseau MacASKILL) |
| DRY SUMMER 1975 (SALMON RIVER) (FACTORED BY 0.80) | ÉTÉ SEC – 1975 (RIVIÈRE SALMON) (MULTIPLIÉ PAR 0,80) |
| ANNUAL WATER BALANCE – NOMINAL POND LEVEL 138.0 FT | BILAN HYDRIQUE ANNUEL – NIVEAU NOMINAL DU BASSIN DE 138 PIEDS |

Années « sèches » normales – Les résultats des deux années « sèches » normales analysées sont également présentés à la figure 6.3. Les plus bas niveaux d'eau calculés seraient d'environ 133,5 et 133,2 pieds d'élévation pour les conditions de 1985 et 1989, respectivement.

On peut alors constater, grâce à ces analyses, que pour des variations d'un maximum de 2,5 à 3 pieds du niveau du bassin, l'immersion des résidus peut être suffisamment maintenue. Il est toutefois recommandé de surveiller les niveaux du bassin et de consigner les données dans le cadre des travaux pendant une période prolongée afin de fournir des données qui permettront de valider ces prévisions.

6.2.6 Résultats du bilan hydrique : Bassin à une élévation de 138 pieds

La même analyse a été effectuée pour un bassin à 138 pieds, et les résultats sont présentés à la figure 6.4.

Année moyenne – La figure montre que pour une année moyenne, on peut s'attendre à ce que le niveau du bassin augmente à environ 138,9 pieds vers la fin du mois d'avril, diminue à un niveau d'environ 137,4 pieds vers la fin du mois d'août, de sorte que le déversoir ne déborde pas, et augmente à nouveau à un niveau d'environ 138,6 pieds vers la fin du mois de décembre. Pour une année moyenne, on s'attend à ce que le niveau du bassin varie d'environ 1,5 pied, ce qui se traduit par une couverture aqueuse temporaire minimale sur les résidus d'environ 3,4 pieds.

Année de sécheresse – L'analyse de l'« été sec » de 1975 révèle une fluctuation du bassin d'environ 4,2 pieds, comme l'indique la figure 6.3. Le niveau du bassin demeure au-dessus de 138 pieds d'élévation jusqu'en juillet. Au début de septembre, il devrait avoir atteint environ 135,7 pieds, ce qui donne une étendue d'eau d'environ 1,7 pied par-dessus les résidus. Comme nous l'avons mentionné précédemment, l'arrivée d'eau (par ruissellement et précipitations directes) et l'évaporation ont été modifiées pour simuler sans exagération une période plus sèche que la courte période étudiée.

Années de sécheresse normales – Les plus bas niveaux d'eau calculés seraient d'environ 137,1 et 136,7 pieds pour les conditions de 1985 et de 1989, respectivement.

On peut alors constater, grâce à ces analyses, que pour des variations d'un maximum de 2,5 à 3 pieds du niveau du bassin, l'immersion des résidus peut être suffisamment maintenue. Cependant, le franc-bord du barrage s'avère insuffisant, comme il est mentionné dans la section 6.5.

6.3 Propagation des crues en cas de tempête et niveau d'eau du bassin en décaoulant

Pour que les crues puissent être recueillies, puis évacuées en toute sécurité par la structure de décaoulant existante, les averse types ont été analysées en vue de la configuration définitive. On estime que le temps de réponse du bassin hydrologique est de deux heures; toutefois, grâce à l'atténuation fournie par la vaste surface et le volume du bassin, la tempête de 24 heures représente vraisemblablement le débit maximal que le système devrait pouvoir gérer. Par conséquent, nos analyses tiennent compte de cet épisode de précipitations.

Le tableau 6.3 contient les données utilisées pour analyser l'incidence des tempêtes sur les niveaux nominaux du bassin d'une élévation de 134 pieds et de 138 pieds. Pour chaque cas, on suppose l'existence de deux niveaux d'eau initiaux dans le bassin avant le début des tempêtes, selon la période de l'année, comme l'indique la section précédente sur le bilan hydrique. Au début des tempêtes, pendant les mois d'été, le bassin aurait tendance à être au niveau de projet nominal, tandis qu'à d'autres moments, le niveau pourrait se situer initialement à environ un pied plus haut.

Tableau 6.3 PRÉCIPITATIONS ORAGEUSES ET RÉSULTATS

| Période de retour (années) | Précipitations sur 24 heures (en pouces) | Probabilité d'excédent en 20 ans (%) | Élévation maximale du bassin (en pieds) | | | |
|----------------------------|--|--------------------------------------|---|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | | Bassin initial à 134 pi | Bassin initial à 135 pi | Bassin initial à 138 pi | Bassin initial à 139 pi |
| 1,000 | 8,40 | 2 | 135,9 | 136,6 | 139,6 | 140,5 |
| 100 | 6,43 | 18 | 135,4 | 136,2 | 139,2 | 140,1 |
| 50 | 5,76 | 33 | 135,2 | 136,0 | 139,0 | 139,9 |
| 25 | 5,20 | 56 | 135,1 | 135,9 | 138,9 | 139,8 |
| 10 | 4,54 | 88 | 134,9 | 135,8 | 138,8 | 139,7 |
| 5 | 3,87 | 99 | 134,7 | 135,6 | 138,6 | 139,5 |
| 2 | 3,02 | 100 | 134,5 | 135,4 | 138,5 | 139,4 |

6.3.1 Bassin à une élévation de 134 pieds

Selon une durée de vie nominale de 20 ans pour la structure de décaoulant actuelle, il y a 18 % de probabilité (statistiquement) qu'une tempête ayant une période de retour de 100 ans soit dépassée au moins une fois durant ces 20 ans. Cette probabilité est généralement considérée comme élevée pour un barrage et un réservoir de cette taille; toutefois, notre analyse révèle que le niveau maximal à la suite d'une telle tempête serait d'environ 136,2 pieds d'élévation, avec un franc-bord de près de 4 pieds. En fait, la tempête de 1 000 ans, qui a une probabilité d'excédent acceptable de 2 %, entraînerait une élévation du bassin à un maximum d'environ 136,6 pieds, avec un franc-bord de près de 3,5 pieds. Par conséquent, le système de bassin tel qu'il est proposé permettra de gérer de fortes tempêtes, sans que l'eau déborde du barrage, à condition que le système de décaoulant soit bien entretenu.

6.3.2 Bassin à une élévation de 138 pieds

Pour les mêmes tempêtes, notre analyse indique que le niveau maximal du bassin pour la tempête de 100 ans serait d'environ 140,1 pieds, débordant théoriquement du barrage. La tempête de 1 000 ans entraînerait une élévation du bassin à un maximum d'environ 140,5 pieds, dépassant encore une fois la crête actuelle du barrage. Par conséquent, le système de bassin tel qu'il est proposé nécessitera une élévation suffisante du barrage pour l'obtention d'un franc-bord adéquat. Ce point est abordé à la section 6.5.

Il est à noter que l'évacuateur de secours n'a pas été pris en compte dans les calculs, car il a pour fonction d'intervenir seulement si le système de décantation s'interrompt en raison d'un blocage accidentel.

6.3.3 Évacuateur – Abandon

Il est courant d'utiliser les précipitations maximales probables (PMP) ou une fraction, comme l'averse type, à des fins d'abandon. On estime les PMP à 26,5 pouces pour les précipitations reçues en 24 heures, comparativement à celles de la tempête de 100 ans, qui sont d'environ 6,4 pouces en 24 heures. L'analyse effectuée au moyen de cette tempête révèle que le système de décantation n'est pas adéquat pour l'inondation maximale probable (IMP) qui en découle.

Nous avons examiné la capacité de l'évacuateur de secours actuel pour déterminer s'il peut évacuer l'IMP en toute sécurité. Selon des hypothèses simplificatrices concernant l'évacuateur actuel, dont l'élévation du radier est de 137 pieds, les calculs montrent qu'il peut gérer l'IMP grâce à un bassin de 134 pieds. Il y aurait toutefois un débordement du barrage actuel si le bassin était à une élévation de 135 pieds ou plus.

Pour un bassin dont le niveau est à 138 pieds et un barrage doté d'une crête à 143 pieds, des considérations comparables s'appliqueraient.

Par conséquent, pour servir d'évacuateur de crues d'abandon, l'évacuateur actuel devrait être modifié en fonction du niveau d'exploitation sélectionné du bassin. Ainsi, le radier serait au niveau du bassin, et on noterait une pente en aval du radier de 1 %. Le canal nécessitera une protection appropriée par enrochement pour prévenir son érosion et celle du barrage. Les détails de cette structure et de son emplacement précis peuvent être déterminés à l'étape de conception du plan d'abandon définitif.

6.4 Profondeur de l'eau et action des vagues

Afin de choisir une profondeur d'eau appropriée pour un entreposage subaquatique permanent, il faut que la variation des niveaux du bassin soit prise en compte, comme discuté dans les sections précédentes, tout comme les effets des vagues. Les préoccupations soulevées par l'action des vagues concernent les résidus – les particules qui s'échappent du fond et entrent dans la colonne d'eau : d'abord, ces conditions se répercutent sur la quantité de solides en suspension dans l'eau qui s'échappe du bassin; ensuite, une oxydation et des effets chimiques connexes peuvent se former dans l'eau de surface.

L'effet des vagues vient faire osciller les particules d'eau situées sous la surface autour d'une position moyenne, ce qui contribue à la vitesse horizontale et verticale des particules d'eau dans le bassin. La vitesse horizontale au niveau de dragage a le potentiel d'éroder les particules de fond, qui pénètrent ensuite dans la colonne d'eau. Pour le mouvement purement orbital de l'eau, les particules du sol n'effectuent pas de mouvement net vers l'avant. Elles vont se déposer de nouveau en raison des forces gravitationnelles après une diminution considérable de la vitesse du vent. Toutefois, elles pourraient être transportées par le courant jusqu'à ce qu'elles se sédimentent de nouveau.

Les enregistrements anémométriques de Sydney illustrés dans le tableau 6.4 révèlent que les vitesses horaires maximales de 38 à 60 mi/h provenaient de presque toutes les directions. Les conditions les plus difficiles pour le développement des vagues sont des vents de l'est d'une vitesse de 60 mi/h, car le fetch maximal coïncide avec la direction est-ouest.

Tableau 6.4 DONNÉES SUR LE VENT POUR SYDNEY, DE 1941 À 1990

| | Janv. | Févr. | Mars | Avr. | Mai | Juin | Juill. | Août | Sept. | Oct. | Nov. | Déc. | Année |
|------------------------------------|-------|-------|------|------|-----|------|--------|------|-------|------|------|------|-------|
| Vitesse (mi/h) | 23 | 22 | 22 | 21 | 20 | 18 | 17 | 17 | 17 | 20 | 21 | 22 | 20 |
| Direction dominante | O | O | O | N | SO | SO | SO | SO | SO | SO | O | O | SO |
| Vitesse unihoraire maximale (mi/h) | 55 | 55 | 60 | 50 | 50 | 47 | 45 | 38 | 55 | 60 | 53 | 60 | |
| Direction | E | SE | E | SO | SE | NE | S | O | NO | SE | S | S | |
| Vitesse de rafale maximale (mi/h) | 75 | 77 | 80 | 71 | 68 | 71 | 54 | 55 | 80 | 86 | 80 | 100 | |
| Direction | SE | SO | SE | S | O | N | O | O | N | S | S | S | |

Des prévisions ont été effectuées pour la production de vagues dans le bassin final selon les données sur la vitesse horaire maximale des vents pour Sydney (AES, 1993), celles sur les fetchs pour toutes les directions et les diverses profondeurs d'eau, au moyen des modèles de prévision de l'US Army Corps of Engineers (1984). Les périodes et les hauteurs de vagues qui en découlent sont indiquées dans le tableau 6.5. Des diverses théories qui ont servi à déterminer la forme des vagues et d'autres de leurs caractéristiques, nous avons sélectionné la théorie du « second ordre » de Stokes pour prédire la longueur, la célérité et la vitesse horizontale des vagues au niveau de dragage (c.-à-d. la

vitesse potentielle de l'affouillement). Les résultats sont également présentés dans le tableau 6.5 et dans la figure 6.5. Le tableau et la figure montrent que des vitesses de fond d'environ 0,45 à 2 pi/s peuvent se former dans des eaux de moins de 6 pieds de profond, dans diverses conditions de vent, et que des vitesses très faibles ($< 0,16$ pi/s) sont associées à des profondeurs de 15 pieds ou plus.

