



Montréal, le mercredi 27 août 2003

Hydro-Québec
Projets - Nouveaux aménagements
855, rue Ste-Catherine est, 14^e étage
Montréal (Québec) H2L 4P5

Tél.: (514) 840-3000, poste 3890
Télec. (514) 840-4747

PÊCHES ET OCÉANS CANADA


Madame Maryse Lemire
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec)
G1H 6R1

**Objet: Régularisation des crues du bassin versant du Lac Kénogami
Réponses à vos questions du 9 juillet 2003**

Madame Lemire,

Pour faire suite à votre lettre du 9 juillet 2003, vous trouverez ci-joint les réponses à plusieurs de vos questions concernant le projet de régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Nous vous ferons parvenir les trois dernières réponses dans les meilleurs délais.

D'ici là, nous demeurons à votre disposition si tout renseignement supplémentaire vous est nécessaire et nous vous prions d'agréer, madame Lemire, l'assurance de nos sentiments distingués.


Alain Chamberland, ing. M.Sc.
Chef de projets

c.c./ L. Pelletier, MRNFP
P. Nazon, MRNFP

**Réponses du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs,
aux questions de Pêches et Océans Canada formulées en juillet 2003**

Table des matières

1.1	GESTION DES RÉSERVOIRS PIKAUBA ET KÉNOGAMI	
	Question/Commentaire 1.....	2
1.2	PASSAGE DU POISSON	
	Question/Commentaire 2.....	4
1.3	RÉGIME THERMIQUE EN AVAL DU RÉSERVOIR PIKAUBA	
	Question/Commentaire 3.....	à venir
1.4	QUALITÉ DE L'EAU	
	Question/Commentaire 4.....	6
1.5	DÉBITS RÉSERVÉS ÉCOLOGIQUES	
	Question/Commentaire 5.....	à venir
	Question/Commentaire 6.....	7
1.6	DESCRIPTION DES PERTES ET DES GAINS D'HABITATS DU POISSON	
	Question/Commentaire 7	à venir
1.7	PROJET DE COMPENSATION	
	Question/Commentaire 8	10
	RÉFÉRENCES	14
	ANNEXE – Tableau synthèse des pertes d’habitats du poisson	

1.1 Gestion des réservoirs Pikauba et Kénogami

Question/Commentaire 1

Les prévisions de gestion annuelle du futur réservoir Pikauba et du réservoir Kénogami ont une forte incidence sur l'évaluation des impacts sur l'habitat du poisson. À ce jour, le promoteur prévoit le remplissage des réservoirs suite à la crue du printemps. De façon séquentielle, on devrait s'attendre à ce que le réservoir Kénogami soit le premier rempli (si le débit ne dépasse pas la capacité d'évacuation du réservoir Pikauba) et que dans l'éventualité où la crue printanière serait faible, le réservoir Pikauba atteigne un niveau bas. Suite à l'atteinte du niveau normal d'exploitation du réservoir Kénogami ou suivant des débits printaniers qui dépasseraient la capacité d'évacuation du réservoir Pikauba, le réservoir Pikauba pourrait être rempli en prévision d'assurer sa fonction de gestion du niveau estival du réservoir Kénogami. Suivant la période estivale de stabilisation, soit après la fête du travail identifiée par le promoteur, le réservoir Pikauba devrait être vidangé pour permettre le captage d'une éventuelle crue automnale et de retourner au niveau d'exploitation minimum du réservoir.

Dans les différents documents produits par le promoteur, plusieurs indications ne permettent pas d'évaluer la gestion annuelle qui serait effectivement mise en place. Le promoteur indique que le niveau du lac Kénogami doit être maintenu durant la période estivale, soit de la mi-juin à la fête du travail et que la vidange du réservoir Pikauba ne se fait qu'à partir du mois de janvier laissant entendre que le niveau peut varier entre 400,5 m et 417,7 m le reste de l'année (p. 3-12, volume 1 et p. 1-10 du volume 2)^{1,2,3}. Le promoteur a souvent indiqué qu'une gestion plus tard que la fête du travail serait possiblement envisagée.

- *Afin de permettre une analyse complète des impacts du projet sur l'habitat du poisson, le promoteur devra clairement établir la gestion annuelle des réservoirs Kénogami et Pikauba. Le MPO est d'avis que le promoteur doit statuer sur l'étendue de la période estivale. Suite à ces clarifications, le MPO est d'avis que le promoteur devra prendre l'engagement de rétablir le plus tôt possible le niveau minimal du réservoir Pikauba pour les fins de protection des citoyens contre les crues puisque l'objectif du projet, de régulariser le niveau du réservoir Kénogami tel que défini dans le décret provincial, serait atteint. L'utilisation du réservoir Pikauba pour la stabilisation du niveau du réservoir Kénogami pour une période restreinte permettrait de minimiser les impacts sur la rivière Pikauba et d'assurer une protection maximale pour les citoyens en cas de crue importante.*

Réponse du MRNFP

Étendue de la période estivale du lac Kénogami

Tel que mentionné dans le rapport d'impact, la période estivale pour le présent projet de régularisation des crues du lac Kénogami s'étend du 15 juin à la fête du travail, soit le premier lundi de septembre inclusivement. Il serait possible d'étendre cette période au-delà de la fête du travail, mais ceci ne fait pas partie du présent projet tel que présenté par le promoteur. Ce prolongement pourrait avoir des impacts sur les récurrences des débits sortant du lac Kénogami.

Vidange du réservoir Pikauba

Pendant la période estivale ainsi qu'à l'automne, la sécurité est assurée par la capacité de rétention exceptionnelle du réservoir Pikauba entre les cotes 417,7 et 426,5. Ceci signifie que, de temps à autre, la

cote 417,7 au réservoir Pikauba sera dépassée légèrement et, de façon exceptionnelle, elle sera dépassée de plusieurs mètres. Le réservoir Pikauba sera le plus souvent sous la cote 417,7, ce qui offre une capacité de rétention permettant la plupart du temps d'éviter de dépasser de la cote 417,7 m.

Après la fin de la période de gestion estivale, la cote du lac Kénogami est réduite pour dégager de l'espace en vue d'accumuler la crue d'automne. La vidange du réservoir Pikauba est prévue seulement après cette période puisque l'eau du réservoir Pikauba se retrouverait dans le lac Kénogami et réduirait sa capacité de rétention, ce qui n'est pas désirable puisque celui-ci contrôle 75 % du bassin versant alors que le réservoir Pikauba n'en contrôle que 25 % environ. Avec une vidange du réservoir Pikauba dès le mois de septembre, la gestion globale des crues du bassin versant ne serait donc pas optimale. Par conséquent, le promoteur ne recommande pas cette gestion du réservoir car il n'assurerait pas la protection maximale en comparaison du plan de gestion proposé par le projet.

Les experts d'Hydro-Québec ont déterminé après de très nombreuses simulations que la gestion proposée à 417,7 était optimale et l'étude d'autres scénarios nécessiterait d'autres simulations complexes qu'il n'est pas possible de réaliser dans les délais requis. Le promoteur fait une mise en garde qu'une interprétation trop simplifiée du mode de gestion futur du réservoir Pikauba ne permet pas une compréhension adéquate de la gestion des crues. Les simulations sont basées sur des hypothèses sécuritaires pour assurer la sécurité des ouvrages, la gestion réelle pourrait être différente en fonction de certaines contraintes que l'exploitant est toujours sujet à avoir, tels des travaux d'entretien sur certains équipements. Il est donc important que l'exploitant des ouvrages dispose de la plus grande marge de manœuvre possible de gérer entre les cotes 400,5 et 417,7 et même de dépasser la cote 417,7.

Impacts écologiques

Par ailleurs, selon nos connaissances de l'écologie des réservoirs, il s'avère que les variations fréquentes et importantes de niveaux sont néfastes pour l'habitat du poisson, et en particulier pour l'omble de fontaine. Ainsi, à partir du moment où la nécessité de créer un réservoir est établie, il est souhaitable de mettre en place un mode d'opération minimisant les impacts de la présence de ce dernier, dans les limites imposées par les objectifs du projet. Le mode de gestion proposé, à la cote 417,7, implique que les variations de niveau les plus importantes se feront sentir en hiver, sous couvert de glace. Selon l'évaluation que nous en faisons, ceci constitue la meilleure façon de favoriser l'établissement éventuel d'un écosystème aquatique, si peu productif soit-il. Par conséquent, nous estimons qu'un mode de gestion similaire à celui qui est suggéré dans la question aurait des impacts majeurs sur la productivité du milieu aquatique, le milieu pouvant devenir stérile. La vidange automnale du réservoir, en plus des baisses de niveau fréquentes en été dues à l'exploitation du réservoir Pikauba à un niveau très bas (ex. 412,7 m), transformeraient la zone ennoyée et ses rives en un milieu qui ne s'apparenterait ni à un milieu aquatique, ni à un milieu terrestre, ni même à un milieu humide. Le type de gestion qu'on demande d'évaluer ici engendre donc des impacts importants du point de vue écologique.

1.2 Passage du poisson

Question/Commentaire 2

Tel qu'indiqué dans le document produit pour le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement⁴ et transmis au promoteur le 11 juin dernier, le MPO considère qu'une analyse rigoureuse des possibilités de permettre le passage du poisson en période de construction et d'exploitation n'a pas été effectuée. Dans le contexte d'une révision de la cote normale de gestion du réservoir Pikauba durant la période estivale qui permettrait de conserver les frayères dans la partie amont de la rivière Pikauba (PK 53 à 55), ainsi qu'une vidange du réservoir immédiatement après la période estivale, le MPO est d'avis que les besoins biologiques de l'omble de fontaine (montaison des géniteurs) nécessitent une analyse des possibilités de maintenir le passage du poisson.

- *Le promoteur devra fournir une analyse technique complète sur les possibilités d'assurer le passage du poisson au site du barrage de la rivière Pikauba.*
- *Fournir les détails physiques des obstacles infranchissables retrouvés au PK 11,6, au PK 16, au PK 3~55 et au PK 62.*

Réponse du MRNFP

Une analyse rigoureuse des possibilités de migration des poissons a été effectuée, et ce, à la lumière de deux nouveaux éléments, soit :

- la possibilité d'une vidange automnale du réservoir,
- l'exploitation du réservoir à une cote plus basse.

Les conclusions de cette analyse confirment qu'il est peu envisageable d'assurer avec succès le passage du poisson dans le réservoir Pikauba.

Il importe de souligner le fait que la hauteur entre le niveau d'eau à l'aval (cote 386,25 m) et le haut du barrage (427,5 m) représente un obstacle de plus de 41 mètres. Si l'on considère qu'une passe à bassins successifs peut difficilement dépasser une pente de 15 %, on calcule que cette passe devrait avoir une longueur minimale de 273 m et sans doute de plus de 300 m avec un accès et un canal de sortie (descente à partir de la cote 427,5 m). Le modèle le plus probable de passe pour l'omble de fontaine serait à fentes verticales et la chute entre les bassins pourrait difficilement dépasser les 20 cm (on ne recommande pas de dépasser les 30 cm pour une passe à saumons, dont la capacité natatoire excède fortement celle de la truite), ce qui équivaut à quelque 205 bassins sur une dénivellation de 41 m. À cela s'ajoute une nouvelle difficulté puisqu'on devrait injecter l'eau dans cet ouvrage à la cote 427,5 à partir d'un plan d'eau amont à la cote 417,7 ou 412,7, dont le niveau serait, de plus, très variable. Une passe à poissons ne pourrait être construite pour franchir une telle dénivellation sans entrevoir un ouvrage majeur d'ingénierie, à des coûts très importants (plusieurs millions de dollars). À notre connaissance, il n'existe pas de passe de cette dimension dans le monde.

Une alternative à ce type de passe à poisson serait un ascenseur. Or, les ascenseurs à poissons ne peuvent fonctionner que pour le passage de poissons migrateurs qui effectuent une montaison saisonnière pendant une période bien définie, et dont on ajuste les remontées en fonction de l'intensité des mouvements migratoires. Une telle installation ne pourrait se faire qu'à un coût d'au moins cinq millions de dollars, en se basant sur des coûts d'installations similaires pour le saumon dans différentes rivières. Les coûts d'entretien, eux, seraient récurrents et par ailleurs très importants. Enfin, s'il était jugé acceptable d'investir d'importants budgets pour assurer le passage d'une petite population d'ombles

de fontaine, il faudrait considérer le fait que la survie des individus, une fois dans le réservoir ne serait pas garantie, et ce, surtout si la vidange du réservoir s'effectuait chaque automne, tel que proposé par le MPO.

La préservation des frayères à la tête du réservoir par l'abaissement du plan d'eau doit être considérée dans une perspective d'écologie globale du plan d'eau. Même si les frayères localisées à la tête du réservoir n'étaient pas ennoyées à une cote d'exploitation inférieure à 417,7 (ex. la cote 412,7), on doit considérer que les facteurs écologiques défavorables qui sont générés par une telle variante ne justifient pas de favoriser le passage du poisson en amont.

On doit également prendre en considération le fait que les ombles de fontaine ne transitent pas actuellement entre l'aval du futur barrage et les frayères des km 53 à 55 mais probablement jusqu'au barrage no 3, à 6,5 km en amont du futur barrage (km 30). Par conséquent, la mesure d'atténuation proposée par le promoteur, et qui consiste à réaliser l'aménagement d'une frayère au pied du futur obstacle, 6,5 km en aval de l'obstacle actuel du barrage n° 3, apparaît encore pertinent, l'effort d'atténuation ainsi consenti est proportionnel à l'importance de l'impact.

En ce qui a trait aux détails physiques des obstacles infranchissables aux km 11,6, 16, 36,5, et 62, le promoteur n'est pas en mesure de fournir de nouvelles informations. Ces obstacles ont été jugés infranchissables par les experts ayant réalisé l'étude et toute l'information recueillie à ce sujet a déjà été présentée dans le cadre de l'évaluation environnementale.

1.3 Régime thermique en aval du réservoir Pikauba

Question/Commentaire 3

Suivant toutes les informations présentées par le promoteur^{2,5,6}, le MPO est d'avis que la qualité de l'habitat du poisson serait réduite, en raison de la baisse significative des températures moyennes en aval du barrage en période estivale de croissance des poissons, de l'augmentation des durées où les extrêmes de températures seraient rencontrés et du couvert de glace inexistant sur plusieurs kilomètres durant toute la période hivernale⁴. Afin de mieux analyser l'ampleur de ces modifications, des informations supplémentaires sont nécessaires.

- *Fournir une évaluation des modifications à l'évaluation initiale du régime thermique suivant une exploitation du réservoir Pikauba à une cote inférieure à 417,7 m (cote de gestion à 412,7 m par exemple).*
- *Fournir une courbe des apports de la Petite rivière Pikauba et de la rivière aux Écorces en comparaison avec les apports de la rivière Pikauba durant toute l'année en situation actuelle.*
- *Fournir une courbe des apports de la Petite rivière Pikauba et de la rivière aux Écorces en comparaison avec les apports de la rivière Pikauba durant toute l'année en situation de gestion du réservoir Kénogami tel que prévu dans le projet proposé (cote de gestion du Pikauba à 417,7 m).*
- *Fournir une courbe des apports de la Petite rivière Pikauba et de la rivière aux Écorces en comparaison avec les apports de la rivière Pikauba durant toute l'année en situation de gestion du réservoir Pikauba inférieure à 417,7 m (cote de gestion du Pikauba à 412,7 m par exemple).*

Réponse du MRNFP

À venir.

1.4 Qualité de l'eau

Question/Commentaire 4

Le promoteur indique l'existence d'un rapport de la SEBJ permettant de comparer la qualité de l'eau d'un réservoir de taille comparable à celui qui serait créé sur la rivière Pikauba⁶ (Réservoir Desaulniers, SEBJ 1982. Prévion de la qualité de l'eau des réservoirs du complexe Grande Baleine. Montréal, SEBJ. 30 p. et annexes).

- *Fournir une copie de ce rapport.*

Réponse du MRNFP

Le document demandé est joint au présent texte : *Prévion de la qualité de l'eau des réservoirs du complexe Grande Baleine*, SEBJ, 1982 (59 pages et carte)

1.5 Débits réservés écologiques

Question/Commentaire 5

Il est mentionné en réponse à notre question/commentaire no 10 à la page 19 du document de septembre 2002⁸ que l'étalonnage et validation du modèle 1D ont été effectués à l'aide de deux lignes d'eau mesurées à des débits respectifs de 18 m³/s et 26 m³/s.

- *Fournir les résultats de ces deux exercices sous forme de tableau similaire à celui qui présente les résultats de l'étalonnage du modèle 20 et qui se trouve à l'annexe 3 du document portant sur les débits réservés écologiques¹⁰.*

Réponse du MRNFP

À venir.

Question/Commentaire 6

Le promoteur mentionne dans la section 2.4.4 du document portant sur les débits réservés écologiques¹⁰ que «La valeur choisie comme débit réservé écologique est celle dont la fréquence de dépassement est la plus élevée, sans toutefois égaler ni dépasser celle correspondant au débit d'étiage typique.» Le MPO est d'avis que la fréquence de dépassement correspondant à la valeur choisie du débit réservé écologique ne doit pas égaler ou dépasser celle correspondant au débit moyen minimum afin que le débit réservé écologique soit suffisamment élevé pour protéger l'habitat du poisson et ce, non seulement en hiver mais pendant toute saison.

- *Fournir les fréquences de dépassement calculées pour chacune des périodes biologiques visées par l'étude d'impact et correspondant à chacun des débits moyens minimums de chaque période biologique.*

Réponse du MRNFP

L'information demandée est fournie ci-dessous. Par ailleurs, le promoteur ne souscrit pas au principe que « la fréquence de dépassement correspondant à la valeur choisie du débit réservé écologique ne doit pas égaler ou dépasser celle correspondant au débit moyen minimum afin que le débit réservé écologique soit suffisamment élevé pour protéger l'habitat du poisson et ce, non seulement en hiver mais pendant toute saison ». Ceci équivaut à demander d'appliquer une méthode de catégorie « hydrologique » pour toute l'année alors que pour les saisons de reproduction et d'alimentation, le promoteur a appliqué des méthodes « hydrauliques » plus sophistiquées et dont la méthodologie a été également approuvée par le MPO.

De plus, l'étude sur les débits réservés a fait l'objet de questions détaillées d'un examinateur indépendant et répondues il y a plusieurs mois, sans qu'une telle demande ne soit acheminée au promoteur. Un tel critère n'est mentionné dans aucune méthode hydrologique connue et ne saurait arriver en fin de parcours d'une étude rigoureuse, conduite à des coûts beaucoup plus importants que par l'application d'une simple norme telle que celle qui est édictée dans la question ci-dessus. Le promoteur estime qu'une telle demande devrait faire l'objet d'une justification plus élaborée.

