

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCE DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
CHARLES VALLÉE

SÉLECTION DES SITES DE FRAYE CHEZ L'OMBLE DE FONTAINE
SALVELINUS FONTINALIS (MITCHILL) ET SUCCÈS REPRODUCTEUR
ASSOCIÉ DANS DEUX RIVIÈRES NATURELLES

JUILLET 2004

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

Résumé

Cette étude visait à déterminer la contribution relative de différentes variables liées au substrat et à l'hydrologie sur la sélection des sites de fraye et le succès de reproduction de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans des frayères naturelles. Nous avons comparé des sites de ponte sélectionnés par les ombles de fontaine avec des sites avoisinants, non-sélectionnés. Des œufs ont été incubés dans les deux types de sites et dans des substrats provenant de chacun des sites ainsi que dans de l'Astroturf™, substrat maximisant la survie des embryons (Lachance *et al.*, 2000). Ce plan d'expérience a permis d'isoler les variables hydrologiques des variables liées à la composition du substrat dans deux aires d'étude distinctes (frayère Les Étangs: 2001-2002 et frayère du Dickerman: 2002-2003). Les résultats suggèrent que les résurgences d'eau souterraine créent des différences de température, d'oxygène dissous et de conductivité entre l'eau de surface et interstitielle. Ces différences auraient un rôle à jouer dans la sélection des sites de fraye. L'éclosion des œufs et l'émergence des larves sont associées davantage au choix du site qu'au substrat d'incubation. Les taux d'éclosion et d'émergence sont supérieurs dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés par les ombles de fontaine. La résurgence d'eau souterraine semble être la variable déterminante de la survie, fournissant des conditions de débit, d'oxygène dissous et de température adéquates. Dans une perspective d'aménagement, la recherche et la valorisation de zones de résurgences devraient être considérées avant même la planification de travaux d'aménagement reliés à la modification du substrat contenu dans le lit des aires de reproduction de cette espèce.

AVANT-PROPOS

Ce travail de recherche est présenté sous la forme d'un article scientifique (Chapitre II). La présentation a été organisée de façon à respecter les recommandations aux auteurs de la revue *Journal of Fish Biology*. Comme l'article a été rédigé en anglais, un résumé substantiel en français est présenté dans le Chapitre I.

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier mon directeur, le Dr Pierre Magnan, principalement pour sa rigueur scientifique et son enthousiasme durant la totalité du projet. Je suis également très reconnaissant de la confiance qu'il m'a accordée pour l'ensemble de mes travaux de recherche. Je tiens à remercier également la Fondation de la Truite mouchetée, Centre de recherche et d'éducation (FTM), pour le soutien technique, logistique et financier qu'elle m'a accordée.

Je voudrais également souligner la participation des gens reliés de près ou de loin à la FTM et qui m'ont permis d'accomplir les travaux de terrain et de laboratoire à l'intérieur d'un climat stimulant et agréable. Mille mercis à M. David Craig, Président de la FTM, pour son enthousiasme et son support tout au long de mon projet, Gilbert Cabana et Raphaël Proulx de l'UQTR, Stéphanie Lachance de la Société de la Faune et des Parcs du Québec et Michel Lapointe de l'Université McGill pour leurs commentaires lors de la présentation de mon projet de recherche (Séminaire I et Séminaire II), Michel Baril, François Guillemette, Isabelle Bernier-Bourgault, Martin Audet, Marie-France Côté, Philippe Tanguay, Sébastien Bouliane, Josiane Bergeron pour leur aide sur le terrain et au laboratoire, ainsi que tous les membres du Groupe de recherche sur les écosystème aquatiques (GREAA) pour leur amitié, et leur soutien. Je tiens aussi à remercier ma copine Mélanie Plouffe ainsi que ma famille pour leur support et leur aide.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
AVANT-PROPOS	iii
REMERCEMENTS	iv
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	ix
CHAPITRE I	
SÉLECTION DES SITES DE FRAYE CHEZ L'OMBLE DE FONTAINE SALVELINUS FONTINALIS (MITCHILL) ET SUCCÈS REPRODUCTEUR ASSOCIÉ DANS DEUX RIVIÈRES NATURELLES.....	1
INTRODUCTION GÉNÉRALE	2
Problématique	2
MÉTHODOLOGIE	4
Description du site d'étude	4
Plan de l'expérience.....	4
Incubation des œufs	5
Physico-chimie de l'eau.....	6
Hydrologie des sites.....	7
Analyse du substrat.....	8
Analyses statistiques	10
RÉSULTATS	11
Caractéristiques du substrat et de l'hydrologie des sites de fraye	11
Physico-chimie des sites	17
Effets du site et du substrat sur les succès d'éclosion et l'émergence des larves	22
DISCUSSION	25
Déterminants de la sélection des sites de fraye	25
Déterminants de l'éclosion des œufs et de l'émergence des larves	30
CONCLUSIONS	32
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	33

CHAPITRE II

REDD SITE SELECTION IN BROOK CHARR <i>SALVELINUS FONTINALIS</i> (MITCHILL) AND ASSOCIATED REPRODUCTIVE SUCCESS IN TWO NATURAL STREAMS ¹	37
ABSTRACT.....	38
INTRODUCTION	39
MATERIALS AND METHODS.....	41
STUDY SITE.....	41
EXPERIMENTAL DESIGN	41
EGG INCUBATION	42
WATER PHYSICO-CHEMISTRY.....	43
HYDROLOGICAL CHARACTERISTICS	43
SUBSTRATE ANALYSIS.....	44
STATISTICAL ANALYSES	45
RESULTS	46
HYDROLOGICAL AND SUBSTRATE CHARACTERISTICS.....	46
PHYSICO-CHEMISTRY	48
EFFECTS OF SITE AND SUBSTRATE ON HATCHING AND EMERGENCE SUCCESS	50
DISCUSSION	51
VARIABLES INFLUENCING SPAWNING SITE SELECTION.....	51
DETERMINANTS OF HATCHING AND EMERGENCE SUCCESS.....	54
CONCLUSION.....	56
REFERENCES... ..	58

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

Tableau 1.1 Diamètre géométrique moyen et accumulation des particules fines pour les sites sélectionnés et non-sélectionnés pour Les Étangs et Dickerman (moyenne $\pm$ É.T. et n entre parenthèses). Déterminé par un test de t ($p < 0.05$).	12
Tableau 1.2. Profondeur, vitesse de l'eau de surface et débit des résurgences, pour Les Étangs et Dickerman (moyenne $\pm$ É.T. et n entre parenthèses).	16
Tableau 1.3. Taux moyens d'éclosion et d'émergence ($\pm$ É.T.) aux sites sélectionnés et non-sélectionnés, dans l'Astroturf™, le substrat sélectionné et le substrat non-sélectionné, pour Les Étangs et Dickerman.	24

CHAPITRE II

Table 2.1. Geometric mean substrate diameter and accumulation of fines particles in the incubators (sediment loading) in selected and non-selected sites, in <i>Les Étangs</i> (2001-2002) and <i>Dickerman</i> (2002-2003) spawning grounds. Data are mean $\pm$ SD with sample size in parentheses.	63
Table 2.2. Water depth, surface water velocity and groundwater flow in selected and non-selected sites, in <i>Les Étangs</i> (2001-2002) and <i>Dickerman</i> (2002-2003) spawning grounds. Data are mean $\pm$ SD with sample size in parentheses.	64

Table 2.3. Mean percent hatching and emergence ($\pm$ SD) success in selected and non-selected sites, and in Astroturf™, selected, and non-selected substrates in <i>Les Étangs</i> (2001-2002) and <i>Dickerman</i> (2002-2003) spawning grounds.....	65
---	----

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I

Figure 1.1 Disposition des incubateurs et des piézomètres sur un site.....	8
Figure 1.2. Proportions des différentes classes de taille des particules du substrat provenant des sites sélectionnés et non-sélectionnés pour les deux sites à l'étude Les Étangs (haut) et Dickerman (bas) (moyenne $\pm$ É.T.). Pour chaque classe de taille les moyennes accompagnées d'astérisques sont significativement différentes tel que déterminé par un test de t ($p < 0.05$)	14
Figure 1.3. Température ($^{\circ}\text{C}$) et oxygène dissous ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) de l'eau de surface et interstitielle, pour les deux sites à l'étude (Les Étangs et Dickerman) (moyenne $\pm$ É.T.). Les moyennes accompagnées d'astérisques sont significativement différentes, tel que déterminé par un test de t ($p < 0.05$)..	20
Figure 1.4. Conductivité spécifique ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) des sites sélectionnés et non-sélectionnés et de l'eau de surface et interstitielle pour Dickerman (moyenne $\pm$ É.T.). Les moyennes accompagnées d'astérisques sont significativement différentes, tel que déterminé par un test de t ($p < 0.05$).	21
CHAPITRE II	
Figure 2.1. Mean proportion of particle size diameters (mm) in selected and non-selected sites, in <i>Les Étangs</i> (a) and <i>Dickerman</i> (b) spawning grounds. Bars are means with SD. For each particle size class, data with asterisk are significantly different as determined by a t-test ($p < 0.05$).	67

Figure 2.2. Mean temperature ($^{\circ}\text{C}$) of surface and interstitial water in *Les Étangs* (a) and *Dickerman* (b) spawning grounds. Sampling dates with asterisk are significantly different as determined by a t-test ($p < 0.05$).....68

Figure 2.3 Dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) of surface and interstitial water in *Les Étangs* (a) and *Dickerman* (b) spawning grounds. Sampling dates with asterisk are significantly different as determined by a t-test ($p < 0.05$).....69

Figure 2.4. Water conductivity ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) of selected and non-selected sites in *Les Étangs* (a) and of surface and interstitial water in *Les Étangs* (b) spawning grounds. Sampling dates with asterisk are significantly different as determined by a t-test ($p < 0.05$).
.....70

CHAPITRE I

Sélection des sites de fraye chez l'omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* (Mitchill) et succès reproducteur associé dans deux rivières naturelles

Charles Vallée & Pierre Magnan

Département de chimie-biologie

Université du Québec à Trois-Rivières

C.P. 500, Trois-Rivières, Québec G9A 5H7, Canada

Pierre_Magnan@uqtr.ca

Introduction générale

Problématique

L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est depuis des générations le symbole de la pêche sportive au Québec. Conséquemment, cette espèce subit une forte pression de pêche sur un grand nombre de lacs du bouclier laurentien. Devant cet état de fait, plusieurs aménagistes font la promotion de l'aménagement des frayères dans le but de favoriser le recrutement de l'espèce. Ces méthodes d'aménagement, qui sont basées sur le vécu des biologistes, donnent souvent des résultats mitigés et font rarement l'objet d'évaluation. Il devient donc primordial de mieux connaître les conditions de reproduction de l'omble de fontaine. En 1995, le Centre de recherche Gesti-Faune (maintenant Fondation de la Truite Mouchetée - Centre de recherche et d'éducation), associé à l'Université du Québec à Trois-Rivières, a entrepris d'étudier différents aspects de la reproduction de l'omble de fontaine sur une frayère aménagée. Un premier projet visait l'écologie et le comportement reproducteur (Baril, 1999 ; Baril & Magnan, 2002) alors qu'un second a étudié les déterminants de la fraye dans une frayère aménagée (Bernier-Bourgault, 2000; Bernier-Bourgault & Magnan, 2002). Ces projets ont permis d'approfondir les connaissances sur les processus comportementaux et le succès de reproduction de l'omble de fontaine dans des habitats de fraye aménagés. Les résultats de Bernier-Bourgault & Magnan (2002) ont démontré l'absence de résurgences d'eau souterraine dans des sites sélectionnés et non-sélectionnés par des individus reproducteurs. Leurs résultats suggèrent que la sélection des sites s'est faite principalement en fonction de la vitesse de l'eau de surface et des caractéristiques du

substrat (granulométrie, proportion de sédiments fins). Cependant, il est possible que d'autres facteurs interviennent dans des frayères naturelles.

Jusqu'à ce jour, la littérature scientifique est ambiguë quant à l'importance des résurgences d'eau souterraine sur le choix d'un site de ponte (Curry & Noakes, 1995). Les résurgences produisent des gradients chimiques et thermiques qui pourraient être détectés par l'omble de fontaine (Webster & Eiriksdottir, 1976). La résurgence permettrait la sélection générale de l'aire de reproduction sans toutefois déterminer l'emplacement exact du nid (Curry & Noakes, 1995). Il existe probablement d'autres déterminants en cause, comme la composition du substrat et la profondeur de l'eau (Reiser & Wesche, 1977; Witzel & MacCrimmon, 1983 ; Curry & Noakes, 1995), mais l'importance de chacun reste à préciser.

L'objectif de cette étude est donc de déterminer la contribution relative de la vitesse du courant, la profondeur, la résurgence de l'eau souterraine, la granulométrie et la physico-chimie de l'eau de surface et interstitielle sur la sélection des sites de fraye et le succès de reproduction de l'omble de fontaine dans des frayères naturelles. Cela est rendu possible par la comparaison de sites de ponte sélectionnés par les ombles avec des sites avoisinants, non-sélectionnés. Des œufs ont été incubés dans les deux types de sites et dans des substrats provenant de chacun des sites ainsi que dans de l'Astroturf™, substrat maximisant la survie des embryons (Lachance *et al.*, 2000). Ce plan d'expérience permet d'isoler les variables hydrologiques des variables liées à la composition du substrat.

Méthodologie

Description du site d'étude

À l'automne 2001, nous avons sélectionné un site naturel de fraye dans l'émissaire du lac Les Étangs (Étangs), Charlevoix, à 52 km nord-ouest de Baie Saint-Paul (47°29'33"N, 70°44'46"W), Québec, Canada. À l'automne 2002, nous avons sélectionné un autre site naturel de fraye, dans l'émissaire du lac Lafond (Dickerman), Réserve Mastigouche, à 32 km nord de Saint-Alexis-des-Monts (46°43'50"N, 73°18'45"W), Québec, Canada.

Plan de l'expérience

Durant les automnes 2001 et 2002, nous avons incubé des œufs d'omble de fontaine dans huit sites sélectionnés par des individus reproducteurs et dans huit autres sites adjacents, non-sélectionnés. Un site sélectionné était déterminé par l'observation de nids et de l'activité des géniteurs. Les nids étaient caractérisés par une dépression dans le gravier, débarrassée des débris et des sédiments fins. Les sites non-sélectionnés étaient situés à moins de 5 mètres des sites sélectionnés de façon à regrouper les sites en paires. Les sites non-sélectionnés étaient déterminés par la similitude des caractéristiques visuelles avec les sites sélectionnés (courant, substrat et profondeur). Durant l'ensemble de la période de reproduction, nous n'avons observé aucune activité de reproduction sur les sites non-sélectionnés. La sélection de l'emplacement des sites non-sélectionnés (i.e. caractéristiques visuelles comparables aux sites sélectionnés) est justifiée par le fait que nous voulions volontairement réduire les différences entre les sites sélectionnés et non-

sélectionnés au niveau de la structure du substrat. Nous avons introduit trois incubateurs par site. Dans chacun des incubateurs, nous avons placé 100 œufs fertilisés. L'incubateur le plus en amont contenait de l'Astroturf™, substrat artificiel qui maximise la survie des œufs (Lachance *et al.*, 2000). Un des deux autres incubateurs a reçu du gravier du site sélectionné et l'autre du gravier du site non-sélectionné.