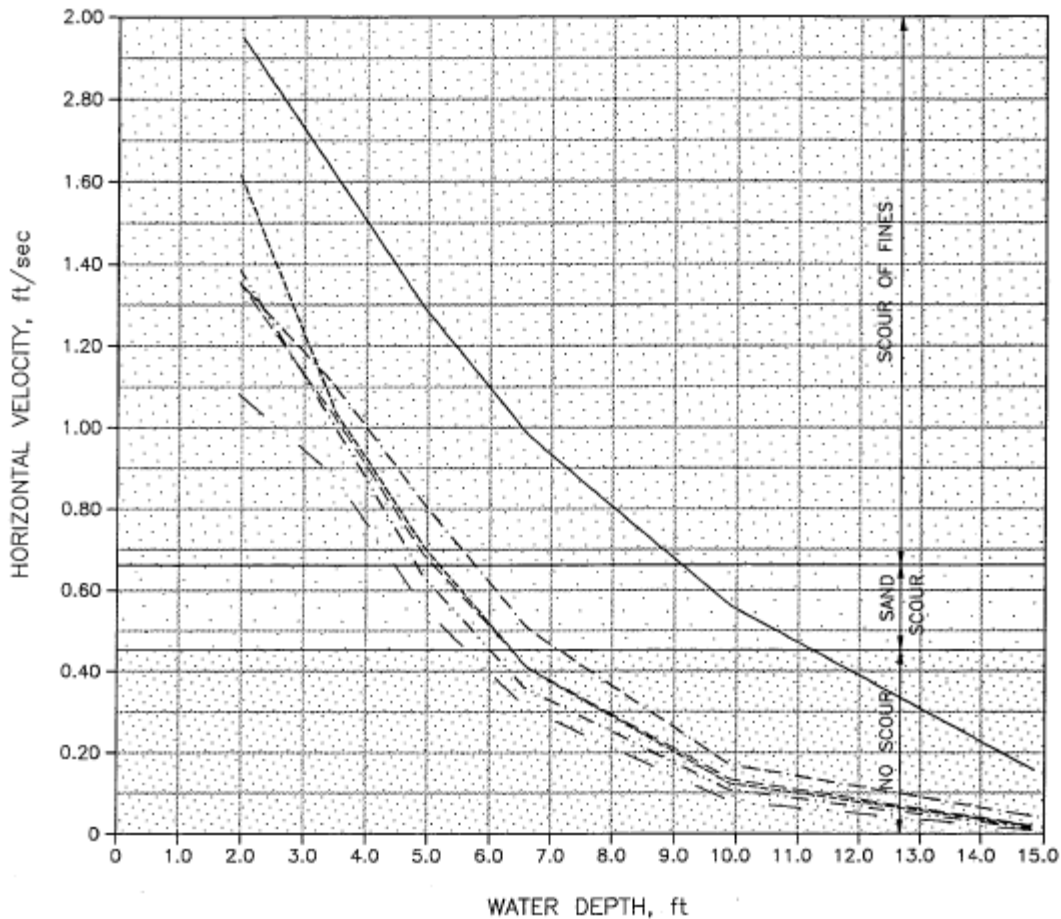
Tableau 6.5. PRÉVISIONS DE LA VITESSE DES VAGUES ET DES PARTICULES D'EAU

| Vitesse du vent (mi/h) | Fetch (pi) | Profondeur de l'eau (pi) | Hauteur des vagues (pi) | Période (s) | Célérité des vagues (pi/s) | Longueur des vagues (pi) | Profondeur relative | Horiz. (1) – Vitesse (pi/s) | Horiz. (2) – Vitesse (pi/s) |
|------------------------|------------|--------------------------|-------------------------|-------------|----------------------------|--------------------------|---------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 60 | 4 000 | 14,8 | 2,20 | 2,20 | 11,27 | 24,79 | 0,60 | 0,08 | 0,16 |
| 60 | 2 300 | 14,8 | 1,90 | 1,90 | 9,73 | 18,49 | 0,80 | 0,02 | 0,04 |
| 50 | 3 000 | 14,8 | 1,54 | 1,85 | 9,48 | 17,53 | 0,84 | 0,01 | 0,03 |
| 38 | 4 000 | 14,8 | 1,31 | 1,80 | 9,22 | 16,60 | 0,89 | 0,01 | 0,02 |
| 55 | 2 300 | 14,8 | 1,57 | 1,85 | 9,48 | 17,53 | 0,84 | 0,01 | 0,03 |
| 47 | 3 000 | 14,8 | 1,48 | 1,80 | 9,22 | 16,60 | 0,89 | 0,01 | 0,02 |
| 60 | 4 000 | 9,8 | 3,12 | 2,15 | 11,01 | 23,68 | 0,42 | 0,33 | 0,67 |
| 60 | 2 300 | 9,8 | 1,74 | 1,85 | 9,48 | 17,53 | 0,56 | 0,09 | 0,17 |
| 50 | 3 000 | 9,8 | 1,41 | 1,82 | 9,32 | 16,97 | 0,58 | 0,06 | 0,13 |
| 38 | 4 000 | 9,8 | 1,21 | 1,75 | 8,96 | 15,69 | 0,63 | 0,04 | 0,08 |
| 55 | 2 300 | 9,8 | 1,51 | 1,80 | 9,22 | 16,60 | 0,59 | 0,06 | 0,13 |
| 47 | 3 000 | 9,8 | 1,38 | 1,78 | 9,12 | 16,23 | 0,61 | 0,05 | 0,11 |
| 60 | 4 000 | 6,6 | 1,97 | 2,12 | 10,33 | 22,39 | 0,29 | 0,93 | 0,98 |
| 60 | 2 300 | 6,6 | 1,67 | 1,82 | 9,18 | 16,84 | 0,39 | 0,50 | 0,50 |
| 50 | 3 000 | 6,6 | 1,38 | 1,81 | 9,14 | 16,66 | 0,39 | 0,40 | 0,41 |
| 38 | 4 000 | 6,6 | 1,21 | 1,75 | 8,87 | 15,61 | 0,42 | 0,31 | 0,31 |
| 55 | 2 300 | 6,6 | 1,54 | 1,77 | 8,96 | 15,95 | 0,41 | 0,41 | 0,41 |
| 47 | 3 000 | 6,6 | 1,38 | 1,76 | 8,92 | 15,78 | 0,42 | 0,36 | 0,36 |
| 60 | 4 000 | 4,9 | 1,80 | 2,10 | 9,66 | 21,17 | 0,23 | 1,27 | 1,30 |
| 60 | 2 300 | 4,9 | 1,57 | 1,80 | 8,82 | 16,20 | 0,30 | 0,82 | 0,82 |
| 50 | 3 000 | 4,9 | 1,31 | 1,80 | 8,82 | 16,20 | 0,30 | 0,68 | 0,68 |
| 38 | 4 000 | 4,9 | 1,15 | 1,75 | 8,65 | 15,39 | 0,32 | 0,55 | 0,56 |
| 55 | 2 300 | 4,9 | 1,48 | 1,75 | 8,65 | 15,39 | 0,32 | 0,71 | 0,72 |
| 47 | 3 000 | 4,9 | 1,31 | 1,75 | 8,65 | 15,39 | 0,32 | 0,63 | 0,64 |
| 60 | 4 000 | 3,3 | 1,41 | 2,10 | 8,51 | 19,20 | 0,17 | 1,52 | 1,64 |
| 60 | 2 300 | 3,3 | 1,23 | 1,80 | 8,06 | 15,27 | 0,21 | 1,13 | 1,17 |
| 50 | 3 000 | 3,3 | 1,08 | 1,80 | 8,06 | 15,27 | 0,21 | 1,00 | 1,03 |
| 38 | 4 000 | 3,3 | 0,98 | 1,75 | 7,96 | 14,59 | 0,22 | 0,87 | 0,89 |
| 55 | 2 300 | 3,3 | 1,25 | 1,75 | 7,96 | 14,59 | 0,22 | 1,1 | 1,14 |
| 47 | 3 000 | 3,3 | 1,12 | 1,75 | 7,96 | 14,59 | 0,22 | 0,99 | 1,02 |
| 60 | 4 000 | 2,0 | 0,98 | 2,10 | 6,99 | 15,95 | 0,12 | 1,58 | 1,95 |
| 60 | 2 300 | 2,0 | 0,82 | 1,80 | 6,77 | 13,20 | 0,15 | 1,22 | 1,37 |
| 50 | 3 000 | 2,0 | 0,82 | 1,80 | 6,77 | 13,20 | 0,15 | 1,22 | 1,37 |
| 38 | 4 000 | 2,0 | 0,69 | 1,75 | 6,72 | 12,72 | 0,15 | 1,01 | 1,10 |
| 55 | 2 300 | 2,0 | 0,98 | 1,75 | 6,72 | 12,72 | 0,15 | 1,44 | 1,62 |
| 47 | 3 000 | 2,0 | 0,85 | 1,75 | 6,72 | 12,72 | 0,15 | 1,25 | 1,39 |

1. Théorie des ondes linéaires.

2. Théorie des ondes de second ordre de Stokes.





-LEGEND-

| | WIND VELOCITY mph | FETCH ft |
|-----------|----------------------|-------------|
| ————— | 60 | 4000 |
| - - - - - | 60 | 2300 |
| - - - - - | 50 | 3000 |
| - - - - - | 38 | 4000 |
| - - - - - | 55 | 2300 |
| - - - - - | 47 | 3000 |

RELATIONSHIPS BETWEEN PREDICTED SCOUR VELOCITIES AND WATER DEPTH



8996 F105-5 03/06/10

8996

FIGURE 6.5

HORIZONTAL VELOCITY, ft/sec | VITESSE HORIZONTALE, pi/s



| | |
|---|--|
| SCOUR OF FINES | AFFOUILLEMENT DES PARTICULES FINES |
| NO SCOUR | AUCUN AFFOUILLEMENT |
| WATER DEPTH, ft | PROFONDEUR D'EAU, pi |
| LEGEND | LÉGENDE |
| WIND VELOCITY mph | VITESSE DU VENT, mi/h |
| FETCH ft | FETCH, pi |
| RELATIONSHIPS BETWEEN PREDICTED SCOUR VELOCITIES AND WATER DEPTH | RELATIONS ENTRE LES VITESSES D'AFFOUILLEMENT PRÉVUES ET LA PROFONDEUR DE L'EAU |



Aux fins de comparaison, les vitesses minimales de l'eau pour l'érosion, le transport et le dépôt des sédiments sont indiquées à la figure 6.6 (Herbich, 1981). La large bande séparant « érosion » et « séparation » couvre les résultats de plusieurs modèles mathématiques et physiques. Les tailles des particules des résidus sont intéressantes dans le contexte de cette figure. Les diamètres moyens de granulométrie (D_{50}) rapportés par Geocon font de 0,005 à 0,3 mm. L'examen de la courbe d'érosion montre que, pour la plage de vitesses de 0,45 à 2 pi/s (15 à 60 cm/s), certaines de ces particules seraient érodées. Les particules de sable ($> 0,08$ mm) s'accumuleraient au fond ou sédimenteraient très rapidement. Le limon et l'argile ($< 0,08$ mm) entreraient probablement dans la colonne d'eau, et la vitesse causant la turbidité serait ainsi de 0,6 à 2 pi/s (2 à 60 cm/s).

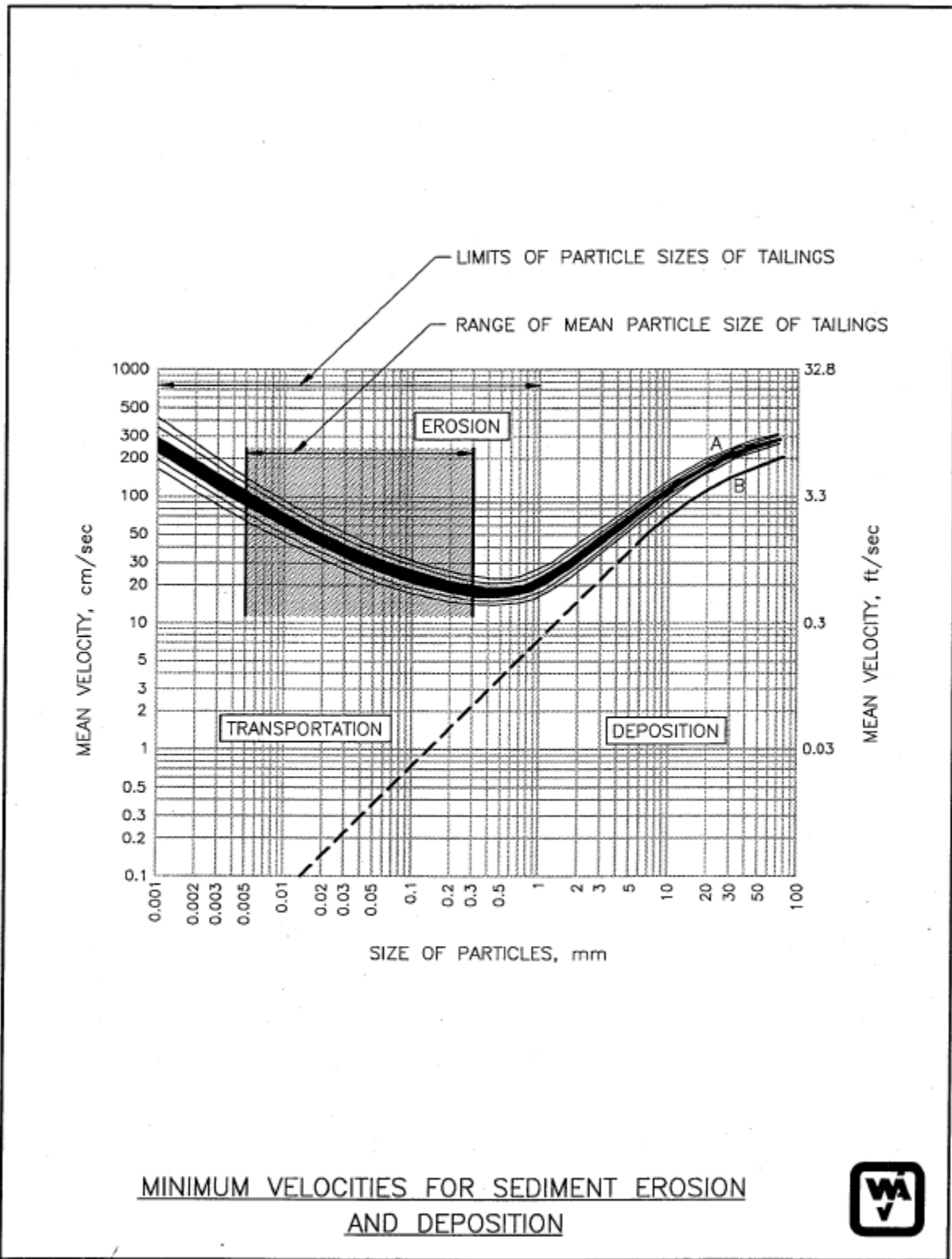
On peut faire des prédictions en comparant les figures 6.5 et 6.6. Pour les eaux d'une profondeur supérieure à 6 pieds, les vitesses seront de plus de 0,6 pi/s, et la colonne d'eau ne s'agiterait pas, et ce, pour toutes les conditions de vent, sauf les vents d'est maximum. Voir la ligne continue de la figure 6.5 à cet effet. Pour les eaux d'une profondeur supérieure à 9 pi, la vitesse sera inférieure à 0,6 pi/s et il n'y aura ici encore aucune turbidité, et ce, pour toutes les conditions de vent. L'affouillement des matières très fines à des vitesses supérieures à 2 pi/s (60 cm/s) ne se produira que si la profondeur de l'eau est inférieure à 2 pi de profond. On constate donc que les eaux du bassin deviendront plus ou moins agitées seulement pendant les périodes de vent d'est maximum, pour une profondeur inférieure à 6 pieds environ.