Tableau 1. Débit réservé écologique, débit minimum moyen et fréquence au dépassement correspondante pour les différentes périodes biologiques

Tronçons et période	Date	Débit réservé écologique		Débit minimum moyen	
		Valeur (m ³ /s)	Fréquence de dépassement ¹ (%)	Valeur (m ³ /s)	Fréquence de dépassement ¹ (%)
<i>Tronçon 1 (PK 0 à 10,5)</i>					
Fraye printanière	10 mai au 30 juin	104,0	51	46,0	95
Alimentation	1er juin au 30 sept.	55,4	52	29,7	92
Fraye automne	10 sept. au 5 nov.	51,1	60	45,3	73
Incubation	1er oct. au 30 juin	10,2	98	12,6	93
<i>Tronçon 2 (PK 10,5 à 25,8)</i>					
Fraye printanière	10 mai au 30 juin	29,0	> 99	19,6	> 99
Alimentation	1er juin au 30 sept.	16,3	80	11,9	93
Fraye automne	10 sept. au 5 nov.	15,1	87	19,6	73
Incubation	1er oct. au 30 juin	4,8	96	5,5	93
<i>Tronçon 3 (PK 25,8 à 30,2)</i>					
Fraye printanière	10 mai au 30 juin	10,0	> 99	13,9	96
Alimentation	1er juin au 30 sept.	7,0	96	8,5	93
Fraye automne	10 sept. au 5 nov.	7,0	96	13,9	73
Incubation	1er oct. au 30 juin	4,0	91	3,9	94

1) Calculée par rapport aux conditions naturelles de débits

1.6 Description des pertes et des gains d'habitats du poisson

Question/Commentaire 7

- Fournir un tableau synthèse incluant les informations suivantes :

Cote d'inondation dans le réservoir Pikauba (m)	Superficie inondée (km ²)	Longueur de la rivière affectée (km)	Volume (hm ³)	Superficies d'aires d'élevage et d'alimentation affectée (ha)	Superficie de frayères affectée (m ²)
400,5					
405,0					
406,0					

Etc. jusqu'à 427,5

Réponse du MRNFP

À venir.

1.7 Projet de compensation

Question/Commentaire 8

Le MPO a indiqué au promoteur dans une lettre datée du 6 juillet 2001 que :

«La GHP désire vous indiquer que les impacts du projet sur l'habitat du poisson (perturbation, détérioration, destruction) devront être bien décrits (bilan des pertes, superficie et fonction des habitats touchés) et les mesures d'atténuation et de compensation clairement définies, de manière à permettre une analyse rapide du dossier et la négociation d'une entente de compensation satisfaisante qui assurera le respect du principe d'aucune perte nette d'habitat du poisson. Le programme de compensation proposé devra également comprendre l'établissement d'un programme de suivi qui permettra d'en vérifier le succès. »

Suite à plusieurs rencontres précédant le dépôt de l'étude d'impact en mars 2002, le promoteur n'a présenté aucun programme de compensation pour les pertes d'habitats du poisson anticipées et indiquait dans la version déposée du rapport : «un plan de compensation sera élaboré en collaboration avec les responsables de la FAPAQ. »

Le promoteur a ensuite présenté de façon préliminaire, lors d'une réunion de travail tenue le 13 juin 2002, le projet de réfection d'un barrage de contrôle des eaux sur le lac à Jack dans la réserve faunique des Laurentides. A ce jour, le MPO n'a pas reçu de proposition officielle concernant ce projet. Le MPO considère toutefois que ce type de projet ne peut représenter une option de compensation adéquate. Ainsi, en considérant le fait qu'une perte d'habitat du poisson découlant de l'abaissement du niveau de retenue d'un cours d'eau devrait faire l'objet d'une autorisation en vertu de la Loi sur les pêches (LP), il ne nous est pas possible d'accepter comme gain d'habitat et compensation éventuelle le seul rehaussement d'un plan d'eau à son niveau initial de retenue, pour des pertes d'habitats occasionnées par un autre projet devant faire l'objet d'une autorisation en vertu de la LP.

D'autres avenues concernant un tel plan d'eau pourraient être des options potentiellement envisageables dans le cas où un bilan positif en regard des nouveaux habitats créés serait démontré. Par ailleurs, dans le contexte du présent projet, le promoteur doit d'abord démontrer que la hiérarchie de compensation des lignes directrices pour la compensation a été suivie et bien documenté avant d'envisager la compensation dans un bassin versant différent de celui où les pertes seraient engendrées.

- *Le promoteur devra présenter un programme complet de compensation, indiquant toute la démarche ayant mené au projet proposé, tel que décrit dans les lignes directrices sur la compensation⁹. Ce projet de compensation devra tenir compte des pertes d'habitats du poisson tel que décrit par le MPO dans le document présenté au BAPE (point 1.3 : Capacité de production du futur réservoir) et la gestion du réservoir Pikauba qui serait retenu par le promoteur. Le MPO suggère au promoteur d'effectuer l'évaluation de la compensation pour le scénario initial (417,7 m) ainsi qu'à un niveau inférieur à 417,7 m (412,7 m par exemple).*

Réponse du MRNFP

Relativement à l'opinion émise par le MPO sur l'illégalité de l'abaissement du niveau du lac à Jack survenu en 1999, le promoteur n'est pas de cet avis.

Par ailleurs, le promoteur est aussi d'avis qu'il serait plus opportun dans les circonstances de considérer le projet de compensation comme le rehaussement du niveau actuel du lac à Jack (et qui s'apparente au niveau naturel) jusqu'à un niveau qui historiquement s'est avéré profitable pour l'habitat du poisson, et non pas comme le rétablissement d'un plan d'eau.

La proposition de compensation vise donc à rehausser le niveau actuel du lac à Jack dans le but d'augmenter la capacité de production de l'habitat de l'omble de fontaine.

La démarche suivie

Dans un premier temps, il faut souligner qu'une proposition de plan de compensation n'a pas été soumise formellement à Pêches et Océans Canada (MPO). Toutefois, ce plan a fait l'objet de plusieurs échanges et, à ce sujet, le lecteur trouvera en annexe le compte rendu d'une rencontre, tenue le 13 juin 2002, qui a porté spécifiquement sur le plan de compensation envisagé. Il importe également de souligner la participation et contribution majeures de la FAPAQ et de la SÉPAQ dans l'identification de différents projets ainsi que l'analyse et le choix du projet de compensation retenue.

Dans un deuxième temps, il est utile de faire un bref rappel de la politique fédérale du MPO relativement à la compensation d'habitats, suivi d'un sommaire de l'analyse qui a mené à la proposition du lac à Jack comme projet de compensation des pertes causées par le projet Kénogami. De fait, avec le projet de compensation du lac à Jack, le promoteur respecte de façon stricte la politique du MPO en matière d'élaboration de plan de compensation, et ce, malgré les changements intervenus récemment quant à la méthodologie d'analyse et de hiérarchie des options présentés dans le guide du MPO à l'intention des praticiens en matière de compensation de l'habitat.

Rappel de la politique fédérale relativement à la compensation d'habitat

Lorsqu'il est admis qu'un projet peut causer une détérioration, une destruction ou une perturbation de l'habitat du poisson, les pertes d'habitats et/ou de production, s'il est impossible de les éviter et de les atténuer, doivent être compensées en vertu de la *Politique de gestion de l'habitat du poisson* de Pêches et Océans Canada, qui découle de la *Loi sur les pêches*. Cette politique repose sur le principe directeur d'aucune perte nette de la capacité de production des habitats. De fait, son objectif à long terme est la réalisation d'un gain net de la capacité de production des habitats du poisson. Pour réaliser cet objectif, la politique préconise la conservation, la reconstitution et la mise en valeur de l'habitat.

En ce qui concerne plus spécifiquement la compensation d'habitat, le récent guide du MPO en cette matière (MPO, 2003) propose la hiérarchie des options suivantes, par ordre décroissant de préférence :

- la création ou l'augmentation de la capacité de production d'un habitat similaire dans le même ensemble écologique;
- la création ou l'augmentation de la capacité de production d'un habitat non similaire dans le même ensemble écologique;

- la création ou l'augmentation de la capacité de production d'un habitat dans un ensemble écologique différent;
- en dernier recours, l'utilisation de techniques de production artificielle pour maintenir une population piscicole, de mesures de compensation différée ou de mesures de restauration de sites contaminés.

Cette hiérarchie est à la base de la démarche ayant abouti au choix du lac à Jack comme projet de compensation des pertes encourues par la création du réservoir Pikauba. Tel que mentionné dans le volume 2 de l'étude d'impact du projet de régularisation des crues du lac Kénogami (Hydro-Québec, 2002), les pertes s'élèvent à 195 kg/an d'omble de fontaine et se produiront sur le cours principal de la rivière Pikauba, entre les km 30 et 55, et sur certains de ses affluents.

Comme le lieu de l'impact est situé dans la réserve faunique des Laurentides, le projet de compensation a été élaboré de concert avec la Société de la Faune et des Parcs du Québec (FAPAQ) et la Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ). La première société (FAPAQ) est responsable de la gestion de la ressource dans la réserve, tandis que la seconde est responsable de son exploitation.

Enfin, avant de présenter l'analyse des options de compensation, il importe de préciser que l'ensemble écologique auquel appartiennent les habitats perdus est celui qu'on peut désigner comme le massif des Laurentides, dont les limites correspondent approximativement aux limites administratives de la réserve du même nom. Ce milieu est caractérisé par des conditions relativement homogènes sur le plan géographique, climatique, géologique et végétal. En effet, il s'agit d'un milieu forestier au relief montagneux, soumis à un climat humide continental et dont l'altitude moyenne est d'environ 650 mètres (les plus hauts sommets dépassent quelque peu les 1000 m). Il fait partie de la vaste région géologique du Bouclier canadien et se situe plus précisément dans la province de Grenville. Le socle rocheux est dominé par les gneiss et par différentes variétés de roches intrusives granitiques, lesquels sont recouverts de dépôts meubles d'origine fluvio-glaciaire. Au plan végétal, le massif des Laurentides fait partie du sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'est (Grondin et al. 1998). Cet ensemble écologique comprend les parties supérieures et intermédiaires de plusieurs bassins versants, dont les principaux sont ceux des rivières Pikauba, aux Écorces, Jacques-Cartier, Montmorency, Métabetchaoune, et Malbaie.

Analyse des options de compensation

Option 1

Conformément au cheminement proposé par le MPO, l'analyse de la compensation a débuté avec l'option 1, soit la création ou l'augmentation de la capacité de production d'un habitat similaire dans le même ensemble écologique. D'abord, il faut rappeler que les habitats perdus sont des habitats de rivière (Hydro-Québec, 2002), et que leur superficie s'élève à 1 136 500 m², dont 81 % (916 600 m²) sont des tronçons de rivière lotiques (seuils et rapides) et 219 900 m² des tronçons lenticques (bassins et chenaux).

Or, il apparaît que ce type d'habitat ne peut pas être compensé par la création d'un habitat similaire, sinon que par des moyens tout à fait extraordinaires. En effet, il faudrait créer un cours d'eau dont la

superficié équivaldrait à celle perdue, ce qui représente une tâche extrêmement difficile à réaliser au plan technique, voire impossible, et à laquelle seraient associés des coûts hors de proportion avec ceux du projet Kénogami.

Par ailleurs, l'augmentation de la capacité de production d'un habitat similaire ne peut, non plus, être envisagée pour le moment, puisqu'un tel projet nécessiterait le recours à des techniques de production artificielle, comme par exemple l'ensemencement de poisson dans une rivière de faible productivité. Or, le recours à de telles techniques constitue la dernière des options proposées par le MPO.

Option 2

En conséquence, l'option 1 ne peut être retenue pour des raisons techniques et financières. L'analyse passe donc à la deuxième option de compensation proposée par le MPO. Cette option, qui consiste à créer ou à augmenter la capacité de production d'un habitat non similaire dans le même ensemble écologique; apparaît nettement plus envisageable. En effet, il est techniquement et financièrement possible d'augmenter la capacité de production d'un habitat non similaire à celui perdu, en l'occurrence un habitat de type lacustre. Une recherche des plans d'eau aménagables a ainsi été menée, en débutant l'exercice par les plans d'eau situés à proximité du lieu d'impact.

De fait, cette recherche a déjà été effectuée en bonne partie par la FAPAQ dans le cadre de son plan quinquennal d'intervention, et les résultats ont fait l'objet de quelques documents internes chez cette société. L'exercice a consisté à examiner les possibilités de restauration et/ou d'aménagements dans plus d'une soixantaine de plans d'eau de la réserve faunique des Laurentides, notamment dans le secteur « Le Gîte - La Passe », qui couvre en bonne partie le bassin de la Pikauba (donc près du point d'impact) et le secteur de la rivière Cyriac.

i) Secteur périphérique au réservoir Pikauba

En ce qui concerne le secteur situé près du lieu d'impact (soit le secteur « Le Gîte - La Passe »), l'analyse de la FAPAQ fait ressortir que les efforts nécessaires pour restaurer et mettre en valeur les plans d'eau qui s'y trouvent seraient coûteux et que les gains fauniques escomptés seraient faibles. En effet, mis à part le lac Beloeil (situé dans le bassin de la Petite rivière Pikauba), dont il sera question plus bas, les lacs propices aux aménagements sont de petite superficie et chacun ne pourrait « rapporter » que quelques kg/an de production en omble de fontaine (soit entre 8 et 35 kg/an par lac faisant l'objet d'une pêche sportive). Ceci signifie que des efforts devraient être effectués sur plusieurs lacs avant d'atteindre la production attendue pour compenser les pertes du projet Kénogami. Par ailleurs, la plupart de ces plans d'eau sont difficiles d'accès ou tout simplement inaccessibles, notamment depuis la crue exceptionnelle de juillet 1996. Des travaux d'amélioration routière comportant la construction de nombreux ponts et ponceaux seraient donc incontournables avant de procéder au projet de compensation. Enfin, ces plans d'eau renferment des espèces compétitrices et présentent une tendance à l'acidité, ce qui constitue une limitation à la production d'omble de fontaine (Paul-Émile Lafleur et Jacques Boivin, FAPAQ, comm. pers.).

Le lac Beloeil, contrairement aux autres lacs du secteur, présente un potentiel de restauration plus élevé, lequel est évalué à 689 kg/an d'après les rendements de pêche historiques. Le potentiel en omble de fontaine de ce lac a été, à toutes fins utiles, anéanti en 1985, année où le barrage à l'exutoire a cédé à la suite d'un bris causé par une forte pluie. La reconstruction du barrage et le rehaussement du niveau d'eau pourraient redonner au lac son potentiel d'antan. Toutefois, ce projet comporte des difficultés

techniques majeures et nécessiterait sans aucun doute des coûts trop élevés pour les gains fauniques escomptés.

En somme, le secteur « Le Gîte - La Passe » n'apparaît définitivement pas propice à des travaux d'aménagements ou de restauration visant à compenser les pertes occasionnées par la création du réservoir Pikauba. D'autres plans d'eau aménageables ont alors été recherchés dans le secteur de la rivière Cyriac, dont le bassin versant est contigu à celui de la Pikauba. Selon la FAPAQ, il y aurait dans ce secteur un potentiel d'aménagement et de restauration évalué à environ 250 kg/an, suffisant en théorie pour compenser les pertes du projet Kénogami. Toutefois, un projet de mise en valeur de ce potentiel est actuellement mené par la SEPAQ dans le cadre du plan quinquennal. Ce projet ne nécessite donc pas l'intervention d'Hydro-Québec et ne peut être retenu comme projet de compensation.

ii) Le lac à Jack

Enfin, des recherches plus poussées, toujours de concert avec la FAPAQ, ont conduit au lac à Jack, situé dans la partie supérieure du bassin de la rivière Malbaie. Ce lac, autrefois réputé pour sa qualité exceptionnelle de pêche à l'omble de fontaine, a vu sa biomasse d'ombles de fontaine récoltables passer d'environ 3 000 kg/an à 1 400 kg/an, comme en témoignent les statistiques de pêche disponibles sur ce plan d'eau depuis 1973 (voir détails à la section 6.2.3.3 et à l'annexe 2). Cette diminution marquée est attribuable à l'abaissement volontaire du niveau du lac en 1999, rendu nécessaire pour des fins de sécurité étant donné la détérioration de l'ouvrage de contrôle à son exutoire. En conséquence, la superficie du plan d'eau a été réduite de façon notable et les zones de forte productivité ont été perdues. Le projet de compensation consisterait donc à reconstruire le barrage à l'exutoire du lac afin de rehausser le niveau de ce dernier à son ancienne cote. Sur la base des rendements de pêche historiques, il est prévu que ce projet permettra d'augmenter la production actuelle de 1 600 kg/an ombles de fontaine par année, ce qui compense largement les pertes occasionnées par le réservoir Pikauba.

Conclusion

Ce projet devrait être acceptable comme plan de compensation, car il est souhaitable de rétablir le niveau d'autrefois pour des fins fauniques et de pêche sportive. Il vise la compensation en productivité de la même espèce qui subira les impacts du projet de création du réservoir Pikauba, l'omble de fontaine, et dans la même zone d'exploitation, soit la réserve faunique des Laurentides. Par ailleurs, les rendements historiques, enregistrés depuis 1973, garantissent la production escomptée de l'aménagement. Ce projet de compensation est d'autant plus intéressant que le lac à Jack est hautement valorisé par les pêcheurs sportifs, générant ainsi une activité économique non négligeable.

Comme la perte occasionnée par le réservoir Pikauba est de 195 kg/an et que l'aménagement du lac à Jack peut produire 1600 kg/an, il est proposé que ce projet soit également considéré comme une banque de compensation, selon la définition de la Gestion de l'habitat du poisson de Pêches et Océans Canada. Les quelque 1 400 kg restants (1 600 kg/an moins 195 kg/an) pourront ainsi servir à compenser des pertes occasionnées par des projets futurs du ministère des Ressources naturelles du Québec.


