Environnement Canada Environment Canada

DOCUMENT D'ORIENTATION :

ÉVALUATION DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX DES REJETS THERMIQUES EN EAU DOUCE

Division des activités de protection de l'environnement – Ontario
Direction générale de l'intendance environnementale
Environnement Canada

Avril 2014

Canada

REMERCIEMENTS

La version finale de ce document d'orientation a été préparée par des membres du personnel de la Division des activités de protection de l'environnement de l'Ontario (Environnement Canada).

L'ébauche de ce document d'orientation a été préparée par Jerry Fitchko (Ph.D.), conseiller principal au sein d'Environment & Energy Limited, dans le cadre d'un contrat avec Environnement Canada.

ISBN 978-0-660-21179-4
N° de cat. : En14-102/2013F-PDF

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales sont interdites, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de l'Environnement, 2014

Also available in English

TABLE DES MATIÈRES

Page

LISTE DES ACRONYMES, DES ABRÉVIATIONS ET DES UNITÉS DE MESURE iv
1.0 INTRODUCTION 1
2.0 LÉGISLATION, POLITIQUES ET DIRECTIVES FÉDÉRALES ET PROVINCIALES 2
2.1 Canada 2
2.2 Colombie-Britannique 4
2.3 Alberta 6
2.4 Saskatchewan 6
2.5 Manitoba 8
2.6 Ontario 11
2.7 Québec 14
2.8 Commission mixte internationale 16
2.9 Exigences réglementaires 16
2.9.1 Centrale électrique de Brighton Beach 16
2.9.2 Portlands Energy Centre 17
2.9.3 Projet de cogénération Thorold 18
2.9.4 Projet de remise en service de la centrale nucléaire de Bruce-A 21
2.9.5 Études de cas 21
3.0 EXIGENCES EN MATIÈRE DE DONNÉES ENVIRONNEMENTALES DE RÉFÉRENCE 23
3.1 Plan du relevé des macro-invertébrés pour la CEBB 24
3.2 Plan du relevé des poissons pour le PEC 28
3.3 Résumé 30
4.0 MODÉLISATION DES PANACHES THERMIQUES 31
4.1 Résultats de la modélisation du panache thermique de la CEBB 34
4.2 Résultats de la modélisation du panache thermique du PEC 36
4.3 Résultats de la modélisation du panache thermique du TCP 38
4.4 Résultats de la modélisation du panache thermique du BANRP 41
5.0 ÉVALUATION DES EFFETS DES REJETS THERMIQUES SUR LES ORGANISMES VIVANTS 43
5.1 Contexte 43
5.1.1 Phytoplancton 44
5.1.2 Algues fixées 45
5.1.3 Végétation aquatique 46
5.1.4 Zooplancton 48
5.1.5 Macro-invertébrés benthiques 50
5.1.6 Poissons 58
5.1.7 Avifaune aquatique 74
5.1.8 Utilisations de l'eau 75
5.2 Méthode d'évaluation 76
5.3 Effets des rejets thermiques de la CEBB sur les organismes aquatiques 76
5.4 Effets des rejets thermiques du PEC sur les organismes aquatiques 77
5.5 Effets des rejets thermiques du TCP sur les organismes aquatiques 84
5.6 Effets des rejets thermiques du BANRP sur les organismes aquatiques 86
6.0 STRATÉGIES D'ATTÉNUATION DES EFFETS 88

7.0 PROGRAMME DE SURVEILLANCE 92
7.1 Surveillance de la température et du panache thermique à la CEBB 92
7.2 Résultants du relevé des macro-invertébrés benthiques durant l'exploitation de la CEBB 93
7.3 Surveillance des grads corégones à la centrale Iroquois Falls 94
8.0 RÉSUMÉ 97
9.0 RÉFÉRENCES 99

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Gammes de températures optimales (ºC) pour divers stades du cycle biologique des salmonidés et d'autres espèces de poissons d'eau froide aux fins de l'application des recommandations pour la Colombie-Britannique

Tableau 2 : Objectifs de qualité des eaux de surface du Manitoba en matière de température pour la protection des organismes aquatiques

Tableau 3 : Niveaux taxonomiques et principales références documentaires pour l'identification des macro-invertébrés benthiques

Tableau 4 : Conditions pour la rivière Detroit et les rejets utilisées dans la modélisation du panache thermique de la CEBB

Tableau 5 : Configuration estimée du panache thermique de la CEBB

Tableau 6 : Scénarios prévus pour le panache thermique du PEC (conditions typiques et pire des cas)

Tableau 7 : Superficie estimée des panaches thermiques de Bruce-A et Bruce-B en surface

Tableau 8 : Tailles des panaches thermiques actuels et prévus de Bruce-A et Bruce-B

Tableau 9 : Tolérance thermique de macro-invertébrés benthiques

Tableau 10 : Valeurs représentatives de la tolérance thermique de poissons d'eau douce du Canada

Tableau 11 : Températures létales supérieures pour les œufs et les larves de poissons

Tableau 12 : Températures optimales pour le développement et l'éclosion des œufs de poisson

Tableau 13 : TMHM pour les mois où la fraye est à son plus fort

LISTE DES ACRONYMES, DES ABRÉVIATIONS ET DES UNITÉS DE MESURE

Acronymes et abréviations

1Q10	Le débit minimum sur 1 jour dont la période de récurrence est de 10 ans
3-D	Tridimensionnel
7Q10	Le débit minimum moyen sur 7 jours dont la période de récurrence est de 10 ans
ACCC	Abitibi Consolidated Company of Canada
acclim.	Acclimatation
ANOVA	Analyse de variance
BACI	Méthode expérimentale BACI « avant-après / rejet-témoin »
BANRP	Projet de remise en service de la centrale nucléaire de Bruce-A
BioMAP	Biological Monitoring and Assessment Program (programme de surveillance et d'évaluation biologique)
CA	Certificat d'approbation
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCMRE	Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement
CCSN	Commission canadienne de sûreté nucléaire
CEBB	Centrale électrique de Brighton Beach
CGVMSL	Corporation de gestion de la Voie maritime du Saint-Laurent
CL_{50}	Concentration létale d'une substance, tolérée par 50 % des spécimens de la population testée
CMI	Commission mixte internationale
CN	Centrale nucléaire
CORMIX	Modèle CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System)
CPUE	Captures par unité d'effort
CT	Centrale thermique
CVE	Composante valorisée de l'écosystème
DHI	Degré-heure incrémentiel
Diff.	Différence
EE	Évaluation environnementale
EPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis
EPT	Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères
IBH	Indice biotique de Hilsenhoff
ILL	*Incipient lethal level* (« niveau létal liminaire »)
IQE	Indice de la qualité des eaux
LCEE	*Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*
LHT	*Lethal high temperature* (« température létale supérieure »)
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec

MEEO	Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune (ancien ministère québécois)
MEO	Ministère de l'Environnement de l'Ontario (anciennement le MEEO)
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
O.D.	Oxygène dissous
OPQE	Objectif provincial de qualité de l'eau
PEC	Portlands Energy Centre
RMA	Resource Management Associates
RQEC	Recommandations pour la qualité des eaux au Canada
SPP	Centrale thermique Sundance
TCP	Projet de cogénération Thorold
TMHM	Température moyenne hebdomadaire maximale
MHTMQ	Moyenne hebdomadaire des températures maximales quotidiennes
TL_{50}	Température létale tolérée par 50 % de la population testée. (Synonyme de TLm)
TLm	Tolérance limite médiane, soit la température à laquelle 50 % des organismes testés meurent (Synonyme de TL_{50})
TMC	Température maximale critique (à partir de laquelle les mouvements locomoteurs deviennent désorganisés et l'animal perd sa capacité de se soustraire à des conditions potentiellement létales)
TRCA	Office de protection de la nature de Toronto et de la région
ULT	*Upper lethal temperature* (« température létale supérieure »)
USACOE	United States Army Corps of Engineers
WPP	Centrale thermique Wabamun
ΔT	Écart de température

Unités de mesure

°C	degré Celsius (0 °C = 32 °F)
°F	degré Fahrenheit
/ml	par millilitre
$/m^2$	par mètre carré
µ	micron (micromètre)
µg/l	microgramme par litre
cm	centimètre
j	jour
pi	pied
g/m^2	gramme par mètre carré
h	heure
ha	hectare

km	kilomètre
km^2	kilomètre carré
m	mètre
m/s	mètre par seconde
m^2	mètre carré
m^3/s	mètre cube par seconde
min	minute
mm	millimètre
MW	mégawatt

1.0 INTRODUCTION

Le présent document d'orientation sur les rejets thermiques en eau douce a été préparé à l'intention des membres du personnel d'Environnement Canada qui participent aux examens effectués dans le cadre des évaluations environnementales (EE) et pour les promoteurs tenus d'effectuer une EE. Les renseignements et les recommandations présentées ici ne sauraient en aucun cas être interprétés comme ayant valeur de reconnaissance, de conformité, de permission, d'approbation, d'autorisation ou de dégagement de responsabilité s'agissant des dispositions législatives et réglementaires fédérales et provinciales concernées. Il incombe exclusivement aux promoteurs des projets de satisfaire aux exigences réglementaires et de réduire, aux meilleurs coûts, le risque et le passif afférents à leur projet.

Les promoteurs et les exploitants d'installations devraient évaluer et réguler leurs rejets thermiques en tenant compte des résultats des évaluations des impacts environnementaux effectuées à leur site plutôt qu'en utilisant des valeurs numériques applicables à de vastes régions, comme par exemple des normes provinciales de qualité de l'eau. Ce type d'évaluations permet le plus souvent d'établir des limites quantitatives pour le fonctionnement des installations (p. ex., une température maximale pour les eaux de rejet). L'avantage de ces limites quantitatives est qu'elles sont adaptées à l'environnement et au biote aquatique du site. Cette approche diffère radicalement des stratégies basées presque exclusivement sur l'espèce ou le stade vital le plus sensible aux conditions thermiques.

Ce document présente les éléments suivants :

- les recommandations pour la qualité de l'environnement concernant les rejets thermiques, selon les politiques, les lignes directrices et les règlements fédéraux et provinciaux;
- les exigences en matière de données environnementales de référence et d'information concernant la conception et l'exploitation des installations pour la modélisation des panaches thermiques;
- des conseils concernant la sélection des méthodes les plus appropriées pour la modélisation des panaches thermiques;
- des conseils concernant l'évaluation des effets des panaches thermiques;
- une description des stratégies et des technologies courantes pour la réduction des impacts associés aux rejets thermiques;
- des recommandations pour les mesures de surveillance visant à confirmer les effets thermiques prévus.

Le présent document d'orientation est une version plus détaillée du document provisoire intitulé « Best Practices Guidance Document for Assessing Environmental Effects of Thermal Effluents including Data Sources and Requirements » (Barker et Noakes, 2004). Il présente de plus une série d'études de cas visant à illustrer comment le processus d'évaluation environnementale tient compte des facteurs propres à chaque site, notamment le cadre géographique, la configuration du panache thermique et la biologie du secteur.

2.0 LÉGISLATION, POLITIQUES ET DIRECTIVES FÉDÉRALES ET PROVINCIALES

2.1 Canada

Le paragraphe 36(3) de la *Loi sur les pêches* dispose qu'il est interdit d'immerger ou de rejeter une substance nocive — ou d'en permettre l'immersion ou le rejet — dans des eaux où vivent des poissons, ou en quelque autre lieu si le risque existe que la substance ou toute autre substance nocive provenant de son immersion ou rejet pénètre dans ces eaux. Dans la définition d'une substance nocive, la *Loi sur les pêches* inclut « toute eau qui (…) a été traitée ou transformée par la chaleur ou d'autres moyens d'une façon telle — que, si elle était ajoutée à une autre eau, elle altérerait ou contribuerait à altérer la qualité de celle-ci au point de la rendre nocive, ou susceptible de le devenir, pour le poisson ou son habitat ». Le paragraphe 36(3) ne prévoit rien en ce qui concerne les zones de mélange ou de dilution.

La jurisprudence relative à la *Loi sur les pêches* montre que les tribunaux considèrent comme nocive toute substance présentant une toxicité létale aiguë pour les poissons. Autrement dit, les résultats des essais visant à déterminer la mortalité des poissons dans des effluents ou des eaux de rejet à l'issue d'une période donnée pourront servir à déterminer un aspect de la nocivité. Cependant, toute substance qui s'accompagne d'effets chimiques, physiques ou biologiques nocifs sur les poissons ou l'habitat du poisson sera considérée comme étant nocive. Par exemple, les substances susceptibles d'étouffer les aires de croissance ou les frayères ou de gêner la reproduction, l'alimentation ou la respiration des poissons, à un stade quelconque de leur cycle de vie, doivent également être considérées comme nocives. L'eau des rejets thermiques devra donc être considérée comme étant une substance nocive si elle provoque des effets chimiques, physiques ou biologiques nocifs chez les poissons ou sur leur habitat.

À la suite d'une réunion spéciale du Sous-comité canadien d'assainissement de la rivière Detroit tenue à l'Université de Windsor le 30 janvier 2002, à laquelle ont participé des représentants du projet de la centrale électrique de Brighton Beach (CEBB), d'organismes fédéraux et provinciaux, d'organisations non gouvernementales et de laboratoires universitaires, il a été convenu que les rejets thermiques n'affectent pas directement l'habitat du poisson. Il se peut cependant qu'il y ait altération locale de l'exploitation de l'habitat par le poisson, par exemple lorsque les eaux chaudes favorisent ou modifient la croissance d'éléments de l'habitat comme les algues benthiques et les macrophytes.

Des recommandations nationales concernant la température des eaux sont publiées par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (RQEC) concernant la température (ainsi que d'autres paramètres) et visant la protection de la vie aquatique ont également été adoptées par quatre provinces – le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard et Terre-Neuve-et-Labrador – ainsi que deux territoires – le Yukon et le Nunavut.

Les RQEC concernant la température sont présentées ci-dessous (CCMRE, 1987).

1. Stratification thermique

Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique et les dates d'inversion d'origine des eaux réceptrices.

2. Température moyenne hebdomadaire maximale

Les apports thermiques ne devraient pas porter la température des eaux réceptrices au-delà de la température moyenne hebdomadaire maximale.

a) Pendant les mois chauds, le température moyenne hebdomadaire maximale (TMHM) est déterminée en ajoutant à la température physiologique optimale (généralement pour la croissance) un facteur qui représente le tiers de l'écart entre la limite supérieure de la température létale liminaire et la température optimale pour le stade de vie le plus approprié des espèces importantes sensibles qu'on trouve normalement à cet endroit et à ce moment. L'EPA (1976) donne certaines valeurs de TMHM. (Nota : Wismer et Christie [1987] ont également publié des valeurs de TMHM pour de nombreuses espèces de poissons).

b) Pendant les mois froids, la TMHM est la température élevée qui garantit la survie des espèces importantes si la température devait subir une baisse soudaine pour atteindre la température ambiante normale. La limite est la température d'acclimatation, moins 2 °C, lorsque la température létale liminaire inférieure est égale à la température ambiante de l'eau.

c) Pendant les saisons de reproduction, la TMHM répond aux exigences spécifiques à l'endroit qui permettent le succès de la migration, de la fraye, de l'incubation des œufs, de l'élevage des alevins et d'autres fonctions de reproduction des espèces importantes.

d) À un endroit spécifique, la TMHM préserve la diversité normale des espèces ou empêche les croissances indésirables des organismes nuisibles.

3. Exposition à court terme à une température extrême

Les apports thermiques devraient être tels que les expositions à court terme aux températures maximales calculées en a) et b) ne soient pas dépassées. Les expositions ne devraient être ni de longueur ni de fréquence nuisant aux espèces importantes.

a) Pour la croissance, la température maximale à court terme est la limite de tolérance médiane de 24 h, moins 2 °C, à une température d'acclimatation de l'ordre de la TMHM pour ce mois.

b) La température maximale à court terme pour la saison de reproduction ne devrait pas dépasser la température maximale d'incubation qui assure la survie de l'embryon, ou la température maximale pour la fraye.

Les RQEC concernant la température sont résumées comme suit dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (CCME, 1999), qui renvoie au Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (CCMRE,1987) pour obtenir de plus amples renseignements :

- **Stratification thermique :** Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique et les dates d'inversion d'origine des eaux réceptrices.

- **TMHM :** Les apports thermiques ne devraient pas porter la température des eaux réceptrices au-delà de la TMHM.

- **Exposition courte à des températures extrêmes :** Les apports thermiques devraient être tels que les expositions à court terme aux températures maximales ne soient pas dépassées. Les expositions ne devraient être ni de longueur ni de fréquence nuisant aux espèces importantes.

2.2 Colombie-Britannique

Les recommandations pour la qualité de l'eau en Colombie-Britannique concernant la température et visant la protection de la vie aquatique en eau douce sont basées sur un rapport préparé par Oliver et Fidler (2001) dans lequel les auteurs présentent une revue de la littérature sur le sujet, formulent des recommandations et présentent des documents à l'appui. Les recommandations sont présentées ci-dessous.

Cours d'eau contenant des ombles à tête plate (*Salvelinus confluentus*) et/ou des Dolly Varden (*S. malma*)

- Température maximale quotidienne : 15 ^{o}C.
- Température maximale d'incubation : 10 ^{o}C.
- Température minimale d'incubation : 2 ^{o}C.
- Température maximale de fraye : 10 ^{o}C.

De toutes les espèces de poissons indigènes testées, ces deux espèces se sont révélées être les plus sensibles à la température de l'eau.

Cours d'eau pour lesquels la distribution des poissons est connue

- Variation de $\pm$1 ^{o}C de part et d'autre de la gamme de températures optimales exposée dans le tableau 1 pour chaque phase du cycle biologique des salmonidés les plus sensibles présents dans le cours d'eau.
- La vitesse d'évolution de la température ne doit pas excéder un degré par heure.

Cours d'eau pour lesquels la distribution des poissons n'est pas connue

- Moyenne hebdomadaire des températures maximales quotidiennes (MHTMQ) = 18 ºC (température maximale quotidienne = 19 ºC)
- La vitesse d'évolution de la température ne doit pas excéder un degré par heure.
- Température maximale quotidienne d'incubation = 12 ºC (au printemps et à l'automne).

La MHTMQ est la moyenne des températures quotidiennes maximales sur sept jours consécutifs.

Lacs et retenues

- ±1 °C par rapport à la température naturelle ambiante du milieu.

Tableau 1: Gammes de températures optimales[1] (ºC) pour divers stades du cycle biologique des salmonides et d'autres especes de poissons d'eau froide aux fins de l'application des recommandations pour la Colombie-Britannique

Espèce	Incubation	Croissance	Migration	Fraye
Saumons (*Oncorhynchus*)				
Saumon quinnat (*O. tshawytscha*)	5,0-14,0	10,0-15,5	3,3-19,0	5,6-13,9
Saumon kéta (*O. keta*)	4,0-13,0	12,0-14,0	8,3-15,6	7,2-12,8
Saumon coho (*O. kisutch*)	4,0-13,0	9,0-16,0	7,2-15,6	4,4-12,8
Saumon rose (*O. gorbuscha*)	4,0-13,0	9,3-15,5	7,2-5,6	7,2-12,8
Saumon rouge (*O. nerka*)	4,0-13,0	10,0-15,0	7,2-15,6	10,6-12,8
Truites (*Salmo*)				
Truite brune (*S. trutta*)	1,0-10,0	6,0-17,6	-	7,2-12,8
Truite fardée (*S. clarki*)	9,0-12,0	7,0-16,0	-	9,0-12,0
Truite arc-en-ciel (*S. gairdneri*)	10,0-12,0	16,0-18,0	-	10,0-15,5
Ombles (*Salvelinus*)				
Omble chevalier (*S. alpinus*)	1,5-5,0	5,0-16,0	-	4,0
Omble de fontaine (*S. fontinalis*)	1,5-9,0	12,0-18,0	-	7,1-12,8
Omble à tête plate (*S. confluentus*)	2,0-6,0	6,0-14,0	-	5,0-9,0
Dolly Varden (*S. malma*)	-	8,0-16,0	-	-
Touladi (*S. namaycush*)	5,0	6,0-17,0	-	10,0
Ombre (*Thymallus*)				
Ombre arctique (*T. arcticus*)	7,0-11,0	10,0-12,0	-	4,0-9,0
Corégone/ménomini				
Grand corégone (*Coregonus clupeaformis*)	4,0-6,0	12,0-16,0	-	>8,0
Ménomini de montagnes (*Prosopium williamsoni*)	<6,0	9,0-12,0	-	<6,0

[1] Oliver et Fidler ont défini les températures optimales de manière indirecte en déclarant que tout dépassement de ces seuils aurait des effets graves sur la croissance, le développement, la résistance aux maladies, la reproduction et l'interaction entre les espèces.

Espèce	Incubation	Croissance	Migration	Fraye
Autres espèces				
Lotte de rivière (*Lota lota*)	4,0-7,0	15,6-18,3	-	0,6-1,7
Esturgeon blanc (*Acipenser transmontanus*)	14,0-17,0	-	-	14,0

Oliver et Fidler (2001) ont indiqué qu'il faudra aussi définir la taille des zones de mélange acceptables associées aux rejets provenant d'une source ponctuelle dans les lacs et les rivières avant d'officialiser les recommandations concernant la température. Les questions concernant les limites des zones de mélange devraient être résolues lors des délibérations à venir sur la classification des différentes utilisations de l'eau.

2.3 Alberta

La recommandation pour la qualité de l'eau de l'Alberta concernant la protection des organismes d'eau douce est que la température de l'eau ne doit pas être augmentée de plus de 3 ^{o}C (Alberta Environment, 1999).

L'Alberta a de plus adopté en substance les RQEC concernant la température (CCME, 1999), dans les termes suivants :

- Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique et les dates d'inversion, ni ne devraient porter la température au-delà de la température moyenne hebdomadaire maximale ou de la température maximale à court terme.

2.4 Saskatchewan

Saskatchewan Environment (2006) a également adopté en substance les RQEC concernant la température (CCME, 1999) pour la qualité des eaux de surface dans la province, dans les termes suivants :

- Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique et les dates d'inversion, ni ne devraient porter la température au-delà de la température moyenne hebdomadaire maximale ou de la température maximale à court terme.

Des recommandations concernant la zone de mélange des effluents ont également été adoptées :

- la taille et la forme de la zone de mélange ne devraient pas gêner ou contribuer à gêner une utilisation présente ou future de l'eau;
- les objectifs généraux actuels en matière de rejets d'effluents (Saskatchewan Environment, 2006) devraient être atteints à tous les sites à l'intérieur de la zone d'utilisation restreinte;

- la zone d'utilisation restreinte des cours d'eau ne devrait pas correspondre à plus de 25 % de la section transversale ou du débit volumique, ni à plus d'un tiers de la largeur du cours d'eau récepteur à tout transect durant les périodes pour lesquelles le débit égale ou excède le débit 7Q10 pour le secteur en question. Les objectifs en matière de qualité de l'eau **applicables à la région** doivent être atteints en tout point d'un transect situé en aval du point de rejet à une distance qui sera déterminée au cas par cas;
- pour les lacs et retenues de surface, les objectifs en matière de qualité de l'eau doivent être atteints en tout point situé à plus de 100 m du point de rejet des effluents; le volume des zones d'utilisation restreinte dans les lacs ne doit pas excéder 10 % de la portion des eaux réceptrices disponible pour le mélange;
- la zone de mélange devrait être prévue de telle manière que tous les organismes aquatiques puissent jouir d'une zone de passage adéquate pour leur déplacement ou leur dérive, à tous les stades de leur vie; des portions spécifiques de la section transversale du plan d'eau pourront être arbitrairement réservées à cet effet;
- les zones de mélange ne devraient pas nuire aux migrations et autres déplacements naturels, à la survie, à la reproduction ou à la croissance des espèces aquatiques représentatives ou en voie de disparition, ou en accroître la vulnérabilité à la prédation;
- les zones de mélange ne devraient pas perturber les frayères et les aires de croissance du poisson;
- lorsque plusieurs zones de mélange sont situées dans le même secteur, elles doivent être délimitées de telle manière que les organismes aquatiques disposent toujours d'une voie de passage continue;
- lorsque plusieurs zones de mélange se chevauchent, les panaches combinés des effluents ne devraient pas avoir des effets synergiques ou antagoniques inacceptables sur les organismes aquatiques ou toute utilisation de l'eau en aval desdites zones;
- les zones de mélange ne devraient pas provoquer de réponse irréversible chez un quelconque organisme ni attirer des poissons ou d'autres organismes afin de ne pas augmenter le temps d'exposition éventuelle des organismes dans la zone en question;
- le critère de toxicité CL_{50} sur 96 h pour les poissons indigènes et les autres organismes aquatiques importants ne devrait être excédé en aucun point des zones de mélange;
- les zones de mélange ne devraient pas entraîner une contamination des sédiments naturels qui pourrait s'accompagner d'un dépassement des seuils fixés en matière de qualité de l'eau à l'extérieur de leur périmètre;
- les zones de mélange ne devraient pas chevaucher de prises pour l'approvisionnement en eau à usage domestique, des zones de baignade ou d'autres zones sensibles d'utilisation désignée de l'eau;

- des objectifs quantitatifs spécifiques de qualité de l'eau pourront être fixés par le ministère pour les variables ou les constituants jugés importants à l'intérieur de la zone de mélange;
- les zones de mélange des effluents devront parfois être délimitées au cas par cas, en consultation avec le ministère, notamment lorsque les effluents sont déversés dans de petits plans d'eau (p. ex., ruisseaux ou petits lacs).

2.5 Manitoba

Les recommandations pour la qualité de l'eau du Manitoba concernant la température (Williamson, 2002) sont basées sur les critères de qualité de l'eau publiés par l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 1976; U.S. EPA, 1999) et présentées dans le tableau 2.

Tableau 2 : Objectifs de qualité des eaux de surface du Manitoba en matiere de temperature pour la protection des organismes aquatiques

Objectifs de qualité de l'eau	Période d'application	Intervalle de temps pour la moyenne	Fréquence de dépassement permise	Débit de référence
Les objectifs spécifiques à chaque site seront fixés en tenant compte des éléments suivants :				
(1) Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique et les dates d'inversion des eaux réceptrices par rapport à ce qu'elles étaient avant ces apports artificiels de chaleur.	Toutes les périodes			
(2) Une limite, sous la forme d'une TMHM qui, :				
(a) pendant les mois chauds, est déterminée en ajoutant à la température physiologique optimale (généralement pour la croissance) un facteur qui représente le tiers de l'écart entre la limite supérieure de la température létale liminaire et la température optimale pour l'espèce importante la plus sensible (et les stades vitaux appropriés) qu'on trouve normalement à cet endroit et à ce moment, et	Mois chauds	7 jours	Pas plus d'une fois tous les 3 ans, en moyenne	Sur 4 jours aux 3 ans ou 7Q10
(b) pendant les mois froids, est la température élevée qui garantit la survie des espèces importantes si la température devait subir une baisse soudaine pour atteindre la température ambiante normale, ou	Mois froids			
(c) pendant les saisons de reproduction, répond aux exigences spécifiques à l'endroit qui permettent le succès de la migration, de la fraye, de l'incubation des œufs et d'autres fonctions de reproduction des espèces importantes, ou	Saison de reproduction			
(d) à un endroit spécifique, préserve la diversité normale des espèces ou empêche les croissances indésirables des organismes nuisibles.	Toutes les périodes			
(3) Une seconde limite qui est une température maximale qui varie dans le temps pour les expositions à court terme.	Toutes les périodes	Défini pour chaque site ou chaque région		Sur 1 jour aux 3 ans ou 1Q10
(4) Des limites maximales pourront être spécifiées pour les variations incrémentielles de la température afin de protéger les organismes aquatiques contre les variations soudaines de température.	Toutes les périodes	Défini pour chaque site ou chaque région		

Williamson (2002) présente de plus les recommandations suivantes concernant les zones de mélange :

Les zones de mélange devraient être établies au cas par cas, sur la base d'une connaissance approfondie des conditions locales. Normalement, aucune contrainte dimensionnelle précise ne sera imposée étant donné la complexité des phénomènes de mélange des liquides. Les recommandations suivantes devraient autant que possible être suivies pour les zones de mélange afin d'éviter une détérioration inacceptable de la qualité des eaux (U.S. EPA, 1994a et b, avec modifications) :

(a) La zone de mélange devrait être aussi petite que possible et sa taille et sa forme devraient être telles qu'elle ne puisse affecter directement ou indirectement les utilisations de l'eau situées à l'extérieur de ladite zone.

(b) La zone de mélange devrait être prévue de telle manière que tous les stades vitaux des organismes aquatiques puissent jouir d'une zone de passage adéquate pour leur déplacement ou leur dérive :

(i) Lorsque les matières déversées provoquent une réaction d'évitement de la part des organismes aquatiques, la zone de mélange ne devrait jamais correspondre à plus de 25 % de la surface de la section transversale ou du débit volumique à tout transect dans les eaux réceptrices. Si la zone de mélange pour de telles matières dépasse ce seuil, elle pourrait agir comme une barrière physique et empêcher le passage des organismes aquatiques.

(ii) La zone de mélange ne devrait pas présenter une toxicité létale aiguë pour les organismes aquatiques qui la traversent. La toxicité létale aiguë des matières à l'intérieur de la zone de mélange dépend de leur concentration (c.-à-d. de la température dans le cas qui nous occupe) et de la durée d'exposition. Les effluents purs ne devraient pas présenter une toxicité létale aiguë à l'égard des organismes aquatiques (CL_{50} sur 96 h pour les espèces appropriées), à moins qu'il soit démontré que le mélange de l'effluent s'effectuera de manière relativement rapide et complète (par exemple, les concentrations de rive à rive ne variant pas de plus de 10 % à l'intérieur d'un tronçon dont la longueur est d'au plus deux fois la largeur du cours d'eau). Cette démonstration pourra être faite à l'aide d'une modélisation de la zone de mélange ou en faisant appel à une autre méthode scientifique rigoureuse.

(iii) Les zones de mélange ne devraient pas affecter les voies de migration essentielles à la reproduction, à la croissance ou à la survie des organismes aquatiques.

(iv) Les zones de mélange ne devraient pas provoquer de réactions irréversibles chez les organismes aquatiques, ni augmenter leur éventuelle vulnérabilité à la prédation.

(v) Lorsque plusieurs zones de mélange sont situées dans le même secteur, elles doivent être aménagées de telle manière que les

organismes aquatiques disposent toujours d'une voie de passage continue.

(iv) Les zones de mélange ne devraient pas empiéter sur l'embouchure des cours d'eau.

(c) Les zones de mélange ne devraient pas perturber les frayères ni les zones de croissance du poisson.

(d) Dans les lacs et retenues de surface, le volume des zones de mélange doit être égal ou inférieur à la plus petite de ces deux quantités : a) 10 % du volume des eaux disponibles pour le mélange, ou b) le volume d'eau présent dans un rayon de 100 m du point de rejet.

(e) Les zones de mélange ne devraient pas causer une contamination des sédiments naturels qui entraînerait directement ou indirectement des dépassements des plafonds établis dans les normes, objectifs et recommandations pour la qualité de l'eau à l'extérieur de leur périmètre.

(f) Les zones de mélange ne devraient pas chevaucher les zones de prise d'eau domestique ni les zones de baignade.

(g) En général, des zones de mélange ne peuvent être utilisées dans les eaux souterraines.

(h) Les recommandations correspondant au troisième niveau « *Tier III - Water Quality Guidelines* » devraient s'appliquer à tous les points des zones de mélange pour éviter toute nuisance et pour protéger les différentes formes d'utilisation de l'eau à l'extérieur des zones de mélange contre tout effet inacceptable.

2.6 Ontario

Les objectifs provinciaux de qualité de l'eau (OPQE) adoptés par l'Ontario en matière de température (MOEE, 1994a) sont exposés ci-dessous.

1. Généralités

Le régime thermique naturel des plans d'eaux ne doit pas être altéré au point d'affecter la qualité du milieu naturel. En particulier, la diversité, la distribution et l'abondance de la faune et de la flore ne doivent pas être modifiées de manière importante.

2. Rejet d'eaux chaudes

(a) Modification de la température ambiante

La température en bordure de la zone de mélange ne doit pas excéder de plus de 10 ^{o}C la température naturelle de l'eau mesurée à une station de contrôle représentative. Dans certaines circonstances, les conditions locales pourront cependant imposer un écart maximal de température bien inférieur à 10 ^{o}C. Les responsables des rejets doivent demander des conseils au ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) pour ce qui est de l'écart de température admissible pour chaque rejet thermique. Le ministère définira

également les critères applicables à la zone de mélange et précisera la procédure à suivre pour la mise en place d'une station de contrôle représentative pour l'enregistrement de la température au cas par cas.

(b) Température autorisée pour les rejets

La température maximale des eaux réceptrices en un point quelconque situé à l'intérieur du panache thermique mais à l'extérieur de la zone de mélange n'excédera pas la plus petite des deux valeurs suivantes : a) 30 ^{o}C, ou b) la température enregistrée à une station de contrôle représentative majorée de 10 ^{o}C ou de l'écart maximal permis. La température à considérer est la température moyenne quotidienne tirée d'enregistrements continus.

(c) Prélèvement et rejet des eaux de refroidissement

Les utilisateurs de l'eau à des fins de refroidissement devront satisfaire aux OPQE exposés ci-dessus en matière de température et aux *Procedures for the Taking and Discharge of Cooling Water* (procédures pour le prélèvement et le rejet des eaux de refroidissement) publiées par le MEO (MOEE, 1994b).

La 5e recommandation de la politique de gestion de l'eau du MEO stipule que les zones de mélange devraient être aussi petites que possible et ne pas interférer avec les utilisations bénéfiques de l'eau, et qu'elles ne devraient pas être utilisées comme solution de rechange à un traitement raisonnable et réalisable des effluents (MOEE, 1994a).

Le MEO a défini une zone de mélange comme étant une zone aquatique contiguë à une source ponctuelle ou à une source diffuse identifiable à l'intérieur de laquelle la qualité de l'eau ne satisfait pas à au moins un des OPQE (MOEE, 1994b). Une zone de mélange ne devrait en aucun cas être utilisée comme solution de rechange à un traitement raisonnable et réalisable. La zone de mélange doit être établie de manière à être la plus petite possible. C'est l'un des facteurs dont il faut tenir compte lorsqu'on définit les exigences concernant les rejets.

Le concept de zone de mélange tient compte du fait qu'il est inévitable que des eaux usées municipales et industrielles soient rejetées après traitement adéquat dans les cours d'eau et les lacs. Il est généralement admis que le rejet de ces effluents et leur mélange à des eaux réceptrices devraient être minimisés et limités aux polluants conventionnels. Le principe des zones de mélange ne s'applique pas aux substances dangereuses mentionnées dans les tableaux 1.7 et 1.8 du rapport du MEO intitulé *Candidate Substances for Bans, Phase-Outs or Reductions - Multimedia Revision* (MOEE, 1993a).

Les conditions rencontrées à l'intérieur d'une zone de mélange ne doivent pas faire subir des dommages irréversibles à l'environnement ni menacer l'intégrité des écosystèmes ou la santé publique. Les zones de mélange ne doivent pas gêner les autres utilisations de l'eau telles que l'approvisionnement en eau potable et les loisirs aquatiques.

Chaque zone de mélange fera l'objet d'exigences spécifiques qui seront définies au cas par cas et qui pourront être détaillées dans des certificats d'approbation (CA), des ordonnances de réglementation, des documents d'orientation et de définition des exigences ou des certificats d'approbation de projet en vertu de la *Loi sur les évaluations environnementales*.

Tout comme la charge des effluents est contrôlée grâce à un système rigoureux, les zones de mélange devraient aussi être soigneusement planifiées au cas par cas, en tenant notamment compte de la qualité de l'eau, des courants et des débits saisonniers, des paramètres physiques, des communautés végétales et animales et des frayères qu'elles

renferment ou qu'elles jouxtent, des utilisations de l'eau dans le voisinage, telles que la baignade et les prises d'eau potable, ainsi que des autres rejets d'eaux usées.

En règle générale, les zones de mélange doivent respecter les exigences suivantes :

1) Afin de protéger les communautés aquatiques importantes (poissons, invertébrés et plantes) à proximité des zones de mélange, celles-ci ne doivent en aucun cas :
   a) provoquer une toxicité létale aiguë pour les organismes aquatiques;
   b) provoquer des réponses irréversibles qui pourraient s'accompagner d'effets postérieurs nocifs;
   c) provoquer la bioconcentration de substances toxiques nocives pour les organismes aquatiques ou leurs consommateurs;
   d) entraîner une exposition prolongée de certains organismes aquatiques en les attirant;
   e) constituer une barrière empêchant la migration des poissons ou d'autres organismes aquatiques.

2) Afin de protéger l'aspect esthétique du milieu environnant, les zones de mélange ne doivent contenir aucune substance susceptible :
   a) de former des dépôts indésirables (écumes, résidus huileux ou autres débris flottants);
   b) de donner au milieu une couleur, une odeur, un goût ou une turbidité indésirable;
   c) de promouvoir directement ou indirectement la croissance de plantes ou d'animaux nuisibles;
   d) de rendre la zone de mélange inacceptable sur le plan esthétique.

3) Les zones de mélange ne devraient avoir aucun effet sur les captages municipaux et autres destinés à l'approvisionnement en eau, les plages réservées à la baignade et les frayères importantes pour les poissons. De même, aucun nouveau captage d'eau potable ni aucune nouvelle zone de loisirs aquatiques ne devraient être aménagés dans le périmètre d'une zone de mélange existante. Toutefois, lorsque les propriétés des effluents, les caractéristiques du milieu récepteurs et les conditions résultantes à l'intérieur de la zone de mélange sont bien connues, un certain degré de chevauchement des utilisations pourra être permis.

4) Plusieurs zones de mélange peuvent se chevaucher à la condition que leurs effets combinés n'excèdent jamais les seuils et les exigences mentionnés dans cette section.

5) Lorsque la qualité de l'eau à un site proposé pour une zone de mélange ne satisfait pas à au moins un des critères des OPQE, des exigences devraient être établies pour que, à tout le moins, les rejets ne dégradent pas encore plus la qualité des eaux réceptrices.

Le MEO recommande également les procédures suivantes pour le rejet des eaux de refroidissement (MOEE, 1994b) :

Méthode de rejet

Le lieu et l'importance de tout rejet de chaleur résiduelle doivent être jugés admissibles, au cas par cas, par le MEO. Les rejets doivent être effectués de manière à ce que les rejets se mélangent rapidement aux eaux réceptrices et que la zone affectée soit ainsi la plus petite possible. Des études scientifiques doivent être menées à bien pour prouver au MEO que la conception et l'emplacement du rejet contribuent au mieux à minimiser l'étendue du secteur touché par le rejet et les impacts environnementaux des effluents. Ces études seront requises pour chaque rejet dont le débit est supérieur à 10 m^3/s. Le MEO pourra cependant exiger la conduite de telles études pour des rejets dont le débit est inférieur à ce seuil, en particulier lorsque ces rejets s'effectuent dans des eaux intérieures. Le rejet de chaleur résiduelle ne devrait jamais affecter la température de l'eau à une prise d'eau ou à une frayère.

Ces études contribueront également au processus d'évaluation environnementale.

Installations de refroidissement de rechange

Lorsque des effets importants peuvent être clairement prévus ou démontrés pour une installation donnée, des installations de refroidissement de rechange doivent être utilisées. Lorsque des effets nocifs potentiels peuvent apparaître sans qu'il soit possible de les prévoir avec précision, les centrales électriques doivent être initialement conçues de manière à ce que des installations de refroidissement de rechange puissent être établies dès que des preuves d'effets nocifs sont obtenues.

Circulation des eaux

Le rejet d'eaux de refroidissement et les structures associées ne doivent pas altérer la circulation des eaux au point d'affecter négativement d'autres utilisations de l'eau, la sédimentation, la fraye ou des sites de pêche.

Utilisations bénéfiques

Dans toute la mesure du possible, la chaleur résiduelle devrait être récupérée à des fins bénéfiques et, idéalement, redistribuée plutôt qu'être déversée dans un plan d'eau ou un système de traitement des eaux usées.

2.7 Québec

Le critère de qualité des eaux de surface utilisé au Québec pour la température afin de protéger les organismes aquatiques (MDDEP, 2007; MDDEP, 2009) est présenté ci-dessous.

Toute augmentation artificielle de la température ne doit pas :

- modifier la température de l'eau sur tout un tronçon de rivière ou une portion de lac avec pour résultat le déplacement prévisible ou la modification des populations aquatiques présentes ou potentielles;
- altérer certaines zones sensibles localisées, telle une frayère;
- tuer les organismes vivants à proximité d'un rejet.

> De plus, le milieu ne doit pas subir de changements brusques de température occasionnés, par exemple, par l'arrêt subit d'un rejet thermique en saison froide.

Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune donne les renseignements suivants sur les zones de mélange tolérées (MEF, 1996).

> L'objectif étant d'assurer la protection maximale de toutes les eaux réceptrices, tout dépassement éventuel des normes doit être confiné à l'intérieur d'une zone de mélange très restreinte immédiatement en aval du point de rejet des polluants.