Les réactions chimiques probables sont examinées à la section 8. Les solides en suspension sont abordés en détail ci-dessous.

La vitesse de sédimentation calculée par la loi de Stokes indique que les particules de taille D_{50} indiquée ci-dessus sédimenteront en quelques heures dans des eaux calmes. Ainsi, les eaux de surface seraient probablement très claires au-dessus du niveau de décantation. Cependant, l'expérience montre qu'il est difficile de prévoir le temps de sédimentation des très petites particules dans des conditions réelles. Il n'est pas non plus possible d'établir une relation entre la taille des particules et la quantité de solides en suspension susceptibles de se trouver dans les eaux rejetées.

La possibilité d'éliminer les effets délétères de l'affouillement du fond en choisissant une profondeur d'eau minimale supérieure à 9 pieds aurait une incidence importante sur les niveaux de résidus et le trajet des crues et dépasserait les profondeurs utilisées ou envisagées actuellement par l'industrie. Étant donné que l'élimination totale de la turbidité n'est pas nécessaire, on propose de choisir une profondeur d'eau minimale nominale de 4 pieds. Pour l'option d'élévation minimale des résidus (section 5.4.1), il en résulterait une élévation du bassin de 134 pieds et une couverture de 4 à 6 pieds. Pour les résidus situés à une élévation de 134 pieds (section 5.4.2), l'élévation du bassin serait alors de 138 pieds et la couverture, de 4 à 14 pieds.

Autour du périmètre du bassin, le fond sera principalement composé de sol naturel et recouvert des habitats végétaux décrits à la section 7.4 ou d'une surface naturelle dénudée et perturbée où les résidus ont été enlevés. Le sol naturel est composé d'un till de sable limoneux et de gravier. À l'intérieur de la zone de vagues, la couche de végétation atténuera efficacement l'érosion; dans d'autres zones, les fines particules exposées contenues dans le till s'éroderont jusqu'à ce qu'un blindage de gros sable et de gravier se soit formé. L'incidence générale envisagée devrait être faible.



8696 FIG-6 03/10/19

8996

FIGURE 6.6



| | |
|--------------------------------------|--|
| LIMITS OF PARTICLE SIZES OF TAILINGS | LIMITE DE LA TAILLE DES PARTICULES DES RÉSIDUS |
| RANGE OF MEAN PARTICLE SIZE OF | TRANCHE DE LA TAILLE DES PARTICULES |



| | |
|---|---|
| TAILINGS | DES RÉSIDUS |
| EROSION | ÉROSION |
| TRANSPORTATION | TRANSPORT |
| DEPOSITION | DÉPÔT |
| MEAN VELOCITY cm/sec | VITESSE MOYENNE cm/sec |
| MEAN VELOCITY cm/sec | VITESSE MOYENNE pi/sec |
| SIZE OF PARTICLES, mm | TAILLE DES PARTICULES, mm |
| MINIMUM VELOCITIES FOR SEDIMENT EROSION AND DEPOSITION | VITESSES MOYENNES POUR L'ÉROSION ET LE DÉPÔT DES SÉDIMENTS |



6.5 Effets sur les structures existantes

6.5.1 Bassin à une élévation de 134 pieds

Ce niveau de bassin est le même que le niveau d'eau d'exploitation maximal utilisé par Geocon pour la conception du barrage. Tel qu'il est décrit aux sections 6.2 et 6.3, la hauteur de la crête permettra d'emmagasiner adéquatement les précipitations pendant 24 heures sur 100 ans, et l'évacuateur de secours a une capacité qui convient. Il n'est donc pas nécessaire d'apporter des modifications au barrage et à la géométrie de l'évacuateur de crues.

On propose de modifier le fonctionnement du système de décantation, mais aucun changement structurel important à la tour et aux structures en aval n'est requis.

6.5.2 Bassin à une élévation de 138 pieds

Pour un bassin dont le niveau d'eau s'élève à 138 pieds, le franc-bord laissé par le barrage sera insuffisant, et la crête devra donc être rehaussée. Les niveaux maximaux calculés s'élèvent à 140 pieds, et pour permettre l'action des vagues, un franc-bord de 3 pieds s'impose, ce qui contribue à l'élévation de la crête à 143 pieds.

Le barrage est une structure en terre homogène, faite de till et pourvue d'un enrochement sur le talus amont et d'un tapis drainant sous le pied aval. Un till comparable servirait à rehausser la crête, tout en maintenant la largeur de celle-ci. La ligne du talus amont serait conservée, tandis que le talus aval serait modifié en conséquence. De plus, l'enrochement en amont serait prolongé jusqu'à la crête, et le tapis drainant, jusqu'au nouveau pied aval. Le volume total de la nouvelle construction serait d'environ 27 000 verges cubes.

Là encore, on propose d'apporter une modification au fonctionnement du système de décantation, mais aucune modification importante n'est requise pour la structure de la tour et celles en aval.

Le radier de l'évacuateur de secours serait rehaussé à 140 pieds conformément à cette option.

6.6 Abandon

Le plan de déclassement présenté dans le présent rapport fournira à long terme une installation d'entreposage stable pour les résidus. Ultimement, toutefois, il faut que l'installation n'exige ni gestion active ni entretien. À ce moment, la tour de décantation et les conduites d'évacuation doivent être mises hors service, et les eaux doivent alors être acheminées par un évacuateur de crues d'abandon permanent ayant une protection par enrochement appropriée contre l'érosion. L'évacuateur de secours actuel peut être modifié conformément aux recommandations formulées à la section 6.4. Autrement, l'évacuateur de crues d'abandon peut être aménagé à l'endroit indiqué sur le dessin 8996-2. Cet endroit offre un avantage : les eaux seraient acheminées par le bassin de décantation, qui serait alors maintenu comme

habitat faunique. Un évacuateur de crues d'abandon serait également nécessaire pour le bassin de décantation.

Les procédures d'abandon devraient aussi comprendre une évaluation de la stabilité du barrage.

7.0 ENVIRONNEMENT EXISTANT

La géologie et l'hydrogéologie de l'installation du bassin de résidus et de la région environnante ont fait l'objet de recherches approfondies dans des rapports antérieurs (Geocon, 1983b, 1991, 1992a; Nolan Davis, 1990a). Le présent rapport appuie la plupart des travaux antérieurs et s'en inspire pour l'examen de l'environnement géologique et hydrogéologique existant.

Une visite du site a eu lieu le 16 juillet 1993, au moment de la réalisation de levés visant à décrire les habitats aquatiques et terrestres entourant la zone d'élimination des résidus. Les levés de l'habitat et de la faune se limitaient en général aux zones situées à l'intérieur des limites actuellement dégagées, où on s'attendait à des perturbations liées à l'inondation des résidus.

7.1 Géologie et hydrogéologie

L'installation de gestion des résidus repose par intermittence sur des dépôts de tourbe dont l'épaisseur est généralement inférieure à 2 pieds et qui se trouvent sur d'anciennes terres basses dans l'ensemble du bassin. La tourbe d'au plus 20 pieds d'épaisseur est située au centre du marécage enseveli où se trouve l'installation.

Sous la tourbe et directement sous les résidus, dans la plupart des zones, se trouve un till composé de sable limoneux et de gravier dont l'épaisseur varie de 8 à 14 pieds environ. Dans toute la région, on signale la présence de dépôts de délavage granulaires, bien qu'aucun n'ait été relevé dans la zone du bassin de résidus.

Les dépôts superficiels sont composés de roche clastique excessivement carbonifère du groupe de Morien. Ce groupe est constitué de grès, de mudstone, de conglomérat et de houille. Les unités clastiques grossières (grès et conglomérat) sont bien fracturées et peuvent présenter des propriétés perméables secondaires extrêmement élevées, ce qui les situe dans le groupe de Morien inférieur, soit l'un des aquifères les plus productifs de la Nouvelle-Écosse.

La conductivité hydraulique du till varie entre 10^{-8} et 10^{-7} m/s, et aucune mesure n'a été rapportée pour les matières organiques. Le substrat rocheux de grès a subi des essais au packer et des essais de pompage lors de travaux antérieurs, et les résultats révèlent une conductivité hydraulique horizontale de 10^{-7} à 10^{-5} m/s en général, pouvant même atteindre 10^{-4} m/s.

Un modèle conceptuel préliminaire de l'écoulement des eaux souterraines comprend, pour ce site, les éléments suivants :

1. des précipitations abondantes qui se traduisent par un potentiel de recharge élevé;
2. des systèmes d'écoulement locaux relativement actifs qui se rechargent dans les terres hautes et qui se déversent dans les marécages ou les lacs inférieurs;
3. malgré une conductivité hydraulique élevée dans le substrat rocheux, l'écoulement des eaux souterraines dans la région est limité par de faibles gradients et, dans une moindre mesure, par une faible conductivité hydraulique des morts-terrains locaux (till et matières organiques).

Ce type de système d'écoulement donne un paysage dominé par de nombreux lacs et marécages. Chaque plan d'eau est situé légèrement plus bas ou plus haut que le plan d'eau adjacent. Les eaux souterraines s'écoulent entre eux et, en quelque sorte, le niveau des eaux est contrôlé par le gradient hydraulique de la région. L'ajout de l'installation de gestion des résidus, qui est exploitée à des niveaux d'eau d'au moins 10 pieds plus hauts que les marécages d'origine, a modifié l'équilibre naturel en augmentant les gradients hydrauliques, particulièrement entre le bassin de résidus et le lac Kilkenny.

L'augmentation des gradients hydrauliques a fait hausser les vitesses des eaux souterraines (possiblement à plus de 3 000 pieds par année). Cette situation est cohérente avec l'arrivée de chlorure et de sulfate dans les puits de surveillance, peu de temps après le début de l'exploitation de l'installation de gestion des résidus. Les vitesses des eaux souterraines avant l'aménagement de l'installation n'ont pas été calculées, mais il est probable que l'installation les ait considérablement fait augmenter (consulter la section 8.3).

7.2 Environnement hydrochimique

L'environnement hydrogéochimique existant dans le bassin et de l'amont vers l'aval est dominé par 1) l'eau de traitement de la zone de déversement de boue et 2) les processus géochimiques qui se produisent dans l'eau de bassin de décantation et dans les eaux souterraines.

7.2.1 Boue et eau de traitement

L'eau de traitement contient une lourde charge de matières dissoutes, dont la plus grande partie est constituée de sulfate, de chlorure, de calcium et de sodium. Voici les plages types des paramètres importants (B. Clyburn, correspondance personnelle, 31 août 1993) :

| | |
|-------------------|--------------------|
| Sulfate | 600 à 1 300 mg/l |
| Chlorure | 700 à 1 200 mg/l |
| Dureté | 1 050 à 1 750 mg/l |
| Alcalinité | 1 à 130 mg/l |
| COD | (élevé) |
| pH (unités de pH) | 6,9 à 7,1 |

Le COD (carbone organique dissous) élevé entraîne la présence d'un agent épaississant polymérique dans la boue.

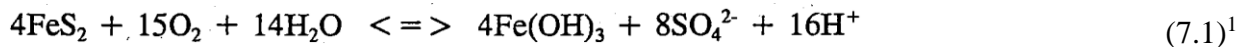
La dilution de l'eau de traitement avec l'eau du bassin entraîne de faibles concentrations de matières dissoutes. Les concentrations qui en découlent à la fin du déversement du bassin de décantation (station KL-1) se situent entre la moitié et le tiers de celles contenues dans l'eau de traitement. Les plages de concentration connues (données de 1993) sont les suivantes :

| | | |
|----------|----------------|----------------------|
| Sulfate | 140 à 505 mg/l | (moyenne = 310 mg/l) |
| Chlorure | 208 à 640 mg/l | (moyenne = 425 mg/l) |
| pH | 6,5 à 7,3 | (moyenne = 7,0) |

L'eau de traitement contrôle donc la géochimie de l'eau du bassin, ce qui est préoccupant parce qu'on a observé un lien hydraulique souterrain entre le bassin de résidus et le lac Kilkenny. Une étude de Geocon (1991) révèle une triple ou sextuple augmentation des chlorures et une augmentation en double ou en triple des sulfates dans l'eau du lac après l'ouverture des bassins de résidus. Des relations chimiques ont servi pour l'estimation du débit total, du bassin au lac, qui était d'environ 150 gal. imp./min (révisé ultérieurement à 125 gal. imp./min [Geocon, 1992a]).