Références

1. Ministère des Ressources Naturelles du Québec et Hydro-Québec, 2002. Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Aménagement du réservoir Pikauba. Étude d'impact sur l'environnement. Janvier 2002, volume 1, 344 p. et annexes
2. Ministère des Ressources Naturelles du Québec et Hydro-Québec, 2002. Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Aménagement du réservoir Pikauba. Étude d'impact sur l'environnement. Janvier 2002, volume 2, 430 p. et annexes
3. Ministère des Ressources Naturelles du Québec et Hydro-Québec, 2002. Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami, informations complémentaires aux autorités fédérales, modification de la cote maximale normale d'exploitation du réservoir Pikauba. Décembre 2002, 21 pages et annexes:
4. Pêches et Océans Canada, 2003. Construction du réservoir Pikauba, régularisation des crues du bassin versant du réservoir Kénogami, Rivière Pikauba. Analyse préliminaire des impacts du projet sur l'habitat du poisson en vertu de la Loi sur les pêches, réponse au Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Juin 2003. 16 p.
5. Hydro-Québec. 2002. Projet Kénogami. Régime thermique de la rivière et du réservoir Pikauba. Rapport final. Juin 2002. 50 p.
6. Ministère des Ressources Naturelles du Québec et Hydro-Québec, 2002. Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami, réponses aux autorités fédérales concernant l'étude d'impact. Juillet 2002, 244 p.
7. Ministères des Ressources Naturelles du Québec et Hydro-Québec. 2003. Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Projet vs scénarios de gestion normale. Rencontre avec Pêches et Océans Canada, 29 avril 2003. Présentation et documents connexes.
8. Pêches et Océans Canada. 2002. Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Loi canadienne sur l'évaluation environnementale. Questions et commentaires des autorités fédérales concernant l'étude d'impact sur l'environnement. Mai 2002. 73 pages.
9. Pêches et Océans Canada. 2002. Guide à l'intention des praticiens en matière de compensation de l'habitat. 26 pages.
10. Groupe conseil Génivar. 2002. Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Étude d'impact sur l'environnement. Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba en aval du barrage. Rapport sectoriel présenté à l'Unité Projets - Nouveaux aménagements d'Hydro-Québec. Avril 2002. 48 pages + 5-annexes.

32907

SEBJ
0011
112
112

PRÉVISION DE LA QUALITÉ DE L'EAU
DES RÉSERVOIRS DU COMPLEXE
GRANDE BALEINE

 Centre de documentation
Information et Recherche
75 boul. René-Lévesque ouest, 2e étage
Montréal (Québec) H2Z 1A4

par: Roger Schetagne
SEBJ
Direction Environnement
Août 1982

TABLE DES MATIERES

	Page
LISTE DES TABLEAUX	<i>i</i>
LISTE DES FIGURES	<i>iii</i>
1.0 INTRODUCTION	1
2.0 QUALITE DE L'EAU ACTUELLE	1
3.0 SELECTION DES PARAMETRES	5
4.0 METHODOLOGIE DE PREDICTION ET RESULTATS	7
4.1 Turbidité et transparence	9
4.2 Oxygène dissous	11
4.3 pH	16
4.4 Phosphore total	18
4.5 Chlorophylle α	20
5.0 EFFETS D'UNE MODIFICATION DU FACTEUR D'UTILISATION..	21
6.0 CONCLUSIONS	22

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau I Qualité de l'eau de la région du réservoir de GB 1 aux conditions naturelles durant la période libre de glace.
- Tableau II Qualité de l'eau de la région du réservoir de GB 3 aux conditions naturelles durant la période libre de glace.
- Tableau III Qualité de l'eau de la région du lac Bienville aux conditions naturelles durant la période libre de glace.
- Tableau IV Qualité de l'eau de la Petite rivière de la Baleine aux conditions naturelles durant la période libre de glace.
- Tableau V Critères de sélection des paramètres physico-chimiques.
- Tableau VI Indice de déficience en oxygène dissous et proportion du volume total présentant un taux de saturation inférieur à 50%.
- Tableau VII Cote de consommation en oxygène dissous attribuée aux divers types de végétation cartographiés sur les bassins de la Petite et la Grande rivière de la Baleine à la baie d'Hudson.
- Tableau VIII Répartition et cote de consommation en oxygène dissous des groupements végétaux dans la région du réservoir de LG 2.
- Tableau IX Répartition et cote de consommation en oxygène dissous des groupements végétaux à la cote 708 du réservoir Opinaca.
- Tableau X Evaluation des modifications internes du pH en fonction des caractéristiques de chacun des réservoirs.

- Tableau XI Calcul des teneurs en chlorophylle α susceptibles d'être mesurées à la suite des mises en eau.
- Tableaux XII Fiche technique du réservoir de GB 1 (variante bief Elizabeth).
- Tableau XIII Fiche technique du réservoir de GB 1 (variante bief Elizabeth-Kakupis).
- Tableau XIV Fiche technique du réservoir de GB 2.
- Tableau XV Fiche technique du réservoir de GB 3.
- Tableau XVI Fiche technique du réservoir Bienville.
- Tableau XVII Fiche technique du réservoir Kakupis.
- Tableau XVIII Code des différents types forestiers.

LISTE DES FIGURES

- Figure 1a) Calcul du taux de saturation en oxygène dissous de la zone photique selon l'hypothèse la plus pessimiste.
- Figure 1b) Calcul du taux de saturation en oxygène dissous de la zone photique selon l'hypothèse la plus optimiste.
- Figure 2a) Calcul du pH, 1ère hypothèse: effet cumulatif (valeurs moyennes faibles et aération entre les réservoirs).
- Figure 2b) Calcul du pH, 2è hypothèse: réservoirs considérés seuls (valeurs moyennes élevées).
- Figure 3 Calcul des prévisions de phosphore total

1.0 INTRODUCTION

Ce document a comme but principal la prévision de la qualité de l'eau des réservoirs et des biefs de détournement associés au Complexe Grande Baleine.

Le plan d'aménagement analysé correspond à celui du schéma d'aménagement optimisé défini dans le rapport final sur les études d'avant-projet (Hydro-Québec, 1981a); une deuxième variante d'aménagement du bief de détournement Elizabeth, dans laquelle le lac Kakupis serait préservé de l'enneigement, a aussi été considérée. Il est important de spécifier que le facteur d'utilisation considéré est de 60%.

La première section de ce document précisera la qualité générale des eaux du Complexe Grande Baleine aux conditions naturelles. En second lieu, il sera question de la sélection des paramètres devant faire l'objet de prévisions. En troisième lieu, la méthodologie employée sera décrite en détail et les résultats seront présentés sous forme de fiches. Les modifications qu'entraînerait un facteur d'utilisation de 76% seront ensuite traitées. Finalement, une brève conclusion viendra compléter le tout.

2.0 QUALITE DE L'EAU ACTUELLE

La qualité de l'eau du milieu naturel s'avère essentielle à la prédiction des conditions futures. Il est évidemment important de connaître le point de départ des diverses modifications que sont susceptibles d'entraîner les mises en eau de grandes superficies terrestres. De plus, la nature même d'une eau renseigne sur sa fragilité aux variations. A titre d'exemple, un fort pouvoir tampon, surtout déterminé par les concentrations de bicarbonates et de calcium, maintiendra un pH élevé à la suite de la mise en eau et favorisera la décomposition des végétaux, responsables de plusieurs variations physico-chimiques.

Les mesures de la qualité de l'eau colligées par Van Coillie et St-Arneault (1981) proviennent de divers inventaires environnementaux réalisés par plusieurs organismes de 1960 à 1979 sur le territoire du Complexe Grande Baleine.

L'hétérogénéité des méthodes analytiques utilisées et le peu de données, concernant les paramètres autres que la température, l'oxygène dissous et la transparence, rendent l'interprétation très difficile.

La géologie du territoire du Complexe Grande Baleine se compare cependant très bien à celle du Complexe La Grande. Les mêmes roches dominantes (granite, gneiss et roches plutoniques) et principaux dépôts de surface (argiles, sable sur argile et limon, till et roche en place) caractérisent les deux régions. Les mêmes événements ont façonné les dépôts de surface: période glaciaire, invasion marine et eaux de fonte du glacier en retraite (Hydro-Québec 1981a, 1981b et SEBJ 1978).

Les caractéristiques chimiques d'une eau, dans ces régions non perturbées par les activités humaines, dépendent principalement de la nature des dépôts de surface (Hem 1970). Il est donc très probable qu'aux conditions naturelles, les régions des Complexes Grande Baleine et La Grande aient présenté des qualités de l'eau très similaires selon un axe nord-sud.

L'évaluation de la qualité de l'eau du Complexe Grande Baleine, aux conditions naturelles, a donc été complétée à l'aide des séries d'échantillonnage exhaustives réalisées sur le territoire du Complexe La Grande (Bobee et al 1976, Schetagne 1978, Bachand et al 1978, SEBJ 1979, Roy et al 1980, Schetagne 1981a, Roy et al 1982). La comparaison des mesures relevées aux deux régions révèle les ressemblances suivantes: les caractéristiques physico-chimiques mesurées dans le secteur du futur réservoir de GB 1 se rapprochent de celles observées dans le secteur du réservoir de LG 2 aux conditions antérieures; de la même façon, celles

du secteur de GB 2 se comparent à celles du secteur de LG 3 alors que celles des secteurs GB 3 et Bienville seraient intermédiaires à celles relevées dans les régions de LG 4 et de Caniapiscou; finalement, celles de l'eau provenant de la Petite rivière de la Baleine et de la rivière Boutin se situeraient entre celles enregistrées dans les secteurs de LG 2 et de LG 3.

Les tableaux I à IV résument la qualité générale de l'eau du Complexe Grande Baleine aux conditions naturelles. Pour chaque paramètre, ils indiquent les valeurs observées (tirées de Van Coillie et St-Arneault 1981), les valeurs plausibles (valeurs susceptibles d'être rencontrées au courant de la saison estivale) et les valeurs typiques (moyennes estivales).

Il apparaît opportun de décrire brièvement ces données. Le territoire du Complexe Grande Baleine montre des eaux d'une grande transparence (généralement de 3 à 5 mètres au disque de Secchi) et très bien oxygénées (de l'ordre de 80 à 100% de saturation en oxygène dissous durant la période estivale). Le régime thermique est typique des régions froides; la température de surface moyenne estivale se situant près de 12°C. Il est probable que, dans les milieux lacustres, une thermocline (relativement profonde) ne s'établisse pas toutes les années (Ostrowsky 1974).

Ces eaux peuvent aussi être qualifiées de peu tamponnées, faiblement minéralisées et pauvres en éléments nutritifs. A cet égard, un gradient positif est-ouest, est perceptible et correspondrait à l'augmentation de la proportion des matériaux moins résistants à l'action de l'eau. En effet, la partie est du territoire se caractérise par des accumulations de matériaux fluvioglaciers provenant de roches très résistantes (granites, gneiss et roches plutoniques); par contre, vers l'ouest, l'invasion marine a déposé des matériaux plus fins (argiles et limon) et moins résistants qui confèrent, aux eaux de surface, une minéralisation accrue (Hydro-Québec 1981a).

Les teneurs moyennes en bicarbonate varient, selon cet axe, de 3 à 5 mg/l de HCO_3 , et indiquent un faible pouvoir tampon. Les mesures correspondantes de pH s'échelonnent de 6,2 - 6,5 à 6,3 - 6,7 unités de pH, alors que celles de la conductivité se situent entre 13 et 17 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Les mesures de phosphore total, élément nutritif important, variaient de 0,004 mg/l de P à Bienville à 0,008 mg/l de P à GB 1. Les valeurs équivalentes de la chlorophylle α , qui peut être considérée comme une mesure de la biomasse phytoplanctonique selon Berman et Eppley (1974), s'échelonnaient de 1,0 à 1,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ de chlorophylle α (fluorimétrie).

Les longues séries de données disponibles sur le Complexe La Grande et la similarité entre cette dernière région et celle du Complexe Grande Baleine permettent de préciser les paramètres sensibles aux variations saisonnières et annuelles.

Outre la température et la chlorophylle α , plusieurs paramètres sont susceptibles de présenter des variations saisonnières importantes. Deux dynamiques contrôlent principalement l'évolution temporelle des caractéristiques physico-chimiques de l'eau: les conditions hydrauliques ou physiques et le développement biologique aquatique (Grisel 1980). Dans ces régions nordiques, Schetagne (1981a) note qu'en milieu lotique, les conditions physiques semblent surtout responsables des variations alors qu'en milieu lacustre, une part importante des variations serait imputable à la fraction biotique.

Ainsi, les mesures de turbidité peuvent être d'environ 50% inférieures sous couverture de glace et augmenter par un facteur de 5 en période de crues. Les teneurs en silice peuvent augmenter de 50% en milieu lotique et même doubler, en milieu lacustre, pendant la période hivernale alors que le carbone inorganique total peut doubler dans les milieux lacustres peu profonds. Bien que le pH moyen hivernal demeure en général semblable à celui

d'été, les mesures printanières peuvent diminuer considérablement (0,5 unités) à la suite de la faible minéralisation en période de crues et de la fonte des précipitations hivernales (Bobee et al 1976).

De plus, certains paramètres sont susceptibles de présenter des valeurs moyennes estivales relativement différentes d'une année à l'autre: le pH (0,5 unités), les chlorures (facteur de 2 à 4), le carbone inorganique total (100%), l'azote Kjeldahl total (40%), le phosphore total (70%) et la chlorophylle α (50%). Les conditions d'hydraulicité et climatiques seraient surtout responsables de ces modifications.

3.0 SELECTION DES PARAMETRES

Le réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande assure, depuis 1977, un suivi intensif de l'évolution de 21 paramètres physico-chimiques dans trois réservoirs du Complexe La Grande. Ces paramètres, sélectionnés par un comité regroupant des experts reconnus dans plusieurs domaines reliés à l'écologie aquatique, devaient permettre de suivre adéquatement l'évolution de la qualité de l'eau des futurs réservoirs.

Les observations tirées de l'analyse des résultats obtenus sur le Complexe La Grande ont permis de discerner un certain nombre de paramètres clés face à la compréhension des mécanismes régissant l'évolution de la qualité de l'eau des réservoirs. Le tableau V présente, pour chacun des paramètres de base, une appréciation de la susceptibilité aux modifications, de la prévisibilité et de l'importance concernant d'une part, la production biologique et d'autre part, l'influence sur les autres paramètres décrivant la qualité de l'eau. De plus, et pour chacun des paramètres, les principaux facteurs influençant les modifications sont énumérés ainsi que les références appropriées.

Ce tableau ne se veut aucunement exhaustif mais a été complété pour la région du Complexe Grande Baleine à l'aide de la qualité de l'eau évaluée aux conditions antérieures et les connaissances acquises dans des régions nordiques similaires. Ainsi, il ne résume que les références et les facteurs pertinents à la région concernée.

Un certain nombre de facteurs importants sont généraux en ce sens qu'ils interviennent au niveau de la majorité des paramètres et n'ont été indiqués que lorsqu'ils se révélaient essentiels. Certains sont liés à la morphométrie des réservoirs tels le volume (qui atténue les modifications), la présence et la position de la thermocline; d'autres, sont plutôt liés à l'utilisation des nouveaux milieux tels le temps de contact, le niveau de la prise d'eau et les apports externes. Il est à noter que les prédictions réalisées par la suite tiennent compte de ces facteurs, soit directement (volume, temps de contact, apports extérieurs), soit indirectement (niveau de la prise d'eau, position de la thermocline etc) en ce sens que les caractéristiques des réservoirs projetés se situent dans la gamme de celles rencontrées aux réservoirs étudiés sur le Complexe La Grande.

A l'exception des bicarbonates et des nitrates et nitrites, les paramètres dont l'importance a été jugée forte ont été retenus: la turbidité, la transparence, la température, l'oxygène dissous, le pH, le phosphore total et la chlorophylle α .

Bien que leur importance soit considérée comme forte, les bicarbonates n'ont pas été retenus car leur susceptibilité aux modifications est faible dans ces milieux. Les prévisions des pH futurs tiennent cependant compte des faibles mesures de bicarbonates observées dans la région.

Le paramètre nitrates et nitrites est important parce qu'il représente les formes d'azote directement assimilables par les organismes phytoplanctoniques et qui peuvent devenir limitantes à la

suite de l'augmentation des teneurs en phosphore (Kamoto 1966). Cependant, ce paramètre n'a pas été retenu car d'une part, la susceptibilité aux modifications semble faible et que d'autre part, des valeurs situées près de la limite de détection de la méthode analytique (0,02 mg/l de N) ont été associées à de fortes mesures de chlorophylle α (5,5 à 8,5 μ g/l de chlorophylle α) (Roy et al 1982).

Il est à noter que le présent document ne traite pas de la température. Ce paramètre a été étudié par Numa Marcotte de la division Etudes Spéciales et Recherches de l'Hydro-Québec. Les prévisions de M. Marcotte se sont d'ailleurs avérées justes pour le réservoir de LG 2 (Roy et al 1981).

Les sections suivantes présentent les prévisions obtenues ainsi qu'un exemple de calcul pour chacun des paramètres retenus.

4.0 METHODOLOGIE DE PREDICTION ET RESULTATS

La prédiction de l'évolution des principaux paramètres contrôlant la qualité de l'eau des réservoirs du Complexe Grande Baleine est réalisée non pas à l'aide de modèles mathématiques, mais plutôt en se basant sur les observations effectuées sur les réservoirs du Complexe La Grande.

Il n'est donc pas possible de déterminer l'intervalle de confiance ou l'erreur-type des valeurs prédites. Il s'agit souvent de jugements de valeur, qui compte tenu des caractéristiques locales et de l'expérience acquise sur des réservoirs situés dans des régions comparables, peuvent permettre de déterminer l'ordre de grandeur des valeurs susceptibles d'être observées à court ou moyen terme.

Les effets de la mise en eau, liés à la décomposition des matières organiques submergées des réservoirs, se font davantage sentir pendant les premières années et tendent par la suite à diminuer

(Campbell et al 1976). La durée de la période de stabilisation des nouveaux réservoirs dépend de plusieurs facteurs tels le climat et le temps de renouvellement. A titre d'exemple, la productivité biologique, dans des réservoirs de Russie situés au nord du 50ième degré de latitude se stabiliserait après 25 à 30 ans (Lapitsky 1966 et Lowe-McConnell 1971, cité dans David 1979). Baxter et Glaude (1980) mentionnent que les effets, autres que physiques tels les modifications du régime thermique, la turbidité et les mélanges d'eaux de qualité différente, sont temporaires. De plus, les prédictions des concentrations de certains éléments nutritifs dans les réservoirs du Complexe N.B.R., basées sur les travaux de Maystrenko et Denisova (1972), montrent le retour, après une vingtaine d'années, aux concentrations initiales (André Marsan 1980).

Puisque les eaux d'entrées des différents réservoirs projetés dans la région de La Grande Rivière de la Baleine sont toutes comparables, la qualité de l'eau future, sauf le régime thermique, sera à long terme vraisemblablement représentative des conditions antérieures. Les prédictions suivantes correspondent donc aux variations maximales susceptibles d'être observées à court ou moyen terme (10 - 15 ans).

Les valeurs proposées, pour les paramètres retenus, se limitent dans l'ensemble aux moyennes estivales. Bien que les importantes masses d'eau que constitueront les nouveaux milieux tendront à atténuer les variations saisonnières, certains paramètres présenteront des écarts importants reliés, soit aux facteurs physiques (tel la présence ou l'absence de glace, le régime hydraulique et le climat), soit aux processus biotiques (tel l'utilisation phytoplanctonique).