Incubation des œufs

L'installation des incubateurs dans le lit de la rivière a nécessité de forer des trous dans le gravier à 15 cm de profond, de sorte que seule la trappe d'émergence soit dans la colonne d'eau. Les trous ont été creusés à l'aide d'une pelle à jardin. Une fois ces derniers creusés nous avons introduit un tube de PVC (30cm long. X 10cm dia.) et avons remblayé le pourtour du tube avec ce même gravier. Il a été nécessaire de fixer les incubateurs, à l'aide de tiges métalliques pour empêcher leur déplacement lors des crues printanières. Nous avons ensuite introduit l'incubateur dans le tube de PVC et retiré ce dernier. Cette technique a permis de limiter le déplacement involontaire du gravier dans le nid. Les incubateurs ont été disposés à équidistance, en forme de triangle selon la Figure 1.1 (page 8). Les incubateurs utilisés dans cette étude sont décrits dans Bernier-Bourgault *et al.* (2004).

Comme nous devions introduire 100 œufs dans 48 incubateurs, le nombre d'œufs à recueillir a été d'environ 5000 par année. La capture des géniteurs s'est faite à la seine (10 x 1.5 m), à la charge du lac Saint-Michel (47°17'N, 71°55'O) pour la première année et directement sur la frayère du site d'étude pour la deuxième année. Les géniteurs ont été

gardés en captivité dans des enclos pour la durée des opérations de fraie artificielle. Le prélèvement et la fertilisation des œufs ont été effectués selon la méthode sèche décrite par Piper *et al.* (1982). Une fois les œufs fertilisés et durcis, ils ont été dénombrés, introduits directement dans les incubateurs et acheminés aux différents sites. Les géniteurs ont été réintroduits au site de capture. Les incubateurs ont été récupérés au printemps suivant pour évaluer les taux d'éclosion des œufs et d'émergence des larves. Le taux d'éclosion des œufs a été obtenu par la comparaison du nombre d'œufs incubés avec le nombre d'œufs vivants, combinés au nombre de larves retrouvées dans la trappe à émergence. Le taux d'émergence des larves a été obtenu via le nombre de larves retrouvées dans la trappe à émergence par rapport au nombre d'œufs incubés.

Physico-chimie de l'eau

Dans le but de comparer les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de surface avec celles de l'eau dans le gravier, nous avons conçu une pompe s'adaptant à une sonde (Hydrolab® MiniSonde® 4a), permettant d'obtenir des mesures de température, de conductivité et d'oxygène dissous à partir d'un lecteur multifonctions (Hydrolab® Surveyor® modèle 4a). Lors des prises de données, une pointe de téflon a été introduite dans le gravier à 10 cm de profondeur, à l'intérieur du périmètre du site. L'action de la pompe aspirait l'eau jusqu'à ce que la sonde soit inondée par l'eau du gravier. Pour mesurer les mêmes variables dans l'eau de surface, nous introduisons la sonde directement dans le périmètre du nid légèrement sous la surface de l'eau. Devant chaque site, nous avons aussi déterminé la vitesse de l'eau et la profondeur, à l'aide d'un courantomètre (Pygmy Current Meter Scientific Instrument 1205®).

Hydrologie des sites

Sur les 16 sites à l'étude, nous avons installé deux piézomètres par site. Les piézomètres étaient fabriqués à l'aide de tubes de polyéthylène (d.i.: 6.4 mm, d.e. : 9.6 mm) dont l'une des extrémités était scellée avec du silicone (Lee & Cherry, 1978). Les tubes étaient perforés de 28 trous sur une longueur de 10 cm, à 5 cm du bout. La partie perforée du tube était recouverte de *nitex* (1.0 mm²) permettant de limiter le colmatage du tube. Les piézomètres (32) ont été enfouis à 15 cm de profondeur à l'aide d'une masse et d'un tube de métal dans lequel était introduit le piézomètre, de façon à échantillonner l'eau entre 5 et 15 cm dans le substrat. Les piézomètres ont été placés en paires à l'intérieur des sites d'incubation (poche du nid), à proximité des incubateurs (Figure 1.1). De plus, pour permettre de quantifier l'eau sortant du système aquifère à partir des piézomètres, nous avons mesuré deux variables (*débit hydrogéologique* et le *delta h*) à l'aide de deux dispositifs proposés par Lee & Cherry (1978). Le *débit hydrogéologique* consiste à mesurer le temps que prendra un volume d'eau connu pour traverser un substrat donné, à partir d'un cylindre gradué relié à un piézomètre. Le *delta h* est une mesure de la différence de pression observée entre l'eau interstitielle et l'eau de surface (cm). Ces variables permettent de calculer le débit d'écoulement de l'eau interstitielle à l'aide de l'équation de *Darcy* (Lee & Cherry, 1978) :

$$Q = A \frac{dh}{dl} K_h$$

où Q est le débit de l'eau de résurgence (cm³·s⁻¹), A est l'aire dans laquelle l'eau circule (cm²), dh/dl est le gradient hydraulique (sans unité) qui correspond au delta h divisé par la profondeur à laquelle se trouve le piézomètre et K_h est la conductivité hydraulique du substrat (cm·s⁻¹).

Pour calculer le débit de l'eau de résurgence on doit d'abord calculer la conductivité hydraulique (K_h) :

$$K_h = \frac{q \ln \sqrt{[(L/D) + (1 + (L/D)^2)]}}{2 \pi L H_c}$$

où q est le *débit hydrogéologique* ($\text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), L la longueur de la prise d'eau du piézomètre (cm), D le diamètre de la prise d'eau du piézomètre (cm), et H_c la constante piézométrique correspondant au *delta h* sur un ($\Delta h/l$).

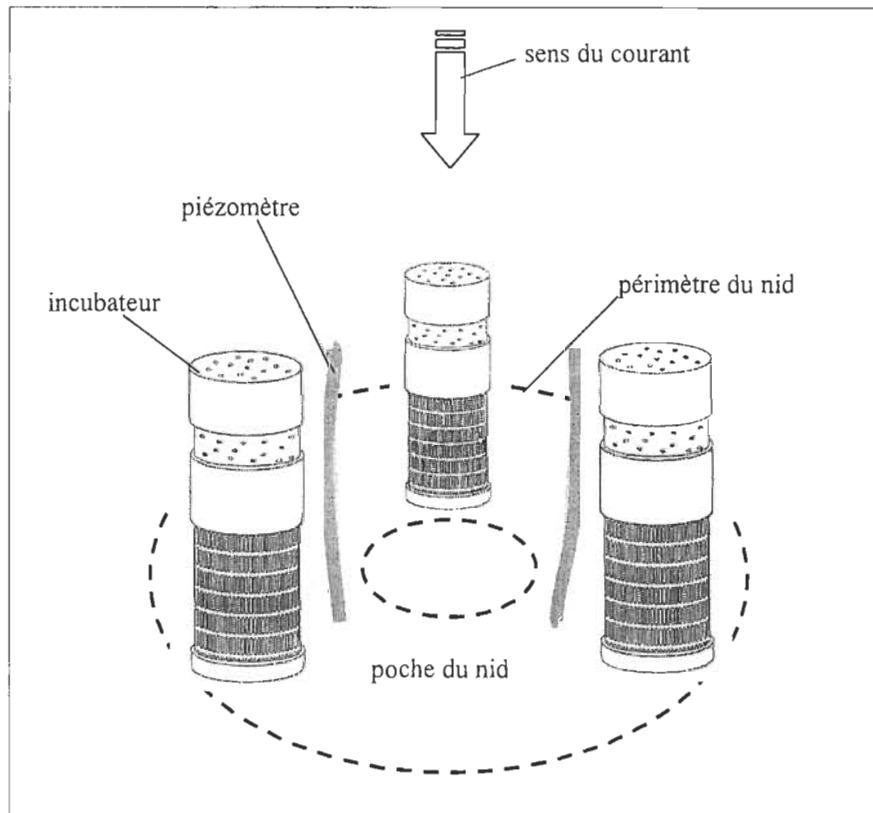


Figure 1.1 Disposition des incubateurs et des piézomètres sur un site.

Analyse du substrat

Avant l'installation des incubateurs, un échantillon de gravier a été extrait du site à l'aide d'un échantillonneur *McNeil*. Ces échantillons ont été séchés et passés à travers

une série de tamis de 25, 16, 8, 4, 2 et 1 mm². Les particules d'un diamètre plus grand que 48 mm ont été retirées des échantillons compte tenu de l'introduction possible d'un biais de poids (Adams & Beschta, 1980). Les fractions de chaque tamis ont ensuite été pesées. Ceci nous a permis de calculer le pourcentage de sédiments fins du substrat, avant l'expérience (< 1 mm²). L'indice de Fredle permet d'évaluer le potentiel d'un substrat utilisé pour la fraye chez les salmonidés. Cet indice tient compte du diamètre géométrique moyen des particules (dg) et du coefficient de tri (S_o) (Lotspeich et Everest, 1981). Ce calcul nécessite donc la détermination du diamètre géométrique moyen (dg) :

$$dg = (d_1^{w_1} \times d_2^{w_2} \times \dots \times d_n^{w_n})$$

où d_n est le diamètre médian des particules retenues par le n^{ième} tamis et W_n est la fraction décimale du poids des particules retenues sur le n^{ième} tamis. Pour sa part, le coefficient de tri (S_o) permet d'estimer l'homogénéité du substrat, de la façon suivante :

$$S_o = (d_{75} / d_{25})^{1/2}$$

où d_{75} et d_{25} correspondent respectivement au diamètre moyen des particules à 75 % et 25 % du poids cumulatif de l'échantillon. Plus le coefficient de tri (S_o) est élevé, plus le substrat est hétérogène. Le rapport du dg sur S_o nous donne l'indice de Fredle :

$$fi = dg / S_o$$

Plus l'indice de Fredle est élevé plus le substrat est favorable à l'incubation des œufs (Lotspeich & Everest, 1981). Chapman (1988) préfère l'utilisation de l'indice de Fredle au diamètre géométrique moyen, qui constitue à lui seul une estimation de la qualité du substrat. Suite à une revue de la valeur de chaque indice, Young *et al.* (1990) ont conclu que l'indice de Fredle et le diamètre géométrique moyen des particules sont deux descripteurs adéquats des effets de la composition du substrat sur la survie à

l'émergence. Les particules fines qui se sont accumulées dans les incubateurs contenant de l'Astroturf, ont été séchées et pesés (± 0.1 g) dans le but de quantifier l'accumulation des particules fines durant l'expérience.

Analyses statistiques

L'oxygène dissous, la température et la conductivité de l'eau ont été comparés entre l'eau de la surface et l'eau interstitielle (strate), entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés (site), en intégrant les différentes périodes d'échantillonnage (temps) à l'aide d'analyses de variance à trois facteurs (Sokal & Rohlf, 1981). La profondeur, la vitesse de l'eau de surface et le débit des résurgences d'eau souterraine ont été comparés entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés (site), en intégrant les différentes périodes d'échantillonnage (temps) à l'aide d'analyses de variance à deux facteurs (Sokal & Rohlf, 1981). L'accumulation des particules dans l'Astroturf™, la proportion (%) de chacune des classe de taille des particules et le diamètre géométrique moyen des particules ont été comparés entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés à l'aide de tests de t de Student ou des tests de U de Mann-Whitney, dépendamment de l'atteinte ou non des conditions d'application pour les tests de t (normalité et homogénéité des variances). Les effets du substrat (Astroturf™, sélectionné et non-sélectionné) et des sites (sélectionnés et non-sélectionnés), sur les taux d'émergence et d'éclosion ont été examinés avec des analyses de variance à deux facteurs suivies d'un test de comparaisons multiples de Tukey (Sokal & Rohlf, 1981). L'homogénéité des variances a été vérifiée à l'aide d'un test de $F_{\max}$ (Sokal & Rohlf, 1981). L'ensemble des analyses statistiques a été effectué avec le logiciel SYSTAT (version 8.0, 1998).

Résultats

Caractéristiques du substrat et de l'hydrologie des sites de fraye (Les Étangs et Dickerman)

Aucune différence significative n'a été observée pour le diamètre géométrique moyen des particules (dg) et pour l'accumulation des particules dans l'Astroturf™ entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés pour Les Étangs (dg : $t = 1.24$, $p > 0.05$; particules fines : $t = 0.84$, $p > 0.05$; Tableau 1.1). Pour Dickerman, aucune différence significative n'a été observée pour le diamètre géométrique moyen des particules (dg) entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés ($t = 0.35$, $p > 0.05$; Tableau 1.1). Cependant, l'accumulation des particules dans l'Astroturf™ était significativement plus abondante dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés ($t = 3.71$, $p < 0.05$; Tableau 1.1).

Tableau 1.1 Diamètre géométrique moyen et accumulation des particules fines pour les sites sélectionnés et non-sélectionnés pour Les Étangs et Dickerman (moyenne $\pm$ É.T. et n entre parenthèses).

Sites	Variables	Substrat		p^*
		Sélectionné	Non-sélectionné	
Les Étangs	Diamètre géométrique moyen (mm)	3.686 ± 0.681 (8)	4.515 ± 1.564 (8)	0.269
	Accumulation des particules fines (g)	54.1 ± 79.5 (8)	48.6 ± 23.8 (8)	0.361
Dickerman	Diamètre géométrique moyen (mm)	2.088 ± 1.018 (8)	1.934 ± 0.724 (8)	0.732
	Accumulation des particules fines (g)	165.41 ± 50.1 (8)	67.33 ± 55.6 (8)	0.002

* Probabilité qu'il n'y ait pas de différences entre les sites selon un test de t ($p < 0.05$).

Pour Les Étangs, les particules $< 1\text{mm}$ étaient significativement plus abondantes dans les sites non-sélectionnés que dans les sites sélectionnés ($U = 51.00$, $p < 0.05$; Figure 1.2). Cependant, les particules de 1 à 1.99 mm, de 2 à 3.99 mm et de 4 à 7.99 étaient significativement plus abondantes dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés (1-1.99: $U = 9.00$, $p < 0.05$; 2-3.99: $U = 7.00$, $p < 0.01$; 4-7.99: $U = 7.00$, $p < 0.01$; 8-15.99: $U = 16.00$, $p > 0.05$; 16-24.99: $U = 16.00$, $p > 0.05$; > 25 : $U = 38.00$, $p > 0.05$; Figure 1.2). Pour Dickerman, il y avait seulement les particules de 1 à 1.99 mm qui étaient significativement plus abondantes dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés (< 1 : $t = 1.80$, $p > 0.05$; 1-1.99: $t = 2.49$, $p < 0.05$; 2-3.99: $t = 1.50$, $p > 0.05$; 4-7.99: $t = 1.01$, $p > 0.05$; 8-15.99: $t = 0.620$, $p > 0.05$; 16-24.99 $t = 0.752$, $p > 0.05$; > 25 : données insuffisantes pour le test; Figure 1.2).