Le principe qui sous-tend cette approche veut qu'à l'occasion, une zone de mélange très restreinte puisse occasionner des dommages sans toutefois affecter le cours d'eau dans son entier. Cependant :

- la zone de mélange doit être aussi petite que possible;
- une voie de passage utilisable par les poissons et les autres organismes aquatiques doit être maintenue;
- la zone de mélange ne doit pas interférer avec les frayères, les secteurs utilisés pour la croissance des jeunes ou les couloirs de migration;
- la zone de mélange ne doit pas être située à l'embouchure d'un cours d'eau (pour éviter de créer une barrière qui gênerait les déplacements du poisson);
- les zones de mélange ne doivent pas se chevaucher afin d'éviter les risques de dépassement des seuils relatifs à la qualité de l'eau au-delà de la zone de mélange;
- la zone de mélange doit être prévue de telle manière que le rejet ne favorise pas la sédimentation ni l'accumulation de polluants jusqu'à l'atteinte de niveaux toxiques;
- la zone de mélange doit être éliminée ou minimisée s'il est probable que les effluents contenant les produits toxiques attirent les poissons.

Pour le respect de ces consignes, on a établi la notion de zone de mélange tolérable sur la base de contraintes physiques liées à un débit de référence pour le cours d'eau.

En général, les limites de la zone de mélange tolérable sont celles correspondant à la situation la plus restrictive découlant des quatre critères suivants :

- Longueur maximale : 300 m.
- Largeur : moins de la moitié de la largeur du cours d'eau, jusqu'à un maximum de 50 m.
- Facteur de dilution minimal : 0,01. Si une utilisation, existante ou potentielle, a lieu dans la zone de mélange, les critères susmentionnés seront modifiés pour que cette utilisation soit protégée.

Dans le cas des très petits cours d'eau, le second critère pourra, à des fins opérationnelles, correspondre à la moitié (dans le cas des produits toxiques) ou à la totalité (dans le cas des polluants conventionnels) du débit d'étiage (débit de référence).

Lorsqu'elle est utilisée avec comme débit de référence le débit d'étiage, cette définition de la zone de mélange permet généralement de faire en sorte qu'aucune section du cours d'eau concerné ne se dégrade de manière importante.

2.8 Commission mixte internationale

La Commission mixte internationale (CMI, 1978, 1989) a fixé l'objectif spécial suivant pour la température des eaux frontalières dans le réseau des Grands Lacs :

> « Il ne devrait y avoir aucune variation de température capable de nuire, localement ou dans l'ensemble, à l'utilisation de l'eau. »

2.9 Exigences réglementaires

Le rejet d'eaux de refroidissement dans des cours d'eau ou des lacs doit être approuvé au niveau fédéral ou provincial par la délivrance d'un permis ou d'un CA dans lequel sont précisées un objectif et/ou une limite maximale pour la température des rejets ainsi que d'autres exigences en matière de surveillance de la température et autres. Les conditions régissant les rejets thermiques dans les CA de la Centrale électrique de Brighton Beach (CEBB), du Portlands Energy Centre (PEC), du Projet de cogénération Thorold (TCP) et du Projet de remise en service de la centrale nucléaire de Bruce-A (BANRP) sont discutées ci-dessous.

2.9.1 Centrale électrique de Brighton Beach

Le CA de la CEBB à Windsor stipule pour la température des rejets d'eaux de refroidissement un objectif de 32 ºC, avec un maximum de 34 °C et un écart maximal de température (ΔT) entre la prise d'eau et le point de rejet de 10 ºC. La température de l'eau à la prise d'eau et au point de rejet doit être mesurée en continu.

Lorsque la température des eaux de refroidissement rejetées dépasse l'objectif fixé (32 ºC) tout en restant inférieure ou égale à 34 ºC, les responsables de la CEBB doivent calculer les degrés-heures incrémentiels (DHI) observés pour la température de l'effluent pour chaque valeur du paramètre sur 24 h. Les DHI sont calculés en multipliant l'écart (en ºC) entre la température des effluents et l'objectif fixé par le nombre d'heures durant lequel cet écart est observé.

Lorsqu'une valeur de DHI égale ou dépasse 1,0 sur une quelconque période de 24 h, les responsables de la CEBB doivent :

- avertir le bureau du district aussi tôt que possible;
- effectuer, dans les 30 jours qui suivent la journée durant laquelle la première valeur de DHI supérieure ou égale à 1,0 a été enregistrée, une étude sur les macro-invertébrés en amont et en aval du point de rejet des effluents, près des anciennes limites du lot de grève de la centrale électrique J.C. Keith;
- continuer à calculer et à enregistrer, à chaque fois que la température des effluents est supérieure à l'objectif mais inférieure ou égale à 34 ºC, les valeurs des DHI, jusqu'à la fin de la collecte des spécimens destinés à l'étude des macro-invertébrés benthiques;

- préparer et présenter, dans les 60 jours qui suivent la collecte des spécimens, les résultats de l'étude sur les macro-invertébrés benthiques, accompagnés d'une liste comportant les dates, les températures d'effluents et les durées pendant lesquelles les valeurs des DHI étaient égales ou supérieures à 1,0 avant la fin de la collecte des spécimens.

Une nouvelle étude des macro-invertébrés benthiques est requise si une valeur de DHI s'avère être égale ou supérieure à 1,0 après la fin de la collecte des spécimens sur le terrain. Les exigences susmentionnées devront alors être observées une nouvelle fois.

De plus, les responsables de la CEBB devraient mener à bien, avant le début des opérations de la centrale puis régulièrement par la suite, des études sur les macro-invertébrés dans les secteurs situés immédiatement en aval et en amont du site de rejet afin de surveiller l'impact des opérations de chloration et de déchloration. Ces études doivent fournir les éléments suivants :

- un inventaire de référence initial des organismes benthiques présents en amont et en aval juste avant la mise en service des installations;
- un inventaire des organismes benthiques juste après toute chloration saisonnière continue des eaux contre les moules zébrées, et la fréquence générale d'échantillonnage;
- le nombre et l'emplacement des sites d'échantillonnage qui doivent être répartis entre l'intérieur et l'extérieur des panaches de chloration et des panaches thermiques;
- des sites séparés et des campagnes de mesures saisonnières permettant d'étudier séparément les effets dus à la chloration et les effets thermiques;
- le nombre d'échantillons recueillis à chaque site, la superficie des secteurs échantillonnés et le maillage utilisé;
- une description des méthodes d'analyse multivariée par taxons utilisées, aux fins de détermination des impacts et de comparaison avec les données d'autres études et de publications pertinentes;
- la durée de l'étude.

La CEBB est entrée en service le 16 juillet 2004 et ne fonctionne qu'en période de pointe pour satisfaire à la demande, généralement durant la journée, la plupart des jours de la semaine (mais pas en fin de semaine). Comme le rejet d'eaux de refroidissement a lieu à la rive de la rivière Detroit et qu'on prévoyait que le panache thermique allait s'étendre en aval le long de la rive canadienne, le programme de surveillance ci-dessus, requis par le MEO, a été axé sur les communautés de macro-invertébrés benthiques présentes près de la berge. Aucune frayère de poisson importante n'a été trouvée dans la zone riveraine jouxtant la CEBB et jusqu'à 1 km en aval (Eakins et Fitchko, 2001, 2003).

2.9.2 Portlands Energy Centre

Le CA du PEC à Toronto stipule pour la température des rejets d'eaux de refroidissement un objectif de 26 ºC, avec un maximum de 30 ºC et un écart maximal de température Δ(T)

entre la prise d'eau et le point de rejet de 5,5 ºC.La température de l'eau à la prise d'eau et au point de rejet doit être mesurée en continu.

Le PEC est entré en service en 2009. Les eaux de refroidissement sont prélevées dans le chenal de navigation et rejetées dans l'avant-port (sur le lac Ontario) par l'intermédiaire du chenal de rejet de l'ancienne centrale électrique R.L. Hearn.

Les limites de température moindres (par rapport à celles établies pour la CEBB) s'expliquent par le moindre écart de température ΔT toléré ainsi que par l'emplacement de la prise d'eau à l'intérieur des eaux plus froides de l'hypolimnion à cause de la stratification thermique du chenal de navigation durant l'été. On a par ailleurs exigé la surveillance d'*Escherichia coli* durant la période estivale dans les eaux de refroidissement rejetées à cause du risque de ruissellement des eaux pluviales et de rejets issus des égouts unitaires dans le chenal de navigation pendant et après les épisodes de pluie, qui pourraient contaminer une plage publique (la plage Cherry) située approximativement à 1,5 km du point de rejet du PEC.

Les responsables du PEC se sont également engagés à mettre en œuvre un programme de mesure continue de la température durant la fraye dans les frayères situées proches du rivage le long de la plage Cherry, et dans les échancrures du terre-plein de l'avant-port (Outer Headland). De plus, Environnement Canada a demandé que des études supplémentaires soient effectuées sur les poissons pour confirmer que la zone riveraine de l'avant-port proche du canal de rejet n'offre aux poissons d'eaux chaudes que des aires d'alimentation et un habitat de croissance de peu d'importance.

Aucun relevé des communautés de macro-invertébrés benthiques n'a été recommandé puisqu'on prévoyait que les rejets d'eaux de refroidissement à partir du canal de rejet n'allaient affecter que les eaux de surface du bassin supérieur de l'avant-port.

2.9.3 Projet de cogénération Thorold

Dans le cas du TCP, le CA stipule que la température des rejets d'eaux de refroidissement ne doit pas dépasser 32 ºC et que l'écart de température ΔT ne doit pas être supérieur à 10 ^{o}C. La température de l'eau à la prise d'eau et au point de rejet doit être mesurée en continu.

Le CA contient également les exigences suivantes concernant le fonctionnement de la centrale :

Généralités

(1) Le propriétaire doit mettre en place, avant la mise en service des installations, les procédures et les instruments qui lui permettront de recueillir et d'enregistrer les données suivantes sur les débits :

(a) débit continu, en temps réel, à la centrale électrique du canal Welland;

(b) débit moyen quotidien estimé au niveau du déversoir 7 fourni par la Corporation de gestion de la Voie maritime du Saint-Laurent (CGVMSL), avec un délai permis d'une journée;

(c) débit moyen quotidien estimé au niveau de l'écluse 7 fourni par la CGVMSL, avec un délai permis d'une journée, et qui pourra être estimé à partir du nombre de navires qui passent par l'écluse.

(2) Le propriétaire doit mettre en place et exploiter, avant la mise en service des installations, des capteurs capables d'enregistrer en continu la température avec une précision minimum de ±4 ^{o}C dans le canal Welland, aux emplacements suivants, comme approuvé par le gestionnaire de district :

(a) en amont de la prise d'eau de la centrale et à l'extérieur de toute zone pouvant être influencée par la centrale, la température de l'eau à cet endroit étant réputée représenter la température du canal en amont;

(b) au niveau de la prise des eaux de refroidissement de la centrale, la température de l'eau à cet endroit étant réputée représenter la température de l'eau à la prise d'eau;

(c) en deux endroits représentatifs de la température de l'eau dans le canal dans le secteur de l'écluse 7.

Ces températures devraient être enregistrées en continu dans la salle de contrôle de la centrale.

Pendant la saison de navigation du canal Welland

(3) Lorsque la moyenne mobile sur 60 minutes du débit à la centrale du canal Welland est inférieure à 6 m^3/s, le propriétaire doit veiller à ce que les eaux de refroidissement n'aient aucun impact thermique sur les organismes aquatiques du canal, même si la limite de température des effluents et le ΔT sont respectés en tout temps.

(4) Au minimum, pour satisfaire aux exigences du paragraphe (3), le propriétaire doit stopper le rejet des eaux de refroidissement de la centrale vers le canal lorsque la température de ces eaux dépasse 33 °C pendant au moins 6 h, à n'importe quel moment de la journée.

(5) Le propriétaire ne doit pas rejeter à nouveau les eaux de refroidissement dans le canal à la suite de l'arrêt du rejet en vertu du paragraphe (4) tant qu'une au moins des conditions suivantes n'est pas vérifiée :

(a) la moyenne mobile sur 60 minutes du débit à la centrale du canal Welland est égale ou supérieure à 6 m^3/s, et la différence entre la température de l'eau au point de mesure situé en amont et la moyenne des températures mesurées aux deux points de mesure situés en aval à l'écluse 7 est inférieure ou égale à 2 ^{o}C, sur la base d'une moyenne mobile sur 60 minutes;

(b) l'écluse 7 a subi au moins trois cycles complets de remplissage et de vidange après l'arrêt du rejet, dans le cas où la moyenne mobile sur 60 minutes du débit à la centrale du canal Welland est inférieure à 6 m^3/s, et la différence entre la température de l'eau au point de mesure situé en amont et la moyenne des températures mesurées aux deux points de

mesure situés en aval à l'écluse 7 est inférieure ou égale à 2 ^{o}C, sur la base d'une moyenne mobile sur 60 minutes.

(6) Le propriétaire doit informer le gestionnaire de district de chaque arrêt et redémarrage découlant des conditions prescrites aux paragraphes (4) et (5), verbalement le plus tôt possible et par écrit dans les sept jours qui suivent la déclaration verbale.

Pendant la morte-saison de navigation (en hiver)

(9) N'importe quel jour de la morte-saison de navigation (en hiver), lorsque la centrale déverse ses eaux de refroidissement dans le canal Welland et que la moyenne mobile sur 60 minutes du débit à la centrale du canal Welland est inférieure à 6 m^3/s durant la période de rejet, le propriétaire doit restreindre le rejet des eaux de refroidissement dans le canal à la plus courte des deux périodes suivantes :

(a) les 12 heures qui suivent l'instant où le débit à la centrale du canal Welland tombe sous les 6 m^3/s pendant que le TCP rejette des eaux de refroidissement;

(b) le temps écoulé jusqu'à ce que la moyenne mobile sur 60 minutes de la différence entre la température de l'eau à la prise d'eau et la température en amont des installations excède 2 ^{o}C (ce qui indique que les eaux du panache thermique sont reprises à la prise d'eau);

et il doit assurer un intervalle minimum de 12 h entre deux périodes successives de rejet des eaux de refroidissement, définies suivant (a) ou (b) ci-dessus;

(10) L'intervalle minimum de 12 h mentionné dans le paragraphe (9) pourra être raccourci à n'importe quel moment pour permettre à la centrale de reprendre le rejet de ses eaux de refroidissement dans le canal lorsque la moyenne mobile sur 60 minutes du débit à la centrale du canal Welland atteint au minimum 12 m^3/s et reste à ce niveau.

(11) Le propriétaire doit informer le gestionnaire de district de chaque arrêt découlant de la condition prescrite en (9)(b), verbalement le plus tôt possible et par écrit dans les sept jours qui suivent la déclaration verbale.

Ces exigences spéciales concernant l'exploitation de la centrale ont été incluses dans le CA à cause du possible non-respect de la limite supérieure de la température des effluents dû aux deux facteurs suivants :

- température élevée des eaux du canal Welland durant la période estivale;
- migration vers l'amont du panache thermique et sa reprise à la prise d'eau du TCP durant les périodes de faible débit en hiver.

Aucune surveillance biologique n'est requise compte tenu de la rareté des macro-invertébrés benthiques dans le canal Welland (Fitchko, 2006a) et du fait que ce dernier constitue un habitat pauvre pour le poisson, principalement utilisé par des adultes en migration (Fitchko, 2007). Le TCP, présentement en construction, sera exploité en mode de cogénération pendant approximativement 3 500 heures par année (40 % de l'année),

réparties selon les conditions du marché de l'électricité. L'installation sera par ailleurs capable de s'arrêter et de redémarrer jusqu'à deux fois par jour.

2.9.4 Projet de remise en service de la centrale nucléaire de Bruce-A

Pour le BANRP, le CA mentionne que le ΔT ne doit pas dépasser 11,1 ^{o}C entre le 15 avril et le 15 décembre et 13 ^{o}C entre le 15 décembre et le 15 avril, et que la température maximum des rejets ne doit pas dépasser 32,0 °C. Le respect de cette limite supérieure pour la température des rejets pourra nécessiter, à l'occasion, une réduction de puissance des unités de la centrale de Bruce-A (Golder, 2005a). La température de l'eau à la prise d'eau et au point de rejet doit être mesurée en continu. Bruce Power s'est engagée à mettre en œuvre les programmes de surveillance suivants (Golder, 2007) :

- évaluation du recrutement et de la fraye des achigans à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) dans le canal de rejet de Bruce-A;
- mesure des gaz dissous dans le conduit et le canal de rejet de Bruce-A visant à évaluer les risques d'embolie gazeuse chez les poissons par suite du rejet d'effluents sursaturés;
- mesure de la température de l'eau au niveau du substrat.

Bruce Power continuera de plus à participer au groupe de travail technique sur le corégone afin d'étudier la fraye du grand corégone (*Coregonus clupeaformis*).

2.9.5 Études de cas

Dans ce qui suit, trois des projets susmentionnés sont présentés dans le cadre d'études de cas faisant ressortir les exigences en matière de données environnementales de référence, les méthodes adoptées pour la modélisation des panaches, les effets dus aux panaches thermiques, les stratégies d'atténuation des effets et/ou les exigences en matière de surveillance.

La CEBB rejette ses eaux de refroidissement dans un système lotique (la rivière Detroit), alors que le PEC et le TCP rejetteront respectivement dans un système lentique (le lac Ontario) et dans un système lotique/lentique (le canal Welland). Ces trois projets ont dû faire l'objet d'une évaluation environnementale préalable conçue pour les projets de production d'électricité, comme prévu dans le guide du MEO (2001) intitulé *Guide to Environmental Assessment Requirements for Electricity Projects*, fondé sur le règlement 116/01 (*Electricity Projects Regulation*) de la *Loi sur les évaluations environnementales* de l'Ontario.

En plus de ces trois cas mettant en jeu des centrales thermiques alimentées au gaz naturel, nous traiterons également du cas du BANRP qui déverse ses eaux dans le lac Huron. La Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) a déterminé qu'en vertu de l'alinéa 5(1)*d*) de la *Loi canadienne sur les évaluations environnementales* (LCEE), une EE fédérale était requise avant que la CCSN puisse modifier l'actuelle licence d'exploitation de Bruce-A pour autoriser Bruce Power à recharger le combustible des unités 1 et 2 de Bruce-A et à relancer ces unités. La modification de la licence d'exploitation de Bruce-A est un élément déclencheur de l'application de la LCEE en vertu du *Règlement sur les dispositions législatives et réglementaires désignées*. Dans son rapport d'examen préalable, la CCSN a conclu que le BANRP ne s'accompagnera probablement pas d'effets

négatifs importants sur l'environnement et elle a donc délivré à Bruce Power une licence d'exploitation modifiée.

Des données disponibles sur d'autres installations canadiennes sont également fournies dans le présent document d'orientation dans diverses sections. Parmi ces installations, on compte la centrale de Selkirk qui rejette ses effluents dans le ruisseau Cooks au Manitoba, les centrales de Wabamun (WPP) et de Sundance (SPP) qui rejettent les leurs dans le lac Wabamun en Alberta, et la centrale d'Iroquois Falls qui rejette les siens dans la rivière Abitibi en Ontario.

3.0 EXIGENCES EN MATIÈRE DE DONNÉES ENVIRONNEMENTALES DE RÉFÉRENCE

Des données environnementales de référence sont nécessaires pour l'évaluation des effets des rejets thermiques (voir section 5.0). Certaines de ces données de référence et des renseignements concernant la conception et l'exploitation des installations sont nécessaires pour la modélisation des panaches thermiques (voir section 4.0), sur laquelle est fondée l'évaluation des effets de ces derniers. D'autres données sont requises pour décrire les communautés biologiques présentes avant le lancement de l'exploitation, données qui serviront de base de comparaison pour l'évaluation des changements biologiques prévus ou mesurés.

Les données environnementales de référence requises comprennent généralement des informations sur la configuration et la morphologie du rivage, la bathymétrie, l'hydrologie (pour les systèmes lotiques), la limnologie physique (p. ex.,, les courants, les vagues, les niveaux d'eau, les seiches), le régime thermique (p. ex.,, stratification, inversion), l'état de la glace, le phytoplancton, le zooplancton, la végétation aquatique, les macro-invertébrés benthiques, les poissons (y compris les types d'habitat et leur utilisation), l'avifaune aquatique et les utilisations de l'eau. Les sites peuvent présenter des particularités qui nécessiteront des renseignements supplémentaires ou qui rendront non pertinents certains des éléments susmentionnés.

D'abondantes données de référence publiées par les organismes gouvernementaux, les universités et des installations voisines sont souvent disponibles pour ces différents éléments devant faire l'objet de l'étude environnementale, en particulier pour les plans d'eau importants. Parmi les autres sources d'information, on peut citer les cartes topographiques, les cartes hydrographiques ainsi que les sites Web d'organisations gouvernementales et non gouvernementales (p. ex.,, la Division des relevés hydrologiques du Canada, Études d'Oiseaux Canada et le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). En plus de recueillir ces informations, le promoteur du projet devrait effectuer des études avant la construction et/ou l'exploitation des installations afin d'acquérir des données de référence à jour pour le site.

Des études sur le terrain pourront être requises afin d'obtenir des données thermiques et biologiques particulières au site. Les données concernant le régime thermique (par exemple, variation saisonnière de la température de l'eau dans les systèmes lotiques et conditions de stratification thermique dans les systèmes lentiques) pourront être utilisées pour la modélisation des panaches thermiques. Les études sur le terrain peuvent également comprendre des relevés portant sur la bathymétrie, les courants et d'autres paramètres hydrologiques et limnologiques nécessaires à la modélisation des panaches thermiques.

Des études spécifiques aux sites devraient être entreprises pour caractériser les communautés de macro-invertébrés benthiques (pour les rejets le long de berges uniquement) et la composition taxonomique des poissons (y compris une description des types d'habitat et de leur utilisation). La caractérisation de l'habitat du poisson devra inclure des données spécifiques au site concernant la configuration des berges, la bathymétrie, le type de substrat, la végétation aquatique et les structures présentes à proximité du rivage. L'utilisation de l'habitat du poisson s'entend des comportements liés à la fraye, à la croissance, à l'alimentation et à la migration. L'étude des macro-invertébrés benthiques et

des poissons portera sur des secteurs dont les limites seront tracées en fonction des résultats de la modélisation des panaches thermiques. En général, il n'est pas nécessaire d'effectuer une étude de terrain sur le phytoplancton et le zooplancton car les rejets thermiques n'affectent que rarement ces organismes (des situations particulières pourront néanmoins justifier des études à ce sujet).

Le plan du relevé des macro-invertébrés benthiques pour la CEBB dans la rivière Detroit et celui du relevé des poissons pour le PEC dans le lac Ontario sont décrits ci-dessous comme exemples d'études de terrain pré-opérationnelles ayant été récemment menées à bien pour obtenir des données de référence et faciliter l'évaluation ultérieure des effets des rejets thermiques (voir section 7.0).

3.1 Plan du relevé des macro-invertébrés pour la CEBB

Le site de la centrale électrique de Brighton Beach a fait l'objet d'une étude détaillée des macro-invertébrés. Comme mentionné à la section 2.9.1, le CA de la CEBB stipule que les responsables doivent procéder à un recensement des macro-invertébrés benthiques avant puis pendant l'exploitation de la centrale. Le plan de relevé benthique pré-opérationnel était basé sur le panache thermique prévu par le modèle CORMIX (voir section 4.1) qui s'étendait le long de la rive canadienne de la rivière Detroit (BEAK, 2001). Le modèle prévoyait un écart de température maximal de 2 ^{o}C à partir d'une distance de 1 000 m du point de rejet dans toutes les conditions modélisées. Le modèle indique que la largeur du panache thermique à 2 ^{o}C est inférieure à 140 m et que le panache touche le lit de la rivière lorsque celle-ci a une profondeur inférieure ou égale à 1,5 m.

Le programme d'échantillonnage a donc porté sur quatre emplacements : en amont (témoin), à la limite du lot de grève (approximativement 75 m en aval du point proposé pour les rejets), à 500 m en aval et à 1 000 m en aval (Fitchko, 2006b,c). À chaque emplacement, trois sites ont été échantillonnés à trois profondeurs différentes (0,5 m, 0,9 m et 1,5 m) pour couvrir la profondeur maximale prévue à laquelle le panache thermique atteint le lit de la rivière. Pour les relevés ultérieurs effectués durant l'exploitation, l'emplacement des échantillonnages devait être déterminé à partir des données de température recueillies à l'interface eau-sédiment (voir section 7.2).

À chaque station, trois échantillons ont été recueillis à l'aide de minibennes Ponar (superficie de l'échantillon = 0,023 m^2) et regroupés pour l'analyse taxonomique. Au total, 12 échantillons composites ont été prélevés le long des quatre transects. Chaque échantillon composite a été passé dans un crible de 500 μm puis conservé dans une solution de formaldéhyde à 10 %. Les échantillons de sédiments ont été caractérisés en fonction de leur texture, de leur odeur et de la présence de produits huileux. La qualité de l'eau a été évaluée à chaque emplacement par des mesures locales de la température de l'eau, de l'oxygène dissous (O.D.), de la conductivité et du pH. Des observations ont également été consignées au sujet de la clarté et de la couleur de l'eau, de la présence éventuelle d'une pellicule à la surface, de macrophytes aquatiques et d'algues filamenteuses fixées. Les données pertinentes ont été entrées sur des feuilles de données benthiques.

Les organismes ont été identifiés par un taxonomiste jusqu'au niveau taxonomique le plus bas, dans la plupart des cas au genre ou à l'espèce. Le tableau 3 indique le niveau d'identification utilisé pour les principaux groupes taxonomiques ainsi que les références documentaires pour l'identification de chaque groupe.

Tableau 3: Niveaux taxonomiques et principales references documentaires pour l'identification des macro-invertébrés benthiques

Taxon	Niveau[2]	Référence
PLATHELMINTHES	Classe/Famille/Espèce	Pennak (1989)
NÉMATODES	Phylum	Pennak (1989)
NÉMERTES	Phylum	Pennak (1989)
Hydra	Genre	Pennak (1989)
ANNÉLIDES		
Oligochètes	Espèce	Wetzel *et al.* (2000); Kathman et Brinkhurst (1999); Brinkhurst (1986)
Sangsues	Espèce	Klemm (1991)
ARTHROPODES		
Acariens	Ordre	Thorp et Covich (1991); Pennak (1989)
Crustacés		Thorp et Covich (1991); Pennak (1989)
Isopodes	Genre	
Harpacticoïdes	Ordre	
Ostracodes	Classe	
Écrevisses	Espèce	Thorp et Covich (1991); Crocker et Barr (1968)
Amphipodes	Genre/Espèce	Thorp et Covich (1991); Bousfield (1967)
Gammare	Espèce	Holsinger (1976); Bousfield (1967)
Hyalella	Genre	Bousfield (1967)
INSECTES	Genre	Merritt et Cummins (1996); Hilsenhoff (1995)
Coléoptères	Genre	Merritt et Cummins (1996);
Elmidae	Espèce	Hilsenhoff et Schmude (1992); Brown (1972)
Dytiscidae	Genre/Espèce	Larson *et al.* (2000)
Phryganes	Genre	Merritt et Cummins (1996); Wiggins (1996)
Hydropsyche	Espèce	Schefter et Wiggins (1986); Schuster et Etnier (1978)
Libellules et demoiselles	Genre/Espèce	Westfall et May (1996); Hilsenhoff (1995); Walker et Corbet (1978); Walker (1953, 1958)
Éphémères	Genre	Merritt et Cummins (1996); Edmunds *et al.* (1976)
Baetidae	Genre/Espèce	McCafferty (2000); Waltz (1994); McCafferty et Waltz (1990); Morihara et McCafferty (1979); Ide (1937)
Ephemerella	Espèce	Allen et Edmunds (1965)
Ephemeridae	Espèce	McCafferty (1976)
Stenonema	Espèce	Bednarik et McCafferty (1979)
Perles	Genre	Stewart et Stark (1988)
Isoperla	Espèce	Hitchcock (1974)
Leuctridae	Espèce	Harper et Hynes (1971a)
Nemouridae	Espèce	Harper et Hynes (1971b)
Perlidae	Espèce	Hitchcock (1974)
Taeniopterygidae	Espèce	Fullington et Stewart (1980); Harper et Hynes (1971c)
Diptères	Genre	Merritt et Cummins (1996); Hilsenhoff (1995)
Chironomidae	Genre/Espèce	Epler (2001); Maschwitz et Cook (2000); Oliver et Dillon (1990); Oliver et Roussel (1983); Simpson *et al.* (1983); Wiederholm (1983); Simpson et Bode (1980); Jackson (1977)
Simuliidae	Famille	Merritt et Cummins (1996);

[2] Seuls les organismes parvenus à maturité ont été identifiés à l'espèce.

Taxon	Niveau[2]	Référence
MOLLUSQUES		
Gastéropodes	Genre/Espèce	Frest et Johannes (1999); Jokinen (1992); Burch (1989); Clarke (1981)
Bivalves		
Pisidium	Genre	Clarke (1981)
Sphaerium	Espèce	Mackie et Huggins (1983); Clarke (1981)
Musculium	Espèce	Mackie et Huggins (1983); Clarke (1981)

L'abondance des organismes dans chaque échantillon composite a été exprimée en nombre de spécimens par mètre carré et en nombre de taxons enregistrés. L'indice de diversité de Shannon–Wiener, l'équitabilité (régularité) et des valeurs de richesse taxonomique ont également été calculés pour chaque station. Des valeurs élevées reflètent habituellement un site non perturbé alors que les valeurs faibles révèlent généralement un stress environnemental. L'indice de diversité de Shannon-Wiener est une mesure du nombre d'espèces et d'individus présents à un site donné ainsi que de la distribution de ces individus dans les diverses espèces représentées. Wilhm et Dorris (1968) ont suggéré que les communautés de macro-invertébrés benthiques qui présentent un indice de diversité supérieur à 3 sont généralement observées dans des sites non pollués alors qu'un indice inférieur à 1 caractérise généralement des sites ayant subi un apport organique (pollués). L'équitabilité est une composante de l'indice de diversité qui indique la manière dont les organismes se répartissent dans les différentes espèces présentes. La richesse taxonomique est une autre composante de la diversité et est fonction du nombre de taxons présents; par exemple, un échantillon contenant 50 différents taxons présente une richesse beaucoup plus élevée qu'un échantillon qui n'en compterait que cinq.

L'abondance en pourcentage des groupes taxonomiques clés, par exemple les Oligochètes (vers), les Chironomidés (larves de chironomides), les Éphéméroptères (nymphes d'éphémères), les Trichoptères (larves de phryganes), les Bivalves, etc., a également été calculée pour donner une idée de la proportion d'organismes macro-invertébrés benthiques à chaque station qui était composée de groupes sensibles (le cas échéant) ou tolérants. C'est ainsi que des effectifs et des pourcentages élevés d'Oligochètes et de Chironomidés indiquent habituellement un enrichissement organique. Le pourcentage d'Hydropsychidés, qui comprend des organismes plus tolérants (genres *Cheumatopsyche* et *Hydropsyche*, par exemple), parmi l'ensemble des Trichoptères a également été déterminé.

L'indice EPT, mesure de la diversité des groupes de macro-invertébrés benthiques relativement plus sensibles – Éphéméroptères, Plécoptères (nymphes de perles) et Trichoptères –, a également été calculé. Cet indice est la somme du nombre de taxons dans ces trois ordres, qui présentent généralement la plus grande sensibilité aux stresseurs anthropiques. L'indice EPT est faible ou nul lorsque le milieu aquatique est modérément ou gravement perturbé par un enrichissement organique ou d'autres polluants. Un indice EPT situé entre 5 et 8 reflète une qualité acceptable de l'eau, et des valeurs plus élevées une bonne qualité de l'eau. Il faut cependant remarquer que certains sites peuvent être dépourvus de taxons EPT à cause du type d'habitat disponible plutôt que d'un stress anthropique.

Deux autres indices biotiques ont été calculés de manière à mesurer l'intégrité biologique des communautés benthiques en fonction des valeurs de tolérances établies pour chacun

des taxons. Il s'agit de l'indice biotique de Hilsenhoff (IBH) et de l'indice de la qualité des eaux (IQE) du BioMAP.

Un IBH modifié a été élaboré pour indiquer la tolérance globale à la pollution de la communauté de macro-invertébrés benthiques (Hilsenhoff, 1982, 1987). Il s'agit de la tolérance moyenne de l'ensemble des individus recueillis à chaque site (on multiplie la densité de chaque taxon par sa valeur de tolérance, on fait la somme des valeurs obtenues pour chaque taxon puis on divise par la densité totale).

Les valeurs de l'IBH s'étalent de 0 à 10 et elles augmentent avec la tolérance des communautés à l'égard des perturbations, comme le montrent les valeurs ci-dessous.

Valeur de l'indice	Qualité de l'eau	Degré de pollution organique
0,00-3,50	Excellente	Aucune pollution organique apparente
3,51-4,50	Très bonne	Légère pollution organique possible
4,51-5,50	Bonne	Pollution organique modérée
5,51-6,50	Passable	Pollution organique assez importante
6,51-7,50	Assez mauvaise	Pollution organique importante
7,51-8,50	Mauvaise	Pollution organique très importante
8,51-10,0	Très mauvaise	Pollution organique grave

Ces catégories et les niveaux de pollution organique qui leur correspondent ne donnent que des indications grossières pour les impacts des rejets thermiques. Ces critères peuvent ne pas suffire pour les évaluations des sites visant à quantifier le degré relatif de pollution organique.

Le **B**iological **M**onitoring and **A**ssessment **P**rogram (BioMAP) (programme de surveillance et d'évaluation biologique) a été développé par le MEO pour permettre une mesure directe de la qualité de l'eau des systèmes fluviaux dans tout le sud de l'Ontario (Griffiths, 1993, 1996, 1998; MOEE, 1993b). Le calcul de la valeur caractérisant la qualité de l'eau est semblable à celui de l'IBH, à quelques exceptions près. Les valeurs de tolérance s'étalent de 0 à 4, une valeur nulle indiquant la plus grande tolérance. Ces valeurs sont converties en une fonction de e (logarithme naturel). La densité de chaque animal, exprimée sous forme logarithmique (ln [x+1]), est ensuite multipliée par la valeur de tolérance spécifique de l'animal. Ces valeurs sont ensuite additionnées pour chaque station et le résultat est divisé par la somme des densités logarithmiques. La qualité de l'eau est donc exprimée sous la forme d'une valeur de sensibilité pondérée selon l'abondance. Tous les macro-invertébrés benthiques présents dans l'échantillon (auxquels sont attribuées des valeurs de tolérance) contribuent à l'estimation de la qualité de l'eau. Contrairement au calcul de l'IBH, les valeurs de sensibilité contribuent de manière proportionnelle, et non arithmétique, à la mesure de la qualité de l'eau. Par conséquent, les taxons rares, qui sont les plus sensibles aux stress environnementaux, contribuent 54,6 fois plus à la valeur de la qualité de l'eau que ne le font les taxons plus tolérants (Griffiths, 1998). Les sites pour lesquels l'IQE est inférieur à 8 sont considérés comme détériorés tandis que ceux présentant un IQE supérieur à 10 sont considérés comme intacts. Les valeurs comprises entre 8 et 10 traduisent une instabilité. Dans les cours d'eau instables, un stress peut entraîner la disparition d'espèces sensibles et le rétablissement de la communauté des macro-invertébrés benthiques peut ensuite s'avérer impossible.

La variabilité intra-annuelle entre les sites a notamment été étudiée par une analyse de variance à un critère de classification avec un test *post-hoc* (a posteriori) mettant en jeu des comparaisons avec le site de référence (test de Dunnett). Les données benthiques ont également été analysées à l'aide de la méthode BACI (pour *before-after/control-impact* : avant-après/témoin-impact) (Smith *et al.*, 1993).

La méthodologie adoptée pour l'étude a été examinée et approuvée par le bureau de district du MEO pour Sarnia et Windsor. Un relevé et une analyse détaillés des macro-invertébrés ont été effectués, vu la forte probabilité d'effets néfastes. Dans le cas qui nous occupe, la modélisation montrait que le panache thermique allait s'étendre le long de la rive et entrer en contact avec le fond du cours d'eau sur une superficie importante. Une étude aussi détaillée des invertébrés benthiques n'aurait pas été nécessaire si la probabilité que ces organismes soient affectés par les rejets thermiques n'avait pas été aussi élevée.

Un résumé de l'évaluation comparative des résultats des relevés des macro-invertébrés benthiques effectués avant le début des rejets thermiques de la CEBB et durant son exploitation est présenté dans la section 7.2.

3.2 Plan du relevé des poissons pour le PEC

Le site du Portlands Energy Centre est un exemple où l'étude a été axée sur les impacts des installations sur les populations de poissons importantes. Le relevé des poissons a consisté à effectuer une série initiale d'études et d'évaluations sur le terrain, suivie d'études et d'évaluations plus détaillées selon les résultats initiaux obtenus. Le plan de relevé des poissons pour le PEC prévoyait de commencer par le prélèvement de poissons à l'aide de filets maillants dans le canal de rejet de l'ancienne centrale R.L. Hearn et dans les eaux de l'avant-port, au large de l'embouchure du canal de rejet. Un échantillonnage des larves par traits de filet a également été effectué dans le chenal de navigation et l'avant-port (Stantec et SENES, 2003).

SENES *et al.* (2003) ont conclu que mise à part l'attraction exercée par les panaches thermiques sur les poissons, les rejets thermiques associés au PEC proposé ne devraient pas affecter la structure ou les fonctions des communautés de poissons dans l'avant-port, sauf peut-être en cas de problèmes d'exploitation entraînant une augmentation de jusqu'à 10 ^{o}C de la température des eaux de refroidissement au printemps (voir section 4.2). Une telle hausse de température pourrait avoir des effets positifs sur la croissance des poissons et des effets négatifs sur les activités de fraye et la survie des embryons (voir section 5.4).

Bien que de telles conditions inhabituelles et de courte durée sont peu probables et ne devraient avoir que des effets négligeables sur les populations de poissons, la mise en œuvre d'un programme de surveillance de base a été recommandée. Ce programme de surveillance consisterait à mesurer de manière continue la température durant la fraye et dans les frayères situées proches du rivage, le long de la plage Cherry, et dans les échancrures du terre-plein de l'avant-port (Outer Headland). Ce programme de surveillance, qui devra être élaboré en consultation avec l'Office de protection de la nature de Toronto et de la région (TRCA), permettrait d'obtenir des données de référence auxquelles pourraient ultérieurement être comparées les données obtenues grâce aux travaux de surveillance menés durant l'exploitation de la centrale, en particulier lorsque les conditions sont perturbées.

De plus, Environnement Canada a demandé que des études supplémentaires soient effectuées sur les poissons pour confirmer que la zone riveraine de l'avant-port proche du canal de rejet n'offre aux poissons d'eaux chaudes que des aires d'alimentation et un habitat de croissance de peu d'importance. Ces relevés devaient être effectués durant la journée et durant la nuit, durant chacune des quatre saisons, pour permettre la détermination de la composition taxonomique et la distribution de la densité des poissons à chaque stade vital, à diverses profondeurs et divers sites dans les échancrures voisines.

Un relevé de l'habitat du poisson a tout d'abord été entrepris pour identifier et cartographier les secteurs d'habitat similaire (Eakins et Fitchko, 2004). Les résultats de l'étude de l'habitat du poisson ont permis de finaliser la conception du relevé des poissons, en consultation avec le TRCA. Après examen du protocole final adopté pour le relevé, Environnement Canada a suggéré la conduite de relevé des larves et/ou des embryons au printemps, notamment la réalisation de traits de filet périodiques ciblant les larves au voisinage du point de rejet proposé, ainsi que l'identification des femelles gravides et l'observation des activités de fraye ou de construction et garde des nids. Environnement Canada a aussi suggéré la conduite de trois relevés répartis au printemps et en été, soit au début de mai, à la mi-juin et à la fin de juillet. Ces suggestions ont été incorporées au protocole de relevé des poissons. Le relevé automnal des ressources halieutiques ayant lieu à la mi-décembre, le TRCA a estimé qu'un relevé hivernal n'était pas nécessaire.

En plus du recensement effectué à la mi-décembre, les poissons ont été échantillonnés à la mi-mai, à la mi-juin et au début d'août à l'aide de divers engins, notamment des filets maillants, des nasses à ménés, des sennes, des filets traînants à larves et/ou des appareils portatifs de pêche électrique. Des filets maillants expérimentaux (225 pi x 6 pi et mailles allant de 1 à 6 po) ont été utilisés la nuit ou le jour en trois endroits à l'intérieur de l'avant-port lors des quatre relevés. Les pièges à ménés ont été installés en six endroits, de nuit et de jour, lors des quatre relevés.

Des traits de filet ciblant les larves (paire de filets de type Bongo de 50 cm de diamètre et de 505 µm de maille) ont été réalisés le long de sept ou huit transects loin et près du rivage à environ 0,5 à 1 m de profondeur lors des relevés du début de mai, de la mi-juin et du début d'août.

Dans le cadre des quatre relevés, une pêche électrique a été effectuée durant la journée à l'aide d'un appareil à dos Smith-Root, modèle 12B-POW, alimenté par piles et d'épuisettes, en divers endroits situés près des rives. Un relevé supplémentaire par pêche électrique a été effectué à quatre emplacements à la mi-octobre lorsque les enregistreurs automatiques de température ont été récupérés pour le téléchargement final des données (voir ci-dessous).

Des échantillonnages à la senne ont été effectués à un emplacement au cours du relevé de début mai, la superficie échantillonnée faisant approximativement 80 m de long par 6 m de large. La senne mesurait 54 pi x 4 pi et avait un maillage de ¼ po. Le même secteur a aussi fait l'objet d'une pêche électrique à la mi-décembre, ainsi qu'en août et en octobre.

Les poissons capturés ont été identifiés à l'espèce, comptés puis relâchés. Les poissons adultes les plus gros capturés dans les filets maillants ont également été mesurés et pesés. Un biologiste des pêches expérimenté a assigné une classe d'âge à chaque poisson (jeune de l'année, juvénile ou adulte) en fonction de la taille relative des spécimens. Les taux de

captures par unité d'effort (CPUE) ont été calculés pour chaque méthode de capture (sauf pour les traits de filet à larves).