7.2.2 Processus géochimiques

Au site, le principal processus géochimique qui suscite des préoccupations quant à la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines est l'oxydation de la pyrite, comme le montre l'équation suivante :



Cette oxydation peut se produire à la fois dans le bassin par l'oxydation des matières en suspension ou des matériaux substrats et sous la surface. Si l'oxydation survient dans le tas de résidus insaturé, les produits peuvent se déverser dans le bassin. Ils peuvent ensuite s'infiltrer dans les eaux souterraines, puis se déverser dans le lac Kilkenny.

Parmi les répercussions bien documentées de l'oxydation de la pyrite sur les ressources en eau, citons la diminution du pH, l'augmentation de la teneur en métaux dissous (fer, manganèse, aluminium et métaux lourds) et l'augmentation de la teneur en matières dissoutes totales, notamment en sulfate.

Lorsque les résidus, les stériles ou la roche naturellement pyritifère s'oxydent, il existe alors un potentiel de neutralisation par la même matière des solutions acides qui en découlent. Deux vastes types d'essais sont effectués pour déterminer si une matière est susceptible de produire de l'acide (c.-à-d. si la matrice ne contient pas suffisamment de matières neutralisantes pour consommer tout l'acide qui peut être généré). Le premier type est communément appelé « essai statique » et comporte une analyse des matières et une comparaison (en unités équivalentes) de la proportion de minerais neutralisants par rapport aux minerais acidogènes. Ce type d'essai comporte des lacunes fondamentales, car il présume que toutes les matières acidogènes et neutralisantes de la roche réagissent, ce qui est rarement le cas. Il existe un moyen beaucoup plus complet de déterminer le potentiel d'acidogénéité : les essais cinétiques. Ce groupe d'essais consiste à tenter de reproduire en laboratoire les conditions de terrain et les mesures périodiques des produits chimiques sur plusieurs mois pour déterminer si de l'acide est généré et si des minerais neutralisants sont consommés.

¹ Cette réaction se produit à un pH élevé par un certain nombre d'étapes intermédiaires. Si les conditions sont plus acides, l'hydroxyde ferrique ne précipitera pas, et l'ion ferrique oxydera lui-même la pyrite. À des valeurs de pH suffisamment basses pour supporter cette réaction, l'oxydation assistée par les bactéries survient également, causant une augmentation exponentielle de la quantité d'acide produite.

Les essais statiques et cinétiques ont été réalisés sur les résidus de Victoria Junction, et les résultats ont tous révélé qu'une acidité nette sera prédominante dans l'avenir si les processus de production d'acide se poursuivent sans être contrôlés.

Avant le début de cette étude, aucune preuve directe n'indiquait qu'une oxydation survenait dans le tas de résidus, même si ce tas était exposé au-dessus du niveau du bassin depuis de nombreuses années. En théorie, les conditions non saturées devraient entraîner assez rapidement un processus d'oxydation (certainement en l'espace de quelques semaines). Vu ces préoccupations, on a installé quatre petits puits de surveillance dans les résidus exposés, aux endroits indiqués sur le dessin 8996-1. Ils consistaient en une conduite de PVC de deux pouces de diamètre, fendue au fond et enfoncée dans les résidus à une profondeur d'environ 6 pieds. Ils ont été échantillonnés au moyen d'un système de pompage à inertie, et les échantillons ont été soumis au laboratoire dans les 6 heures aux fins de filtrage et de conservation. Les résultats analytiques sont présentés au tableau 7.1.

Tableau 7.1 RÉSULTATS ANALYTIQUES – PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE DES PUIITS DE SURVEILLANCE PEU PROFONDS

| ESL-9877 Détermination de filtrage | Unité | Échantillon A | Échantillon B | Échantillon C | Échantillon D |
|--|--------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Sodium | mg/l | 501,00 | 585,00 | 124,00 | 553,00 |
| Potassium | mg/l | 7,95 | 6,26 | 4,34 | 7,91 |
| Calcium | mg/l | 479,00 | 139,00 | 216,00 | 165,00 |
| Magnésium | mg/l | 160,00 | 43,00 | 41,00 | 100,00 |
| Dureté | mg/l | 1854,94 | 524,16 | 708,19 | 823,81 |
| Alcalinité (CaCO ₃) | mg/l | 331,90 | 248,10 | 396,20 | 479,50 |
| Bicarbonate (CaCO ₃) | mg/l | 331,90 | 247,96 | 396,17 | 479,17 |
| Carbonate (CaCO ₃) | mg/l | 0,00 | 0,14 | 0,03 | 0,33 |
| Sulfate | mg/l | 2 020,00 | 4,00 | 303,70 | 11,80 |
| Chlorure | mg/l | 36,76 | 989,50 | 165,80 | 1 102,50 |
| Silice | mg/l | 5,94 | 5,59 | 7,05 | 4,84 |
| Ortophosphore | mg/l | 0,02 | 0,12 | 0,01 | 0,06 |
| Nitrate et nitrite (N) | mg/l | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,13 |
| Ammoniac (N) | mg/l | 0,05 | 0,38 | 0,01 | 1,65 |
| Fer | mg/l | 4,90 | 0,03 | 21,60 | 0,09 |
| Manganèse | mg/l | 14,50 | 0,22 | 11,60 | 0,05 |
| Cuivre | mg/l | 0,02 | | 0,04 | 0,01 |
| Zinc | mg/l | 0,06 | | 0,02 | 0,01 |
| Carbone organique total | mg/l | 4,00 | 37,10 | 33,60 | 72,20 |
| Couleur | UCV | 11 | 5 | 12 | 5 |
| Turbidité | NTU | 64,00 | 0,82 | 84,00 | 0,81 |
| Conductivité | uS/cm | 4 690,00 | 3 870,00 | 1 953,00 | 4 500,00 |
| pH | unités | 6,5 | 7,4 | 6,7 | 7,5 |
| pH (filtré) | unités | 7,9 | 8,0 | 7,8 | 7,7 |
| Somme des cations | | 59,07 meq/l | 36,10 meq/l | 19,66 meq/l | 40,81 meq/l |
| Somme des anions | | 48,53 meq/l | 32,07 meq/l | 17,49 meq/l | 39,22 meq/l |
| Écart en pourcentage | | 9,79 | 5,92 | 5,83 | 1,99 |

Échantillons prélevés le 17 août 1993

D'après l'échantillonnage récent, on a constaté, dans la partie supérieure non saturée de la pile de résidus existante (zone vadose), l'oxydation des sulfures. Les échantillons A et C ont été prélevés des petits puits de surveillance installés à 400 pieds à l'est et à 600 pieds à l'ouest de la conduite d'évacuation des résidus (consulter le dessin 8996-1). L'échantillon A et, dans une moindre mesure, l'échantillon C présentent des concentrations élevées de sulfates ou de métaux. Le rapport relativement élevé entre les sulfates et les chlorures laisse croire que la majeure partie du sulfate contenu dans l'échantillon n'aurait pas pu provenir du déversement de la conduite d'alimentation. Dans les deux cas, le pH n'est que légèrement acide, et une alcalinité mesurable est également présente. Ces résultats indiquent qu'un potentiel de neutralisation intrinsèque des résidus est à



l'origine du tamponnage *in situ*. Ce tamponnage donne un exemple des difficultés à déterminer l'apparition de l'oxydation des sulfures en utilisant le pH comme indicateur. Pendant la neutralisation, les ions hydrogène sont remplacés par du calcium au fur et à mesure que le minéral carbonaté est dissous. Des concentrations très élevées de matières dissoutes totales peuvent se former, consistant en grande partie d'ions calcium et d'ions sulfate, si le processus de production d'acide et de neutralisation est complet. Ce processus est illustré par les résultats élevés de dureté et de concentration de sulfates dans les échantillons A et C.

Les échantillons B et D présentent une chimie qui suggère un processus contraire à celui qui se produit aux deux autres puits de surveillance. Les concentrations de sulfates de ces échantillons sont très faibles, et celles de chlorures sont si élevées qu'elles ne suggèrent aucune dilution des effluents de résidus. Les deux échantillons proviennent de tronçons entrecroisés où se situent des cônes de déjection et, bien que les résidus n'aient pas été évacués au moment de l'échantillonnage, il est probable que les eaux interstitielles qui s'y trouvent soient rechargées directement par les eaux de résidus. Par ailleurs, les concentrations de sulfates de ces eaux sont 5 % moins élevées que celles que l'on devrait observer dans des eaux de résidus. Cette observation suggère que le sulfate est réduit en sulfure dans une inversion partielle de la réaction évoquée par l'équation 7.1. La raison la plus probable est que le COT élevé dans l'eau évacuée et l'agent polymère épaississant contenu dans les résidus sont biodégradables. Tout l'oxygène présent serait alors consommé, suivi de la consommation du sulfate comme agent oxydant. Ainsi, aucun oxygène ne sera présent pour l'oxydation des résidus, et l'acide déjà produit sera consommé grâce à la réduction du sulfate. Cette explication est corroborée par la corrélation inverse entre le COT et les concentrations de sulfates des quatre échantillons.

Le résultat net de ce processus pourrait s'expliquer par le retard de l'oxydation des résidus dans la zone vadose. Voyons cela comme une bonne chose, car la consommation de matières neutralisantes dans les résidus s'en voit ainsi réduite. Cette situation explique peut-être aussi le maintien de la teneur en acidité et en sulfate du bassin, bien qu'une partie des résidus demeure non saturée depuis plusieurs années.

L'alcalinité relativement faible de l'eau de boue peut également contribuer à neutraliser le pH découlant des réactions d'oxydation des sulfures dans le tas de résidus non saturés et dans le bassin même. Cependant, une alcalinité inférieure à 150 mg/l n'est pas élevée, et sa contribution, comparativement à celle des minéraux en phase solide, s'avère faible. Il se peut que la capacité de neutralisation des minéraux dans les résidus représente un facteur des plus importants pour maintenir un pH neutre dans l'eau du bassin.

L'oxydation des résidus submergés (zone phréatique) peut se produire, ce qui est fort probable, sur ce site, mais elle est entravée par la solubilité de l'oxygène. La zone phréatique est normalement réputée fermée à l'apport en oxygène et, par conséquent, la quantité maximale d'oxygène pouvant réagir dans

cette zone équivaut à la solubilité de l'oxygène dans l'eau de recharge (~ 12 mg/l). Selon l'équation 7.1, on obtient un pH minimal de 3,4 et une concentration maximale de sulfate d'environ 19 mg/l. En pratique, le pH issu de l'oxydation de la zone phréatique n'est jamais aussi bas que 3,7, que ce soit en raison de l'action tampon des autres minéraux ou parce que les eaux de surface d'infiltration ne sont pas toujours saturées par rapport à l'oxygène.

7.3 Habitat aquatique

Trois bassins se situent dans la zone d'étude. Le bassin de résidus est le plus grand des trois. L'eau du bassin de résidus est très agitée en raison des particules de dépôts en suspension. Il est d'ailleurs peu probable que la lumière pénètre plus de quelques centimètres dans la colonne d'eau. Par conséquent, la végétation aquatique est probablement absente, et on peut s'attendre à ce que la faune aquatique, s'il y a lieu, fasse l'objet d'appauvrissement à la fois dans la richesse des espèces et dans la biomasse.

Le plus petit des trois bassins est peu profond et est situé à l'extrémité ouest de l'aire d'élimination des résidus. Ce bassin reçoit l'eau du petit ruisseau qui traversait à l'origine le bassin de résidus. Le ruisseau a été endigué par des monticules de résidus qui se sont formés près de la conduite d'évacuation des résidus à l'origine du bassin. Les résidus s'introduisent dans le bassin sur la rive est, mais l'ampleur est inconnue. Ce bassin abrite au moins deux espèces de macrophytes aquatiques, dont le potamot (*Potamogeton epihydrus*) et le *P. berchtoldi*. Il peut y avoir d'autres espèces de macrophytes aquatiques dans le bassin, mais le fonds meuble a seulement permis l'examen des rives du bassin. Ajoutons que les insectes aquatiques étaient abondants dans le bassin. Rien ne semble toutefois indiquer la présence de poissons.

Le troisième plan d'eau observé pendant la visite était le bassin de décantation de l'aire d'élimination des résidus. Ce bassin se démarquait par la clarté de son eau. Il était possible de voir à une profondeur de deux à trois mètres le jour du levé. Ce bassin favorise une croissance luxuriante de macrophytes aquatiques, en particulier le chara (*Chara sp.*) qui semble former un tapis continu sur le fond du bassin. On a également trouvé du potamot (*Potamogeton epihydrus*) et du rubanier (*Sparganium sp.*) poussant au fond du bassin ainsi qu'un grand lit de quenouilles à feuilles larges (*Typha latifolia*), à l'extrémité ouest. Un grand nombre de fondules barrés (*Fundulus diaphanous*) a également été observé. Plusieurs personnes de la région ont même été vues en train d'y pêcher. Ces personnes ont affirmé que des truites mouchetées (*Salvelinus fontinalis*) sont régulièrement capturées.