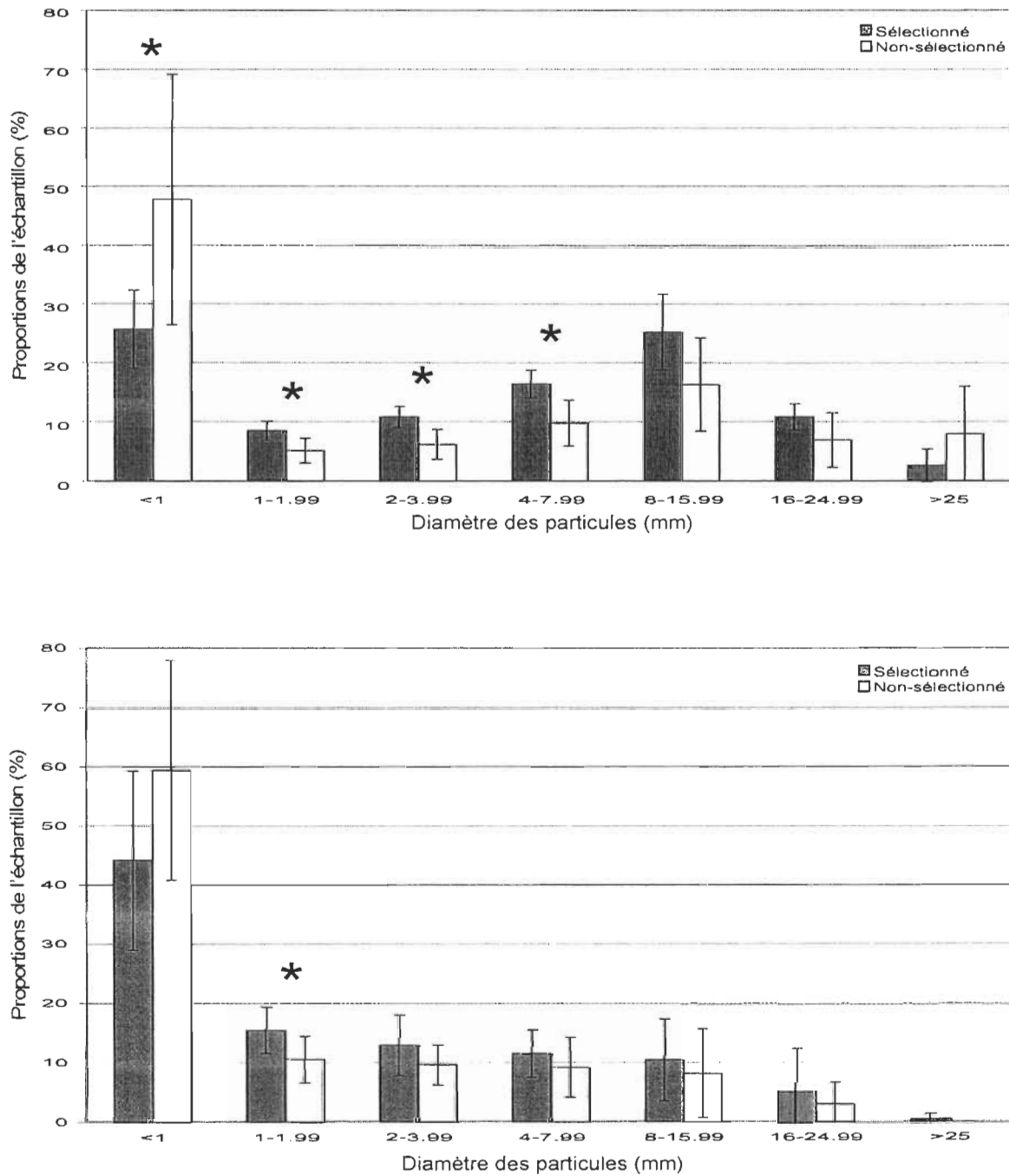


Figure 1.2. Proportions des différentes classes de taille des particules du substrat provenant des sites sélectionnés et non-sélectionnés pour les deux sites à l'étude Les Étangs (haut) et Dickerman (bas) (moyenne $\pm$ É.T.). Pour chaque classe de taille les moyennes accompagnées d'astérisques sont significativement différentes tel que déterminé par un test de t ($p < 0.05$)

Pour Les Étangs, la profondeur moyenne était plus élevée et plus variable dans les sites non-sélectionnés que dans les sites sélectionnés (site: $F = 9.447$, $p < 0.01$; temps: $F = 81.742$, $p < 0.01$; site x temps: $F = 0.423$, $p > 0.05$; Tableau 1.2). La vitesse de l'eau de surface n'a démontré aucune différence significative entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés (site: $F = 0.160$, $p > 0.05$; temps: $F = 81.742$, $p < 0.01$; site x temps: $F = 0.423$, $p > 0.05$). Le débit des résurgences d'eau souterraine était plus élevé dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés (sites: $F = 10.157$, $p < 0.01$; temps: $F = 4.077$, $p < 0.01$; site x temps: $F = 0.308$, $p > 0.05$; Tableau 1.2).

Pour Dickerman, la profondeur n'était pas significativement différente entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés (site: $F = 1.069$, $p > 0.05$; temps: $F = 0.190$, $p > 0.05$; site x temps: $F = 0.119$, $p > 0.05$; Tableau 1.2). La vitesse de l'eau de surface était significativement plus élevée dans les sites non-sélectionnés que dans les sites sélectionnés (site: $F = 4.697$, $p < 0.05$; temps: $F = 0.615$, $p > 0.05$; site x temps: $F = 0.004$, $p > 0.05$; Tableau 1.2). Le débit des résurgences d'eau souterraine était plus élevé dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés (site: $F = 19.959$, $p < 0.001$; temps: $F = 0.858$, $p > 0.05$; site x temps: $F = 0.125$, $p > 0.05$; Tableau 1.2).

Tableau 1.2. Profondeur, vitesse de l'eau de surface et débit des résurgences, pour Les Étangs et Dickerman (moyenne $\pm$ É.T. et n entre parenthèses).

Sites	Variable	Sites	Moyenne $\pm$ É.T. (n)*
Les Étangs	Profondeur (cm)	sélectionné	29.5 $\pm$ 5.5 (24)a
		non-sélectionné	35.8 $\pm$ 8.4 (24)b
	Vitesse de l'eau de surface (m·s ⁻¹)	sélectionné	0.128 $\pm$ 0.160 (40)a
		non-sélectionné	0.134 $\pm$ 0.165 (40)a
	Débit des résurgences (ml·min ⁻¹)	sélectionné	3.21 $\pm$ 1.37 (37)a
		non-sélectionné	2.26 $\pm$ 1.27 (37)b
Dickerman	Profondeur (cm)	sélectionné	50.8 $\pm$ 9.2 (16)a
		non-sélectionné	54.4 $\pm$ 9.7 (16)a
	Vitesse de l'eau de surface (m·s ⁻¹)	sélectionné	0.113 $\pm$ 0.095 (16)a
		non-sélectionné	0.192 $\pm$ 0.106 (16)b
	Débit des résurgences (ml·min ⁻¹)	sélectionné	3.45 $\pm$ 1.15 (32)a
		non-sélectionné	2.22 $\pm$ 1.27 (32)b

*Les moyennes avec des lettres différentes sont significativement différentes, tel que déterminé par une ANOVA à deux facteurs; site x temps ($p < 0.05$). Les effets significatifs du facteur temps dans les analyses statistiques sont le reflet de variations saisonnières des paramètres en cause et donc n'ont pas été considérés comme déterminant de la sélection des sites de fraye.

Physico-chimie des sites

Les Étangs

La température de l'eau n'a affiché aucune différence significative entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés (site) et aucune interaction significative avec les périodes d'échantillonnage (temps) et les mesures de surface et interstitielle (strate) (site: $F = 1.602$, $p > 0.05$; site x strate: $F = 0.547$, $p > 0.05$; site x temps: $F = 1.356$, $p > 0.05$). Par contre, cette variable a affiché des différences significatives pour les effets de la strate, du temps et pour l'interaction sous-jacente, où la température de l'eau interstitielle était plus froide que celle de la surface pour les périodes 24/10/01, 28/11/01 et 31/04/02 mais plus chaude pour les périodes 02/11/01 et 09/11/01 (strate: $F = 4.349$, $p < 0.05$; temps: $F = 4595.531$, $p < 0.001$; temps x strate: $F = 14.605$, $p < 0.001$; test comparaison multiple de Tukey; temps; $p < 0.05$; Figure 1.3).

L'oxygène dissous de l'eau de surface était significativement plus abondant que l'oxygène dissous de l'eau interstitielle (surface: 11.21 ± 1.64 ; interstitielle: 9.60 ± 2.13 ; strate: $F = 26.938$, $p < 0.001$; temps: $F = 1.852$, $p > 0.05$). L'oxygène dissous dans l'eau de surface était significativement plus élevé que dans l'eau interstitielle pour le 09/11/01, le 28/11/01 et le 31/05/02 (temps x strate: $F = 2.470$, $p < 0.05$; test de comparaison multiple de Tukey : $p < 0.05$; Figure 1.3). L'oxygène dissous de l'eau de surface et interstitielle étaient significativement plus abondant dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés (surface, sélectionné: 11.60 ± 2.09 ; surface, non-sélectionné: 10.83 ± 0.88 ; interstitielle, sélectionné: 10.35 ± 1.94 ; interstitielle, non-sélectionné: 8.81

± 2.06 ; site: $F = 14.446$, $p < 0.001$; site x strate: $F = 1.619$, $p > 0.05$; site x temps: $F = 1.528$, $p > 0.05$).

La conductivité était significativement plus élevée dans l'eau interstitielle que dans l'eau de surface (strate: $F = 31.643$, $p < 0.001$; surface: 0.012 ± 0.001 , interstitielle: 0.026 ± 0.019). La conductivité n'a démontré aucune autre différence significative pour les effets du temps, du site ainsi que leurs interactions (site: $F = 0.741$, $p > 0.05$; temps: $F = 0.273$, $p > 0.05$; site x strate: $F = 0.986$, $p > 0.05$; temps x strate: $F = 0.127$, $p > 0.05$; site x temps: $F = 0.064$, $p > 0.05$).

Dickerman

La température de l'eau n'a affiché aucune différence significative pour l'effet du site mais une différence significative au niveau de l'interaction des effets du site et du temps (site: $F = 2.151$, $p > 0.05$; site x temps: $F = 2.548$, $p < 0.05$). Les effets de la strate et du temps ainsi que l'interaction sous-jacente ont affiché des différences significatives (strate: $F = 54.907$, $p < 0.001$; temps: $F = 1083.623$, $p < 0.001$; temps x strate: $F = 57.579$, $p < 0.001$; site x strate: $F = 3.289$, $p < 0.05$); la température interstitielle moyenne des trois premières sorties sur le terrain (période d'incubation) était plus chaude que la température moyenne de l'eau de surface, mais plus froide pour les deux dernières sorties sur le terrain (période d'émergence; Figure 1.3).

Pour l'ensemble des sorties sur le terrain, l'oxygène dissous était toujours plus élevé dans l'eau de surface que dans l'eau interstitielle (strate: $F = 27.876$, $p < 0.001$; temps: $F = 30.136$, $p < 0.001$; test de comparaisons multiples de Tukey; $p < 0.05$; Figure

1.3). L'effet du site et ces interactions n'ont démontré aucune autre différence significative (site: $F = 2.708$, $p > 0.05$; site x strate: $F = 2.690$, $p > 0.05$; temps x strate: $F = 1.888$, $p > 0.05$; site x temps: $F = 1.379$, $p > 0.05$).

La conductivité était toujours plus élevée dans l'eau interstitielle que dans l'eau de surface (surface: 0.017 ± 0.006 , interstitielle: 0.024 ± 0.013 ; strate: $F = 50.093$, $p < 0.001$; temps: $F = 84.924$, $p < 0.001$; temps x strate: $F = 1.888$, $p > 0.05$; test de comparaison multiple de Tukey; $p < 0.05$; Figure 1.4). La conductivité démontre aussi une interaction significative entre l'effet du temps et du site (site x temps: $F = 4.673$; $p < 0.01$) où les sites sélectionnés présentaient une conductivité plus élevée que les sites non-sélectionnés pour le 14/11/02 (test de comparaison multiple de Tukey; $p < 0.05$; Figure 1.4). On ne note aucun autre effet significatif (site: $F = 0.204$, $p > 0.05$; site x strate: $F = 2.690$, $p > 0.05$).

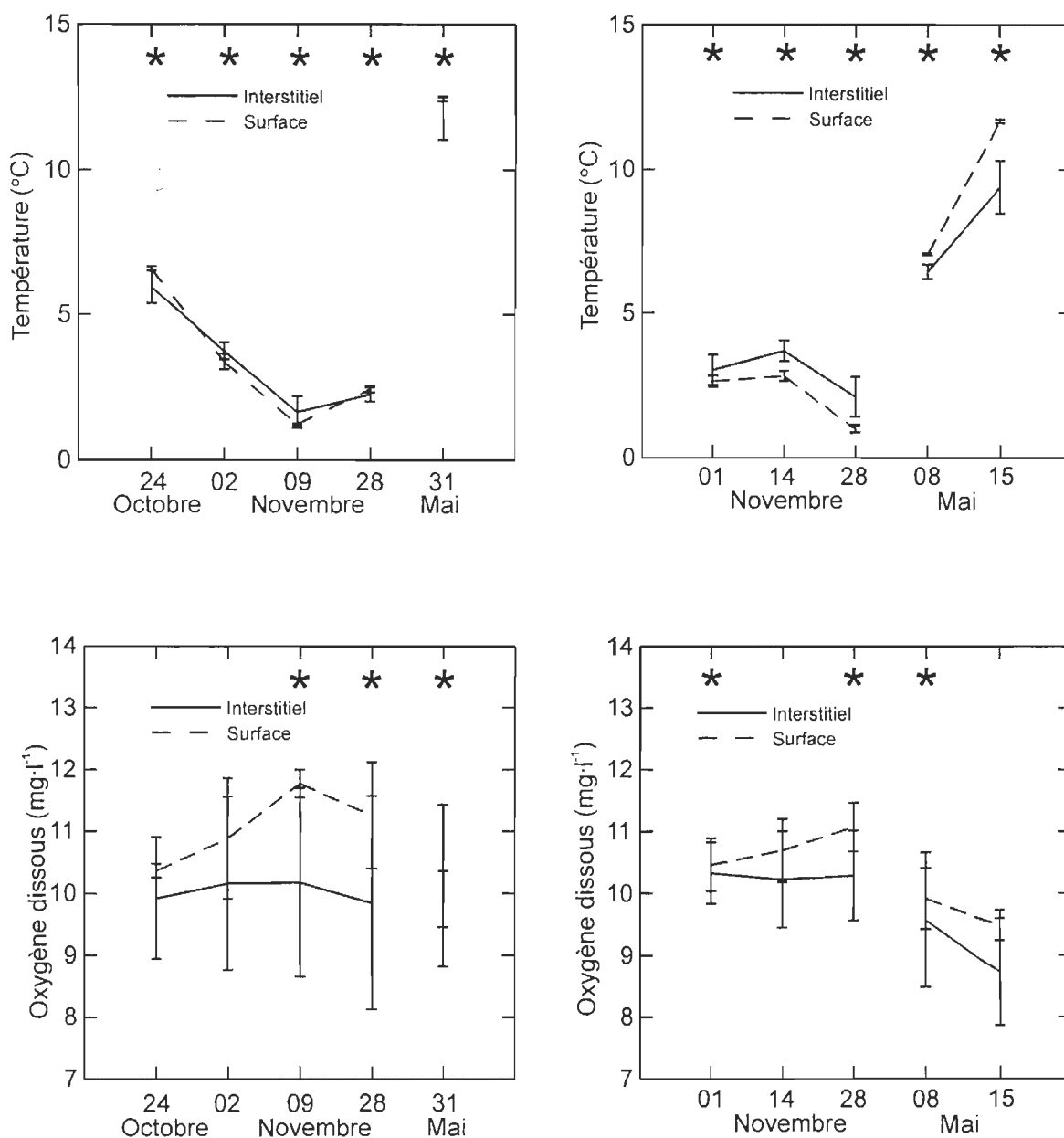


Figure 1.3. Température (°C) et oxygène dissous (mg·l⁻¹) de l'eau de surface et interstitielle, pour les deux sites à l'étude (Les Étangs et Dickerman) (moyenne ± É.T.). Les moyennes accompagnées d'astérisques sont significativement différentes, tel que déterminé par un test de *t* ($p < 0.05$).