Comme indiqué ci-dessus, la température de l'eau a été mesurée en continu durant la fraye des poissons d'eaux chaudes et dans les frayères potentielles situées proches du rivage le long de la plage Cherry et dans les échancrures du terre-plein de l'avant-port. Les enregistreurs automatiques de température (Onset StowAway TidbiT) ont été installés au début du mois d'avril à sept emplacements et ont enregistré la température toutes les deux heures. Les sept enregistreurs automatiques ont été réinstallés, vidés de leurs données et réinitialisés pour le relevé de début mai puis de nouveau pour les relevés de la mi-juin et du début d'août. Ils ont été retirés à la mi-octobre pour téléchargement des dernières données.

Eakins et Fitchko (2004) ont décrit en détail les résultats de ces relevés de poissons. Un relevé en cours d'exploitation sera effectué après l'ouverture du PEC, prévue en juin 2008.

3.3 Résumé

Les plans de relevés pré-opérationnels pour les installations produisant des rejets thermiques sont fonction des conditions initiales des eaux réceptrices (état de référence), des résultats de la modélisation du panache thermique, des besoins en matière de données propres au site, de la gravité des effets probables et des exigences réglementaires. Le promoteur d'une installation qui produira des rejets thermiques doit faire appel à un spécialiste des pêches et/ou de la biologie aquatique pour élaborer et mettre en œuvre l'étude de terrain propre au site que devra approuver l'organisme gouvernemental approprié.

4.0 MODÉLISATION DES PANACHES THERMIQUES

Lorsque des effluents thermiques sont déversés dans l'eau, la température à l'intérieur du panache diminue sous l'effet de la dilution dans le milieu et de l'absorption d'une partie de la chaleur par l'atmosphère (MacLaren, 1975). La dilution résulte de l'entraînement du panache qui se mêle au milieu sous l'effet de la turbulence créée par la vitesse des eaux rejetées et de la diffusion naturelle. Différent de l'entraînement au niveau de la *prise d'eau*, qui résulte du pompage de l'eau et de certains organismes dans le circuit de refroidissement, l'entraînement du panache survient à proximité immédiate d'un point de rejet à grande vitesse, où le jet possède une vitesse beaucoup plus élevée que celle des eaux réceptrices. Le mélange lié à la quantité de mouvement propre aux rejets est important jusqu'au point où la température des rejets, qui se déplacent toujours plus rapidement que les eaux réceptrices, a diminué d'approximativement 20 %. Dans cette zone de transition, l'entraînement lié à la quantité de mouvement propre aux rejets et la diffusion naturelle contribuent tous deux à la dispersion et à la dilution des rejets. À une distance plus grande du point de rejet (champ lointain), la diffusion naturelle devient le processus dominant avec le refroidissement en surface, c'est-à-dire la perte de chaleur vers l'atmosphère.

L'augmentation de la vitesse des rejets provoque une augmentation de l'entraînement des eaux réceptrices (entraînement par le panache) et favorise la dilution ainsi que le mélange vertical. Si la vitesse du rejet est faible (c'est-à-dire qu'il ne constitue pas un jet), l'effluent se retrouvera en surface à cause du gradient de densité lié à la température.

La pression exercée le long de la berge par le courant des eaux réceptrices sur un rejet déversé au niveau de la berge entraîne le panache parallèlement à la berge. Ce phénomène s'accompagne souvent du contact du panache avec la berge et d'une dilution moindre de l'effluent sur ce côté du panache. La vitesse de déclin de la température s'en trouve réduite et la zone d'impact potentiel sur le milieu, accrue. Par contre, si l'on aménage le point de rejet loin du bord et qu'on augmente la vitesse du rejet, cet effet sera réduit. Le choix entre une bouche de rejet située sur la berge et une bouche située au large doit tenir compte des contraintes réglementaires, des possibilités de dégradation de la structure, de la configuration du panache thermique, de facteurs environnementaux et du coût (Fitchko, 2001).

Les paramètres qui influent sur les panaches thermiques sont résumés ci-dessous (Silberman et Stefan, 1970) :

- propriétés de l'effluent, c'est-à-dire débit, différence de densité (température) par rapport aux eaux réceptrices, vitesse à la bouche de rejet;
- caractéristiques de la bouche de rejet, c'est-à-dire emplacement, orientation, profondeur, forme, taille (hauteur, largeur);
- caractéristiques d'écoulement, c'est-à-dire champ de vitesses des eaux réceptrices (amplitude et direction), courants induits par le vent et d'autres facteurs, vagues de surface, turbulence libre;
- stratification, et fréquence et durée des remontées et des plongées d'eau induites par le vent;

- caractéristiques géométriques du plan d'eau récepteur, c'est-à-dire forme, taille (largeur et profondeur), configuration et rugosité du fond près de la bouche de rejet;
- vent, c'est-à-dire vitesse (amplitude et direction), contraintes de cisaillement à la surface de l'eau;
- température et humidité relative de l'air;
- rayonnement solaire.

Un grand nombre de ces paramètres sont pris en compte lors de la modélisation des panaches thermiques. Les études visant à acquérir des données limnologiques et hydrologiques de référence spécifiques à un site donné peuvent habituellement se limiter à la bathymétrie, au courant (vitesse et direction) et à la température de l'eau suivant les saisons en incluant les conditions de stratification estivale des systèmes lentiques. Ces données, combinées aux caractéristiques de la centrale et de ses paramètres d'exploitation (ΔT, débit, vitesse des rejets, caractéristiques du point de rejet), sont nécessaires pour la modélisation des panaches thermiques.

Il est préférable de faire appel à au moins deux modèles pour caractériser le comportement et la configuration d'un panache thermique. Parmi les différentes approches de modélisation disponibles, on peut citer : un modèle de mélange dans le champ proche (faisant appel aux phénomènes liés au jet et à la quantité de mouvement), un modèle d'équilibre thermique pour le champ lointain (faisant appel aux mécanismes de dilution et de transfert de chaleur vers l'atmosphère) et les modèles hydrodynamiques tridimensionnels (3-D) également pour le champ lointain. La plupart des modèles peuvent produire des résultats numériques (les chiffres apparaissant dans les tableaux accompagnant les exemples qui suivent) et des représentations visuelles. Ces représentations visuelles sont souvent des cartes sur lesquelles la température est représentée par différentes couleurs (cartes de surface, profils des températures en fonction de la profondeur, etc.). Elles peuvent représenter des conditions statiques (images fixes) ou des conditions en évolution (vidéos) comme lorsque les débits changent. Ces outils de visualisation sont particulièrement utiles pour les professionnels et les novices qui peuvent ainsi mieux saisir l'étendue des panaches.

Le Cornell Mixing Zone Expert System (CORMIX, Version 3.2) est un logiciel développé par l'Université Cornell pour simuler le mélange d'un rejet dans un plan d'eau naturel (Jirka *et al.*, 1996). Ce logiciel est communément utilisé à l'appui des demandes ou des approbations de licence d'exploitation pour évaluer dans le champ proche le mélange des rejets d'effluents dans les milieux aquatiques. Ce modèle a été utilisé pour déterminer la configuration du panache thermique de la CEBB et du TCP (dans les conditions d'écoulement du canal Welland).

Le logiciel CORMIX a également été utilisé lors des évaluations préliminaires du PEC (Fitchko, 2002). Il n'a pas été mis à contribution pour les études ultérieures du panache thermique du PEC car jugé inapproprié pour un enfoncement du littoral, comme l'avant-port. CORMIX est couramment utilisé pour la délimitation des panaches thermiques dans les rivières et les zones littorales non échancrées. Dans de tels environnements, les courants sont bien développés et capables d'éloigner les eaux de refroidissement du point de rejet. Les algorithmes de CORMIX permettent entre autre de simuler ces processus.

Dans le cas de l'avant-port, en particulier à proximité du canal de rejet, les courants sont très faibles et orientés vers la berge (comme l'ont montré des études utilisant des ancres flottantes). Ces courants locaux mal formés ne sont pas capables d'entraîner les eaux de refroidissement pour les éloigner du canal de rejet. Les eaux rejetées créent en fait un courant qui induit une circulation dans le bassin supérieur de l'avant-port. Les eaux chaudes rejetées, prises dans ce courant, se refroidissent au contact de l'atmosphère et par échange dispersif avec le reste de l'avant-port. Les algorithmes du modèle d'équilibre thermique employé simulent ces processus. Le modèle simule ainsi les échanges thermiques résultant du rejet des eaux de refroidissement du PEC, du contact de ces eaux avec celle de l'avant-port, du rayonnement solaire incident, du rayonnement de grande longueur d'onde ainsi que des pertes de chaleur dues à l'évaporation et à la conduction (USACOE, 2000).

Le modèle représente l'avant-port comme une série de trois bassins séparés. Il est basé sur l'hypothèse que l'eau circule à l'intérieur de chaque bassin et qu'elle peut passer d'un bassin à l'autre. Le modèle suppose également, de manière prudente, que les eaux de refroidissement sont confinées dans l'épilimnion (entre la surface et 3 m de profondeur) et qu'elles ne se mêlent pas à l'hypolimnion. Autre hypothèse prudente : il n'y a aucun mélange ni refroidissement des eaux rejetées tant qu'elles sont dans le canal de rejet.

Les prévisions fournies par le modèle d'équilibre thermique sont semblables à celles tirées du logiciel CORMIX (Stantec et SENES, 2003).

Le MEO a effectué des modélisations préliminaires à des fins de vérification pour le pire des scénarios applicables au PEC (voir section 4.2) à l'aide d'un modèle 3-D (Delft3D-Flow). Delft3D-Flow est un modèle hydrodynamique pour la simulation du transport des contaminants qui permet de simuler des écoulements non stables et divers phénomènes de transport à l'aide d'une grille horizontale curvilinéaire (www.wldelft.nl/d3d). Ce modèle permet notamment de simuler le transport de la chaleur dans un système grâce à différents modèles de flux de chaleur appropriés (associés à des équations pour la quantité de mouvement, la continuité et la densité de l'eau). Il peut ainsi être utilisé pour simuler la formation (et la disparition) d'une colonne d'eau stratifiée sous l'effet de la température. Dans l'axe vertical, le modèle utilise un système en coordonnées sigma qui divise la colonne d'eau en un nombre constant de couches qui représentent chacune une certaine fraction de la profondeur totale (hauteur entre la surface et le fond). Dans l'axe horizontal, une grille de cellules de surface est superposée sur la zone d'étude. Dans le cas de l'avant-port, la modélisation comptait 15 couches et plus de 850 cellules de surface. Ce modèle 3-D prévoit des impacts thermiques dans l'avant-port légèrement supérieurs à ceux calculés par le modèle d'équilibre thermique utilisé par Stantec et SENES (2003) (T. Belayneh, MOE, 2003, comm. pers.).

Comme mentionné plus haut, CORMIX a été utilisé pour modéliser le panache thermique généré par les rejets du TCP dans le canal Welland dans la plupart des conditions d'écoulement (Stantec, 2006). L'hiver, le débit du canal peut cependant s'affaiblir jusqu'à des valeurs comprises entre 0 et 1 m^3/s. Or CORMIX n'est pas capable de produire une simulation pour des débits aussi faibles. Le modèle hydrodynamique 3-D ECOMSED a été utilisé pour simuler le panache thermique sous ce scénario de faibles débits (McCorquodale et Georgiou, 2006). ECOMSED est un modèle hydrodynamique et de transport des sédiments qui a été mis au point par HydroQual Inc. et dont la composante hydrodynamique est la même que celle du modèle ECOM3D/POM. Le module

hydrodynamique est semblable à celui du modèle Delft3D-Flow, avec une grille curvilinéaire orthogonale dans l'axe horizontal et des coordonnées sigma dans l'axe vertical. La modélisation comportait dix couches dans l'axe vertical et une grille horizontale contituée de mailles de 5 m (longitudinalement) sur 10 m (latéralement).

Dans le cas du BANRP, le modèle 3-D RMA10 utilisé a été élaboré par le professeur Ian P. King et Resource Management Associates (RMA) pour le U.S. Army Corps of Engineers (Golder, 2005b). Le modèle fait appel à une grille non structurée et à une modélisation numérique par éléments finis basée sur la méthode de Galerkin (www.bossintl.com). Il prend en compte les contraintes de cisaillement dues au vent, la force de gravité, les tensions de Reynolds (contraintes tangentielles), la force de Coriolis, les contraintes de cisaillement sur le fond du lac, les variations de densité dues aux fluctuations de température et la quantité de mouvement des flux entrant et sortant aux limites du domaine de la modélisation. Les équations hydrodynamiques différentielles partielles sont résolues numériquement avec une méthode des éléments finis qui permet de traiter des écoulements mettant en jeu des géométries ou des conditions aux limites complexes. Le modèle calcule un bilan thermique pour chaque élément de façon à rendre compte des pertes et des gains de chaleur. Le bilan thermique tient compte de l'apport net du rayonnement de faibles longueurs d'onde, du rayonnement et de la rétrodiffusion dans les grandes longueurs d'onde, de l'évaporation et de la conduction au contact avec l'atmosphère.

Les résultats de la modélisation du panache thermique de la CEBB, du PEC, du TCP et du BANRP sont exposés dans les sections qui suivent. Ils servent de base à l'évaluation des effets du panache thermique de chaque installation, présentée dans la section 5.0.

4.1 Résultats de la modélisation du panache thermique de la CEBB

Rodgers (2001) a estimé la configuration du panache thermique en aval du point de rejet de la CEBB dans des conditions correspondant à l'hiver, à l'automne ou au printemps, et à l'été. Les caractéristiques utilisées lors de la modélisation pour la rivière Detroit et les eaux de refroidissement déversées par la centrale sont présentées dans le tableau 4. Les conditions utilisées dans le cadre de l'évaluation correspondent au « pire des scénarios » puisqu'elles décrivent les plus faibles débits et des valeurs prudentes pour la température des eaux réceptrices et des effluents thermiques.

Tableau 4 : Conditions pour la Riviére Detroit et les rejets utilisees dans la modélisation du panache thermique de la CEBB

Condition	Saison	Charge	Temp. des eaux réceptrices (°C)	Temp. des eaux de refroidis-sement (°C)	Écart de temp. (°C)	Débit des eaux de refroidis-sement (m^3/s)	Débit de la rivière (m^3/s)
1	Hiver	Plein régime	1	12	11	13,0	3 200
2	Hiver	Régime partiel	1	12	11	6,5	3 200
3	Printemps/ Automne	Plein régime	10	21	11	13,0	3 600
4	Printemps/ Automne	Régime partiel	10	21	11	6,5	3 600
5	Été	Plein régime	25	32	7	19,8[3]	4 500
6	Été	Régime partiel	25	32	7	13,0	4 500

Les résultats de la modélisation du panache thermique sont présentés dans le tableau 5. Ils montrent que les eaux de refroidissement satisferont aux OPQE pour ce qui est de la température du panache lorsque la centrale fonctionne à plein régime. La modélisation montre que la température de l'eau à la limite de la propriété (lot de grève) ne dépassera pas de plus de 10 °C la température des eaux réceptrices et ne dépassera pas 30 °C.

[3] Ajout d'eau pour tempérer le rejet (voir section 6.0).

Tableau 5 : Configuration estimée du panache thermique de la CEBB

Condition	Saison	Charge	Écart de temp. au niveau du conduit (°C)	Écart de temp. au niveau de la limite de propriété (°C)	Temp. au niveau de la limite de propriété (°C)	Longueur du panache à 2 °C	Largeur du panache à 2 °C
1	Hiver	Plein régime	11	5,4	6,4	930	95
2	Hiver	Régime partiel	11	3,8	4,8	500	60
3	Printemps/ Au-tomne	Plein régime	11	5,1	15,1	1 030	140
4	Printemps/ Au-tomne	Régime partiel	11	3,9	13,9	590	85
5	Été	Plein régime	7	3,5	28,5	710	100
6	Été	Régime partiel	7	3,0	28,0	510	75

Le panache thermique s'étendra le long de la berge canadienne et le gradient de température à l'intérieur du panache diminuera progressivement avec l'éloignement du point de rejet. Quelles que soient les conditions, la différence entre la température du panache et celle des eaux réceptrices se trouvera réduite à 2 ^{o}C sur une distance de moins d'environ 1 000 m en aval du point de rejet, et sur une largeur d'au plus 140 m.

À partir des résultats de délimitation du panache thermique, BEAK (2001) a conclu que les rejets thermiques de la CEBB n'auraient qu'un impact local minimal sur le régime thermique de la rivière Detroit. L'élévation de la température de l'eau en hiver empêcherait probablement la formation de frasil le long de la berge sur une distance d'au plus environ un kilomètre du point de rejet. Comme indiqué dans la note ajoutée au tableau 4, des eaux peuvent être ajoutées aux rejets pour les tempérer et en atténuer les impacts en été lorsque la température des eaux réceptrices est de 25 °C ou plus (voir section 6.0).

4.2 Résultats de la modélisation du panache thermique du PEC

Comme indiqué à la section 2.9, le ΔT à la tête du canal de rejet du PEC doit être inférieur à 10 °C, l'objectif visé étant 5,5 °C. Comme mentionné précédemment, Stantec et SENES (2003) ont estimé l'étendue du panache thermique à l'aide du modèle d'équilibre thermique (USACOE, 2000). Durant l'automne, l'hiver et le printemps, alors qu'aucune stratification thermique naturelle n'est présente, un panache flottant s'étalerait dans l'avant-port et provoquerait des augmentations de température respectives d'environ 4 et 5 ^{o}C dans les conditions typiques d'hiver et de printemps/automne dans le bassin supérieur de l'avant-port (Stantec et SENES, 2003). Pour les conditions d'exploitation inhabituelles entraînant un écart de température de 10 °C, le modèle prévoit des températures allant jusqu'à

19,5 °C au printemps ou à l'automne dans le bassin supérieur, et des températures de 18,1 °C et 14,9 °C dans les deux bassins suivants (voir tableau 6). L'hiver, les températures correspondantes seraient respectivement de 12,4, 10,8 et 6,9 °C dans le bassin supérieur et les deux bassins suivants.

Tableau 6 : Scénarios prévus pour le panache thermique du PEC (conditions typiques et pire des cas) [4]

Température	Température (ºC)						
	Été			Printemps/Automne		Hiver	
	Cond. typiques[5]	Pire des cas[6]	Limite de 30 ºC	Cond. typiques	Pire des cas	Cond. typiques	Pire des cas
Temp. des eaux réceptrices	20,6	26,0	-	10,0	10,0	3,0	3,0
Rejet	20,5	25,0	30,0	15,5	20,0	8,5	13,0
Bassin 1 (supérieur)	20,5	25,1	29,5	15,2	19,5	7,1	12,4
Bassin 2	20,6	25,4	28,0	14,4	18,1	6,0	10,8
Bassin 3	20,6	25,7	25,0	12,5	14,9	3,2	6,9

Durant les périodes de stratification thermique, dans des conditions estivales typiques et lors d'un fonctionnement normal de la centrale (c.-à-d. avec un ΔT de 5,5 °C), la température de l'eau dans l'avant-port ne devait pas changer de manière appréciable. Dans les pires conditions estivales (c.-à-d. pour une température des eaux de surface de 26 °C) et un fonctionnement normal de la centrale, le rejet d'eau de refroidissement non recyclée pourrait faire descendre à 21°C la température des eaux de surface du bassin supérieur de l'avant-port. Cet effet de refroidissement a été attribué à l'emplacement de la prise d'eau et à la présence d'eaux froides dans l'hypolimnion. Dans les conditions d'exploitation inhabituelles qui s'accompagnent d'un ΔT de 10 °C, l'eau de l'avant-port ne varierait pas de plus de 1 °C si les eaux plus froides de l'hypolimnion du chenal de navigation sont pompées à la prise d'eau du PEC (voir tableau 6).

Dans l'hypothèse improbable où seules des eaux de surface sont pompées durant un été très chaud et où les eaux de refroidissement atteignent la limite de 30 °C stipulée dans le CA, la température des eaux de surface dans le bassin supérieur atteindrait 29,5 °C et celles des deux bassins suivant seraient respectivement de 28 et 25 °C. Comme il est mentionné ci-dessus, de telles conditions sont très improbables puisque la prise d'eau a été conçue de manière à pomper les eaux plus froides de l'hypolimnion durant la période de stratification thermique estivale et ainsi assurer des rejets plus froids.

[4] Source : Stantec et SENES (2003).

[5] Conditions typiques : ΔT = 5,5 ºC.

[6] Pire des scénarios : ΔT = 10 ºC.

Les résultats de la modélisation du panache thermique montrent que les rejets thermiques du PEC auraient un impact minimal sur le régime thermique de l'avant-port. En hiver, des eaux plus chaudes dans l'avant-port empêcheraient probablement la formation de glace.

Comme il est mentionné à la section 2.1, des RQEC ont été établies pour la stratification thermique : « Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique et les dates d'inversion d'origine des eaux réceptrices ». En général, durant l'exploitation de l'ancienne centrale R.L. Hearn, les profils thermiques observés dans l'avant-port ressemblaient à ceux rencontrés à la sortie du port. Les principales exceptions survenaient près du point de rejet où, dans certaines circonstances, le panache thermique restait en contact avec le fond sur approximativement 500 m. Si l'on en croit les profils de températures enregistrés en 2002, le canal de rejet présentait une stratification thermique en juin et un profil isotherme en août (Stantec et SENES, 2003). Les eaux de l'avant-port étaient bien mélangées dans l'axe vertical à l'automne, en hiver et au printemps. En été, la thermocline se situait entre 3 et 8 m de profondeur, selon l'heure de la journée et l'éventuel passage d'une tempête. Dans les conditions normales d'exploitation du PEC, le débit des rejets et le ΔT devant être inférieurs à ceux de l'ancienne centrale R.L. Hearn, il était prévu que les eaux de refroidissement n'allaient pas affecter la stratification thermique ni les dates d'inversion dans l'avant-port. Les débits des rejets de l'ancienne centrale R.L. Hearn et du PEC sont respectivement de 35 et 17 m^3/s, et leurs ΔT dans des conditions normales d'exploitation, de respectivement 12,4 et 5,5 ^oC.

4.3 Résultats de la modélisation du panache thermique du TCP

Comme il a été expliqué à la section 2.9, les eaux de refroidissement qui traversent la centrale du TCP ne devraient pas voir leur température augmenter de plus de 10 ^oC et la température maximale de l'effluent au point de rejet ne devrait pas excéder 32,0 °C (avec ajout d'eau pour tempérer le rejet au besoin). Les eaux réchauffées seront déversées directement dans le canal Welland.

Le débit du canal Welland est régi par la CGVMSL (Fitchko, 2006a). Des courbes opérationnelles ont été appliquées pour ajuster la quantité d'eau qui passe par les écluses du canal et qui dépend du trafic fluvial. On observe actuellement un trafic commercial correspondant à un peu plus de 3 000 bateaux par an, ce qui se traduit par un débit approximatif de 30 m^3/s durant la saison de navigation du canal (L. Malone, SLSMC, 2006, comm. pers.). En dehors de la saison de navigation, c'est-à-dire de la fin de décembre à la fin de mars, un débit moyen de 12 m^3/s est maintenu au niveau de l'écluse 7 située environ 1,5 km en aval. Cependant, durant l'hiver, le débit est variable et dépend de la demande en électricité que doivent satisfaire les installations hydroélectriques de la CGVMSL. En hiver, le débit peut diminuer à 0 à 1 m^3/s (L. Malone, SLSMC, 2006, comm. pers.).

La température des eaux du canal Welland au niveau de la prise d'eau des installations de l'Abitibi Consolidated Company of Canada (ACCC), située à environ 50 m en amont du point de rejet du TCP, a été mesurée pendant plusieurs jours au milieu du mois de juillet. Le 75e percentile de la température de l'eau (23,5 °C) a été calculé à partir des températures observées et employé dans la modélisation du panache thermique généré par les rejets d'eaux de refroidissement du TCP. La modélisation du panache en conditions hivernales était basée sur une température de l'eau de 4 °C, température à laquelle l'eau atteint sa densité maximale.

Pour mieux comprendre les impacts potentiels des rejets thermiques, trois scénarios principaux ont été modélisés (Stantec, 2006) :

1) Débit de référence maximal de l'effluent de 4,2 m^3/s, débit estival dans le canal de 30 m^3/s, température ambiante des eaux réceptrices de 23,5 °C et température du rejet de 33,5 °C.
2) Débit faible de l'effluent de 3 m^3/s, débit estival dans le canal de 30 m^3/s, température des eaux réceptrices de 23,5 °C et température du rejet de 33,5 °C.
3) Débit de référence maximal de l'effluent de 4,2 m^3/s, débit hivernal dans le canal de 12 m^3/s, température des eaux réceptrices de 4 °C et température du rejet de 33,5 °C.

Les scénarios 1 et 2 représentaient les pires scénarios d'été, c'est-à-dire avec une température du rejet de 33,5 °C, puisque le TCP devrait ajouter de l'eau pour tempérer le rejet lorsque la température des eaux réceptrices serait le plus élevée, pour faire en sorte que la température du rejet n'excède pas 32,0 °C.

Pour le rejet de référence maximal de 4,2 m^3/s et un courant dans le canal de 30 m^3/s en période estivale, le modèle prévoit que le panache ne migrera pas vers l'amont et que sa température n'excédera pas la température des eaux ambiantes de plus de 5 ^oC au-delà des 100 premiers mètres en aval du point de rejet. Le modèle prévoit en outre un panache flottant d'une épaisseur de 3 m. Si la vitesse du rejet est approximativement de 0,5 m/s, la quantité de mouvement de ce panache sera suffisant pour empêcher toute dispersion de l'effluent vers l'amont.

Toutefois, lorsque des rejets plus faibles ont été entrés dans le modèle (p. ex.,, entre 1 et 3 m^3/s), celui-ci a prévu une dispersion vers l'amont à cause de la moins bonne capacité de ces rejets à se mélanger dans ces conditions. Les effluents peuvent migrer sur 100 à 150 m vers l'amont lorsqu'ils sont rejetés à 1 m^3/s, mais l'épaisseur du panache en amont du point de rejet ne dépasserait pas 1 m. Pour un rejet de 1 m^3/s, le modèle prévoit que la température du panache n'excédera pas la température ambiante de plus de 2 ^oC au-delà de 100 à 150 mètres du point de rejet proposé.

Pour le rejet de référence maximal de 4,2 m^3/s et un courant dans le canal de 12 m^3/s en hiver, le modèle prévoit que le panache ne migrera pas vers l'amont et que sa température n'excédera pas la température ambiante de plus de 4 ^oC au-delà de 100 mètres en aval du point de rejet, et de plus de 3 ^oC au-delà de 300 à 350 mètres en aval du point de rejet. Le modèle prévoit que le panache occupera en surface une couche de 1 m ou moins à ces deux distances.

Le modèle montre par ailleurs que l'augmentation de la température dans le canal Welland due aux rejets thermiques du TCP influencerait la couche superficielle du canal sur une profondeur variant entre 1 et 3 m. Les rejets pourront se disperser vers l'amont lorsqu'ils seront rejetés avec des vitesses moindres, jusqu'à une profondeur de 1 m, mais ils ne couvriront pas plus que 150 m vers l'amont et ne pourront donc pas affecter la prise d'eau de l'ACCC. Au niveau de la prise d'eau du TCP, située 150 m en amont et à une profondeur de 3 m, le modèle prévoit une augmentation possible de la température de 0 à 1 ^oC.

Comme mentionné plus haut, le débit du canal peut se réduire à 0-1 m^3/s en hiver. Le logiciel CORMIX n'est pas capable de produire une simulation pour ce scénario de faibles débits. C'est pourquoi un modèle hydrodynamique 3-D a été utilisé pour simuler le panache thermique (McCorquodale et Georgiou, 2006).

Les résultats de cette modélisation montrent que les rejets thermiques passent par une phase de mélange rapide engendré par la quantité de mouvement et la flottabilité du panache. L'écart de température avec le milieu ambiant passe de 10 ^oC à approximativement 3 ^oC dans le champ proche, si le rapport de dilution est d'environ 3:1. Au-delà du champ proche, le panache devient fortement stratifié, la profondeur de la stratification variant de 8 à 2,5 m. Le front du panache se déplace vers l'amont lorsque le débit des eaux réceptrices se situe entre 0 et 1 m^3/s. Après 6 h, le modèle prévoit une augmentation de 3 ^oC de la température des eaux de surface en amont du point de rejet. Après 10 h, le front est à 500 m en amont du point de rejet et il présente une stratification importante à cette distance à 12 h. Sur une période d'exploitation de 12 h, le modèle prévoit que les effluents rejetés avec un débit de référence de 4,2 m^3/s migrent sur 500 m vers l'amont, créant au niveau de la prise d'eau un panache de 2 m d'épaisseur à l'intérieur duquel la température de l'eau dépasse de 3 ^oC la température des eaux réceptrices. L'entraînement de l'eau réchauffée vers la prise d'eau ferait que la température de l'eau au niveau de la prise d'eau se trouverait accrue d'approximativement 1 ^oC. En aval, à 400 m, le panache aurait une épaisseur d'environ 1 m en surface et une température approximativement 3 ^oC au-dessus de la température ambiante.

Comme indiqué à la section 2.9.3, le TCP proposé sera exploité en mode de cogénération sur approximativement 3 500 heures/année (soit 40 % de l'année) et sera capable de s'arrêter et de démarrer deux fois par jour. En se basant sur les résultats fournis par le modèle 3-D, McCorquodale et Georgiou (2006) ont conclu qu'une prise d'eau située à 500 m en amont du point de rejet pourrait opérer entre 6 et 10 h sans reprise importante d'eau réchauffée due à la migration du panache thermique vers l'amont. De plus, une prise d'eau située en profondeur et munie d'une grille pourrait retarder l'entraînement de l'eau réchauffée dans la prise d'eau.

Des modélisations supplémentaires à l'aide de modèles d'équilibre thermique unidimensionnel et 3-D (ECOMSED) ont été effectuées pour simuler un certain nombre de scénarios de durée de fonctionnement du TCP dans des conditions hivernales de débit faible en tenant compte des périodes de dissipation requises après un arrêt de la centrale pour permettre la remise en route (J. McCorquodale, University of New Orleans, 2007, comm. pers.). Les exigences spéciales du CA pour l'exploitation de la centrale (voir la section 2.9.3) reflètent les résultats de ces modélisations.

La modélisation des panaches thermiques comporte un certain degré d'incertitude provenant de plusieurs facteurs impossibles à simuler de manière précise, parmi lesquels on peut citer les effets du vent et du passage des bateaux sur la configuration du panache. Durant la saison de navigation, on peut par exemple s'attendre à ce que le panache thermique flottant soit mélangé plus profondément dans les eaux réceptrices lors du passage d'un bateau. Entre juin et septembre 2005, on a dénombré selon le mois entre 12,7 et 13,1 bateaux par jour.

4.4 Résultats de la modélisation du panache thermique du BANRP

Des relevés et des modélisations antérieurs ont montré que les panaches thermiques de Bruce-A et de Bruce-B n'interagissaient que très peu, voire pas du tout, durant les périodes de temps doux et qu'ils interagissaient dans une certaine mesure, en se chevauchant, durant les périodes de froid (les études ont montré que ces chevauchements ne devraient pas intervenir sur plus de 8 % du temps) (Golder, 2005a,b). Les « périodes de temps doux » sont définies comme étant celles durant lesquelles la température de l'eau du lac est supérieure à 4 °C, ce qui peut généralement se produire au printemps, en été et en automne. Dans ces conditions, le panache thermique sera toujours plus chaud que les eaux réceptrices du lac et il sera donc flottant. Les panaches produits par Bruce-A dans ces conditions étaient principalement dirigés le long du rivage, vers le nord-est. Les courants orientés vers le sud-ouest semblaient diriger les panaches dans un premier temps vers le large en direction de l'ouest, puis vers le sud-ouest à une certaine distance des berges. Ce type de panache ne revient pas vers la rive. Les panaches qui se déplaçaient le long de la berge vers le nord-est étaient essentiellement isothermes dans l'axe vertical au-delà d'une distance de 2 km du canal de rejet. Ils s'étendaient le long de la berge sur plus de 23 km dans le cas de Bruce-A, et pouvaient progresser jusqu'à 3 km vers le large. Les panaches en bordure de berge occupaient sur toute leur longueur la colonne d'eau entière. Les panaches flottants au large avaient une épaisseur variant entre 1 et 4 m.

Les « périodes de temps froid » s'entendent des périodes durant lesquelles la température de l'eau du lac est inférieure à 4 ^{o}C, durant l'hiver. Dans ces conditions, le panache thermique est flottant à proximité du canal de sortie. Lorsque la température du panache flottant atteint 4 °C, celui-ci peut couler durant les journées sans vent d'hiver et lorsque la glace recouvre le lac. Les panaches produits par Bruce-A dans ces conditions étaient aussi dirigés préférentiellement le long du rivage, vers le nord-est. Les panaches coulants qui se dirigeaient vers le nord-est s'étalaient au fond du lac sur plus de 10 km au-delà du canal de rejet et à jusqu'à 3 km vers le large. Un panache s'étendant vers le large pouvait occuper le fond du lac jusqu'à une distance de 8 km du canal de rejet. Les panaches coulants peuvent s'étendre plus de cinq fois plus loin vers le large que les panaches de surface.

À l'aide du modèle 3-D RMA10, Golder (2005b) a estimé la superficie des panaches thermiques (en surface) pour les futures conditions d'exploitation (Bruce-A et Bruce B avec chacune de leur quatre unités respectives en exploitation) pour les périodes de temps doux et les périodes de temps froid. La modélisation a montré que la forme du panache thermique restait très variable et qu'elle dépendait d'un certain nombre de facteurs, notamment des courants dominants et de la température des eaux réceptrices.

Comme le montre le tableau 7, on estime que les deux panaches combinés de Bruce-A (quatre unités) et Bruce B (quatre unités) occupaient en surface au maximum environ 6 700 ha, par temps doux ou par temps froid (la limite du panache étant définie comme la zone à l'intérieur de laquelle la température dépasse de plus de 2 ^{o}C la température du milieu récepteur). Il s'agit là d'une augmentation d'approximativement 50 % par rapport aux conditions de référence de 2004 (Bruce-A avec deux unités et Bruce-B avec quatre unités).

Tableau 7 : Superficie estimée des panaches thermiques de Bruce-A et Bruce-B en surface

Écart de température par rapport aux eaux réceptrices (°C)	Estimations pour Bruce-A avec deux unités en exploitation		Estimations pour Bruce-A avec quatre unités en exploitation	
	Superficie max. (ha)	Limites du quartile[7] (ha)	Superficie max. (ha)	Limites du quartile[7] (ha)
2	4 400+	870	6 700+	1 500
4	2 500	390	3 800+	610
6	1 200	167	1 800+	250
8	500	50	740	70

On estime qu'à tout moment, la surface affectée par les panaches combinés de Bruce-A et Bruce-B se situe entre 70 et 3 600 ha pour une moyenne de 1 250 ha (voir le tableau 8). Il s'agit là d'une augmentation d'environ 50 %. Lorsque le BANRP est opérationnel, le modèle montre qu'à tout moment, le panache thermique est 7 à 14 fois plus grand que celui de Bruce-B.

Tableau 8 : Tailles des panaches thermiques actuels et prevus de Bruce-A et Bruce-B

Site	Minimum (ha)	Moyenne (ha)	Maximum (ha)
Référence (Bruce-A avec deux unités en exploitation)			
Bruce-A	40	850	2 400
Bruce-B	10	50	250
Combinés	50	875	2 500
Prévu (Bruce-A avec quatre unités en exploitation)			
Bruce-A	60	1 200	3 400
Bruce-B	10	50	250
Combinés	70	1 250	3 600

[7] Probabilité d'occurrence = 25 %.

5.0 ÉVALUATION DES EFFETS DES REJETS THERMIQUES SUR LES ORGANISMES VIVANTS

5.1 Contexte

Tous les mécanismes qui interviennent dans le métabolisme des organismes vivants (photosynthèse, respiration, croissance, etc.) dépendent plus ou moins de la température. Une hausse de température entraîne une accélération du métabolisme et de la respiration ainsi qu'une intensification de l'activité et de la consommation de nourriture. La température a également un effet sur la reproduction et la longévité des organismes vivants. La nature de cette dépendance varie avec l'espèce considérée et d'un organisme à l'autre suivant l'histoire et le génotype de chaque individu. À l'intérieur de la gamme normale de températures, les taux de nombreux processus sont multipliés par 2 ou 3 pour chaque augmentation de 5 à 6 ^{o}C de la température.

Chaque espèce et chaque individu sont capables de s'adapter ou de s'acclimater aux fluctuations saisonnières de la température et, à l'intérieur de certaines limites, aux variations de température qui peuvent ponctuer ces périodes d'acclimatation quand elles sont suffisamment longues. L'acclimatation fait que l'impact des fluctuations de température est amoindri pour une gamme de températures à laquelle l'organisme s'est « adapté ».

On a constaté que la température létale supérieure des organismes augmente avec la température d'acclimatation jusqu'à l'atteinte d'une température au-delà de laquelle ils ne peuvent plus s'acclimater et survivre (Hart, 1947). Cette température – appelée la limite supérieure de la température létale liminaire dans les RQEC – représente le « point de rupture » entre les températures les plus élevées auxquelles un poisson peut encore s'acclimater et les plus basses des températures supérieures extrêmes qui seront létales pour un poisson acclimaté aux eaux chaudes (Coutant, 1977b). Une fois dépassée la température létale supérieure, la survie de l'organisme dépend non seulement de la température mais aussi de la durée d'exposition, la mort survenant d'autant plus rapidement que la température est plus élevée. Les organismes répondent donc à une exposition à des températures extrêmes (hautes ou basses) comme ils réagissent à l'exposition à n'importe quelle substance toxique. Une température est généralement dite « létale » lorsque seuls 50 % des individus exposés survivent après une exposition de 96 h ou d'une semaine. Les poissons peuvent résister à d'importantes fluctuations de température en dessous de la température létale.

L'augmentation de la température peut également être nocive lorsqu'elle est combinée de façon synergique à la présence de polluants. La toxicité de certains contaminants augmente avec la température tandis que la résistance aux maladies diminue.

Les différentes espèces de poissons sont habituellement regroupées en guildes, chaque guilde correspondant à une gamme de températures propices au métabolisme des espèces qui la constitue. La guilde des eaux chaudes regroupe ainsi des organismes qui survivront bien dans des eaux pouvant aller jusqu'à 30 °C. La guilde des eaux froides, par contre, survivra bien dans des eaux dont la température n'excédera pas 20 ^{o}C. La guilde intermédiaire des eaux tempérées rassemble les espèces qui survivent bien dans les eaux dont la température peut aller jusqu'à 24-26 ^{o}C. En général, un grand nombre d'espèces survivent bien dans les eaux dont la température est inférieure à 30 ºC, température qui

peut néanmoins constituer un seuil de tolérance critique pour certaines espèces. Entre 30 et 40 ºC, le nombre d'espèces capables de survivre diminue rapidement et seul un très petit nombre d'organismes aquatiques peuvent survivre dans des eaux dont la température dépasse 40 ºC.

Un grand nombre d'études expérimentales et théoriques ont montré que les rejets thermiques pouvaient avoir un impact négatif sur l'environnement aquatique. La plupart des études de terrain, cependant, ont montré que les éventuels effets négatifs sur les organismes aquatiques ou les utilisations des eaux sont localisés et dépendent des caractéristiques physiques du site et des communautés aquatiques qui y vivent habituellement.

L'emplacement et la conception de toute nouvelle centrale peuvent être les deux aspects les plus importants dont il faut tenir compte lorsqu'on cherche à minimiser l'impact des rejets thermiques (Dames et Moore, 1979) tout en tenant compte des contraintes techniques et économiques. L'emplacement du point de rejet des effluents thermiques devrait être choisi en tenant compte de la productivité biologique, de la présence éventuelle de communautés biologiques uniques, de l'utilisation de l'habitat par les organismes, et de la présence éventuelle de composantes valorisées de l'écosystème (CVE) et d'espèces en péril.

Un exposé des effets des panaches thermiques sur le phytoplancton, les algues fixées, la végétation aquatique, le zooplancton, les invertébrés benthiques, les poissons, l'avifaune aquatique et les diverses utilisations de l'eau est présenté ci-après. Cet exposé n'a pas la prétention d'être exhaustif. Des études détaillées devraient être effectuées pour chaque site.

5.1.1 Phytoplancton

Des études sur la réponse du phytoplancton aux rejets thermiques ont été effectuées dans le passé. Ces études ont montré que lorsque l'eau est froide (entre 0 et 10 ^{o}C), toute élévation de sa température entraîne un gain de productivité (Coutant, 1970a). Lorsque l'eau est à une température typique pour des conditions estivales (entre 15 et 20 °C), un léger réchauffement s'accompagne également d'un gain de productivité mais une augmentation trop importante de la température (plus de 5,6 ^{o}C) provoque à l'inverse une diminution de la productivité primaire. Passé ce seuil de 5,6 ^{o}C, le déclin de la photosynthèse va grandissant avec l'écart de température.

McKee *et al.* (2003) ont signalé qu'une exposition continue du phytoplancton à des eaux plus chaudes de 3 ^{o}C que les eaux ambiantes pendant 2 ans (premier traitement) ou pendant l'été seulement (second traitement) n'avait pas eu d'influence significative sur les concentrations de chlorophylle-a ni sur le volume total des algues.