7.4 Habitats terrestres

Neuf habitats terrestres se trouvent à proximité de l'aire d'élimination des résidus. Chaque habitat est décrit ci-dessous. Aucune espèce rare comme le définissent Maher et ses collaborateurs (1978) ou Argus et Pryer (1990) n'a été observée dans l'un ou l'autre de ces habitats.

Grand marais de rivage dominé par une végétation émergente : Cet habitat a été découvert aux lisières du bassin, à l'extrémité ouest du bassin de résidus. Il est associé à l'eau stagnante, généralement à moins de 50 cm de profondeur. Parmi les espèces dominantes, mentionnons trois espèces de plantes émergentes – la quenouille à feuilles larges (*Typha latifolia*), la glycérie du Canada (*Glyceria canadensis*) et le jonc épars (*Juncus effusus*) – et deux espèces de potamot (*Potamogeton epihydrus* et *P. berchtoldi*).

Marais de rivage dominé par les graminoides : Ce type d'habitat se trouve sur des sites humides exempts d'eau stagnante. Le carex (*Carex canescens*²) et la quenouille à feuilles larges sont les espèces dominantes. On y trouve également d'autres espèces communes, comme la sphaigne (*Sphagnum spp.*), le millepertuis commun (*Hypericum virginicum*), la violette (*Viola sp.*), le jonc (*Juncus militaris*) et le scirpe (*Scirpus atrocinctus*). On note un étage dominant d'arbustes clairsemés composé d'aulnes rugueux (*Alnus rugosa*) et de saules (*Salix pyrifolia*).

Marais de rivage dominé par la mousse : Deux sous-unités distinctes de ce type d'habitat étaient présentes aux lisières du bassin de résidus. Dans les terres basses où se trouvait une matière organique issue des terres humides précédant le bassin de résidus, on a découvert un tapis presque continu de sphaigne, ponctué de carex (*Carex canescens*), de jonc épars, de scirpe, de violette et de saule à feuilles de poirier (*Salix pyrifolia*). À des altitudes plus élevées, où l'action des vagues a exposé le sol minéral et où le drainage du sol est moins entravé, le tapis de sphaigne est remplacé par du polytric (*Polytrichum commune* et *P. juniperinum*), du scirpe, de la verge d'or (*Solidago graminifolia*) et de la sarracénie (*Sarracena purpurea*). Un peu plus dense que sur les sites plus humides, l'étage supérieur arbustif est composé de saules, d'aulnes tachetés et de bouleaux à feuilles cordées (*Betula cordifolia*).

Grand arbuste : rivage dominé par les marécages : Ce type d'habitat se trouve à l'extrémité ouest du bassin de résidus sur des sites qui ne semblent pas avoir été affectés par les fluctuations des niveaux d'eau. Cette stabilité a permis la survie d'un arbuste bien développé, dominé par l'aulne moucheté. Parmi les autres espèces qui composent la couche arbustive de cet habitat, mentionnons le bouleau blanc des montagnes, le saule (*Salix – pyrifolia*), l'épinette noire (*Picea mariana*) et l'agneau (*Kalmia angustifolia*). La couche de végétation au sol se compose d'une couverture étendue de mousse de sphagnum et de mousses ainsi que de plaques de lys de Californie (*Calla palustris*), de millepertuis, de carex (*Carex canescens*) et de l'articulation bleue (*Calainagrostis canadensis*).

Prés : L'habitat de prés borde la moitié est du bassin de résidus. Il s'est développé dans des zones qui avaient déjà été déboisées et inondées par suite de l'exploitation du bassin de résidus. Les fluctuations du niveau de l'eau du bassin, combinées à l'action des vagues, ont entraîné la perte d'environ 20 cm

² Les binômes latins sont utilisés lorsque plusieurs espèces sont associées au nom commun (c.-à-d. que l'on compte environ 100 espèces de carex en Nouvelle-Écosse; ainsi, les binômes sont utilisés lorsque le carex est mentionné).

de la couche arable. Le reste du sol étant relativement bien drainé, les communautés végétales de milieux humides ne se sont pas développées. Il s'est en revanche formé une prairie ouverte dominée par l'agrostide scabre (*Agrostis scabra*), le jonc épars et la verge d'or (*Solidago graminifolia*). Parmi les autres espèces communes formant la végétation au sol, mentionnons le scirpe, la massette à larges feuilles et le carex à balais (*Carex scoparia*). À de plus basses altitudes, près du niveau actuel de l'eau, on observe une mince couche de résidus de charbon déposée à la surface du sol. Ici, la végétation diffère quelque peu de celle que l'on trouve à des altitudes plus élevées, peut-être en raison des régimes de drainage et de composition chimique du sol différents associés à la présence des résidus. Les espèces dominantes sont le cresson des marais (*Rorippa islandica*), la renouée (*Polygonum* sp.) et l'agrostide scabre. On remarque également la présence de petites quantités de verge d'or à feuilles de graminées et d'orge queue-d'écureuil (*Hordeum jubatum*). Toutes les espèces dominantes de cet habitat sont des espèces rudérales que l'on trouve généralement dans des zones très perturbées, notamment les fossés en bordure des routes.

Résidus : La majeure partie de la zone couverte par les résidus se trouve dépourvue de végétation, probablement en raison de carences en éléments nutritifs, de problèmes liés aux ressources en eau du sol et de l'instabilité du substrat. En bordure du bassin de résidus, où il y a moins de 25 cm de résidus et où le couvert végétal peut pénétrer dans le sol sous-jacent, la couverture végétale augmente considérablement. Les espèces les plus abondantes sur ces résidus peu profonds sont le scirpe, le bident feuillu (*Bidens frondosa*), la massette à larges feuilles, le jonc épars et la puccinellie à fleurs distantes (*Puccinellia distans*).

Forêt de feuillus immatures : Ce type d'habitat forme une bande distincte qui entoure une grande partie de l'aire d'élimination des résidus. Il s'est développé à la suite du défrichage d'une forêt de feuillus matures lors de la construction du bassin de résidus en 1982. Ces peuplements comportent une variété d'espèces d'arbres et d'arbustes formant une voûte dense. Le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), l'érable rouge (*Acer rubrum*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) sont les espèces dominantes de ce couvert forestier. Le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*), le bouleau jaune (*Betula allegheniensis*), le sorbier d'Amérique (*Sorbus americana*) et le sureau pubescent (*Sambucus pubens*) sont également assez répandus. La litière végétale se compose essentiellement de fougère-aigle (*Peridium aquilinum*), de quatre-temps (*Cornus canadensis*), de salsepareille (*Aralia nudicaulis*), de clintonie boréale (*Clintonia borealis*) et de verge d'or rugueuse (*Solidago rugosa*).

Forêt de résineux matures : La forêt de résineux matures se limite à des zones imparfaitement drainées près de l'extrémité ouest de l'aire d'élimination des résidus de charbon. Le couvert forestier y est très dense et dominé par l'épinette noire. Le sapin baumier (*Abies balsamea*), le mélèze laricin (*Larix laricina*) et l'érable rouge font également partie de la voûte forestière. Très clairsemée, la végétation arbustive ligneuse se compose de viorne cassinoïde (*Viburnum cassinoides*) et d'une régénération

préétablie de sapins baumiers. La litière végétale, peu développée également, est principalement formée de sphaigne et de carex (*Carex trispertna*).

Forêt de feuillus matures : Ce type d'habitat occupe la plupart des zones non perturbées qui entourent l'aire d'élimination des résidus. Il est généralement associé à des emplacements dont la qualité du drainage se situe entre « relativement bonne » et « bonne ». Le hêtre à grandes feuilles et l'érable rouge sont les essences dominantes dans une grande partie de cette forêt avec, mais en moindre quantité, le bouleau blanc, le bouleau jaune, l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*) et l'érable à sucre (*Acer saccharum*). La couche arbustive se compose dans une large mesure d'une régénération préétablie d'essences telles que le hêtre à grandes feuilles, le bouleau jaune, l'érable rouge et le sapin baumier. La dryoptère (*Dryopteris spinulosa*), la salsepareille, le quatre-temps, le maïanthème du Canada (*Maianthemwn canadense*) et la clintonie boréale sont les espèces dominantes au sol.

7.5 Animaux sauvages

Toutes les espèces d'oiseaux, de mammifères, de reptiles et d'amphibiens observées dans les habitats en bordure de l'aire d'élimination des résidus de charbon ont été répertoriées. Ces inventaires ne sont pas exhaustifs en raison des limites de temps établies, mais fournissent une bonne indication des espèces les plus abondantes dans ces habitats.

7.5.1 Oiseaux

Le tableau 7.2 dresse la liste des espèces d'oiseaux observées à proximité de l'aire d'élimination des résidus et des habitats dans lesquels ces espèces ont été observées. Aucune des espèces observées n'est considérée comme rare en Nouvelle-Écosse (Tufts, 1986; Canada : COSEPAC, 1992). L'observation d'oiseaux a été limitée aux zones entourant le bassin de résidus qui risquent d'être touchées par les inondations ou les perturbations liées au confinement subaquatique des résidus. Les oiseaux trouvés dans cette zone ont été classés en quatre groupes d'habitats, selon les lieux où ils ont été observés : oiseaux associés à l'eau libre (EL), oiseaux associés aux milieux humides et aux prés (HP), oiseaux associés aux forêts de feuillus immatures (FI) et oiseaux observés survolant l'emplacement (SV). La section suivante porte sur chacun de ces groupes.

**Tableau 7.2 ESPÈCES D'OISEAUX OBSERVÉES DANS LES HABITATS
ADJACENTS AUX AIRES D'ÉLIMINATION DES RÉSIDUS**

| Espèce | Nom commun | Habitats |
|----------------------------------|---------------------------|----------|
| <i>Ardea herodias</i> | Grand héron | SV |
| <i>Accipiter gentilis</i> | Autour des palombes | SV |
| <i>Actitis macularia</i> | Chevalier grivelé | EL, HP |
| <i>Larus-argentatus</i> | Goéland argenté | SV |
| <i>Sterna hirun_do</i> | Sterne commune | EL |
| <i>Empidonax alnorum</i> | Moucherolle des aulnes | FI |
| <i>Tachycineta bicolor</i> | Hirondelle bicolor | SV |
| <i>Cyanocitta cristata</i> | Geai bleu | SV |
| <i>Corvus corax</i> | Grand corbeau | SV |
| <i>Corvus brachyrhynchos</i> | Corneille d'Amérique | SV |
| <i>Turdus migratorius</i> | Merle d'Amérique | FI |
| <i>Catharus guttatus</i> | Grive solitaire | FI |
| <i>Bombycilla cedrorum</i> | Jaseur d'Amérique | FI |
| <i>Vireo olivaceus</i> | Viréo aux yeux rouges | FI |
| <i>Dendroica petechia</i> | Paruline jaune | FI |
| <i>Dendroica coronata</i> | Paruline à croupion jaune | FI |
| <i>Dendroica virens</i> | Paruline à gorge noire | FI |
| <i>Seiurus aurocapillus</i> | Paruline couronnée | FI |
| <i>Geothlypis trichas</i> | Paruline masquée | FI |
| <i>Setophaga ruticilla</i> | Paruline flamboyante | FI |
| <i>Quiscalus quiscula</i> | Quiscale bronzé | HP, FI |
| <i>Carduelis tristis</i> | Chardonneret jaune | IH, SV |
| <i>Passerculus sandwichensis</i> | Bruant des prés | HP |
| <i>Junco hyemalis</i> | Junco ardoisé | FI |
| <i>Z. Onotrichia albicollis</i> | Bruant à gorge blanche | FI |
| <i>Melospiza georgiana</i> | Bruant des marais | HP |
| <i>Melospiza melodia</i> | Bruant chanteur | HP, FI |

Eau libre – La sterne commune et le chevalier grivelé sont les seuls oiseaux qui semblent utiliser l'habitat en eau libre dans la zone d'étude. Au moment de l'étude, deux sternes ont utilisé comme lieu de repos une bûche en partie enfoncée dans le bassin de résidus, et plusieurs chevaliers grivelés ont cherché de la nourriture en bordure du bassin.

Terres humides et prés – Six espèces d'oiseaux ont été associées à ce groupe d'habitats, dont le chevalier grivelé, le bruant des prés, la paruline masquée, le bruant des marais, le quiscale bronzé et la paruline jaune. Tout indique que le chevalier grivelé et le bruant des prés nichent dans l'habitat des prés, que le bruant des marais s'accouple dans les divers habitats des marais et que la paruline masquée et la paruline jaune se reproduisent dans les marécages de rivage dominés par les arbrisseaux. On peut s'attendre à ce que le bruant chanteur niche aussi bien dans l'habitat des prés que dans la forêt de feuillus immatures qui le borde. Les oiseaux qui font leur nid après l'apparition complète des feuilles l'installeront vraisemblablement dans la forêt de feuillus immatures se trouvant aux abords des prés : on a observé la présence de quiscals bronzés dans le marais où prédomine la massette à larges feuilles. Sans doute se nourriront-ils dans les zones humides et les prés, mais ils s'accoupleront probablement dans les forêts avoisinantes. Les prés et les parties plus sèches des habitats marécageux semblent fournir un bon habitat d'alimentation à l'une des espèces de bruants.