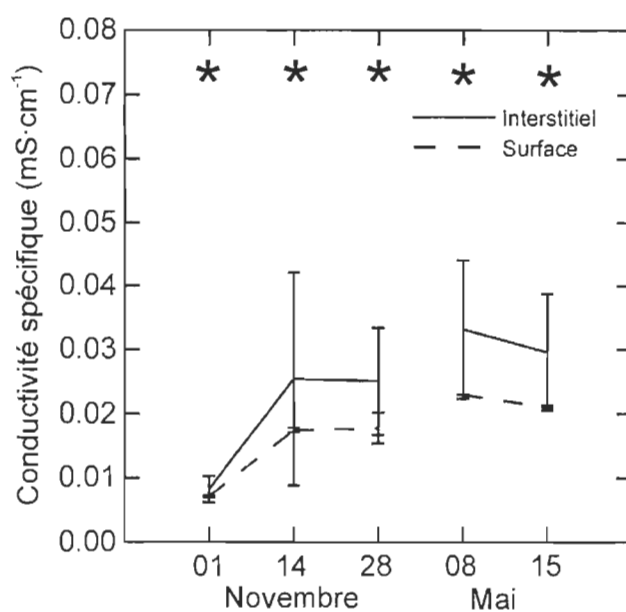
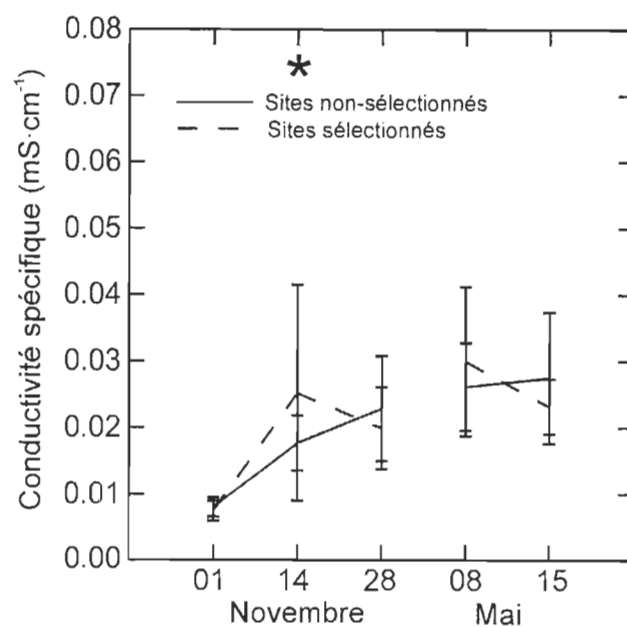


Figure 1.4. Conductivité spécifique ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) des sites sélectionnés et non-sélectionnés et de l'eau de surface et interstitielle pour Dickerman (moyenne $\pm$ É.T.). Les moyennes accompagnées d'astérisques sont significativement différentes, tel que déterminé par un test de t ($p < 0.05$).

Effets du site et du substrat sur les succès d'éclosion et l'émergence des larves

Les Étangs

Des différences significatives dans les succès d'éclosion et d'émergence ont été observées entre les sites et les substrats (site: éclosion, $F = 4.486$, $p < 0.05$, émergence, $F = 4.132$, $p < 0.05$; substrat: éclosion, $F = 5.957$, $p < 0.01$, émergence, $F = 5.620$, $p < 0.01$; Tableau 1.3). Cependant, l'interaction entre les effets du site et du substrat sur les succès d'éclosion et d'émergence n'était pas significative (site x substrat: éclosion, $F = 2.609$, $p > 0.05$; émergence, $F = 1.879$, $p > 0.05$). L'éclosion et l'émergence sont significativement plus élevées dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés (Tableau 1.3). En outre, les succès d'éclosion et d'émergence étaient plus élevés dans l'Astroturf™, intermédiaires dans le substrat non-sélectionné et les plus bas dans le substrat sélectionné (Tableau 1.3). Un test de comparaison multiple de Tukey a démontré que les succès d'éclosion et d'émergence étaient significativement plus élevés dans l'Astroturf™, que dans le substrat sélectionné (Tableau 1.3). Aucune différence significative n'a été observée entre le substrat non-sélectionné vs l'Astroturf™ et le substrat sélectionné ($p > 0.05$). L'interaction entre les effets du substrat et du site n'était pas significative pour les succès d'éclosion et d'émergence.

Dickerman

Des différences significatives dans les succès d'éclosion et d'émergence ont été observées entre les sites et les substrats (site: éclosion, $F = 19.711$, $p < 0.001$, émergence, $F = 20.975$, $p < 0.001$; substrat: éclosion, $F = 11.396$, $p < 0.001$, émergence, $F = 12.384$, $p < 0.001$; Tableau 1.3). L'interaction entre les effets du site et du substrat sur les succès

d'éclosion et d'émergence présente aussi des différences significatives (site x substrat: éclosion, $F = 5.572$, $p < 0.01$; émergence, $F = 6.551$ $p < 0.01$). Les succès d'éclosion et d'émergence étaient significativement plus élevés dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés (Tableau 1.3). En outre, les succès d'éclosion et d'émergence étaient les plus élevés dans l'Astroturf™, intermédiaires dans le substrat sélectionné et les plus bas dans le substrat non-sélectionné (Tableau 1.3). Le succès d'éclosion était significativement plus élevé dans l'Astroturf™, que dans le substrat non-sélectionné mais pas pour le substrat sélectionné (test de comparaisons multiples de Tukey, $p < 0.05$; Tableau 1.3). Le succès d'émergence était significativement plus élevé dans l'Astroturf™, que dans le substrat sélectionné et non-sélectionné (test de comparaisons multiples de Tukey, $p < 0.05$; Tableau 1.3). Aucune différence significative n'a été observée entre le substrat sélectionné et non-sélectionné pour les succès d'éclosion et d'émergence ($p > 0.05$). L'interaction entre les effets du substrat et du site a démontré que l'Astroturf™ était significativement différent des substrats sélectionnés et non-sélectionnés. Dans les sites non-sélectionnés, aucune différence significative n'a été observée pour les succès d'éclosion et d'émergence.

Tableau 1.3. Taux moyens d'éclosion et d'émergence ($\pm$ É.T.) aux sites sélectionnés et non-sélectionnés, dans l'Astroturf™, le substrat sélectionné et le substrat non-sélectionné, pour Les Étangs et Dickerman.

		Site*		Substrat*		
	(%)	Sélectionné	Non-sélectionné	Astroturf™	Sélectionné	Non-sélectionné
Les Étangs	Survie	17.3 $\pm$ 10.7 (24)a	12.2 $\pm$ 12.7 (24)b	22.1 $\pm$ 11.4 (16)a	9.43 $\pm$ 9.0 (16)b	13.9 $\pm$ 10.5 (16)ab
	Émergence	12.6 $\pm$ 7.9 (24)a	10.3 $\pm$ 9.5 (24)b	16.9 $\pm$ 8.6 (16)a	6.9 $\pm$ 6.3 (16)b	10.6 $\pm$ 8.5 (16)ab
Dickerman	Survie	29.1 $\pm$ 29.5 (24)a	4.8 $\pm$ 16.2 (23)b	33.3 $\pm$ 35.1 (16)a	15.1 $\pm$ 20.7 (16)ab	2.4 $\pm$ 4.5 (16)b
	Émergence	24.0 $\pm$ 26.2 (24)a	3.0 $\pm$ 12.3 (23)b	28.3 $\pm$ 31.0 (16)a	10.8 $\pm$ 16.1 (16)b	1.3 $\pm$ 3.0 (16)b

*Les moyennes avec des lettres différentes sont significativement différentes, tel que déterminé par une ANOVA à deux facteurs, suivie d'un test de comparaisons multiples de Tukey ($p < 0.05$).

Discussion

Le protocole utilisé dans le cadre de cette étude a permis de déterminer la contribution relative des résurgences et des caractéristiques du substrat dans la sélection des sites de fraye et pour les succès d'éclosion et d'émergence chez l'omble de fontaine. Ces facteurs avaient déjà été identifiés comme étant impliqués dans la sélection des sites et des succès d'éclosion et d'émergence (Webster & Eiríksdóttir, 1976; Fraser, 1982; Curry & Noakes, 1995), mais aucune étude n'avait permis d'en départager l'importance relative. De plus, l'étude a été effectuée sur un gradient important de conditions environnementales (16 sites x 2 frayères), ce qui devrait en augmenter la représentativité écologique.

Déterminants de la sélection des sites de fraye

Les sites sélectionnés par les individus reproducteurs affichaient des résurgences plus fortes que les sites non-sélectionnés. La littérature antérieure à cette étude démontre que plusieurs espèces de salmonidés choisissent activement les sites de reproduction qui affichent des zones de résurgence (Webster & Eiríksdóttir, 1976 ; Björn & Reiser, 1991; Curry & Noakes, 1995 ; Blanchfield & Ridgway, 1997 ; Baxter & Hauer, 2000). Comme les différences sont observées au niveau du débit des résurgences, la formation d'un gradient physique, détectable par les géniteurs, influencerait la sélection des sites par l'omble de fontaine.

Plusieurs indications permettent de croire que la provenance de l'eau sortant du système aquifère des deux frayères à l'étude, provient de sources souterraines (processus

d'exfiltration) plutôt que de la surface (processus de convection). Le processus de convection typique requiert une vitesse de l'eau de surface minimale, permettant l'infiltration de l'eau dans la zone interstitielle (Thibodeaux et Boyle, 1987). Or, les deux frayères présentaient des vitesses de surface très faibles, souvent en dessous du seuil de détection du courantomètre. Witzel et MacCrimmon (1983) ont suggéré qu'en présence de résurgences, la vitesse de courant ne dépasse pas $0.42 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Les deux frayères que nous avons étudiées présentaient des vitesses de l'eau de surface inférieures à $0.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

La profondeur de l'eau ne semble pas avoir d'influence sur la sélection des sites. Bien que les sites non-sélectionnés de la première frayère à l'étude étaient légèrement plus profonds que les sites sélectionnés, la littérature ne fait pas état de profondeur maximale lors de la fraye. Smith (1974) suggère plutôt une profondeur minimale de 9 cm pour la fraye de l'omble de fontaine.

Nous avons observé aucune différence significative de température entre les sites sélectionnés et les sites non-sélectionnés. Cependant, les deux frayères présentaient des différences significatives au niveau de la température, de l'oxygène dissous et de la conductivité entre l'eau de surface et l'eau interstitielle. Ces différences mettent en lumière qu'une portion de l'eau des aires de reproduction provient d'une autre source que la surface. Ceci a pour effet de créer des gradients qui pourraient guider les géniteurs vers les habitats de reproduction (Curry et Noakes, 1995).

Lors du choix des sites (en période de reproduction), nous avons observé que l'eau de surface était plus chaude que l'eau sortant du substrat de certains nids, au point

de créer une différence de densité observable à l'œil nu (C. Vallée, observations personnelles). Cela serait dû au fait que la température de l'eau des nappes phréatiques est généralement stable tout au long de l'année (avoisinant 4°C; Freeze et Cherry, 1979). Comme l'entrée des géniteurs sur les sites de fraye débute lorsque la température de l'eau atteint généralement 13°C (Baril et Magnan, 2002), la création d'un gradient thermique négatif pourrait guider les ombles vers les aires de reproduction contenant des résurgences d'eau souterraine.

L'oxygène dissous pourrait également constituer un gradient pouvant guider les ombles vers les sites de fraye. Lors de la première année d'expérimentation, les sites sélectionnés présentaient des concentrations d'oxygène plus élevées que dans les sites non-sélectionnés, autant pour l'eau interstitielle que pour l'eau de surface. De plus, dans les deux frayères à l'étude, l'oxygène dissous était significativement plus élevé dans l'eau de surface que dans l'eau interstitielle. La concentration d'oxygène dissous dans l'eau interstitielle est dépendante d'une série de variables dont la vitesse de l'eau dans le substrat, la perméabilité du substrat, la demande biologique en oxygène du matériel organique dans le gravier, la température et l'intensité des échanges entre l'eau de surface et interstitielle (Bjornn & Reiser, 1991). Or, il est connu que l'omble de fontaine est sensible aux changements de concentration d'oxygène (Power, 1980). Cependant, les différences observées, bien que significatives, sont peut-être insuffisantes pour être détectées par l'omble de fontaine. Il demeure possible que la combinaison de cette variable avec d'autres (température, conductivité) puisse contribuer à la sélection des sites, par la formation d'un gradient au sein des frayères.

La conductivité spécifique des deux frayères présentait également des différences significatives entre l'eau de surface et l'eau interstitielle. Dans l'ensemble, les valeurs étaient deux fois plus élevées dans l'eau interstitielle que dans l'eau de surface. Une conductivité élevée est caractéristique des nappes d'eau souterraine du bouclier laurentien. Les charges ioniques à l'intérieur des nappes phréatiques sont influencées par le substrat souterrain ainsi que par le temps de résidence de l'eau contenue dans celles-ci (Quinn, 1995). De la même façon que la température, les ombles pourraient se baser sur ce gradient pour identifier une zone contiguë de résurgences d'eau souterraine. Les quelques différences significatives observées entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés ne sont pas consistantes et sont possiblement le fruit du hasard.

Le fait que nous ayons trouvé peu de différences au niveau de la physico-chimie entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés pourrait signifier que les sites non-sélectionnés affichaient aussi des résurgences. La différence entre les débits de résurgence bien que significativement plus élevée dans les sites sélectionnés, n'a pas permis de discriminer adéquatement les sites sélectionnés des sites non-sélectionnés par les mesures de température, d'oxygène dissous et de conductivité de l'eau. Néanmoins, les différences observées entre l'eau de surface et interstitielle sont suffisantes pour valider que l'eau interstitielle n'est pas issue d'une infiltration d'eau de surface, mais bien de la nappe phréatique. La formation de gradients par ces variables serait donc directement fonction de l'intensité du débit des résurgences et du niveau de mélange avec l'eau de surface.

Au niveau de la composition du substrat, la proportion de sédiments fins pourraient être déterminante de la sélection des sites. Dans la première frayère à l'étude (Les Étangs), la quantité de sédiments fins était significativement plus élevée dans les sites non-sélectionnés alors que l'on observait une tendance similaire pour la seconde frayère (Dickerman). Un substrat imperméable ne laisse pas remonter l'eau de la nappe phréatique vers la surface. Par cette action, les sédiments fins peuvent créer une barrière limitant les échanges entre l'eau de surface et l'eau souterraine (Geist, 2000; Soulsby *et al.*, 2001). Ceci pourrait influencer indirectement la sélection des sites de fraye, en diminuant la perméabilité du substrat et du même coup, les aires de résurgence. D'après Peterson (1978), une proportion de sable supérieure à 20 % diminue grandement la perméabilité du substrat des nids de saumon de l'Atlantique. Or, dans notre étude, les proportions de sédiments fins n'étaient jamais inférieures à 20 %. Un débit de résurgence constant pourrait cependant être suffisant pour empêcher la re-déposition des particules fines qu'avaient soulevées les géniteurs lors de la construction du nid. Dans l'optique où les ombles de fontaine choisissent des zones de résurgence, la modification de la proportion des sédiments fins dans le gravier des nids pourrait être attribuable à l'action nettoyante des résurgences.

En présence de résurgences, les variables liées au substrat ne semblent donc pas être déterminantes dans la sélection de sites. Webster et Eiriksdottir (1976) ont souligné que les ombles de fontaine sont davantage influencés par la présence de résurgences que par la composition du substrat. Des géniteurs ont d'ailleurs été observés frayant sur des

substrats atypiques (débris, copeaux de bois, sable) à l'intérieure de zones de résurgence (Fraser, 1982). Ces études n'étaient cependant pas conçues pour discriminer l'effet des résurgences, de l'effet du substrat. Notre étude met donc en lumière la prépondérance des résurgences sur l'effet du substrat, pour la sélection des sites de fraye de l'omble de fontaine.

Les effets significatifs du facteur temps dans les analyses statistiques sont le reflet de variations saisonnières des paramètres en cause et donc n'ont pas été considérés comme déterminant de la sélection des sites de fraye.

Déterminants de l'éclosion des œufs et de l'émergence des larves

Pour les deux frayères, l'analyse de variance à deux facteurs (site et substrat) a démontré clairement que l'incubation des œufs et l'émergence des larves sont reliés au choix du site et non au substrat d'incubation (sélectionné vs non-sélectionné). Dans la première frayère, les sites sélectionnés ont affiché des succès d'éclosion et d'émergence significativement supérieurs à ceux des sites non-sélectionnés. La deuxième frayère a démontré de façon encore plus drastique la prépondérance de l'effet du site sur l'effet du substrat. Les succès d'éclosion et d'émergence ont été près de six fois plus élevés dans les sites sélectionnés que dans les sites non-sélectionnés, en dépit du fait que la charge sédimentaire était plus importante dans cette frayère et qu'il y avait très peu de différence au niveau des caractéristiques du substrat des sites sélectionnés et non-sélectionnés. Les résurgences, qui était la variable prédominante entre les sites sélectionnés et non-sélectionnés, empêcheraient les sédiments fins de s'accumuler sur les œufs jusqu'à l'émergence. Le mouvement de l'eau de résurgence débarrasserait également les œufs des

déchets métaboliques de l'environnement d'incubation (Coble, 1961; Sowden et Power, 1985; Chapman 1988, Curry *et al.*, 1995).

Bien que la proportion de particules fines ($< 1\text{mm}^2$) était plus élevée dans les sites non-sélectionnés que dans les sites sélectionnés de la première frayère, nous n'avons observé aucune différence significative dans les succès d'éclosion et d'émergence, entre le substrat des sites sélectionnés et des sites non-sélectionnés. La seule différence significative a été observée entre le témoin (Astroturf™) et le substrat sélectionné. Dans la deuxième frayère, les comparaisons multiples de Tukey ont également démontré que les différences au sein du substrat se situent seulement entre le témoin vs les substrats sélectionnés et non-sélectionnés. Pour l'ensemble de l'étude, on ne dénote aucune différence significative pour les succès d'éclosion et d'émergence entre les substrats sélectionnés et non-sélectionnés. Les différences observées entre le témoin et les différents substrats témoignent des effets négatifs que peut avoir un substrat possédant une forte charge sédimentaire sur l'incubation et l'émergence, en augmentant le colmatage des œufs tout en diminuant la circulation de l'eau dans l'environnement d'incubation. La présence de résurgences d'eau souterraine viendrait donc atténuer les effets que la composition du substrat pourrait avoir en absence de résurgence. Ceci est en accord avec l'étude de Sowden et Power (1985), qui suggère que la survie d'embryons de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) était fortement liée au contenu en oxygène dissous et la vitesse des eaux souterraines dans les nids. La concentration en oxygène dissous n'était pas reliée à la composition du substrat et ne comptait que pour une faible proportion de la variance des vitesses des résurgences dans les nids (Sowden & Power,

1985). L'étude de Bernier-Bourgault & Magnan (2001) suggère que les succès d'éclosion et d'émergence étaient reliés principalement au substrat d'incubation et à la vitesse de l'eau de surface comparativement aux autres caractéristiques des sites. Cependant, cette frayère avait été aménagée et ne présentait pas de résurgences d'eau souterraine. Globalement, les fondements de l'aménagement basés sur les caractéristiques du substrat ne semblent pas s'appliquer lorsqu'on observe des résurgences d'eau souterraine au sein des frayères à omble de fontaine.

Pour les deux frayères à l'étude, nous avons observé que la température de l'eau interstitielle était généralement plus élevée que l'eau de surface durant la période d'incubation pour ensuite devenir plus froide durant la période d'émergence. L'écoulement d'eau souterraine lors de la période d'incubation des œufs d'omble de fontaine (novembre à avril) pourrait donc jouer un rôle régulateur important en protégeant les nids contre les variations de température des eaux de surface et de la glace (Fraser, 1985 ; Gunn, 1986; Curry *et al.*, 1995).

Conclusions

Cette étude a permis de discriminer les effets des résurgences et des caractéristiques du substrat sur la sélection des sites et les succès d'éclosion et d'émergence de l'omble de fontaine dans des habitats naturels. Dans une perspective d'aménagement, la recherche et la valorisation de zones de résurgences devraient être considérées avant même la planification de travaux d'aménagement reliés à la modification du substrat contenu dans le lit des aires de reproduction. De plus, la

considération des processus de recharge et de décharge de la nappe phréatique devrait être prise en compte sur l'ensemble du bassin versant des zones concernées par de tels travaux d'aménagement.

Références bibliographiques

- Adams, J.N & R.L. Beschta. 1980. Gravel bed composition in Oregon coastal streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37 : 1514-1521.
- Baril, M. 1999. Écologie et comportement reproducteur de l'omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis*, dans une frayère aménagée. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières. 51 pp.
- Baril, M. & P. Magnan. 2002. Seasonal timing and diel activity of lacustrine brook charr, *Salvelinus fontinalis*, spawning in a lake outlet. Env. Bio. Fish. 64 : 175-181.
- Baxter, C.V. & F.R. Hauer. 2000. Geomorphology, hyporheic exchange, and selection of spawning habitat by bull trout (*Salvelinus confluentus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 : 1470-1481.
- Bernier-Bourgault, I. 2000. Facteurs déterminant la sélection d'un site de fraye ainsi que les succès d'éclosion et d'émergence chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans une frayère aménagée. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières. 67 pp.
- Bernier-Bourgault, I. & P. Magnan. 2002. Factors affecting redd site selection, hatching, and emergence of brook charr, *Salvelinus fontinalis*, in an artificially enhanced site. Env. Bio. Fish. 64 : 333-341.
- Bernier-Bourgault, I., F. Guillemette, C. Vallée & P. Magnan 2004. A new incubator for salmonid egg incubation and collection of emergent larvae N. Amer. J. Fish. Man. (accepted for publication).

- Blanchfield, P.J. & M.S. Ridgway. 1997. Reproductive timing and use of redd sites by lake-spawning brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 747-756.
- Bjornn, T.C. & D.W. Reiser. 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. In : Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. Am. Fish. Soc. Special publication. 19 : 83-138.
- Chapman, D.W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. Trans. Am. Fish. Soc. 117: 1-21.
- Coble, D.W. 1961. Influence of water exchange and dissolved oxygen in redds on survival of steelhead trout embryos. Trans. Am. Fish. Soc. 90 : 469-474.
- Curry, R.A. & D.L.G. Noakes. 1995. Groundwater and the selection of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 1733-1740.
- Curry, R.A., D.L.G. Noakes & G.E. Morgan. 1995. Groundwater and the incubation and emergence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 1741-1749.
- Fraser, J.M. 1982. An atypical brook charr (*Salvelinus fontinalis*) spawning area. Env. Biol. Fish. 7: 385-388.
- Fraser, J.M. 1985. Shoal spawning of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in a precambrian shield lake. Nat. can. 112: 163-174.
- Geist, D.R. 2000. Hyporheic discharge of river water into fall chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) spawning areas in the Hanford Reach, Columbia River. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 : 1647-1656.
- Gunn, J.M. 1986. Behaviour and ecology of salmonid fishes exposed to episodic pH depressions. Env. Bio. Fish. 17: 241-252.
- Lachance, S., P. Bérubé, & M. Lemieux. 2000. In situ survival and growth of three brook trout strains, *Salvelinus fontinalis*, subjected to acid conditions of anthropogenic origin at the egg and fingerling stages. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1562-1573.
- Lee, D.R. & J.A. Cherry. 1978. A field exercise on groundwater flow using seepage meters and mini-piezometers. J. Geol. Ed. 27: 6-10.
- Lotspeich, F.B. & F.H. Everest. 1981. A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel. U.S. For. Serv. Res. Note PWN-369.

- Peterson, R.H. 1978. Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravel in some New Brunswick streams. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep.: 1-13.
- Piper, R.G., I.B. McElwain, L.E. Orme, J.P. McCraren, L.G. Flower & J.R. Leonard. 1982. Fish hatchery management. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington. 517 pp.
- Power, G. 1980. The brook charr *Salvelinus fontinalis* in Charrs : Salmonids fishes of the genus *Salvelinus*. Edited by E.K. Balon. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, Netherlands. pp. 141-203.
- Quinn, N.W.S. 1995. General features of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) spawning sites in lakes in Algonquin Provincial Park, Ontario. Can Field Nat. 109 :205-209.
- Reiser, D.W. & T.A. Wesche. 1977. Determination of physical and hydraulic preferences of brown and brook trout in the selection of spawning locations. In Water Research Series No. 64 Water Resources Research Institute, University of Wyoming, Laramie Wyo.
- Smith, A.K. 1973. Development and application of spawning velocity and depth criteria for Oregon Salmonids. Trans. Amer. Fish. Soc. 102: 312-316.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1981. Biometry. 2nd ed. Freeman and company, San Francisco, CA. 859p.
- Soulsby, C., A.F. Youngson, H.J. Moir. & Malcom, I.A. 2001. Fine sediment influence on salmonid habitat in a lowland agricultural stream : a preliminary assessment. Science of the Total Environment 265 : 295-307.
- Sowden, T.K. & G. Power. 1985. Prediction of rainbow trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrates. Trans. Am. Fish. Soc. 114: 804-812.
- Thibodeaux, L.J. & J.D. Boyle. 1987. Bedform-generated connective transport in bottom sediment. Nature 325 :341-343.
- Webster, D.A. & G. Eiríksdóttir. 1976. Upwelling water as a factor influencing choice of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Trans. Am. Fish. Soc. 105: 416-421.
- Witzel, L.D. & H.R. MacCrimmon. 1983. Redd-site selection by brook trout and brown trout in southwestern Ontario streams. Trans. Am. Fish. Soc. 112: 760-771.

Young, M.K., W.A. Hubert & T.A. Wesche. 1990. Substrate alteration by spawning brook trout in a southeastern Wyoming stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 118: 379-385.

CHAPITRE II

REDD SITE SELECTION IN BROOK CHARR *Salvelinus fontinalis* (MITCHILL) AND ASSOCIATED REPRODUCTIVE SUCCESS IN TWO NATURAL STREAMS¹

Charles Vallée & Pierre Magnan

Département de chimie-biologie

Université du Québec à Trois-Rivières

C.P. 500, Trois-Rivières, Québec G9A 5H7, Canada

Pierre_Magnan@uqtr.ca

1 : Contribution to the Brook Trout Foundation, Centre for Research and Education

Abstract. The objectives of this study were (i) to determine the relative contribution of substrate characteristics and hydrologic and physico-chemical variables to small-scale redd site selection by brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), and (ii) to determine if reproductive success (hatching and emergence) is improved in selected sites compared to non-selected sites. During fall 2001 and 2002, we incubated eggs in a series of sites selected and not selected by individuals spawning in two natural lake outlets. Our results showed that fine particles tended to be less abundant and that groundwater flow was significantly higher in selected than in non-selected sites. Temperature, oxygen concentration, and conductivity of interstitial and surface water were significantly different at both study sites, indicating that waters exiting the aquifer system originated from groundwater sources. Hatching and emergence success were significantly higher in selected compared to non-selected sites. Our results indicate that groundwater flow is the main determinant of small-scale redd selection in brook charr and that selected sites improve hatching and emerging success when compared to non-selected sites. In the presence of groundwater sources, substrate characteristics do not seem to be an important determinant in the selection of a spawning site or on the hatching and emergence success of individuals.

INTRODUCTION

Different observations suggest that salmonids actively select their spawning sites in streams and that suitable areas are a limiting resource in natural habitats. Individuals are never evenly- but rather patchily-distributed in the stream beds, indicating that some habitats are preferred over others. Second, redd reuse and superimposition were observed in salmonids and could be due to a limitation of suitable sites (McNeil, 1967, Blanchfield & Ridgway, 1997). Furthermore, Blanchfield & Ridgway (1997) observed that spawning females were readily replaced when experimentally removed from their redd, suggesting that redd sites are a limiting resource. Substrate characteristics and the presence of groundwater seepage are among the most frequently reported factors influencing redd site selection in salmonids, and more specifically in brook charr *Salvelinus fontinalis* (Mitchill).

Many studies have shown that the presence of groundwater sources influences redd site selection by brook charr (Webster & Eiricksdottir, 1976; Fraser 1982, 1985; Witzel & MacCrimmon, 1983a; Snucins *et al.*, 1992; Curry & Noakes, 1995; Blanchfield & Ridgway, 1997; Essington *et al.*, 1998). Circulation of groundwater in the substrate would stabilize the thermal, chemical, and hydrologic properties of the redd (Gunn, 1986; Snucins *et al.*, 1992; Curry *et al.*, 1995). It would also carry oxygen to embryos and metabolic wastes away from them (Sowden & Power, 1985). In streams, these functions could be carried out by water currents in the substrate (Stuart, 1953). In an artificially enhanced spawning ground in a lake outlet, Bernier-Bourgeault & Magnan (2002) found

that the mean surface water velocity was significantly higher in sites selected by brook charr than in non-selected sites.

Curry & Noakes (1995) reported that discharging groundwater may influence brook charr homing to spawning areas in lakes and creeks of the Canadian Shield, but that it does not influence the selection of individual redd sites, suggesting that factors other than groundwater seepage may affect the small-scale redd site selection in salmonids. The availability of suitable substrate could also influence redd site selection and spawning success of brook charr. Although gravel is the most suitable substrate, brook charr have been observed spawning on atypical substrates when groundwater flow is present (Fraser, 1982). However, a large proportion of fine sediments in the substrate reduces the inflow of oxygenated water to embryos (Witzel & MacCrimmon, 1983b; Chapman, 1988). Finally, groundwater seepage could also create chemical and thermal gradients that could be detected by salmonids like brook charr (Webster & Eiriksdottir, 1976).

Few studies have attempted to determine the relative contribution of groundwater seepage, substrate, and physico-chemical characteristics to small-scale redd site selection in salmonids or to determine if selected sites improve reproductive success (hatching and emergence success) compared to non-selected sites. The objectives of this study were thus to determine (i) the relative contribution of substrate characteristics as well as hydrologic and physico-chemical variables to small-scale redd site selection in brook charr and (ii) if reproductive success (hatching and emergence) is improved on selected

compared to non-selected sites. A better knowledge of the relative contribution of these factors is important for both understanding the selective pressures that drive the evolution of stream salmonids and for allowing more specific management practices for spawning grounds enhancement.

MATERIALS AND METHODS

STUDY SITE

The study was done in two natural spawning grounds, the outlet of lake Les Étangs (hereafter called Les Étangs), 52 km northwest of Baie Saint-Paul (Quebec) Canada (47°29'33"N, 70°44'46"W), in 2001-2002 and the outlet of lake Lafond, Dickerman sector (hereafter called Dickerman), Réserve Mastigouche, 32 km north of Saint-Alexis-des-Monts (Quebec) Canada (46°43'50"N, 73°18'45"W), in 2002-2003.

EXPERIMENTAL DESIGN

During the spawning period (2002 for Les Étangs and 2003 for Dickerman), we incubated eggs at eight sites selected by spawning individuals and eight other sites that had not been selected. A selected site was retained when two or more individuals held their position over a redd. The non-selected sites were situated within 3 m of each selected redd and were judged visually to have depths and substrate compositions similar to the selected sites. No spawning fish or redds were observed on the non-selected sites during the spawning period. Each pair of selected and non-selected sites was considered as a station. On each site, 100 eggs were incubated in (i) AstroturfTM, (ii) selected

substrate collected at the station, and (iii) non-selected substrate collected at the same station. This design allowed us to isolate the contribution of substrate from the hydrological variables. Astroturf™ is an artificial substrate that has been used to maximize egg survival (Lachance *et al.*, 2000).

EGG INCUBATION

The incubators used in our experiments are described in Bernier-Bourgault *et al.* (2004). The incubators are cylindrical (12.3 cm high x 8.1 cm diameter) and made of a PVC grid (slots of 20 mm x 1.5 mm) that allows water to flow through from all directions. To catch the emergent larvae, a fry trap was set on the top of each incubator. The PVC traps (10.0 cm height x 8.1 cm diameter) were fixed over the incubator with a coupler. A funnel inside the trap guides the emergent larvae into the fry trap. In the laboratory, the egg-to-emergence success was comparable in Astroturf™ alone (75.1%) and in the incubators with Astroturf™ (72.9%) (Bernier-Bourgault *et al.*, 2004). Due to the experimental nature of our study, we assumed that any bias related to these incubators would be the same on the response variables between selected and non-selected sites.

In both years, ripe individuals were captured with a seine (10 m x 1.5 m x 1 cm) near the experimental area. Males and females were kept in separate enclosures until artificial fertilization using the dry method (Piper *et al.*, 1982). The incubators were inserted into the ground to a depth of ~ 15 cm in a hole that had been dug with a small shovel. The removed substrate was used as the incubation substrate in the incubators. The eggs were incubated on 11 October 2001 and 15 October 2002 and the incubators were removed on 4 June 2002 and 16 May 2003. Hatching success was estimated by comparing the number

of eggs incubated with the number of live eggs found in the incubators and the number of larvae found in the emergence trap (percent hatching) at the end of the experiment. Similarly, the emergence success was estimated from the number of larvae found in the emergence trap (percent emergence).

WATER PHYSICO-CHEMISTRY

Temperature ($^{\circ}\text{C}$), dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), and conductivity ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) in surface and interstitial water were measured during the incubation and emergence periods on both sites: 24 October, 2, 9, 28 November 2001, and 31 May 2002 in Les Etangs and 1, 14, 28 November 2002, and 8 and 15 May 2003 in Dickerman. The water was sampled with a Hydrolab® 4a multifunction probe. For interstitial water measurement, the Hydrolab probe was placed in a Teflon pipe with a pointed and perforated end that allowed water to enter (Guillemette, 2001). Teflon is an inert material and does not influence oxygen measurements. The pipe was inserted to a depth of 5 to 15 cm into the substrate, the depth at which eggs were incubated. The interstitial water was hand pumped into the pipe to assure that the water close to the probe was coming from the desired depth and not from surface water.

HYDROLOGICAL CHARACTERISTICS

Surface water velocity and depth were measured at each site with a Price-type mini current meter (model 1205) and a rule respectively. The groundwater flow was measured with two mini-piezometers inserted at each site amid the three incubators. The mini-

piezometers consisted of slotted polyethylene tubes (10 cm long, 9.6 mm o.d., 6.4 mm i.d.) wrapped with 1 mm nitex screen to prevent infiltration of fine particles (Curry & Noakes, 1995). The mini-piezometers were inserted into the substrate following the procedure described by Lee & Cherry (1978) to sample water between 5 and 15 cm in the sediment (depth at which eggs were incubated). The groundwater flow was calculated using Darcy's formula, following Lee & Cherry (1978):

$$Q = A \frac{dh}{dl} K_h$$

where Q is the flux of groundwater ($\text{cm}^3 \text{ s}^{-1}$), A the area through which flow occurs (cm^2), dh/dl the hydraulic gradient (unitless), and K_h the hydraulic conductivity of the substrate ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$).

SUBSTRATE ANALYSIS

At each site, the substrate was sampled in a homogeneous section using a 15 cm diameter x 50 cm length McNeil sampler (McNeil & Ahnell, 1960). Three sieves with mesh sizes of 1 cm, 500 μm , and 100 μm were superimposed at one end of the tube. The sampling occurred in a homogeneous section of each site. In sites selected by spawning individuals, samples were taken in or beside the redd, but not in the egg pocket. After processing the dry samples through a stack of 25, 16, 8, 4, 2, and $< 1 \text{ mm}^2$ of sieves, the proportion (%) of each particle size class was estimated by weight ($\pm 0.1 \text{ g}$). The geometric mean diameter of particles (D_g) was calculated following Lotspeich & Everest (1981) as:

$$Dg = (d_1^{w_1} \times d_2^{w_2} \times \dots d_n^{w_n})$$

where d_n is the median diameter of particles retained by the n^{th} sieve and W_n is the decimal fraction of particle weight retained by the n^{th} sieve. Particles that had accumulated in Astroturf™ by the end of the emergence period were dried and weighed (± 0.1 g) to estimate sediment loading during the experiment.

STATISTICAL ANALYSES

The mean proportion of particles in each size class, geometric particle diameter, and particle loading in the Astroturf™ were compared between selected and non-selected sites with a Student *t*-test or a Mann-Whitney *U*-test, depending on the homogeneity of variances. The water depth, surface water velocity, and groundwater flow were compared between selected and non-selected sites (Site effect) and among sampling periods (Time effect) with two-ways analysis of variance (Sokal & Rohlf, 1981). Mean dissolved oxygen, temperature, and conductivity were compared between interstitial and surface water (Strata effect), between selected and non-selected sites (Site effect), and among sampling periods (Time effect) with a three-way analysis of variance followed by a Tukey multiple sample comparison tests. The effects of substrates (Astroturf™, selected, and non-selected substrates) and sites (selected and non-selected) on hatching and emergence success were investigated with a two-way analysis of variance followed by a Tukey multiple sample comparison test. The homogeneity of variances was tested with

the $F_{\max}$ -test (Sokal & Rohlf, 1981). All statistical analysis were performed with SYSTAT software (version 8.0).

RESULTS

HYDROLOGICAL AND SUBSTRATE CHARACTERISTICS

Les Étangs spawning ground

No significant differences were observed in the mean geometric particle diameter (Dg) between selected and non-selected sites on the Les Étangs spawning ground ($t = 1.24$, $p > 0.05$; Table 2.1). Particles $< 1\text{mm}$ were significantly more abundant in non-selected than in selected sites ($U = 51.00$, $p < 0.05$; Figure 2.1). In contrast, particles 1 to 1.99 mm, 2 to 3.99 mm, and 4 to 7.99 were significantly more abundant in selected than in non-selected sites (1-1.99 mm: $U = 9.00$, $p < 0.05$; 2-3.99 mm: $U = 7.00$, $p < 0.01$; 4-7.99 mm: $U = 7.00$, $p < 0.01$; 8-15.99 mm: $U = 16.00$, $p > 0.05$; 16-24.99 mm: $U = 16.00$, $p > 0.05$; $> 25\text{mm}$: $U = 38.00$, $p > 0.05$; Figure 2.1). The mean water depth was significantly higher in non-selected sites than in selected sites and varied among sampling dates (Site: $F = 9.447$, $p < 0.01$; Time: $F = 81.742$, $p < 0.01$; Site x Time: $F = 0.423$, $p > 0.05$; Table 2.2). The mean surface water velocity showed no significant difference between selected and non-selected sites but varied significantly among sampling dates (Site: $F = 0.160$, $p > 0.05$; Time: $F = 81.742$, $p < 0.01$; Site x Time: $F = 0.423$, $p > 0.05$). The mean groundwater flow was significantly higher in selected than in non-selected

sites and varied significantly among sampling dates (Site: $F = 10.157$, $p < 0.01$; Time: $F = 4.077$, $p < 0.01$; Site x Time: $F = 0.308$, $p > 0.05$; Table 2.2).

Dickerman spawning ground

No significant differences was observed in the mean geometric particle diameter (Dg) between selected and non-selected sites on the Dickerman spawning ground ($t = 0.35$, $p > 0.05$; Table 2.1). Only particles from 1 to 1.99 mm were significantly more abundant in selected than in non-selected sites ($< 1\text{mm}$: $t = 1.80$, $p > 0.05$; 1-1.99 mm: $t = 2.49$, $p < 0.05$; 2-3.99 mm: $t = 1.50$, $p > 0.05$; 4-7.99 mm: $t = 1.01$, $p > 0.05$; 8-15.99 mm: $t = 0.620$, $p > 0.05$; 16-24.99 mm: $t = 0.752$, $p > 0.05$; $> 25\text{mm}$: insufficient data for test; Figure 2.1). The mean water depth showed no significant difference between selected and non-selected sites and did not vary significantly among the sampling dates (Site: $F = 1.069$, $p > 0.05$; Time: $F = 0.190$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 0.119$, $p > 0.05$). In contrast, the mean surface water velocity was significantly higher in non-selected sites than in selected sites but did not vary among the sampling dates (Site: $F = 4.697$, $p < 0.05$; Time: $F = 0.615$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 0.004$, $p > 0.05$; Table 2.2). The mean groundwater flow was significantly higher in selected sites than in non-selected sites and did not vary among the sampling dates (Site: $F = 19.959$, $p < 0.001$; Time: $F = 0.858$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 0.125$, $p > 0.05$; Table 2.2).

PHYSICO-CHEMISTRY

Les Étangs spawning ground

The three-way ANOVA showed that Strata, Time, and Strata x Time effects were significant on water temperature (Strata: $F = 4.349$, $p < 0.05$; Time: $F = 4595.531$, $p < 0.001$; Site: $F = 1.602$, $p > 0.05$; Strata x Time: $F = 14.605$, $p < 0.001$; Strata x Site: $F = 0.547$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 1.356$, $p > 0.05$; Tukey comparison test: $p < 0.05$; Figure 2.2). The significant interaction between Strata and Time indicates that the differences between surface and interstitial water temperatures were not in the same direction among sampling dates. This means that interstitial water temperatures were colder than surface temperatures on 24 October 2001, 28 November 2001, and 31 May 2002 but warmer on 2 and 9 November 2001 (Figure 2.2).

The three-way ANOVA revealed significant effects of Strata, Site, and Strata x Time on dissolved oxygen (Strata: $F = 26.938$, $p < 0.001$; Time: $F = 1.852$, $p > 0.05$; Site: $F = 14.446$, $p < 0.001$; Strata x Time: $F = 2.470$, $p < 0.05$; Strata x Site: $F = 1.619$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 1.528$, $p > 0.05$; Tukey comparison test: $p < 0.05$; mean $\pm$ SD; Strata: surface: $11.21 \pm 1.64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; interstitial: $9.60 \pm 2.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; Site: selected: $10.97 \pm 2.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, non-selected: $9.83 \pm 1.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The significant interaction between Strata and Time indicates that the differences between surface and interstitial oxygen concentrations were not in the same direction among sampling dates: surface dissolved oxygen concentrations were significantly higher than interstitial zones on 9 and 28 November 2001 and 31 May 2002 but were not significantly different on 24 October and 2 November 2001 (Figure 2.3).

The three-way ANOVA only revealed a significant effect of Strata on water conductivity, which was higher in interstitial than in surface water (Strata: $F = 31.643$, $p < 0.001$; Time: $F = 0.273$, $p > 0.05$; Site: $F = 0.741$, $p > 0.05$; Strata x Site: $F = 0.986$, $p > 0.05$; Strata x Time: $F = 0.127$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 0.064$, $p > 0.05$; mean $\pm$ SD: surface $\pm$ SD: $0.012 \pm 0.001 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, interstitial $\pm$ SD: $0.026 \pm 0.019 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Dickerman spawning ground

The three-way ANOVA showed that Strata, Time, Strata x Site, and Site x Time effects were significant on water temperature (Strata: $F = 54.907$, $p < 0.001$; Time: $F = 1083.623$, $p < 0.001$; Site: $F = 2.151$, $p > 0.05$; Strata x Time: $F = 57.579$, $p < 0.001$; Strata x Site: $F = 3.289$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 2.548$, $p < 0.05$; Tukey comparison test: $p < 0.05$). The mean interstitial temperatures measured on the first three sampling dates were warmer than the mean surface temperature but colder than those measured on the two last sampling dates (Figure 2.2).

The three-way ANOVA only revealed significant effects of Strata and Time on dissolved oxygen (Strata: $F = 27.876$, $p < 0.001$; Time: $F = 30.136$, $p < 0.001$; Site: $F = 2.708$, $p > 0.05$; Strata x Site: $F = 2.690$, $p > 0.05$; Strata x Time: $F = 1.888$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 1.379$, $p > 0.05$; Tukey comparison test: $p < 0.05$). For most sampling dates, dissolved oxygen was significantly higher in the surface than interstitial strata (Figure 2.3).

The three-way ANOVA revealed a significant effect of Strata and Time on conductivity (Strata: $F = 50.093$, $p < 0.001$; Time: $F = 84.924$, $p < 0.001$; Site: $F = 0.204$,

$p > 0.05$; Strata x Time: $F = 1.888$, $p > 0.05$; Strata x Site: $F = 2.690$, $p > 0.05$; Site x Time: $F = 4.673$, $p < 0.01$; Tukey multiple comparison: $p < 0.05$; Figure 2). Water conductivity was always higher in interstitial than in surface water and varied among sampling dates (Figure 2.4).

EFFECTS OF SITE AND SUBSTRATE ON HATCHING AND EMERGENCE SUCCESS

Les Étangs spawning ground

The two-way ANOVA revealed significant effects of Site and Substrate on hatching success (Site: $F = 4.486$, $p < 0.05$; Substrate: $F = 5.957$, $p < 0.01$; Site x Substrate: $F = 2.609$, $p > 0.05$). The two-way ANOVA also revealed significant effects of Site and Substrate on emergence success (Site: $F = 4.132$, $p < 0.05$; Substrate: $F = 5.620$, $p < 0.01$; Site x Substrate: $F = 1.879$, $p > 0.05$). Hatching and emergence success were significantly higher in selected than in non-selected sites (Tables 2.3). Furthermore, hatching and emergence success were significantly higher in Astroturf™ than in selected and non-selected substrates (Table 2.3). No significant differences were observed in the particle loading in the Astroturf™ between selected and non-selected sites ($t = 0.84$, $p > 0.05$; Table 2.1).

Dickerman spawning ground

The two-way ANOVA revealed significant effects of Site, Substrate, and Site x Substrate on the hatching success (Site: $F = 19.711$, $p < 0.001$; Substrate: $F = 11.396$, $p < 0.001$; Site x Substrate: $F = 5.572$, $p < 0.01$). The two-way ANOVA also revealed

significant effects of Site, Substrate, and Site x Substrate on the emergence success (Site: $F = 20.975$, $p < 0.001$; Substrate: $F = 12.384$, $p < 0.001$; Site x Substrate: $F = 6.551$, $p < 0.01$). Hatching and emergence success were significantly higher in selected than non-selected sites (Table 2.3). Furthermore, hatching and emergence success were highest in AstroTurf™, intermediate in the selected substrate, and lowest in the non-selected substrate (Table 2.3). The mean particle loading in the AstroTurf™ was significantly higher in selected than in non-selected sites ($t = 3.71$, $p < 0.05$; Table 2.1).

DISCUSSION

This study was designed to determine the relative contribution of substrate characteristics, hydrological factors, and physico-chemistry on small-scale redd site selection in a salmonid species and to test if selected sites improve the fitness of individuals through higher hatching and emergence success. Our results showed that fine particles tended to be less abundant and that groundwater flow was significantly higher in selected than in non-selected sites. Concurrently, hatching and emergence success were significantly higher in selected than in non-selected sites.

VARIABLES INFLUENCING SPAWNING SITE SELECTION

Reproducing individuals selected sites characterized by higher groundwater flow when compared to the non-selected sites at both spawning grounds. Previous studies have shown that many salmonid species actively select zones with groundwater sources when establishing spawning sites (Webster & Eiriksdottir, 1976; Bjornn & Reiser, 1991; Curry

& Noakes, 1995; Blanchfield & Ridgway, 1997; Baxter & Hauer, 2000). Groundwater flow forms hydrological gradients that may be detected by reproducing individuals when selecting a spawning site.

Different results suggest that the origin of the waters exiting the aquifer system is of groundwater (exfiltration process) rather than surface (convection process) origin. Typical convection processes require a minimal surface water velocity that allows water infiltration towards interstitial zones (Thibodeaux & Boyle, 1987). The water velocity at the two study sites was very low, frequently below the detection threshold of the current meter. Witzel & MacCrimmon (1983a) suggested that in the presence of groundwater sources, water velocity generally not exceed $0.42 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Our study sites exhibited mean water velocity below $0.20 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

The temperature was significantly different between surface and interstitial water at the two study sites, also suggesting that interstitial water originated from an alternate source. During the spawning period, the surface waters were warmer than water exiting from the interstitial zone, creating an observable difference in water density above the selected sites (blurring water; C. Vallée, personal observation). The oxygen concentration was significantly higher in surface than interstitial water at the two study sites. Intragravel dissolved oxygen concentrations are affected by many factors, such as water temperature, surface and intragravel water exchange, water velocity in the redd, permeability of the substrate, and oxygen demand by organic material decomposition in the redd (Bjornn & Reiser, 1991). Finally, the conductivity was higher in the interstitial than in the surface

water at the two study sites. Groundwater of the Canadian Shield is characterized by high conductivities (Freeze & Cherry, 1979). The ionic charges in groundwater are influenced by underground substrate and residence time of water in the groundwater zone (Quinn, 1995). Such gradients in temperature and oxygen between surface and interstitial water could be detected by reproducing individuals when selecting their spawning sites.

Although differences were found in the temperature, oxygen concentration, and conductivity of interstitial and surface water, no consistent differences were observed between selected and non-selected sites for these parameters. The absence of differences in physico-chemical characteristics between the selected and non-selected sites could be explained by the presence of groundwater sources also at the non-selected sites. However, differences in groundwater flow, which were significantly higher in selected than in non-selected sites, might increase the “apparent” physico-chemical gradient of selected sites for individuals. These gradients would thus be a direct function of groundwater flow rate and the level of mixing with the surface waters.

The single consistent difference in substrate characteristics between selected and non-selected sites was the proportion fine particles, which tended to be less abundant in the selected sites (significant only at the *Les Étangs* spawning site). A constant groundwater flow could be sufficient to prevent the accumulation fine particles in selected sites. However, in the presence of groundwater sources, the substrate characteristics do not seem to be determinant in the selection of a spawning area. Webster & Eiríksdóttir (1976) described how brook charr seem more influenced by the presence

of groundwater sources than by the substrate composition. Brook charr have also been observed spawning on atypical substrates (i.e., debris, wood chips, sand) within groundwater sources (Fraser, 1982). However, these studies were not designed to discriminate hydrologic from substrate effects. Here, we identify the greater importance of groundwater sources compared to substrate characteristics for spawning site selection by brook charr. Although the substrate characteristics of the first study site (Les Étang) could be considered as “typical” for brook charr spawning (see Lotspeich & Everest 1981 and Snucins *et al.* 1992), that of the second site (Dickerman) was very sandy.

Finally, water depth did not seem to influence the spawning site selection in our study sites, although the non-selected sites of Les Étang were slightly, but significantly, deeper than the selected sites. Previous studies did not find any difference in water depth between selected and non-selected sites (Bernier-Bourgault & Magnan 2002). Smith (1973) suggested that a minimum depth of 0.09 m is required for brook charr spawning.

DETERMINANTS OF HATCHING AND EMERGENCE SUCCESS

Hatching and emergence success were significantly higher in selected than in non-selected sites at both study sites when the incubation substrate was accounted for in the statistical analyses. As we found no significant difference in the hatching and emergence success between selected and non-selected incubation substrates or significant Site x Substrate interactions, Site was determined to be the main effect explaining hatching and emergence success. Higher groundwater flow was the main characteristic of selected sites when compared to non-selected sites in our study. In addition to improved egg

oxygenation, groundwater flow is believed to rid metabolic wastes from the incubation environment (Coble, 1961; Sowden & Power, 1985; Chapman 1988, Curry *et al.*, 1995). The results of the present study are in agreement with those of Sowden & Power (1985), who showed that the survival of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* was strongly correlated to dissolved oxygen content and the underground water velocity in the redd.

Astroturf™ was used as an incubation substrate in our experiment to investigate the role hydrological factors on hatching and emergence success and to quantify the sediment loading by fine particles. The hatching and emergence success were always highest in the Astroturf™ compared with selected (Les Étangs) and non-selected (Dickerman) substrates, and were never significantly different between selected and non-selected sites. These results exemplify the negative effect that natural substrate, and especially fine sediments, can have on developmental processes. The accumulation of fine particles in the substrate inhibits the movement of groundwater towards the surface, thus creating a barrier to the exchanges between groundwater and surface water (Geist, 2000; Soulsby *et al.*, 2001). Peterson (1978) observed that a sand proportion higher than 20% greatly reduced the substrate permeability of Atlantic salmon *Salmo salar* (Linné) redds. The proportion of fine sediments was much higher than this value in the substrate of non-selected sites.

It is difficult to explain the higher sediment loading in selected than in the non-selected sites, especially in the second study site (Dickerman). It is possible that the higher groundwater flow in selected sites carried more fine sediments from the interstitial

zone into the incubators. However, despite the tremendous amount of sediment accumulated in the incubators of selected sites containing the Astroturf™, the hatching and emergence success were significantly higher than those in non-selected sites. This emphasized the role of groundwater flow in preventing eggs and embryos from being buried by the sediments and cut off from the external environment (e.g., water and oxygen).

Interstitial water temperature could be another factor explaining the higher hatching and emergence success in selected sites. At the two studies sites, the average interstitial water temperatures were warmer than the surface temperatures during the incubation period but colder during the emergence period. Groundwater flow during egg incubation (from November to April) plays a crucial regulatory role in brook charr by protecting the redds against cold surface waters and ice (Fraser, 1985; Gunn, 1986; Curry *et al.*, 1995). The higher groundwater flow observed in selected sites might have increased the circulation of warmer water into the incubator and thus improved hatching and emergence success.

CONCLUSIONS

This study shows the importance of groundwater flow on small-scale redd site selection of brook charr, and that selected sites exhibited improved hatching and emergence success. These results are different from those that Bernier-Bourgault & Magnan (2002) obtained in an artificially enhanced site using a similar experimental design. This artificial habitat consisted of a new outlet connecting to the original one and

thus did not have groundwater flow. Bernier-Bourgault & Magnan (2002) found that redd site selection was related to surface water velocity and substrate characteristics while hatching and emergence success were related to the incubation substrate but not to the effect of site (selected vs. non-selected). Bourgault & Magnan (2002) suggested that the lower proportion of fine particles in selected sites (and incubators) was related to the higher water velocity that could carry fine particles away from the eggs and embryos, since fine particles can reduce the inflow of oxygenated water. In the same way, higher water velocity could act as a proximate cue for individuals to select suitable sites for spawning and egg incubation in the absence of groundwater seepage or interstitial water flow. The selection of zones with higher water flow (either by interstitial water flow and water velocities in streams or groundwater seepage in lakes) could have been a selected trait in the evolution of brook charr and other salmonids. In terms of habitat management, spawning ground enhancement should thus focus either on the attainment of specific water velocities during the spawning periods ($\sim 18\text{--}25\text{ cm s}^{-1}$; Baril & Magnan, 2002; Bernier-Bourgault & Magnan, 2002) or on the presence of groundwater sources to reduce sediment loading during the incubation period. Furthermore, the protection of the groundwater recharging processes should be considered in the drainage basins (e.g., logging) in the context of adaptive management.

We thank Martin Audet, Michel Baril, Josiane Bergeron, Sebastien Bouliane, Marie-France Côté, François Guillemette and Philippe Tanguay for their field assistance. This study was primarily supported by the Brook Trout Foundation, Center for Research and

Education. Secondary funds were provided by the Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) of Canada to P. Magnan.

REFERENCES

- Baril, M. & Magnan, P. (2002). Seasonal timing and diel activity of lacustrine brook charr, *Salvelinus fontinalis*, spawning in a lake outlet. *Environmental Biology of Fishes* **64**, 175-181.
- Baxter, C.V. & Hauer, F.R. (2000). Geomorphology, hyporheic exchange, and selection of spawning habitat by bull trout (*Salvelinus confluentus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**, 1470-1481.
- Bernier-Bourgault, I. & Magnan, P. (2002). Factors affecting redd site selection, hatching, and emergence of brook charr, *Salvelinus fontinalis*, in an artificially enhanced site. *Environmental Biology of Fishes* **64**, 333-341.
- Bernier-Bourgault, I., Guillemette, F., Vallée, C. & Magnan, P. (2004). A new incubator for salmonid egg incubation and collection of emergent larvae. *North American Journal of Fisheries Management* (accepted for publication).
- Blanchfield, P.J. & Ridgway, M.S. (1997). Reproductive timing and use of redd sites by lake-spawning brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**, 747-756.
- Bjornn, T.C. & Reiser, D.W. (1991). Habitat requirements of salmonids in streams. In , Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and thier habitats. *American Fisheries Society*. Special publication. **19**, 83-138.

- Curry, R.A. & Noakes, D.L.G. (1995). Groundwater and the selection of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**, 1733-1740.
- Curry, R.A. Noakes, D.L.G. & Morgan, G.E. (1995). Groundwater and the incubation and emergence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**, 1741-1749.
- Essington, T.E., Sorenson, P.W. & Paron, D.G. (1998). High rate of reed superposition by brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a Minnesota stream cannot be explained by habitat availability alone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 2310-2316.
- Fraser, J.M. (1982). An atypical brook charr (*Salvelinus fontinalis*) spawning area. *Environmental Biology of Fishes* **7**, 385-388.
- Fraser, J.M. (1985). Shoal spawning of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in a precambrian shield lake. *Naturaliste Canadien* **112**, 163-174.
- Freeze, R.A. & Cherry, J.A. (1979). Groundwater. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall Inc.
- Geist, D.R. (2000). Hyporheic discharge of river water into fall chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) spawning areas in the Hanford Reach, Colombia River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**, 1647-1656.
- Guillemette, F. (2001). Déterminants de la sélection des sites de fraye en lac et du succès d'éclosion des œufs chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Master's Thesis, Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières.

- Gunn, J.M. (1986). Behaviour and ecology of salmonids fishes exposed to episodic pH depressions. *Environmental Biology of Fishes* **17**, 241-252.
- Lachance, S., Bérubé, P. & Lemieux, M. (2000). In situ survival and growth of three brook trout strains, *Salvelinus fontinalis*, subjected to acid conditions of anthropogenic origin at the egg and fingerling stages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**, 1562-1573.
- Lee, D.R. & Cherry, J.A. (1978). A field exercise on groundwater flow using seepage meters and mini-piezometers. *Journal of Geological Education* **27**, 6-10.
- Lotspeich, F.B. & Everest, F.H. (1981). A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel. U.S. Forest Service Resource Note PNW-369.
- McNeil, W.J. & Ahhnell, W.H. (1960) Measurement of gravel composition of salmon stream beds. Circ. **120**, 7pp., Seattle: University of Washington.
- McNeil, W.J. (1967). Randomness in distribution of pink salmon redds. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **24**, 1629-1634.
- Peterson, R.H. (1978). Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravel in some New Brunswick streams. *Fisheries Marine Services Technical Report*. 1-13.
- Piper, R.G., McElwain, I.B., Orme, L.E. McCraren, J.P., Flower, L.G. & Leonard, J.R. (1982). Fish hatchery management. Washington. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.
- Quinn, N.W.S. (1995). General features of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) spawning sites in lakes in Algoquin Provincial Park, Ontario. *Canadian Field Naturalist* **109**, 205-209.

- Smith, A.K. (1973). Development and application of spawning velocity and depth criteria for Oregon salmonids. *Transactions of American Fisheries Society* **102**, 312-316.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1981). *Biometry 2nded*. California, San Francisco: Freeman and company.
- Soulsby, C., Youngson, A.F., Moir, H.J. & Malcom, I.A. (2001). Fine sediment influence on salmonid habitat in a lowland agricultural stream, a preliminary assessment. *Science of the Total Environment* **265**, 295-307.
- Sowden, T.K. & Power, G. (1985). Prediction of rainbow trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrates. *Transactions of American Fisheries Society* **114**, 804-812.
- Snucins, E.J., Curry, R.A. & Gunn, J.M. (1992). Brook trout (*Salvelinus fontinalis*) embryo habitat and timing of alevin emergence in a lake and a stream. *Canadian Journal of Zoology* **70**, 423-427.
- Stuart, T.A. (1953). Water currents through permeable gravels and their significance to spawning salmonids. *Nature* **172**, 407-408.
- Thibodeaux, L.J. & Boyle, J.D. (1987). Bedform-generated connective transport in bottom sediment. *Nature* **325**, 341-343.
- Webster, D.A. & Eiriksdottir, G. (1976). Upwelling water as a factor influencing choice of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Transactions of American Fisheries Society* **105**, 416-421.
- Witzel, L.D. & MacCrimmon, H.R. 1983a. Redd-site selection by brook trout and brown trout in southwestern Ontario streams. *Transactions of American Fisheries Society* **112**, 760-771.

Witzel, L.D. & MacCrimmon, H.R. 1983b. Embryo survival and alevin emergence of brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and brown trout, *Salmo trutta*, relative to redd gravel composition. *Canadian Journal of Zoology*. **61**: 1783-1792.

Table 2.1. Geometric mean substrate diameter and accumulation of fines particles in the incubators (sediment loading) in selected and non-selected sites, in *Les Étangs* (2001-2002) and *Dickerman* (2002-2003) spawning grounds. Data are mean $\pm$ SD with sample size in parentheses.

Years	Variables	Substrat		<i>p</i>
		Selected	Non selected	
<i>Les Étangs</i>	Geometric mean substrate diameter (mm)	3.686 $\pm$ 0.681 (8)	4.515 $\pm$ 1.564 (8)	0.269
	Fine sediment loading in incubators (g)	54.1 $\pm$ 79.5 (8)	48.6 $\pm$ 23.8 (8)	0.361
<i>Dickerman</i>	Geometric mean substrate diameter (mm)	2.088 $\pm$ 1.018 (8)	1.934 $\pm$ 0.724 (8)	0.732
	Fine sediment loading in incubators (g)	165.41 $\pm$ 50.1 (8)	67.33 $\pm$ 55.6 (8)	0.002

Table 2.2. Water depth, surface water velocity and groundwater flow in selected and non-selected sites, in *Les Étangs* (2001-2002) and *Dickerman* (2002-2003) spawning grounds. Data are mean $\pm$ SD with sample size in parentheses.

Years	Variables	Site selection	Values*
<i>Les Étangs</i>	Water depth(cm)	selected	29.5 $\pm$ 5.5 (24)a
		non-selected	35.8 $\pm$ 8.4 (24)b
	Surface water velocity (m·s ⁻¹)	selected	0.128 $\pm$ 0.160 (40)a
		non-selected	0.134 $\pm$ 0.165 (40)a
	Groundwater flow (ml·min ⁻¹)	selected	3.21 $\pm$ 1.37 (37)a
		non-selected	2.26 $\pm$ 1.27 (37)b
<i>Dickerman</i>	Water depth (cm)	selected	50.8 $\pm$ 9.2 (16)a
		non-selected	54.4 $\pm$ 9.7 (16)a
	Surface water velocity (m·s ⁻¹)	selected	0.113 $\pm$ 0.095 (16)a
		non-selected	0.192 $\pm$ 0.106 (16)b
	Groundwater flow (ml·min ⁻¹)	selected	3.45 $\pm$ 1.15 (32)a
		non-selected	2.22 $\pm$ 1.27 (32)b

*Means with different letters are significantly different as determined by a two-way ANOVA ($p < 0.05$).

Table 2.3. Mean percent hatching and emergence ($\pm$ SD) success in selected and non-selected sites, and in Astroturf™, selected, and non-selected substrates in *Les Étangs* (2001-2002) and *Dickerman* (2002-2003) spawning grounds.

Years		Site*		Substrate*		
	(%)	Selected	Non-selected	Astroturf™	Selected	Non-selected
<i>Les Étangs</i>	hatching	17.3 ± 10.7 (24)a	12.2 ± 12.7 (24)b	22.1 ± 11.4 (16)a	9.43 ± 9.0 (16)b	13.9 ± 10.5 (16)ab
	emergence	12.6 ± 7.9 (24)a	10.3 ± 9.5 (24)b	16.9 ± 8.6 (16)a	6.9 ± 6.3 (16)b	10.6 ± 8.5 (16)ab
<i>Dickerman</i>	hatching	29.1 ± 29.5 (24)a	4.8 ± 16.2 (23)b	33.3 ± 35.1 (16)a	15.1 ± 20.7 (16)ab	2.4 ± 4.5 (16)b
	emergence	24.0 ± 26.2 (24)a	3.0 ± 12.3 (23)b	28.3 ± 31.0 (16)a	10.8 ± 16.1 (16)b	1.3 ± 3.0 (16)b

*Means with different letters are significantly different as determined by a two-way ANOVA followed by a post-hoc Tukey multiple samples comparison test ($p < 0.05$).

FIGURE CAPTIONS

Figure 2.1. Mean proportion of particle size diameters (mm) in selected and non-selected sites, in *Les Étangs* (a) and *Dickerman* (b) spawning grounds. Bars are means with SD. For each particle size class, data with asterisk are significantly different as determined by a t-test ($p < 0.05$).

Figure 2.2. Mean temperature ($^{\circ}\text{C}$) of surface and interstitial water in *Les Étangs* (a) and *Dickerman* (b) spawning grounds. Sampling dates with asterisk are significantly different as determined by a t-test ($p < 0.05$).

Figure 2.3. Dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) of surface and interstitial water in *Les Étangs* (a) and *Dickerman* (b) spawning grounds. Sampling dates with asterisk are significantly different as determined by a t-test ($p < 0.05$).

Figure 2.4. Water conductivity ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) of selected and non-selected sites in *Les Étangs* (a) and of surface and interstitial water in *Les Étangs* (b) spawning grounds. Sampling dates with asterisk are significantly different as determined by a t-test ($p < 0.05$).

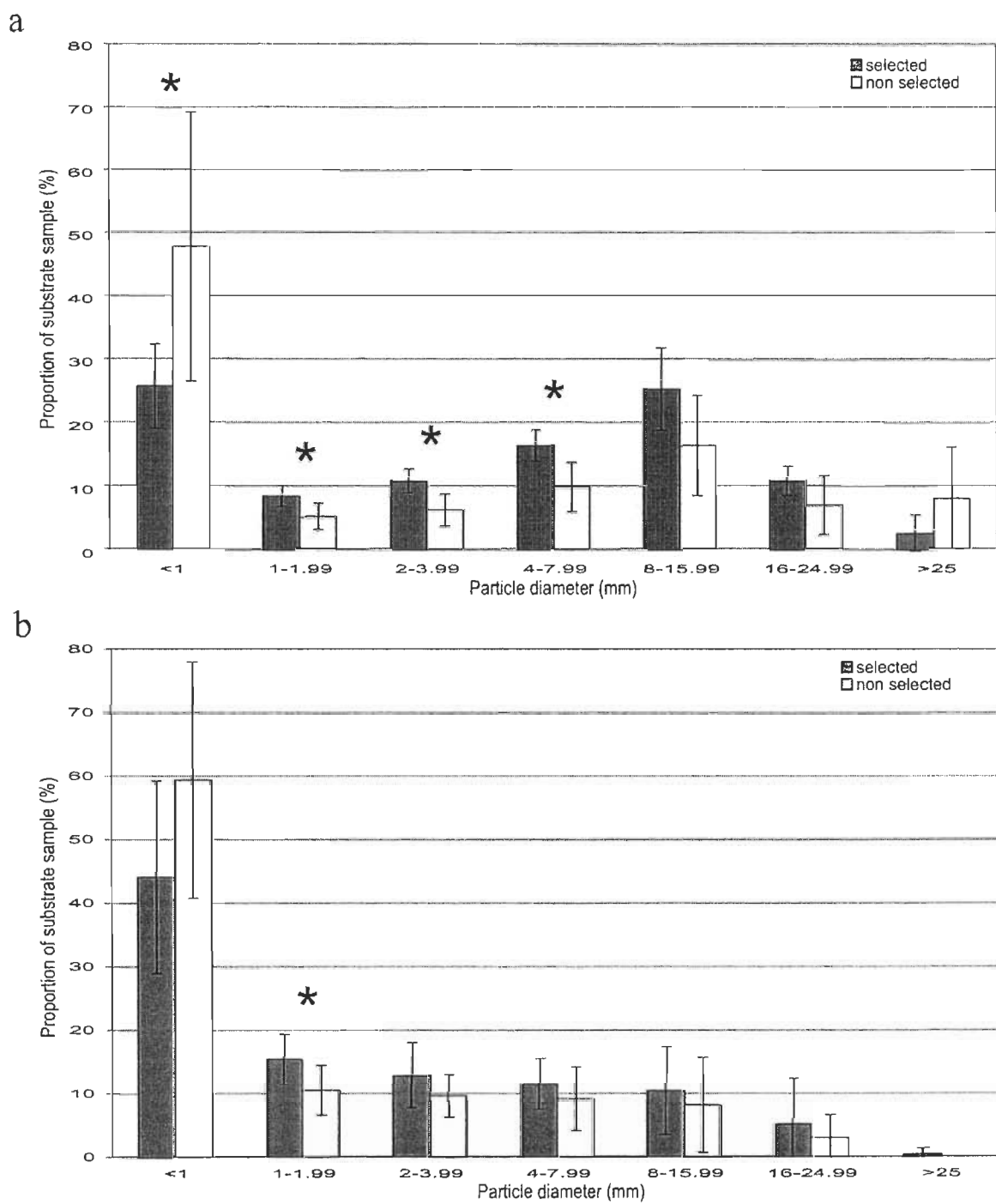


Figure 2.1

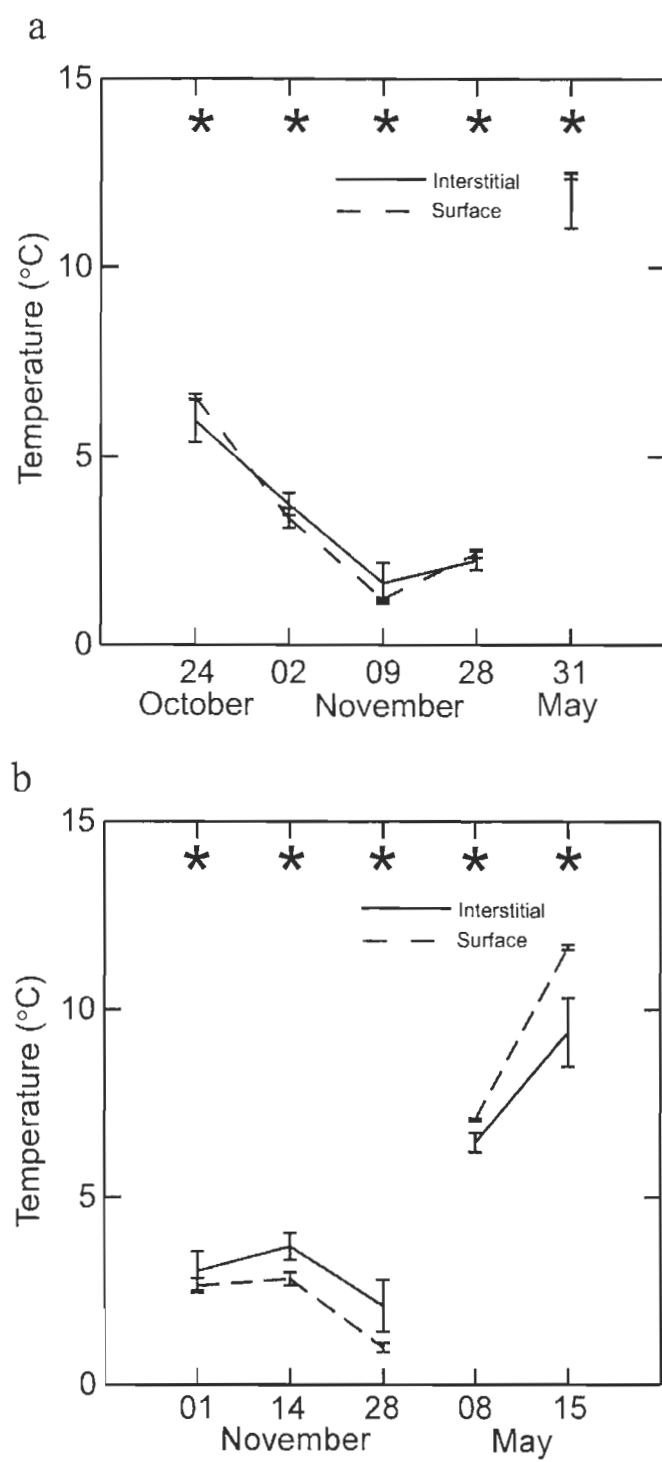
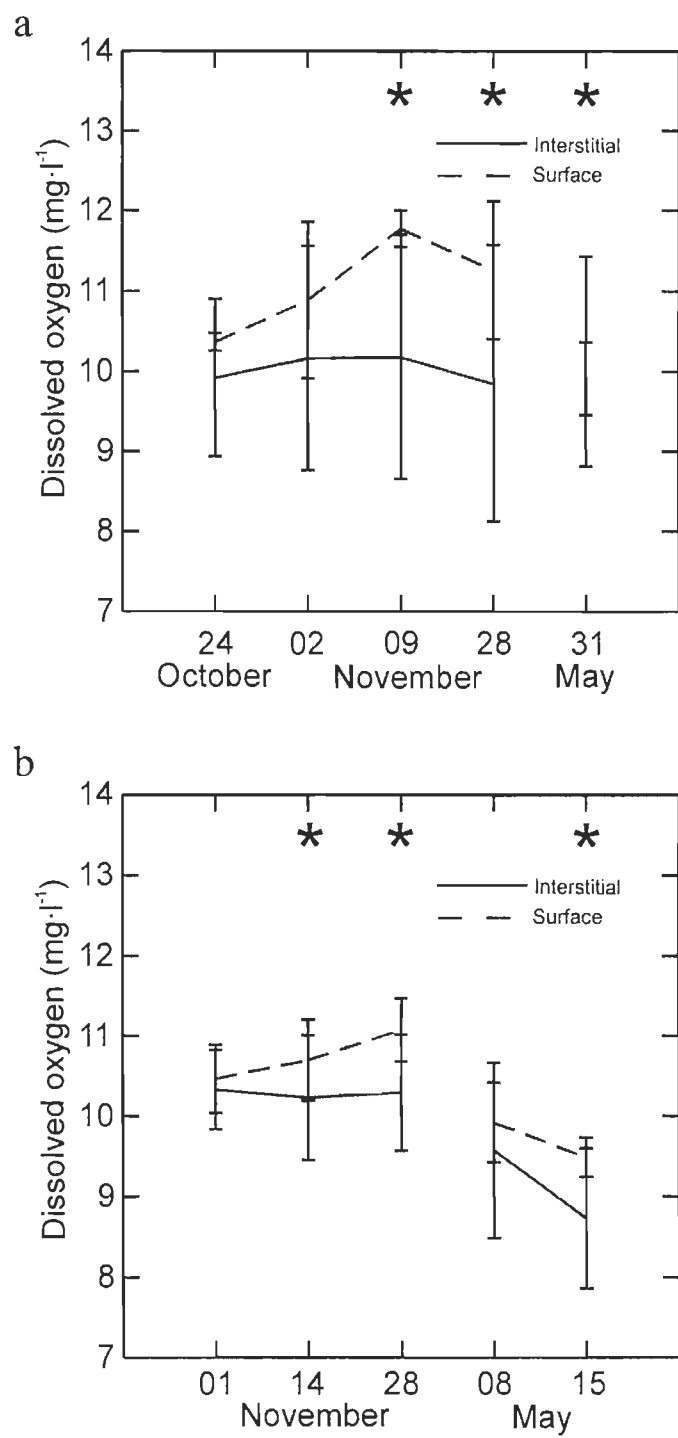


Figure 2.2

**Figure 2.3**

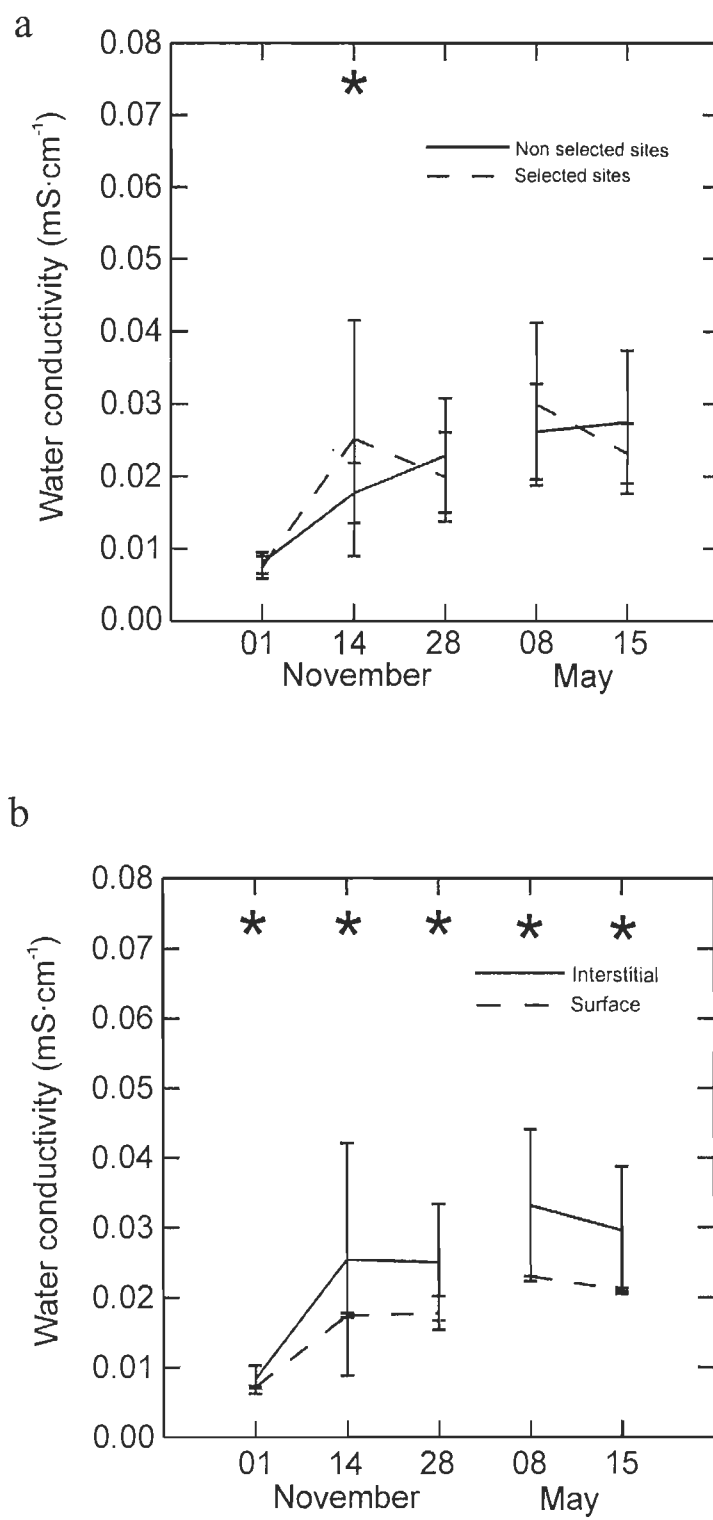


Figure 2.4