Noton (1972) a observé une production de phytoplancton significativement plus importante dans le panache thermique de surface des centrales thermiques Wabamun (WPP) et Sundance (SPP), dans le lac Wabamun, en Alberta, par rapport à la station témoin située au milieu du lac. Aucune différence n'a été observée à 0,5 et 1 m de profondeur. En revanche, Nursall et Gallup (1971) ont signalé qu'en été, la densité des organismes phytoplanctoniques (cellules/ml) mesurée à une station témoin du lac Wabamun était 33 % supérieure à celle mesurée dans le panache thermique de la centrale WPP. Les auteurs

ont attribué cette moindre production dans le panache à la croissance importante de macrophytes aquatiques qui ont inhibé par compétition la production de phytoplancton. Hasler et Jones (1949) ont démontré l'action inhibitrice des macrophytes aquatiques sur les algues et les rotifères. L'hiver, la densité des organismes phytoplanctoniques à la station située dans le panache de la centrale WPP, dépourvue de glace, était cependant supérieure à celle mesurée à la station témoin, couverte de glace et de neige.

Lorsque la température reste au-dessus de 35 °C pendant des périodes assez longues, les algues bleues deviennent souvent dominantes (Patrick, 1969). La densité des algues bleues augmente si l'eau reste entre 32,5 et 35 °C pendant plusieurs semaines, alors qu'en dessous de 32,5 °C, ce sont habituellement les diatomées qui dominent.

En général, les effets thermiques sur les communautés phytoplanctoniques présentes dans les eaux réceptrices ont été faibles ou indiscernables des fluctuations saisonnières ou spatiales normales. La raison en est simple : les panaches de la plupart des centrales bien conçues n'exposent les organismes planctoniques qu'à de courtes modifications de la température de l'eau qui ne sont pas létales et qui ne modifient pas de manière durable la production de ces micro-organismes. Le taux de reproduction du phytoplancton est si élevé que les cellules perdues sont rapidement remplacées. Les modifications à long terme des communautés planctoniques à l'échelle de tout un écosystème sont rares et n'interviennent habituellement que dans les petits plans d'eau. Il se peut que la production organique de la communauté phytoplanctonique augmente un peu, mais la biomasse supplémentaire ainsi générée n'atteint généralement pas des niveaux nuisibles. C'est pour cette raison que le phytoplancton n'est pas considéré comme étant une catégorie biotique méritant une attention importante dans le cadre de la plupart des évaluations des effets des rejets thermiques.

Les rejets thermiques peuvent contenir du chlore, produit utilisé pour éliminer les organismes bioencrasseurs qui envahissent les conduites des condenseurs, notamment les bactéries, les champignons et les invertébrés tels que la moule zébrée. Les analyses environnementales doivent considérer aussi bien la toxicité thermique que la toxicité des biocides.

5.1.2 Algues fixées

Hickman (1974) a déterminé que les rejets thermiques de la centrale WPP dans le lac Wabamun entraînaient une augmentation de la densité des algues épipéliques, en particulier dans le canal de rejet et juste à sa sortie. Cette augmentation concernait *Oscillatoria amoena* et *O. borneti*, dans le canal de rejet, qui formaient l'inoculum d'algues fourni aux eaux réchauffées du lac. La composition en espèces de diatomées était similaire à toutes les stations sauf dans le canal de rejet où le nombre d'espèces de diatomées était moindre. En été, *Navicula cuspidata* était l'espèce dominante dans le canal de rejet où la température de l'eau est montée jusqu'à 31 °C. Les effluents chauds n'ont eu aucun effet sur la densité et la composition taxonomique du biote épipsammique.

Kirby et Dunford (1981) ont signalé que l'exploitation de la centrale de Nanticoke s'accompagne d'une croissance accélérée, en début de saison, des algues fixées et d'une modification de la composition taxonomique dans le voisinage immédiat de la centrale, probablement à cause, respectivement, des rejets d'eaux chaudes et de la création d'une baie abritée (le canal de rejet). McKinley (1982) a conclu que la faible densité d'algues

fixées, principalement *Cladophora*, au point de rejet de la centrale de Nanticoke était due à des courants plus rapides qui détruisent en continu (par déchirement) l'algue filamenteuse. Les hausses périodiques de la température de l'eau au voisinage de 25 °C, température considéré comme limitant la croissance de *Cladophora* (Storr et Sweeney, 1971), pourraient avoir inhibé la croissance des algues et ainsi contribué à la faible densité de celles-ci.

Drown *et al.* (1974) ont observé que les diatomées périphytiques du lac Supérieur n'étaient généralement pas affectées outre mesure par les hausses de température (ΔT de 10 à 12 ^{o}C), sur la base de la composition en pourcentage de la communauté entière. En général, les algues vertes bénéficiaient des hausses de températures, en particulier les algues vertes filamenteuses des genres *Mougeotia* et *Zygnema*. La croissance de l'algue verte *Utothrix zonata* était cependant inhibée par l'augmentation de la température de l'eau.

Contrairement au phytoplancton, les algues fixées dans les canaux de rejet et les zones proches des points de rejet sont exposées longtemps aux panaches thermiques. Les communautés d'algues fixées présentes dans les eaux réceptrices ne subissent aucune modification appréciable tant que la température de l'eau ne dépasse pas 32 °C. Passé ce seuil, les algues bleues commencent à dominer et se développent parfois jusqu'à atteindre des niveaux nuisibles. Ces algues bleues nuisibles ne sont pas consommées par la plupart des macro-invertébrés et la biomasse supplémentaire qu'elles génèrent dans le champ proche peut être transportée et entraîner un enrichissement organique dans les zones éloignées. Les algues fixées présentes dans les canaux de rejet et les zones proches du point de rejet sont également sensibles au chlore et autres produits biocides, ce qui complique l'évaluation des effets purement thermiques.

5.1.3 Végétation aquatique

Rooney et Kalff (1991) ont signalé que les fluctuations interannuelles de la température ont un effet sur la distribution et la biomasse des communautés de macrophytes aquatiques. Des températures douces en début de saison (1998) ont ainsi favorisé une colonisation beaucoup plus poussée de macrophytes (+25 à +170 %), une biomasse humide en moyenne plus élevée de 300 g/m^2 et une augmentation de 45 à 1 160 % de la biomasse lacustre totale dans quatre lacs des Cantons de l'Est du Québec par rapport aux données recueillies en 1997, année plus froide.

D'après McKee *et al.* (2002, 2003), une augmentation de 3 ^{o}C de la température de l'eau au-dessus de la température témoin sur une période de 2 ans dans des microcosmes n'a pas affecté l'abondance globale des macrophytes. Cependant, la proportion et le taux de croissance de chaque communauté d'élodée crépue (*Lagarosiphon major*) ont augmenté sous l'influence d'un réchauffement continu sur 2 ans (McKee *et al.*, 2002). Le réchauffement n'a pas eu d'effet considérable sur l'abondance ou le taux de croissance de l'élodée de Nuttall (*Elodea nuttallii*). Le potamot flottant (*Potamogeton natans*) est entré en floraison plus tôt dans la saison dans des conditions de réchauffement continu et la superficie de feuilles flottantes a augmenté sous l'effet d'un réchauffement continu et sous l'effet d'un réchauffement restreint à la période estivale.

Anderson (1969) a déterminé que le potamot perfolié (*Potamogeton perfoliatus*) présente une grande tolérance thermique. Cette espèce est en effet capable de s'adapter physiologiquement à une hausse de température à la faveur de la maturation de ses

feuilles, étant donné que seules les feuilles plus vieilles présentent des taux de respiration plus faibles aux températures élevées. La mort de tissus de cette plante a été observée à partir de 45 ^{o}C.

Stanley et Naylor (1972) ont remarqué que chez le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*), la température optimale pour la photosynthèse est élevée. L'absorption nette de dioxyde de carbone augmentait avec la température jusqu'au seuil de 35 ^{o}C. Les auteurs ont conclu que cette espèce serait avantagée dans les milieux chauds.

Barko et Smart (1981) ont signalé qu'une hausse de la température stimulait la croissance de l'élodée dense (*Egeria densa*), de l'hydrille verticillée (*Hydrilla verticillata*) et du myriophylle en épi. Ils ont cependant constaté une compression du cycle de croissance et une progression saisonnière plus rapide de la sénescence. Bien que la biomasse des tiges chez l'élodée dense n'ait pas été affectée de manière appréciable par les températures situées entre 16 et 28 °C, elle a été réduite de manière significative à 32 °C, la température maximale des essais. La biomasse des tiges chez l'hydrille a augmenté graduellement entre 16 et 32 ^{o}C. La température optimale pour la photosynthèse chez l'hydrille serait de de 36,5 °C (Van *et al.* 1976). Les auteurs ont également constaté l'absence de tendances discernables pour ce qui est de la biomasse des tiges chez le myriophylle en épi, l'augmentation de la production de biomasse aux températures élevées étant associée à une fragmentation végétative maximale.

Lors d'une expérience similaire, Barko *et al.* (1982) ont démontré que la biomasse des tiges de l'élodée du Canada (*Elodea* [(*Anacharis*] *canadensis*) et de la vallisnérie d'Amérique (*Vallisneria americana*) augmentait avec la température jusqu'à 28 °C. Dans le cas du potamot noueux (*Potamogeton* (*americanus*) *nodosus*), la biomasse des tiges continuait à augmenter à la température maximale d'exposition (32 °C).

Un petit nombre d'études ont été menées à bien pour évaluer l'effet des rejets thermiques des centrales sur les communautés de macrophytes aquatiques. Parker *et al.* (1973) ont par exemple trouvé que plusieurs espèces de macrophytes aquatiques avaient disparu d'une portion d'un bassin de refroidissement de la centrale nucléaire Savannah River où la température de l'eau dépassait 45 ºC durant la plus grande partie de l'année. De plus, l'abondance relative des autres espèces était considérablement plus faible que celle observée dans un bassin témoin voisin. Grace et Tilly (1977) ont trouvé que le poids sec des naïades de Guadeloupe (*Najas guadalupensis*) était multiplié par six entre un site froid et un site tiède et par dix entre un site tiède et un site chaud. Ils ont également constaté qu'à la station tiède, le myriophylle en épi était plus de trois fois plus abondant qu'à la station froide mais que son abondance était très réduite à la station chaude.

Un certain nombre d'études ont été entreprises pour évaluer l'effet des rejets thermiques sur les communautés de macrophytes aquatiques dans le lac Wabamun. Allen et Gorham (1972) ont par exemple signalé que les augmentations par incréments de la capacité de production maximale de la centrale WPP (de 70 MW en 1952 à 600 MW en 1968) et des effluents thermiques associés ont favorisé, dans la zone du lac Wabamun touchée par les rejets thermiques, l'invasion et la domination ultérieure de l'élodée du Canada, qui a ainsi remplacé la communauté de myriophylles de Sibérie (*Myriophyllum* (*exalbescens*) *sibiricum*) et de *Chara globularis*. Cette communauté était encore présente ailleurs dans le lac y compris dans la zone de rejet thermique de la centrale SPP avant sa mise en route en octobre 1970. En juillet 1971, la croissance du myriophylle de Sibérie était déjà affectée

dans le canal de rejet de la centrale SPP et le chara y était disparu et remplacé par l'élodée du Canada. Les écarts de températures ΔT maximaux pour la centrale SPP étaient respectivement de 11 et 22 ^{o}C en été et en hiver. Il a été avancé que l'augmentation de la turbidité et l'envasement durant la construction des installations a contribué, avec l'augmentation de la température des eaux réceptrices, à l'élimination du chara. Dans le canal de rejet de la centrale SPP, on a observé ultérieurement une élimination graduelle de l'élodée du Canada et du myriophylle de Sibérie ainsi qu'une augmentation de la quantité de potamot pectiné (*Potamogeton pectinatus*), plante adaptée aux courants rapides. Une colonisation rapide similaire par le potamot pectiné a été observée dans le canal de rejet de la centrale WPP lorsque celle-ci a été agrandie en 1961.

D'après Haag et Gorham (1977) et Rasmussen (1982), la production de macrophytes aquatiques submergés dans le secteur du lac Wabamun affecté par les rejets thermiques de la centrale WPP était supérieure à celle observée dans les secteurs non réchauffés. L'élodée du Canada dominait la production végétale au début du printemps dans les zones réchauffées à cause de sa présence importante dans ce secteur épargné par la glace en hiver (Haag et Gorham, 1977). Rasmussen (1982) note que la quantité de détritus de plante sur les sédiments était plus importante dans le secteur réchauffé. Haag (1983) signale que l'émergence de jeunes plants dans les sédiments recueillis dans le canal de rejet de la centrale WPP était quatre fois plus importante que dans les sédiments recueillis n'importe où ailleurs dans le lac Wabamun. Des fragments de tiges d'élodée du Canada détachés sous l'action des vagues et dispersés sur l'ensemble du lac se sont établis durant la période de végétation, mais les plantes produites ont décliné par la suite (Haag et Gorham, 1977). Les auteurs ont conclu que la modification locale de la composition taxonomique dans les secteurs réchauffés du lac Wabamun n'avait pas affecté le reste du lac.

Il est nécessaire de considérer les macrophytes aquatiques non seulement en eux-mêmes mais aussi en tant que composants de l'habitat des macro-invertébrés et des poissons. Ils doivent aussi être considérés comme des plantes nuisibles dans les sites où l'eau doit rester libre pour ne pas compromettre une utilisation locale ou lorsque leur croissance peut nuire à d'autres organismes aquatiques. Comme les algues fixées, ils peuvent être exposées à des changements de température sur de longues périodes, en particulier dans les secteurs proches des points de rejet. Leur valeur, au final, doit être évaluée comme étant positive ou négative en fonction de l'utilisation qui est faite de l'eau à l'endroit où ils sont produits.

5.1.4 Zooplancton

La reproduction et la croissance du zooplancton dépendent fortement de la température. Finesinger (1926) a signalé que la production d'œufs par le rotifère *Lecane* (*Distyla*) *inermis* était optimale entre 22,3 et 27 °C et qu'elle déclinait à partir de 35 °C. Les organismes exposés à des températures situées entre 27 et 35 °C étaient beaucoup plus actifs et devenaient matures plus rapidement que les organismes témoins. Brown (1929) a mentionné des températures létales situées entre 40 et 50 °C pour un certain nombre d'espèces de cladocères après une exposition d'une minute. Lorsque la température augmentait lentement, la gamme des températures létales s'étalait de 35 à 42 °C.

Garton *et al.* (1990) a signalé des TL_{50} supérieures sur 12 h situées respectivement entre 28 et 26,2 °C pour les cladocères prédateurs *Leptodora kindti* et *Bythotrephes cederstoemi*,

avec une température ambiante de 25,0 °C. Pour des températures ambiantes inférieures respectives de 10,5 et 7,1 °C, les TL_{50} supérieures sur 12 h pour *L. kindti* et *B. cederstroemi* étaient de 24,7 et 25,9 °C.

Carlson (1974) a montré que le cladocère *Scapholeberis kingi* était très tolérant à la chaleur, avec des TL_{50} supérieures sur 12, 24, 48 et 72 h de respectivement 37, 36, 34 et 33 °C. Cette espèce présente également une tolérance élevée aux augmentations soudaines de la température (chocs thermiques) : 50 % ont ainsi survécu pendant plus de 24 h après une hausse soudaine de 21 °C de la température de l'eau sans toutefois excéder une température finale de 38 °C. De plus, lorsque la température était augmentée de 5 à 7 ^{o}C, la production quotidienne de jeunes organismes augmentait respectivement de 18 et 102 % par rapport à la production à température ambiante (entre 21 et 22 °C). Le taux de reproduction baissait cependant de 32 % lorsque la température était accrue de 14 ^{o}C.

Des études en laboratoire portant sur les déplacements du copépode *Diaptomus sanguineus* et du cladocère *Daphnia parvula* ont montré que ces deux organismes se déplaçaient vers des eaux plus profondes, plus fraîches, dès que la température subissait une légère hausse (2 °C) (Gehrs, 1974).

Parmi les principaux groupes d'organismes constituant le zooplancton, les copépodes sont plus sensibles aux réchauffements que les rotifères et les cladocères (Kititsina, 1973). Fenlon *et al.* (1971) et McNaught et Fenlon (1972) ont par exemple signalé que des apports thermiques dans l'écosystème de la pointe Nine Mile, sur le lac Ontario, ont entraîné une augmentation de la quantité de *Bosmina* spp. (multipliée par 25) et de *Daphnia retrocurva* (multipliée par 1,2) dans l'ensemble du secteur couvert par l'étude. Près du point de rejet, ces deux populations ont respectivement été multipliées par 123,8 et 2,4. La population du copépode *Cyclops bicuspidatus* a cependant diminué dans le voisinage de la pointe Nine Mile. La production primaire, dans le même temps, n'a pas été modifiée de manière significative par l'augmentation des populations du zooplancton.

Dunstall *et al.* (1985) a mentionné que la composition et l'abondance des rotifères étaient quelque peu modifiées dans le voisinage immédiat du point de rejet des effluents de la centrale de Lennox sur la baie de Quinte (lac Ontario). Là encore, aucune modification de l'abondance des espèces dominantes du phytoplancton n'a pu être mise en évidence. La composition taxonomique du zooplancton crustacé dans le voisinage immédiat du point de rejet des effluents différait de celle observée dans l'eau de refroidissement mais les deux communautés étaient dominées par *Diacyclops bicuspidatus thomasi*. Dunstall *et al.* (1985) ont conclu que les populations planctoniques transitoires dans les eaux du lac au voisinage de la centrale de Lennox étaient principalement fonction du mélange de masses d'eau disparates, tandis que les effets à court terme de l'exploitation de la centrale se faisaient principalement ressentir dans le voisinage immédiat du point de rejet des effluents.

Evans (1981) a signalé que le zooplancton était plus abondant dans les eaux plus chaudes du panache thermique de la centrale nucléaire Donald C. Cook sur le lac Michigan, la zone de haute densité s'étendant sur une superficie d'environ 0,2 à 0,3 km^2.

Après neuf années d'observation des communautés de protozoaires dans les rivières Potomac et Savannah, Cairns (1969) n'a pu mettre en évidence aucune dégradation des

communautés de protozoaires par les petites augmentations graduelles de la température résultant du rejet des effluents thermiques.

Tout comme le phytoplancton, le zooplancton est généralement exposé de manière brève à un écart de température dans le panache des rejets. En général, ces expositions transitoires ne sont généralement pas suffisamment longues pour être létales, même lorsque la température des effluents est élevée. Cependant, lorsque le volume des eaux réceptrices est faible, des réchauffements prolongés ou des expositions répétées pourraient modifier de façon importante les communautés zooplanctoniques.

5.1.5 Macro-invertébrés benthiques

Ward et Stanford (1982) et Sweeney (1984) ont passé en revue les travaux portant sur le rôle de la température dans le cycle de vie des insectes aquatiques, notamment durant l'incubation, l'éclosion des œufs, la dormance, la croissance, la maturation et l'émergence.

McKee *et al.* (2003) ont signalé qu'une augmentation de 3 ^{o}C de la température de l'eau au-dessus de la température témoin pendant 2 ans dans des microcosmes entraînait une augmentation du nombre d'invertébrés associés aux macrophytes (gastéropodes et ostracodes).

Lush (1981) a signalé que les apports thermiques de la centrale nucléaire de Pickering dans la zone littorale du lac Ontario provoquaient une petite modification dans le temps et l'espace des populations de macro-invertébrés.

L'abondance de certaines espèces de macro-invertébrés peut augmenter de manière substantielle dans le voisinage des points de rejet thermique. Dans le secteur réchauffé du lac Wabamun, on a par exemple observé des populations de macro-invertébrés benthiques plus importantes que dans les secteurs non réchauffés (Rasmussen, 1982). La composition taxonomique de la communauté des macro-invertébrés benthiques était également très différente dans les zones réchauffées. Les zones les plus chaudes abritaient une communauté dominée par des oligochètes tubificides (*Limnodrilus hoffmeisteri* et *Tubifex tubifex*), alors que les zones moyennement réchauffées abritaient une communauté dominée par de grosses espèces de *Chironomus* (*C. plumosus* et *C. atroviridis*). Le benthos des zones non réchauffées du lac était principalement composé de petites espèces de chironomidés telles que *C. maturus*, *C.* (cf.) *staegeri, Polypedilum nubeculosum, Cladotanytarsus* spp. et *Tanytarsus* spp.

De plus, Sankurathri et Holmes (1976) ont signalé que dans la zone touchée par le panache thermique de la centrale WPP, la vitesse de développement des œufs et la croissance du gastéropode *Physa gyrina* avaient augmenté et que les activités liées à la reproduction s'étalaient sur toute l'année dans ce secteur. D'après les auteurs, l'allongement de la période de croissance des macrophytes aquatiques s'accompagnait donc d'une densité accrue de *P. gyrina* dans la zone réchauffée durant l'été.

Storr et Schlenker (1974) ont constaté que dans l'année qui a suivi le début de l'exploitation de la centrale thermique de la pointe Nine Mile sur le lac Ontario, le nombre d'amphipodes (*Gammarus* spp.) avait augmenté de 200 % dans le voisinage de la centrale. Dahlberg et Conyers (1974) ont mentionné des résultats similaires pour des insectes aquatiques et la

plupart des autres groupes de macro-invertébrés pour les eaux dont la température était supérieure de 4,5 à 12 °C à la température du milieu ambiant.

Alston *et al.* (1978) a comparé les communautés de macro-invertébrés benthiques dans trois canaux artificiels : un canal qui recevait des eaux non réchauffées (témoin), dont la plus haute température hebdomadaire moyenne était de 30,8 °C, un canal qui présentait une stratification thermique et qui était alimenté par des eaux non réchauffées et des effluents thermiques; un canal qui était alimenté seulement par des eaux réchauffées, dont la plus haute température hebdomadaire moyenne était de 35,5 °C. Durant la plupart des périodes, les larves d'oligochètes et de chironomidés étaient les taxons dominants. La diversité des espèces était la plus faible dans le canal alimenté seulement par des eaux réchauffées et la plus forte dans le canal témoin. De plus, les éphémères étaient en nombre moindre dans le canal alimenté par les eaux réchauffées par rapport aux populations observées dans les deux autres canaux.

Sur la base d'une étude des effets des rejets thermiques d'une centrale installée sur la rivière Wabush, Gammon (1973) a signalé que le nombre de larves de trichoptères relevé dans les zones touchées par une hausse de la température avait augmenté en juin et août et diminué en juillet. La population des chironomidés était légèrement réduite dans les zones recevant un apport thermique. La réponse des éphéméroptères était plus variable. La densité des *Stenonema* augmentait systématiquement dans les eaux plus chaudes tandis que celle des *Tricorythodes* diminuait dans ces zones. Les populations de *Baetis* et d'*Isonychia* augmentaient aussi généralement dans les zones plus chaudes.

On a également mis en évidence une réduction de la diversité taxonomique, des densités et de la biomasse chez les macro-invertébrés benthiques. Benda et Proffitt (1974) ont par exemple signalé que les rejets d'eau chaude par une centrale sur la rivière White, à Petersburg, dans l'Indiana, provoquaient une diminution des populations de larves de phryganes, de nymphes d'éphémères et d'autres invertébrés dans le secteur des rejets lorsque les températures variaient entre 31 et 39,4 °C; ces populations étaient néanmoins complètement rétablies à moins de 550 m en aval du point de rejet. Les chironomidés, en particulier *Glyptotendipes lobiferus*, étaient les invertébrés les plus nombreux dans les échantillons prélevés dans la partie réchauffée et les moins nombreux dans la partie non réchauffée. C'est à 90 m en aval de l'embouchure du canal de rejet que les échantillons contenaient le plus grand nombre de macro-invertébrés. À cet emplacement, l'eau a atteint une température maximum de 33 °C. Les stations d'échantillonnage les moins productives étaient les deux stations situées à l'intérieur du canal de rejet, où la température de l'eau excédait en moyenne de 6 °C la température ambiante et a atteint un maximum de 39,4 °C.

Howell et Gentry (1974) ont également signalé une diminution de la diversité des communautés de macro-invertébrés benthiques dans un cours d'eau affecté par les effluents thermiques de la centrale Savannah River près d'Aiken, en Caroline du Sud. Près de 96 % des individus recueillis appartenaient à deux espèces d'insectes, un corixidé et un gros chironomidé (*Chironomus* sp.).

D'après Nichols (1981), seules les populations d'oligochètes présentes à proximité immédiate (dans les 100 premiers mètres) du point de rejet des effluents thermiques de la centrale nucléaire d'Oconee, dans le réservoir Keowee, en Caroline du Sud, étaient modifiées par les rejets thermiques. À cet endroit, les effectifs moyens et le nombre total d'espèces étaient les plus élevés, et les fluctuations saisonnières étaient importantes.

Des eaux atteignant et dépassant 35 °C dans le canal de rejet de la centrale donnant sur le lac Baldwin, un réservoir de refroidissement en circuit fermé, ont provoqué l'élimination quasi complète des chironomidés, dont la densité moyenne annuelle était inférieure à 110/m^2 (Parkin et Stahl, 1981). Lorsque la température maximale des eaux du bassin principal était de 32 °C, la densité moyenne annuelle des chironomidés était de 1 037/m^2. De plus, les températures élevées dans le bassin principal ont fait passer le nombre de générations de *Tanypus stellatus* de deux par an (taux habituel) à trois ou quatre par an.

Wellborn et Robinson (1996) ont étudié l'effet des rejets thermiques d'une centrale sur les communautés de macro-invertébrés benthiques dans un réservoir du centre du Texas en comparant les communautés présentes dans un bassin de refroidissement de 60 ha recevant directement les effluents à celles présentes dans un secteur du réservoir relativement non touché. La température moyenne dans le bassin excédait de 7,2 ^{o}C celle du réservoir. Les trichoptères étaient systématiquement moins abondants dans le bassin de refroidissement que dans le reste du réservoir. Les chironomidés et les amphipodes étaient généralement moins nombreux dans le bassin de refroidissement que dans le reste du réservoir, à l'exception d'un seul jour d'hiver ou cette tendance a été inversée. Le bassin de refroidissement a de plus atteint de telles températures en été (40 à 42 ^{o}C) que tous les macro-invertébrés benthiques ont été éliminés. Bien que les espèces aient recolonisé le bassin après l'hécatombe estivale et que certaines d'entre elles soient alors passées brièvement par des effectifs élevés, la plupart d'entre elles sont restées moins abondantes dans le bassin que dans le reste du réservoir durant toute la durée de l'hiver.

Cole et Kelly (1978) ont signalé que l'abondance, la diversité et la taille moyenne des macro-invertébrés benthiques avaient diminué dans le canal de rejet de la centrale Monroe et une zone réchauffée adjacente. Ces déclins ont cependant été liés à une utilisation intense des effluents thermiques par les poissons qui ont pris l'habitude de s'y nourrir après l'accroissement de la production benthique.

Les essais en laboratoire menés par Nebeker (1971) ont permis à cet auteur d'observer l'émergence prématurée d'insectes adultes après exposition à des températures élevées durant l'hiver alors que la température de l'air est potentiellement létale pour les insectes. Mattice et Dye (1978) ont signalé une croissance accélérée et une émergence précoce de l'éphémère *Hexagenia bilineata* dans la baie de rejet de la centrale thermique à vapeur de Kingston, sur la rivière Clinch, dans le Tennessee. Cependant, comme le secteur affecté étant peu étendu (moins de 0,01 % de la surface totale du réservoir), l'impact du phénomène sur les populations d'éphémères de l'ensemble du réservoir était probablement faible. Langford et Daffern (1975) et Langford (1975) ont par contre conclu, à partir d'observations de terrain, qu'il n'y avait aucun signe d'émergence précoce des éphéméroptères, des trichoptères et des mégaloptères en aval des points de rejet d'effluents thermiques de diverses centrales sur la rivière Severn, en Grande-Bretagne.

Wojtalik et Waters (1970) ont signalé que la température de l'eau affectait l'amplitude de la dérive au cours du cycle nycthéméral de certains macro-invertébrés benthiques mais n'avait aucun effet à ce chapitre sur d'autres.

Du fait de leur faible mobilité, les macro-invertébrés aquatiques sont généralement considérés comme étant de précieux bioindicateurs de la santé des écosystèmes locaux. La composition taxonomique des communautés d'invertébrés benthiques a tendance à se modifier de manière marquée lorsque la température de l'eau approche 32 °C (Coutant,

1959). Aux températures inférieures à ce seuil, le cycle annuel de chaque espèce peut être altéré par les modifications thermiques persistantes. Les invertébrés benthiques constituant par ailleurs une appréciable source d'alimentation pour les poissons, ils doivent conserver en toutes circonstances une importance particulière lors de l'évaluation des effets thermiques. D'abondants travaux ont été consacrés à la tolérance thermique de diverses espèces pour qu'elles puissent être utilisées comme outils d'évaluation des effets des panaches thermiques.

Le tableau 9 présente les valeurs de tolérance thermiques disponibles pour un certain nombre de macro-invertébrés benthiques. La plupart des espèces tolèrent des températures élevées allant jusqu'à 32 ºC.

Tableau 9 : Tolérance thermique de macro-invertebres benthiques

Taxon	Temp. (°C)	Variable thermique[8]	Référence
P. Coelenterata			
Hydra pseudoligactis	34	ULT	Schroeder et Callaghan (1981)
H. oligactis	31	ULT	
P. Nematoda			
Cura foremani	33	CL_{50} sur 96 h	Chandler (1966)
Dugesia tigrina	35,5-39,4	ULT	Abbott (1960)
	33	Aucune mortalité	Chandler (1966)
Phagocata gracilis	30,5-34,9	ULT	Abbott (1960)
P. Annelida			
Cl. Oligochaeta			
F. Tubificidae			
Branchiura sowerbyi	35	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)[9]	Chapman *et al.* (1982)
	35	CL_{50} sur 96 h (Avec séd.)[10]	
Limnodrilus hoffmeisteri	34	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)	
	35	CL_{50} sur 96 h (Séd.)	
	37	CL_{50} sur 96 h	Birtwell et Arthur (1980)
Quistadrilus multisetosus	32	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)	Chapman *et al.* (1982)
	35	CL_{50} sur 96 h (Séd.)	
Rhyacodrilus Montana	25	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)	
Spirosperma ferox	35	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)	
S. nikolskyi	25	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)	
	25	CL_{50} sur 96 h (Séd.)	
Stylodrilus heringianus	25	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)	
	25	CL_{50} sur 96 h (Séd.)	
Tubifex tubifex	35	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)	
	35	CL_{50} sur 96 h (Séd.)	
	34	CL_{50} sur 96 h	Birtwell et Arthur (1980)
Variechaeta pacifica	25	CL_{50} sur 96 h (Aucun séd.)	Chapman *et al.* (1982)
Cl. Hirudinae			
Helobdella stagnalis	~30	Aucune mortalité	Schneider (1962)
Macrobdella	37	Aucune mortalité	Bushnell (1966)
Cl. Polychaeta			
Manayunkia speciosa	31	Aucune mortalité	Rolan (1974)

[Note du traducteur : Nous avons conservé certaines appellations anglaises (avec leur abréviation) pour les variables thermiques utilisées par les différents auteurs, qui peuvent présenter des particularités méthodologiques (voir les sources).]

[8] ILL = incipient lethal level (« niveau létal liminaire »); LHT = lethal high temperature (« température létale supérieure »); ULT = upper lethal temperature (« température létale supérieure »); CL_{50} = « concentration » létale entraînant une mortalité de 50 % des individus testés; TLm ou TL_{50} = tolérance limite (température létale) médiane, soit la température entraînant la mort de 50 % des individus testés.

[9] Aucun séd. = bio-essai sans sédiments.

[10] Avec séd. = bio-essai avec sédiments.

Taxon	Temp. (°C)	Variable thermique[8]	Référence
P. Arthropoda			
Cl. Arachnoidea			
O. Acariformes			
F. Hydrocarina			
Limnesia undulata	31,3	Aucune mortalité	Markowski (1959)
Cl. Malacostraca			
O. Amphipoda			
F. Gammaridae			
Gammarus fasciatus	34,6	LHT sur 24 h	Sprague (1963)
	29	ILL	
	33,8	CL_{50} sur 24 h	Thibault et Couture (1980)
G. lacustris	26	TL_{50} sur 96 h	Smith (1973)
	25	TL_{50} sur 30 j	
G. limnaeus	30-32	ULT	Krog (1954)
G. pseudolimnaeus	29,6	LHT sur 24 h	Sprague (1963)
	28	ILL	
	26	TL_{50} sur 96 h	Smith (1973)
	22-24	TL_{50} sur 30 j	
Hyalella azteca	33,2	LHT sur 24 h	Sprague (1963)
	27	ILL	
	33	CL_{50} sur 11 h	Bovee (1949)
F. Pontoporeiidae			
Diporeai (Pontoporeia) affinis	12	TLm sur 24 h	Smith (1972)
	10,8	TLm sur 96 h	
	10,4	TLm sur 30 h	
O. Isopoda			
F. Asellidae			
Caecidotea (Asellus) intermedius	34,6	LHT sur 24 h	Sprague (1963)
	31	ILL	
Lirceus brachyurus	23	ILL	Cheper (1980)
L. fontinalis	40	Enregistré comme présent	Styron (1968)
O. Decapoda			
F. Astacidae			
Orconectes obscurus	33	Temp. d'acclimatation	Hall *et al.* (1978)
O. rusticus	36,6	CL_{50} sur 24 h	Spoor (1955)
Pacifastacus leniusculus	32-33	ULT	Becker et Genoway (1974); Becker *et al.* (1975)
Cl. Insecta			
O. Ephemeroptera			
F. Baetidae			
Baetis rhodani	21,0-21,3	CL_{50} sur 24 h	Whitney (1939)
B. tenax	21,3	CL_{50} sur 24 h	
Cloeon dipterum	28,5	CL_{50} sur 24 h	
Pseudocloeon	41,1	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
Rhithrogena semi-colorata	22,4-24,7	CL_{50} sur 24 h	Whitney (1939)
F. Caenidae			
Caenis	26,7	CL_{50} sur 24 h	
F. Ephemerellidae			
Ephemerella	30	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
E. subvaria	21,5	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
F. Heptageniidae			
Arthroplea	30	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
Heptagenia	28,3	Enregistré comme présent	
Stenonema	32,2	Enregistré comme présent	
S. tripunctatum	25,5	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
O. Odonata			
F. Aeshnidae			
Boyeria vinosa	32,5	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
F. Coenagrionidae			
Argia	41,1	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
Ischura verticalis	31	Aucune mortalité	Baker et Feltmate (1987)
Libellula	>40	Aucune mortalité	Howell et Gentry (1974)

Taxon	Temp. (°C)	Variable thermique[8]	Référence
F. Corduliidae			
Somatochlora	36,7	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
F. Gomphidae			
Hagenius	26,7	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
Ophiogomphus rupinsulensis	33	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
F. Libellulidae			
Libellula	>40	Aucune mortalité	Howell et Gentry (1974)
	41,3	ULT (Temp. d'acclim. témoin 11 °C)	Martin et Genrty (1974)
	42,8	ULT (Temp. d'acclim. témoin 15 °C)	
	43,8	ULT (Temp. d'acclim. témoin 15 °C)	
	47,6	ULT (thermal accl temp 30-33 °C)	
	475	ULT (Temp. d'acclim. témoin 35 °C)	
O. Plecoptera			
F. Capniidae			
Allocapnia granulata	23	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
F. Chloroperlidae			
Isogenus frontalis	22,5	CL_{50} sur 96 h	
F. Peltoperlidae			
Peltopera	27,8	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
F. Perlidae			
Acroneuria lycorias	30	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
A. californica	29	ILL	Heiman et Knight (1975)
Paragnetina media	30,5	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
F. Pteronarcyidae			
Pteronarcys dorsata	29,5	CL_{50} sur 96 h	
F. Taeniopterygidae			
Taeniopteryx maura	21	CL_{50} sur 96 h	
O. Megaloptera			
F. Corydalidae			
Corydalis	26,7	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
O. Trichoptera			
F. Brachycentridae			
Brachycentrus	28	Enregistré comme présent	Roback (1965)
	30	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
B. americanus	29	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
F. Dipseudopsidae			
Phylocentropus	28	Enregistré comme présent	Roback (1965)
F. Helicopsychidae			
Helicopsyche	35	Enregistré comme présent	
F. Hydropsychidae			
Chematopsyche	35	Enregistré comme présent	
Hydropsyche	35	Enregistré comme présent	
	41,1	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
Macronema	35	Enregistré comme présent	Roback (1965)
F. Hydroptilidae			
Agraylea	41,1	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
Hydroptila	30	Enregistré comme présent	Roback (1965)
Leucotrichia	30	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
Oxyethira	32,2	Enregistré comme présent	
F. Lepidostomatidae			
Lepidostoma	28	Enregistré comme présent	Roback (1965)

Taxon	Temp. (°C)	Variable thermique[8]	Référence
F. Leptoceridae			
Athripsodes	26,7	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
	35	Enregistré comme présent	Roback (1965)
Leptocella	35	Enregistré comme présent	
Mystacides	28	Enregistré comme présent	
Oecetis	35	Enregistré comme présent	
Triaenodes	35	Enregistré comme présent	
F. Limnephilidae			
Pycnopsyche	28	Enregistré comme présent	
F. Molannidae			
Molanna	28	Enregistré comme présent	
	28,3	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
F. Philopotamidae			
Chimarra	28	Enregistré comme présent	Roback (1965)
F. Phryganeidae			
Ptilostomis	23	Enregistré comme présent	
F. Polycentropodidae			
Neuroclipsis	35	Enregistré comme présent	
Polycentropus	35	Enregistré comme présent	
	35	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
F. Psychomyiidae	30	Enregistré comme présent	Roback (1965)
Psychomyia	30	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
O. Lepidoptera			
F. Pyralidae			
Parargyractis	41,1	Enregistré comme présent	
O. Coleoptera			
F. Dytiscidae			
Deronectes elegans	42	ULT	Jones (1948)
Hydroporus palustris	36	ULT	
Hygrotus inaequalis	37	ULT	
F. Elmidae	30	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
F. Hydrophilidae			
Berosus	41,1	Enregistré comme présent	
F. Psephenidae			
Psephenus	26,1	Enregistré comme présent	
O. Diptera			
F. Chironomidae	41,7	Enregistré comme présent	
S.-F. Chironominae			
Calopsectra sp.	30	Enregistré comme présent	Curry (1965)
C. dives	26,7	Enregistré comme présent	
C. johannseni	32,8	Enregistré comme présent	
C. neaflavella	32	Enregistré comme présent	
C. nigripilus	32,8	Enregistré comme présent	
Chironomus (Tendipes) sp.	30	Enregistré comme présent	Markowski (1959)
C. albimanus	35	CL_{50} sur 22 h	Walshe (1948)
C. dux	32	Enregistré comme présent	Curry (1965)
C. fumidus	26,7	Enregistré comme présent	
C. longistylus	35,5	CL_{50} sur 22 h	Walshe (1948)
C. milleri	26,7	Enregistré comme présent	Curry (1965)
C. modestus	26,7	Enregistré comme présent	
C. neomodestus	32,8	Enregistré comme présent	
C. nervosus	30	Enregistré comme présent	
C. ochreatus	30	Enregistré comme présent	
C. paganus	27	Enregistré comme présent	
C. plumosus	30	Enregistré comme présent	
C. riparius	32,8	Enregistré comme présent	
	34,5	CL_{50} sur 22 h	Walshe (1948)
C. staegeri	30	Enregistré comme présent	Curry (1965)
C. tendipendiformis	30	Enregistré comme présent	
C. tentans	35	Enregistré comme présent	
C. tuxis	27	Enregistré comme présent	
Cryptochironoomus blarina	26,7	Enregistré comme présent	

Taxon	Temp. (°C)	Variable thermique[8]	Référence
C. digitatus	30	Enregistré comme présent	
C. fulvus	32,8	Enregistré comme présent	
Glyptotendipes sp.	32,8	Enregistré comme présent	
G. lobiferus	32,8	Enregistré comme présent	
		Aucune mortalité	Benda et Proffitt (1974)
G. paripes	27	Enregistré comme présent	Curry (1965)
Harnischia tenuicaudata	30	Enregistré comme présent	
Lauterborniella varipennis	26,7	Enregistré comme présent	
Microtendipes pedellus	32,8	Enregistré comme présent	
Paratendipes sp.	38,7	Enregistré comme présent	
P. albimanus	32,8	Enregistré comme présent	
Polypedilum sp.	30	Enregistré comme présent	
P. fallax	32,8	Enregistré comme présent	
P. halterale	30	Enregistré comme présent	
P. illinoense	32,8	Enregistré comme présent	
P. nubeculosum	26,7	Enregistré comme présent	
P. simulans	40	Enregistré comme présent	
Pseudochironomus sp.	30	Enregistré comme présent	
P. richardsoni	32,8	Enregistré comme présent	
Tanytarsus brunnipes	29	CL_{50} sur 22 h	Walshe (1948)
T. devinctus	26,7	Enregistré comme présent	Curry (1965)
T. jucundus	26,7	Enregistré comme présent	
T. nigricans	32,8	Enregistré comme présent	
T. varius	32,8	Enregistré comme présent	
Xenochironomus scopula	32,8	Enregistré comme présent	
S.-F. Diamesinae			
Diamesa nivoriunda	32,8	Enregistré comme présent	
Prodiamesa olivacea	30	CL_{50} sur 22 h	Walshe (1948)
S.-F. Orthocladiinae	30	Enregistré comme présent	Markowski (1959)
Corynoneura sp.	32,8	Enregistré comme présent	Curry (1965)
C. scutellata	32,8	Enregistré comme présent	
Cricotopus sp.	38,8	Enregistré comme présent	
C. absurdus	32,8	Enregistré comme présent	
C. bicinctus	34	Enregistré comme présent	
C. exilis	32,8	Enregistré comme présent	
C. politus	32,8	Enregistré comme présent	
C. tricinctus	32,8	Enregistré comme présent	
C. trifasciatus	34	Enregistré comme présent	
Hydrobaenus	34	Enregistré comme présent	
S.-F. Tanypodinae		Enregistré comme présent	Curry (1965)
Anatopynia dyari	32,8	Enregistré comme présent	
A. nebulosa	30,5	CL_{50} sur 22 h	Walshe (1948)
A. varia	38,8	CL_{50} sur 22 h	
Pelopia (Tanypus) sp.	39,5	Enregistré comme présent	Curry (1965)
P. punctipennis	32,8	Enregistré comme présent	
P. stellata	32,8	Enregistré comme présent	
P. vilipennis	30	Enregistré comme présent	
Pentaneura sp.	34	Enregistré comme présent	
P. carnea	32,8	Enregistré comme présent	
P. illinoesis	32,8	Enregistré comme présent	
P. melanops	32,8	Enregistré comme présent	
P. monilis	35	Enregistré comme présent	
P. vitellina	32,6	Enregistré comme présent	
Procladius sp.	30	Enregistré comme présent	
P. bellus	26,7	Enregistré comme présent	
P. choreus	26,7	Enregistré comme présent	
P. culciformis	32,8	Enregistré comme présent	
F. Empididae	30	Enregistré comme présent	Trembley (1961) (dans Jensen *et al.*, 1969)
F. Simuliidae	41,7	Enregistré comme présent	
F. Tabanidae	30	Enregistré comme présent	
F. Tipulidae			
Atherix variegate	32	CL_{50} sur 96 h	Nebeker et Lemke (1968)
P. Mollusca			
Cl. Gastropoda			

Taxon	Temp. (°C)	Variable thermique[8]	Référence
F. Bithyniidae			
Bithynia tentaculata	33,7	CL_{50} sur 48 h	Thibault et Couture (1982)
F. Physidae			
Physa gyrina	33	Aucune mortalité	Agersborg (1932)
	40	50 % de mortalité en 7 à 16 h	Clampitt (1970)
	35	50 % de mortalité en 11 à 13 j	
P. integra	40	50 % de mortalité en 5 à 10 h	
	35	50 % de mortalité en 5,7 à 8,7 j	
P. virgata	39,5	Aucune mortalité	McMahon (1975)
Cl. Pelecypoda			
F. Dreissenidae			
Dreissena polymorpha	30	ULT	Iwanyzki et McCauley (1993)
	34	100 % de mortalité en 114 min.	Rajagopal *et al.* (1997)
	38	100 % de mortalité en 3 min.	
	32	Temps moyen de survie : 88±67 h/145±56 h	Hernandez et McMahon (1996)
	33	Temps moyen de survie : 47±16 h/49±18 h	
F. Sphaeriidae			
Corbicula fluminea	32	ULT	Foe et Knight (1987)
C. manilensis	34	ILL	Mattice et Dye (1976)
P. Coelenterata			

5.1.6 Poissons

Comme indiqué à la section 5.1, une hausse de température entraîne une accélération du métabolisme et de la respiration ainsi qu'une intensification de l'activité et de l'alimentation chez les poissons. La température a également un effet sur la reproduction et la longévité. Les rejets thermiques pourraient également affecter les poissons en altérant la diversité des espèces et/ou les relations trophiques à l'intérieur des communautés (Spotila *et al.*, 1979).