Forêt de feuillus immatures : On a observé seize espèces d'oiseaux dans les peuplements de feuillus immatures entourant les aires d'élimination des résidus (tableau 7.2), notamment la grive solitaire, le merle d'Amérique, le viréo aux yeux rouges, le moucherolle des aulnes, le chardonneret jaune, le jaseur d'Amérique, le quiscale bronzé, le junco ardoisé, le bruant chanteur et six espèces de parulines, soit la paruline jaune, la paruline à croupion jaune, la paruline à gorge noire, la paruline couronnée, la paruline masquée et la paruline flamboyante. Toutes ces espèces s'accoupleront vraisemblablement dans cet habitat ou dans les peuplements de feuillus matures qui le bordent. Certaines espèces, dont le bruant chanteur, le junco ardoisé, le merle d'Amérique, le quiscale bronzé, la paruline masquée et la paruline jaune chercheront sans doute de la nourriture dans les habitats des zones humides et des prés ainsi que dans les bois.

Survol de l'emplacement : Sept espèces ont survolé l'aire d'élimination des résidus (tableau 7.2). Rien n'indique que ces espèces interagissent avec les habitats qui entourent cette zone, bien qu'il soit fort probable que certaines d'entre elles le fassent à l'occasion. La corneille d'Amérique, le grand corbeau, l'autour des palombes, le geai bleu et l'hirondelle bicoloré nichent probablement dans les forêts matures entourant la zone d'étude. Le corbeau d'Amérique et le grand corbeau se nourrissent probablement dans les habitats des milieux humides et des prés, tandis que le geai bleu cherche sans doute sa nourriture dans la forêt de feuillus immatures. L'éclosion des insectes aquatiques dans le bassin de décantation et dans le bassin peu profond à l'extrémité ouest de l'aire d'élimination des résidus risque d'attirer les hirondelles

bicolores. L'autour des palombes chassera occasionnellement les oiseaux et les petits mammifères à la lisière de la forêt de feuillus immatures. La roquerie du grand héron la plus proche est située à proximité de Lingan. Certains grands hérons peuvent chercher de petits poissons et des grenouilles dans les bassins de l'emplacement, lesquels constituent toutefois un habitat d'alimentation assez médiocre comparativement aux habitats côtiers voisins.

7.5.2 Mammifères

On a relevé la présence de seulement cinq mammifères à proximité de l'aire d'élimination des résidus, et aucun de ceux-ci n'est rare en Nouvelle-Écosse (Isnor, 1981; Canada : COSEPAC, 1992). Il s'agit du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), du coyote (*Canis latrans*), du renard roux (*Vulpes*), du castor (*Castor canadensis*) et du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*). Les espèces terrestres se nourriront vraisemblablement dans les habitats entourant l'aire d'élimination et utiliseront les divers bassins comme source d'eau. La présence du castor semble se limiter au bassin de décantation, où l'on a trouvé une hutte.

7.5.3 Herpétofaune

Trois espèces de grenouilles et trois espèces de serpents ont été observées lors de la visite de l'emplacement. C'est à l'intérieur et autour du bassin peu profond, à l'extrémité ouest de l'aire d'élimination des résidus, qu'on a trouvé le plus de grenouilles. Les grenouilles vertes (*Rana clamitans melanota*) ont été fréquemment entendues dans ce bassin, tandis que les grenouilles léopard (*Rana pipiens*) ont été observées à plusieurs reprises dans l'habitat marécageux environnant. On a trouvé des grenouilles des marais (*Rana palustris*) en bordure du bassin de décantation. Des couleuvres vertes (*Opheodrys vernalis*), des couleuvres rayées (*Thamnophis sirtalis*) et des couleuvres à ventre rouge (*Storeria occipitomaculata*) ont été observées dans l'habitat du pré. Aucun des reptiles et des amphibiens observés dans cette zone n'est considéré comme rare en Nouvelle-Écosse (Gilhen et Scott, 1981; Canada : COSEPAC, 1992).

8.0 EFFETS ENVIRONNEMENTAUX POTENTIELS DU PROJET ET MESURES D'ATTÉNUATION PROPOSÉES

8.1 Composantes valorisées de l'écosystème

Les résultats de la visite du site et l'examen de la documentation existante ont permis de recenser quatre composantes valorisées de l'écosystème (Beanlands et Duinker, 1983) dans la zone d'étude : eaux souterraines, eaux de surface, habitats et animaux sauvages. Les préoccupations relatives à la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines étant à l'origine de la construction de l'aire subaquatique d'élimination des résidus, il est justifié d'inclure ces composantes dans l'évaluation préalable. La construction des installations aura des répercussions sur les habitats terrestres et aquatiques entourant l'aire actuelle d'élimination des résidus et sur les espèces animales sauvages qui y vivent. La création d'un tableau synoptique intégrant, d'une part, les composantes faisant l'objet de l'évaluation préalable et d'autre part, les activités liées au projet a permis de mettre en lumière les interactions entre ces activités et les composantes valorisées de l'écosystème. Ce tableau figure ci-après et les interactions sont examinées dans le texte qui suit.

Tableau 8.1 TABLEAU SYNOPTIQUE DES INTERACTIONS ENTRE LES DES ACTIVITÉS DU PROJET ET LES COMPOSANTES VALORISÉES DE L'ÉCOSYSTÈME

| Activités | Composantes valorisées de l'écosystème | | | | |
|----------------------------------|--|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| | Eau souterraine | Eau de surface | Habitats aquatiques | Habitats terrestres | Animaux sauvages |
| Excaver et redéposer les résidus | <input type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> |
| Mouvement des véhicules | <input type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> |
| Modifications du niveau de l'eau | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> |
| Ravitaillement | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/> |

- Aucune répercussion*
- Répercussions inconnues*
- Répercussions – peuvent être atténuées*
- Répercussions – ne peuvent pas être atténuées*

8.2 Eaux de surface

Les eaux de surface pouvant faire l'objet d'une contamination directe sont limitées au bassin lui-même et au ruisseau Kehoe. Le lac Kilkenny sera indirectement touché par l'infiltration des eaux du bassin à mesure que s'écoulent les eaux souterraines.

Deux scénarios de contamination des eaux de surface susceptibles de se produire à cet emplacement sont décrits ci-dessous : l'oxydation de la pyrite dans le bassin lui-même et l'oxydation de la pyrite dans le tas de résidus non saturés (zone vadose) avant la fermeture.

8.2.1 Oxydation de la pyrite dans le bassin

L'oxydation de la pyrite dans le bassin résulte de l'oxydation des sédiments du fond et des sédiments en suspension dans la colonne d'eau. La réaction représentée par l'équation 7.1 est limitée par la disponibilité de l'oxygène et par celle des sulfures n'ayant pas réagi. La solubilité maximale de l'oxygène dans l'eau froide est d'environ 12 mg/l, mais dans l'eau peu profonde et non stratifiée du bassin, il y a un afflux constant en raison de la diffusion provenant de l'atmosphère renforcée par l'agitation des sédiments du fond sous l'action des vagues. La disponibilité limitée de l'oxygène dans la colonne d'eau entraîne une oxydation plus lente des sulfures que celle qui se produirait dans des conditions humides et en l'absence de saturation. Tant que des sulfures réactifs seront présents, le processus d'oxydation ne cessera pas : il sera toutefois suffisamment lent pour faire en sorte que la dilution par précipitation atténuée vraisemblablement toutes les répercussions, comme il en sera question plus bas.

La présence de sédiments réactifs constitue le principal facteur qui limitera l'oxydation des sulfures dans le bassin. Or, ce facteur est lié à la surface active des sédiments exposés. Si les sédiments du fond ne sont pas perturbés, les sulfures contenus dans les quelques millimètres supérieurs de ces sédiments s'épuisent rapidement et la quantité d'oxydation diminue. Cependant, en raison de la faible profondeur de ce bassin, l'action des vagues risque fort de perturber les sédiments.

Les calculs effectués dans le cadre de la présente étude (section 6.4) permettent de croire que, compte tenu des modèles prédominants, de la profondeur prévue de l'eau et de la taille du grain des résidus, l'action des vagues entraînera une certaine érosion des sédiments du fond. On ignore quelle épaisseur des sédiments se trouvera perturbée, mais on sait que le courant induit par les vagues est oscillant et que par conséquent, il ne donnera pas lieu à un transport net, si ce n'est par la suspension et le redépôt des sédiments les plus fins. Cette même couche supérieure de sédiments sera donc perturbée par des vents violents périodiques, et ces sédiments risquent de s'oxyder entièrement avec le temps.

L'élimination de l'eau des résidus comme source de solides dissous entraînera une forte baisse de la teneur en sulfate et en chlorure ainsi que de nombreux autres paramètres dans l'eau du bassin. On s'attend au cours des premières années à une certaine oxydation des résidus au fond du bassin et des résidus en suspension, mais le taux très élevé de dilution attribuable aux précipitations devrait en atténuer les effets dans une large mesure.

8.2.2 Oxydation de la pyrite dans la zone vadose des résidus avant la fermeture

Avant le déclassement, l'oxydation de la pyrite peut se produire dans la pile de résidus non saturés. D'un point de vue environnemental, il s'agit de loin du processus le plus grave à craindre aux emplacements pouvant comporter un drainage rocheux acide. Au cours de l'oxydation dans la zone vadose, la pyrite et l'oxygène peuvent tous deux réagir en quantités presque illimitées, ce qui a souvent pour effet de produire un lixiviat particulièrement acide et métallifère susceptible de se déverser dans les eaux de surface. Ce processus n'est préoccupant qu'avant le déclassement, puisque le confinement subaquatique prévu éliminera la zone vadose.

L'essai cinétique décrit à la section 7.2 a pour but de simuler l'oxydation de la zone vadose. Comme nous l'avons souligné plus haut, les essais réalisés en laboratoire ont fait ressortir la probabilité d'une acidification marquée des résidus si l'oxydation de la zone vadose se poursuit. En outre, les résultats de l'échantillonnage des puits de surveillance décrit à la section 7.2 indiquent que l'oxydation du sulfure de la zone vadose est actuellement en cours, même si elle se produit parallèlement à la neutralisation. Le phénomène n'est toutefois pas immédiatement perceptible à partir des concentrations observées à la sortie, lesquelles sont conformes à la dilution de l'eau de traitement des résidus par précipitation.

8.2.3 Mesures d'atténuation

La méthode choisie à cet emplacement en vue d'atténuer les répercussions d'un éventuel drainage rocheux acide sur les eaux souterraines et les eaux de surface est le confinement subaquatique. Les données probantes indiquant qu'il s'agit du moyen le plus efficace de réduire de façon permanente l'oxydation des sulfures dans les déchets réactifs riches en sulfures abondent aujourd'hui (MEND, 1989; MEND, 1990a, 1990b, 1990c, 1990d et autres).

Comme nous l'avons signalé au début de la présente section, la principale préoccupation concernant la dégradation potentielle à court terme de la qualité de l'eau du puits par suite de l'oxydation des sédiments réactifs présents est liée aux effets sur le ruisseau Kehoe. Le processus d'oxydation des sédiments du fond et des sédiments en suspension sera probablement de courte durée et les répercussions, mineures. Il est peu probable qu'une dégradation importante de la qualité de l'eau du bassin se produise pendant cette période. Si cela devait toutefois être le cas, il serait possible d'utiliser l'actuelle usine de traitement pour atténuer les répercussions en aval.

Le plan de fermeture proposé exige l'excavation d'une partie de la pile de résidus et son redépôt dans le bassin. L'accroissement de la turbidité à l'intérieur du bassin risque de donner lieu à une augmentation de l'oxydation des sulfures en suspension, mais il y a tout lieu de croire que les effets ne seront pas graves. Cette conclusion repose sur le fait que l'agitation et la suspension qui se sont produites pendant toute la durée de vie des installations ont entraîné peu d'augmentation perceptible (voire aucune) des concentrations de sulfate à l'exutoire du bassin qui puisse être attribuée à l'oxydation.



Toute augmentation de la concentration de sulfate résultant de l'oxydation lors de la redistribution des résidus sera certainement dépassée par une baisse de la concentration à la suite de l'arrêt du déversement de l'eau de traitement des résidus dans le bassin. Il est peu probable que la teneur en pH chute radicalement pendant cette période, mais si l'eau du bassin devait se dégrader de façon marquée (c.-à-d. un pH inférieur à 4), il faudrait faire face à la contamination possible du lac Kilkenny. En pareille situation, il y aurait lieu d'envisager un chaulage du bassin. Il faudrait environ 1,6 tonne de chaux pour faire passer la teneur en pH de tout le bassin de 4 à 7.

Une légère diminution du pH peut également se produire au cours des premières années (c.-à-d. avant la consommation des sulfures présents dans le bassin) pendant les périodes de temps sec qui suppriment l'effet de dilution, ou durant les périodes de vents forts soutenus, alors que les sédiments du fond sont le plus perturbés. Le chaulage pourrait également être effectué en pareil cas.

Il est à noter que certains des problèmes actuels du parc à résidus prendront fin à la fermeture. Les sulfates provenant de cette source et des oxydations continues de la zone vadose seront éliminés, ce qui devrait compenser toute augmentation attribuable à l'oxydation des matières en suspension dans le bassin. Les chlorures diminueront presque entièrement, puisque le déversement des résidus est la seule source importante de chlorures dans le bassin. D'autres paramètres tels que les métaux et le carbone organique associés au déversement de résidus diminueront également.