Il est aussi important de préciser que les valeurs avancées, sont représentatives de l'ensemble du réservoir en question et que les conditions locales peuvent, pour certains paramètres, présenter des variations considérables. Les mesures extrêmes sont suscepti-

bles d'être observées dans les baies protégées peu profondes et situées en retrait des principales masses d'eau (Schetagne 1981b).

La discussion suivante justifiera l'évolution probable, à la suite de la mise en eau, des paramètres retenus et donnera, s'il y a lieu, un exemple de calcul.

Dans le but d'alléger le texte, les références présentées au tableau V ne seront pas reprises ci-après. Il est cependant important de préciser que les références suivantes correspondent aux observations tirées du Complexe La Grande: Bobee et al (1976), Grimard et Jones, Lemire et Vinet, Magnin (1977), Marcotte (1975), Richard (1981), Schetagne (1981a, 1981b) et Sérodes (1980 et 1981).

Ce document n'insiste pas sur les modifications susceptibles d'être observées aux lacs de tête puisqu'à l'exception du phosphore total, elles ont été considérées comme peu importantes car la superficie terrestre inondée (de 2 à 8% de la superficie aquatique initiale) est très faible par rapport aux volumes d'eau déjà présents. Ces superficies ennoyées ont été calculées à partir de l'hypothèse d'une crue décennale ce qui exagère sensiblement les valeurs moyennes.

Il est à noter que les exemples de calculs des diverses prévisions sont présentés pour la variante bief Elizabeth seulement. Ce dernier est alors considéré comme un autre «lac de tête» dont les modifications seraient faibles. Les valeurs proposées aux tableaux XIII (fiche technique du réservoir GB 1 variante bief Elizabeth-Kakupis) et XVII (fiche technique du réservoir Kakupis) ont été obtenues en utilisant la même méthodologie.

4.1 Turbidité et transparence

Les deux principaux facteurs influençant la turbidité des réservoirs sont les apports extérieurs et la nature des

dépôts de surface de la zone de marnage et de la rive (tableau V).

Quant aux apports externes, il a déjà été mentionné que les eaux du Complexe Grande Baleine sont très transparentes et très peu turbides. A la suite des mises en eau, les eaux provenant du réservoir de GB 2, seraient légèrement plus transparentes, et par conséquent encore moins turbides que celles observées aux conditions naturelles. En effet, pour les réservoirs de GB 2, GB 3 et Bienville, la superficie de la zone de marnage susceptible, d'après la nature des dépôts de surface et les pentes, de générer une certaine turbidité est très restreinte, représentant moins de 5% de la superficie totale (Perreault, communication personnelle). La sédimentation interne entraînera fort probablement une augmentation de la transparence et une diminution du paramètre turbidité dont les mesures sont déjà très faibles. Selon Baxter et Glaude (1980), les réservoirs agissent habituellement comme des trappes à sédiments et relâchent des eaux plus claires que celles reçues. Ce phénomène a été observé aux réservoirs de LG 2, LG 3 et Opinaca du Complexe La Grande (Schetagne 1981a, 1981b, Roy et al 1982) où des diminutions de turbidité de 20 à 65% ont été enregistrées dès la mise en eau.

Selon SOGEAM (1980), la dérivation du lac Elizabeth ne devrait pas accroître la turbidité pendant une période de plus de 1 à 5 ans. Cette turbidité serait surtout due au décapage du couvert végétal. Les berges du nouveau plan d'eau ne poseront que peu ou pas de problèmes de stabilité. De plus, les dérivations de la Petite rivière de la Baleine et de la rivière Boutin dans la vallée de la Coats n'auraient pas d'effets majeurs sur les berges et les talus du cours d'eau actuel, mais plutôt sur le creusement du lit sableux.

Il semble donc que les apports extérieurs n'augmenteront pas sensiblement la turbidité des réservoirs du Complexe.

Quant à la nature des dépôts de surface de la zone de marnage et des rives du réservoir de GB 1, l'examen des fiches techniques (SOMER 1982) révèle que, de par sa situation géologique, la proportion de la superficie susceptible de fournir de la turbidité est légèrement plus élevée étant d'environ 7,8% dont seulement le quart aurait une forte contribution potentielle. Il est à noter que les berges du réservoir de LG 2, qui a montré une diminution des valeurs de turbidité dès sa mise en eau, étaient plus sensibles à l'érosion que celles de GB 1 (Dusseault et Boudreault).

Par ailleurs, la diminution des taux de turbidité a été plus faible lors de la mise en eau du réservoir de LG 3 car les eaux d'entrée étaient à l'origine très claires.

Pour ces raisons, il est vraisemblable que, les eaux du Complexe Grande Baleine étant déjà très transparentes, les valeurs de turbidité des nouveaux plans d'eau seront égales ou légèrement inférieures à celles mesurées aux conditions naturelles et inversement en ce qui concerne la transparence.

Des mesures moyennes de turbidité de moins de 1 U.T.N. et des valeurs correspondantes de transparence de 3 à 6 mètres au disque de Secchi sont donc proposées pour caractériser les conditions futures (tableaux XII à XVII).

4.2 Oxygène dissous

La diminution de la teneur en oxygène dissous dans les milieux nouvellement inondés est surtout liée à la consommation induite par la décomposition des matières organiques submergées. Ainsi les principaux facteurs influençant l'oxygène dissous sont reliés à cette décomposition: la superficie

submergée, la densité de la végétation inondée, le temps de contact, le pH (tableau V). Les autres facteurs importants sont en relation avec la quantité d'oxygène disponible: le volume, la présence ou l'absence de thermocline et les apports extérieurs.

L'oxygène dissous sera traité par le biais du taux de saturation en oxygène dissous qui a l'avantage de tenir compte de l'élément température. De plus, deux zones retiendront l'attention: la zone profonde et la zone dite photique qui correspond généralement à une couche comprise entre la surface et 10 mètres de profondeur.

- Zone profonde

L'évaluation du taux de saturation susceptible d'être observé dans les zones profondes des réservoirs du Complexe Grande Baleine doit tenir compte des principaux facteurs mentionnés précédemment. Pour ce faire, un indice a été calculé pour chacun des réservoirs du Complexe Grande Baleine ainsi que pour les réservoirs Opinaca, Desaulniers et de LG 2 du Complexe La Grande.

L'indice obtenu pour les réservoirs du Complexe La Grande a été comparé aux valeurs du taux de saturation en oxygène dissous mesurées à la suite des mises en eau. Il a ainsi été possible de quantifier, du point de vue consommation en oxygène dissous, les valeurs obtenues pour l'indice décrit plus bas.

Les indices colligés au tableau VI ont été obtenus en considérant: la végétation et la superficie submergée, le volume total du réservoir et le temps de contact. Les faibles mesures de bicarbonates mesurées aux conditions naturelles permettent de supposer une acidification comparable à celle observée sur les réservoirs du Complexe La Grande; c'est

pourquoi les valeurs de pH proposées pour les nouveaux plans d'eau (tableaux XII à XVII) n'entreront pas directement dans les calculs. Il en est de même pour les mesures du taux de saturation en oxygène dissous de la zone photique qui seront comparables à celles observées aux réservoirs du Complexe La Grande (tableaux XII à XVII).

Il apparaît important de décrire en détail le calcul de l'indice de déficience en oxygène dissous. En se basant sur les observations de Sérodes (1981) et de Richard (1981), une cote de consommation a été attribuée à chacun des types de végétation (tableaux VII à IX).

Le type de végétation tient évidemment compte de la densité et des espèces végétales. Cette valeur est pondérée en la multipliant par la proportion de la superficie terrestre inondée qu'occupe chaque type de végétation (Hydro-Québec 1981c). La somme des valeurs pondérées de tous les types permet d'obtenir une cote moyenne de consommation en oxygène dissous pour chacun des réservoirs (colonne «a» du tableau VI).

Cette cote moyenne, multipliée par la superficie terrestre inondée (Hydro-Québec 1982), donne une appréciation de la consommation totale en oxygène dissous (colonne «b» du tableau VI). Cette dernière valeur, divisée par le volume total du réservoir et multipliée par le temps de renouvellement hivernal, permet d'obtenir l'indice final qui peut être interprété comme l'effet de l'intensité de la consommation ou comme une mesure de la déficience en oxygène dissous résultante.

Le temps de renouvellement hivernal a été utilisé parce que les relevés réalisés sur les réservoirs du Complexe La Grande révèlent que les zones profondes sont complètement réoxygénées aux retournements automnaux et printaniers. Ces mêmes

relevés ont montré que les déficiences les plus importantes se produisent à l'hiver alors que la couverture de glace élimine les échanges avec l'atmosphère. Bien que la thermocline estivale produise le même effet, sa durée relativement courte, de l'ordre de 2 mois, ne permet pas de déficience aussi marquée.

En l'absence d'un modèle mathématique bien structuré, cet indice nous permet tout de même de qualifier la déficience en oxygène dissous, susceptible de se produire à court et moyen terme, en comparant les caractéristiques pertinentes des futurs réservoirs à celles de réservoirs situés dans des régions géologiquement et climatiquement similaires, ayant fait l'objet de suivis intensifs.

En comparant les valeurs calculées pour ces derniers aux mesures d'oxygène dissous obtenues sur le terrain, il a été possible d'évaluer une mesure de déficience en oxygène dissous par unité d'indice. Ainsi, pour chaque unité d'indice, une porportion de 4% du volume total d'un réservoir présenterait, à la fin de l'hiver, un taux de saturation en oxygène dissous inférieur à 50% (tableau VI). Il a été choisi de présenter la déficience de cette façon afin de faciliter l'évaluation des répercussions sur les organismes aquatiques. Il est à noter qu'il s'agit d'un volume maximal correspondant à la fin de la période hivernale et que la zone déficiente croîtra graduellement avec la durée de la période avec couverture de glace.

- Zone photique

En ce qui concerne la zone comprise entre la surface et 10 mètres de profondeur, les apports extérieurs viendraient s'ajouter aux autres facteurs déterminant le taux de saturation en oxygène dissous (tableau V). Pour cette raison, l'indice de consommation a été utilisé, dans un premier

temps, pour évaluer une diminution interne de la teneur en oxygène dissous pour chacun des réservoirs. En second lieu, une teneur en oxygène dissous a été proposée pour les entrées de chacun des réservoirs en tenant compte de la diminution interne et de la longueur des zones d'eaux turbulentes, libres de glace en hiver, permettant une réoxygénation entre les réservoirs. Les valeurs résultantes tiennent compte des débits provenant des différentes régions. Les figures 1a et 1b illustrent la méthodologie de calcul.

En guise de renseignements supplémentaires, Marcotte (1980) prévoit que sur une distance d'environ 20 kilomètres entre Bienville et GB 3, la turbulence permettra l'établissement d'une zone libre de glace en hiver. De plus, selon Richard Perreault (communication personnelle), une série de rapides permettant la réoxygénation sera toujours présente entre GB 1 et GB 2 à laquelle viendra s'ajouter une deuxième série, à la fin de l'hiver, alors que le niveau du réservoir de GB 1 s'approchera de la cote minimale. Il semble cependant que la réoxygénation sera faible entre GB 2 et GB 3 à cause de l'absence de rapides.

Puisque les diminutions de la teneur en oxygène dissous proposées pour la zone photique des réservoirs sont basées sur l'expérience acquise sur le Complexe La Grande, des fourchettes de valeurs ont été avancées plutôt que des valeurs précises. Le calcul a donc été réalisé en utilisant, comme première hypothèse, les diminutions maximales et, comme seconde hypothèse, les baisses minimales proposées. Les fourchettes de valeurs présentées aux tableaux XII à XVII correspondent à la combinaison des résultats obtenus selon les deux hypothèses de travail.

Il semble que les réservoirs du Complexe Grande Baleine présenteront des taux de saturation en oxygène dissous adéquats pour les organismes aquatiques. Les zones photiques

présenteraient des valeurs moyennes variant de 70 à 95% de saturation. Les zones déficientes en oxygène dissous (taux de saturation inférieurs à 50%) demeureraient relativement restreintes ne représentant, à la fin de l'hiver, que de 5 à 15% des volumes des réservoirs. Fait cependant exception le réservoir Kakupis où la proportion de la zone déficiente pourrait atteindre 21% du volume total. De plus, la hauteur minimale de la colonne d'eau présentant un taux de saturation en oxygène dissous supérieur à 50% varieraient de 15 (Bienville) à 28 mètres (GB 1) selon les réservoirs. Seul le réservoir Kakupis, relativement peu profond, montrerait une hauteur minimale sensiblement inférieure (6 mètres).

4.3 pH

Les principaux facteurs influençant l'évolution du pH à la suite d'une mise en eau sont: l'intensité de la décomposition des matières organiques (libération de CO_2), la superficie des sols acides submergés, les apports externes et finalement, le pouvoir tampon (tableau V).

Les prévisions des pH futurs ont donc été réalisées à l'aide de l'indice de déficience en oxygène dissous qui dépend de la dégradation des matières organiques, mais aussi en tenant compte du faible pouvoir tampon (comparable à celui des eaux du Complexe La Grande), des apports externes (toujours en proportion des débits), et d'un nouvel indice (effet des sols) qui est calculé à partir de la superficie des sols inondés pondérée par le volume et le temps de renouvellement (tableau X).

Les caractéristiques regroupées au tableau X ont permis d'attribuer, à chacun des réservoirs, une diminution plausible du pH résultant des mécanismes internes de décomposition et du lessivage des sols relativement acides.

Les apports extérieurs ont ensuite été considérés (figure 2). Ici encore, la nature non-mathématique de la prévision ne permet pas d'avancer une valeur unique. Les valeurs prédites ont donc la forme de fourchettes qui résultent de la combinaison de deux hypothèses de travail à laquelle s'ajoute la fourchette des valeurs plausibles de départ (tableaux I à IV).

La première hypothèse retenue consiste à considérer la construction des réservoirs simultanément; l'effet maximal se produit alors en concomitance. Puisqu'une bonne proportion de l'acidification résulte de la libération de CO_2 , les zones de turbulence entre les réservoirs permettent l'échange avec l'atmosphère et l'amélioration des valeurs de pH. L'effet de l'aération présenté à la figure 2a, tient compte des zones de turbulence mentionnées précédemment.

La seconde hypothèse de travail (figure 2b) considère que l'effet maximal de la mise en eau ne se produit pas simultanément; chaque réservoir est donc analysé séparément. Puisque les variations de pH répondent à une progression logarithmique et qu'il y aura toujours un certain échange avec l'atmosphère durant la période estivale, un seuil de 5,8 unités de pH a été fixé pour la valeur moyenne estivale. La valeur correspondante en période avec couverture de glace a été fixée à 5,7 unités de pH. Les mesures moyennes hivernales observées aux réservoirs du Complexe La Grande sont généralement de 0,1 unité de pH inférieures aux moyennes estivales. Il est cependant probable qu'à la fonte des neiges, certaines mesures pourront tomber sous ces seuils.

Les valeurs moyennes estivales et hivernales de pH proposées pour les futurs réservoirs du Complexe Grande Baleine sont présentées aux tableaux XII à XVII. Ces prévisions, susceptibles d'être observées à court ou moyen terme, ne seront probablement pas limitantes pour la production des organismes

aquatiques. Bien que les fourchettes de mesures proposées soient relativement larges, il importe de mentionner que les valeurs moyennes estivales probables varieraient de 5,9 à 6,1 unités de pH, alors que les mesures correspondantes durant la période avec couverture de glace seraient de 5,8 à 6,0 unités de pH. Lund (1965) propose de 5,5 à 9,0 unités de pH comme intervalle adéquat pour la prolifération des organismes phytoplanctoniques.

4.4 Phosphore total

Les principaux facteurs influençant les teneurs en phosphore total des réservoirs nouvellement mis en eau sont: la nature des dépôts de surface submergés, la dégradation des matières organiques inondées (et donc la teneur en oxygène dissous) et les apports externes (tableau V). Jones et Grimard ont mis au point un modèle de libération de phosphore, à la suite de la mise en eau de grands réservoirs dans les régions nordiques. Leur modèle a été ajusté sur le réservoir Smallwood au Labrador et il a été vérifié avec les valeurs obtenues sur le réservoir de LG 2; la courbe de libération proposée pour le réservoir de LG 3 semble correspondre aux mesures observées jusqu'à présent. Il semble que leur modèle serait un outil efficace pour prédire avec plus de précision l'évolution du phosphore dans les réservoirs du Complexe Grande Baleine.

A défaut de l'utilisation d'un tel modèle, les valeurs avancées dans ce texte tiennent compte des résultats obtenus sur le Complexe La Grande. Les réservoirs de LG 2, LG 3 et Opinaca ont présenté, dès leur mise en eau, des augmentations de phosphore total de l'ordre de 50%. Par la suite, les réservoirs de LG 2, Opinaca et Desaulniers ont montré des augmentations maximales de l'ordre de 100%.

Il semble que l'augmentation immédiate soit en partie due au simple lessivage des sols alors que l'augmentation subséquente provienne surtout des processus de décomposition. Il apparaît probable, vue la grande similarité avec la région du Complexe La Grande, que l'augmentation des teneurs en phosphore total soit de l'ordre de 100% pour l'ensemble des réservoirs de Grande Baleine. Feraient exception les lacs de tête, où la superficie terrestre inondée sera très faible par rapport à la superficie totale des nouveaux plans d'eau, et le réservoir Bienville où le temps de renouvellement plus long pourrait accentué la tendance à l'enrichissement. Pour ces raisons, une augmentation de 50% a été attribuée à l'eau provenant des lacs de tête alors que deux hypothèses ont été retenues pour Bienville, soit une hausse de 100% et une augmentation du simple au triple (de l'ordre de celle observée au réservoir Smallwood qui présente aussi un temps de renouvellement relativement long).

A partir de ces augmentations, les valeurs prédites aux tableaux XII à XVII ont été obtenues par la combinaison de deux hypothèses de travail. Les lacs naturels agissent généralement comme des trappes à phosphore, soit à cause de l'utilisation interne par les organismes producteurs, soit par sédimentation. Des expériences d'enrichissement en phosphore ont d'ailleurs montré que 80% des phosphates peuvent être captés par les sédiments (Schindler et al 1973). Le temps de renouvellement relativement court des réservoirs et leurs sorties d'eau plus profondes, pourraient permettre l'évacuation d'une plus grande quantité de phosphore. Il est cependant difficile de déterminer si l'effet cumulatif d'un réservoir à l'autre n'est possible que pour deux réservoirs qui se touchent où si le phosphore libéré dans le réservoir Bienville pourrait enrichir celui de GB 1. Deux possibilités ont été retenues et permettent de retracer les prévisions (figure 3). Dans un premier temps, l'effet cumulatif complet est retenu alors que dans un second temps, chaque réservoir est considéré individuellement.