Un petit nombre d'études de terrain ont permis de mettre en évidence une dégradation de l'état ou de la croissance d'ictaluridés (Massengill, 1973; Stauffer *et al.*, 1976) et de centrarchidés (Bennett, 1972; Graham, 1974) qui fréquentaient des panaches thermiques. Lavis et Cole (1976) ont cependant signalé que les poissons ne semblaient pas être affectés par l'exposition aux rejets thermiques de la centrale de Monroe, ni sur le plan de la croissance ni sur le plan de la santé. De même, Benda et Proffitt (1974) ont signalé que les eaux réchauffées rejetées par une centrale située sur la rivière White, à Petersburg, dans l'Indiana, n'affectaient pas la croissance (en longueur) du crapet à longues oreilles (*Lepomis megalotis*), de l'achigan *Micropterus punctulatus* (« spotted bass »), du crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et de la marigane blanche (*Pomoxis annularis*). Dans les sections chauffées par les rejets, la densité de ces centrarchidés était moindre et leur indice de condition moyen était supérieur à celui de ceux présents dans les sections non réchauffées.

Bennett (1979) a montré que la température interne des achigans à petite bouche qui fréquentaient les zones réchauffées était beaucoup plus élevée que celle de ceux vivant dans les secteurs non réchauffées. Cette hausse de température interne s'est traduite par une accélération du métabolisme, une modification du régime d'alimentation et une augmentation de la consommation de nourriture.

Une hausse de la température de l'eau peut provoquer le démarrage précoce de la fraye et une accélération du développement des embryons, des alevins et des jeunes poissons. Luksiene *et al.* (2000) ont signalé que la température élevée de l'eau dans certains effluents thermiques en Europe avait un effet négatif sur la gamétogenèse de perches femelles (*Perca fluviatilis*), de gardons (*Rutilus rutilus*) et de brochets (*Esox lucius*), qui s'accompagnait d'une réduction des capacités reproductives. L'atrésie ovocytaire débute durant la vitellogenèse, à l'automne, et est souvent suivie d'un développement asynchrone des cellules de l'œuf. Aucun effet important n'a cependant été observé chez la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*). La grémille (*Gymnocephalus cernuus*) avait tendance à produire un lot supplémentaire d'ovocytes matures durant la fraye (trois frayes réussies dans les zones réchauffées, deux dans les zones non réchauffées). Sandstrom *et al.* (1995) ont signalé une réduction de la fécondité de perches exposées aux effluents thermiques sur l'ensemble de leur vie. Les poissons plus jeunes sont de plus devenus les meilleurs reproducteurs.

Les achigans à petite bouche présentaient par contre un succès reproducteur élevé (pourcentage de mâles au nid arrivant à produire des alevins nageants) dans un canal d'effluents thermiques sur le lac Érié (McKinley *et al.*, 2000; Cooke *et al.*, 2003). En général, les soins parentaux dispensés par les parents étaient plus intenses que ceux rapportés pour des environnements non perturbés thermiquement et ils ne correspondaient pas au profil normal des stades d'activité reproductrice. Les mâles qui surveillaient les nids restaient dans les effluents chauds durant la période de la fraye malgré des écarts quotidiens de température de jusqu'à 16 °C. En plusieurs occasions, la température de l'eau s'est approchée du seuil connu de tolérance mais les mâles n'ont quitté le canal qu'après dispersion des alevins. Selon ces auteurs, le succès élevé de la reproduction montre que ces poissons ont pu ajuster leurs dépenses énergétiques en réponse aux fluctuations du régime thermique de leur milieu.

Certaines espèces de poissons sont attirées par les panaches thermiques (Coutant, 1975). La réaction d'une espèce de poisson face à une zone de rejet (attirance ou évitement) dépend principalement de la réponse de l'espèce aux conditions de température et à la nourriture disponible. Neill et Magnuson (1974) ont noté que certaines espèces de poissons évitaient la zone de rejet thermique d'une centrale sur le lac Monona, notamment la perchaude (*Perca flavescens*), le chabot tacheté (*Cottus bairdi*), le bar jaune (*Morone mississippiensis*) préreproducteur et la barbotte noire (*Ameiurus melas*) préreproductrice. D'autres espèces se trouvaient occasionnellement ou régulièrement en densité supérieure dans le secteur du rejet par rapport aux zones témoins, notamment le lépisosté osseux (*Lepisosteus asseus*), la carpe commune (*Cyprinus carpio*) adulte, le bar jaune adulte, le crapet arlequin, l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) et le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) juvénile.

Selon Haynes *et al.* (1989), les poissons peuvent occuper des eaux réchauffées par des rejets thermiques pour diverses raisons :

- la température des rejets est plus proche des températures saisonnières préférées par le poisson que ne l'est la température des eaux réceptrices (Wyman, 1981; MacLean *et al.*, 1982; Spigarelli *et al.*, 1983);
- les rejets attirent et concentrent des proies (Spigarelli *et al.*, 1982; Janssen et Giesy, 1984);

- les courants engendrés par les rejets ressemblent à ceux associés à l'arrivée d'un affluent et provoquent une réponse rhéotaxique positive chez certaines espèces de poissons (MacLean *et al.*, 1982);
- les poissons parviennent à maintenir des températures optimales sur le plan énergétique lorsqu'ils se tiennent à l'intérieur ou à proximité des panaches thermiques (Spigarelli *et al.*, 1983).

Everest (1973) a signalé des captures plus abondantes de poissons dans les eaux chaudes du panache thermique de l'ancienne centrale R.L. Hearn que dans les eaux non affectées par le panache, en particulier en automne, en hiver et au printemps.

Selon Benda et Proffitt (1974), huit espèces différentes de poissons ont été capturées dans le canal de rejet alors que la température de l'eau y variait entre 34 et 36 °C. Il s'agit du crapet à longues oreilles, du barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*), de l'alose noyer (*Dorosoma cepedianum*), de *Carpoides carpio*, de la carpe commune, de l'achigan tacheté, du crapet vert (*Lepomis cyanellus*) et du lépisosté à museau plat (*Lepisosteus platostomus*). Aucune mortalité massive de poissons due à la chaleur n'a été observée. Avec l'augmentation du nombre d'espèces présentant une tolérance thermique élevée, telles que la carpe commune (*Caropoides carpio*), le lépisosté osseux et le lépisosté à museau plat, la densité de poissons s'est trouvée augmentée dans la zone de mélange par rapport à la zone témoin située en amont. La plupart des espèces semblaient attirées par les rejets durant les mois les plus froids de l'année (d'octobre à mai) mais durant la période estivale, toutes les espèces ont fui les eaux dont la température excédait leur seuil de tolérance.

Gammon (1973) a mentionné qu'en termes d'effectifs, de biomasse et de diversité observés, la communauté de poissons dans la rivière Wabush était stable pour une gamme de températures allant d'environ 26 °C à environ 31 °C. Dans la partie de la rivière où se faisait l'apport thermique et où la température des eaux réceptrices augmentait graduellement sur plusieurs jours, la composition spécifique de cette communauté se modifiait de manière subtile mais prévisible. Les espèces pour lesquelles la température optimale était relativement basse ont quitté la zone réchauffée pour retrouver des eaux plus fraîches, tandis que les espèces présentant une température optimale relativement élevée ont été attirés vers les eaux plus chaudes. La composition taxonomique a ainsi été modifiée mais les indices biotiques n'ont pas été altérés de manière significative. Lorsque la température de l'eau dans la zone du panache dépassait environ 31 °C, l'abondance numérique, la biomasse et la diversité des poissons se réduisaient avec seulement cinq ou six espèces tolérantes restant dans le secteur. Toutes ces espèces quittaient elles aussi le secteur lorsque la température de l'eau passait au-dessus de 34 ou 35 °C. Dans la zone réchauffée, la barbue à tête plate (*Pylodictis olivaris*) a immédiatement présenté un meilleur rendement reproducteur et des effectifs plus élevés. On s'attendait par contre à voir les populations de suceurs, principalement celles de suceurs dorés (*Moxostoma erythrurum*) et de chevaliers rouges (*M. macrolepidotum*), se réduire de manière permanente dans les zones réchauffées.

Coutant (1975) a mentionné que les aloses noyers étaient attirées par les effluents thermiques de la centrale thermique à vapeur Bull Run sur la rivière Clinch, dans le Tennessee, au début du printemps, mais qu'elles se sont dispersées lorsque les rejets se sont arrêtés.

Selon Spigarelli *et al.* (1982), un grand nombre de gaspareaux (*Pomolobus pseudoharengus*) se rassemblent à proximité ou à l'intérieur des panaches thermiques de trois centrales électriques du lac Michigan durant la fraye (en mai et juin), mais les éperlans (*Osmerus mordax*) adultes et les jeunes de l'année de l'éperlan et du gaspareau n'étaient pas fortement attirés par les rejets thermiques entre avril et octobre. La densité des poissons dans les zones affectées par les panaches thermiques peut dépasser celle des zones témoins de deux ordres de grandeur durant la fin du printemps et le début de l'été mais n'être plus que du dixième de celles des zones témoins à la fin de l'été et au début de l'automne. Ces réponses indiquent que les gaspareaux adultes sont attirés par les propriétés thermiques des rejets ou les courants associés durant la fraye mais que ce n'est pas le cas durant le reste de l'année.

De même, Patriarche (1975) a signalé que les carpes communes et les gaspareaux se rassemblaient près du point de rejet de la centrale nucléaire Palisades, sur le lac Michigan, mais que plus loin autour, plusieurs espèces semblaient dans une certaine mesure fuir les eaux tièdes du panache thermique même si un petit nombre y étaient attirées. On n'a observé aucune différence d'abondance statistiquement significative pour les deux espèces prédominantes, la perchaude et le gaspareau, avant et après le lancement de l'exploitation de la centrale. De plus, les nombres de perchaudes, de gaspareaux, de meuniers rouges (*Catostomus catostomus*) et de meuniers noirs (*C. commersoni*) capturés à l'intérieur et à l'extérieur du panache thermique ne différaient pas non plus de manière significative. Madenjian *et al.* (1986) ont également mentionné que la centrale nucléaire D.C. Cook, sur le lac Michigan, n'avait aucun effet sur l'abondance des gaspareaux et des perchaudes durant l'été.

Selon Lavis et Cole (1976), après le lancement préliminaire de la centrale Monroe dans la partie ouest du lac Érié et une fois que les rejets étaient stabilisés, les cyprins dorés (*Carassius auratus*), les carpes communes et les barbues de rivière ont été attirés toute l'année vers le canal de rejet. Les perchaudes, les gaspareaux, les ménés émeraudes (*Notropis atherinoides*) et les queues à tache noire (*N. hudsonius*) ont par contre presque toujours évité le canal de rejet. Les bars blancs (*Morone chrysops*), les malachigans (*Aplodinotus grunniens*) et les aloses noyers paraissaient parfois attirés, parfois repoussés.

Les truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) sont attirées par les rejets thermiques déversés dans le lac Michigan et résident plus ou moins longtemps dans les panaches thermiques (Spigarelli et Thommes, 1979). Les auteurs ont observé que ces truites arc-en-ciel s'étaient adaptées aux températures rencontrées dans les panaches et qu'elles toléraient un écart de température de 2 à 6 ^{o}C par rapport aux eaux réceptrices. Les densités saisonnières élevées de poissons fourrage près des points de rejet d'effluents thermiques dans le lac Michigan (Romberg *et al.*, 1974) semblent attirer des salmonidés et pourraient offrir un avantage énergétique aux espèces qui résident dans les panaches.

Ross et Siniff (1982) ont signalé que les perchaudes qui fréquentaient l'hiver les eaux réchauffées par les rejets thermiques d'une centrale sur le cours supérieur du Mississippi choisissaient des couches d'eau relativement fraîches (température moyenne globale de 5,4 °C) dans le gradient disponible (de 0 à 15 °C) mais que la température favorite choisie était très variable.

Shuter *et al.* (1985) ont mentionné que les achigans à petite bouche de tous âges avaient tendance à se rassembler du milieu de l'été au milieu de l'automne dans la zone des rejets

de la centrale nucléaire de Douglas Point et que la croissance annuelle des poissons dans cette zone était plus élevée pour tous les groupes d'âges. De même, Griffiths (1979a) a signalé qu'en été et au début de l'automne, des achigans à petite bouche porteurs d'un radio-émetteur sont restés jusqu'à trois mois dans le panache thermique de la centrale nucléaire de Pickering. Ils ne quittaient les zones les plus chaudes que lorsque la température de l'eau dépassait 30 °C. MacLean *et al.* (1982) n'ont cependant observé aucune résidence à long terme des poissons dans la zone du panache thermique de la centrale de Nanticoke, la plupart des achigans à petite bouche et des crapets de roche (*Ambloplites rupestris*) marqués ayant quitté les lieux dans les 24 h qui suivaient l'arrivée des premiers rejets. Ces centrarchidés semblaient réagir davantage aux courants et aux turbulences qu'à la température de l'eau. On a cependant observé des centrarchidés qui remontaient le canal de rejet lorsque l'eau du lac était froide. Kelso (1974, 1976) a également conclu que les poissons exposés aux rejets thermiques des centrales de Nanticoke et de Pickering réagissaient en fait principalement aux courants générés par les rejets.

Selon Minns *et al.* (1978), rien n'indique que les rejets thermiques de la centrale de Nanticoke ou de la centrale nucléaire de Douglas Point aient contribué à altérer la distribution des poissons. Dans les deux cas, des regroupements denses de poissons étaient observés au voisinage des turbulences générées par les rejets. L'absence d'effet de la température sur le comportement des poissons laisse penser que ceux-ci étaient attirés par les courants et peut-être la topographie locale (p. ex.,, présence de hauts-fonds). Haynes *et al.* (1989) ont également noté que l'habitat (p. ex.,, substrat complexe par opposition à un fond plat) est l'un des facteurs importants qui déterminent l'éventuelle attirance des poissons vers les rejets thermiques.

La plupart des poissons, jeunes et adultes, sont réputés avoir la capacité d'éviter le panache thermique d'une centrale. Les éléments de l'ichtyoplancton, qui ne peuvent pas se déplacer efficacement de manière autonome, courent par contre un risque accru d'intercepter un panache thermique. En outre, il a été démontré que les jeunes de certaines espèces devenaient plus vulnérables à la prédation après un choc thermique sublétal (Coutant, 1973; Sylvester, 1972; Yocum et Edsall, 1974).

Comme indiqué précédemment, les poissons, adultes et jeunes, évitent les températures élevées. La température d'acclimatation a un effet positif direct sur les températures évitées (Mathur *et al.*, 1983), les poissons évitant les températures plus élevées que leur température d'acclimatation. La différence entre la température d'évitement et la température d'acclimatation diminue lorsque la température d'acclimatation augmente. Par exemple, un achigan à grande bouche acclimaté à 5,0 °C évitera des eaux à 20,6 °C, soit un écart de 15,6 ^{o}C, mais lorsqu'il est acclimaté à 30 °C, il évitera des eaux à 36,1 °C, soit un écart de seulement 6,1 ^{o}C.

Gray (1990) a signalé que les rejets thermiques (ΔT en surface compris entre 0 et >17 ^{o}C) n'empêchaient pas la migration vers l'amont de truites arc-en-ciel et de saumons quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) adultes porteurs d'un marqueur acoustique dans le passage Hanford du Columbia. En laboratoire, les jeunes saumons quinnat évitaient les eaux réchauffées lorsque ΔT dépassait 9 à 11 ^{o}C. Les jeunes saumons étaient cependant plus sensibles à la prédation après une exposition équivalente à 10 à 20 % de la dose thermique causant la perte de l'équilibre.

Selon Kelso (1974), les rejets thermiques de la centrale de Pickering peuvent interrompre ou altérer les déplacements de la barbotte (*Ameiurus nebulosus*) mais ces poissons ne s'associaient que brièvement au panache. MacLean *et al.* (1982) ont par contre signalé que rien n'indiquait que la centrale de Nanticoke gênait la migration de fraye des achigans à petite bouche et des crapets de roche.

Des hausses soudaines de la température de quelques degrés semblent n'avoir que peu d'effets sur les poissons si ce n'est une augmentation de l'activité (voir p. ex., Peterson et Anderson, 1969). Les hausses soudaines de températures de 10 ^{o}C et plus peuvent par contre stresser certains poissons, en particulier les espèces qui préfèrent les eaux froides, et entraîner une certaine mortalité. Les poissons adultes mobiles seront rarement tués par des eaux réchauffées. Soit ils s'éloignent du panache, soit ils se rassemblent dans des zones où la température de l'eau est sublétale, voire presque optimale. Bien que des incidents provoquant la mortalité massive de poissons aient déjà été observés, ces occurrences sont généralement dues au piégeage des poissons dans des canaux de rejet ou des lagunes connexes mal conçus, lorsque la température des rejets monte de manière spectaculaire, ou à la reprise du rejet thermique après arrêt d'une centrale.

En hiver, une réduction soudaine de la température des eaux résultant de l'arrêt d'une centrale peut provoquer chez les poissons un choc thermique froid entraînant une perte des capacités natatoires (Reutter et Herdendorf, 1976). Lavis et Cole (1976) ont ainsi signalé la présence d'un grand nombre d'aloses noyers mortes dans le canal de rejet de la centrale Monroe, dans la partie ouest du lac Érié. L'interruption de la centrale avait causé une chute brutale de la température de l'eau de plus de 10 ^{o}C. Ash *et al.* (1974) ont signalé une hécatombe similaire due à un choc thermique froid sur le lac Wabamun à la suite d'une défaillance mécanique à la centrale WPP. Après l'arrêt des installations, la température des eaux situées dans le voisinage du canal de rejet a chuté de 16,9 ^{o}C (passant de 21,8 à 4,9°C). On estime que près de 258 000 queues à tache noire et 200 grands brochets ont ainsi été tués dans le canal de rejet de cette centrale.

Sur la base d'essais détaillés de choc thermique froid effectués à la centrale nucléaire Ginna, sur le lac Ontario, Smythe et Sawyko (2000) ont établi que la plupart des espèces de poissons prélevées dans le canal de rejet et dans la zone du point de rejet (où les températures variaient typiquement entre 11 et 15 °C) survivaient bien à une immersion brutale dans des eaux dont la température variait entre 0,4 et 0,6 °C. Le taux de survie de l'alose noyer était très faible (0 et 10 %). Lors d'essais en laboratoire sur la truite arc-en-ciel, le taux de survie après exposition à une eau à 0,5 ^{o}C était respectivement de 100 et 40 % après une acclimatation à 10 et 15 °C. Le taux de survie des poissons exposés à une eau à 1 ^{o}C après une acclimatation à 15 ^{o}C était de 100 %. Six essais supplémentaires sur des poissons acclimatés à 15 °C ont donné des taux de survie allant de 10 à 90 % pour des expositions à des températures inférieures ou égales à 1 °C. Même si les poissons survivent au choc thermique, ils peuvent devenir plus vulnérables à l'égard des prédateurs ou subir des effets physiologiques secondaires. La probabilité d'un choc thermique en été est minime car les poissons peuvent facilement éviter les eaux plus chaudes des panaches thermiques et rester là où la température correspond mieux à leur préférence.

Les poissons mobiles seront rarement tués par des eaux réchauffées. Soit ils s'éloigneront du panache, soit ils se rassembleront dans des zones où la température de l'eau est sublétale, voire presque optimale.

Brown (1974), Spotila *et al.* (1979), Houston (1982) et Wismer et Christie (1987) ont synthétisé les données décrivant la tolérance thermique des poissons d'eau douce. Le tableau 10 présente les tolérances thermiques disponibles pour un certain nombre d'espèces de poissons qui fréquentent les eaux canadiennes. La température létale supérieure et la température maximale critique pour les poissons d'eau chaude se situent entre 30 et 40 ºC. Pour les poissons d'eaux tempérées ou d'eaux froides, ces limites se situent entre 21 et 30 ºC.

Tableau 10 : Valeurs représentatives de la tolerance thermique de poissons d'eau douce du Canada[11]

Espèce	Stade vital	Température d'acclimatation (°C)	TL_{50} sup. et/ou TMC (°C)[12]	Référence * Données corrigées. ** Données supplémentaires non incluses dans Spotila *et al.* (1979), Houston (1982) et Wismer et Christie (1987).
Lamproie du nord (*Ichthyomyzon fossor*)	ammocètes	15	30,5	Potter et Beamish (1975)
Lamproie de l'est (*Lampetra lamottei*)	ammocètes	15	29,5	Potter et Beamish (1975)
Lamproie (*Petromyzon marinus*)	stade prolarvaire (confiné aux eaux intérieures)	15 20	28,5 28,5	McCauley (1963)
	ammocètes	5 15 25	29,5 30 31	Potter et Beamish (1975)
Poisson-castor (*Amia calva*)	-	23,8	37	Reutter et Herdendorf (1976)
Gaspareau (*Pomolobus pseudoharengus*)	œufs	12-25 13	29,5 28	Jinks *et al.* (1981)
	jeunes de l'année	10-12 18-20 24-26 10 20 25	26,5/28,3 30,3/32,7 32,1/34,4 26,5 30,3 32,1	Otto *et al.* (1976)*
	jeunes de l'année	5 9	15 22,6	Graham (1956)*
	juvéniles	17	24,5	McCauley (1981)*

[11] Sources : Spotila *et al.* (1979); Houston (1982); Wismer et Christie (1987).

[12] TL_{50} sup. = Tolérance limite (température létale) supérieure médiane, soit la température élevée entraînant la mort de 50 % des spécimens de la population testée sur une période donnée; TMC = Température maximale critique, à partir de laquelle les mouvements locomoteurs deviennent désorganisés et l'animal perd sa capacité de se soustraire à des conditions potentiellement létales.

	adultes	10	23,5/29,5	Otto *et al.* (1976)*
		15	23,5/30,1	
		20	24,5/31,2	
	adultes	1,4	25,1	McCauley (1981)*
		5,3	26,7	
		9,5	28,4	
		12,4	29,5	
		15,1	30,6	
		19,5	32,4	
	adultes	10	20	Graham (1956)*
		15	22,8	
		20	22,8	
Alose noyer	alevins de moins de un an	25	34-34,5	Hart (1952)
(*Dorosoma cepedianum*)		30	36,0	
		35	36,5	
	jeunes de l'année	été	28,5	Cvancara *et al.* (1977)
	adultes	15,9	31,7	Reutter et Herdendorf (1976)
Roule-caillou (*Campostoma anomalum*)	-	15	24	Cherry *et al.* (1977)*
		21	27	
		24	30	
		30	33	
Cyprin doré (*Carassius auratus*)	larves	21-23	39,3	Jinks *et al.* (1981)
	juvéniles	1-2	28	Fry *et al.* (1942, 1946)
		10	31	
		17	34	
		24	36	
		32	39,2	
		38	41,0	
	-	5	32	Talmage et Coutant (1979)
		25	37,6	
Méné bleu (*Cyprinella spiloptera*)	adultes	15	24	Cherry *et al.* (1977)*
		21	27	
		24	30	
		30	36	
		36	38	
Carpe (*Cyprinus carpio*)	œufs	25	35	Jinks *et al.* (1981)
	embryon avancé	-	40-42,5	Crippen et Fahmy (1981)
	larves	16-21	36,4	Talmage (1978)
		19-27	38,8	
	-	26	35,7	Black (1953)
	-	-	40,9	Horoszewicz (1973)
Mené des ruisseaux (*Luxilus cornutus*)	adultes	5	26,7	Hart (1947)
		10	28,6	
		15	30,3	
		20	31,0	

		25	31,0	
	adultes	10 15 20 25 30	29,0 30,5 31,0 31,0 31,0	Hart (1952)
	-	15 15	30,6 31,9	Kowalski *et al.* (1978)
Méné deux-barres (*Mylocheilus caurinus*)	-	14	27,1	Black (1953)
Méné bâton (*Nocomis micropogon*)	-	15	30,9	Kowalski *et al.* (1978)**
Chatte de l'est (*Notemigonus crysoleucas*)	adultes	10 15 20 25 30	29,5 30,5 32,0 33,5 34,5	Hart (1952)
Méné émeraude (*Notropis atherinoides*)	jeunes de l'année	-	35,2	Talmage (1978)
	juvéniles	5 10 15 20 25	23,3 26,7 28,9 30,7 30,7	Hart (1947)
Mené des ruisseaux (*Notrupis cornutus*)	-	hiver printemps	30,6 31,9	Kowalski *et al.* (1978)
Queue à tache noire (*Notropis hudsonius*)	jeunes de l'année	9 17 23-24 26	30,5 32,4 34,3 35,8	Jinks *et al.* (1981)
	jeunes de l'année	26	34,7	Kellogg et Gift (1983)
	juvéniles	23 26	36-37,3 36,8-38,1	Jinks *et al.* (1981)
	adultes	21,7	32,8	Reutter et Herdendorf (1976)
Tête rose (*Notropis rubellus*)	adultes	15 21 24 30 33	24 27 27 33 34	Cherry *et al.* (1979)*
	-	15	31,8	Kowalski *et al.* (1978)**
Méné paille (*Notropis stramineus*)	-	hiver printemps	32,3 33,0	Kowalski *et al.* (1978)

Ventre-pourri (*Pimephales notatus*)	adultes	5 10 15 20 25	26,0 28,3 30,6 31,7 33,3	Hart (1947)
	adultes	15 21 24 30	24 27 27 33	Cherry *et al.* (1977)*
	-	15	31,9	Kowalski *et al.* (1978)**
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	adultes	10 20 30	28,2 31,7 33,2	Hart (1947)
	adultes	15 21 24 30	24 27 30 32	Cherry *et al.* (1977)*
Sauvagesse du nord (*Ptychocheilus oregonensis*)	-	19-22	29,3	Black (1953)
Naseux noir (*Rhinichthys atratulus*)	adultes	5 10 15 20 25	26,5 28,8 29,6 29,3 29,3	Hart (1947)
	adultes	5 15 20 25	27 29,3 29,3 29,3	Hart (1952)
	-	15	31,9	Kowalski *et al.* (1978)**
Naseux de rapides (*Rhinichthys cataractae*)	-	15	31,4	Kowalski *et al.* (1978)
Naseux léopard (*Rhinichthys falcatus*)	-	14	28,3	Black (1953)
Méné rose (*Richardsonius balteatus*)	-	14	27,6	Black (1953)
Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*)	adultes	5 10 15 20 25	24,7 27,3 29,3 30,3 30,3	Hart (1947)
	adultes	10 15 20 25 30	27,5 29,0 30,5 31,5 31,5	Hart (1952)
Tanche (*Tinca tinca*)	-	15 20 25	30,2 32,0 33,8	Alabaster (1964)

	-	-	39,3	Horoszewicz (1973)
Meunier rouge (*Catostomus catostomus*)	-	14	26,9	Black (1953)
Meunier noir (*Catostomus commersoni*)	adultes	5 10 15 20 25	26,3 27,7 29,3 29,3 29,3	Hart (1947)
Meunier à grandes écailles (*Catostomus macrocheilus*)	-	19	29,4	Black (1953)
Meunier à tête carrée (*Hypentelium nigricans*)	alevins de moins de un an	18 21 24 30 33	27 30 33 33 34	Cherry *et al.* (1977)*
	-	15	30,8	Kowalski *et al.* (1978)
Barbotte noire (*Ameiurus melas*)	jeunes de l'année	été	35,7	Cvancara *et al.* (1977)
	-	23	35,0	Black (1953)
Barbotte (*Ameiurus nebulosus*)	-	5 10 15 20 25 30 34	27,8 29,0 31,0 32,0 33,8 34,8 34,8	Hart (1952)
Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*)	juvéniles	15 20 25	30,4 32,8 33,5	Hart (1952)
	juvéniles	25 26 30 34 35	35,5 36,6 37,0; 37,8 38,0 38,0	Allen et Strawn (1968)
	juvéniles	20 25 30	36,4±0,25 38,7±0,36 40,3±0,29	Currie *et al.* (1998)**
Grand brochet (*Esox lucius*)	larves	17,7	24,8	Hokanson *et al.* (1973)
	jeunes de l'année	été	30,8	Cvancara *et al.* (1977)
	juvéniles	30	33	
Maskinongé (*Esox lucius* x *E. masquinongy*)	juvéniles	25	34,0	Bonin et Spotila (1978)

Maskinongé	alevins fraîchement éclos	7	28,8	Hassan et Spotila (1976)
(*Esox masquinongy*)		15	31,9	
		25	34,5	
	1 à 15 j après l'éclosion	15±0,5	30,3-32,4	Paladino et Spotila (1978)
	larves	25	32,8	Bonin et Spotila (1978)
Éperlan (*Osmerus mordax*)	adultes	1,0	22,6	McCauley (1981)
		1,6	22,8	
		3,1	23,3	
		5,4	24,1	
		6,5	24,5	
		8,2	25,1	
		12,2	26,4	
	-	<10	19	Ellis (1984)
		15	28,5	
	-	6	24,9	Reutter et Herdendorf (1976)
Eulakane (*Thaleichthys pacificus*)	adultes	5	10,5	Blahm et McConnell (1976) (dans Houston, 1982)
Cisco (corégone) (*Coregonus artedii*)	larves	-	19,8	McCormick *et al.* (1971)
	juvéniles	2	19,7	Edsall et Colby (1970)
		5	21,7	
		10	24,2	
		20	26,2	
		25	25,7	
Grand corégone	jeunes de l'année	5	20,62	Edsall et Rottiers (1976)**
(*Coregonus clupeaformis*)		10	22,67	
		15	25,78	
		20	26,65	
		22,5	26,65	
Ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*)	embryon	-	4,8 / 5	Griffiths (1980)
	fraye	-	3	Dunford (1980)
	éclosion	-	2,2	Scott et Crossman (1973)
Bouffi	poissons de un an	5	22,2	Edsall *et al.* (1970)
(*Coregonus hoyi*)		10	23,6	
		15	24,8	
Saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*)	juvéniles	5	21,3±0,3	Brett (1952)
		10	22,5±0,3	
		15	23,1±0,3	
		20	23,9±0,6	
		24	23,9	
Saumon kéta (*Oncorhynchus keta*)	juvéniles	5	21,8	Brett (1952)
		10	22,6	
		15	23,1±0,4	

		20 23	23,7 23,8±0,4	
Saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*)	juvéniles	5 10 15 20 23	22,9±0,3 23,7 24,3±0,3 25,0±0,2 25,0±0,2	Brett (1952)
	adultes	17	25	Coutant (1970b)
Saumon rouge (*Oncorhynchus nerka*)	juvéniles	5 10 15 20 23	22,2±0,3 23,4±0,3 24,4±0,3 24,8±0,3 24,8±0,3	Brett (1952)
Saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*)	juvéniles	5 10 15 20 24	21,5 24,3±0,1 25,0±0,1 25,1±0,1 25,1±0,1	Brett (1952)
	adultes	18-19	21-22	Templeton et Coutant (1970)
	1-2 ans	17	22	Coutant (1970b)
Truite fardée (*Salmo clarki*)	juvéniles	10 15 20	27,6 29,1 29,9	Heath (1963)
Truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*)	alevins de moins de un an	5 9 13 17 21 24,5	23,7 24,2 25,2 25,7 26,2 26,2	Kaya (1978)
	6 semaines	10 15 20	28,0±0,36 29,1±0,27 29,8±0,36	Currie *et al.* (1998)**
	alevins de moins de un an	12 15 21 24	18 21 27 26	Cherry *et al.* (1977)*
	juvéniles	5 9 13 17 21 24,5	23,2; 25,0 24,7; 25,2 24,7; 25,2 25,2; 25,7 25,7; 26,2 26,2;26,2	Kaya (1978)
	juvéniles	11	24,0	Black (1953)
	juvéniles	4 8	22,6 24,0	Threader et Houston (1982) (dans Houston, 1982)

		12 16	24,5 25,1	
	adultes	18-19	21-22	Templeton et Coutant (1970)
	-	16	25,6	Hokanson *et al.* (1977)
Saumon atlantique (*Salmo salar*)	alevins fraîchement éclos	6	22,0	Bishai (1960)
	30 j	5	22,2	Bishai (1960)
	après l'éclosion	10 20	23,3 23,5	Bishai (1960)
Truite brune (*Salmo trutta*)	alevins fraîchement éclos	6	22	Bishai (1960)
	30 j après l'éclosion	5	22,2	Bishai (1960)
		10 20	23,4 23,5	
	alevins de moins de un an	12	15	Cherry *et al.* (1973)*
		15 21 24	18 24 25	
	-	6 15 20	23,2 26,0 26,4	Alabaster (1964)
Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*)	larves	-	20,1	McCormick *et al.* (1972)
	alevins de moins de un an	12	15	Cherry *et al.* (1973)*
		15 21 24	18 24 26	
	juvéniles	13 16 19	24,0 24,9 25,8	Brett (1941)
	juvéniles	3 11 15 20 22 24	23,5 24,6 25,0 25,3 25,5 25,5	Fry *et al.* (1946)
Touladi (*Salvelinus namaycush*)	1-2 ans	8 15 20	22,7 23,5 23,5	Gibson et Fry (1954)

Truite moulac (*Salvelinus fontinalis* x *S. namaycush*)	juvéniles	10 20	23,5-24,0 24,0-24,5	Fry et Gibson (1958)
Fondule barré (*Fundulus diaphanus*)	adultes	25	34,5	Rombough et Garside (1977)
Épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*)	-	10 20	25,7 27,2	Jordan et Garside (1972)
Chabot piquant (*Cottus asper*)	-	18-19	24,1	Black (1953)
Chabot tacheté (*Cottus bairdi*)	-	15	30,9	Kowalsi *et al.* (1978)**
Chabot visqueux (*Cottus cognatus*)	-	20	25	Symons *et al.* (1976)**
Baret (*Morone americana*)	juvéniles	27	36	Jinks *et al.* (1981)
Bar blanc (*Morone chrysops*)	alevins juste éclos	14 18 20 26	31,7 30,8 32,0 30,6	Yellayi et Klambi (1969)
	jeunes de l'année	été	33,5	Cvancara *et al.* (1977)
Crapet de roche (*Ambloplites rupestris*)	alevins de moins de un an	18 21 24 30 36	27 27 30 33 37	Cherry *et al.* (1977)*
Crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*)	-	24	30,2	Black (1953)
Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	œufs	-	33,8	Banner et Van Arman (1973)**
	alevins de moins de un an	15 21 24 30 36	27 30 33 36 38	Cherry *et al.* (1977)*
	jeunes de l'année	été	28,5	Cvancara *et al.* (1977)**
	juvéniles	12,1 32,9	27,5 37,3	Banner et Van Arman (1973)*

	adultes	15 20 20-23 25 30 30	30,5 32,0 34,0-35,5 33,0 33,8 36,0-38,0	Hart (1952)
	-	1 13 27	23,3-23,5 29,3-30,0 25,8-36,0	Peterson et Schotsky (1976)
Crapet à longues oreilles (*Lepomis megalotis*)	-	25 30 35	35,6 36,8 37,5	Neill *et al.* (1966)
Achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*)	alevins de moins de un an	18 21 24 30 33	27 30 33 33 35	Cherry *et al.* (1977)*
Achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*)	alevins de moins de un an	30 35	36,4 37,5	Hart (1952)
	jeunes de l'année	été	35,6	Cvancara *et al.* (1977)
	9-11 mois	20 25 30	32 33 33,7	Hart (1952)
	9-11 mois	20 25 30	32,5 34,5 36,4	Hart (1952)
	juvéniles	20 25 30	35,4±0,47 36,7±0,59 38,5±0,34	Currie *et al.* (1998)**
	-	20-21	28,9	Black (1953)
Marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*)	adultes	23,8	34,9	Reutter et Herdendorf (1976)
Dard vert (*Etheostoma blennioides*)	-	15	32,2	Kowalski *et al.* (1987)
Dard arc-en-ciel (*Ethcostoma caerulum*	-	15	32,1	Kowalski *et al.* (1987)
Dard barré (*Etheostoma flabellare*)	-	15	32,1	Kowalski *et al.* (1987)
Raseux-de-terre (*Etheostoma nigrum*)	-	hiver printemps	30,7 31,4	Kowalski *et al.* (1978)
Perchaude (*Perca flavescens*)	larves	-	19,9	Hokanson (1977)
	alevins de moins de un an	15	21	Cherry *et al.* (1977)*

		21 24	27 29	
	adultes	5 11 15 25	21,3 25,0 27,7 29,7	Hart (1947)
	-	22-24	29,2	Black (1953)
Doré noir (*Sander canadensis*)	larves	-	20,7	Hokanson (1977)
Doré jaune (*Sander vitreum*)	larves	-	19,2	Hokanson (1977)
	juvéniles	25,8	31,6	Smith et Koenst (1975)
	juvéniles	8-24,0	27-31,5	Ellis (1984)
	adultes	7,2 26	28,9 34	Wrenn et Forsythe (1978)
Malachigan (*Aplodinotus grunniens*)	jeunes de l'année	été	32,8	Cvancara *et al.* (1977)
	adultes	21,2	34,0	Reutter et Herdendorf (1976)

5.1.7 Avifaune aquatique

Les oiseaux aquatiques ont tendance à se regrouper dans les eaux libres de glace créées par les rejets thermiques des centrales électriques en hiver (McCullough, 1984; Prince *et al.*, 1992). Des canards plongeurs tels que des fuligules (*Aythya* spp.), le Garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) et le Petit Garrot (*Bucephala albeola*) passent par exemple l'hiver près de la centrale de Nanticoke, sur le lac Érié, et se nourrissent de grandes quantités de moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et de moules quagga (*D. bugensis*) dans les zones libres de glace (Mitchell *et al.*, 2000).

Acres (1983) a signalé que le fond de la baie de l'avant-port était une zone d'hivernage importante pour les oiseaux aquatiques à cause des rejets thermiques provenant de l'ancienne centrale R.L. Hearn.

Lorsque la nourriture est abondante, il est peu probable que l'hivernage des oiseaux aquatiques dans les zones autour des rejets thermiques pose des problèmes écologiques. Ce n'est pas le cas si les oiseaux sont obligés de rester dans l'eau libre plus chaude sans accès à suffisamment de nourriture ou en concentration telle qu'ils font l'objet d'une prédation importante.