L'alcalinité nette de l'eau des résidus ne devrait pas influencer de façon marquée sur le pH neutre actuel du bassin : son élimination ne devrait donc pas entraîner de diminution importante de la capacité neutralisante globale.

En conclusion, la méthode de confinement subaquatique choisie et la technologie d'atténuation dont nous disposons suffisent pour ramener à un niveau acceptable les préoccupations liées à la qualité des eaux de surface.

8.3 Eaux souterraines

La construction du parc à résidus a donné lieu à une augmentation considérable des gradients hydrauliques dans le sol sous-jacent, ce qui a entraîné une forte augmentation des effluents, c'est-à-dire une perte nette d'eau due à l'exfiltration hors du bassin. Comme l'ont indiqué des études antérieures, il en est résulté un écoulement vers le bas dans le substrat rocheux hautement transmissif, un écoulement latéral rapide vers le nord (vers l'aval) à travers le substrat rocheux, puis un apport au débit de base du lac Kilkenny.

Geocon (1992a) a estimé que le taux moyen d'infiltration des eaux du bassin dans le lac Kilkenny était d'environ 132 gal. imp./min lorsque l'élévation du niveau du bassin se situait à 136 pieds. En ce qui a

trait au niveau d'élévation proposé du bassin, soit entre 134 pieds et 138 pieds, ce taux ne devrait pas diminuer après la fermeture et il serait compris entre 120 et 150 gal. imp./min environ. La différence relativement faible du taux prévu n'est pas considérée comme un facteur déterminant dans le choix définitif du niveau d'eau d'un bassin. L'essentiel est que la qualité de l'eau d'infiltration qui pénétrera dans le lac Kilkenny reflétera la qualité de l'eau du bassin et les changements géochimiques qui se produiront dans le sous-sol à la suite de la stratégie de fermeture.

Comme nous l'avons indiqué plus haut, l'oxydation des sulfures dans la zone vadose est probablement actuellement en cours et elle se poursuivra jusqu'à ce que les résidus soient submergés. Cependant, les valeurs quasi neutres du pH indiquent que le pouvoir tampon intrinsèque des résidus entraîne la neutralisation sur place de l'acide produit. L'inversion du processus d'oxydation peut également résulter de la biodégradation de la matière organique. Ces processus permettent de maintenir de faibles concentrations de métaux et des valeurs de pH proches de la neutralité. Chacun peut engendrer des teneurs en sulfates élevées dans un cas, faibles dans l'autre, dans les eaux souterraines.

Des essais cinétiques et statiques antérieurs réalisés sur les résidus (Geocon 1992a) ont révélé un indéniable potentiel de production d'acide. Par conséquent, si l'oxydation de la zone vadose pouvait se poursuivre, le processus de tamponnage sur place se maintiendrait jusqu'à ce que tout le matériau tampon le long d'une voie d'écoulement donnée soit épuisé et qu'une « percée » d'eau acide puisse se produire.

Après la fermeture, l'oxydation continuera de se produire dans le volume (désormais) accru de résidus submergés (la zone phréatique), mais elle sera limitée par la solubilité de l'oxygène, comme il a été indiqué à la section 7.2. Ce processus n'est donc pas directement touché par la redistribution proposée des résidus.

8.3.1 Mesures d'atténuation

Une fois les installations réaménagées et les conditions subaquatiques atteintes, l'oxydation des sulfures dans la zone vadose prendra fin et le processus (beaucoup moins grave) d'oxydation des sulfures dans la zone phréatique se poursuivra. Ce processus est naturellement limité par la présence restreinte de l'oxygène dans le sous-sol et les quantités relativement faibles d'acide produites seront probablement atténuées par le tamponnage dans les résidus et plus loin dans le trajet d'écoulement. Ce processus de tamponnage pourrait se maintenir pendant de très longues périodes étant donné les faibles niveaux d'acidité produits par l'oxydation de la zone phréatique. Il importe cependant de s'assurer que le pouvoir tampon des résidus et des strates naturelles ne soit pas épuisé avant le déclassement complet. Ce phénomène pourrait se produire si le bassin devenait trop acide au cours du processus de redistribution, ou durant les premières années suivant la fermeture. Il pourrait également survenir si on laisse libre cours à l'oxydation amorcée de la zone vadose dans les résidus.

Les eaux souterraines qui ont été touchées par des réactions dans la zone phréatique consommeront des quantités de matériaux tampons beaucoup plus faibles que celles qui ont été touchées dans la zone vadose. Les eaux à pH de 2,0 consomment 100 fois plus de matériaux tampons que les eaux à pH de 4,0. Autrement dit, les mêmes matériaux pourraient servir de tampons contre l'oxydation d'une zone phréatique pendant 500 ans, mais ne dureraient que 5 ans dans une zone vadose.

C'est pourquoi les travaux de réaménagement doivent se faire rapidement (deux ans tout au plus). Il convient de rappeler qu'il n'est pas nécessaire de consommer la totalité des matériaux tampons dans le bassin pour qu'il y ait remontée d'acide. La consommation des matériaux le long d'une voie d'écoulement (la principale, probablement) suffit pour augmenter les risques d'une telle acidification des eaux de surface causée par les charges de métaux lourds.

Certains processus naturels pourraient aussi avoir un effet bénéfique. Il y aura effectivement une certaine adsorption des métaux à l'argile et aux matières organiques épaisses sous le bassin. La longue accumulation de matières organiques au fond du bassin peut entraîner une consommation d'oxygène et faire diminuer l'oxydation de la pyrite. La percolation dans la couche supérieure de résidus de sédiments fins provenant de sources en amont peut réduire la perméabilité. Ce sont là des processus qui pourraient tout à fait survenir, mais qu'il ne faut cependant pas tenir pour acquis.

En conclusion, les effets réunis des techniques déployées et des processus naturels réduiront la quantité nette d'acide et de solides dissous qui migre du bassin de résidus aux eaux souterraines et amélioreront la qualité de l'eau dans un avenir rapproché.

8.4 Habitats

8.4.1 Habitats aquatiques

Les étendues d'eau qui se trouvent dans la zone d'évacuation des résidus seront affectées par la redistribution des résidus. Le bassin de résidus sera entièrement réaménagé et ne fera plus qu'un avec l'étang tout à l'ouest de la zone d'évacuation. La vie n'est à peu près pas possible dans le bassin de résidus, ce qui en rend la modification quasi inoffensive. L'étang à l'ouest représente un habitat aquatique petit mais relativement productif dont la faune pourrait étouffer si des résidus ou de l'eau trouble devaient y pénétrer. Le bassin de décantation est un autre habitat aquatique productif qui abrite des poissons tels que l'omble de fontaine. Les travaux de déplacement des résidus, couplés à l'action des vagues, favoriseront la présence de particules solides en suspension qui décanteront dans ce bassin. Ce dernier reçoit depuis quelques années les particules en suspension provenant du bassin de résidus, ce qui ne l'a pas empêché de demeurer un milieu de vie convenable pour des salmonidés. Si on évite une hausse marquée de la turbidité ou de l'apport de fines particules, le bassin demeurera un milieu propice à la vie pendant et après les travaux.

Il pourrait survenir des déversements accidentels de carburant, de liquide hydraulique, de lubrifiant et de liquide de refroidissement lors de l'entretien de l'équipement. Ces déversements pourraient entraîner la mort, sinon la maladie chez des plantes et des animaux.

8.4.1.1 Mesures

Si on veut réduire les effets des travaux de déplacement des résidus sur les habitats aquatiques, il faut d'abord et avant tout limiter la hausse de turbidité de l'eau. Il sera possible de réduire le nombre de particules en suspension rejetées dans le bassin de décantation et donc du même coup les effets indésirables du projet en plaçant des filtres à limon autour de la structure de décantation et en gérant le niveau du bassin pour augmenter le temps de rétention. En effet, le fait de mettre fin à l'apport de résidus et d'établir un milieu humide bien stable fera augmenter la quantité d'habitats aquatiques.

Dans la mesure du possible, les travaux d'entretien tels que le ravitaillement devraient avoir lieu à des endroits désignés, loin des habitats aquatiques. Le ravitaillement du matériel flottant se fera nécessairement sur l'eau. Il est recommandé de mettre des barrages absorbants autour des dragues ou des barges pendant le ravitaillement pour contenir les déversements. Il doit y avoir l'équipement de nettoyage nécessaire à tous les postes de ravitaillement et d'entretien; le personnel doit avoir été formé pour l'utiliser adéquatement.

8.4.2 Habitats terrestres

Les travaux se ressentiront dans six des neuf habitats à proximité du parc à résidus actuel. Ils auront deux effets : une variation temporaire du niveau de l'eau pendant le déplacement des résidus et un changement permanent dans le niveau du bassin.

L'habitat du marais riverain à arbres émergents serait temporairement inondé lors des travaux de déplacement des résidus s'il faut augmenter le niveau de l'eau pour assurer la qualité de l'eau évacuée ou la profondeur nécessaire au bon fonctionnement des dragues suceuses. La zone risque de subir une augmentation de turbidité qui entraînerait la mort de certaines plantes aquatiques. Les effets des pertes végétales seraient temporaires, le temps que la végétation reprenne sa place, probablement après plusieurs saisons de croissance.

Le marais riverain riche en graminoides et celui riche en mousse pourraient subir les effets d'une inondation temporaire et, faut-il le noter, risquent de se faire inonder eux-mêmes de manière permanente si la hauteur du bassin dépasse 134 pieds. L'inondation temporaire tuerait certaines plantes, surtout si elle survient en saison de croissance. L'inondation permanente, quant à elle, rayerait les habitats de la carte au profit d'un habitat plus aquatique.

La redistribution des résidus sous les 130 pieds éliminerait le couvert végétal plus que clairsemé autour du bassin. Les conséquences d'une telle perte sont faibles par rapport aux avantages d'éviter le drainage minier acide et de favoriser les chances de développement d'une végétation plus digne des milieux humides.

L'habitat des prés connaîtra des inondations permanentes pendant les travaux de redistribution, ce qui entraînera la perte sur une grande superficie. Il s'agit d'un habitat très perturbé qui représente un stade précoce de la succession écologique; il sera remplacé par un milieu humide plus riche.

Le projet ne devrait avoir aucun effet sur le marécage de ruisseau à gros arbustes, la forêt de conifères matures et les populations de feuillus si le bassin demeure à 134 pieds de hauteur. Cependant, si le bassin est plus haut, ces habitats se feront progressivement inonder du côté ouest.

De vastes superficies de milieux humides pourraient être touchées par des déversements accidentels d'essence qui pénètre dans le bassin de résidus. Le marais riverain à arbres émergents serait l'habitat le plus à risque étant donné qu'il est inondé une bonne partie de l'année.

8.4.2.1 Mesures d'atténuation

Il est possible de réduire les effets du projet sur les habitats terrestres de plusieurs manières. Pendant les travaux de déplacement des résidus, le niveau d'eau dans le bassin ne doit être relevé qu'au minimum requis pour effectuer les tâches nécessaires, lesquelles doivent être exécutées le plus rapidement possible pour réduire le temps d'inondation. Un ensemencement hydraulique doit avoir lieu dans la zone B, qui se situera au-dessus du niveau final du bassin, pour réduire les risques d'érosion jusqu'à ce que les espèces naturelles prennent le dessus. Les zones de forêt mature qui seront inondées en permanence doivent être défrichées à l'avance. Les précautions de ravitaillement indiquées à la section 8.4.1.1 s'appliqueraient ici aussi.

Des milieux humides remplaceront tous les habitats perdus ou altérés pendant la construction de la zone de confinement subaquatique des résidus. Ces milieux humides sont plutôt rares en Nouvelle-Écosse et sont en déclin. Le projet aura donc un effet bénéfique sur l'environnement.

8.5 Faune sauvage

La faune sera perturbée par le déplacement des résidus et par les divers travaux. Dans le cas d'un bassin d'une hauteur de 134 pieds, le déplacement devrait être minime étant donné le peu d'habitats perdus et le peu d'animaux dans les habitats touchés. Un bassin plus haut entraînera plus de pertes du côté ouest.

Les travaux de réaménagement inciteront certains animaux à désertir un habitat qui leur convient dans les environs du bassin de résidus. Aucune espèce sauvage particulièrement sensible n'a été observée dans les

habitats adjacents au parc de résidus; les travaux ne devraient pas causer chez les animaux de déplacements de plus d'une centaine de pieds de la source des perturbations.

8.5.1 Mesures d'atténuation

Étant donné le nombre restreint d'espèces sauvages potentiellement touchées, aucune mesure concrète n'est proposée. Les travaux de réaménagement doivent être le plus courts possible et n'entraîner aucune destruction d'habitat inutile. Les terres humides créées seront idéales pour la faune. Le projet devrait donc être bénéfique pour la vie dans les milieux humides.

8.6 Surveillance

Il faudra mettre sur pied un programme de surveillance de l'efficacité des mesures proposées comportant un volet à long terme. Par mesure de précaution, les puits de surveillance en dehors du bassin de résidus doivent faire l'objet d'une surveillance étroite pendant et après la fermeture du bassin.