Il semble donc, selon les valeurs présentées aux tableaux XII à XVII, que les réservoirs du Complexe Grande Baleine deviendront relativement riches en phosphore total pendant les premières années de leur opération. En effet, les teneurs moyennes estivales susceptibles d'être observées à court et moyen terme augmenteraient de l'est à l'ouest et varieraient de 0,008 à 0,012 mg/l de P, au réservoir Bienville, à 0,016 à 0,025 mg/l de P au réservoir de GB 1 (variante bief Elizabeth-Kakupis). Quant au réservoir Kakupis, les mesures correspondantes se situeraient entre 0,014 et 0,017 mg/l de P.

4.5 Chlorophylle α

Beaucoup de facteurs peuvent influencer les organismes phytoplanctoniques et par conséquent, les concentrations de chlorophylle α , considérées comme des mesures de biomasse phytoplanctonique. Les plus pertinents pour la région étudiée sont: les éléments nutritifs, le pH, la turbidité, les facteurs climatiques, les vitesses d'écoulement de l'eau et les apports externes (tableau V). Aucun de ces facteurs ne devrait présenter une évolution défavorable aux organismes phytoplanctoniques, sauf la légère diminution de la température des eaux de surface. Il est donc probable que, comme ce fut le cas des réservoirs de LG 2 et Desaulniers, la hausse des teneurs en éléments nutritifs, provenant du lessivage des sols et des processus de décomposition, se traduira par une augmentation des concentrations de chlorophylle α .

Bien qu'il apparaisse inutile de relier l'évolution de la biomasse phytoplanctonique à un seul élément nutritif, la hausse enregistrée au réservoir de LG 2 du Complexe La Grande a été proportionnelle à celle du phosphore total de la troisième année de mise en eau (Roy et al 1982). Il n'existe pas de modèle permettant d'évaluer de façon précise qu'elle sera la biomasse phytoplanctonique des grands réservoirs

nordiques. Il semble possible, à la lumière des observations du Complexe La Grande, d'évaluer l'ordre de grandeur de la biomasse phytoplanctonique à l'aide des concentrations de phosphore total. Cette même relation a été retenue pour le Complexe Grande Baleine. La limite supérieure a cependant été légèrement diminuée en considérant les caractéristiques climatiques rigoureuses de ces milieux (tableau XI).

Il apparaît vraisemblable que les futurs réservoirs seront relativement riches en organismes phytoplanctoniques pendant plusieurs années suivant les mises en eau. En effet, les tableaux XII à XVII révèlent des mesures moyennes estivales s'échelonnant de 2 à 2,5 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle α au réservoir Kakupis à 3 à 4,5 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle α au réservoir de GB 1 (variante bief Elizabeth-Kakupis).

5.0 EFFETS D'UNE MODIFICATION DU FACTEUR D'UTILISATION

En milieu de réservoir, les variations de la qualité de l'eau dues aux processus chimiques ou biologiques sont principalement liées à la dégradation des matières végétales submergées; les conditions les plus défavorables se rencontrent toujours en hiver où la couverture de glace limite les échanges avec l'air libre.

La modification du facteur d'utilisation de 60 à 76% aurait deux principales conséquences qui pourraient influencer la qualité de l'eau des biefs d'amont. Premièrement, les débits turbinés en hiver sont plus faibles à un facteur de 76% ce qui entraînerait une augmentation des temps de renouvellement en période hivernale des réservoirs de GB 1, GB 2 et GB 3. L'augmentation du temps de renouvellement produit une augmentation du temps de contact avec les matières végétales à décomposer et une hausse de l'indice de déficience en oxygène dissous dont le calcul a été décrit précédemment. Cette hausse ferait passer la proportion du volume total des réservoirs, présentant un taux de saturation en oxygène dissous inférieur à 50%, de 15 à 19% au réservoir de GB 1, de 8 à

11% à celui de GB 2 et de 5 à 6% à GB 3. Cette faible augmentation de l'ordre de 3% est probablement inférieure à l'erreur inhérente à la méthode de prédiction. De plus, l'influence de cette légère variation serait vraisemblablement négligeable d'une part, vis-à-vis l'évolution des autres paramètres retenus pour caractériser la qualité de l'eau et d'autre part, par rapport aux répercussions sur les organismes aquatiques.

Deuxièmement, le choix d'un facteur d'utilisation de 76% aurait comme conséquence la réduction du marnage hivernal. Ce dernier élément entraîne deux phénomènes qui jouent en sens inverse: d'une part, il engendre une augmentation des superficies terrestres submergées (et donc des matières végétales sujettes à la décomposition) et d'autre part, il augmente aussi le volume d'eau qui absorbe les effets de cette décomposition. Le résultat de ces deux composantes est difficilement quantifiable mais sûrement mineur et probablement négligeable face à la qualité de l'eau de l'ensemble du réservoir.

Il semble donc que les effets d'une telle modification du facteur d'utilisation soient peu importants face à l'évolution de la qualité de l'eau des futurs biefs d'amont du Complexe Grande Baleine.

6.0 CONCLUSIONS

Les valeurs prédites dans ce document ne proviennent pas de modèles mathématiques bien structurés mais demeurent tout de même les plus vraisemblables à la lumière des connaissances acquises dans des milieux comparables.

Il apparaît important de souligner que les valeurs prédites correspondent aux variations maximales susceptibles de se produire à court ou moyen terme (de 5 à 15 ans dans la majorité des cas) et qu'à long terme, les conditions futures devraient être représentatives des conditions antérieures aux mises en eau.

Les valeurs proposées pour caractériser l'évolution de la qualité de l'eau des biefs d'amont du Complexe Grande Baleine permettent de tirer les observations suivantes:

- la transparence des eaux des nouveaux milieux serait égale ou légèrement supérieure à celle observée aux conditions antérieures, alors que les mesures de turbidité seraient égales ou légèrement inférieures;
- les taux de saturation en oxygène dissous demeureraient plus qu'adéquats pour les organismes aquatiques puisqu'ils varieraient de 70 à 95% dans la zone photique;
- la proportion du volume total des réservoirs présentant un taux de saturation en oxygène dissous inférieur à 50% s'échelonnerait de seulement 5 à 15% selon l'ensemble des biefs d'amont sauf à Kakupis où elle atteindrait 21%;
- les nouveaux milieux présenteraient des baisses maximales de 0,3 à 0,5 unités de pH mais montreraient tout de même des mesures moyennes estivales variant de 5,9 à 6,1 unités de pH;
- les teneurs en phosphore total augmenteraient de 100 à 250% et atteindraient de 0,008 à 0,025 mg/l de P selon les réservoirs;
- les mesures moyennes estivales de chlorophylle α augmenteraient de 60 à 200% et atteindraient de 2,0 à 4,5 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle α selon les milieux.

Selon ces prévisions, la qualité de l'eau des nouveaux plans d'eau devrait être favorable au développement de l'ensemble des organismes aquatiques. L'enrichissement en éléments nutritifs se traduira par une augmentation de la production primaire et aura des répercussions à tous les niveaux de la chaîne alimentaire.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDRÉ MARSAN, 1980. Aménagement hydroélectrique des rivières Nottaway-Broadback-Rupert: prédiction des concentrations des solides dissous et de certains éléments nutritifs dans les futurs réservoirs du Complexe NBR, volume 1, validation du modèle et résultats. Montréal, 156 p.
- BACHAND, C.A. et al, 1978. Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande: analyse des données 1977. Montréal, Société d'énergie de la Baie James, Service Environnement. pagination multiple.
- BAXTER, R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. Ann. Rev. Ecol. syst. 8:225-283.
- BAXTER, R.M. et P. Glaude, 1980. Environmental effects of dams and impoundments in Canada: experience and prospects. Ottawa, Department of fisheries and oceans. 34 p.
- BERMAN, T. et R.W. Eppley, 1974. The measurement of phytoplankton parameters in nature. Sci. Prog. 61:219-239.
- BOBEE, B. et al, 1976. Analyse des données de qualité de l'eau 1974-1975 du réseau de la Baie James. Québec, INRS-Eau. 123 p. (Rapport scientifique no. 66).
- BURDICK, J.C. et F.L. Parker, 1971. Estimation of water quality in a new reservoir. Department of Environmental and Water Resources Engineering, School of Engineering, Vanderbilt University and U.S. Army Corps of Engineers, Report no. 8. 500 p.
- CAMPBELL, P.G. et al, 1976. Effets du décapage de la cuvette d'un réservoir sur la qualité de l'eau emmagasinée: élaboration d'une méthode d'étude et application au réservoir de Victoriaville

(Rivière Bulstrode, Québec). Québec, INRS-Eau. 3 v. (Rapport scientifique no. 37).

CHARLTON, M.N., 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: discussion of productivity and morphometric effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38:873-879.

DAVID, Marc, 1979. Aménagement hydroélectrique des rivières Nottaway-Broadback-Rupert: étude bibliographique sur la qualité des eaux. Montréal, SEBJ, Environnement. 141 p.

DUSSAULT, D. et J. Boudreault. En préparation. Description du milieu. Dans réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande: analyse des données 1981. Montréal, SEBJ.

GJESSING, E.T. et J.E. Samdal, 1968. Humic substances in water and the effect of impoundment. J. am. water works assoc. 60:451-454.

GRIMARD, Y. et H.G. Jones. En préparation. The trophic upsurge in new reservoirs. Part I: A model for total phosphorus concentrations, Part II: Relationship between model parameters, hydrological characteristics and phosphorus contents of flooded soils and vegetation. Accepté pour publication dans Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences.

GRISEL, H., 1980. Aménagement hydroélectrique des rivières Nottaway-Broadback-Rupert: qualité physico-chimique de l'eau - description de l'environnement. Montréal, SEBJ, Environnement. 68 p. annexes.

GUILBAULT, R.A., W. D. GUMMER et V.T. CHACKO, 1979. The Churchill diversion: Water quality changes in the Lower Churchill and Burntwood rivers. Water quality interpretive report No. 2, Pêches et Environnement Canada.

HAINES, T.A., 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. Transactions of the american fisheries society, 110 (6): 669-707.

- HEM, J.D., 1970. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water: a review of chemical, geologic, and hydrologic principals and processes that control the composition of natural water, with methods for studying and interpreting chemical analysis. 2nd ed. Washington, Gov't printing office. 363 p. (Geological Survey water-supply paper 1473).
- HUTCHINSON, E.G., 1975. A treatise on limnology. New York, John Wiley. 1115 p.
- HYDRO-QUÉBEC, 1981a. Complexe Grande Baleine: rapport final sur les études d'avant-projet (volume 1) - Le Complexe. Tome 2 - La description technico-économique. Montréal. 69 p.
- HYDRO-QUÉBEC, 1981b. Complexe Grande Baleine: rapport final sur les études d'avant-projet (volume 1) - Le Complexe. Tome 5 - Recueil des planches. Montréal. 47 planches.
- HYDRO-QUÉBEC, 1981c. Direction Environnement, Interprétation des études sectorielles et préparation du rapport d'impact sur l'environnement, Complexe Grande Baleine, données de bases pour l'évaluation des répercussions sur le milieu biophysique, version préliminaire. 90 p.
- HYDRO-QUÉBEC, 1982. Direction Environnement, Complexe Grande Baleine, analyse des répercussions, documents d'appui no.1: les réservoirs et biefs de détournement, Montréal.
- JACKSON, T.A. et R.E. Hecky, 1980. Depression of primary productivity by humic matter in lake and reservoir waters of the boreal forest zone. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:2300-2317.
- JORGENSEN, E.G., 1957. Diatom periodicity and silicon assimilation. Dansk. Bot. Ark. 18:6-54.

- KAMOTO, M., 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol. 62 (1): 1-28.
- LAPITSKY, I.I., 1966. Cité dans: Rzoska, 1966.
- LEMIRE, R. et Y. Vinet. En préparation. Etude physico-chimique du réservoir Desaulniers, de mai 1976 à octobre 1977. Montréal, SEBJ. Environnement.
- LOWE-McCONNELL, R.H., 1971. Reservoirs in relation to man: fisheries. International Symposium on Man - Made Lakes. Their problems and environmental effects. Knoxville, Tennessee.
- LUND, J.W.G., 1965. The ecology of the freshwater phytoplankton. Biol. rev. 40:231-293.
- MAGNIN, E., 1977. Ecologie des eaux douces du territoire de la Baie James. Montréal, SEBJ. 454 p.
- MARCOTTE, N., 1975. Prévision du régime thermique: réservoirs du Complexe La Grande. Montréal, Hydro-Québec, direction projets de centrales, Service Hydraulique. 60 p.
- MARCOTTE, N., 1980. Réservoir Bienville, Etude du régime thermique. Montréal, Hydro-Québec. 93 p.
- MAYSTRENKO, Yu. G. et A.I. Denisova, 1972. Method of forecasting the content of organic and biogenic substances in the water of existing and planned reservoirs. Soviet hydrology: Selected Papers, 6:515-540
- NEILSON, A.H. et R.A. Lewin, 1974. The uptake and utilization of organic carbon by algae: an essay in comparative biochemistry. Phycologia, 13 (3): 227-264.

- OSTROFSKY, M.L., 1974. Primary productivity of four shield lakes in the James Bay Drainage of Québec. Rexdale, Ont. Sheppard T. Powell Consultants Ltd. 54 p.
- OSTROFSKY, M. et H.C. Duthie, 1975. Primary productivity, phytoplankton and limiting nutrient factors in Labrador lakes. *Int. Rev. gesatem hydrobiol.*, 60 (2): 145-158.
- PERREAULT, R., 1982. Communication personnelle. Montréal, Somer.
- RICHARD, Yvon, 1981. Colonisation des feuilles de différentes espèces d'arbres (peuplier, aulne, myrique) par le macrobenthos et les micro-organismes dans les eaux oligotrophes du bouclier canadien. Thèse présentée à l'École des gradués de l'Université Laval pour l'obtention du grade de Maître ès sciences. Québec, Université Laval. 107 p.
- ROY, D., R. BOUCHER, D. SCHETAGNE, J. BOUDREAU, 1980. Rapport d'étape du réseau de surveillance écologique. Montréal, SEBJ, Environnement. 56 p.
- ROY, D., R. SCHETAGNE, R. BOUCHER, J. BOUDREAU, 1981. Le réseau de surveillance d'écologie aquatique de la SEBJ. Présenté au Symposium sur l'écologie des réservoirs à Québec, du 4 au 7 juin 1981. Montréal, SEBJ, Environnement. 17 p.
- ROY, D., M. PLANTE, R. SCHETAGNE, J. BOUDREAU, 1982. Rapport d'étape du réseau de surveillance écologique. Montréal, SEBJ, Environnement. 37 p.
- RZOSKA, J., 1966. The biology of reservoirs in the U.S.S.R. In *Man - Made Lakes*. R.H. Lowe-McConnell (ed.) London, Academic press. pp.149-157.

- SCHETAGNE, R., 1978. Echantillonnage extensif, Préliminaire. SEBJ
Lac Hélène. 22 p.
- SCHETAGNE, R., 1981a. Physico-chimie et pigments chlorophylliens. Dans
réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande: analyse
des données 1979. Montréal, SEBJ, Environnement.
- SCHETAGNE, R., 1981b. Physico-chimie et pigments chlorophylliens, Région
d'Opinaca. Dans réseau de surveillance écologique du Complexe
La Grande; analyse des données 1980. Montréal, SEBJ, Environnement.
- SCHINDLER, D.W., H. KLING, R.V. SCHMIDT, J. PROKOPOWICH, V.E. FROST, R.A. REID
et M. CAPEL, 1973. Eutrophication of lake 227 by addition of
phosphate and nitrate: the second, third and fourth years of
enrichment 1970, 1971 and 1972. J. fish. res. bd. of Canada,
30 (10): 1415-1440.
- SEBJ, 1976. Connaissance du milieu des territoires de la Baie James et du
Nouveau-Québec. Montréal, SEBJ, Environnement. 297 p.
- SEBJ, 1979. Réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande: analyse
des données 1977-1978. Montréal, SEBJ, Environnement.
- SÉRODES, J., 1980. Influence des sols et arbres noyés sur l'oxygène dissous
et la qualité de l'eau du réservoir de LG 2. Québec, Université
Laval, Centre de recherches sur l'eau. 95 p.
- SÉRODES, Jean-B., 1981. Influence des sols et arbres noyés sur l'oxygène
dissous et la qualité de l'eau du réservoir de LG 2: rapport
synthèse 1979-1980. Québec, Université Laval, Centre de recher-
ches sur l'eau. 148 p.
- SOGEAM, 1980. Complexe rivière de la Baleine, Etude géomorphologique.
Rapport 80-07-03.

- SOMER, 1982. Complexe Grande Baleine, Analyse des répercussions, Ecotones des réservoirs, version préliminaire, pour Hydro-Québec, Direction Environnement. Montréal.
- SYLVESTER, R.O. et R.W. SEABLOOM, 1965. Influence of site characteristics on quality of impounded water. J. AWWA, 57:1528-1546.
- TRAAEN, T., 1980. Effets of acidity on decomposition of organic matter in aquatic environments. Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway. pp 340-341.
- TSEEB, Ya. Ya. 1962. On certain regular features associated with the formation of the hydrobiological regime in the Kakhovsk reservoir. See Ref. 20: 204-210.
- VAN COILLIE, R. et C. ST-ARNEAULT, 1981. Physico-chimie aquatique des bassins hydrographiques au territoire Grande Baleine (1960-1979) pour Hydro-Québec. Pointe-Claire, Eco-Recherches Inc. 78 p.
- VISSER, S.A. et P. COUTURE, 1978. Etude de quelques effets de la matière organique dissoute provenant de la Baie James sur des processus physiologiques dans le milieu aquatique. Québec, INRS-Eau. (Rapport scientifique no. 97). 69 p.
- VOGT, H., 1978. An ecological and environmental survey of the humic man-made lakes in Finland. Aqua. Fenn. 8:12-24.
- WETZEL, R.G. 1975. Limnology. Toronto, W.B. Saunders Company. 743 p.

Tableau I

Qualité de l'eau de la région du réservoir de GB 1 aux conditions naturelles durant la période libre de glace

Paramètres	Valeurs observées	Valeurs plausibles	Valeurs moyennes
Couleur (Unité Hazen)	25 à 30	25 - 30	25 - 30
Turbidité (UTN)	0,4 à 2,0	0,4 à 2,0	<1,0
Transparence (mètres)	4	4	4
Température (°C)	0 à 19	0 à 19	12
Oxygène dissous (°/o de saturation)	83 à 112	80 à 110	90 à 105
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	12 à 27	12 à 20	17
pH (unités de pH)	6,3 à 7,0	6,3 à 6,7	6,5
Cations			
Na ⁺ (mg/l)	0,5 à 1,8	0,5 à 1,0	0,8
K ⁺ (mg/l)	0,2 à 0,9	0,2 à 0,5	0,3
Mg ⁺⁺ (mg/l)	0,1 à 0,4	0,3 à 0,4	0,3
Ca ⁺⁺ (mg/l)	1,1 à 1,8	1,1 à 1,8	1,5
Fe (mg/l)	0,02 à 0,04	0,05 à 0,30	0,15
Mn (mg/l)	0,00 à 0,01	<0,02	<0,02
Anions			
Cl ⁻ (mg/l)	0,1 à 2,4	<0,2 à 0,9	0,6
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	<0,5 à 8	3 à 6	4
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	1,2 à 5,0	1,2 à 3,0	2,0
Nitrites et Nitrates (mg/l de N)	<0,02 à 0,04	<0,02 à 0,04	<0,02
Azote Kjeldahl total (mg/l de N)		0,06 à 0,30	0,15
Phosphore total (mg/l de P)	<0,003 à 0,167 (phosphates)	< 0,006 à 0,020	0,008 0,006 à 0,010
Carbone inorganique total (mg/l de C)		<0,5 à 1,5	1,0
Carbone organique total (mg/l de C)		5,0 à 10,0	6,0
Tanins (mg/l de Tanins)		0,8 à 2,0	1,0
Chlorophylle \propto ($\mu\text{g}/\text{l}$)		0,20 à 2,0 (hiver)	1,5

Tableau II

Qualité de l'eau de la région du réservoir de GB 3 aux conditions naturelles durant la période libre de glace

Paramètres	Valeurs observées	Valeurs plausibles	Valeurs moyennes
Couleur (Unité Hazen)		10 à 25	15 à 20
Turbidité (UTN)		<1,0 à 2,0	1,0
Transparence (mètres)	2 à 3	2 à 4	3 à 4
Température (°C)	0 à 18	0 à 18	12
Oxygène dissous (°/o de saturation)	85 à 130	85 à 110	90 à 110
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5 à 16	10 à 12	11
pH (unités de pH)	5,1 à 7,8	6,0 à 6,5	6,3 à 6,4
Cations			
Na^+ (mg/l)	0,5	0,3 à 0,6	0,5
K^+ (mg/l)	0,1	0,1 à 0,3	0,2
Mg^{++} (mg/l)	0,2 à 0,4	0,2 à 0,4	0,3
Ca^{++} (mg/l)	0,7 à 1,3	0,7 à 1,3	1,0
Fe (mg/l)	0,05 à 0,12	0,05 à 0,20	0,10
Mn (mg/l)	0,05 à 0,08	<0,02 à 0,05	<0,02
Anions			
Cl^- (mg/l)	0,2 à 0,5	0,2 à 0,5	0,3
HCO_3^- (mg/l)	2,5 à 5	2,5 à 5	3 à 4
$\text{SO}_4^{=}$ (mg/l)	1,0 à 3,0	1,0 à 3,0	2,0
Nitrites et Nitrates (mg/l de N)	0,02	<0,02 à 0,04	<0,02
Azote Kjeldahl total (mg/l de N)		0,06 à 0,20	0,10
Phosphore total (mg/l de P)	0,030 (phosphates)	<0,006 à 0,010	<0,006
Carbone inorganique total (mg/l de C)		<0,5 à 1,7	1,0
Carbone organique total (mg/l de C)		4 à 7	5
Tanins (mg/l de Tanins)		0,5 à 1,0	0,7
Chlorophylle α ($\mu\text{g}/\text{l}$)		0,10 à 2,5 (hiver)	1,0 à 1,5

Tableau III

Qualité de l'eau de la région du lac Bienville aux conditions naturelles durant la période libre de glace

Paramètres	Valeurs observées	Valeurs plausibles	Valeurs moyennes
Couleur (Unité Hazen)		10 à 25	15 à 20
Turbidité (UTN)		0,3 à 0,8	<10
Transparence (mètres)	4,0 à 8,5	4,0 à 8,5	4 à 5
Température (°C)		0,0 à 19	12
Oxygène dissous (% de saturation)	92 à 112	90 à 100	90 à 100
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	10 à 23	10 à 15	13
pH (unités de pH)	4,7 à 7,8	6,0 à 6,5	6,2 à 6,5
Cations			
Na^+ (mg/l)		0,4 à 0,8	0,6
K^+ (mg/l)		0,2 à 0,4	0,3
Mg^{++} (mg/l)	0,2 à 0,4	0,2 à 0,4	0,3
Ca^{++} (mg/l)	0,7 à 2,0	0,7 à 2,0	1,0
Fe (mg/l)	0,03 à 0,034	0,03 à 0,34	0,10
Mn (mg/l)		<0,02 à 0,05	<0,02
Anions			
Cl^- (mg/l)	0,1 à 0,3	0,1 à 0,4	0,3
HCO_3^- (mg/l)	2,5 à 5	2,5 à 5	3 à 4
SO_4^{--} (mg/l)	1,0 à 2,5	1,0 à 2,5	2,0
Nitrites et Nitrates (mg/l de N)		<0,02 à 0,04	<0,02
Azote Kjeldahl total (mg/l de N)		0,06 à 0,20	0,10
Phosphore total (mg/l de P)		<0,006 à 0,010	<0,006
Carbone inorganique total (mg/l de C)		<0,5 à 1,7	1,0
Carbone organique total (mg/l de C)		4 à 7	5
Tanins (mg/l de Tanins)		0,5 à 1,0	0,7
Chlorophylle α ($\mu\text{g}/\text{l}$)		0,10 à 2,5 (hiver)	1,0 à 1,5
Silice	0,5 à 0,9	0,3 à 1,5	0,8

Tableau IV

Qualité de l'eau de la Petite rivière de la Baleine aux conditions naturelles durant la période libre de glace

Paramètres	Valeurs observées près de l'embouchure	Valeurs plausibles en amont de la coupure	Valeurs moyennes
Couleur (Unité Hazen)	25	15 à 30	20
Turbidité (UTN)	0,8	<1,0 à 2,0	<1,0
Transparence (mètres)	1 à 4	2 à 4	3-4
Température (°C)	9 à 18	0 à 18	12
Oxygène dissous (% de saturation)	lacs 87 à > 100 rivières saturation	85 à 110 90 à 120	100
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	10 à 22,3	10 à 18	12 à 15
pH (unités de pH)	6,9 à 7,0	6,0 à 6,7	6,3 à 6,4
Cations			
Na^+ (mg/l)	1,0	0,4 à 0,8	0,4
K^+ (mg/l)	0,3	0,2 à 0,3	0,3
Mg^{++} (mg/l)	0,2	0,2 à 0,3	0,3
Ca^{++} (mg/l)	2,5	0,6 à 1,4	1,0
Fe (mg/l)	0,02	0,06 à 0,30	0,20
Mn (mg/l)	<0,01	<0,02	0,01
Anions			
Cl^- (mg/l)	1,1	<0,02 à 1,5	0,5
HCO_3^- (mg/l)	5,3	3 à 5	4
SO_4^{--} (mg/l)	1,1	2,0 à 4,0	3,0
Nitrites et Nitrates (mg/l de N)	0,02	< 0,02 à 0,04	< 0,02
Azote Kjeldahl total (mg/l de N)		0,05 à 0,20	0,12
Phosphore total (mg/l de P)	0,013 (phosphates)	< 0,006 à 0,015	0,007
Carbone inorganique total (mg/l de C)		<0,5 à 1,5	1,0
Carbone organique total (mg/l de C)		4,0 à 10,0	5,0
Tanins (mg/l de Tanins)		0,8 à 2,0	1,0
Chlorophylle α ($\mu\text{g}/\text{l}$)		0,2 à 2,0 (hiver)	1,0

Tableau V

Critères de sélection des paramètres physico-chimiques

Paramètre	Susceptibilité aux modifications	Prévisibilité	Importance	Facteurs influençant les modifications	Références
Turbidité et transparence	forte	forte	forte (production primaire)	<ul style="list-style-type: none"> • sédimentation • érodabilité des dépôts de surface • apports extérieurs • variations de niveau • variations de débit 	Schetagne (1981a), David (1979), Guilbault, Gummer et Chacko (1979) cités dans David (1979)
Couleur	<ul style="list-style-type: none"> • forte à des valeurs de pH neutres ou élevés • faible à des pH faibles 	forte	faible (indicateur)	<ul style="list-style-type: none"> • décomposition des végétaux • pH • pouvoir tampon • O₂ dissous • apports extérieurs • matériaux organiques 	Schetagne (1981a)(1981b), Hutchinson (1975), Sérodes (1980), Lemire et Vinet, Gjessing et Samdal (1968), Vogt (1978), Wetzel (1975), Sylvester et Seabloom (1965), Campbell et al. (1976)
Température	<ul style="list-style-type: none"> • surface: moyenne • eau turbinée: forte • profondeur: faible de la thermocline 	forte	forte	<ul style="list-style-type: none"> • surface: <ul style="list-style-type: none"> température de l'air ambiant température de "l'input" niveau de la prise d'eau • eau turbinée: <ul style="list-style-type: none"> niveau de la prise d'eau niveau du réservoir • profondeur de la thermocline vents débit niveau de la prise d'eau 	Marcotte (1975)
Oxygène dissous	forte	forte	productivité: forte influence sur les autres paramètres: forte	<ul style="list-style-type: none"> • superficie terrestre inondée • volume du réservoir • densité de la végétation submergée • temps de contact avec la zone consommatrice • pH • pouvoir tampon • présence ou absence de thermocline • apports extérieurs 	Schetagne (1981a)(1981b), Burdick et Parker (1971) cité dans David (1979), Richard (1981), Sérodes (1980), (1981), Campbell et al. (1976), Hem (1970), Wetzel (1975), Hutchinson (1975), Lemire et Vinet, Charlton (1980)
Conductivité et ions (Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ et Cl ⁻)	<ul style="list-style-type: none"> • zone photique: faible • zone profonde: forte 	forte	faible (indicateur)	<ul style="list-style-type: none"> • nature des dépôts de surface submergés • temps de contact avec le fond • apports extérieurs 	Schetagne (1981a)(1981b), Magnin (1977), Bobee et al. (1976), André Marsan (1980)
Fer et manganèse	<ul style="list-style-type: none"> • zone photique: faible • zone profonde: forte 	moyenne	faible	<ul style="list-style-type: none"> • nature des dépôts de surface • potentiel d'oxydo-réduction (végétation submergée) 	Wetzel (1975), Hem (1970), Schetagne (1981b)
Sulfates	<ul style="list-style-type: none"> • zone photique: faible • zone profonde: forte 	faible	faible	<ul style="list-style-type: none"> • nature des dépôts de surface inondés • teneur en oxygène dissous 	Bobee et al (1976), Hem (1970), Schetagne (1981a), (1981b)
Bicarbonates	<ul style="list-style-type: none"> • zone photique: faible • zone profonde: forte 	forte	forte (pouvoir tampon)	<ul style="list-style-type: none"> • nature des dépôts de surface submergés • teneur en oxygène dissous • teneur en CO₂ • apports externes 	Grisel (1980), Schetagne (1981b), Wetzel (1975)
pH	forte	moyenne	forte (productivité et influence sur les autres paramètres)	<ul style="list-style-type: none"> • pouvoir tampon (Ca²⁺, HCO₃⁻, CO₂) • dégradation des végétaux • matières humiques • CO₂ • teneur en oxygène dissous • apports externes • nature des dépôts de surface inondés 	Schetagne (1981a)(1981b), Hutchinson (1975), Jackson et Hecky (1980), Lemire et Vinet

(suite)

Tableau V (suite)

Paramètre	Susceptibilité aux modifications	Prévisibilité	Importance	Facteurs influençant les modifications	Références
Azote ammoniacal	• zone photique: faible • zone profonde: forte	faible	faible	• teneur en oxygène dissous • matière organique autochtone	Wetzel (1975), Sérodes (1981), Schetagne (1981a) (1981b)
Nitrates et nitrites	faible	faible	forte (élément nutritif)	• variations du taux d'oxygène dissous • dégradation de la matière organique • apports extérieurs et précipitations	André Marsan (1980), Schetagne (1981a)(1981b)
Azote Kjeldahl total	• zone photique: faible • zone profonde: forte	faible	moyenne	• nature des dépôts de surface submergés • matériaux organiques • teneur en oxygène dissous • dégradation des végétaux • apports externes	Schetagne (1981a)(1981b), André Marsan (1980), Hutchinson (1975), Lemire et Vinet
Phosphore total	forte	forte	forte (élément nutritif essentiel)	• nature des dépôts de surface inondés • teneur en oxygène dissous • dégradation des végétaux • apports externes	Campbell et al. (1976), Kamoto (1966), Lemire et Vinet, Grimard et Jones, Hutchinson (1975), Schetagne (1981a)(1981b)
Carbone inorganique total	forte	moyenne	faible	• dégradation des végétaux • pH • teneur en oxygène dissous • nature des dépôts de surface submergés • apports extérieurs	Wetzel (1975), Hutchinson (1975), Lemire et Vinet, Schetagne (1981a)(1981b)
Carbone organique total	zone photique: faible zone profonde: forte	faible	moyenne (important pour la production secondaire, mais peu important pour la production primaire)	• matériaux de surface • teneur en oxygène dissous • dégradation des végétaux • pH • apports externes	Lund (1965), Neilson et Lewin (1974), Lemire et Vinet, Schetagne (1981a) (1981b), Haines (1981), Traaen (1980)
Silice	forte (après un certain délai)	moyenne	faible (peut limiter le phytoplancton lorsque les autres éléments nutritifs sont très abondants)	• apports externes • phytoplancton • nature des dépôts de surface submergés • dégradation des végétaux (matières humiques)	Magnin (1977), Bobee et al. (1976), Wetzel (1975), Schetagne (1981a)(1981b), Jorgensen (1957) cité dans Lund (1964), Lemire et Vinet
Tanins	faible	faible	faible	• dégradation des végétaux • pH • matériaux organiques • apports externes	Schetagne (1981a)(1981b), Traaen (1980)
Chlorophylle α	forte	forte	forte (considéré comme une mesure de la biomasse phytoplanctonique)	• éléments nutritifs • teneur en oxygène dissous • nature des dépôts de surface • dégradation des végétaux • pH • turbidité • facteurs climatiques ensoleillement, température • apports externes • profondeur de la prise d'eau • courants d'eau internes • matières humiques	Berman et Eppley (1974), Lund (1965), Visser et Couture (1978), Jackson et Hecky (1980), Tseeb (1962) cité dans Baxter (1977), Ostrofsky et Duthie (1975), Schetagne (1981a), (1981b)

Tableau VI

Indice de déficience en oxygène dissous et proportion du volume total présentant un taux de saturation inférieur à 50%

Réservoir	Cote de consommation moyenne (végétation) a)	Superficie terrestre submergée (km ²)	Intensité de la consommation = (10 ²) b)	Volume total (10 ⁶ m ³)	Temps de renouvellement hivernal (mois)	Indice de déficience	Proportion du volume présentant un taux de saturation inférieur à 50% (‰)
GB 1	1,91	383	7,31	7 135	3,7	3,79	15
GB 2	1,20	194	2,33	2 635	2,27	2,09	8
GB 3	1,30	132	1,71	4 141	3	1,24	5
Bienville	1,91	290	5,54	19 174	8	2,31	9
Kakupis	1,92	51	0,97	330	1,8	5,32	21
Opinaca	2,70	738	15,94	8 500	2,73	6,4	26**
LG 2	2,44	2 629	46,80	62 400	5,25	5,4	22**
Desauiniens	2,5*	7	0,18	21	6,5	54,1	100**

* estimation

** mesuré sur le terrain

550
~~3~~ x 5
~~3~~ x 7
 3

Tableau VII

Cote de consommation attribuée aux divers types de végétation cartographiés sur les bassins de la Petite et Grande rivière de la Baleine à la Baie d'Hudson (1)

Code	Type	Cote de consommation en oxygène dissous
Terrains boisés		
PLM	Pessièrre à lichens et mousses (densité 25 ⁰ /o et plus)	3
PD	Pessièrre dense à mousses (densité 40 ⁰ /o et plus)	4
JP	Jeune pessièrre (densité variable)	2
LB	Lande boisée à lichens (densité : 10 à 25 ⁰ /o)	1
Landes (-10⁰/o d'arbres)		
LL	Lande à lichens	1
LR	Lande à lichens et affleurements rocheux	1
RC	Affleurements rocheux	1
AR	Arbustaie	1
AP	Arbustaie ripicole	1
TO	Tourbières	1
Brûlis		
BR	Brûlis récent	1
BP	Vieux brûlis en régénération arbustive basse	1
BN	Vieux brûlis non-régénéré	1
BL	Très vieux brûlis en régénération arbustive basse	1
BF	Vieux brûlis en régénération arbustive haute	2

Légende

- Cote: 1 très faible
 2 faible
 3 moyenne
 4 forte
 5 très forte

(1) Données de végétation fournie par Jean Beaubien, Laboratoire de Recherches Forestières des Laurentides.

Tableau VIII

Répartition et cote de consommation en oxygène dissous des groupements végétaux dans la région du réservoir de LG 2 (Explication des codes au tableau XVIII)

Réservoir	Couvert forestier	Cote de consommation en oxygène dissous	Superficie (%)
LG 2	RrBr	2	40
	E D4 mi	3	23
	E D3 mi	3	15
	Br	1	6
	Dénudé humide	1	6
	E C3 mi	4	5
	E C4 mi	4	3
	Aulnaie	1	1
	E B3 mi	5	1
	Dénudé sec	1	—

- Cotes : 1 très faible
 2 faible
 3 moyenne
 4 forte
 5 très forte

(Source:SEER, compilation SEBJ)

Tableau IX

Répartition et cote de consommation en oxygène dissous des groupements végétaux à la cote 215,8 m du réservoir Opinaca (Explication des codes au tableau XVIII)

Couvert forestier	Cote de consommation	Superficie (‰) (à la cote 215,8 m)
E D4 mi	3	28
RrBr	2	19
E D3 mi	3	17
Denude humide	2	11
E C4 mi	4	8
E C3 mi	4	7
Br	1	7
Me D mi	3	2
Pa D3 mr	3	1
Fir D3 mi	3	—
Pg D4 mi	3	—
E D2 mi	3	—

Légende

- Cotes: 1 très faible
 2 faible
 3 moyenne
 4 forte
 5 très forte

(Source: SEER, compilation SEBJ)

Tableau X

Evaluation des modifications internes du pH en fonction des caractéristiques de chacun des réservoirs.

Réservoir	Indice de la déficience en oxygène dissous	Tampon	Indice de l'effet des sols superficie terrestre submergée volume (10 ¹) × temps de renouvellement (mois)	Nature des modifications
GB 1	3,79 2,8	faible	2,2 - 0,5 X 3,7 = 1,85	diminution de 0,3 unité de pH
GB 2	2,09 3,2	faible	0,8 X 2,7 = 2,16	diminution de 0,3 unité de pH
GB 3	1,24 2,7	faible	0,3 X 3,7 = 1,11	diminution de 0,2 unité de pH
Bienville	2,31 2,7	faible	0,15 X 31,6 = 4,74	diminution de 0,5 unité de pH
Kakupis	5,32 2,7	faible	1,5 X 0,6 = 0,90	diminution de 0,4 unité de pH
Opinaca	6,4	faible	0,9 X 4,1 = 3,7	diminution de 0,5 unité de pH *
LG 2	5,4 3,8	faible	0,4 X 6,3 = 2,5	diminution de 0,5 unité de pH *
Desaulniers	54,1	fort	3,3 X 6,5 = 21,4	aucune diminution *

* mesuré sur le terrain

Tableau XI

Calcul des teneurs en chlorophylle α susceptibles d'être mesurées à la suite des mises en eau

Réservoir	Teneur probable actuelle chlorophylle α (μg/l)	Facteurs d'augmentation du phosphore total	Teneurs futures chlorophylle α (μg/l)
GB 1	1,5	de 2 à 2,85	de 3 à 4 *
GB 2	1 à 1,5	de 2 à 3,5	de 2 à 4 *
GB 3	1 à 1,5	de 2 à 3	de 2 à 4 *
Bienville	1,25	de 2 à 3	de 2 à 3,5 *

* Pondéré par les conditions climatiques

Tableau XII

Fiche technique du réservoir de GB 1 (variante bief Elizabeth)

Prévision de la qualité de l'eau de la zone comprise entre 0 et 10 mètres de profondeur , sauf là où indiqué.			
Turbidité (UTN)	moyenne annuelle	actuelle: < 1,0	* future: < 1,0
Transparence (mètres)	moyenne estivale	actuelle: 3 à 4	future: 3 à 5
Oxygène dissous	Taux de saturation moyen estival et hivernal	actuel: 90 à >100 ^o /o	futur: 80 à 90 ^o /o
	Pourcentage maximum du volume du réservoir présentant un taux de saturation inférieur à 50 ^o /o		futur: 15 ^o /o
	Hauteur de la colonne d'eau** présentant un taux de saturation supérieur à 50 ^o /o		future: 28 mètres
pH (unités de pH)	moyenne estivale	actuelle: 6,5 (6,3 à 6,7)	future: 6,1 (5,8-6,3)
	moyenne hivernale		future: 6,0 (5,7-6,2)
Phosphore total (mg/l de P)	moyenne estivale	actuelle: 0,008 (0,006 à 0,010)	future :0,016 à 0,023
Chlorophylle α (μ g/l de chlorophylle α)	moyenne estivale	actuelle: 1,5	future: 3 à 4

* Variation maximale à court ou moyen terme

** En considérant le réservoir comme une cuvette régulière et unique

Tableau XIII

Fiche technique du réservoir de GB 1 (variante bief Elizabeth-Kakupis)

Prévision de la qualité de l'eau de la zone comprise entre 0 et 10 mètres de profondeur , sauf là où indiqué			
Turbidité (UTN)	moyenne annuelle	actuelle: < 1,0	* future: < 1,0
Transparence (mètres)	moyenne estivale	actuelle: 3 à 4	future: 3 à 5
Oxygène dissous	Taux de saturation moyen estival et hivernal	actuel : 90 à >100 ^o /o	futur: 80 à 90 ^o /o
	Pourcentage maximum du volume du réservoir présentant un taux de saturation inférieur à 50 ^o /o		futur: 15 ^o /o
	Hauteur de la colonne d'eau** présentant un taux de saturation supérieur à 50 ^o /o		future: 28 mètres
pH (unités de pH)	moyenne estivale	actuelle: 6,5 (6,3 à 6,7)	future: 6,1 (5,8-6,3)
	moyenne hivernale		future: 6,0 (5,7-6,2)
Phosphore total (mg/l de P)	moyenne estivale	actuelle: 0,008 (0,006 à 0,010)	future :0,016 à 0,025
Chlorophylle α (μg/l de chlorophylle α)	moyenne estivale	actuelle: 1,5	future: 3 à 4,5

* Variation maximale à court ou moyen terme

** En considérant le réservoir comme une cuvette régulière et unique

Tableau XIV

Fiche technique du réservoir GB 2

Prévision de la qualité de l'eau de la zone comprise entre 0 et 10 mètres de profondeur , sauf là où indiqué			
Turbidité (UTN)	moyenne annuelle	actuelle: < 1,0	* future: < 1,0
Transparence (mètres)	moyenne estivale	actuelle: 3 à 4	future: 3 à 5
Oxygène dissous	Taux de saturation moyen estival et hivernal	actuel: 90 à >100 ^o /o	futur: 70 à 85 ^o /o
	Pourcentage maximum du volume du réservoir présentant un taux de saturation inférieur à 50 ^o /o		futur: 8 ^o /o
	Hauteur de la colonne d'eau** présentant un taux de saturation supérieur à 50 ^o /o		future: 31 mètres
pH (unités de pH)	moyenne estivale	actuelle: 6,4 (6,2 à 6,8)	future: 6,0 (5,8-6,3)
	moyenne hivernale		future: 5,9 (5,7-6,2)
Phosphore total (mg/l de P)	moyenne estivale	actuelle: 0,006 < 0,006 à 0,006	future :0,012 à 0,021
Chlorophylle α (μ g/l de chlorophylle α)	moyenne estivale	actuelle: 1 à 1,5	future: 2 à 4

* Variation maximale à court ou moyen terme

** En considérant le réservoir comme une cuvette régulière et unique

Tableau XV

Fiche technique du réservoir GB 3

Prévision de la qualité de l'eau de la zone comprise entre 0 et 10 mètres de profondeur , sauf là où indiqué			
Turbidité (UTN)	moyenne annuelle	actuelle: 1,0	* future: < 1,0
Transparence (mètres)	moyenne estivale	actuelle: 3 à 4	future: 3 à 5
Oxygène dissous	Taux de saturation moyen estival et hivernal	actuel: 90 à >100 ^o /o	futur: 85 à 95 ^o /o
	Pourcentage maximum du volume du réservoir présentant un taux de saturation inférieur à 50 ^o /o		futur: 5 ^o /o
	Hauteur de la colonne d'eau** présentant un taux de saturation supérieur à 50 ^o /o		future: 20 mètres
pH (unités de pH)	moyenne estivale	actuelle: 6,3 à 6,4	future: 6,0
	moyenne hivernale	(6,0 à 6,5)	future: (5,8 à 6,2) 5,9 (5,7 à 6,1)
Phosphore total (mg/l de P)	moyenne estivale	actuelle: 0,005 (< 0,006)	future :0,010 à 0,015
Chlorophylle α (μ g/l de chlorophylle α)	moyenne estivale	actuelle: 1,0 à 1,5	future: 2 à 4

* Variation maximale à court ou moyen terme

** En considérant le réservoir comme une cuvette régulière et unique

Tableau XVI

Fiche technique du réservoir Bienville

Prévision de la qualité de l'eau de la zone comprise entre 0 et 10 mètres de profondeur , sauf là où indiqué			
Turbidité (UTN)	moyenne annuelle	actuelle: < 1,0	* future: < 1,0
Transparence (mètres)	moyenne estivale	actuelle: 4 à 5	future: 4 à 6
Oxygène dissous	Taux de saturation moyen estival et hivernal	actuel: 90 à > 100 ^o /o	futur: 80 à 95 ^o /o
	Pourcentage maximum du volume du réservoir présentant un taux de saturation inférieur à 50 ^o /o		futur: 9 ^o /o
	Hauteur de la colonne d'eau** présentant un taux de saturation supérieur à 50 ^o /o		future: 15 mètres
pH (unités de pH)	moyenne estivale	actuelle: 6,2 à 6,5	future: 5,9 (5,8 à 6,0)
	moyenne hivernale	(6,0 à 6,5)	future: 5,8 (5,7 à 5,9)
Phosphore total (mg/l de P)	moyenne estivale	actuelle: < 0,006	future: 0,008 à 0,012
Chlorophylle α (μ g/l de chlorophylle α)	moyenne estivale	actuelle: 1,25 (1,0 à 1,5)	future: 2 à 3,5

* Variation maximale à court ou moyen terme

** En considérant le réservoir comme une cuvette régulière et unique

Tableau XVII

Fiche technique du réservoir Kakupis

Prévision de la qualité de l'eau de la zone comprise entre 0 et 10 mètres de profondeur, sauf là où indiqué			
Turbidité (UTN)	moyenne annuelle	actuelle: < 1,0	* future: < 1,0
Transparence (mètres)	moyenne estivale	actuelle: 3 à 4	future: 3 à 4
Oxygène dissous	Taux de saturation moyen estival et hivernal	actuel: 90 à >100 ^o /o	futur: 70 à 90 ^o /o
	Pourcentage maximum du volume du réservoir présentant un taux de saturation inférieur à 50 ^o /o		futur: 21 ^o /o
	Hauteur de la colonne d'eau** présentant un taux de saturation supérieur à 50 ^o /o		future: 6 mètres
pH (unités de pH)	moyenne estivale	actuelle: 6,4 (6,0-6,7)	future: 6,0 (5,8-6,3)
	moyenne hivernale		future: 5,9 (5,7-6,2)
Phosphore total (mg/l de P)	moyenne estivale	actuelle: 0,007 < 0,006 à 0,015	future: 0,014 à 0,017
Chlorophylle α (μ g/l de chlorophylle α)	moyenne estivale	actuelle: 1,0	future: 2,0 à 2,5

* Variation maximale à court ou moyen terme

** En considérant le réservoir comme une cuvette régulière et unique

Tableau XVIII

Code des différents types forestiers *

Grille de la structure de la végétation						
DENSITÉ		HAUTEUR (mètre)				
		21	15	9	3	
Forêt fermée	100 ^o /o	A1	A2	A3	A4	K Rrbr Rrct Rrch Rrfr Frbr Frct Frch Frfr Mrbr Mrct Mrch Mrfr
Forêt claire	80 ^o /o	B1	B2	B3	B4	
Forêt ouverte	60 ^o /o	C1	C2	C3	C4	
Forêt très ouverte	40 ^o /o	D1	D2	D3	D4	
Végétation non forestière	20 ^o /o	LB1s	LB2s	LB3s	LB4s	
		LB1h	LB2h	Lb3h	LB4h	
		AIB1	AIB2	AIB3	AIB4	
		SaB1	SaB2	SaB3	SaB4	
	5 ^o /o					

Ls, Lh, Lb, Lf, La, Al, Albr, Sa, Sabr.,
R, br, ct, ch, fr, C

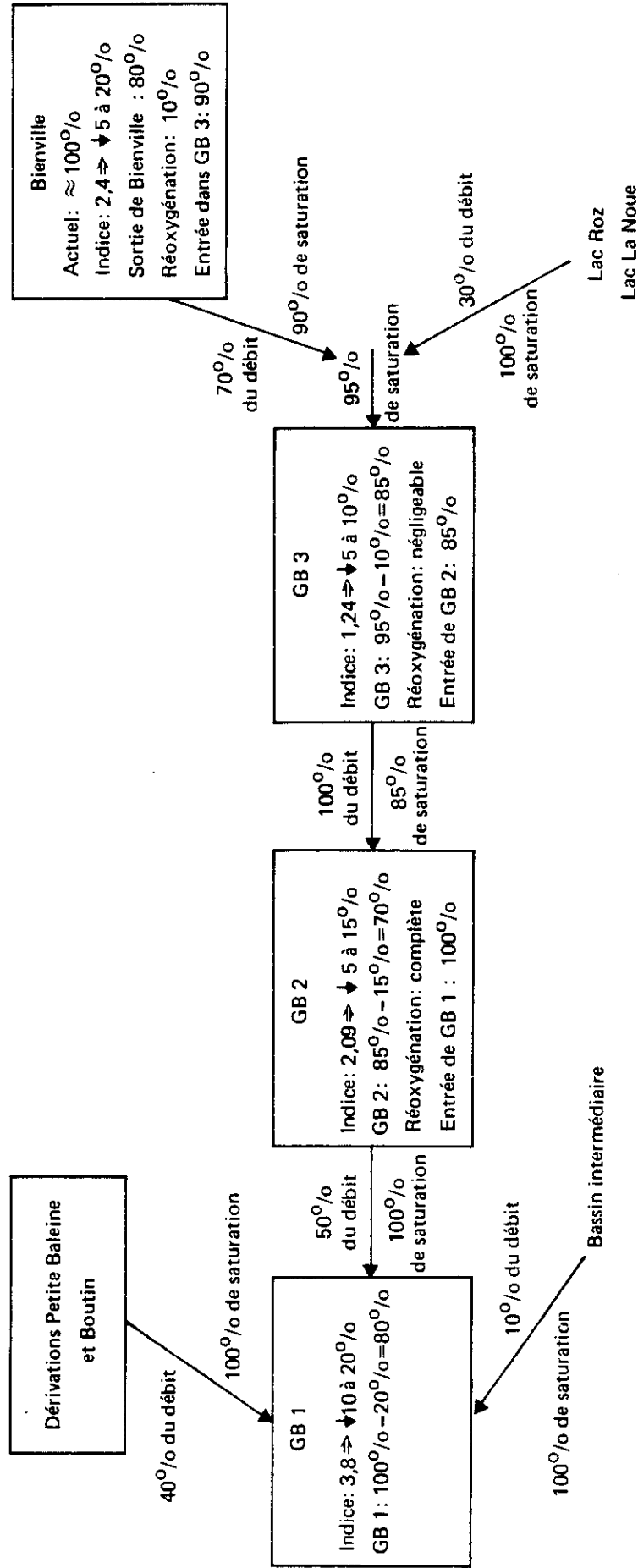
Légende des symboles

Al: aulnaie	LBs: lande boisée sèche
AIB: aulnaie boisée	La: lande arctique
Albr: aulnaie secondaire (après feu)	Lb: lande tourbeuse oligotrophe (bog)
Bb: bétulaie à bouleau à papier	Lf: lande tourbeuse eutrophe (fen)
br: brûlis non régénéré	Lh: lande humide
C: forêt ouverte (densité de 40 à 60 ^o /o)	Ls: lande sèche
ch: chablis total	Mrbr: brûlis régénéré en mélange
ct: aire coupée à blanc non régénérée	Mrch: chablis régénéré en mélange
D: forêt très ouverte (densité de 20 à 40 ^o /o)	Mrct: coupe à blanc régénéré en mélange
E: pessière à épinette noire	Mrfr: friche régénérée en mélange
EMe: pessière à épinette noire et mélèze	PgE: pinède à pin gris et épinette noire
EPg: pessière à épinette noire et pin gris	Pg: pinède à pin gris
FiR: feuillus intolérants et résineux	R: barren
fr: friche non régénérée	Rrbr: brûlis régénéré en résineux
Frbr: brûlis régénéré en feuillus	Rrch: chablis régénéré en résineux
Frch: chablis régénéré en feuillus	Rrct: coupe à blanc régénéré en résineux
Frct: coupe à blanc régénérée en feuillus	Rrfr: friche régénérée en résineux
Frfr: friche régénérée en feuillus	Sa: saulaie
K: krummholz	SaB: saulaie boisée
LBh: lande boisée humide	Sabr: saulaie secondaire (après feu)

* Source: SEER

Figure 1a)

Calcul du taux de saturation en oxygène dissous de la zone phototique selon l'hypothèse la plus pessimiste

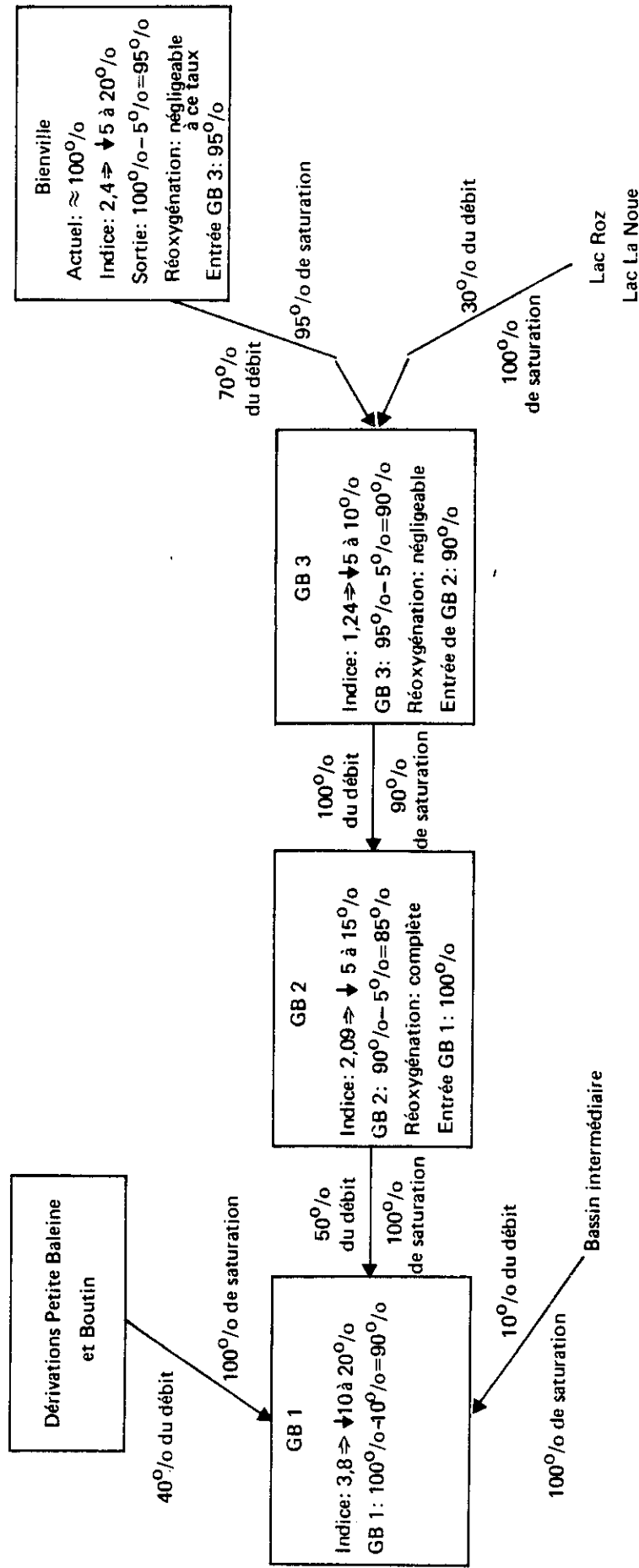


Hypothèse la plus pessimiste:

GB 1 :	80‰/o de saturation
GB 2 :	70‰/o
GB 3 :	85‰/o
Bienville:	80‰/o

Figure 1b)

Calcul du taux de saturation en oxygène dissous de la zone phototique selon l'hypothèse la plus optimiste.



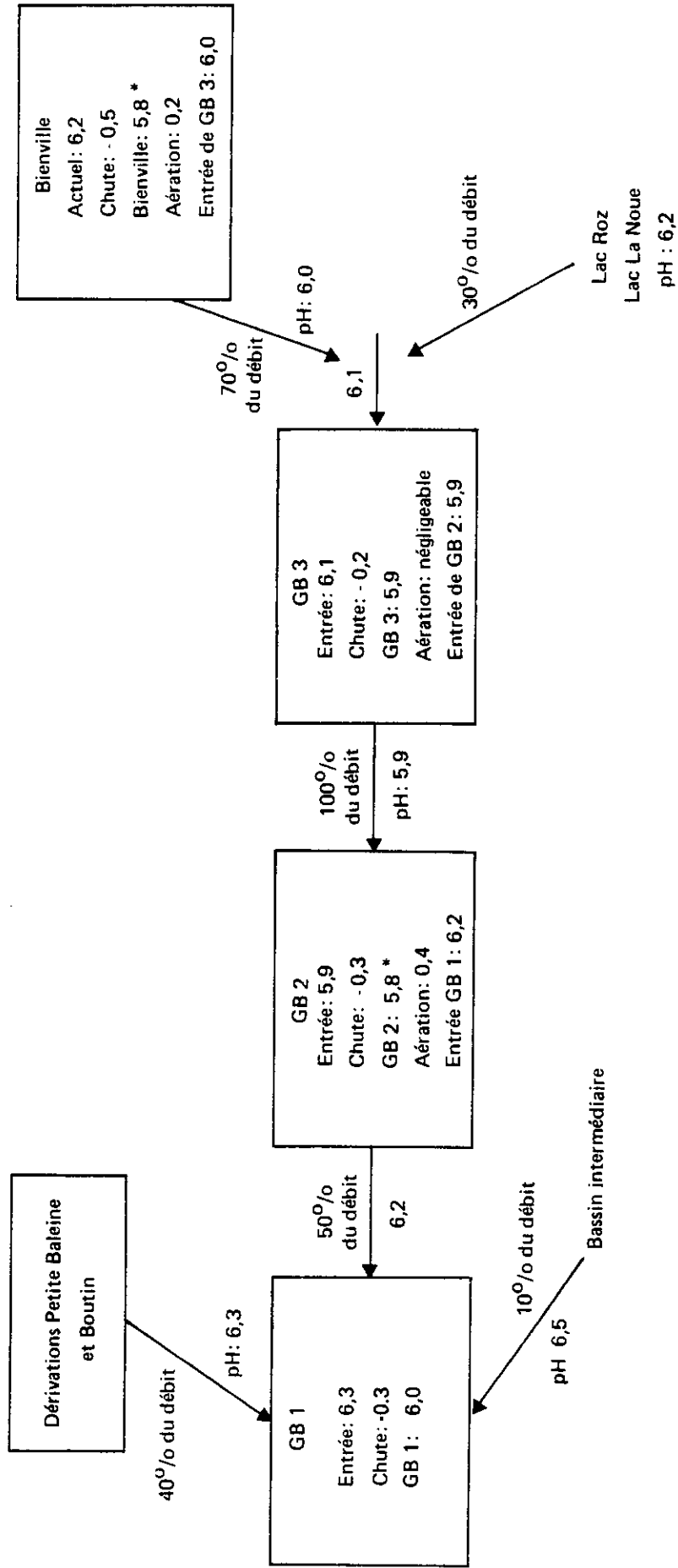
Hypothèse la plus optimiste:

GB 1:	90% de saturation
GB 2:	85%
GB 3:	90%
Bienville:	95%

Figure 2a)

Calcul du pH futur

1^{ère} Hypothèse: Effet cumulatif (valeurs moyennes faibles et aération entre les réservoirs)

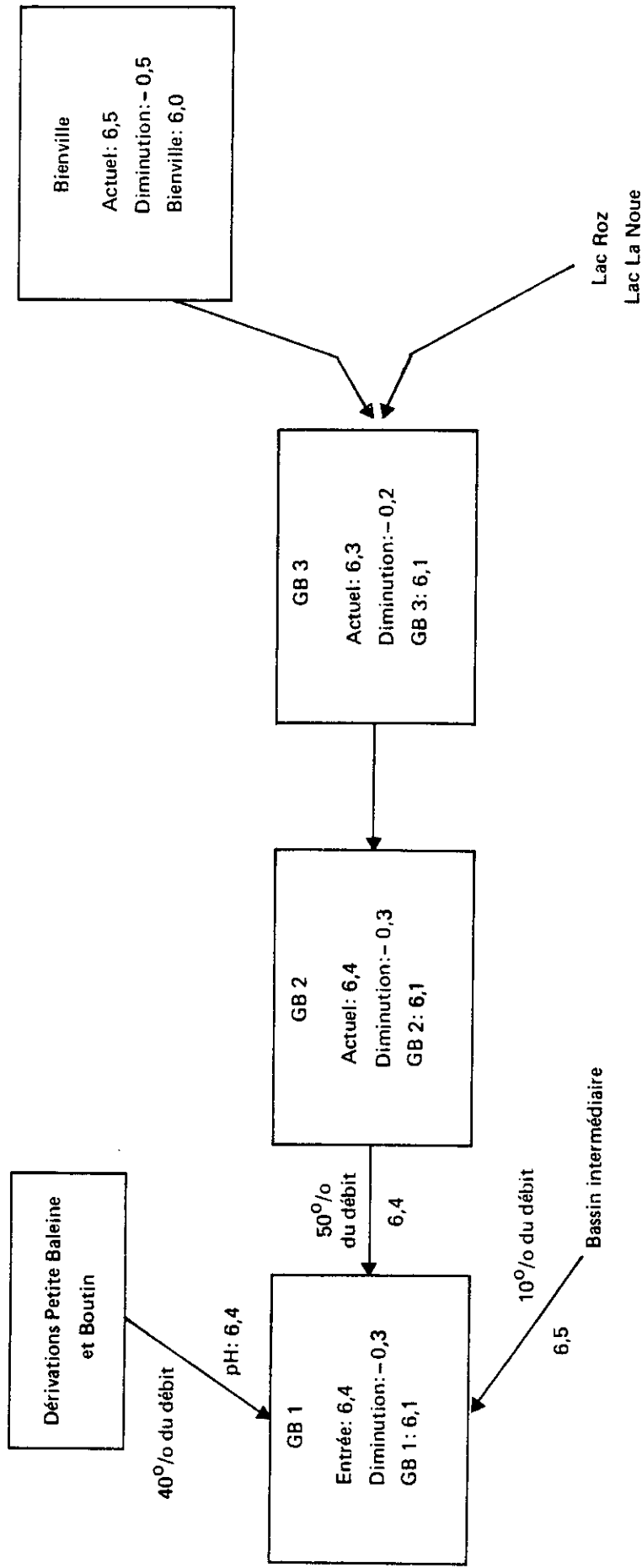


* Seuil minimal : 5,8

Figure 2b)

Calcul du pH futur

2^{ème} Hypothèse: Réservoirs considérés seuls (valeurs moyennes élevées)



Combinaison des 2 hypothèses:

- GB 1: 6,0 à 6,1
- GB 2: 5,8* à 6,1
- GB 3: 5,9 à 6,1
- Bienville: 5,8* à 6,0

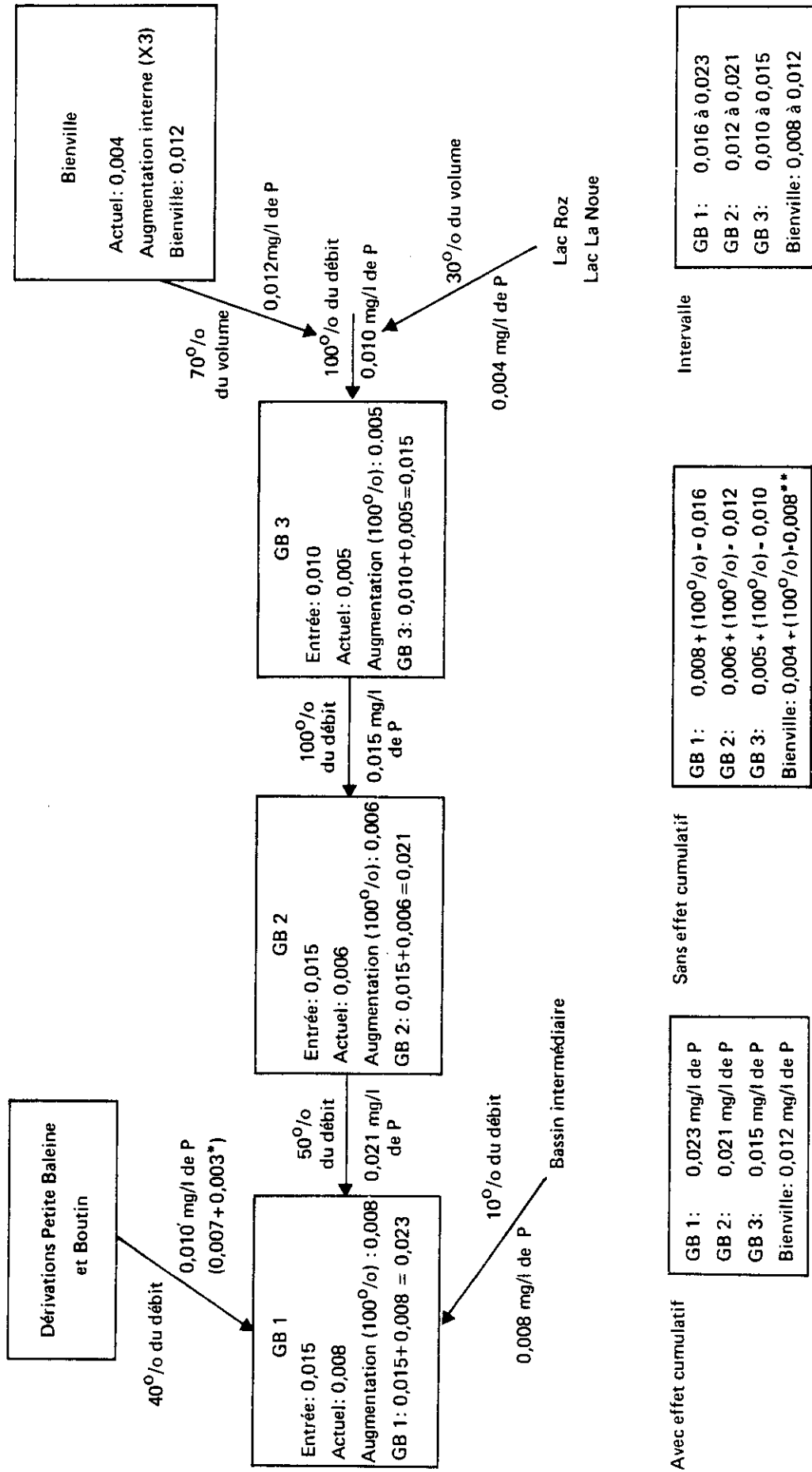
→
Pondéré par la fourchette des valeurs
plausibles actuelles (tableaux I à IV)

- GB 1: 5,8* à 6,3
- GB 2: 5,8* à 6,3
- GB 3: 5,8* à 6,2
- Bienville: 5,8* à 6,0

* Seuil minimal: 5,8

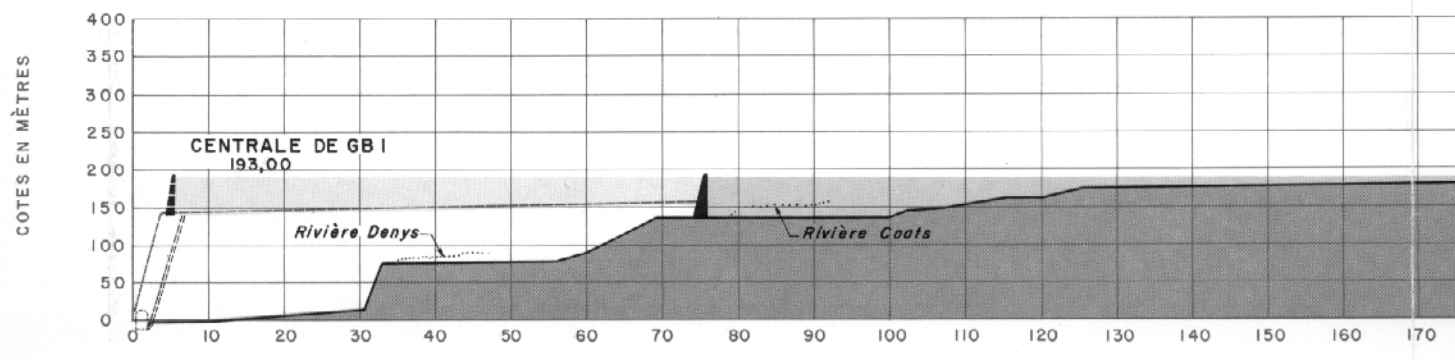
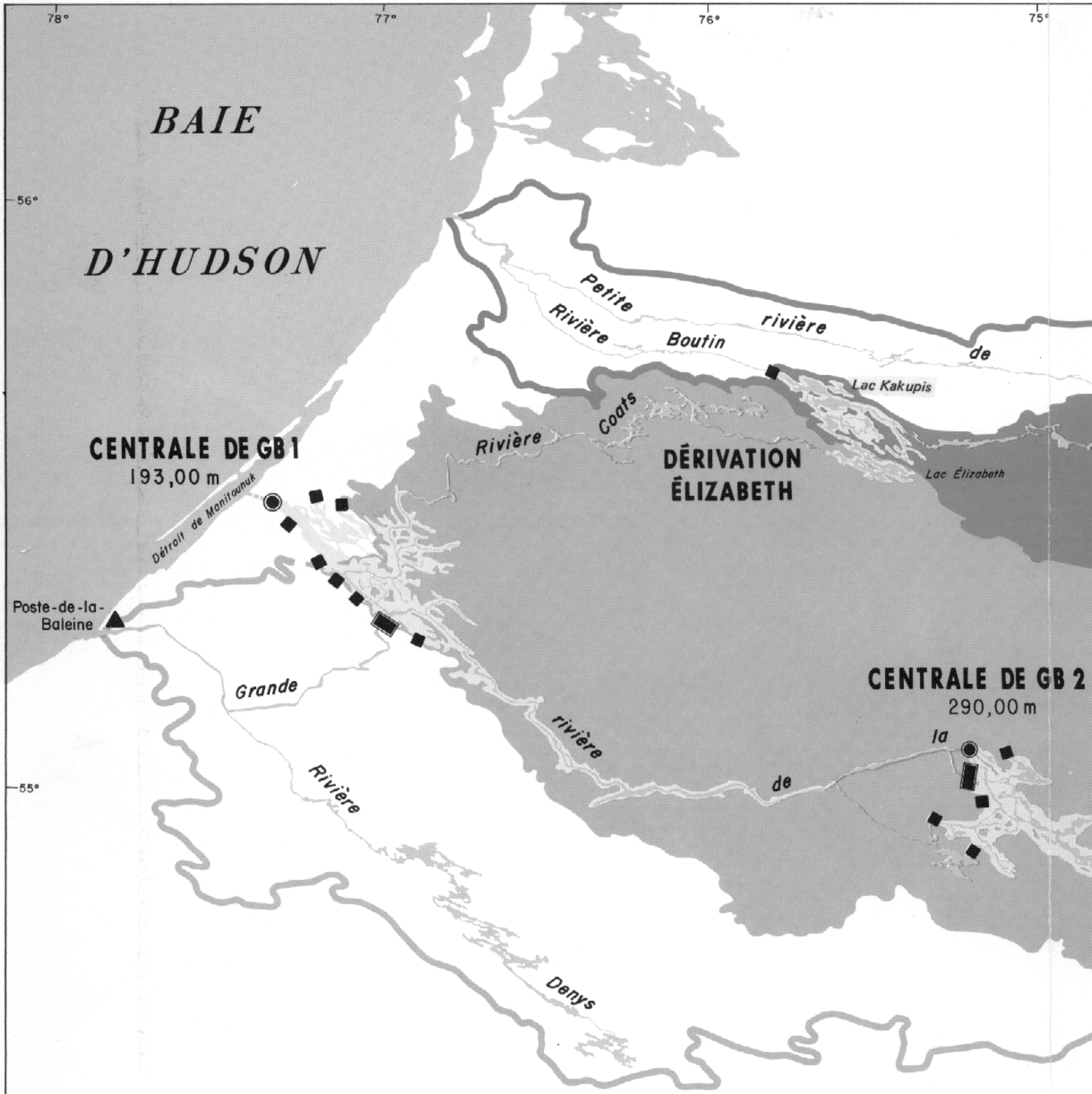
Figure 3

Calcul des prévisions de phosphore total (avec effet cumulatif)



* Augmentation des lacs de tête

** Hypothèse de l'augmentation de 100% pour Bienville



77° 76° 75°

74°

73°

72°



BASSIN DE LA RIVIÈRE NASTAPOCA

DÉTOURNEMENT AMICHINATWAYACH

la

Baleine

Chenal Ancel

DÉTOURNEMENT SAINDON

Lacs Mollet

Lac Lenormand

Lacs Saindon

DÉTOURNEMENT MOLLET

B 2

CENTRALE DE GB 3

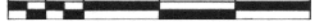
389,00 m

Baleine

RÉSERVOIR

398

kilomètres 10 5 0 10 20 30 kilomètres



CENTRALE DE GB 3
389,00

CENTRALE DE GB 2
290,00

Rivière la Guerre

DISTANCE EN KILOMÈTRES

74°

73°

72°

70 180 190 200 210 220 230 240 250 260 270 280 290 300 310 320 330 340 350 360 370 380

72°

71°

70°

LÉGENDE

- CENTRALE
- DIGUE
- OUVRAGE DE RÉGULATION
- CANAL DE DÉRVATION
- BASSIN AMÉNAGÉ DE LA PETITE RIVIÈRE DE LA BALEINE
- BASSIN AMÉNAGÉ DE LA GRANDE RIVIÈRE DE LA BALEINE
- LIMITES DES BASSINS NATURELS

56°

**DÉTOURNEMENT
AMICHINATWAYACH**

**AMÉNAGEMENT
D'IDON**

RÉSERVOIR BIENVILLE
398,25 m

55°

PARTIE DU BASSIN
MODIFIÉE PAR LA
DÉRIVATION CANDEL

CENTRALE DE GB 3
389,00

**RÉSERVOIR
BIENVILLE**
398,25

COTES EN MÈTRES



**COMPLEXE
GRANDE BALEINE**

**RAPPORT D'AVANT-PROJET
AGENCEMENT GÉNÉRAL
ET PROFIL D'AMÉNAGEMENT**

73°

72°

71°