5.1.8 Utilisations de l'eau

Les rejets thermiques n'ont généralement pas d'effets négatifs sur les utilisations récréatives des eaux réceptrices ni sur la navigation commerciale. En fait, le réchauffement des eaux de surface peut contribuer à allonger la saison de la navigation de plaisance entre le printemps et l'automne.

Comme indiqué aux sections 2.4, 2.5 et 2.6, les zones de mélange des eaux de refroidissement ne devraient pas interférer avec d'autres utilisations de l'eau telles que le captage d'eau potable, les zones de baignade et autres sites sensibles réservés à une utilisation particulière.

La pêche à la ligne profite souvent des rejets thermiques en hiver. Elser (1965) a signalé que la pêche dans des eaux réchauffées se soldait par un nombre de prises beaucoup plus important par sortie, sauf durant l'été. Gibbons *et al.* (1972) ont mentionné une concentration accrue d'achigans à grande bouche et des pêches plus fructueuses durant l'hiver dans une zone touchée par des effluents thermiques. De même, Shuter *et al.* (1985) ont trouvé que le nombre saisonnier d'achigans à petite bouche capturés à la ligne augmentait près des points de rejet thermique. Spigarelli et Thommes (1976) ont signalé qu'une zone de pêche productive recélant des truites arc-en-ciel, des truites brunes, des ombles de fontaine, des touladis, des saumons coho et des saumons quinnat s'était formée près du point de rejet thermique de la centrale nucléaire de Point Beach. Les truites arc-en-ciel et les truites brunes représentaient 75 % du nombre total des poissons capturés, ce total comptant en tout 88 % de salmonidés. Les captures par unité d'effort (CPUE) dans cette zone de rejet thermique étaient plus élevées que dans la plupart des zones témoins de pêche riveraine dans le secteur.

On capturait plus de poissons dans les eaux chaudes du panache thermique de l'ancienne centrale R.L. Hearn que dans les eaux non affectées par le panache, en particulier en automne, en hiver et au printemps (Everest, 1973). La hausse de température et l'intensification du courant sont les principaux facteurs d'attraction du poisson et donc aussi des pêcheurs récréatifs (Richardson, 1980). Durant l'exploitation de l'ancienne centrale R.L. Hearn, la zone de l'embouchure du canal de rejet était très fréquentée par les pêcheurs sportifs. Cet endroit était classé respectivement aux deuxième et troisième rangs pour ce qui est de la pression halieutique et du potentiel halieutique parmi les endroits situés dans le secteur riverain de Toronto (MacNab et Hester, 1976). Après l'arrêt de la centrale R.L. Hearn, le succès de pêche dans le secteur a considérablement diminué (Kalff *et al.*, 1991).

5.2 Méthode d'évaluation

L'évaluation des effets potentiels d'un panache thermique sur le poisson, d'autres ressources biologiques ou l'utilisation de l'eau se fait à partir des caractéristiques techniques et opérationnelles de l'installation considérée, des données concernant les régimes thermique, limnologique et hydrologique de la prise d'eau et des zones d'eaux réceptrices, des résultats de la modélisation du panache thermique, des renseignements spécifiques concernant les communautés de macro-invertébrés benthiques (pour les rejets à la rive seulement), des renseignements spécifiques concernant les ressources halieutiques et l'habitat du poisson au site en question, de l'information disponible sur les autres ressources biologiques et les utilisations de l'eau dans le voisinage ainsi que des données décrivant la résistance et la tolérance thermiques de certaines espèces endémiques (tableaux 9 et 10), en particulier les composantes valorisées de l'écosystème (CVE; habituellement les poissons). L'inventaire des CVE doit être fait en fonction de l'importance écologique de chaque élément, de son efficacité perçue en tant qu'indicateur des impacts environnementaux, de son éventuel statut d'espèce en péril (COSEPAC, 2007) et de son éventuelle importance pour les valeurs autochtones, les utilisations traditionnelles et les pêches commerciales et récréatives. Les résultats des modélisations du panache thermique des centrales CEBB, PEC, TCP et BANRP sont respectivement présentés aux sections 4.1, 4.2, 4.3 et 4.4. Les sections suivantes présentent une synthèse des diverses méthodes utilisées lors de l'évaluation des effets biologiques des rejets thermiques pour chaque centrale.

5.3 Effets des rejets thermiques de la CEBB sur les organismes aquatiques

La centrale électrique de Brighton Beach (CEBB) à Windsor, en Ontario, est une installation à cycle combiné alimentée au gaz naturel, d'une puissance de 550 MW, qui rejette ses effluents thermiques dans la rivière Detroit. Au vu des résultats des études menées sur d'autres centrales, BEAK (2001) a prévu que les rejets thermiques de la CEBB entraîneraient probablement une augmentation localisée de la production primaire et du zooplancton, ainsi que des modifications spécifiques au sein des populations de macro-invertébrés benthiques et une possible altération de la diversité taxonomique (voir section 7.2).

Comme indiqué dans le tableau 10, la température létale supérieure et la température maximale critique pour chaque espèce de poisson d'eau chaude se situent entre environ 30 et 40 °C, c'est-à-dire près ou au-dessus de la température maximale des eaux de refroidissement déversées par la CEBB (34 °C). Il était prévu que ces poissons d'eau chaude, attirés par le panache thermique, choisissent les conditions thermiques qui leur conviennent le mieux et deviennent des résidents à l'année ou à court terme.

Pour les poissons d'eaux tempérées et d'eaux froides, ces limites se situent entre 21 et 30 ºC. Certaines espèces d'eaux tempérées peuvent préférer éviter le panache durant l'été. Les espèces d'eaux froides ne sont probablement pas présentes dans la rivière Detroit en été à cause de la température élevée de ses eaux. Au printemps, à l'automne et en hiver, la température de l'eau à environ 5 m en aval du point de rejet devrait se situer respectivement entre 14 et 15 °C et entre 5 et 6 °C lorsque la température des eaux

réceptrices est de 10 et de 1 °C. L'écart de température entre le panache et les eaux réceptrices étant relativement faible à cette courte distance du point de rejet, il est peu probable qu'un arrêt des rejets de la CEBB provoquerait un choc thermique froid important sur les poissons, même sur les espèces les plus sensibles. Les poissons d'eaux froides pourraient être attirés par le panache thermique et tirer partie de la densité accrue de poissons fourrage. La probabilité d'un choc thermique en été est minime car les poissons peuvent facilement éviter les eaux plus chaudes des panaches thermiques et rester là où la température correspond mieux à leur préférence.

Dans l'ensemble, les rejets thermiques de la CEBB devaient n'avoir qu'un effet négligeable sur l'habitat du poisson et qu'un effet minime sur les populations locales de poissons. On s'attendait ainsi à voir certaines espèces être attirées par la zone de rejet toute l'année ou à court terme et des espèces d'eaux tempérées éviter cette zone durant l'été.

Eakins et Fitchko (2001, 2003) n'ont par la suite observé aucun secteur de fraye important dans la zone proche du rivage à proximité de la CEBB et jusqu'à 1 km en aval.

Les rejets d'eaux de refroidissement de la CEBB ayant lieu à la berge de la rivière Detroit et les prévisions montrant que le panache thermique devait s'étendre en aval le long de la berge canadienne, le MEO a mentionné que la possibilité d'un impact sur les communautés de macro-invertébrés benthiques vivant près de la berge était préoccupante (section 2.9.1). Le CA de la CEBB exige que les responsables de la centrale effectuent des relevés des communautés de macro-invertébrés benthiques avant et pendant l'exploitation de l'installation. Le plan du relevé est présenté dans la section 3.1 et les résultats dans la section 7.2.

Environnement Canada recommande à la CEBB d'élaborer, pour faire face à d'éventuels effets thermiques, des plans d'intervention qui seront suffisamment robustes pour rester applicables dans le cas probable où les épisodes d'eaux chaudes deviendraient plus fréquents à cause du réchauffement climatique.

5.4 Effets des rejets thermiques du PEC sur les organismes aquatiques

Le Portlands Energy Centre (PEC), situé dans le secteur riverain de Toronto, au bord du lac Ontario, est une installation en cycle simple alimentée au gaz naturelle, d'une puissance de 550 MW, pour laquelle on prévoit une conversion au cycle combiné un an après le démarrage initial. Comme indiqué à la section 4.2, dans les conditions estivales typiques et lorsque la centrale fonctionne normalement (ΔT = 5,5 ^{o}C), la température des eaux dans l'avant-port ne changerait pas de manière appréciable. Dans les pires conditions estivales (c.-à-d. pour une température des eaux de surface de 26 ^{o}C) et un fonctionnement normal de la centrale, le rejet des eaux de refroidissement non recyclée pourrait faire passer de 26 à approximativement 21 °C la température des eaux de surface du bassin supérieur de l'avant-port, soit une chute de température de 5 ^{o}C. Cet effet de refroidissement a été attribué à l'emplacement de la prise d'eau et à des températures moindres à l'intérieur de l'hypolimnion. Dans des conditions saisonnières typiques, le rejet des eaux de refroidissement non recyclées peut faire passer la température des eaux de surface dans le bassin supérieur de l'avant-port à approximativement 7 ^{o}C en hiver et 15 ^{o}C au printemps

ou à l'automne, soit des hausses de température respectives de 4 et 5 ^{o}C. Il était prévu que la température des eaux augmente puisque le chenal de navigation où se situe la prise d'eau en profondeur n'est généralement pas stratifié durant ces saisons. Dans des conditions d'exploitation inhabituelles (p. ex.,, ΔT = 10 ^{o}C au lieu de 5,5 ^{o}C), on estime qu'en été, la température de l'eau dans le bassin supérieur de l'avant-port devrait rester relativement proche de la température initiale des eaux réceptrices (pas plus de 1 ^{o}C d'augmentation) et qu'en hiver, au printemps et à l'automne, elle augmente d'approximativement 9,5 ^{o}C.

Stantec et SENES (2003) ont conclu que les rejets thermiques du PEC pourraient engendrer une augmentation de la production primaire et du zooplancton durant l'automne, l'hiver et le printemps et n'avoir aucun effet durant des conditions estivales typiques. L'effet de refroidissement des eaux de l'avant-port durant un été particulièrement chaud pourrait engendrer une légère diminution locale des productions primaire et secondaire.

La plupart des espèces de macro-invertébrés benthiques répertoriées dans la zone d'étude du PEC – c'est-à-dire les nématodes, les oligochètes tubificides, *Hydrocarina* (hydrachnidés), *Gammarus fasciatus, Caecidotea, Chironomus, Cryptochironomus,* les gastéropodes et les bivalves – tolèrent des températures élevées, égales ou supérieures à 30 °C (tableau 9). Au vu des données disponibles sur les tolérances thermiques, seules deux espèces (*G. lacustris* et *Tanytarsus* sp.) pourraient être affectées par la température maximale de 30 °C correspondant au pire des scénarios si elles sont présentes dans le canal de rejet ou proches du rivage du fond de la baie. Les rejets d'eaux de refroidissement n'affectant que les eaux de surface du bassin supérieur de l'avant-port, les communautés de macro-invertébrés benthiques présentes dans les eaux plus profondes ne devraient pas être affectées.

Comme indiqué dans le tableau 10, la température létale supérieure et la température maximale critique pour chaque espèce de poisson d'eau chaude se situent entre environ 30 et 40 °C, c'est-à-dire à des niveaux supérieurs à la température maximale admissible (et improbable) pour les eaux de refroidissement déversées par le PEC (30 ^{o}C), telle que mentionnée dans le CA.

Pour les poissons d'eaux tempérées et les poissons d'eaux froides, ces limites supérieures de température varient entre 21 et 30 °C et se trouvent donc dans la gamme des températures anticipées des eaux durant l'été dans les conditions typiques de fonctionnement de la centrale et dans les conditions correspondant au pire des scénarios. La température de l'eau dans le bassin extérieur de l'avant-port devrait être environ 15 °C au printemps et à l'automne et 7 °C en hiver lorsque la température des eaux réceptrices est respectivement de 10 et de 3 °C. Les poissons d'eaux froides pourraient être attirés par le panache thermique et tirer partie de la densité accrue de poissons fourrage. Pendant l'exploitation de l'ancienne centrale R.L. Hearn, on a capturé plus de poissons durant les relevés mensuels effectués entre mars 1970 et juin 1972 dans les eaux chaudes du panache thermique que durant ceux effectués dans les eaux non touchées par le panache, en particulier durant l'automne, l'hiver et le printemps (Everest, 1973).

La plupart des stades du cycle de reproduction des poissons sont plus ou moins affectés par la température de l'eau. De plus, les températures optimales pour le développement des gonades, la maturation des gamètes, la migration liée à la reproduction, la fraye, le développement des embryons, l'éclosion des œufs et la croissance des larves sont

différentes et étroitement corrélées avec les variations saisonnières normales de la température de l'habitat. L'évaluation a consisté à déterminer quelles stades du cycle de reproduction auraient le plus de risque d'être affectés et à comparer les stades vulnérables aux renseignements trouvés dans la littérature, comme décrit ci-dessous.

Des conditions d'exploitation inhabituelles (p. ex.,, avec $\Delta T = 10\ ^{o}C$) sont peu probables. Si elles se produisent, elles ne seraient que de courte durée. Comme indiqué dans le tableau 6, la température de l'eau dans ces conditions inhabituelles serait environ 19,5 ^{o}C au printemps et à l'automne et 12,4 °C en hiver dans le bassin supérieur de l'avant-port, pour des températures d'eaux réceptrices respectives de 10 et de 3 °C. Les formes mobiles des poissons qui préfèrent des températures saisonnières inférieures aux valeurs susmentionnées éviteront la zone où l'eau est plus chaude et y reviendront lorsque la température de l'eau y aura diminué après le retour aux conditions normales d'exploitation de la centrale. Le principal impact néfaste dans des conditions normales ou inhabituelles d'exploitation concernerait donc uniquement les formes immobiles, c'est-à-dire les œufs et les larves. Au vu des renseignements extraits des bases de données disponibles, la température létale supérieure pour les œufs et les larves des poissons les plus susceptibles de frayer dans le bassin supérieur de l'avant-port va généralement de 17-19 ^{o}C à 30-39 ^{o}C, suivant la température d'acclimatation (voir tableau 11).

Tableau 11: Températures létales supérieures pour les œufs et les larves de poissons[13]

Espèce	Étape du cycle de vie	Température d'acclimatation (°C)	Température létale supérieure (°C)
Gaspareau	Œufs	12-25	24,5
	Larves	14-24	31,4-37,1
Carpe	Œufs	25; 26,3	35; 31-35
	Larves	19-27; 16-21	38,8; 36,4
Meunier noir	Larves	9-10; 15; 15-16; 21	28,3-28,8; 31; 30-31,1; 30
Grand brochet	Œufs (2 à 4 cellules)	-	19,8
	Œufs (avec yeux)	-	28,0
	Embryons	-	18,9; 16,8-20,5
	Larves	17,7	28,5
	Alevins vésiculés	11,8; 14-15; 17,7	24,1; 31; 24,8
Baret	Larves	8; 15; 18-24; 21-22; 24; -	27; 30,3-35,6; 38,5; 31,0-38,4; 35,4-38; 34,8
Achigan à grande bouche	Œufs	Été	35,6
Perchaude	Embryons	-	19,9
	Éclosion	-	19,9
	Larves	7,6; 10; 15 15,8; 18; 19 22-24; -; -	>24; 10; 33,7 >26,6; 26,5; 19 29,2; 23,9; 31,3
	Alevins nageants	-	18,8

Les températures optimales pour le développement des embryons et l'éclosion sont généralement un peu moins élevées que les températures optimales pour les larves, comme l'indique le tableau 12. La température prévue pour les conditions inhabituelles d'exploitation au printemps dans le bassin supérieur de l'avant-port, 19,5 °C, s'approche ou dépasse la température maximale pour le développement des embryons et l'éclosion de certains poissons (p. ex.,, le grand brochet et la perchaude). Cependant, comme indiqué à la section 5.1, les poissons, comme tous les organismes vivants, ont la capacité de s'adapter ou de s'acclimater aux variations saisonnières de la température ou aux décalages de gammes de températures qu'ils peuvent rencontrer. Pour chaque organisme, la température létale supérieure augmente avec la température d'acclimatation jusqu'à l'atteinte de la limite supérieure de la température létale.

Au printemps, dans des conditions normales d'exploitation, l'eau du bassin supérieur devrait être à 15,2 °C. Comme indiqué dans le tableau 10, pour des températures d'acclimatation de 15 et 15,8 °C, la température létale supérieure pour les larves de perchaude est respectivement de 33,7 et >26,6 °C, bien au-dessus des 19,4 °C prévus

[13] Source : Wismer et Christie (1987)

pour les conditions anormales d'exploitation. Pour les embryons de grand brochet, la température létale supérieure va de 16,8 à 20,5 °C (aucune donnée disponible pour la température d'acclimatation). Cependant, comme les embryons devraient être acclimatés à la température prévue de 15,2 °C dans le bassin supérieur, la température létale supérieure devrait probablement être proche de la limite supérieure (20 °C) de la gamme. Ajoutons que la température létale supérieure est basée sur une exposition prolongée : une semaine de sept jours est en effet habituellement utilisée pour les essais d'exposition létale. Toute condition inhabituelle d'exploitation devrait être corrigée dans des délais bien inférieurs à sept jours. Si les conditions persistent, le développement des embryons et l'éclosion pourront cependant être affectés et il se peut que l'éclosion ait lieu de manière précoce. Comme indiqué précédemment, les conditions anormales d'exploitation sont peu probables. Si elles surviennent, elles ne dureraient pas longtemps et ne pourraient donc avoir qu'un effet négligeable sur le développement des embryons et l'éclosion.

Tableau 12: Températures optimales pour le developpement et l'eclosion des œufs de poisson[14]

Espèce	Température optimale (°C)		Gamme de températures (°C)	
	Développement des embryons	Éclosion	Développement des embryons	Éclosion
Gaspareau	17,8	17,7; 20,8	10-26,7	-
Carpe	20-25; 23-24,9	23,4	13,8-26	11-32
Méné émeraude	-	23,9	-	-
Queue à tache noire	-	20	-	-
Naseux de rapides	-	15,6	-	-
Meunier noir*	15; 15,2	-	8-21; 9-17,2	-
Éperlan	-	14	6-22,5	-
Grand brochet	6,5-17,7; 12	20,8; 6,4-17,7	2-23; 7-19	5,8-21
Ménomini rond	1-2	2,2	-	-
Épinoche à cinq épines	-	18,3	-	15-18
Épinoches à trois épines	-	19	-	-
Chabot tacheté	-	-	-	7,8-17,3
Baret	17,6	14,1; 17,6	10-24	10-24
Crapet-soleil	-	28	-	-
Achigan à grande bouche	-	20	<32,1	13-26
Marigane noire	-	18,3; 16-20	-	-
Raseux-de-terre	-	22-24	-	-
Perchaude	13,1-18,2	10-20[15] <12; 8,4	7-15	7-20[15] 8-19; 7-10
Doré jaune	7,8-8,9; 10,5-15,5; 15-19	6; 9-15; 16,7-19,4; 17,8-19,4	5-19	6-12

[14] Source : Wismer et Christie (1987).

[15] Données de température fournies pour le développement des embryons et l'éclosion.

Comme mentionné à la section 2.1, les RQEC ont été formulées pour protéger les organismes aquatiques en fonction des TMHM pour la saison chaude et l'hiver et de l'exposition à court terme à des températures extrêmes. Plus précisément, les apports thermiques dans les eaux réceptrices doivent être tels que la TMHM pour la saison estivale ne soit jamais dépassée. Comme indiqué précédemment, le rejet des eaux de refroidissement du PEC aura un effet négligeable sur les eaux de surface du bassin supérieur de l'avant-port dans les conditions estivales typiques et possiblement refroidissant dans le pire des scénarios estivaux. Comme indiqué dans le tableau 6, en hiver et dans des conditions normales d'exploitation de la centrale, la température des eaux de surface du bassin supérieur de l'avant-port devrait dépasser la température des eaux réceptrices de 4 ^{o}C. Dans des conditions d'exploitation extrêmes, pour ΔT = 10 °C, la température des eaux de surface devrait dépasser la température des eaux réceptrices d'environ 9 °C. Compte tenu de ces faibles différences de température (inférieures à 10 °C sur une période de 2 à 3 h), il est peu probable que l'arrêt du PEC puisse provoquer un choc thermique froid sur les espèces de poissons sensibles (Houston, 1982; Wismer et Christie, 1987). La TMHM pour l'hiver ne sera donc pas dépassée.

De plus, durant la saison de reproduction, la TMHM doit satisfaire à des exigences particulières à chaque site pour assurer le succès de la migration, de la fraye, de l'incubation des œufs, de la croissance des alevins et d'autres éléments du cycle de reproduction des espèces importantes. Les rejets thermiques du PEC durant des conditions printanières typiques peuvent provoquer une élévation de 5 ^{o}C de la température des eaux proche du rivage dans le bassin supérieur de l'avant-port (voir tableau 6). Cette augmentation de température, probablement comparable à celle qui surviendrait dans les échancrures protégées du terre-plein, n'aurait probablement aucun effet mesurable sur la reproduction des espèces importantes. Les TMHM disponibles pour les mois où la fraye est à son plus fort (≤ à la température optimale pour la fraye ou à l'intérieur de la gamme de températures admissibles pour la fraye) pour les poissons les plus susceptibles de frayer dans l'avant-port sont présentées dans le tableau 13. Au vu de ces données, soit la TMHM pour la plupart des espèces est supérieure à la température prévue dans le bassin supérieur de l'avant-port durant la période de la fraye au printemps, soit la température de l'eau ne changera pas dans le bassin supérieur durant la période estivale de fraye à cause de la stratification thermique dans le chenal de navigation.

Pour le doré jaune, la TMHM est approximativement égale à la température prévue au printemps dans le bassin supérieur. Pour l'éperlan, le grand brochet et la perchaude, la fraye dans le bassin supérieur peut commencer plus tôt que d'habitude mais la gamme des températures prévues chevauche toujours celle des températures saisonnières normales pour la fraye. Pour le ménomini rond, la fraye dans la zone proche des rivages des bassins supérieur et médian serait probablement impossible dans les conditions de fonctionnement typiques; cependant, la fraye dans le bassin inférieur (p. ex.,, dans le secteur de la plage Cherry) ne serait pas affectée (voir tableau 6). Dans le pire des scénarios, la fraye serait impossible dans les zones proches du rivage des trois bassins. La capture de seulement deux ménominis ronds au stade de larve et d'un spécimen adulte lors du relevé de mai 2004 indique que l'avant-port n'offre qu'un habitat limité pour la fraye et la croissance des jeunes de cette espèce (Eakins et Fitchko, 2004). De plus, la perte de ces frayères est négligeable si on les compare aux habitats de gravier, de sable et de roche disponibles pour la fraye le long des berges du lac Ontario (voir par exemple Rukavina, 1969; Thomas *et al.*, 1972; Barton, 1986).

Tableau 13 : TMHM pour les mois où la fraye est a son plus fort[16]

Espèce	TMHM (°C)	Mois de fraye	Température dans le bassin supérieur (°C)	
			Eaux réceptrices	Avec rejets du PEC
Gaspareau	14,4	Juin-Août	Stratifiées	A.C.[17]
Carpe	21	Mai-Août	10-Stratifiées	15-A.C.
Méné émeraude	23	Juin-Août	Stratifiées	A.C.
Queue à tache noire	17,5	Mai-Juin	10-Stratifiées	15-A.C.
Ventre-pourri	25	Juin-Août	Stratifiées	A.C.
Naseux de rapides	15	Mai-Juillet	10-Stratifiées	15-A.C.
Meunier noir	10	Avril-Juin	4-Stratifiées	9-A.C.
Éperlan	13,6	Mars-Mai	2-10	7-15
Grand brochet	12	Mars-Mai	2-10	7-15
Ménomini rond	3	Novembre-Décembre	4-2	9-7
Épinoche à cinq épines	18,3	Mai-Juillet	10-Stratifiées	9-A.C.
Épinoches à trois épines	19	Mai-Juillet	10-Stratifiées	15-A.C.
Baret	17	Mai-Juin	10-Stratifiées	15-A.C.
Crapet de roche	21	Mai-Juin	10-Stratifiées	15-A.C.
Achigan à grande bouche	23,9	Mai-Juin	10-Stratifiées	15-A.C.
Perchaude	12	Avril-Mai	4-10	9-15
Doré jaune	8,9	Avril-Juin	4-Stratifiées	9-A.C.

Les RQEC mentionnent de plus qu'à un site donné, la TMHM permet de préserver la diversité biologique normale et de prévenir la croissance indésirable d'organismes nuisibles. Les rejets d'eaux de refroidissement du PEC n'affecteraient pas la diversité normale des espèces mais durant la saison froide, des espèces supplémentaires pourraient être attirées par les eaux plus chaudes. De plus, puisque la température des eaux de surface dans le bassin supérieur de l'avant-port ne changerait pas de manière appréciable dans les conditions estivales typiques ou devrait, selon les prévisions, diminuer dans les pires conditions estivales envisageables, la croissance d'organismes nuisibles (p. ex., de plantes aquatiques) ne serait pas accrue.

[16] Source : Wismer et Christie (1987).

[17] A.C. = aucun changement (ou très peu) des températures de l'eau dans l'avant-port.

5.5 Effets des rejets thermiques du TCP sur les organismes aquatiques

Le projet de cogénération Thorold (TCP), à Thorold, en Ontario, d'une puissance de 305 MW, est conçu pour brûler du gaz naturel et du gaz d'enfouissement afin de fournir de la vapeur à une usine à papier voisine tout en déversant ses eaux de refroidissement dans le canal Welland. Comme indiqué à la section 4.3, la modélisation a montré que le panache thermique créé par les rejets d'eaux de refroidissement du TCP peut s'étendre sur 1 500 à 2 000 m en aval et sur 100 à 150 m en amont du point de rejet dans le contexte d'une exploitation continue sur 12 heures. Cependant, la différence de température importante entre les effluents et les eaux réceptrices fait que les effluents seront fortement flottants et qu'ils resteront dans les trois premiers mètres à la surface du canal Welland.

Au vu des résultats obtenus lors d'études portant sur les panaches thermiques d'autres centrales, Fitchko (2006a) a conclu que les rejets thermiques du TCP peuvent entraîner une augmentation locale de la production primaire et du zooplancton et une altération de la composition taxonomique des communautés benthiques présentes près du rivage. Le panache thermique étant flottant, même si un mélange a lieu avec les couches d'eau plus profondes lors du passage d'un bateau, les très rares communautés de macro-invertébrés benthiques présentes dans le milieu du canal ne seraient sans doute pas affectées.

Roshon (2002) a conclu que les rejets d'eaux de refroidissement provenant de la centrale de cogénération plus grande proposée antérieurement n'auraient qu'un effet minimal sur la population d'algues à l'intérieur du panache thermique. Cette conclusion est fondée sur une recherche documentaire qui a mis en évidence les faits suivants :

- le panache thermique occupe essentiellement le premier mètre d'eau à la surface, couche à l'intérieure de laquelle les algues nuisibles (p. ex.,, *Cladophora glomerata, Oscillatoria* sp.) sont moins dominantes;
- selon les types d'algues nuisibles, les rejets peuvent entraîner une légère réduction de leur population ou n'avoir aucun effet;
- des températures estivales élevées peuvent avoir un effet négatif sur la survie et la croissance des diatomées dans le panache;
- des températures hivernales élevées auront un effet positif sur la survie et la reproduction des diatomées dans le panache et pourront peut-être compenser l'impact négatif du panache en été.

Cependant, les modifications suivantes sont possibles au niveau de la composition taxonomique :

- un allongement de la période de végétation peut stimuler la croissance des algues filamenteuses;
- les algues filamenteuses nuisibles fixées à des surfaces peuvent devenir plus nombreuses dans la couche d'eau supérieure parce que ces plantes semblent bénéficier d'une tolérance thermique élevée;
- les algues unicellulaires (p. ex.,, les diatomées), qui sont en compétition avec les algues nuisibles, peuvent devenir moins dominantes, ce qui favoriserait les algues nuisibles.

La température n'est pas le seul facteur qui influe sur la croissance des algues. La qualité et la quantité du rayonnement incident ainsi que la disponibilité des éléments nutritifs sont également des facteurs vitaux qui affectent la composition taxonomique et la densité des algues. La concentration de phosphore total dans le canal Welland est inférieure à l'OPQE provisoire de 30 µg/l adopté pour empêcher la croissance excessive des végétaux.

Ces conclusions sont basées sur l'hypothèse d'un fonctionnement continu de la centrale de cogénération plus grande précédemment proposée. Comme indiqué à la section 2.9.1, le TCP ne fonctionnera que 40 % du temps durant l'année.

La CGVMSL a exprimé une certaine inquiétude concernant l'effet des températures élevées sur la population locale de moules zébrées. Les moules zébrées préfèrent des eaux tempérées, la température optimale pour leur croissance se situant entre 18 et 20 ^{o}C. Des températures létales supérieures de 30 ^{o}C et plus ont été signalées pour cette espèce (Iwanyzki et McCauley, 1993; Hernandez et McMahon, 1996). En général, les températures supérieures à 25 °C ont un impact négatif sur la croissance et d'autres fonctions biologiques des moules zébrées (Rajagopal *et al.*, 1997). Lorsque la température descend en dessous de 12 °C, les moules zébrées grossissent mal et ne se reproduisent plus (Claudi et Mackie, 1999). Au vu de ces résultats et d'autres données, O'Reilly (2002) a conclu que l'impact du panache thermique du TCP sur la population locale de moules zébrées serait probablement minimal. Les effets d'une possible augmentation des taux de survie et de croissance provoquée par la hausse des températures à l'automne, en hiver et au printemps seraient probablement annulés par une augmentation du stress et de la mortalité associés aux températures élevées durant l'été.

Les rapports de Roshon (2002) et d'O'Reilly (2002) sont joints en annexe au rapport de Stantec (2006).

La température létale supérieure et la température maximale critique pour chaque espèce de poisson d'eau chaude se situent entre environ 30 et 40 °C, c'est-à-dire près ou au-dessus de la température maximale des eaux de refroidissement déversées par le TCP (32 °C) (tableau 10).

Pour les poissons d'eaux tempérées, par exemple les gaspareaux et les éperlans, les seuils supérieurs de température létale sont inférieurs durant l'été à la température des eaux du canal Welland. On s'attendait donc à ce que ces espèces quittent le canal Welland lorsque la température de l'eau s'approche de ces seuils (Fitchko, 2006a).

Comme indiqué à la section 4.3, en hiver, lorsqu'il n'y a pas de passage de bateaux, la température des eaux du panache flottant dépassera d'environ 6 ^{o}C celle des eaux réceptrices dans les 100 premiers mètres en aval et en amont du point de rejet. Le panache thermique étant restreint au premier mètre des eaux réceptrices et l'écart de température entre le panache et le milieu ambiant étant relativement faible, il est peu probable que l'arrêt du TCP cause un choc thermique froid important chez les poissons. La probabilité d'un choc thermique chaud en été est minime car les poissons peuvent facilement éviter les eaux plus chaudes des panaches thermiques et rester là où ils préfèrent.

Dans l'ensemble, les rejets thermiques du TCP devaient n'avoir qu'un effet négligeable sur l'habitat du poisson et qu'un effet minime sur les populations locales de poissons, la prévision

consistant principalement à voir certaines espèces être attirées ou repoussées, à court terme, par la zone de rejet.

McCorquodale (2006) a évalué la force exercée par le rejet d'eaux de refroidissement sur un bateau passant dans la zone en tenant compte de la quantité de mouvement des rejets, de la surface du panache touchant le bateau et de la vitesse de celui-ci. Si l'on se base sur la géométrie initiale du point de rejet, l'auteur a déterminé qu'un rejet d'eaux de refroidissement à des vitesses comprises entre 0,2 et 0,5 m/s n'aurait qu'un effet négligeable sur la route des navires se déplaçant à une vitesse comprise entre 4 et 6 nœuds. Pour les bateaux lents (2 nœuds), le déplacement net serait de l'ordre du mètre pour la plus grande vitesse de rejet des effluents. De plus, un bateau passant dans la zone de rejet subirait une petite déviation initiale de sa proue puis une déviation en sens contraire qui le replacerait dans une trajectoire parallèle à sa trajectoire initiale. Pour un bateau de 122 m de long se déplaçant à 2 nœuds, la déviation serait d'environ ±18 minutes d'angle. Cet effet diminue lorsque la vitesse du bateau augmente.

La CGVMSL ayant exprimé des préoccupations au sujet du déplacement net de 1 m pour les bateaux lents, McCorquodale (2006) a recommandé un réaménagement du rejet qui permettrait de réduire le déplacement latéral maximal à 20 cm. Après examen par les pairs, la CGVMSL a déclaré que le nouvel aménagement était acceptable (P. Pesant, SLSMC, 2006, comm. pers.).

Le rapport de McCorquodale (2006) est joint en annexe au rapport de Stantec (2006).

5.6 Effets des rejets thermiques du BANRP sur les organismes aquatiques

Le Projet de remise en service de la centrale nucléaire de Bruce-A (BANRP) à Tiverton, en Ontario, offre une puissance supplémentaire de 3 000 MW au complexe nucléaire de Bruce et s'accompagne du rejet d'une grande quantité d'effluents thermiques dans le lac Huron. Comme mentionné à la section 4.4, on estime que le panache thermique combiné résultant de l'exploitation du complexe de Bruce a gagné 50 % en superficie avec la remise en état neuf et la relance de quatre réacteurs. L'évaluation des effets du panache thermique était basée sur l'impact subi par quatre poissons importants pour l'écosystème : l'achigan à petite bouche, le grand corégone, la queue à tache noire et le chabot de profondeur (*Myoxocephalus thompsoni*) (Golder, 2005c).

L'achigan à petite bouche est connu pour frayer dans le canal de rejet de Bruce-A. Des dépassements limités de la TMHM pour les conditions actuelles (deux unités en exploitation) et les conditions prévues (quatre unités en exploitation) ont été mis en évidence pour les juvéniles et les adultes présents dans le canal de rejet au milieu de l'été. Les simulations n'ont fait ressortir aucun autre dépassement dans une quelconque des autres zones ou profondeurs fréquentées par ces poissons. Les dépassements peuvent durer jusqu'à quatre semaines au milieu de l'été lorsque seuls des adultes et des juvéniles sont présents. Ces poissons sont mobiles et peuvent gagner les habitats voisins où la température approche la valeur optimale pour eux.

Des frayères potentielles pour le grand corégone ont été répertoriées sur les hauts-fonds voisins, le banc Loscombe pouvant être touché directement par le panache thermique. Au vu des données thermiques actuelles et prévues par le modèle et des mesures de la température *in situ*, des dépassements de la TMHM ont été notés durant la fraye, juste après la fraye (ponte des œufs) et durant la fin de l'hiver et le début du printemps, juste avant l'éclosion. Des dépassements ont été également mis en évidence à un site et des hauts-fonds témoins qui ne sont probablement pas affectés par le panache; ils reflètent les conditions normales de réchauffement et de refroidissement des eaux du lac Huron à la fin de l'automne et au début du printemps. Le BANRP entraînera des augmentations de la température de l'eau se situant typiquement autour de 0,1 ^{o}C, et un écart maximum de 0,3 ^{o}C aux frayères des hauts-fonds. Au vu de cette évaluation, il a été conclu que les rejets thermiques auraient un effet négatif mineur (non significatif) sur les grands corégones et leur habitat.

La queue à tache noire est un poisson fourrage commun dans les zones proches du rivage et le canal de rejet. Au vu des températures de l'eau actuelles et prévues, des dépassements de la TMHM ont été déterminés pour les juvéniles et les adultes dans le canal de rejet ainsi que pour les frayères situées dans le canal de rejet et dans la baie du Doré, au nord. Rien n'indique que les queues à tache noire frayent dans le canal de rejet ou que les jeunes de l'année le fréquentent, et des frayères adéquates existent au sud du complexe nucléaire de Bruce. Même si des queues à tache noire adultes et juvéniles ont été observées dans le canal de rejet, comme dans le cas des achigans à petite bouche, ces poissons peuvent gagner des habitats voisins où la température de l'eau approche la valeur optimale pour eux.

Les chabots de profondeur résident dans les eaux du large plus profondes du lac Huron, au-delà des perturbations engendrées par le panache thermique du BANRP. Bien que les larves puissent se rapprocher des berges, aucune modification de la température n'est prévue pour les eaux situées près du rivage, que les larves de chabot de profondeur pourraient fréquenter.

Enfin, les installations d'amenée d'eau (IAE) de Port Elgin et de Southampton, situées au nord de Bruce-A, seront probablement affectées par l'exploitation combinée de Bruce-A et Bruce B, avec des élévations de température de 2 °C ou plus survenant 10 à 12 % du temps durant les périodes où l'eau est chaude. Pour l'IAE de Kincardine, située au sud de Bruce-A, une élévation de la température de l'eau de 2 ^{o}C au-dessus de la température du milieu ne surviendrait que 1 % du temps durant les périodes où l'eau est chaude.

6.0 STRATÉGIES D'ATTÉNUATION DES EFFETS

Comme mentionné à la section 5.1, un certain nombre d'études ont montré que les rejets thermiques pouvaient avoir un impact négatif sur l'environnement aquatique; cependant, la plupart de ces études ont montré que ces effets négatifs étaient localisés. De plus, un certain nombre de stratégies devraient être envisagées pour amoindrir ces impacts. Ces stratégies sont décrites ci-après.

Emplacement de la centrale

Comme rappelé à la section 5.1, l'emplacement d'une nouvelle centrale est peut-être l'aspect le plus important dont il faut tenir compte lorsque l'on cherche à minimiser l'impact négatif des rejets thermiques à l'intérieur du panache et dans le milieu aquatique récepteur. Il faut éviter de placer le point de rejet des effluents et leur zone de mélange dans des secteurs écologiques importants tels que des zones de haute productivité biologique, recélant des communautés écologiques uniques, des frayères ou des zones de croissance importantes, d'autres composantes valorisées de l'écosystème (CVE) ou des espèces en péril.

Conception et emplacement de la prise d'eau

La prise d'eau devrait être placée de manière à tirer partie de la présence d'eaux froides dans l'hypolimnion durant la période de stratification thermique estivale. On peut ainsi minimiser l'écart de température entre les rejets thermiques et l'épilimnion des eaux réceptrices. Comme indiqué à la section 4.2, la prise d'eau du PEC, située dans la paroi du chenal de navigation, a été conçue pour tirer partie de la présence d'eaux profondes plus froides durant la stratification thermique estivale et permettre ainsi le rejet d'eaux moins chaudes. De fait, dans des conditions estivales typiques et pour une exploitation normale de la centrale (c.-à-d. avec $\Delta T = 5{,}5\ ^{o}C$), la température de l'eau dans l'avant-port, où sont déversées les eaux de refroidissement, ne devait pas être modifiée de manière appréciable et pourrait même être inférieure à la température de l'épilimnion du milieu récepteur.

Cependant, l'emplacement d'une nouvelle prise d'eau au large pour tirer partie des conditions de stratification thermique en été dans les systèmes lentiques doit être choisi en tenant compte des contraintes potentielles suivantes :

- le choix de l'emplacement peut être un élément déclencheur de la *Loi canadienne sur les évaluations environnementales* en vertu de la *Loi sur les pêches* et/ou de la *Loi sur la protection des eaux navigables* et nécessiter alors une évaluation environnementale plus approfondie et beaucoup plus longue que celle exigée au niveau provincial;
- la possibilité de dommages structuraux, dus par exemple aux ancres des navires;
- les problèmes liés à la qualité des sédiments, à leur remise en suspension avec création d'un certain degré de turbidité durant la construction de la prise d'eau, et à la libération possible dans le milieu de contaminants associés.

Les centrales devraient être construites de manière à ce qu'il n'y ait pas d'habitat du poisson ni d'autres éléments environnementaux importants dans le voisinage de la prise d'eau afin de minimiser les risques de placage et d'entraînement des poissons.

Conception et emplacement du point de rejet

Comme indiqué à la section 4.0, l'augmentation de la vitesse de rejet, par exemple à l'aide d'un diffuseur installé au large, favorise l'entraînement et la dilution de l'eau de refroidissement ainsi que son mélange dans le plan vertical. Cependant, après avoir comparé les différentes structures de rejet possibles pour la CEBB, BEAK (2001) a montré qu'au vu des simulations effectuées à l'aide du modèle CORMIX, même si un diffuseur placé au large permettait, dans une certaine mesure, d'atténuer le panache thermique par rapport à un point de rejet à la berge, la différence au chapitre du régime thermique ne serait probablement pas mesurable sur le terrain.

Les critères mentionnés ci-dessus pour choisir l'emplacement d'une nouvelle prise d'eau au large valent aussi pour le choix de l'emplacement du point de rejet : évitement des secteurs importants sur le plan biologique tels que les frayères, prise en compte de la réglementation, risques de dommages structuraux (ancres des navires) et contraintes liées à la qualité des sédiments.

Ajout d'eau pour tempérer les rejets

L'ajout d'eau à la température du milieu récepteur à l'eau de refroidissement de la centrale avant le rejet permet de maintenir la température des rejets au-dessous du seuil fixé. Cette façon de tempérer les eaux est habituellement requise en été, lorsque la température ambiante est élevée. Par exemple, la CEBB tempère de cette façon ses rejets en juillet et en août lorsque la température de l'eau dans la rivière Detroit dépasse 22 ºC. Cette procédure permet de respecter le seuil fixé pour la température maximale de ses effluents (32 ºC) (voir section 7.1). De même, le TCP devra faire de même pour que ses effluents thermiques ne dépassent pas le seuil fixé à 32 ºC en été. Ces ajouts d'eau doivent être évalués en tenant compte d'une possible augmentation des risques de placage et d'entraînement des poissons au niveau des prises d'eau. Dans certaines circonstances, les dommages provoqués par l'entraînement et le placage peuvent annuler les avantages présentés par la diminution de la température des rejets pour ce qui est de la protection des poissons.