Quatre ou cinq puits de surveillance à deux niveaux devront s'ajouter aux puits de surveillance actuels entre le bassin et le lac Kilkenny, aux limites du parc à résidus. Ces puits serviraient à détecter les cas de remontée d'acide dans la roche mère et les aquifères des morts-terrains. Un échantillonnage des puits de surveillance doit avoir lieu de deux à quatre fois par année au cours des cinq premières années. Il faut au minimum analyser le contenu des échantillons en calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure et sulfate (les principaux ions) ainsi que leur alcalinité, leur pH, leur température et leur contenu en fer, en manganèse et en aluminium. À l'issue des cinq ans, la fréquence d'échantillonnage et le nombre de puits visés pourraient diminuer sous réserve des résultats d'analyse bien que la surveillance doive se poursuivre à long terme.

L'acidification commence par une hausse de la quantité de sulfates, suivie par une augmentation de la concentration en métaux, puis d'une baisse du pH. Dès que l'eau perd de sa turbidité et que cesse l'oxydation des sulfures de la zone vadose, tous les paramètres devraient être en baisse à l'exception du pH, qui demeurera probablement stable. La concentration des sulfates dans les eaux souterraines devrait demeurer longtemps inférieure à 50 mg/l si le confinement subaquatique est total.

Aucun programme de surveillance biologique n'est proposé étant donné l'inutilité de toute mesure active.

Selon les prévisions de fluctuation du niveau de l'eau liée à l'écran aqueux de quatre pieds, les résidus demeureront toujours submergés, mais il faudra recueillir des données chaque mois au cours des dix premières années pour en avoir le cœur net. Il faudra déterminer le moment venu si la surveillance doit demeurer étroite après cinq ans.

9.0 RECOMMANDATION À LA SUITE DE L'ÉVALUATION INITIALE

9.1 Décisions possibles

L'examen environnemental préalable porte sur les effets potentiels d'un projet sur l'environnement. On y dresse la liste des effets possiblement négatifs, des modifications nécessaires au projet proposé pour minimiser ou empêcher de tels effets et des points à approfondir. C'est sur la base de cet examen que le promoteur ou l'organisme à l'origine du projet aux termes du processus fédéral d'évaluation et d'examen en matière d'environnement, dans ce cas-ci la Société de développement du Cap-Breton, en vient à déterminer si une évaluation plus poussée est nécessaire. La décision peut prendre neuf formes (Duffy, 1986), exposées ci-dessous.

1. Aucune étude approfondie n'est pertinente si on se fie aux listes établies pour chaque programme. Le projet va de l'avant.
2. Aucun effet néfaste d'envergure n'a été trouvé. Le projet va de l'avant.
3. Les effets peuvent être réduits grâce à une technologie connue, à l'aménagement de l'environnement et au respect des lois et des règlements. Le projet va de l'avant, mais un document atteste des mesures adoptées pour réduire les effets.
4. Les effets potentiellement néfastes sont inconnus. Une étude approfondie est de mise jusqu'à ce qu'une décision puisse être rendue.
5. On ne sait pas comment réduire les effets néfastes. Une étude approfondie est de mise jusqu'à ce qu'une décision puisse être rendue.
6. Si les effets potentiellement néfastes sont importants, selon les critères établis par le Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales et le ministère ou l'organisme à l'origine du projet, la proposition est renvoyée dans le camp du ministre de l'Environnement qui mandatera un groupe d'experts pour faire un examen public.
7. Si les citoyens s'inquiètent des effets potentiels sur l'environnement à tel point qu'un examen public devient souhaitable, la proposition est renvoyée dans le camp du ministre de l'Environnement qui mandatera un groupe d'experts pour faire un tel examen.
8. Une étude approfondie est d'emblée nécessaire si on se fie aux listes établies pour chaque programme. Un groupe d'experts est saisi du dossier et procède à un examen public.
9. Les effets sur l'environnement sont potentiellement trop néfastes. La proposition doit être modifiée et faire l'objet d'un nouvel examen préalable ou être tout simplement abandonnée.

9.2 Conclusion et recommandation

Nous avons abordé les grands enjeux environnementaux du projet, soit la qualité des eaux superficielles et souterraines, le maintien des habitats aquatiques et terrestres et la protection de la faune. Les mesures recommandées ainsi que celles déjà en place sont jugées suffisantes pour réduire, voire éliminer, les risques environnementaux jusqu'à un seuil tolérable. Nous recommandons donc la réalisation du projet assorti des mesures de réduction des effets sur l'environnement et du programme de surveillance décrits dans le présent document. Le projet lui-même, par sa nature (assainissement d'un bassin de résidus), va dans le bon sens; s'il est accompagné des mesures présentées plus haut, ses effets seront bénéfiques à l'environnement et à ses précieux écosystèmes.

10.0 ESTIMATION DES COÛTS

Les estimations des quantités et des coûts du plan de fermeture sont présentées ci-dessous. Ces estimations ne concernent que l'option de dragage, car il s'agit à nos yeux de la méthode la plus facile et la moins coûteuse.

Tableau 10.1 ESTIMATIONS DES QUANTITÉS ET DES COÛTS : BASSIN D'UNE HAUTEUR DE 134 PIEDS

| Activité | Unité | Quantité | Coût unitaire | Montant |
|---|----------------|----------|---------------|------------------------|
| 1. Déplacement des résidus | Verges cubes | 640 000 | 3,00 \$ | 1 920 000,00 \$ |
| 2. Modifications aux bassins de décantation | QF | 1 | 2 000,00 \$ | 2 000,00 \$ |
| 3. Filtre à limon | QF | 1 | 4 000,00 \$ | 4 000,00 \$ |
| 4. Procédé discontinu | QF | 1 | 5 000,00 \$ | 5 000,00 \$ |
| 5. Ensemencement hydraulique, secteur B | Verges carrées | 20 000 | 0,40 \$ | 8 000,00 \$ |
| 6. Programme de surveillance à court terme | QF | 1 | 10 000,00 \$ | 10 000,00 \$ |
| | | | TOTAL | 1 949 000,00 \$ |

Tableau 10.2 ESTIMATIONS DES QUANTITÉS ET DES COÛTS : BASSIN D'UNE HAUTEUR DE 138 PIEDS

| Activité | Unité | Quantité | Coût unitaire | Montant |
|---|----------------|----------|---------------|------------------------|
| 1. Déplacement des résidus | Verges cubes | 282 000 | 3,50 \$ | 987 000,00 \$ |
| 2. Modifications aux bassins de décantation | QF | 1 | 3 000,00 \$ | 3 000,00 \$ |
| 3. Modifications au barrage | QF | 1 | 210 000,00 \$ | 210 000,00 \$ |
| 4. Filtre à limon | QF | 1 | 4 000,00 \$ | 4 000,00 \$ |
| 5. Procédé discontinu | QF | 1 | 5 000,00 \$ | 5 000,00 \$ |
| 6. Nettoyage | Acres | 27 | 2 000,00 \$ | 54 000,00 \$ |
| 7. Ensemencement hydraulique, secteur B | Verges carrées | 7 000 | 0,40 \$ | 3 000,00 \$ |
| 8. Programme de surveillance à court terme | QF | 1 | 10 000,00 \$ | 10 000,00 \$ |
| | | | TOTAL | 1 276 000,00 \$ |

Nota : 1. Les coûts unitaires sont en dollars de 1993. La TPS et la TVP sont en sus.

2. La TPS et la TVP sont en sus.

3. Les frais de préparation de la soumission sont exclus.

4. QF = quantité fixe

11.0 MOT DE LA FIN

Le volet environnemental du rapport est l'œuvre de Michael Crowell, de Stewart Hamilton et d'Earle Hickey, avec l'aide de Bill Freedman. On doit le volet technique aux ingénieurs Demetri Georgiou et John Brown, avec l'aide de Paul Graham, aussi ingénieur. Les auteurs tiennent à remercier le personnel de la Société de développement du Cap-Breton de son aide.

Bien à vous,

JACQUES, WHITFORD AND ASSOCIATED LIMITÉE

John D. Brown, Ph. D., ing.

T. Earle Hickey, M. Sc.



12.0 RÉFÉRENCES

A. Rapports fournis par la Société de développement du Cap-Breton

* C.A. Campbell Consultants & Environment Research Associates (1983), « A Limnological Survey of Kilkenny Lake, C.B., NS », 8 novembre 1983, rapport à la SDCB.

Geocon (1992a), « Engineering Studies Victoria Junction Tailings Basin, Victoria Junction NS », F2717/58693, 16 décembre 1992, rapport à la SDCB.

* Geocon (1992b), « Addition to Improve Tailings Seal – Victoria Junction Tailings Basin », F2717/58693, 14 décembre 1992, rapport à la SDCB.

Geocon (1992c), « Feasibility Study of Dam to Raise Kilkenny Lake, Victoria Junction Tailings Basin », F2717/58693, 14 décembre 1992, rapport à la SDCB.

* Geocon (1992d), « Field QA/QC Procedures for Water Sampling », F2717/58693, 18 août 1992, rapport à la SDCB.

Geocon (1991), « Evaluation of Seepage, Tailings Basin to Kilkenny Lake, Victoria Junction Tailings Basin », F2675/58684, mars 1991, rapport à la SDCB.

Geocon (1983a), « Installation of Groundwater Monitoring Wells, Victoria Junction Tailings Basin Project », V8581, 3 mars 1983, rapport à la SDCB.

Geocon (1983b), « Geotechnical Design Report, Victoria Junction Tailings Basin Project », V8566, 3 novembre 1983, rapport à la SDCB.

* Geophysics GPR (1991), « Geophysical Investigation at the Victoria Junction Tailings Pond », M90128, mars 1991, rapport à la SDCB.

Nolan Davis (1990a), « Assessment of the Groundwater Flow System between the Victoria Junction Tailings Basin and Kilkenny Lake », H90292, juin 1990, rapport à la SDCB.

Nolan Davis (1990b), « Long Term Implications of Alternate Methods of Fine Coal Tailings Disposal », H90292, juin 1990, rapport au CANMET.

* Nolan Davis (1987), « Preliminary Assessment of Victoria Junction Tailings Basin Operation », H87631, septembre 1987, rapport à la SDCB.

Les références précédées d'un astérisque (*) n'ont pas été utilisées dans l'étude.

B. Autres références

- Allen, H. H., G. J. Pierce et R. VanWormer (1991), « Considerations and techniques for vegetation establishment in constructed wetlands », *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Municipal, Industrial and Agricultural*, D.A. Hammer (dir.), Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, p. 405-416.
- Argus, G. W. et K. M. Pryer (1990), « Rare vascular plants in Canada our natural heritage », Musée canadien de la nature, Ottawa, 191 p.
- Service de l'environnement atmosphérique (1993), « Canadian Climate Normals, 1961-1990, Atlantic Provinces », Environnement Canada.
- Beanlands, G. E. et P. N. Duinker (1983), « An Ecological Framework for Environmental Impact Assessment in Canada », Institute for Resource and Environmental Studies, Université Dalhousie, Halifax.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) (1992), « Canadian Endangered Species, 1992 ».
- Ducks Unlimited Canada (1993), « Managing small wetlands for waterfowl », LRIS, Amherst, Nouvelle-Écosse, 16 p.
- Duffy, P. J. B. (dir.) (1986), « Initial Assessment Guide, Federal Environmental Assessment and Review Process », Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Ottawa, Ontario.
- Environnement Canada (1991), « Historical Stream Flow, Summary for Atlantic Provinces », Direction générale des eaux intérieures, Direction des ressources en eau, Division des relevés hydrologiques du Canada, Ottawa.
- Pêches et Environnement Canada (1978), « Hydrological Atlas of Canada ».
- Gilhen, J. et F. Scott (1981), « Distributions, habitats and vulnerability of amphibians, reptiles, and small native mammals in Nova Scotia », *Nova Scotia Curatorial Report No. 45*, 21 p.
- Hammer, D. A. (1992), « Creating Freshwater Wetlands », Lewis Publishers, Londres, 298 p.
- Herbich, J. B. (1981), « Offshore Pipeline Design Elements », Marcel Dekker, New York.
- Isnor, W. (1981), « Provisional notes on the rare and endangered plants and animals of Nova Scotia », *Nova Scotia Museum Curatorial Report No. 46*, 71 p.
- Maher, R. V., D. J. White, G. W. Argus et P. A. Keddy (1978), « The rare vascular plants of Nova Scotia », *Syllogeus 18*, 37 p.
- MEND (1989), « Subaqueous Disposal of Reactive Mine Wastes: An Overview », *MEND Project No. 2.11.1a*, juin 1989, préparé par RESCAN Resources Ltd.
- MEND (1990a), « A Preliminary Assessment of Subaqueous Tailings Disposal in Benson Lake, British Columbia », mars 1990.
- MEND (1990b), « A Preliminary Assessment of Subaqueous Tailings Disposal in Anderson Lake, Manitoba », mars 1990.
- MEND (1990c), « A Preliminary Assessment of Subaqueous Tailings Disposal in Mandy Lake, Manitoba », mars 1990.

MEND (1990d), « A Preliminary Assessment of Subaqueous Tailings Disposal in Buttle Lake, British Columbia », mars 1990.

Phillips, D. W. (1976), « Monthly Water Balance Publications for Climatological Stations in Canada », Fiche n° 4-76, Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada.

Tufts, R. W. (1986), « Birds of Nova Scotia » (troisième édition), Nimbus Publishing Limited et The Nova Scotia Museum, Halifax, 478 p.

Waterways Experiment Station, United States Army Corps of Engineers (1984), « Shore Protection Manual », Département de l'armée, Washington, district de Columbia.