Réduction de la production d'électricité

Toute diminution de la production d'électricité s'accompagne d'une diminution de la température des eaux de refroidissement (dans l'hypothèse où toutes les pompes continuent à fonctionner au niveau de la prise d'eau) ou d'une réduction du volume d'eau pompé pour le refroidissement. Comme indiqué à la section 2.9.3, des exigences spéciales concernant l'exploitation ont été incluses dans le CA du TCP. Elles stipulent notamment que la centrale doit être arrêtée durant la saison de navigation sur le canal si la température des eaux de refroidissement dépasse 33 ºC pendant au moins 6 h, situation qui peut survenir quand le débit est faible. En dehors de la saison de navigation (en hiver), la centrale doit être arrêtée si le débit à la centrale du canal Welland est inférieur à 6 m^3/s ou si l'écart de température entre l'eau du canal au niveau de la prise d'eau et l'eau en amont de celle-ci est supérieur à 2 ^oC, ce qui indiquerait qu'il y a reprise d'eaux réchauffées.

Dans le cadre de l'évaluation environnementale et de l'examen de la demande de permis de la centrale de Selkirk, qui déverse ses eaux de refroidissement dans la rivière Cooks, le ministère de la Conservation du Manitoba a décidé que la puissance générée par la centrale devait être réduite si la température moyenne hebdomadaire de l'eau dans la rivière Rouge (source de l'eau de refroidissement) approche la TMHM fixée (UMA *et al.*,

2005). La puissance générée doit être réduite jusqu'au niveau où il peut être démontré que l'apport thermique de la rivière Cooks dans la rivière Rouge, en aval, n'entraîne pas un dépassement de la THMH dans la zone où les rejets sont complètement mélangés. La centrale électrique doit être arrêtée si la température hebdomadaire moyenne de l'eau de refroidissement au niveau de la prise d'eau sur la rivière Rouge est supérieure ou égale à la TMHM pour le mois courant. La réduction de la puissance générée devrait être graduelle afin de minimiser la vitesse de refroidissement des eaux de la rivière Cooks, des vitesses de refroidissement étant prescrites pour les périodes d'eaux libres et d'eaux englacées et les mesures de température étant effectuées à une station située à approximativement 1 km en aval du point de rejet.

Pour le BANRP, Golder (2005c) a effectué une recherche documentaire afin de répertorier et d'évaluer les technologies et/ou les méthodes permettant d'abaisser la température des rejets ou de réduire la taille du panache thermique. Les huit technologies suivantes ont été répertoriées :

- éloigner les rejets de tout habitat sensible du poisson (dans ce cas, le banc Loscombe);
- construire une structure de rejet submergée;
- placer la prise d'eau de refroidissement plus au large pour capter des eaux plus froides;
- augmenter le débit des eaux de refroidissement;
- envoyer les eaux de refroidissement vers un bassin de refroidissement;
- envoyer les eaux de refroidissement vers une tour de refroidissement à tirage mécanique;
- envoyer les eaux de refroidissement vers une tour de refroidissement à tirage naturel;
- envoyer les eaux de refroidissement vers une tour de refroidissement à sec.

Des études ultérieures ont permis de déterminer que deux technologies pourraient être appliquées au complexe nucléaire de Bruce : envoyer les rejets ailleurs ou augmenter le débit des eaux de refroidissement.

Dans d'autres cas, plusieurs technologies peuvent être combinées sous la forme d'un système hybride afin d'atténuer les effets négatifs potentiels des rejets.

Voici d'autres méthodes d'atténuation possibles pour les installations existantes:

- étendre le déversement des eaux de refroidissement plus au large des côtes, où la température de l'eau a tendance à être inférieure;
- augmenter le débit (volume et vitesse) au-dessus des condenseurs;
- augmenter la vitesse du déversement en réduisant la taille de l'ouverture du chenal de déversement;

- diminuer la vitesse du déversement en élargissant la taille de l'ouverture du chenal;
- améliorer le refroidissement des eaux de déversement en mélangeant l'eau ou en installant des fontaines ou des pulvérisateurs dans le chenal de déversement;
- augmenter le nombre d'interruptions prévues dans l'année;
- augmenter le nombre d'interruptions prévues dans l'année tout en maintenant les pompes d'eau de refroidissement en marche;
- diminuer la puissance nominale au cours des périodes délicates du développement embryonnaire des poissons;
- modifier la technologie de diffusion existante (p. ex., des adaptations d'atténuation supplémentaires pourraient être nécessaires);
- prendre l'eau plus en profondeur dans la masse d'eau, là où les températures sont plus basses.

Les mesures d'atténuation choisies doivent évaluer l'augmentation potentielle de l'entraînement et l'impaction du poisson qui pourrait découler de la mise en œuvre des technologies d'atténuation thermiques privilégiées. Certaines options d'atténuation susceptibles de réduire efficacement les répercussions des déversements thermiques pourraient aussi amplifier l'entraînement et l'impaction du poisson à cause de l'intensification de la prise d'eau du lac. Par conséquent, l'évaluation des options d'atténuation thermique doit également s'attacher aux risques potentiels que ces options représentent en matière d'entraînement et d'impaction, et déterminer s'il est aussi nécessaire de mettre en œuvre des options d'atténuation visant à réduire ces effets d'entraînement.

7.0 PROGRAMME DE SURVEILLANCE

Même si on fait preuve de prudence dans l'évaluation des effets environnementaux des rejets thermiques avant le lancement d'une centrale électrique, en tenant compte des données techniques et opérationnelles de l'installation, des résultats de la modélisation du panache thermique, des données de référence locales et régionales pour le site en question ainsi que de la tolérance et de la résistance thermique des espèces endémiques, il existe toujours un certain degré d'incertitude. La surveillance en cours d'exploitation permet de confirmer que les prévisions étaient précises. Les sections 7.1 et 7.2 présentent respectivement les résultats de la surveillance opérationnelle du panache thermique de la CEBB et les effets mesurés de ce panache sur les communautés de macro-invertébrés benthiques. La section 7.3 présente les résultats d'une étude opérationnelle sur le terrain visant à évaluer les effets potentiels des rejets thermiques de la centrale Iroquois Falls sur les grands corégones. Ces exemples présentent divers outils et protocoles de surveillance très utiles pour l'évaluation des effets thermiques.

7.1 Surveillance de la température et du panache thermique à la CEBB

Dans un esprit de diligence raisonnable, les responsables de la CEBB reconnaissent la nécessité de mettre en place un programme de délimitation et de surveillance du panache thermique afin d'obtenir des données opérationnelles sur la température et la conformité de la CEBB pour ce qui est de ses rejets thermiques à proximité de la berge de la rivière Detroit.

La température de l'eau a été mesurée en continu au cours de l'automne 2004 dans la zone de mélange et durant l'été 2005, entre un point situé en amont de la prise d'eau de la CEBB et un point situé approximativement 1,3 km en aval du point de rejet (Fitchko, 2005). Trois relevés de délimitation du panache thermique ont également été menés à bien durant le programme de surveillance de la température de 2005.

Les mesures continues détaillées de la température de l'eau effectuées durant l'été 2005 montrent que la moyenne mensuelle de la différence entre la température de l'eau en amont de la prise d'eau et la température de l'eau mesurée à deux stations près du point de rejet s'élevaient respectivement à 5,46, 5,34, 5,33, 5,58 et 5,82 °C en juin, juillet, août, septembre et octobre. Ces écarts sont bien inférieurs au ΔT maximum admissible de 10 °C. Les écarts de température légèrement inférieurs en juillet et en août sont dus à l'ajout d'eau pour tempérer les rejets. La température maximale imposée pour les effluents (34,0 °C) n'a jamais été dépassée alors que la température cible (32 °C) a été légèrement dépassée sur des périodes généralement très courtes – sept jours en juillet et deux jours en août. Cependant, pour les températures supérieures à 32,0 °C, la valeur de DHI était bien inférieure à 1,0 sur toutes les périodes de 24 h.

Le panache thermique pouvait être délimité visuellement durant les trois relevés d'été grâce aux différences de densité. En août 2005, le panache était environ deux fois plus large qu'en juin et octobre de la même année, à cause de la plus faible dissipation de la chaleur due à la température ambiante supérieure.

En se basant sur des simulations prudentes effectuées à l'aide du modèle CORMIX, BEAK (2001) a prévu que la différence de température entre l'intérieur du panache thermique et les eaux réceptrices deviendrait inférieure à 2 °C dans les premiers 1 000 m en aval du point de rejet. On a estimé que le panache thermique devait faire moins de 140 m de large là où cet écart de 2 ^{o}C est atteint. Les mesures de délimitation du panache thermique effectuées durant l'été 2005 confirment ces prévisions. Les résultats du relevé des macro-invertébrés, exposés ci-dessous, suggèrent cependant que le panache s'est étendu plus loin que prévu dans la rivière.

7.2 Résultants du relevé des macro-invertébrés benthiques durant l'exploitation de la CEBB

La possible altération des communautés de macro-invertébrés dans la rivière Detroit constituait la principale préoccupation associée au site de la CEBB. Comme expliqué à la section 3.1, le plan de relevé benthique pré-opérationnel pour la CEBB était basé sur la configuration prévue du panache thermique. Pour les relevés opérationnels, l'emplacement des transects correspondait à celui des transects des relevés pré-opérationnels (Fitchko, 2006a,b). Cependant, durant les relevés opérationnels d'été, les stations d'échantillonnage étaient situées à des profondeurs légèrement plus élevées, soit à 1 à 1,1 m, à 1,4 à 1,6 m et à 1,7 à 2,1 m, afin de faciliter la collecte des échantillons de sédiments et pour tenir compte de la plus grande largeur du panache thermique au large, où les relevés de température ont montré que le panache était toujours en contact avec le lit de la rivière (Fitchko, 2005).

Dix variables associées aux communautés de macro-invertébrés benthiques ont été analysées pour déceler d'éventuelles variations intra-annuelles et inter-annuelles. Il s'agit des variables suivantes : abondance totale, nombre de taxons, indice de diversité de Shannon-Wiener, équitabilité, richesse, IBH, IQE, % d'oligochètes, % d'éphéméroptères et % de chironomidés. La profondeur de l'échantillonnage n'a pas été prise en compte de manière à obtenir des réplicats intra-sites.

La variabilité intra-annuelle entre les sites a notamment été étudiée par une analyse de variance à un critère de classification avec un test *post-hoc* (a posteriori) mettant en jeu des comparaisons avec le site de référence (test de Dunnett). Les données benthiques ont également été analysées à l'aide de la méthode expérimentale BACI (avant-après / rejet-témoin) (Smith *et al.*, 1993). Le test BACI est incorporé au terme d'interaction *Phase*Site* de l'analyse de la variance (ANOVA). Le terme *Phase* désigne les différentes périodes d'échantillonnage, avec prise en compte des phases pré-opérationnelles et opérationnelles. Cette approche consiste à tester l'hypothèse nulle suivante :

$$H_0 : (\text{Rejet-Témoin})_{\text{avant}} = (\text{Rejet-Témoin})_{\text{après}}$$

Toutes les analyses ont été effectuées à l'aide de SPSS V11 pour Windows.

Les données des relevés d'hiver pré-opérationnel (2002) et opérationnel (2004) mettent en évidence une différence importante seulement pour l'abondance totale le long du transect situé à 1 000 m en aval, la densité totale augmentant de façon marquée entre 2002 et 2004, ce qui reflète probablement le déplacement de l'une des stations d'échantillonnage

et la plus grande finesse du substrat échantillonné aux deux autres stations (Fitchko, 2006a). Aucune surveillance supplémentaire n'a donc été recommandée.

Les données des relevés d'été pré-opérationnel (2003) et opérationnel (2005) ne font ressortir une différence significative que pour l'abondance relative des éphéméroptères et pour la valeur de l'IBH (après élimination d'une valeur aberrante) (Fitchko, 2006a). Des nymphes d'éphémères étaient présentes en 2005 dans la zone de référence, en amont, alors qu'elles étaient absentes en 2003. Leur abondance relative a cependant diminué entre 2003 et 2005 sur le transect proche du point de rejet. Cette diminution de l'abondance des nymphes d'éphémères peut être attribuée à l'augmentation de la température de l'eau résultant du rejet des eaux de refroidissement de la CEBB.

Les résultats concernant l'IBH indiquent que même si la communauté benthique de référence n'a été que légèrement modifiée, les communautés benthiques proches du point de rejet, et en particulier à 100 m en aval, ont fait place à des organismes plus tolérants. Cole et Kelly (1978) ont suggéré que la production par unité de biomasse de macro-invertébrés benthiques devrait être stimulée par les rejets thermiques tant que la température maximale de l'eau reste inférieure à 34 °C. La comparaison des données pré-opérationnelles et des données opérationnelles montre que les populations d'oligochètes tubificides avaient tendance à augmenter, en particulier durant l'été 2005, ce qui devrait entraîner des valeurs plus faibles de l'IBH. Par conséquent, il a été recommandé d'effectuer un nouveau relevé des macro-invertébrés benthiques durant l'été 2006 afin de mieux évaluer cette apparente tendance à la hausse des effectifs d'oligochètes tubificides.

Le relevé de 2006 montre que les variables décrivant les communautés de macro-invertébrés benthiques n'ont pas changé de manière significative, à l'exception de l'IBH (Fitchko, 2006b). L'augmentation de la population des oligochètes tubificides s'est confirmée en 2006, entraînant des valeurs encore plus faibles de l'IBH. On a conclu que l'arrivée intermittente d'eaux de refroidissement légèrement plus chaudes dans le voisinage du point de rejet pourrait causer une augmentation de la population des oligochètes tubificides plus tolérants. Le nombre d'oligochètes tubificides au site témoin en amont a cependant lui aussi augmenté en 2005 et en 2006 par rapport aux effectifs relevés en 2003. Compte tenu de ces résultats, il a été recommandé de ne plus effectuer de relevé des communautés de macro-invertébrés benthiques sauf si les DHI dépassent la valeur de 1,0 sur une quelconque période de 24 h, comme il est stipulé dans le CA (voir la section 2.9.3).

7.3 Surveillance des grads corégones à la centrale Iroquois Falls

Certaines campagnes de surveillance ont ciblé presque exclusivement certains aspects spécifiques d'une seule composante biotique préoccupante. C'est le cas pour le grand corégone, dans la rivière Abitibi, qui pourrait être affecté par les rejets de la centrale Iroquois Falls. Cette centrale, mise en service en septembre 1996, est située sur la rive ouest de la rivière Abitibi, à environ 1,7 km en aval du barrage hydroélectrique d'Iroquois Falls. D'une capacité nominale de 75 MW, cette installation fait appel à un système de refroidissement à circuit ouvert et déverse 218 000 m^3/j d'eaux de refroidissement à une température maximum de 10 ºC au-dessus de la température au niveau de la prise d'eau.

Le rejet s'effectue par l'intermédiaire d'un diffuseur à orifices multiples disposé sur le lit de la rivière. Des relevés halieutiques ont montré qu'une population apparemment stable de grands corégones utilisait les frayères présentes entre la centrale Iroquois Falls et le barrage hydroélectrique (North Shore, 1990; BEAK, 1996a).

Pour évaluer l'impact potentiel du panache thermique de la centrale Iroquois Falls sur les embryons durant l'hiver et la fraye, BEAK (1996b) a effectué les travaux suivants :

- prélèvements à l'aide de filets maillants, en mettant en œuvre des efforts et une stratégie appropriés pour la détermination de l'importance relative des frayères dans le tronçon couvert;
- relevé de délimitation du panache thermique visant à déterminer l'étendue spatiale du panache et la répartition spatiale de ses effets sur les frayères;
- mise en place d'un système *in situ* de mesure à long terme de la température visant à déterminer les effets thermiques potentiels des rejets sur la fraye des corégones et la survie hiémale des embryons.

Les filets maillants ont été installés pendant la fraye, entre le 1er et le 7 novembre, sur au total 35 périodes d'environ 4 h chacune durant la journée (pour minimiser la mortalité des poissons). La délimitation du panache thermique a été établie à partir de mesures fluorométriques *in situ* d'un traceur coloré (Rhodamine WT) injecté dans les eaux de refroidissement avant leur rejet (16 octobre) et de mesures *in situ* en continu de la température à l'aide d'enregistreurs chronologiques automatiques TidbiT installés à quatre sites et à jusqu'à trois profondeurs par site. La rivière Abitibi étant très turbide, les observations du substrat relatives à la dureté et à la texture ont été effectuées à l'aide d'un tuyau en cuivre utilisé comme sonde.

Les travaux effectués à l'aide du traceur coloré ont permis de mettre en évidence un panache flottant à approximativement 500 m en aval du point de rejet et un mélange vertical complet dans le premier kilomètre. La température ambiante de l'eau était de 9 ºC à tous les sites, sauf dans les eaux remontant du diffuseur qui étaient légèrement plus chaudes (9,5 ºC).

Les données chronologiques de température ont montré que la différence entre la température moyenne de l'eau au site témoin d'amont et celle à un site de surface situé à approximativement 100 m en aval du diffuseur était de 0,4 ºC.

Au vu des données de capture des poissons et de cartographie du substrat, le déversoir du barrage hydroélectrique situé en amont de la centrale Iroquois Falls semble être le lieu principal de fraye des corégones dans cette section de la rivière Abitibi. Des activités de fraye étaient aussi évidentes, mais à un niveau moindre, dans le voisinage immédiat du diffuseur de la centrale Iroquois Falls, c'est-à-dire le long de la berge ouest de la rivière, sur 40 m en amont et 75 m en aval à partir du diffuseur. Les poissons qui utilisent cette zone de fraye sont exposés à des hausses de température du milieu de l'ordre de 0,4 à 0,8 ºC. L'utilisation de cette zone montre que les corégones ne cherchent pas à éviter le panache durant la fraye. Selon la documentation existante, une élévation de 0,1 à 0,8 ºC de la température du milieu ne devrait avoir aucun effet sur les embryons de corégones en incubation. Griffiths (1979b) a par exemple déterminé que la hausse et le maintien de la température de l'eau à 10 ºC au-dessus des eaux réceptrices provoque la mort de 100 %

des embryons de corégones en incubation mais qu'une élévation de 1 à 2 ºC ou des élévations périodiques de 2 à 4 ºC n'ont pas d'effets significatifs. BEAK (1996b) a conclu que le panache thermique de la centrale Iroquois Falls n'avait aucun effet sur les déplacements des corégones, leur utilisation des frayères et l'incubation des embryons.

8.0 RÉSUMÉ

Diverses études ont montré que les rejets thermiques pouvaient avoir un impact négatif sur l'environnement aquatique. La plupart de ces études ont cependant montré que ces effets négatifs étaient localisés. Ces impacts locaux peuvent être relativement mineurs dans un système aquatique de grande taille (rivière ou lac) mais ils peuvent avoir des conséquences importantes dans un petit système. Les rejets thermiques peuvent provoquer, au niveau local, une modification des processus physiologiques et comportementaux des organismes, des productions primaire et secondaire et de la composition taxonomique des communautés biologiques dans le temps.

Les caractéristiques propres à chaque installation, au milieu récepteur et aux organismes qu'il abrite déterminent en large partie la gravité des impacts des rejets thermiques aux chapitres de la température, de l'étendue des panaches thermiques et des effets biologiques. Il existe néanmoins des méthodes et des approches normalisées, parfois quantitatives, qui permettent d'évaluer les impacts pour ce qui est de la température du milieu et des effets biologiques. Une fois simulé le profil des températures à l'intérieur du panache et dans le milieu récepteur grâce à des modèles numériques prédictifs, les organismes les plus menacés peuvent être déterminés et les impacts prévus. Des données pré-opérationnelles de référence peuvent être recueillies lors d'études sur le terrain. Ces données sont ensuite comparées aux mesures recueillies durant l'exploitation des installations. Le présent document expose plusieurs exemples canadiens qui illustrent la spécificité de chaque site et les méthodes d'analyse qui devraient être mises en œuvre pour toute évaluation.

Comme l'a montré ce document d'orientation, l'évaluation des effets potentiels des rejets thermiques doit être fondée sur l'analyse des éléments suivants :

- les données techniques et opérationnelles concernant l'installation;
- les données concernant les régimes thermique, limnologique et hydrologique des zones de prise d'eau et de rejet des effluents;
- les résultats de la modélisation du panache;
- les renseignements sur les communautés de macro-invertébrés benthiques spécifiques à chaque site (pour les rejets le long des berges seulement);
- les renseignements sur les ressources halieutiques, l'habitat du poisson et les zones importantes (p. ex., frayères et voies de migration) pour chaque site;
- les renseignements disponibles sur les autres ressources biologiques et les autres utilisations de l'eau dans le voisinage;
- la tolérance et la résistance thermiques de chaque espèce endémique – en particulier celles faisant partie des composantes valorisées de l'écosystème –, ce qui comprend les températures létales supérieures et inférieures, les températures préférées par les poissons et les températures optimales pour la croissance et la reproduction, certaines de ces valeurs étant utilisées pour fixer les seuils réglementaires tels que la TMHM pour la saison chaude et la saison froide.

Même si on fait preuve de prudence dans l'évaluation des effets environnementaux des rejets thermiques, il existe toujours un certain degré d'incertitude. La surveillance opérationnelle des panaches thermiques et de leurs effets sur les communautés de macro-invertébrés benthiques (en général seulement dans le cas des rejets effectués le long des berges) et sur les ressources halieutiques permet de vérifier le degré de précision des prévisions.

Un certain nombre de stratégies d'atténuation des effets peuvent être envisagées pour amoindrir les impacts négatifs des rejets thermiques, notamment le choix éclairé de l'emplacement de la centrale, des prises d'eau et des points de rejet, l'ajout d'eau pour tempérer les rejets et la réduction de la production d'électricité.

9.0 RÉFÉRENCES

Abbott, B.J. 1960. A note on the oxygen and temperature tolerance of the triclads *Phagocata gracilis* (Haldeman) and *Dugesia trigrina* (Girard). Va. J. Sci. 11: 1-8.

Acres Consulting Services Limited (Acres). 1983. Keating Channel Environmental Assessment. Rapport presenté à l'Office de protection de la nature de Toronto et de la région.

Agersborg, H.P.K. 1932. The relation of temperature to continuous reproduction in the pulmonate snail *Physa gyrina* Say. Nautilus 45: 121-123.

Alabaster, J.S. 1964. The effect of heated effluents on fish, pp. 261-292. *In*: International Conference on Water Pollution Research, Pergamon Press, New York.

Alberta Environment. 1999. Surface Water Quality Guidelines for Use in Alberta. 20 p.

Allen, E.D., et P.R. Gorham. 1972. Changes in the submerged macrophyte communities of Lake Wabamun as a result of thermal discharge, pp. 313-324. *In*: E.R. Reinelt, A.H. Laycock et W.M. Schultz [dir.]. Proc. Symp. Lakes of Western Canada, University of Alberta, Edmonton, Alberta.

Allen, K.O., et K. Strawn. 1968. Heat tolerance of channel catfish *Ictalurus punctatus*. Proc. Ann. Conf. Southeast Assoc. Game Fish Comm. 21: 399-411.

Allen, R.K., et G.F. Edmunds, Jr. 1963. A revision of the genus *Ephemerella* (Ephemeroptera: Ephemerellidae). VII. The subgenus *Eurylophella*. Can. Ent. 95: 597-623.

Allen, R.K., et G.F. Edmunds, Jr. 1965. A review of the genus *Ephemerella* (Ephemeroptera: Ephemerellidae) VIII. The subgenus *Ephemerella* in North America. Misc. Publ. Ent. Soc. Am. 4: 243-282.

Alston, D.E., J.M. Lawrence, D.R. Bayne et F.F. Campbell. 1978. Effects of thermal alteration on macroinvertebrate fauna in three artificial channels, pp. 569-579. *In*: J. H. Thorp et J. W. Gibbons [dir.]. Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems: Selected Papers from a Symp., Augusta, Georgia, November 2-4, 1977. US Department of Energy, Springfield, Virginie.

Anderson, R.R. 1969. Temperature and rooted aquatic plants. Chesapeake Sci. 10: 157-164.

Ash, G.R., N.R. Chymko et D.N. Gallup. 1974. Fish kill due to "cold shock" in Lake Wabamun, Alberta. J. Fish. Res. Board Can. 31: 1822-1824.

Baker, R.L., et B.W. Feltmate. 1987. Development of *Ischnura verticalis* (Coenagrionidae:Odonata): effects of temperature and prey abundance. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 1658-1661.

Banner, A., et J.A. Van Arman. 1973. Thermal Effects on Eggs, Larvae and Juveniles of Bluegill Sunfish. U.S. Environmental Protection Agency, Ecol. Res. Ser., EPA-R3-73-041: 111 p.

Barker, L.A., et D.L.G. Noakes. 2004. Best Practices Guidance Document for Assessing the Likely Environmental Effects of a Thermal Effluent, Including Data Sources and Requirements. Axelrod Institute of Ichthyology, Department of Zoology, University of Guelph. Rapport préliminaire présenté à Environnement Canada – Région de l'Ontario. 67 p.

Barko, J.W., D.G. Hardin et M.S. Matthews. 1982. Growth and morphology of submersed freshwater macrophytes in relation to light and temperature. Can. J. Bot. 60: 877-887.

Barko, J.W., et R.M. Smart. 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. Ecol. Monogr. 51: 219-235.

Barton, D.R. 1986. Nearshore benthic invertebrates of the Ontario waters of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 12: 270-280.

Beak Consultants Limited (BEAK). 1996a. Abitibi River Lake Whitefish Spawning Investigations. Rapport présenté au Northland Power Iroquois Falls Partnership.

Beak Consultants Limited (BEAK). 1996b. Thermal Discharge from the Northland GS: Assessment of Potential Impacts on Lake Whitefish. Rapport présenté au Northland Power Iroquois Falls Partnership.

Beak International Incorporated (BEAK). 2001. Environmental Review Report for the Brighton Beach Power Station. Supporting Document 4: Aquatic Environment - Proposed Brighton Beach Power Station. Rapport présenté à Brighton Beach Power, coentreprise d'ATCO Power et Ontario Power Generation.

Becker, C.D., et R.G. Genoway. 1974. Resistance of crayfish to acute thermal shock: preliminary studies, pp. 146-150. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Becker, C.D., R.G. Genoway et J.A. Merrill. 1975. Resistance of a northwestern crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), to elevated temperatures. Trans. Am. Fish. Soc. 104: 374-387.

Bednarik, A.F., et W.P. McCafferty. 1979. Biosystematic Revision of the Genus *Stenonema* (Ephemeroptera: Heptageniidae). Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 201.

Benda, R.S., et M.A. Proffitt. 1974. Effects of thermal effluents on fish and invertebrates, pp. 438-447. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Bennett, D.H. 1972. Length-weight relationships and condition factors of fishes from a South Carolina reservoir receiving heated effluent. Progr. Fish-Cult. 34: 85-87.

Bennett, D.H. 1979. Behavioural thermoregulation of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) in a reservoir receiving thermal effluent. Arch. Hydrobiol. 86: 193-203.

Birtwell, I.K., et D.R. Arthur. 1980. The ecology of tubificids in the Thames Estuary with particular reference to *Tubifex costatus* (Claparède), pp. 331-381. *In*: R.O. Brinkhurst et D.G. Cook [dir.]. Aquatic Oligochaete Biology. Plenum Press, New York, New York.

Bishai, H.M. 1960. Upper lethal temperatures for larval salmonids. J. Cons. Int. Explor. Mer, 25: 129-133.

Black, E.C. 1953. Upper lethal temperatures of some British Columbia freshwater fishes. J. Fish. Res. Bd. Canada 10: 196-210.

Bonin, J.D., et J.R. Spotila. 1978. Temperature tolerance of larval muskellunge (*Esox masquinongy* Mitchill) and F_1 hybrids reared under hatchery conditions. Comp. Biochem. Physiol. 59A: 245-248.

Bousfield, E.L. 1967. Freshwater amphipod crustaceans of glaciated North America. Can. Field-Natur. 72: 55-113.

Bovee, E.C. 1949. Studies on the thermal death of *Hyalella azteca* Saussure. Biol. Bull. 96: 123-128.

Brett, J.R. 1941. Tempering versus acclimation in the planting of speckled trout. Trans. Am. Fish. Soc. 70: 397-403.

Brett, J.R. 1952. Temperature tolerance in young Pacific salmon genus *Oncorhynchus*. J. Fish. Res. Bd. Canada 9: 265-323.

Brinkhurst, R.O. 1986. Guide to the Freshwater Aquatic Microdile Oligochaetes of North America. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 84.

Brown, H.P. 1972. Aquatic Dryopoid Beetles (Coleoptera) of the United States. Water Pollution Control Research Series, U.S. Environmental Protection Agency, Water Pollution Control Research Series, Biota of Freshwater Ecosystems Identification Manual No. 6.

Brown, H.W. 1974. Handbook of the Effects of Temperature on Some North American Fishes. American Electric Power Service Corporation, Canton, Ohio. 524 p.

Brown, L.A. 1929. The natural history of cladocerans in relation to temperature. I. Distribution and the temperature limits for vital activities. Am. Naturalist 63: 248-264.

Burch, J.G. 1989. North American Freshwater Snails. Malacological Publications, Hamburg, Michigan.

Bushnell, J.H. 1966. Environmental relations of Michigan Ectoprocta and dynamics of natural populations of *Plumatella repens*. Ecol. Monogr. 36: 95-123.

Cairns, J., Jr. 1969. The response of fresh-water protozoan communities to heated waste waters. Chesapeake Sci. 10: 177-185.

Canadian Nuclear Safety Commission (CNSC). 2006. Screening Report on Environmental Assessment of the Bruce A Refurbishment for Life Extension and Continued Operations Project, Bruce A Nuclear Generating Station, Kincardine, Ontario. 109 p.

Carlson, D.M. 1974. Responses of planktonic cladocerans to heated waters, pp. 186-206. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz (dir.). Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Chandler, C.M. 1966. Environmental factors affecting the local distribution and abundance of four species of stream dwelling triclads. Invest. Ind. Lakes and Streams VII: 1-55.

Chapman, P.M., M.A. Farrell et R.O. Brinkhurst. 1982. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. Aquat. Toxicol. 2: 47-67.

Cheper, N.J. 1980. Thermal tolerance of the isopod *Lirceus brachyurus* (Crustacea: Isopoda). Am. Midl. Nat. 104: 312-318.

Cherry, D.S., K.L. Dickson, J. Cairns et J.R. Stauffer. 1977. Preferred, avoided and lethal temperatures of fish during rising temperature conditions. J. Fish. Res. Board Can. 34: 239-246.

Clampitt, P.T. 1970. Comparative ecology of the snails *Physa gyrina* and *Physa integra* (Basommatophora:Physidae). Malacologia 10: 113-151.

Clarke, A.H. 1981. Les mollusques d'eau douce du Canada. Musée national des sciences naturelles, Ottawa, Ontario.

Claudi, R., et G.L. Mackie. 1994. Practical Manual for Zebra Mussel Monitoring and Control. CRC Press, Inc., Boca Raton, Floride. 227 p.

Cole, R.A., et J.E. Kelly. 1978. Zoobenthos in thermal discharge to western Lake Erie. J. Water Pollut. Contr. Fed. 50: 2509-2520.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2007. Espèces canadiennes en péril, septembre 2007. Ottawa, Ontario. 97 p.

Commission mixte internationale (CMI). 1978. Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. 53 p.

Commission mixte internationale (CMI). 1989. Révision de l'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. 83 p.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Winnipeg, Manitoba.

Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.

Cooke, S.J., J.F. Schreer, D.P. Philipp et P.J. Weatherhead. 2003. Nesting activity, parental care behavior, and reproductive success of smallmouth bass, Micropterus dolomieu, in an unstable thermal environment. J. Therm. Biol. 28: 445-456.

Coutant, C.C. 1962. The effect of a heated water effluent upon the macroinvertebrate riffle fauna of the Delaware River. Proceedings of the Pennsylvania Academy of Sciences 36:58-71.

Coutant, C.C. 1970a. Biological aspects of thermal pollution. 1. Entrainment and discharge canal effects. CRC Critical Reviews in Environmental Control 1: 341-381.

Coutant, C.C. 1970b. Thermal Resistance of Adult Coho (*Oncorhynchus kisutch*) and Jack Chinook (*O. tshawytscha*) Salmon, and Adult Steelhead Trout (*Salmo gairdneri*) from the Columbia River. Battelle Mem. Inst., Richland, Washington, B.N.W.L.-1508: 24 p.

Coutant, C.C. 1972. Biological aspects of thermal pollution. II. Scientific basis for water temperature standards at power plants. CRC Critical Reviews in Environmental Control 3:1-24.

Coutant, C.C. 1973. Effects of thermal shock on vulnerability of juvenile salmonids to predation. J. Fish. Res. Board Can. 30: 965-973.

Coutant, C.C. 1975. Temperature selection by fish – a factor in power-plant impact assessments, pp. 575-597. *In*: Environmental Effects of Cooling Systems at Nuclear Power Plants. Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.

Coutant, C.C. 1977a. Cold shock to aquatic organisms: Guidance for power plant siting, design and operation. Nuclear Safety 18:329-342.

Coutant, C.C. 1977b. Physiological considerations of future thermal additions for aquatic life, pp. 251-266. *In*: Proceedings of the World Conference Towards a Plan of Actions for Mankind. Volume 3. Biological Balance and Thermal Modifications. Pergamon Press, Oxford et New York.

Crippen, R.W., et F.K. Fahmy. 1981. Biological effects of once-through cooling systems on entrained planktonic organisms, pp. E-1 to E-77. *In*: Biological Investigations to Improve Once-through Cooling System Design for the Great Lakes, Part E. Ontario Hydro Report No. 81481.

Crocker, D.W., et D.W. Barr. 1968. Handbook of the Crayfishes of Ontario. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 158 p.

Currie, R.J., W.A. Bennett et T.L. Beitinger. 1998. Critical thermal minima and maxima of three freshwater game-fish species acclimated to constant temperatures. Env. Biol. Fish. 51: 187-200.

Curry, L.L. 1965. A survey of environmental requirements for the midge (Diptera: Tendipedidae), pp. 127-141. *In*: C.M. Tarzwell [dir.]. Biological Problems in Water Pollution, Third Seminar, 1962. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Robert A. Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati, Ohio.

Cvancara, V.A., S.F. Stieber et B.A. Cvancara. 1977. Summer temperature tolerance of selected species of Mississippi River acclimated young of the year fishes. Comp. Biochem. Physiol. 56A: 81-85.

Dahlberg, M.D., et J.C. Conyers. 1974. Winter fauna in a thermal discharge with observations on a macrobenthos sampler, pp. 414-422. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Dames & Moore. 1979. Environmental Criteria for the Siting of Thermal Power Plants. Rapport présenté à Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement. 74 p.

Drown, D.B., T.A. Olson et T.O. Odlaug. 1974. The Response of Nearshore Periphyton in Western Lake Superior to Thermal Additions. University of Minnesota, Water Resources Research Center, WRRC Bulletin 77: 159 p.

Dunford, W.E. 1980. Whitefish Spawning Study Darlington GS-1977 Final Report. Ontario Hydro Research Division Report No. 80-371-K.

Dunstall, T.G., G.T. Haymes et J.K. Kwik. 1985. Influence of a thermal electric generating station on water chemistry and distribution of plankton. J. Great Lakes Res. 11: 530-539.

Eakins, R., et J. Fitchko. 2001. Fisheries Resources Assessment, Proposed Brighton Beach Power Station. Rapport de Beak International Incorporated présenté à Brighton Beach Power.

Eakins, R., et J. Fitchko. 2003. Brighton Beach Power Station Spring Fisheries Survey. Rapport de Stantec Consulting Ltd. présenté à Brighton Beach Power.

Eakins, R., et J. Fitchko. 2004. Portlands Energy Centre Outer Harbour Nearshore Fisheries Resources Surveys. Rapport de Stantec Consulting Ltd. Report présenté à Portlands Energy Centre L.P.

Edmunds, G.F., Jr., S.L. Jensen et L. Berner. 1976. The Mayflies of North and Central America. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota.

Edsall, T.A., D.V. Rottiers et E.H. Brown. 1970. Temperature tolerance of bloater (*Coregonus hoyi*). J. Fish. Res. Board Can. 27: 2047-2052.

Edsall, T.A., et D.V. Rottiers. 1976. Temperature tolerance of young-of-the-year lake whitefish, Coregonus clupeaformis. J. Fish. Res. Board Can. 33: 177-180.

Edsall, T.A., et P.J. Colby. 1970. Temperature tolerance of young-of-the-year cisco, *Coregonus artedii*. Trans Am. Fish. Soc. 99: 526-531.

Ellis, C.J. 1984. Predicted Survival of Selected Fish Species Released Via Fish Pump to Untempered Discharge at Nanticoke TGS. Ontario Hydro Report No. 84355: 44 p.

Elser, H.J. 1965. Effect of a warmed-water discharge on angling in the Potomac River, Maryland, 1961-62. Progr. Fish-Cult. 29: 79-86.

Epler, J.H. 2001. Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. North Carolina Department of Environment and Natural Resources. 526 p.

Evans, M.S. 1981. Distribution of zooplankton populations within and adjacent to a thermal plume. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 441-448.

Everest, G. 1973. Some Effects of Heated Effluents on Fish Populations at Three Thermal Generating Stations. University of Toronto, mémoire de maîtrise. 157 p.

Fenlon, M.W., D.C. McNaught et G.D. Schroder. 1971. Influences of thermal effluents upon aquatic production in Lake Ontario, pp. 21-26. *In*: Proc. 14th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res.

Finesinger, J.E. 1926. Effect of certain chemical and physical agents on fecundity and length of life, and on their inheritance in a rotifer, Lecane (Distyla) inermis (Bryce). J. Exp. Zool. 44: 63-94.

Fitchko, J. 2001. Evaluation of Alternative Intake and Outfall Structures, Proposed Brighton Beach Power Station. Rapport de Beak International Incorporated présenté à Brighton Beach Power.

Fitchko, J. 2002. Preliminary Scoping of Water-Related Activities and Facilities, Proposed Portlands Energy Centre. Rapport de Stantec Consulting Ltd. présenté à SENES Consultants Limited.

Fitchko, J. 2005. Comprehensive Water Temperature Monitoring Study. Rapport de Stantec Consulting Ltd. présenté à Brighton Beach Power L.P.

Fitchko, J. 2006a. Northland Power Inc. Proposed Thorold Cogeneration Project Environmental Review Report. Rapport de Stantec Consulting Ltd. présenté à Northland Power Inc. en tant que gestionnaire et agent exploitant pour Thorold Cogen L.P.

Fitchko, J. 2006b. Pre-Operational and Operational Late Fall and Summer Benthic Macroinvertebrate Community Assessments. Rapport de Stantec Consulting Ltd. présenté à Brighton Beach Power L.P.

Fitchko, J. 2006c. Pre-Operational and Operational Summer Benthic Macroinvertebrate Community Assessments. Rapport de Stantec Consulting Ltd. présenté à Brighton Beach Power L.P.

Fitchko, J. 2007. Welland Canal Fish Survey, Thorold Cogeneration Project. Rapport de Stantec Consulting Ltd. présenté à Northland Power Inc. en tant que gestionnaire et agent exploitant pour Thorold Cogen L.P.

Foe, C., et A. Knight. 1987. Assessment of the biological impact of point source discharges employing Asiatic clams. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 39-51.

Frest, T.J., et E.J. Johannes. 1999. Field Guide to Survey and Manage Freshwater Mollusk Species. U.S. Fish and Wildlife Service.

Fry, F.E.J., et M.B. Gibson. 1958. Lethal temperature experiments with speckled trout x lake trout hybrids. J. Hered. 44: 56-57.

Fry, F.E.J., J.R. Brett et G.H. Clawson. 1942. Lethal temperature limits for young goldfish. Rev. Can. Biol. 1: 50-56.

Fry, F.E.J., J.S. Hart et K.F. Walker. 1946. Lethal Temperature Relations for a Sample of Young Speckled Trout, *Salvelinus fontinalis*. Univ. Toronto Stud., Biol. Ser. 54. Publ. Ont. Fish. Res. Lab. 65: 35 p.

Fullington, K.E., et K.W. Stewart. 1980. Nymphs of the stonefly genus *Taeniopteryx* (Plecoptera: Taeniopterygidae) of North America. J. Kansas Entomol. Soc. 53: 237-259.

Gammon, J.R. 1973. The Effect of Thermal Inputs on the Populations of Fish and Macroinvertebrates in the Wabush River. Purdue University, Water Resources Research Center, Technical Report No. 32: 106 p.

Garton, D. W., D. J. Berg, et R. J. Fletcher. 1990. Thermal tolerances of the predatory cladocerans: *Bythotrephes cederstroemi* and *Leptodora kindti*: relationship to seasonal abundance in western Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 731-738.

Gehrs, C.W. 1974. Vertical movement of zooplankton in response to heated water, pp. 285-290. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Gibbons, J.W., J.T. Hook et D.L. Forney. 1972. Winter responses of largemouth bass to heated effluent from a nuclear reactor. Progr. Fish-Cult. 32: 88-90.

Gibson, E.S., et F.E.J. Fry. 1954. The performance of the lake trout, *Salvelinus fontinalis*, at various levels of temperature and oxygen pressure. Can. J. Zool. 32: 252-260.

Golder Associates Ltd. (Golder). 2005a. Bruce A Refurbishment for Life Extension and Continued Operations Project Environmental Assessment, Environmental Assessment Study Report. Volume 1: Main Report. Rapport présenté à Bruce Power LP.

Golder Associates Ltd. (Golder). 2005b. Bruce A Refurbishment for Life Extension and Continued Operations Project Environmental Assessment, Surface Water Resources Technical Support Document. Report to Bruce Power LP.

Golder Associated Ltd. (Golder). 2005c. Bruce A Refurbishment for Life Extension and Continued Operations Project Environmental Assessment, Aquatic Environment Technical Support Document. Rapport présenté à Bruce Power LP.

Golder Associates Limited (Golder). 2007. Proposed Work Plans, Bruce A Refurbishment for Life Extension, Follow-up Monitoring Program. Rapport présenté Bruce Power. 74 p.

Grace, J.B., et L.J. Tilly. 1977. Distribution and abundance of submerged macrophytes, including *Myriophyllum spicatum* L. (Angiospermae), in a reactor cooling reservoir. Arch. Hydrobiol. 77: 475-487.

Graham, J.J. 1956. Observations on the Alewife, *Pomolobus pseudoharegus* (Wilson), in Fresh Water. Univ. Toronto Studies, Biol. Ser. 62, Publ. Ontario Fish. Res. Lab. No. 74: 43 p.

Graham, T.P. 1974. Chronic malnutrition in four species of sunfish in a thermally loaded impoundment, pp. 151-157. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Gray, R.H. 1990. Fish behavior and environmental assessment. Environ. Toxicol. Chem. 9: 53-67.

Griffiths, J.S. 1979a. Performance Response of Great Lakes Fishes to Unstable Thermal Regimes – A Review and Synthesis. Ontario Hydro, Report No. 79-367-K.

Griffiths, J.S. 1979b. Potential Effects of Fluctuating Thermal Regimes on Incubation of Whitefish Eggs. Ontario Hydro Report 79-521-K: 68 p.

Griffiths, J.S. 1980. Potential Effects of Unstable Thermal Discharges on Incubation of Round Whitefish Eggs. Ontario Hydro Research Division Report No. 80-140-K.

Griffiths, R.W. 1993. BioMAP: Concepts, Protocols and Sampling Procedures for the Southwestern Region of Ontario. Ontario Ministry of Environment and Energy. 25 p.

Griffiths, R.W. 1996. A Biological Measure of Water Quality for Creeks, Streams and Rivers. Ontario of Ministry of Environment and Energy. 16 p.

Griffiths, R.W. 1998. Sampling and Evaluating the Water Quality of Streams in Southern Ontario. A How to Manual. Ontario Ministry of Municipal Affairs and Housing. 32 p.

Hagg, R.W. 1983. Emergence of seedlings of aquatic macrophytes from lake sediments. Can. J. Bot. 61: 148-156.

Hagg, R.W., et P.R. Gorham. 1977. Effects of thermal effluent on standing crop and net production of Elodea canadensis and other submerged macrophytes in Lake Wabamun, Alberta. J. Appl. Ecol. 14: 835-851.

Hall, L.W., Jr., D.A. Cincotta, J.R. Stauffer, Jr., et C.H. Hocutt. 1978. Temperature preference of the crayfish *Orconectes obscurus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7: 379-383.

Harper, P.P., et H.B.N. Hynes. 1971a. The Leuctridae of Eastern Canada (Insecta: Plecoptera). Can. J. Zool. 49: 915-920.

Harper, P.P., et H.B.N. Hynes. 1971b. The nymphs of the Nemouridae of Eastern Canada (Insecta: Plecoptera). Can. J. Zool. 49: 1129-1142.

Harper, P.P., et H.B.N. Hynes. 1971c. The nymphs of the Taeniopterygidae of Eastern Canada (Insecta: Plecoptera). Can J. Zool. 49: 941-947.

Hart, J.S. 1947. Lethal temperature relations of certain fish of the Toronto region. Trans. Roy. Soc. Can. 151: 57-71.

Hart, J.S. 1952. Geographic Variations in Some Physiological and Morphological Characters of Certain Freshwater Fish. Univ. Toronto Stud., Biol. Ser. 60. Publ. Ont. Fish. Res. Lab. 72: 79 p.

Hasler, A.D., et E. Jones. 1949. Demonstration of the antagonistic action of large aquatic plants on algae and rotifers. Ecology 30: 359-364.

Hassan, K.C., et J.R. Spotila. 1976. The effect of acclimation on the thermal tolerance of young muskellunge fry, pp. 136-140. *In*: G.W. Esch et R.W. McFarlane [dir.]. Thermal Ecology II. Energy Research and Development Assoc. Symp. Ser. CONF-750425. National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Haynes, J.M., G.P. Gerber et J.K. Buttner. 1989. Response of sport fishes to thermal discharges into the Great Lakes: Is Somerset Station, Lake Ontario, different? J. Great Lakes Res. 15: 709-718.

Heath, W.G. 1963. Thermoperiodism in the sea-run cutthroat trout (*Salmo clarkii clarkii*). Science 142: 486-488.

Heiman, D.R., et A.W. Knight. 1975. The influence of temperature on the bioenergetics of the carnivorous stonefly nymph, *Acroneuria californica* Banks (Plecoptera:Perlidae). Ecology 56: 105-116.

Hernandez, M.R., et R.F. McMahon. 1996. Tolerance of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) to daily temperature fluctuation above and below their upper thermal limit. *In*: Sixth International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Species Conference, Dearborn, Michigan. Mars 1996. Résumé.

Hickman, M. 1973. Effects of the discharge of thermal effluent from a power station on Lake Wabamun, Alberta, Canada - The epipelic and epipsamic algal communities. Hydrobiologia 45: 199-215.

Hilsenhoff, W.L. 1982. Using a Biotic Index to Evaluate Water Quality in Streams. Wisconsin Department of Natural Resources, Technical Bulletin No. 132: 22 p.

Hilsenhoff, W.L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. Great Lakes Entomol. 20: 31-39.

Hilsenhoff, W.L. 1995. Aquatic Insects of Wisconsin: Keys to Wisconsin Genera and Notes on Biology, Distribution and Species. University of Wisconsin-Madison, Natural History Museums Council, Publ. No. 3: 79 p.

Hilsenhoff, W.L., et K.L. Schmude. 1992. Riffle beetles of Wisconsin (Coleoptera: Dryopidae, Elmidae, Lutrochidae, Psephenidae) with notes on distribution, habitat, and identification. Great Lakes Entomol. 25: 191-213.

Hitchcock, S.W. 1974. Guide to the Insects of Connecticut. Part VII. The Plecoptera or Stoneflies of Connecticut. State Geological and Natural History Survey of Connecticut, Bulletin No. 107: 262 p.

Hokanson, K.E.F. 1977. Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. J. Fish. Res. Board Can. 34: 1524-1550.

Hokanson, K.E.F., C.F. Kleiner et T.W. Thorslund. 1977. Effects of constant temperature and diel fluctuation on growth, mortality, and yield of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri* (Richardson). J. Fish. Res. Board Can. 34: 639-648.

Hokanson, K.E.F., J.H. McCormick et B.R. Jones. 1973. Temperature requirements for embryos and larvae of the northern pike, *Esox lucius* (Linnaeus). Trans. Am. Fish. Soc. 102: 89-100.

Holsinger, J.R. 1976. The Freshwater Amphipod Crustaceans (Gammaridae) of North America. U.S. Environmental Protection Agency, Water Pollution Control Research Series, Biota of Freshwater Ecosystems Identification Manual No. 5.

Horoszewicz, L. 1973. Lethal and disturbing temperatures in some fish species from lakes with normal and artificially elevated temperatures. J. Fish Biol. 5: 165-181.

Houston, A.H. 1983. Effets de la pollution thermique sur les poissons. Conseil national de recherches du Canada, CNRC n° 18567, 216 p.

Howell, F.G., et J.B. Gentry. 1974. Effect of thermal effluents from nuclear reactors on species diversity of aquatic insects, pp. 562-571. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Ide, F.P. 1937. Descriptions of eastern North American species of Baetine mayflies with particular reference to the nymphal stages. Can. Ent. 11: 217-243.

Iwanyzki, S., et R.W. McCauley. 1993. Upper lethal temperatures of adult zebra mussels (*Dreissena polymorpha*), pp. 667-673. *In*: T.F. Nalepa et D.W. Schloesser [dir.]. Zebra Mussels Biology, Impacts, and Control. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Jackson, G.A. 1977. Nearctic and Paleoarctic *Paracladopelma* Harnisch and *Saetheria* n. gen. (Diptera: Chironomidae). J. Fish. Res. Board Can. 34: 1321-1359.

Janssen, J., et J.P. Giesy. 1984. A thermal effluent as a sporadic cornucopia: effects on fish and zooplankton. Env. Biol. Fish. 11: 191-203.

Jensen, L.D., R.M. Davies, A.S. Brooks et C.D. Meyers. 1969. The Effects of Elevated Temperatures upon Aquatic Invertebrates. A Review of Literature Relating to Fresh Water and Marine Invertebrates. The Johns Hopkins University, Cooling Water Studies for Edison Electric Institute, Report No. 4: 232 p.

Jinks, S.M., G.J. Lauer et M.E. Loftus. 1981. Advances in techniques for assessment of ichthyoplankton entrainment survival, pp. 92-110. *In*: L.D. Jensen [dir.]. Issues Associated with Impact Assessment. Proc. 5th National Workshop on Entrainment and Impingement. Ecological Analysis Inc., et Electric Power Research Institute.

Jirka, G.H., R.L. Doneker et S.W. Hinton. 1996. User's Manual for CORMIX: A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Washington, D.C. 153 p.

Jokinen, E.H. 1992. The freshwater snails (Mollusca: Gastropoda) of New York State. New York State Museum Bulletin 482: 112 p.

Jones, J.R.E. 1948. The fauna of four streams in the 'Black Mountain' district of South Wales. J. Anim. Ecol. 17: 51-65.

Jordan, C.M., et E.T. Garside. 1972. Upper lethal temperatures of threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus* (L.), in relation to thermal and osmotic acclimation, ambient salinity, and size. Can. J. Zool. 50: 1405-1411.

Kalff, S., G. MacPherson et G. Miller. 1991. Environmental Audit of the East Bayfront/Port Industrial Area Phase II. Natural Heritage. The Royal Commission on the Future of the Toronto Waterfront Technical Paper No. 10: 125 p.

Kathman, R.D., et R.O. Brinkhurst. 1999. Guide to the Freshwater Oligochaetes of North America. Tennessee Aquatic Resources Center. 264 p.

Kaya, C.M. 1978. Thermal resistance of rainbow trout from a permanently heated stream, and of two hatchery strains. Prog. Fish-Cult. 40: 138-142.

Kellogg, R.L., et J.J. Gift. 1983. Relationship between optimum temperature for growth and preferred temperatures for the young of four fish species. Trans. Am. Fish. Soc. 112: 424-430.

Kelso, J.R.M. 1974. Influence of a thermal effluent on movement of brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) as determined by ultrasonic tracking. J. Fish. Res. Board Can. 31: 1507-1513.

Kelso, J.R.M. 1976. Movement of yellow perch (*Perca flavescens*) and white sucker (*Catostomus commersoni*) in a nearshore Great Lakes habitat subject to a thermal discharge. J. Fish. Res. Board Can. 33: 42-53.

Kirby, M.K., et W.E. Dunford. 1981. Attached algae of the Lake Erie shoreline near Nanticoke Generating Station. J. Great Lakes Res. 7: 249-257.

Kititsina, L.A. 1973. Effect of hot effluent from thermal and nuclear power plants on invertebrates in cooling ponds. Hydrobiol. J. 9: 67-79.

Klemm, D.J. 1991. Taxonomy and pollution ecology of the Great Lakes Region. Leeches (Annelida:Hirudinea). Michigan Academician 24: 37-103.

Kowalski, K.T., J.P. Schubauer, C.L. Scott et J.R. Spotila. 1978. Interspecific and seasonal differences in the temperature tolerance of stream fish. J. Therm. Biol. 3: 105-108.

Krog, J. 1954. The influence of seasonal environmental changes upon metabolism, lethal temperature and rate of heart beat of *Gammarus limnaeus* (Smith) taken from an Alaskan lake. Biol. Bull. 107: 397-410.

Langford, T.E. 1975. The emergence of insects from a British river, warmed by power station cooling-water. Part II. The emergence patterns of some species of Ephemeroptera, Trichoptera and Megaloptera in relation to water temperature and river flow, upstream and downstream of the cooling-water outfalls. Hydrobiologia 47: 91-133.

Langford, T.E., et J.R. Daffern. 1975. The emergence of insects from a British river warmed by power station cooling-water. Part I – The use and performance of insect emergence traps in a large, spate-river and the effects of various factors on total catches, upstream and downstream of the cooling-water outfalls. Hydrobiologia 46: 71-114.

Larson, D.J., Y. Alarie et R.E. Roughley. 2000. Predaceous Diving Beetles (Coleoptera: Dytiscidae) of the Nearctic Region, with Emphasis on the Fauna of Canada and Alaska. NRC Research Press. 982 p.

Lavis, D.S., et R.S. Cole. 1976. Distribution of Fish Populations Near a Thermal Discharge into Western Lake Erie. Michigan State University, Institute of Water Research, Technical Report No. 32.9: 61 p.

Luksiene, D., O. Snadstrom, L. Lounasheimo et J. Andersson. 2000. The effects of thermal effluent exposure on the gametogenesis of female fish. J. Fish Biol. 56: 37-50.

Lush, D.L. 1981. An ecological study of the thermal discharge effects on the macroinvertebrate populations of the littoral zone, pp. F-1-F-81. *In*: Biological Investigations to Improve Once-Through Cooling System Designs for the Great Lakes, Part F. Ontario Hydro Report No. 81481.

Mackie, G.L., et D.G. Huggins. 1983. Sphaeriacean Clams of Kansas. State Biological Survey of Kansas, Tech. Publ. No. 14. 92 p.

MacLaren, James F., Limited (MacLaren). 1975. Review of Heated Discharge Management and Control Alternatives, Once-through Systems in Large Water Bodies. Environment Canada, Environmental Protection Service, Water Pollution Control Directorate, Economic and Technical Review Report EPS 3-WP-75-4: 161 p.

MacLean, N.G., G.C. Teleki et J. Polak. 1982. Ultrasonic telemetry studies of fish activity near the Nanticoke Thermal Generating Station. J. Great Lakes Res. 8: 495-504.

MacNab, I.D., et R.A. Hester. 1976. Operation Doorstep Angling, Metropolitan Toronto Fishery Project Report. Volume One. The Fishery Resource. Metropolitan Toronto and Region Conservation Authority et Ontario Ministry of Natural Resources. 175 p.

Madenjian, C.P., D.J. Jude et F.J. Tesar. 1986. Intervention analysis of power plant impact on fish populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 819-829.

Majewski, W., et D. C. Miller, editors. Predicting effects of ppwer plant once-through cooling on aquatic systems. Technical Papers in Hydrology 20. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris.

Markowski, S. 1959. The cooling water of power stations: a new factor in the environment of marine and freshwater invertebrates. J. Anim. Ecol. 28: 243-258.

Martin, W.J., et J.B. Gentry. 1974. Effect of thermal stress on dragonfly nymphs, pp. 133-145. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Maschwitz, D.E., et E.F. Cook. 2000. Revision of the Nearctic Species of the Genus *Polypedilum* Kieffer (Diptera: Chironomidae) in the Subgenera P. (Polypedilum) Kieffer and P. (*Uresipedilum*) Oyewo and Saether. Ohio State University, Ohio Biological Survey. 135 p.

Massengill, R.R. 1973. Change in feeding and body condition of brown bullheads overwintering in the heated effluent of a power plant. Chesapeake Sci. 14: 138-141.

Mathur, D., R.M. Schutsky, E.J. Purdy, Jr., et C.A. Silver. 1983. Similarities in avoidance temperatures of freshwater fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 2144-2152.

Mattice, J.S., et L.L. Dye. 1976. Thermal tolerance of the adult Asiatic clam, pp. 130-135. *In*: G.G. Esch et R.W. McFarlane [dir.]. Thermal Ecology II. Energy Research and Development

Assoc. Symp. Ser. CONF-750425. National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

McCafferty, W.P. 1976. The burrowing mayflies of the United States (Ephemeroptera: Ephemeroidea). Trans. Am. Entomol. Soc. 101: 447-504.

McCafferty, W.P. 2000. The Mayflies of North America: Species List.

McCafferty, W.P., et R.D. Waltz. 1990. Revisionary synopsis of the Baetidae (Ephemeroptera) of North and middle America. Trans. Am. Entomol. Soc. 116: 769-799.

McCauley, R.W. 1963. Lethal temperatures of the developmental stages of the sea lamprey, *Petromyzon marinus* L. J. Fish. Res. Bd. Canada 20: 483-490.

McCauley, R.W. 1981. Laboratory studies on directive and acute lethal effects of temperature on alewife (*Alosa pseudoharengus*) and rainbow smelt (*Osmerus mordax*) collected at Pickering GS, pp. H-1-H-28. *In*: Biological Investigations to Improve Once-Through Cooling System Designs for the Great Lakes. Part H. Ontario Hydro Report No. 81481.

McCormick, J.H., B.R. Jones et R.F. Syrett. 1971. Temperature requirements for growth and survival of larval ciscos (*Coregonus artedii*). J. Fish. Res. Bd. Canada 28: 924-927.

McCorquodale, J.A. 2006. Effect of Cooling Water Discharge on Ship Navigation. Technical Memorandum No. 1 and Addendum A to Northland Power Inc. 6 p. (document présenté en annexe dans Stantec [2006]).

McCorquodale, J.A., et I. Georgiou. 2006. Simulation of the Plume from the Proposed NPI Thorold Cooling Water Discharge. Technical Memorandum No. 3 to Northland Power Inc. 9 p. (document présenté en annexe dans Stantec [2006]).

McCullough, G.B. 1981. Migrant waterfowl utilization of the Lake Erie shore, Ontario, near the Nanticoke Industrial Development. J. Great Lakes Res. 7: 117-122.

McKee, D., D. Atkinson, J.E. Collings, J.W. Eaton, A.B. Gill, I. Harvey, K. Hatton, T. Heyes, D. Wilson et B. Moss. 2003. Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer. Limnol. Oceanogr. 48: 707-722.

McKee, D., K. Hatton, J.W. Eaton, D. Atkinson, A. Atherton, I. Harvey et B. Moss. 2002. Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities. Aquat. Bot. 74: 71-83.

McKinley, R.S. 1982. The Attached Algal Community Near Pickering GS (II) Factors Influencing Algal Standing Crop. Ontario Hydro Research Division, Report No. 82-103-K: 19 p.

McKinley, R.S., J.S. Griffiths, H.E. Kowalyk, G.R. McKenna et S.J. Cooke. 2000. Reproductive activity and summer residency patterns of smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*, in a thermal discharge canal on Lake Erie. J. Freshw. Biol. 15: 307-316.

McMahon, R.F. 1975. Effects of artificially elevated water temperatures on the growth, reproduction and life cycle of a natural population of *Physa virgata* Gould. Ecology 56: 1167-1175.

McNaught, D.C., et M.W. Fenlon. 1972. The effects of thermal effluents upon secondary production. Verh. Internat. Verein. Limnol. 18: 204-212.

Merritt, R.W., et K.W. Cummins [dir.]. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 3rd Edition. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa. 862 p.

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). 1996. Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique. 26 p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2007. Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique. 2e édition. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-978-2-550-49172-9. 56 p. et 4 annexes.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2009. Critères de qualité de l'eau de surface, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN 978-2-550-57559-7. 506 p. et 16 annexes.

Minns, C.K., J.R.M. Kelso et W. Hyatt. 1978. Spatial distribution of nearshore fish in the vicinity of two thermal generating stations, Nanticoke and Douglas Point, on the Great Lakes. J. Fish. Res. Board Can. 35: 885-892.

Mitchell, J.S., R.C. Bailey et R.W. Knapton. 2000. Effects of predation by fish and wintering ducks on dreissenid mussels at Nanticoke, Lake Erie. Ecoscience 7: 398-409.

Morihara, D.K., et W.P. McCafferty. 1979. The *Baetis* larvae of North America (Ephemeroptera: Baetidae). Trans. Am. Ent. Soc. 105: 139-219.

National Academy of Sciences/National Academy of Engineering. 1973. Water Quality Criteria 1972, EPA-R3-73-33. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC

Nebeker, A.V. 1971. Effect of high winter water temperatures on adult emergence of aquatic insects. Water Res. 5: 777-783.

Nebeker, A.V., et A.E. Lemke. 1968. Preliminary studies on the tolerance of aquatic insects to heated waters. J. Kansas Entomol. Soc. 41: 413-418.

Neill, W.H., et J.J. Magnuson. 1974. Distributional ecology and behavioral thermoregulation of fishes in relation to heated effluent from a power plant at Lake Monona, Wisconsin. Trans. Am. Fish. Soc. 103: 663-710.

Neill, W.H., K. Strawn et J.E. Dunn. 1966. Heat resistance experiments with the longear sunfish, *Lepomis megalotis* (Rafinesque). Arkansas Acad. Sci. Proc. 20: 39-49.

Nichols, S.J. 1981. Effect of thermal effluents on oligochaetes in Keowee Reservoir, South Carolina. Hydrobiologia 79: 129-136.

North Shore Environmental Services (North Shore). 1990. Fisheries Assessment Report, Iroquois Falls. Rapport présenté à Abitibi Price, Inc.

Noton, L. 1972. Preliminary results of a study concerning the effects of thermal pollution on phytoplankton primary production in Lake Wabamun, Alberta, pp. 304-312. *In*: E.R. Reinelt, A.H. Laycock et W.M. Schultz [dir.]. Proc. Symp. Lakes of Western Canada, University of Alberta, Edmonton, Alberta.

Nursall, J.R., et D.N. Gallup. 1971. The responses of the biota of Lake Wabamun, Alberta, to thermal effluent, pp. 295-304. *In*: Proc. Internat. Symp. Identification and Measurement of Environmental Pollutants, Ottawa, Ontario.

O'Reilly, M. 2002. Effects Assessment of the Proposed Thorold Cogeneration Facility Thermal Discharge on Local Zebra Mussel Populations. ESG International Inc. Report to Northland Power Inc. 10 p. (document présenté en annexe dans Stantec [2006]).

Oliver, D.R., et M.E. Dillon. 1990. Catalogue des Chironomidae de la région néarctique. Agriculture Canada, Direction générale de la recherche, 1990, 89 p.

Oliver, D.R., et M.E. Roussel. 1983. Redescription of *Brillia* Dieffer (Diptera: Chironomidae) with descriptions of nearctic species. Can. Ent. 115: 257-279.

Oliver, G.G., et L.E. Fidler. 2001. Towards a Water Quality Guideline for Temperature in the Province of British Columbia. Aspen Applied Sciences Ltd. Report to the BC Ministry of Environment, Lands and Parks.

Ontario Ministry of Environment and Energy (MOEE). 1993a. Candidate Substances for Bans, Phase-Outs, or Reductions – Multimedia Revision. 69 p.

Ontario Ministry of Environment and Energy (MOEE). 1993b. Biological Monitoring & Assessment Program (BioMAP) for Ontario. 19 p.

Ontario Ministry of Environment and Energy (MOEE). 1994a. Water Management Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives of the Ministry of Environment and Energy. 19 p. (reprinted 1999).

Ontario Ministry of Environment and Energy (MOEE). 1994b. Deriving Receiving-Water Based, Point-Source Effluent Requirements for Ontario Waters. Procedure B-1-5. PIBS #3302.

Ontario Ministry of the Environment (MOE). 2001. Guide to Environmental Assessment Requirements for Electricity Projects. 78 p.

Otto, R.G., M.A. Kitchel et J.O. Rice. 1976. Lethal and preferred temperatures of the alewife (*Alosa pseudoharengus*) in Lake Michigan. Trans. Am. Fish. Soc. 105: 96-106.

Paladino, F.W., et J.R. Spotila. 1978. The effect of arsenic on the thermal tolerance of newly hatched muskellunge fry (*Esox masquinongy*). J. Therm. Biol. 3: 223-227.

Parker E.D., M.F. Hirshfield et J.W. Gibbons. 1973. Ecological comparisons of thermally affected aquatic environments. J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 45: 726-733.

Parkin, R.B., et J.B. Stahl. 1981. Chironomidae (Diptera) of Baldwin lake, Illinois, a cooling reservoir. Hydrobiologia 76: 119-128.

Patriarche, M.H. 1975. Reaction of Nearby Lake Michigan Fish Stocks to a Heated Discharge at the Palisades Site. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Division, Fisheries Research Report No. 1820: 38 p.

Patrick, R. 1969. Some effects of temperature on freshwater algae, pp. 161-185. *In*: P.A. Krenkel et F.L. Parker [dir.]. Biological Aspects of Thermal Pollution. Proc. Nat. Symp. Thermal Pollution. Vanderbilt University Press, Portland, Oregon.

Pennak, R.W. 1989. Freshwater Invertebrates of the United States. 3rd edition. Protozoa to Mollusca. John Wiley and Sons, Inc. New York, New York.

Peterson, R.H., et J.M. Anderson. 1969. Influence of temperature change on spontaneous locomotor activity and oxygen consumption of Atlantic salmon, *Salmo salar*, acclimated to two temperatures. J. Fish. Res. Bd. Canada 26: 93-109.

Peterson, S.E., et R.M. Schotsky. 1976. Some relationships of upper thermal tolerances to preference and avoidance responses of the bluegill, pp. 148-153. *In*: G.W. Esch et R.W. McFarlane [dir.]. Thermal Ecology II. Energy Research and Development Assoc. Symp. Ser. CONF-750425. National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Potter, I.C., et F.W.H. Beamish. 1975. Lethal temperatures in ammocoetes of four species of lampreys. Acta Zoologica 56: 85-91.

Prince, H.H., P.I. Padding et K.W. Knapton. 1992. Waterfowl use of the Laurentian Great Lakes. J. Great Lakes Res. 18: 673-699.

Rajagopal, S., G. Van der Velde et H.A. Jenner. 1997. Response of zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, to elevated temperatures in the Netherlands, pp. 257-273. *In*: Zebra Mussels and Other Aquatic Nuisance Species. 6th Internat. Conf., March 1996, Dearborn, Michigan. Ann Arbor Press, Ann Arbour, Michigan.

Rasmussen, J.B. 1982. The effect of thermal effluent, before and after macrophyte harvesting, on standing crop and species composition of benthic macroinvertebrate communities in Lake Wabamum, Alberta. Can. J. Zool. 60: 3196-3205.

Reutter, J.M., et C.E. Herdendorf. 1976. Thermal discharge from a nuclear power plant: predicted effects on Lake Erie fish. Ohio J. Sci. 76: 39-45.

Richardson, W.S. 1980. Toronto Harbour Study, 1976 to 1979. Volume 1. Background Information. Ontario Ministry of the Environment. 37 p.

Roback, S.S. 1965. Environmental requirements of Trichoptera, pp. 118-126. *In*: C.M. Tarzwell [dir.]. Biological Problems in Water Pollution, Third Seminar, 1962. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Robert A. Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati, Ohio.

Rodgers, B. 2001. Thermal Plume Delineation for the Brighton Beach Power Station. Rapport de Beak International Incorporated présenté à ATCO Power Canada Ltd.

Rolan, R.G. 1974. The fresh-water polychaete, *Manayunkia speciosa*, in a thermal discharge channel, Cleveland Harbor, Lake Erie. Am. Midl. Nat. 92: 207-213.

Romberg, G.P., S.A. Spigarelli, W. Prepejchal et M.M. Thommes. 1974. Fish behavior at a thermal discharge into Lake Michigan, pp. 296-312. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-730505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Rombough, P.J., et E.T. Garside. 1977. Hypoxial death inferred from thermally-induced injuries at upper lethal temperatures, in the banded killifish, *Fundulus diaphanus* (Le Sueur). Can. J. Zool. 55: 1705-1719.

Rooney, N., et J. Kalff. 2000. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. Aquat. Bot. 68: 321-335.

Roshon, R. 2002. Effects Assessment of the Proposed Thorold Cogeneration Facility Thermal Discharge on Local Algal Populations. ESG International Inc. Report to Northland Power Inc. 14 p. (document présenté en annexe dans Stantec [2006]).

Ross, M.J., et D.B. Siniff. 1982. Temperatures selected in a power plant thermal effluent by adult yellow perch (*Perca flavescens*) in winter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 346-349.

Rukavina, N.A. 1969. Nearshore sediment survey of western Lake Ontario, methods and preliminary results, pp. 317-324. *In*: Proc. 12th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res.

Sandstrom, O., E. Neuman et G. Thoresson. 1995. Effects of temperature on life history variables in perch. J. Fish Biol. 47: 652-670.

Sankurathri, C.S., et J.C. Holmes. 1976. Effects of thermal effluents on the population dynamics of *Physa gyrina* Say (Mollusca: Gastropoda) at Lake Wabamun, Alberta. Can. J. Zool. 54: 582-590.

Saskatchewan Environment. 2006. Surface Water Quality Objectives. Interim Edition. EPB 356. 9 p.

Schefter, P.W., et G.B. Wiggins. 1986. A Systematic Study of the Nearctic Larvae of the *Hydropsyche morosa* Group (Trichoptera: Hydropsychidae). Royal Ontario Museum, Misc. Publ. 94 p.

Schneider, R.F. 1962. Seasonal succession of certain invertebrates in a northwestern Florida lake. Quart. J. Fla. Acad. Sci. 25: 127-141.

Schroeder, L.A., et W.M. Callaghan. 1981. Thermal tolerance and acclimation of two species of *Hydra*. Limnol. Oceanogr. 26: 690-696.

Schuster, G.A., et D.A. Etnier. 1978. A Manual for the Identification of the Larvae of the Caddisfly Genera *Hydropsyche* Pictet and *Symphitopsyche* Ulmer in Eastern and Central North America (Trichoptera : Hydropsychidae). U.S. Environmental Protection Agency, 600/4-78-060: 129 p.

Scott, W.B., et E.J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin 184, Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa, 1026 p.

SENES Consultants Limited, Stantec Consulting Ltd., Lura Consulting and JTU Consulting Inc. (SENES *et al.*). 2003. Environmental Review Report for the Portlands Energy Centre, November 2003. Rapport final présenté à Portlands Energy Centre L.P.

Shuter, B.J., D.A. Wismer, H.A. Regier et J.E. Matuszek. 1985. An application of ecological modelling: Impact of thermal effluent on a smallmouth bass population. Trans. Am. Fish. Soc. 114: 631-651.

Silberman, E., et H. Stefan. 1971. Physical (Hydraulic) Modelling of Heat Dispersion in Large Lakes: A Review of the State of the Art. Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois. 112 p.

Simpson, K.W., et R.W. Bode. 1980. Common Larvae of Chironomidae (Diptera) from New York State Streams and Rivers. New York State Museum, Bull. No. 439: 105 p.

Simpson, K.W., R.W. Bode et P. Albu. 1983. Keys for the Genus *Cricotopus*. New York State Museum, Bull. No. 450: 133 p.

Smith, E.P., D.R. Orvos et J. Cairns, Jr. 1993. Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 627-637.

Smith, L.L., Jr., et W.M. Koenst. 1975. Temperature Effects on Eggs and Fry of Percoid Fishes. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 660/3-75-017.

Smith, W.E. 1972. Culture, reproduction, and temperature tolerance of Pontoporeia affinis in the laboratory. Trans. Am. Fish. Soc. 101: 253-256.

Smith, W.E. 1973. Thermal tolerance of two species of *Gammarus*. Trans. Am. Fish. Soc. 102: 431-433.

Smythe, G.A., et P.M. Sawyko. 2000. Field and laboratory evaluations of the effects of "cold shock" on fish resident in and around a thermal discharge: an overview. Environmental Science and Policy 3 (Suppl. 1): S225-S232.

Spigarelli, S.A., et M.M. Thommes. 1976. Sport fishing at a thermal discharge into Lake Michigan. J. Great Lakes Res. 2: 99-110.

Spigarelli, S.A., et M.M. Thommes. 1979. Temperature selection and estimated thermal acclimation by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in a thermal plume. J. Fish. Res. Board Can. 36: 366-376.

Spigarelli, S.A., M.M. Thommes, W. Prepejchal et R.M. Goldstein. 1983. Selected temperatures and thermal experience of brown trout, *Salmo trutta*, in a steep thermal gradient in nature. Env. Biol. Fish. 8: 137-149.

Spigarelli, S.A., R.M. Goldstein, W. Prepejchal et M.M. Thommes. 1982. Fish abundance and distribution near three heated effluents in Lake Michigan. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 305-315.

Spoor, W.A. 1955. Loss and gain of heat-tolerance by the crayfish. Biol. Bull. Wood's Hole 108: 77-87.

Spotila, J.R., K.M. Terpin, R.R. Koons et R.L. Bonati. 1979. Temperature requirements of fishes from eastern Lake Erie and the upper Niagara River: a review of the literature. Environmental Biology of Fishes 4: 281-307.

Sprague, J.B. 1963. Resistance of four freshwater crustaceans to lethal high temperature and low oxygen. J. Fish. Res. Bd. Canada 20: 387-415.

Stanley, R.A., et A.W. Naylor. 1972. Photosynthesis in Eurasian watermilfoil (Myriophyllum spicatum L.). Plant Physiol. 50: 149-151.

Stantec Consulting Ltd. (Stantec) et SENES Consultants Limited (SENES). 2003. Supporting Document 3 Aquatic Environment for the Proposed Portlands Energy Centre. Rapport présenté à Portlands Energy Centre L.P.

Stantec Consulting Ltd. (Stantec). 2006. Thermal Plume Modelling of the Thorold Generation Facility. Rapport présenté à Northland Power Inc. en tant que gestionnaire et agent exploitant pour Thorold Cogen L.P.

Stauffer, J.R., Jr., J.H. Wilson et K.L. Dickson. 1976. Comparison of stomach contents and condition of two catfish species living at ambient temperatures and in a heated discharge. Progr. Fish-Cult. 38: 33-35.

Stewart, K.W., et B.P. Stark. 1988. Nymphs of North American stonefly genera (Plecoptera). Entomol. Soc. Am. 12: 1-460.

Storr, J.F., et G. Schlenker. 1974. Response of perch and their forage to thermal discharges in Lake Ontario, pp. 363-370. *In*: J.W. Gibbons et R.R. Sharitz [dir.]. Thermal Ecology. U.S. Atomic Energy Commission, Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee. CONF-930505, National Technical Information Service, Springfield, Virginie.

Storr, J.F., et R.A. Sweeney. 1971. Development of a theoretical seasonal growth curve of *Cladophora glomerata* to temperature and photoperiod, pp. 119-127. *In*. Proc. 14th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res.

Styron, C. 1968. Ecology of two populations of an aquatic isopod, *Lirceus fontinalis* Raf. Ecology 49: 629-636.

Sweeney, B.W. 1984. Factors influencing life-histroy patterns of aquatic insects, pp. 56-100. *In*: V.H. Resh et D.M. Rosenberg [dir.]. The Ecology of Aquatic Insects. Praeger Publishers, New York, New York.

Sylvester, J.R. 1972. Effects of thermal stress on predator avoidance in sockeye salmon. J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 601-603.

Symons, P.E.K., J.L. Metcalfe et G.D. Harding. 1976. Upper lethal and preferred temperatures of the slimy sculpin, *Cottus cognatus*. J. Fish. Res. Board Can. 33: 180-183.

Talmage, S.S. 1978. Thermal Effects on Aquatic Organisms: An Annotation Bibliography of the 1976 Literature. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORN/EIS-124: 249 p.

Talmage, S.S., et C.C. Coutant. 1979. Thermal effects. J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 51: 1517-1554.

Templeton, W.L., et C.C. Coutant. 1970. Studies on the Biological Effects of Thermal Discharges from Nuclear Reactors to the Columbia River at Hanford. IAEA/SM-146/33, BNWL-SA-3465: 35 p.

Thibault, Y. et R. Couture. 1980. Étude de la TL_{50} 24 h de *Gammarus fasciatus* Say (Crusctacé, Amphipode) à différents niveaux d'acclimatation thermique. Rev. Can. Biol. 39: 149-152.

Thibault, Y. et R. Couture. 1982. Étude de la résistance thermique supérieure de *Bithynia tentaculata* Linné (Gastéropode, Prosobranche) en fonction de l'acclimatation. Res. Can. Biol. Expériment 41: 97-104.

Thomas, R.L., A.L.W. Kemp et C.F.M. Lewis. 1972. Distribution, composition and characteristics of the surficial sediments of Lake Ontario. J. Sed. Petrol. 42: 66-84.

Thorp, J.H., et A.P. Covich [dir.]. 1991. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, Inc., San Diego, CA. 911 p.

UMA Engineering Ltd., Manitoba Hydro, North/South Consultants Inc., et SENES Consultants Limited (UMA *et al.*). 2005. Manitoba Hydro Selkirk Generating Station Environmental Impact Statement. Volume 1 – Report. 129 p.

United States Army Corps of Engineers (USACOE). 2000. CE-QUAL-W2: A Numerical Two-Dimensional Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.0; User's Manual. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, Instruction Report EL-00-1.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1976. Quality Criteria for Water. 256 p.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1994a. Water Quality Standards Handbook. Second Edition. EPA-505-2-90-001.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1994b. U.S.A. EPA Region VIII. Mixing Zones and Dilution Policy. U.S. EPA, Region VIII, Water Management Division, Denver, Colorado. 37 p.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1999. National Recommended Water Quality Criteria – Correction. EPA 822-2-99-001: 25 p.

Van, T.K., W.T. Haller et L.A. Garrard. 1978. The effect of daylight and temperature on *Hydrilla* growth and tuber production. J. Aquat. Plant Manage. 16: 57-59.

Walker E.M. 1958. The Odonata of Canada and Alaska. Vol. 2: Part III: The Anisoptera - Four Families. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 318 p.

Walker, E.M. 1953. The Odonata of Canada and Alaska. Vol. 1: Part I: General. Part II: The Zygoptera - Damselflies. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 292 p.

Walker, E.M., et P.S. Corbet. 1978 The Odonata of Canada and Alaska. Vol. 3: Part III: The Anisoptera - Three Families. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 308 p.

Walshe, B.M. 1948. The oxygen requirements and thermal resistance of chironomid larvae from flowing and from still waters. J. Exp. Biol. 25: 35-44.

Waltz, R.D. 1994. Key to the Larvae of Baetid Genera Known East of the Mississippi River (Ephemeroptera: Baetidae). Indiana Department of Natural Resources, manuscrit inédit.

Ward, J.V., et J.A. Stanford. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. Ann. Rev. Ent. 27: 97-117.

Wellborn, G.A., et J.V. Robinson. 1996. Effects of a thermal effluent on macroinvertebrates in a central Texas reservoir. Am. Midl. Nat. 136:110-120.

Westfall, M.J., Jr., et M.L. May. 1996. Damselflies of North America. Scientific Publishers, Washington, D.C. 649 p.

Wetzel, M.J., R.D. Kathman, S.V. Fend et K.A. Coates. 2000. Taxonomy, Systematics, and Ecology of Freshwater Oligochaeta. Workbook prepared for North American Benthological Society Technical Information Workshop, 48th Annual Meeting, Keystone Resort, Colorado. 120 p.

Whitney, R.J. 1939. The thermal resistance of mayfly nymphs from ponds and streams. J. Exp. Biol. 16: 374-385.

Wiederholm, T. [dir.]. 1983. Chironomidae of the Holarctic Region: Keys and Diagnoses. Part 1: Larvae. Entomologica Scandinavica Supplement No. 19.

Wiggins, G.B. 1996. Larvae of North American Caddisfly Genera (Trichoptera). Second Edition. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 457 p.

Wilhm, J.L., et T.C. Dorris. 1968. Biological parameters for water quality criteria. BioScience 18: 477-481

Williamson, D. 2002. Manitoba Water Quality Standards, Objectives, and Guidelines. Final Draft. Manitoba Conservation Report 2002-11: 76 p.

Wismer, D.A., et A.E. Christie. 1987. Temperature Relationships of Great Lakes Fishes: A Data Compilation. Great Lakes Fishery Commission Special Publication No. 87-3: 195 p.

Wojtalik, T.A., et T.F. Waters. 1970. Some effects of heated waters on the drift of two species of stream invertebrates. Trans. Am. Fish. Soc. 99: 782-788.

Wrenn, W.B., et T.D. Forsythe. 1978. Effects of temperature on production and yield of juvenile walleyes in experimental ecosystems. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 11: 66-73.

Wyman, R.L. 1981. Fish residency and spawning activity in generating station discharges, pp. G1-G161. *In*: Biological Investigations to Improve Once-Through Cooling System Designs for the Great Lakes. Part G. Ontario Hydro Report No. 81481.

Yellayi, R.R., et R.V. Klambi. 1969. Observations on early development of white bass, *Roccus chrysops* (Rafinesque). Proc. Ann. Conf. Southeast Assoc. Game Fish. Comm. 23: 261-265.

Yocum, T.G., et T.A. Edsall. 1974. Effect of acclimation temperature and heat shock on vulnerability of fry of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) to predation. J. Fish. Res. Board Can. 31: 1503-1506.

www.ec.gc.ca

Pour des renseignements supplémentaires :

Environnement Canada
Informathèque
10, rue Wellington, 23e étage
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800
Télécopieur : 819-994-1412
ATS : 819-994-0736
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca