



Gouvernement  
du Canada

Government  
of Canada

# **ÉVALUATION DES COMMUNAUTÉS D'INVERTÉBRÉS BENTHIQUES ET DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU BASSIN HYDROGRAPHIQUE DE LA RIVIÈRE QUINSAM EN COLOMBIE BRITANNIQUE 2001–2006**

Stephanie Strachan, Andrea Ryan, Heather McDermott et  
Christie MacKinlay

Environnement Canada  
Direction des sciences et de la technologie  
Division de la surveillance de la qualité de l'eau  
401, rue Burrard, bureau 201  
Vancouver (Colombie Britannique) V6S 3C5

Mars 2009

Rapport du Plan d'action du bassin de Georgia (PABG) no EC/GB/07/85

**Canada**

Évaluation des communautés d'invertébrés benthiques et de la qualité de l'eau du bassin hydrographique de la rivière Quinsam en Colombie Britannique 2001–2006

ISBN 978-1-100-96512-3

No de cat.: En84-84/2011F-PDF

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

On demande seulement :

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

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

Photos : © Environnement Canada

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2010

Also available in english

## **Remerciements**

Les auteurs remercient l'écloserie de la rivière Quinsam, la Quinsam Coal Corporation et le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique de leur aide pour le choix des sites et l'accès à la rivière ainsi que pour la transmission de leurs précieuses connaissances du bassin hydrographique. Nous remercions personnellement John Deniseger du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Dave Ewart de l'écloserie de la rivière Quinsam, ainsi que Pat Shaw et Taina Tuominen d'Environnement Canada pour leur révision constructive du présent rapport.

## RÉSUMÉ

La surveillance de la qualité de l'eau de la rivière Quinsam a commencé en 1986, à savoir un an avant que la mine de charbon Quinsam n'ouvre ses portes près de la partie moyenne du lac Quinsam. Effectuée dans le cadre du Programme de surveillance de la qualité de l'eau de la Colombie-Britannique et du Canada, cette surveillance comprend le prélèvement d'échantillons toutes les deux semaines près de l'embouchure, ce qui permet d'étudier des paramètres clés (par exemple les substances nutritives, les principaux ions, les métaux-traces et l'alcalinité) pour évaluer les conséquences éventuelles des travaux d'exploitation minière et d'autres activités entreprises dans le bassin hydrographique. En 1998, une étude d'évaluation biologique des rivières du bassin de Georgia a été entamée, et en 2001, la station de surveillance de la qualité de l'eau située près de l'embouchure de la rivière Quinsam a été incluse à l'étude. Les évaluations ont été réalisées conformément aux protocoles du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA). En 2001, les résultats de l'évaluation indiquaient que la communauté benthique de la rivière Quinsam était exposée à un *stress énorme*. Ces résultats ont donné lieu à un échantillonnage plus poussé réalisé entre 2003 et 2006, qui visait à examiner les variations longitudinales, temporelles et spatiales à l'intérieur d'un site le long de la rivière; cette communauté peut être affectée par des activités liées à l'utilisation des terres, notamment l'exploitation minière, l'exploitation forestière, les loisirs et la mise en valeur du saumon. L'évaluation des communautés benthiques et de la qualité de l'eau le long de la rivière Quinsam dans le temps indique que les conditions près de l'embouchure se sont améliorées depuis 2001. Plusieurs facteurs, notamment les utilisations multiples des terres à l'embouchure de la rivière, les fortes concentrations de substances nutritives, attribuables sans doute à des concentrations excessives de carcasses de saumons dans les tronçons inférieurs de la rivière, et les transformations de l'habitat en raison de l'instabilité du chenal et de phénomènes hydrologiques extrêmes ont pu influencer sur l'évaluation biologique du site réalisée en 2001. Il est recommandé de continuer à surveiller la partie inférieure de la rivière Quinsam, à sa confluence avec la rivière Campbell (près de l'embouchure), et en aval et en amont de l'écloserie, afin de s'assurer que l'amélioration observée est maintenue et de déceler toute perturbation éventuelle.

## ABSTRACT

Ambient water quality monitoring of the Quinsam River began in 1986, a year prior to the activation of a coal mine near Middle Quinsam Lake. The monitoring is carried out under the Canada-British Columbia Water Quality Monitoring Program and samples are collected every two weeks near the mouth of the river for standard variables such as nutrients, major ions, trace metals, and alkalinity. The intent of the water quality monitoring is to evaluate potential effects of the mining operation and other activities in the basin on water quality. In 1998, biological assessment of rivers within the Georgia Basin began and in 2001, the water quality monitoring station near the mouth of the Quinsam River was included in this study. Assessments were conducted in accordance with the Canadian Aquatic Biomonitoring Network (CABIN) protocols. The results of the 2001 assessment indicated that the benthic community was *Severely Stressed* at the Quinsam River site. Subsequent sampling from 2003 to 2006 investigated the longitudinal, temporal and within-site spatial variation of the benthic community along the length of the river that is potentially impacted by land use activities such as mining, forestry, recreation, and salmon enhancement.

Since 2001, trends in benthic communities and some aspects of water quality show clear improvements in the condition of the Quinsam River site near the mouth. Several factors may have contributed to the 2001 *Severely Stressed* biological assessment of the site. These include: multiple land uses at the mouth of the river, habitat changes due to channel instability and extreme hydrologic events, and elevated nutrient levels, possibly due to an excess of salmon carcasses concentrated in the lower reaches of the river. It is recommended that the lower Quinsam River continue to be monitored at its confluence with the Campbell River (near the mouth), as well as at sites below and above the hatchery, to ensure that the observed improvement continues and to identify any future disturbances.

## Table des matières

Remerciements.....	3
RÉSUMÉ .....	4
ABSTRACT.....	5
Table des matières .....	6
Liste des tableaux .....	8
Liste des figures.....	9
1. INTRODUCTION.....	1
2. MÉTHODES .....	5
2.1 Zone d'étude et sites d'échantillonnage .....	5
2.2 Méthodes d'échantillonnage .....	9
2.3 Analyse des données.....	11
Évaluations des sites fondées sur des données biologiques.....	11
Variation temporelle à l'embouchure de la rivière Quinsam.....	13
Variation longitudinale de la rivière Quinsam.....	14
Variation spatiale aux sites d'échantillonnage .....	14
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION .....	15
3.1 Aperçu des évaluations des sites.....	15
Évaluations biologiques .....	15
Évaluations des propriétés chimiques de l'eau .....	18
3.2 Variation temporelle à l'embouchure de la rivière Quinsam .....	19
Variation biologique .....	19
Variation des propriétés chimiques de l'eau .....	25
3.3 Variation longitudinale dans la rivière Quinsam .....	28
Variation biologique .....	28
Variation des propriétés chimiques de l'eau .....	27
3.4 Variation spatiale.....	29
4. RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS .....	34
5. RÉFÉRENCES.....	37
ANNEXE A : Rapports sur l'évaluation des sites.....	41
ANNEXE B : Résumés des paramètres .....	109

## Liste des tableaux

Tableau 1. Emplacement, date et nombre d'échantillons d'invertébrés benthiques prélevés dans le bassin hydrographique de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006. ....	10
Tableau 2. Méthodes d'analyse de la qualité de l'eau de la rivière Quinsam. ....	10
Tableau 3. Prédications du modèle du RCBA des groupes de référence appropriés; probabilité d'appartenance au groupe et évaluation des sites le long de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006. Anneau 1 = Aucun stress; Anneau 2 = Stress possible; Anneau 3 = Stress confirmé; Anneau 4 = Stress grave. ....	17
Tableau 4. Évaluation de l'indice de la qualité des eaux à l'embouchure de la rivière Quinsam de 2001 à 2006, calculé annuellement. ....	19

## Liste des figures

- Figure 1. Bassin hydrographique de la rivière Quinsam, sites d'échantillonnage et utilisation des terres. .... 7
- Figure 2. Graphique d'ordination utilisé pour l'évaluation des sites du RCBA. .... 12
- Figure 3. Variation temporelle de la composition des communautés à l'embouchure (QUI01) de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006. Les valeurs de l'abondance correspondent à l'abondance moyenne pour trois échantillons au filet troubleau en 2005 et 2006. Les valeurs du groupe 1 correspondent à l'abondance médiane de l'ensemble des sites de référence du groupe 1 dans le modèle s'appliquant au bassin hydrographique du fleuve Fraser et au bassin de Georgia. .... 20
- Figure 4. Variation temporelle de la communauté d'invertébrés à l'embouchure de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006 représentée dans un espace d'ordination sur deux axes. Les cercles bleus représentent les sites de référence dans trois ellipses de confiance, à savoir 90 %, 99 % et 99,9 %. Les points rouges représentent les échantillons prélevés dans la rivière Quinsam en 2001, 2003, 2004, 2005 et 2006. Les flèches indiquent le déplacement de la communauté dans le graphique d'ordination d'une année à l'année suivante..... 21
- Figure 5a) et b). Débit de la rivière Quinsam à la confluence avec la rivière Campbell, 1997-2000 et 2001-2005. .... 24
- Figure 6. Sulfates dissous à l'embouchure de la rivière Quinsam (QUI01). .... 26
- Figure 7. Phosphore total dissous à l'embouchure de la rivière Quinsam (QUI01). .... 26
- Figure 8. Azote total dissous à l'embouchure de la rivière Quinsam (QUI01). .... 27
- Figure 9. Abondance des taxons au niveau de la famille aux sites d'échantillonnage de la rivière Quinsam en 2003. Les valeurs de l'abondance correspondent à l'abondance moyenne pour trois échantillons au filet troubleau. Les valeurs du groupe 1 correspondent à l'abondance médiane des sites du groupe de référence 1 dans le modèle s'appliquant au bassin hydrographique du fleuve Fraser et au bassin de Georgia. .... 29
- Figure 10. Abondance des taxons au niveau de la famille aux sites d'échantillonnage de la rivière Quinsam en 2005. Les valeurs de l'abondance correspondent à la moyenne pour trois échantillons au filet troubleau à QUI01. Les valeurs du groupe 1 correspondent à l'abondance médiane des sites du groupe de référence 1 dans le modèle s'appliquant au bassin hydrographique du fleuve Fraser et au bassin de Georgia. .... 25
- Figure 11. Abondance moyenne des taxons au niveau de la famille aux sites d'échantillonnage (n = 3) de la rivière Quinsam en 2006. Les valeurs du groupe 1 correspondent à l'abondance médiane des sites du groupe de référence 1 dans le modèle s'appliquant au bassin hydrographique du fleuve Fraser et au bassin de Georgia. .... 26



Figure 12. Concentrations de nitrates et de nitrites dans la rivière Quinsam aux sites d'échantillonnage des invertébrés, les 28 et 29 septembre 2005.....	27
Figure 13. Concentrations de nitrates et de nitrites et d'azote total dissous dans la rivière Quinsam aux sites d'échantillonnage des invertébrés les 19 et 20 septembre 2006. ....	28
Figure 14. Variation a) du % des 2 taxons dominants; b) de la richesse des taxons; c) du % d'EPT; d) de la richesse des taxons EPT calculée pour les échantillons répétés prélevés à QUI01 en 2005. ....	30
Figure 15. Variation a) du % des 2 taxons dominants; b) de la richesse des taxons; c) du % d'EPT; d) de la richesse des taxons EPT calculée pour les échantillons répétés prélevés dans l'ensemble des sites d'échantillonnage en 2006.....	31
Figure 16. Évaluation de la variation spatiale à QUI01 en 2005. Les points rouges représentent les échantillons de benthos répétés pour le site évalué. Les petits cercles bleus représentent les sites du groupe de référence 1 dans l'espace d'ordination avec des ellipses de confiance de 90 %, 99 % et 99,9 %.....	32
Figure 17. Évaluation de la variation spatiale à l'ensemble des sites d'échantillonnage de la rivière Quinsam en 2006. Les points rouges représentent les échantillons de benthos répétés pour le site évalué. Les petits cercles bleus représentent les sites du groupe de référence 1 dans l'espace d'ordination avec des ellipses de confiance de 90 %, 99 % et 99,9 %.....	33

## 1. INTRODUCTION

Le bassin hydrographique de la rivière Quinsam occupe une région caractérisée par de nombreuses utilisations des terres. Les activités de surveillance de la qualité de l'eau de la rivière Quinsam ont commencé en 1986 en prévision de l'exploitation du charbon à compter de 1987 (BWP, 2002). La Quinsam Coal Mine, située à environ 28 km au sud-ouest de la rivière Campbell, est en exploitation depuis 1987. La superficie des terres qui appartiennent à la Quinsam Coal Mine et qui sont exploitées par cette société est d'environ 143 hectares, et les opérations minières sont concentrées autour de la partie moyenne du lac Quinsam. Même si l'exploitation minière se fait sous terre, les aménagements réalisés à la surface comprennent des bassins de décantation, des fossés, des routes, des résidus de la préparation du charbon, des mines à ciel ouvert, des parcs à charbon et des bâtiments. Environ 126 hectares ont été perturbés aux fins d'opérations minières (Navus, 2006). Par ailleurs, l'exploitation forestière représente une importante activité économique dans le bassin hydrographique. Depuis le début du XX<sup>e</sup> siècle, les forêts de la région ont été intensivement exploitées. Les jeunes forêts ou des forêts récemment exploitées occupent près de 70 % du bassin hydrographique (Navus, 2006). De plus, BC Hydro a aménagé une structure de dérivation sur la rivière Quinsam qui alimente le réservoir du cours inférieur de la rivière Campbell.

L'écloserie de la rivière Quinsam, située à 3 km en amont de l'embouchure de la rivière, est en exploitation depuis 1974. Chaque année, cinq espèces de saumons du Pacifique et deux espèces de truites anadromes retournent frayer dans les rivières Quinsam et Campbell. Généralement, le saumon fraie à l'automne et la truite, au printemps. Entre la fin de septembre et le début de décembre, on assiste à cinq montaisons de saumons (saumon rose, saumon kéta, saumon rouge, saumon coho et saumon quinnat) qui entrent dans le cours inférieur de la rivière Quinsam, y fraient et y meurent. Les carcasses de saumons ajoutent des substances nutritives dans l'eau et le sol, en grande partie sous forme d'ammonium et de phosphore (Gende *et al.*, 2002).

Le parc provincial Elk Falls, situé près de l'embouchure de la rivière

Quinsam est une populaire zone récréative du bassin hydrographique pour le camping et la fréquentation diurne. La pêche constitue une des principales utilisations de l'eau, parce que la rivière abrite un large éventail de saumons, tant sauvages que d'élevage, ainsi que la truite arc-en-ciel anadrome et la truite fardée. Le saumon du Pacifique fraie habituellement en bas des chutes en aval de la partie moyenne du lac Quinsam (MQL pour Middle Quinsam Lake); cependant, la plus grande concentration de saumons se trouve tout juste sous la barrière de dénombrement située un peu en amont de l'écloserie de la rivière Quinsam.

Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique ont surveillé la qualité de l'eau de surface durant de nombreuses années dans l'ensemble de la province. Le programme de surveillance mené dans la rivière Quinsam, comme dans bon nombre d'autres rivières de la province, fournit des données sur la qualité de l'eau qui sont utilisées pour évaluer les changements à long terme de la qualité de l'eau (c.-à-d. l'évaluation des tendances), faire rapport sur l'état de la qualité de l'eau, cerner de nouvelles questions touchant les écosystèmes aquatiques, et fournir aux utilisateurs, allant du gouvernement au public, des renseignements sur les ressources aux fins de prise de décisions.

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a établi un ensemble de recommandations sur la qualité de l'eau au Canada pour des substances précises, qui portent sur des limites supérieures ou inférieures pour protéger une utilisation donnée de l'eau (CCME, 2001), telle que la protection de la vie aquatique. Les objectifs en matière de qualité de l'eau élaborés par le ministère de l'Environnement précisent les concentrations de substances permises pour toutes les utilisations projetées de l'eau à un endroit précis (CCME, 2001). Ils prennent en considération les propriétés physiques naturelles du cours d'eau à un endroit précis, les utilisations de l'eau à l'échelle locale et les exigences visant à préserver la vie aquatique. Les recommandations et les objectifs en matière de qualité de l'eau protègent non seulement les utilisateurs de l'eau et l'environnement, mais promeuvent aussi des stratégies de gestion durable de l'eau.

Un des buts à long terme de la surveillance de la qualité de l'eau est de veiller au maintien de l'intégrité écologique et de la durabilité des plans d'eau dont nous dépendons. Les recommandations et les objectifs en matière de qualité de

l'eau, fondés sur des mesures chimiques et physiques, servent souvent à déterminer si oui ou non un objectif est atteint. Cependant, ces valeurs environnementales de référence ne remédient pas aux effets de possibles interactions entre des contaminants, ni aux effets causés par des émissions de contaminants, ni aux effets de perturbations comme des inondations sur le biote aquatique. Pour obtenir une vue d'ensemble de la santé des milieux aquatiques, Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique ont appuyé la biosurveillance et l'évaluation biologique afin de bonifier le programme de surveillance de la qualité de l'eau. La biosurveillance est une méthode largement utilisée qui complète les programmes réguliers de surveillance des propriétés physiques et chimiques de l'eau (Linke *et al.*, 1999) et qui fournit un indicateur supplémentaire de la santé de nos écosystèmes aquatiques. Les programmes de surveillance de la qualité de l'eau ne permettent pas d'analyser toutes les substances préoccupantes dans l'ensemble des sites, ni de tenir compte des effets cumulatifs d'un éventail de polluants, ni de mesurer le degré de dégradation de l'habitat. La biosurveillance contribue à combler ces lacunes et améliore notre compréhension des éventuels impacts sur la qualité de l'eau. La santé d'un organisme ou d'une communauté, ou la présence ou l'absence de certains organismes, témoigne de la qualité de l'eau du milieu où ils vivent. Même si les poissons, les algues, le zooplancton ou les macrophytes peuvent être utilisés pour la biosurveillance, on a recours habituellement aux invertébrés benthiques et ce, pour plusieurs raisons :

- Les invertébrés benthiques sont faciles à capturer et peuvent être capturés partout.
- Les protocoles d'échantillonnage et d'analyse sont bien établis.
- Les invertébrés benthiques sont relativement sédentaires et sont un indicateur des conditions propres à un site.
- Ils témoignent des effets d'une exposition constante à la pollution ou à une perturbation à un site donné.
- Ils sont relativement longévifs (de un à trois ans).
- Ils sont diversifiés et réagissent différemment à divers agresseurs.

La connaissance de la structure des communautés d'invertébrés benthiques, de

l'écologie du benthos et de la tolérance à la pollution de chaque espèce peut aider les chercheurs à comprendre l'état du milieu aquatique. Certains invertébrés benthiques sont communs, et on les trouve fréquemment en grands nombres dans les cours d'eau propres et non pollués. Par exemple, les ruisseaux qui renferment de grandes quantités de résidus organiques ou de détritiques connaissent une baisse de la quantité d'oxygène disponible pour les communautés benthiques, et on s'attend habituellement à ce que ces communautés seront compromises. Les éphémères, les plécoptères et les trichoptères (Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera) sont appelés taxons EPT et sont souvent associés à de l'eau propre, tandis que les vers (Clitellata) et les moucheron (Diptera : Chironomidae) sont souvent associés à de l'eau polluée (Barbour *et al.*, 1999). Il s'agit d'une généralité, car certains taxons EPT sont aussi tolérants à l'eau polluée et certains vers et moucheron ne peuvent survivre que dans l'eau bien oxygénée. En général, des communautés très diverses et bien équilibrées sont signe que le cours d'eau est en bonne santé, alors que des communautés dominées par quelques taxons laissent habituellement penser à l'existence d'un certain stress environnemental (Barbour *et al.*, 1999).

En 2001, Environnement Canada a évalué la santé biologique de la rivière Quinsam à son embouchure en intégrant la biosurveillance des communautés d'invertébrés benthiques dans le programme courant de surveillance de la qualité de l'eau à cet endroit. La biosurveillance a été effectuée conformément aux protocoles du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA) (Reynoldson *et al.*, 2001a). Le RCBA est une approche nationale normalisée pour la collecte, la gestion, l'évaluation et la distribution de données sur la condition biologique des écosystèmes aquatiques au Canada. L'intégration de deux méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau donne une vue plus complète, car elle permet de relier les propriétés chimiques de l'eau aux évaluations biologiques. Les résultats de cette première évaluation combinés aux données recueillies en 2003 et en 2004 ont mené à la réalisation d'une étude détaillée de la rivière Quinsam en 2005 et en 2006.

Le présent rapport porte sur l'évaluation des communautés d'invertébrés benthiques et de la qualité de l'eau dans le bassin hydrographique de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006; d'autres données courantes sur la qualité de l'eau

recueillies aux sites ont aussi été utilisées, le cas échéant. Il définit les diverses activités réalisées dans le bassin hydrographique et examine de quelle manière les communautés d'invertébrés benthiques réagissent au stress cumulatif. La relation entre les évaluations biologiques et les données disponibles sur les propriétés chimiques de l'eau est aussi présentée.

## **2. MÉTHODES**

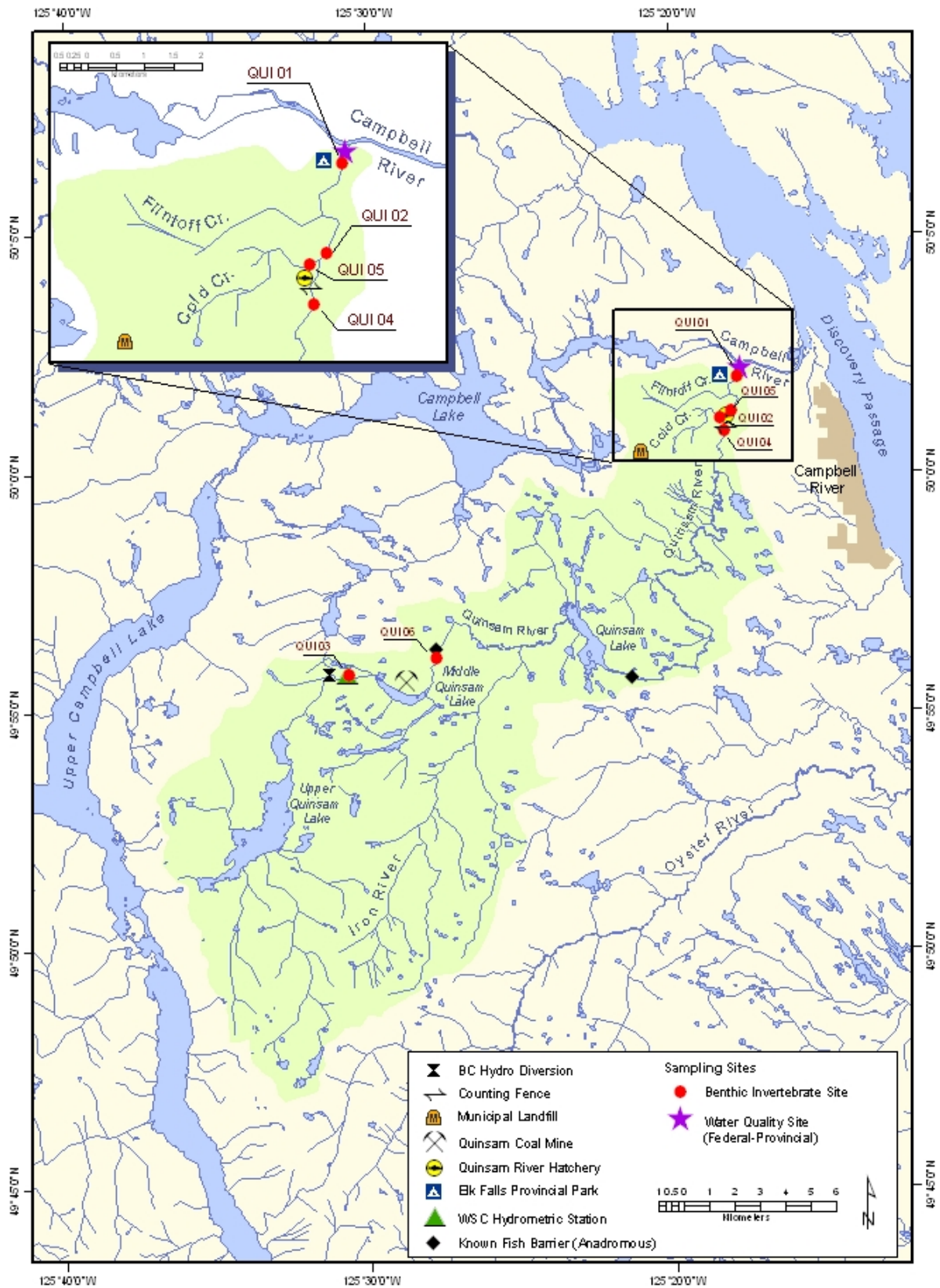
### **2.1 Zone d'étude et sites d'échantillonnage**

La rivière Quinsam est située dans l'est de l'île de Vancouver, au sud-est de la ville de Campbell River (Colombie-Britannique), et est un tributaire de la rivière Campbell. La rivière Quinsam rencontre la rivière Campbell à environ 3 km à l'intérieur des terres depuis le détroit de Georgia. La rivière Quinsam est bordée au nord par la rivière Campbell et le lac Campbell, à l'ouest par le cours supérieur de la rivière Campbell, au sud par la rivière Oyster et à l'est par le passage Discovery. Le principal tributaire de la rivière Quinsam est la rivière Iron. La superficie totale du bassin hydrographique de la rivière Quinsam est de 280 km<sup>2</sup> (figure 1).

Le barrage de BC Hydro, situé à environ 2 km en amont de la partie moyenne du lac Quinsam, fait dériver la majeure partie de l'eau du cours supérieur de la rivière Quinsam vers le lac Gooseneck puis vers la rivière Campbell à des fins de production hydroélectrique. L'eau est dérivée à divers moments durant l'année, ces moments correspondant à des périodes d'abondance d'eau. Le débit restant, après avoir quitté la partie moyenne du lac Quinsam, se déplace vers l'est sur 10 km jusqu'au lac Quinsam. Cette section de la rivière comporte deux principales caractéristiques : une chute et un important tributaire. La chute est située à 2 km en aval de la partie moyenne du lac Quinsam, en aval duquel se trouve une frayère à saumon. La rivière Iron se jette dans la rivière Quinsam en amont du lac Quinsam.

Le cours inférieur de la rivière a une longueur d'environ 25 km (du lac Quinsam à l'embouchure), et ses eaux coulent vers l'est, puis vers le nord jusqu'à sa confluence avec la rivière Campbell. L'écloserie de la rivière Quinsam et le parc provincial Elk Falls se trouvent dans ce tronçon de la rivière; on y trouve aussi la station hydrométrique de Relevés hydrologiques du Canada (RHC) et la station fédérale-provinciale de surveillance de la qualité de l'eau. L'écloserie, exploitée par

Pêches et Océans Canada, est située à 3 km de l'embouchure de la rivière. Juste en aval de l'écloserie, le ruisseau Cold se jette dans la rivière Quinsam. Le ruisseau Cold est peut-être affecté par une décharge municipale. Le parc est situé près de l'embouchure de la rivière, en aval de l'écloserie. Les sites d'échantillonnage ont été choisis après discussions avec des organismes locaux ou des groupes d'intendance, en fonction des activités d'utilisation des terres et de l'accessibilité. Les sites d'échantillonnage sont indiqués à la figure 1.



**Figure 1.** Bassin hydrographique de la rivière Quinsam, sites d'échantillonnage et utilisation des terres.



## ÉQUIVALENTS FRANÇAIS

[Campbell River = Rivière Campbell

Fintoff ??? Cr. = Ruisseau Fintoff ???

Cold Cr. = Ruisseau Cold

Campbell Lake = Lac Campbell

Upper Campbell Lake = Partie supérieure du lac Campbell

Discovery Passage = Passage Discovery

Campbell River (the town) = Campbell River (la ville)

Quinsam River = Rivière Quinsam

Quinsam Lake = Lac Quinsam

Middle Quinsam Lake = Partie moyenne du lac Quinsam

Upper Quinsam Lake = Partie supérieure du lac Quinsam

Iron River = Rivière Iron

Oyster River = Rivière Oyster

BC Hydro Diversion = Barrage de BC Hydro

Counting Fence = Barrière de dénombrement

Municipal Landfill = Décharge municipale

Quinsam Coal Mine = Écloserie de la rivière Quinsam

Quinsam River Hatchery = Quinsam River Hatchery

Elk Falls Provincial Park = Parc provincial Elk Falls

WSC Hydrometric Station = Station hydrométrique de RHC

Known Fish Barrier (Anadromous) = Obstacle connu au passage des poissons (anadromes)

Sampling sites = Sites d'échantillonnage

Benthic Invertebrate Site = Site d'échantillonnage des invertébrés benthiques

Water Quality Site (Federal-Provincial) = Site fédéral-provincial de surveillance de la qualité de l'eau

Kilometers = Kilomètres

W = O.

N = N.]

## 2.2 Méthodes d'échantillonnage

L'échantillonnage biologique a été mené conformément aux protocoles du RCBA (Reynoldson *et al.*, 2001a) et s'est terminé durant l'automne (fin de septembre et début d'octobre) de chaque année d'échantillonnage (tableau 1). Chaque échantillon a été prélevé au moyen d'un filet troubleau (mailles de 400 µm), ce qui a donné un seul échantillon intégré de la communauté d'invertébrés benthiques. La durée de l'échantillonnage a été normalisée à trois minutes. En 2005 et 2006, trois échantillons répétés d'invertébrés ont été prélevés (tableau 1). L'échantillon répété a été prélevé en amont de l'endroit où avait été prélevé le premier échantillon, et ainsi de suite pour les échantillons répétés suivants. Certains paramètres de l'habitat ont été mesurés à chaque site, entre autres les propriétés chimiques de l'eau, les caractéristiques du chenal et les paramètres géographiques à grande échelle (on trouvera dans Rosenberg *et al.* [1999] et Reynoldson *et al.* [2001b] une discussion détaillée sur les méthodes d'échantillonnage et de traitement des données ainsi que sur leur calibration).

Parmi les échantillons de laboratoire, un sous-échantillon d'au moins 300 organismes a été prélevé; ces organismes ont été identifiés au plus bas niveau taxinomique possible (habituellement au niveau du genre ou de l'espèce) puis entrés dans la base de données en ligne du RCBA.

La qualité de l'eau a été échantillonnée d'après les protocoles décrits dans Ryan *et al.* (2005). Les échantillons aux fins d'analyse de la qualité de l'eau ont été prélevés près de l'embouchure de la rivière (QUI01) toutes les deux semaines, en application de l'Accord entre le Canada et la Colombie-Britannique sur le contrôle de la qualité de l'eau. Durant l'échantillonnage biologique, un seul échantillon a été prélevé aux fins d'analyse de la qualité de l'eau. Les échantillons aux fins d'analyse de la qualité de l'eau ont été prélevés au milieu du cours d'eau immédiatement en amont de la zone d'échantillonnage des invertébrés benthiques. À chaque site, des échantillons instantanés ont été prélevés afin d'en mesurer l'alcalinité, la conductivité, la dureté, les principaux ions (calcium, magnésium, sodium, sulfates, chlorures, fluorures) et les substances nutritives (nitrates et nitrites, azote total dissous, phosphore total dissous et phosphore total). L'oxygène dissous a aussi été mesuré au moyen d'une trousse de titration de l'oxygène dissous. Les échantillons ont été conservés au frais et présentés dès que possible aux laboratoires aux

fins d'analyse (tableau 2) (Centre des sciences environnementales du Pacifique, situé à North Vancouver [C.-B.] ou Maxxam Analytics, Inc., situé à Burnaby [C.-B.].

**Tableau 1.** Emplacement, date et nombre d'échantillons d'invertébrés benthiques prélevés dans le bassin hydrographique de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006.

Code de site	Description	2001	2003	2004	2005	2006
QUI01	À l'embouchure	21 sept. n = 1	6 oct. n = 1	22 sept n = 1	28 sept. n = 3	20 sept. n = 3
QUI02	En aval de l'écloserie				29 sept. n = 1	20 sept. n = 3
QUI05	Ruisseau Cold, en amont de la confluence					20 sept. n = 3
QUI04	En amont de l'écloserie				29 sept. n = 1	20 sept. n = 3
QUI06	En aval de la Quinsam Coal Mine et de la partie moyenne du lac Quinsam					19 sept. n = 3
QUI03	En amont de la Quinsam Coal Mine à la station de RHC		6 oct. n = 1		29 sept. n = 1	19 sept. n = 3

**Tableau 2.** Méthodes d'analyse de la qualité de l'eau de la rivière Quinsam.

Paramètre	Méthode	Laboratoire
Calcium dissous	PIHF-AES  CALCULÉE (Ca*2,497 + Mg*4,117) ÉLECTRODE TITRAGE POTENTIOMÉTRIQUE AUTOMATISÉ RÉDUCTION DU CADMIUM AUTOMATISÉE AUTO-DIAZOTATION COLORIMÉTRIE SPECTROPHOTOMÉTRIE	Maxxam <sup>1</sup>
Magnésium dissous		
Sodium dissous		
Dureté totale		
Fluorures dissous		
Alcalinité totale		
Azote, nitrates et nitrites		
Azote, nitrites		
Azote total dissous		
Chlorures dissous		
Sulfates dissous		
Phosphore total dissous		
Phosphore total		LNEE <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Maxxam Analytics Inc, situé à Burnaby (Colombie-Britannique).

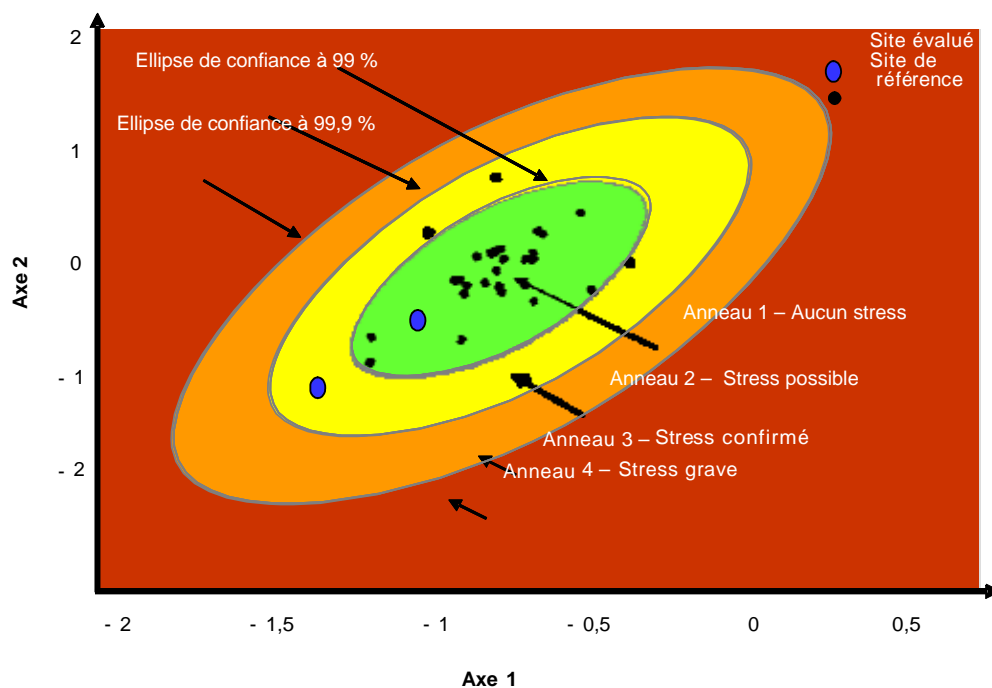
<sup>2</sup> Laboratoire national des essais environnementaux, situé à Burlington (Ontario).

## 2.3 Analyse des données

### ***Évaluations des sites fondées sur des données biologiques***

Les évaluations des sites ont été effectuées au moyen des outils analytiques en ligne du RCBA (<http://ec.gc.ca/rcba-cabin/Default.asp?lang=Fr&n=72AD8D96-1>). L'approche des conditions de référence (ACR; Bailey *et al.*, 2004) est à la base des évaluations du RCBA (Rosenberg *et al.*, 1999). L'ACR intègre des assemblages d'invertébrés benthiques prélevés dans un large éventail d'habitats, dans des sites de perturbation minimale (sites de référence) dans l'ensemble d'un bassin hydrographique ou d'une région; dans le présent cas, il s'agit du bassin du fleuve Fraser et du bassin de Georgia. En appliquant des techniques multidimensionnelles d'analyse statistique, on a développé un modèle empirique fondé sur la base de données de référence qui définit la relation entre les communautés d'invertébrés et l'habitat. Le modèle permet de prédire l'assemblage d'invertébrés attendu (conditions de référence) en utilisant les paramètres de l'habitat aux sites d'échantillonnage. Il repose sur l'hypothèse voulant que, lorsque la communauté observée au site d'échantillonnage ne correspond pas à celle qui est attendue, le cours d'eau doit avoir été exposé à un stress environnemental. Rosenberg *et al.* (1999) ont mis au point le premier modèle ACR pour le fleuve Fraser, et Sylvestre *et al.* (2005) en ont ultérieurement élargi l'application afin d'inclure le bassin de Georgia. L'évaluation du RCBA compare la communauté du site évalué à celle des sites de référence attendus en se fondant sur les paramètres de l'habitat au site évalué. La comparaison comprend tous les taxons au niveau des familles trouvés dans la communauté du site évalué et les sites du groupe de référence attendus dans un graphique d'ordination, qui présente les communautés d'invertébrés ainsi que la similitude entre les communautés. L'évaluation du degré d'altération est fondée sur la distance entre un site évalué et la gamme des conditions de référence (figure 2). Plus la communauté d'un site évalué est proche du nuage de sites de référence, plus grande est la similitude entre le site évalué et ce qui est prévu selon le modèle. Plus le site évalué est loin du nuage de sites de référence, plus il diffère de ce qui était prévu. Des ellipses de confiance, semblables à des intervalles de confiance, sont dessinées autour des sites de référence pour définir des anneaux de stress. On a évalué les données sur les invertébrés au milieu des familles provenant de la rivière Quinsam en se fondant sur la base de données de

référence et le modèle développé pour la rivière Fraser et le bassin de Georgia (Sylvestre *et al.*, 2005). Les rapports taxons observés / taxons attendus et divers paramètres de l'évaluation biologique ont aussi été calculés au moyen des outils en ligne du RCBA. Le modèle d'évaluation permet de calculer les probabilités de similarité entre le site évalué et chaque groupe de référence. Ces probabilités, ainsi que la fréquence d'occurrence des taxons dans chaque groupe de référence, servent à calculer la probabilité d'occurrence des taxons pour chaque site évalué (Moss, 2000). Si les taxons observés sont équivalents aux taxons attendus, le rapport est égal à 1, ce qui mène à l'interprétation que le site est en bonne condition pour ce qui est de la richesse des taxons. Divers paramètres d'évaluation biologique servent à la description de la communauté et sont souvent utilisés pour évaluer la qualité d'un site (Barbour *et al.*, 1999). Le rapport taxons observés / taxons attendus et les paramètres de l'évaluation biologique ainsi que les évaluations obtenues au moyen du modèle servent à décrire la condition du site évalué.



**Figure 2.** Graphique d'ordination utilisé pour l'évaluation des sites du RCBA.

### ***Variation temporelle à l'embouchure de la rivière Quinsam***

À la station fédérale-provinciale de surveillance de la qualité de l'eau située à l'embouchure (QUI01), on a échantillonné les invertébrés benthiques de 2001 à 2006, à l'exception de 2002. Les données obtenues ont été utilisées pour l'examen des changements dans la communauté à ce site dans le temps. À notre connaissance, aucun changement à l'utilisation des terres n'est survenu entre 2001 et 2006 dans le bassin hydrographique. Tous les échantillons recueillis à QUI01 figurent ensemble dans un graphique d'ordination pour représenter la composition de l'ensemble de la communauté dans le temps et examiner les changements dans la communauté d'invertébrés de 2001 à 2006 par rapport à la condition de référence. De plus, l'abondance des principaux groupes d'invertébrés pour chaque année figure sur le graphique avec la médiane du groupe de référence attendu.

Les données annuelles sur la qualité de l'eau provenant du site fédéral-provincial à l'embouchure de la rivière Quinsam (QUI01) de 2001 à 2006 ont été évaluées au moyen de l'indice de la qualité des eaux (IQE) du CCME (CCME, 2001), un outil utilisé pour simplifier les données complexes sur la qualité de l'eau et communiquer les résultats à un public non spécialisé. L'indice produit des cotes de qualité (*excellente, bonne, moyenne, médiocre ou mauvaise*) qui reposent sur les fréquences globales et l'ampleur des dépassements des recommandations ou des objectifs pour la protection de la vie aquatique pour les principaux paramètres de la qualité de l'eau.

L'évaluation des tendances relatives aux données sur la qualité de l'eau a été réalisée à l'aide du logiciel WQSTAT Plus. Elle a été effectuée par l'application du test saisonnier de Kendall, qui calcule le test de tendance de Mann-Kendall (MK) pour chaque saison de l'année (les données sur les tendances de la qualité de l'eau sont très saisonnières par nature). Le test saisonnier de Kendall a été calculé pour des données non ajustées au débit et des données ajustées au débit. Les données ajustées au débit avant l'analyse des tendances éliminent les effets liés au débit et permettent de déterminer l'ampleur et l'importance sur le plan statistique des tendances qui ne sont ni expliquées ni affectées par le débit. Les échantillons d'eau qui ont été prélevés aux mêmes dates que les échantillons d'organismes benthiques ont aussi été analysés et comparés aux moyennes annuelles (d'octobre à septembre) pour prendre en compte les conditions auxquelles la

communauté était exposée durant l'année avant le début des prélèvements.

### ***Variation longitudinale de la rivière Quinsam***

Les échantillons ont été prélevés à divers endroits le long de la rivière Quinsam en 2003, 2005 et 2006 (tableau 1). Les sites représentent un profil de l'amont à l'aval de la communauté d'invertébrés de la rivière. L'abondance des divers groupes d'invertébrés a été représentée graphiquement avec le groupe de référence attendu afin d'illustrer les changements dans les communautés de l'amont à l'aval. Les données sur la qualité de l'eau ont aussi été représentées graphiquement afin de montrer tout changement s'étant produit de l'amont vers l'aval.

### ***Variation spatiale aux sites d'échantillonnage***

Trois échantillons répétés d'invertébrés ont été prélevés à l'embouchure en 2005, et à l'ensemble des sites en 2006 (tableau 1) afin d'évaluer la variabilité spatiale (dans un site donné) et de veiller à ce que la variation spatiale ne soit pas responsable des différences observées entre les sites d'échantillonnage. Des prélèvements de trois minutes au filet troubleau ont été effectués dans trois rapides à chaque site d'un même tronçon, de telle sorte qu'un échantillon a été recueilli dans des rapides en aval, à mi-tronçon et en amont, respectivement. Comme c'est le cas pour tous les autres sites, les paramètres de l'habitat ont été mesurés pour chaque rapide. Des statistiques descriptives générales ont été calculées pour évaluer la variabilité des communautés à l'intérieur de chaque site. Les données sur les communautés ont aussi été représentées dans l'espace d'ordination où l'on a appliqué un cadrage multidimensionnel hybride pour montrer comment les communautés varient à l'intérieur d'un site donné par comparaison à la variabilité de la condition de référence attendue.

### 3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

#### 3.1 Aperçu des évaluations des sites

##### *Évaluations biologiques*

La structure des communautés d'invertébrés benthiques a été analysée à l'aide des outils analytiques affichés sur le site Web du RCBA (<http://ec.gc.ca/rcba-cabin/Default.asp?lang=Fr&n=72AD8D96-1>). Le modèle prédictif du RCBA a permis de déterminer que tous les sites du bassin hydrographique de la rivière Quinsam devraient être semblables au groupe de référence 1 avec une très forte probabilité d'appartenance au groupe (tableau 3; Sylvestre *et al.*, 2005). Les résultats sur la probabilité indiquent que les paramètres de l'habitat aux sites d'échantillonnage de la rivière Quinsam étaient très semblables à ceux du groupe de référence 1 attendu selon le modèle; par conséquent, on s'attendait à ce que les communautés benthiques soient semblables. Les sites du groupe de référence 1 ont tendance à se trouver dans le bassin de Georgia, y compris dans l'est de l'île de Vancouver, et sont caractérisés par la présence de substrat composé de gros matériaux, de chenaux relativement étroits et profonds et des débits rapides, ainsi que par des eaux à faible concentration ionique. Le groupe 1 renferme 91 sites de référence qui définissent la gamme des communautés benthiques acceptables pour les sites d'échantillonnage de la rivière Quinsam. Les communautés sont dominées par les éphémères (Ephemeroptera) et les plécoptères (Plecoptera), suivis par les moucherons (Diptera : Chironomidae) et les trichoptères (Trichoptera). Bien que les communautés de référence soient caractérisées par des abondances relativement faibles (< 2 000 organismes / 3 minutes d'échantillonnage au filet troubleau), elles sont riches sur le plan taxinomique, et on s'attend à ce que les effectifs d'une grande partie du groupe EPT soient élevés aux sites non perturbés et qu'ils diminuent en fonction de l'augmentation du degré de perturbation de l'environnement. L'évaluation finale effectuée dans le cadre du RCBA a permis de déterminer le niveau de stress environnemental auquel il a été présumé que la communauté benthique avait été exposée, d'après le degré de dissimilarité établi cette communauté et les communautés de référence attendues (tableau 3). Les résultats détaillés du rapport du RCBA sont présentés à l'annexe A.



En 2001 et 2003, la communauté benthique à l'embouchure de la rivière Quinsam était très différente des communautés de référence. Le site a été représenté dans l'anneau 4 pour les deux années, ce qui correspondait à un *stress grave*. En 2004 et 2005, le site a connu une légère amélioration, et sa communauté benthique est devenue semblable aux communautés de référence. Pour ces années, le site a été représenté dans l'anneau 3, ce qui correspondait à un *stress confirmé*. En 2006, la communauté benthique du site a montré une grande similarité avec les communautés du groupe de référence qu'au cours des années précédentes; le site a donc été représenté dans l'anneau 2, ce qui correspondait à un *stress possible*.

En 2003, le site en amont de la mine, à la station de RHC, a été échantillonné aussi pour pouvoir comparer les évaluations du RCBA au site de l'embouchure. Le site d'amont (QUI03) a été classé dans la catégorie *stress possible* (anneau 2), et ses communautés étaient plus semblables aux communautés de référence que la communauté à l'embouchure (QUI01), qui était classée dans la catégorie *stress grave*. Il semble y avoir eu une certaine perturbation de l'environnement entre la station du RHC et l'embouchure de la rivière Quinsam.

En 2005, les évaluations du RCBA ont été réalisées à quatre endroits le long de la rivière. Les communautés des sites en amont de l'écloserie étaient semblables aux communautés de référence, car elles se trouvaient dans l'anneau 1, ce qui indiquait aucun stress environnemental et une grande similarité aux communautés de référence. Le site en aval de l'écloserie a été classé dans la catégorie *stress possible* alors que le site à l'embouchure a été classé dans la catégorie *stress confirmé*. Les données sur les communautés benthiques recueillies durant cette période laissent penser à une perturbation de l'environnement dans la partie inférieure du bassin hydrographique, quelque part en aval de l'écloserie.

**Tableau 3.** Prédications du modèle du RCBA des groupes de référence appropriés; probabilité d'appartenance au groupe et évaluation des sites le long de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006. Anneau 1 = Aucun stress; Anneau 2 = Stress possible; Anneau 3 = Stress confirmé; Anneau 4 = Stress grave.

Site	Description	2001	2003	2004	2005	2006
QUI01	À l'embouchure	Groupe 1 81,1 % Anneau 4	Groupe 1 74,7 % Anneau 4	Groupe 1 83,2 % Anneau 3	Groupe 1 88,6 % Anneau 3	Groupe 1 91,3 % Anneau 2
QUI02	En aval de l'écloserie				Groupe 1 82,7 % Anneau 2	Groupe 1 64,6 % Anneau 2
QUI05	Ruisseau Cold en amont de la confluence avec la rivière Quinsam					Groupe 1 40,0 % Anneau 1
QUI04	En amont de l'écloserie				Groupe 1 91,8 % Anneau 1	Groupe 1 71,8 % Anneau 2
QUI06	En aval de la mine et de la partie moyenne du lac Quinsam					Groupe 1 69,2 % Anneau 1
QUI03	En amont de la mine et de la partie moyenne du lac Quinsam à la station de RHC		Groupe 1 79,8 % Anneau 2		Groupe 1 81,0 % Anneau 1	Groupe 1 72,1 % Anneau 2

En 2006, les sites échantillonnés l'année précédente l'ont été de nouveau; de plus, on a échantillonné un nouveau site en aval de la mine (QUI06) et un nouveau site dans le ruisseau Cold (QUI05), qui se jette dans la rivière Quinsam en aval de l'écloserie. Les nouveaux sites échantillonnés en 2006 ont indiqué des communautés en santé qui étaient équivalentes aux conditions de référence. Les résultats aux sites en amont de l'écloserie (QUI03 et QUI04), qui ont fait l'objet d'un échantillonnage répété en 2006, ont indiqué une légère perturbation par comparaison aux résultats de 2005.

### ***Évaluations des propriétés chimiques de l'eau***

Les données sur la qualité de l'eau provenant de la station fédérale-provinciale d'échantillonnage à long terme située près de l'embouchure de la rivière Quinsam (QUI01) ont été comparées à l'IQE du CCME (CCME, 2001). Les paramètres analysés étaient l'alcalinité, le pH, l'azote, le phosphore, la température de l'eau, l'arsenic, le cuivre, le fer, le plomb et le zinc. Ces paramètres ont été retenus parce qu'on croyait qu'ils étaient les meilleurs pour caractériser la qualité de l'eau propre à un site et qu'ils pouvaient être affectés par les diverses utilisations des terres dans le bassin hydrographique de la rivière Quinsam. Les résultats de l'IQE de 2001 à 2006 allaient de *moyenne* à *bonne qualité* (tableau 4). À l'occasion, certains paramètres de la qualité de l'eau n'étaient pas conformes aux recommandations propres à un site, y compris l'alcalinité, le cuivre, le fer, l'azote, le phosphore et la température de l'eau. Les valeurs de l'alcalinité dans la rivière sont naturellement faibles et, durant les périodes de fort débit, elles diminuent au point où certains sites deviennent modérément sensibles aux apports acides. Les dépassements des critères pour le cuivre et le fer sont probablement aussi d'origine naturelle, car les métaux pénètrent dans la rivière Quinsam par la rivière Iron; cependant, l'exploitation minière en amont est une source possible de ces métaux. Des dépassements de température de l'eau se sont produits occasionnellement durant l'été lorsque le débit était faible; ils sont peut-être d'origine naturelle ou peuvent résulter de l'exploitation du barrage en amont (c'est-à-dire qu'ils sont causés par de faibles débits associés à la dérivation de l'eau vers la rivière Campbell). Cependant, on ne dispose d'aucune donnée sur l'eau antérieure à l'aménagement du barrage pour le confirmer.

**Tableau 4.** Évaluation de l'indice de la qualité des eaux à l'embouchure de la rivière Quinsam de 2001 à 2006, calculé annuellement.

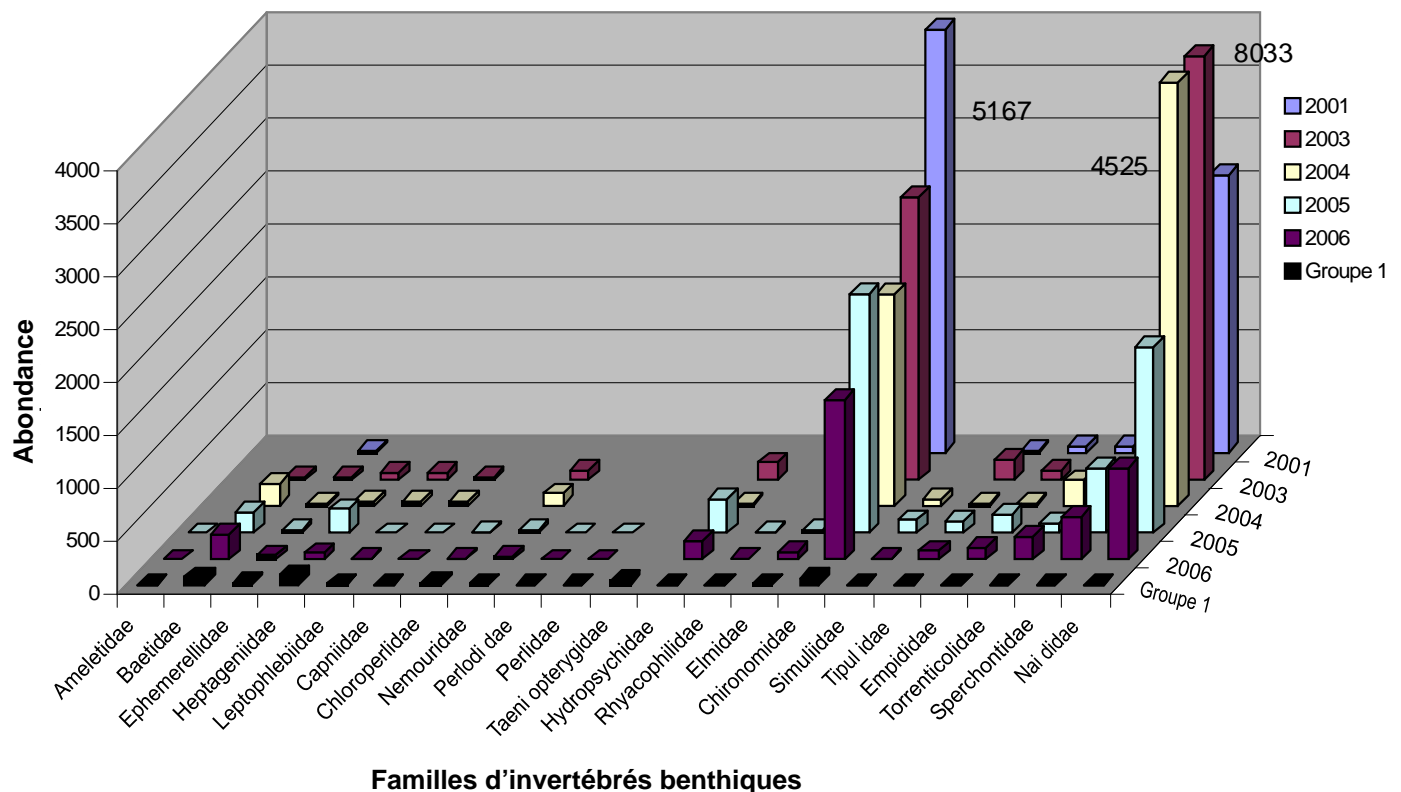
Année	2001	2002	2003	2004	2005	2006
IQE	Moyenne	Moyenne	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne

### 3.2 Variation temporelle à l'embouchure de la rivière Quinsam

#### *Variation biologique*

Les invertébrés benthiques ont été échantillonnés au site de l'embouchure (QUI01) chaque année de 2001 à 2006 (à l'exception de 2002). La composition de la communauté benthique à ce site a été comparée d'une année à l'autre, et comparée aussi à la communauté médiane du groupe de référence 1 (figure 3). En 2001, la communauté était exclusivement composée de Clitellata (vers Naididae), d'Arachnida (acariens Torrenticolidae et Sperchontidae), de Chironomidae (moucheons) et d'une très faible portion d'Ephemeroptera (éphémères Ephemereleididae) et d'autres Diptera (mouches Tipulidae, mouches Empididae). Lorsque leurs effectifs sont élevés, les vers et les moucheons sont considérés comme des indicateurs d'une très mauvaise qualité de l'eau (Barbour *et al.*, 1999). La grande abondance de Clitellata et de Chironomidae indique peut-être aussi un enrichissement en substances nutritives (Gafner et Robinson, 2007). La communauté benthique s'est améliorée légèrement en 2003, avec la présence d'un plus grand nombre de taxons, mais elle était encore dominée par les Naididae et les Chironomidae. Elle est devenue semblable à la communauté de référence pour ce qui est des types de taxons trouvés et de la proportion de chaque taxon entre 2004 et 2006. Même si le site à l'embouchure était encore dominé par les Naididae et les Chironomidae en 2006, la communauté était plus équilibrée qu'au cours des années précédentes, la richesse totale des taxons avait augmenté, et presque tous les taxons communs trouvés aux sites de référence étaient présents.

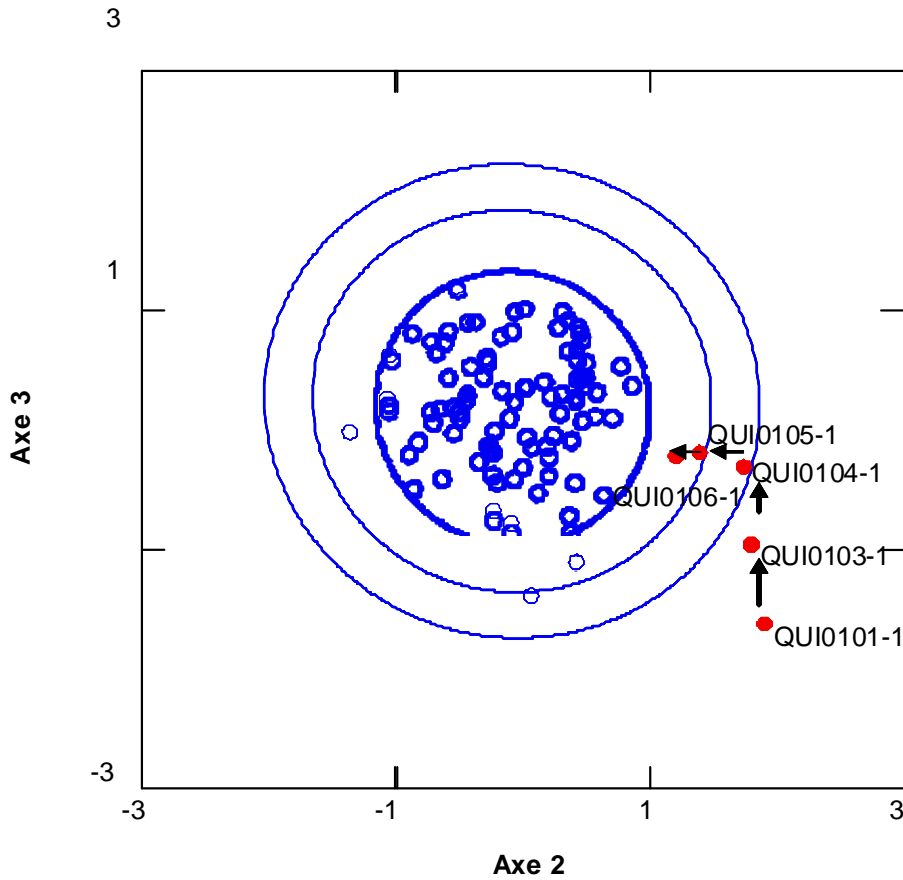
Les communautés benthiques échantillonnées chaque année au site de l'embouchure ont été représentées ensemble dans un espace d'ordination afin d'évaluer dans quelle mesure ces communautés avaient changé dans le temps par comparaison aux communautés du groupe des communautés de référence attendu (figure 4). Il semble qu'avec le temps, depuis les dernières années, le site se modifiait pour se rapprocher des conditions de référence et qu'il s'améliorait par rapport à 2001, où il avait été classé lors d'une première évaluation dans la catégorie *stress grave* (tableau 3).



**Figure 3.** Variation temporelle de la composition des communautés à l’embouchure (QUI01) de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006. Les valeurs de l’abondance correspondent à l’abondance moyenne pour trois échantillons au filet troubleau en 2005 et 2006. Les valeurs du groupe 1 correspondent à l’abondance médiane de l’ensemble des sites de référence du groupe 1 dans le modèle s’appliquant au bassin hydrographique du fleuve Fraser et au bassin de Georgia.

Les résultats d’une étude laissent croire qu’une perturbation a eu lieu au site ou dans le bassin hydrographique à un certain moment durant l’année 2001 ou avant 2001; et que cette perturbation aurait causé une perturbation dans la communauté d’invertébrés. En 1985, une étude sur les invertébrés a été réalisée à des emplacements semblables dans la rivière Quinsam (Keays, 1992), mais les méthodes utilisées étaient différentes. Des taxons semblables ont alors été trouvés, mais les tendances générales des abondances relatives étaient différentes. En 1985, le cours inférieur de la rivière Quinsam était dominé par les Chironomidae (81 %), comme il a été observé dans la présente étude. Cependant, Keays (1992) a mentionné de plus grandes proportions d’EPT (21 %), d’autres taxons, de mollusques, de diptères, de crustacés (4 %) et de vers (4 %) que celles qui avaient été trouvées dans l’échantillon que nous avons prélevé en 2001. En 2001, les taxons qui dominaient le site à l’embouchure correspondaient à ceux d’une communauté qui a été

exposée à un stress attribuable à un enrichissement en substances nutritives ou à une perturbation hydrologique (Gafner et Robinson, 2007).



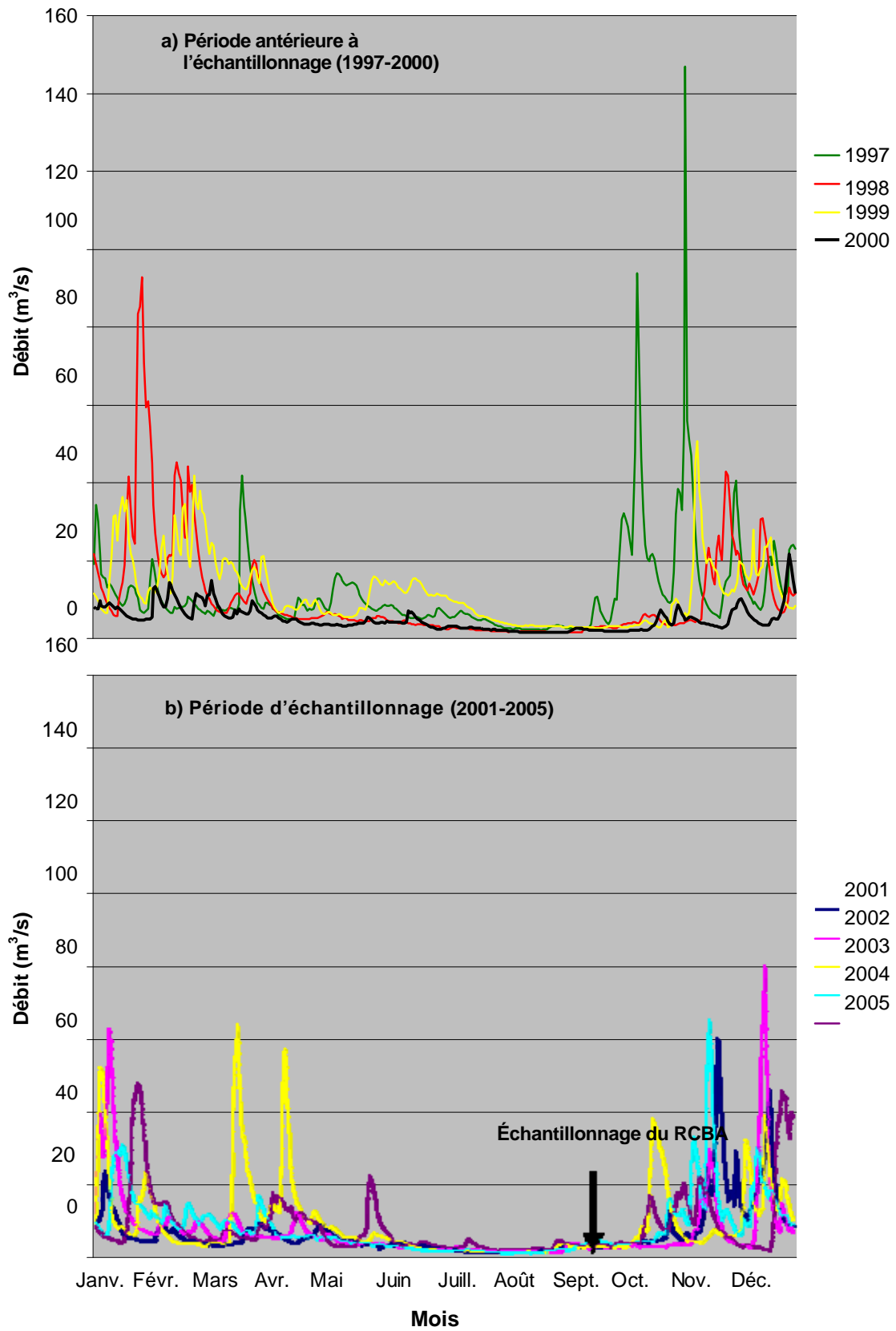
**Figure 4.** Variation temporelle de la communauté d'invertébrés à l'embouchure de la rivière Quinsam entre 2001 et 2006 représentée dans un espace d'ordination sur deux axes. Les cercles bleus représentent les sites de référence dans trois ellipses de confiance, à savoir 90 %, 99 % et 99,9 %. Les points rouges représentent les échantillons prélevés dans la rivière Quinsam en 2001, 2003, 2004, 2005 et 2006. Les flèches indiquent le déplacement de la communauté dans le graphique d'ordination d'une année à l'année suivante.

La perturbation hydrologique affecte aussi la répartition et la variation temporelle des communautés d'invertébrés (Riseng *et al.*, 2004). Le personnel de l'écloserie a mentionné des crues à faible intervalle de temps en 1997-1999 (figure 5a) qui ont affouillé le chenal en aval de l'écloserie (D. Ewart, communication personnelle, 2007); ces crues ont été suivies d'une longue période de sécheresse en 2000 (figure 5a) (Ewart, 2002). Cette observation est appuyée par des données hydrologiques (figure 5a). Les perturbations physiques comme les crues, les sécheresses ou les glissements de terrain (Chaloner *et al.*, 2002) perturberaient les communautés établies, et de rapides organismes colonisateurs comme les moucheron et les vers domineraient jusqu'à ce que d'autres invertébrés colonisent de nouveau l'habitat. Les communautés d'invertébrés se rétablissent rapidement des perturbations liées aux crues, mais se rétablissent plus lentement d'une sécheresse (Lake, 2000). De plus, l'abondance des invertébrés se rétablit plus rapidement que la richesse spécifique (Lake, 2000). Cette tendance a été observée dans la rivière Quinsam (figure 3), où les abondances ont été assez élevées en 2001 et où la richesse spécifique a augmenté graduellement entre 2001 et 2006. Les taxons observés dans le cadre de notre étude à QUI01 en 2001 étaient semblables aux taxons dominants trouvés par Griswold *et al.* (1982) dans leurs études portant sur des cours d'eau canalisés après une sécheresse. Ces cours d'eau canalisés utilisés par Griswold *et al.* (1982) semblaient semblables au tronçon affouillé de la rivière Quinsam en aval de l'écloserie. Même si le débit et l'évacuation des eaux de la rivière Quinsam étaient encore faibles en 2001, ils se sont stabilisés et sont devenus plus réguliers de 2002 à 2005 (figure 5b).

Le personnel de l'écloserie de la rivière Quinsam a observé que de faibles débits réservés dans le cours inférieur de la rivière à l'automne 2000 avaient entraîné des taux élevés de mortalité avant fraie chez le saumon rose revenant dans la rivière (Ewart, 2002). Il est naturel de trouver des carcasses de saumons au milieu des tronçons inférieurs de la rivière. Cependant, le plus grand nombre de saumons mourant dans le cours inférieur de la rivière Quinsam contribuerait probablement à l'inhabituelle grande concentration de substances nutritives décelée dans la rivière. Gafner et Robinson (2007) ont constaté que l'enrichissement en substances nutritives avait entraîné un changement important dans la structure de l'assemblage des macroinvertébrés, en faisant augmenter les chironomidae et en éliminant d'autres taxons comme les perlodidae et les baetidae. Ils ont conclu aussi que

l'enrichissement en substances nutritives pouvait altérer les réactions attendues à d'autres sources de changement écologique comme les sécheresses ou les crues. Il est probable que le faible débit de la rivière Quinsam juste avant 2001 (figure 5a), confondu avec le possible enrichissement en substances nutritives, a influé sur la condition de la communauté benthique du site près de l'embouchure.





**Figure 5a) et b).** Débit de la rivière Quinsam à la confluence avec la rivière Campbell, 1997-2000 et 2001-2005.

### ***Variation des propriétés chimiques de l'eau***

Les données sur la qualité de l'eau recueillies de 1986 à 2005 ont été évaluées afin de dégager des tendances et de déterminer certaines causes possibles de la dégradation des conditions biologiques. Des tendances à la hausse significatives sur le plan statistique ( $p < 0,05$ ) ont été définies pour plusieurs ions dissous et paramètres associés, y compris l'alcalinité, la dureté et le strontium. Les sulfates ont montré une tendance à la hausse jusqu'à environ 1999, mais se sont stabilisés depuis. Ces tendances résultent probablement du drainage acide et de la neutralisation de ce drainage à la Quinsam Coal Mine, tel que le montre l'augmentation des concentrations de sulfates dissous (figure 6). Pour le moment, on ne pense pas que ces tendances constituent une menace directe pour la vie aquatique, parce que les concentrations mesurées ne dépassent pas les recommandations pour la protection de la vie aquatique.

Les données sur le phosphore total n'étant disponibles que depuis 2005, on ne peut malheureusement pas les analyser pour en dégager des tendances. Cependant, les données actuelles (2005-2008) sont intéressantes, car elles indiquent que la rivière évolue vers un état mésotrophe, avec une valeur moyenne de 0,009 mg/L de phosphore total durant cette période (figure 7). Dans l'ensemble du bassin hydrographique de la rivière Quinsam, l'eau a déjà été caractérisée comme étant de l'eau douce, exceptionnellement claire et oligotrophe (ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, 1981). Cependant, les données plus récentes montrent que les concentrations de phosphore dissous au site près de l'embouchure sont souvent plus élevées que le « seuil de déclenchement » pour les rivières oligotrophes (de 0,004 à 0,01 mg/L de phosphore total) (Environnement Canada, 2004). Les concentrations dissoutes étant souvent plus élevées que cette plage de concentrations, les concentrations de phosphore total sont probablement considérablement plus élevées, ce qui indiquerait que les concentrations de phosphore, du moins dans le cours inférieur de la rivière, sont devenues supérieures aux concentrations de fond. Les données sur l'azote pour les années 2003-2006 ayant malheureusement été compromises en raison d'une erreur de laboratoire, les données pour la période ne peuvent être utilisées pour l'évaluation des tendances. Cependant, il existe une importante tendance à court terme de l'azote entre 1995 et 2002 (figure 8). On ne saura pas si cette tendance s'est maintenue ou non d'ici à ce que davantage de données sur l'azote pour la période ayant suivi la contamination ne soient disponibles.

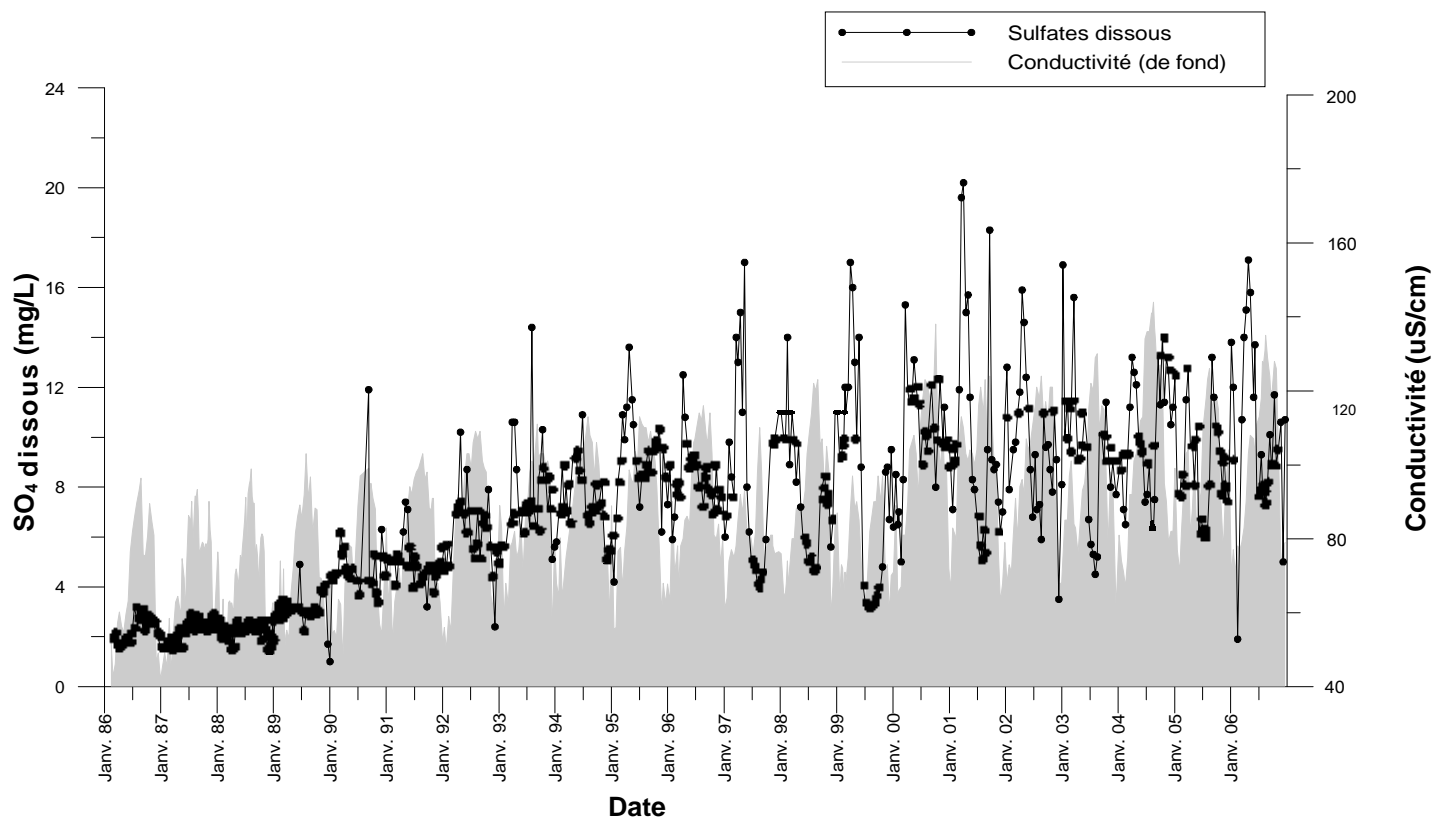


Figure 6. Sulfates dissous à l'embouchure de la rivière Quinsam (QUI01).

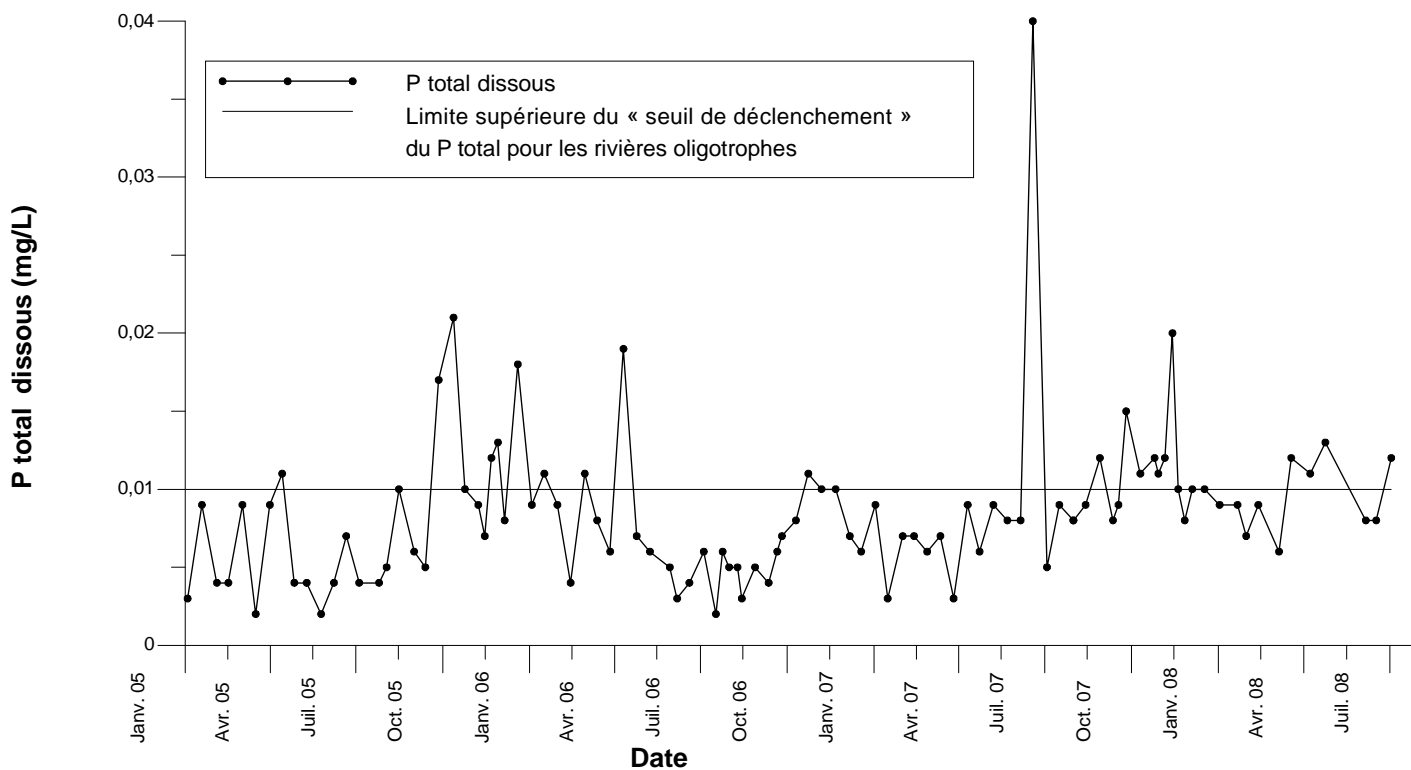
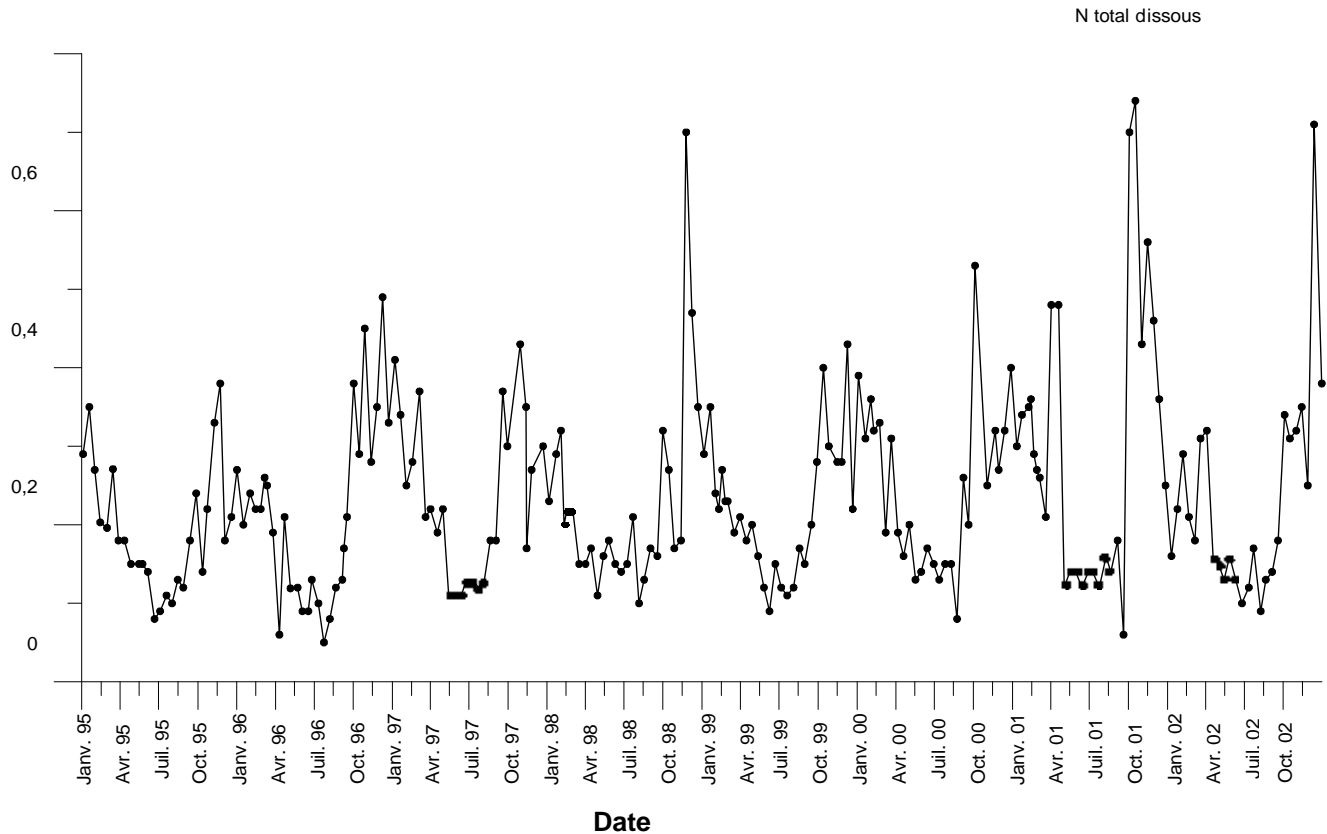


Figure 7. Phosphore total dissous à l'embouchure de la rivière Quinsam (QUI01).



**Figure 8.** Azote total dissous à l'embouchure de la rivière Quinsam (QUI01).

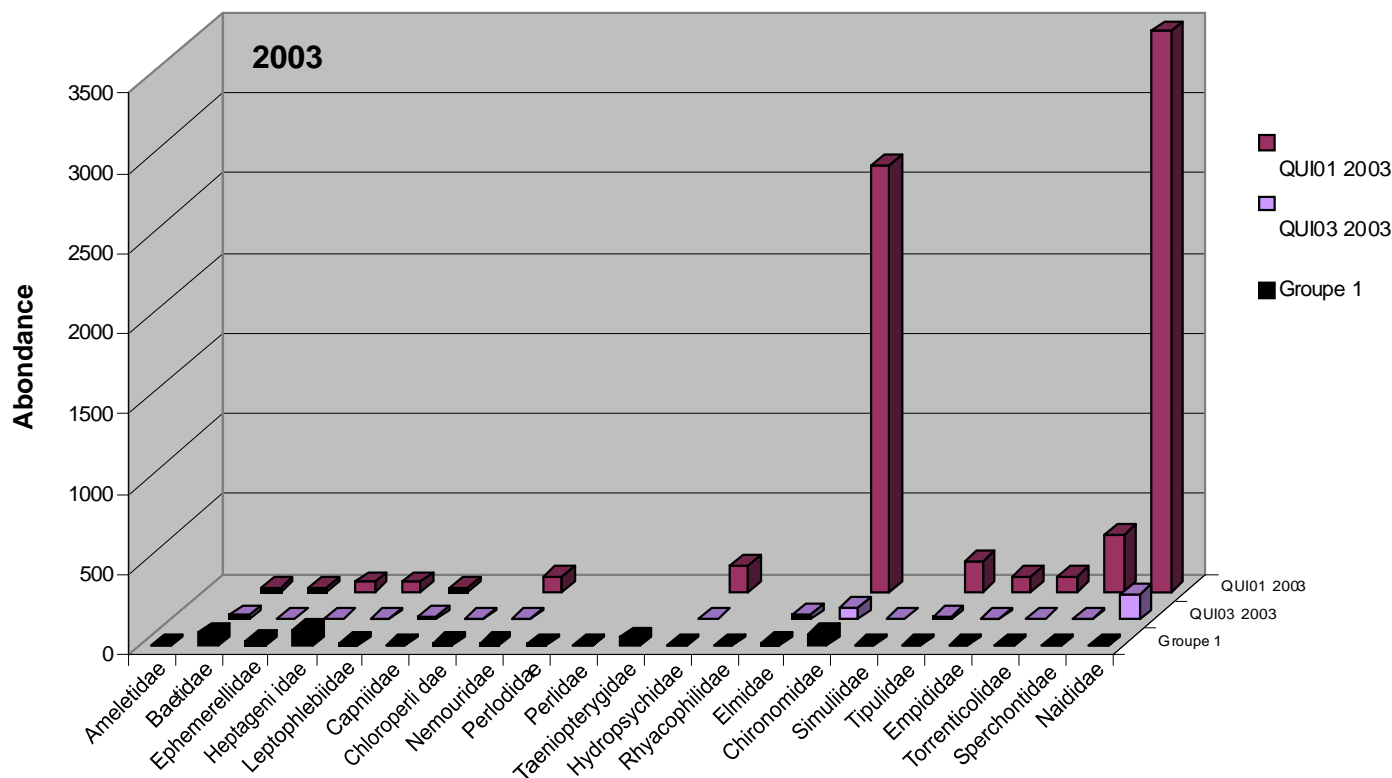
En 2001, la communauté benthique était classée dans la catégorie *stress grave*, et la qualité de l'eau était *bonne* selon l'IQE. Les évaluations subséquentes du RCBA indiquent que la communauté benthique au site de l'embouchure s'est améliorée avec le temps. L'évaluation de la communauté benthique pour 2006 indique que le cours d'eau est classé dans la catégorie *stress possible*, ce qui constitue une nette amélioration par comparaison à la première évaluation menée en 2001. Lors de la première évaluation, on a présumé un enrichissement en substances nutritives, en raison de la grande proportion de vers et de moucherons. Selon l'IQE, la qualité de l'eau était généralement *bonne* (*moyenne* en 2002) durant cette période. Plusieurs valeurs des concentrations d'azote ayant été assez élevées en 2001 et 2002, elles ont contribué à l'attribution de la cote *moyenne* en 2002, mais les concentrations sont demeurées faibles à partir de 2003. Comme il a été mentionné plus haut, les concentrations d'azote au site ont augmenté entre 1995 et 2002; il est possible que cette augmentation ait favorisé l'enrichissement en substances nutritives. Comme les données disponibles sur le phosphore étaient insuffisantes pour l'évaluation des tendances, on ne connaît pas le rôle possible des changements concernant les substances nutritives au site par comparaison aux changements dans le temps de la communauté benthique.

Certains paramètres de la qualité de l'eau ont continué à augmenter (l'alcalinité et certains autres constituants dissous) dans le temps, mais ils ont rarement dépassé les recommandations, et on ne s'attend pas à ce qu'ils aient des répercussions sur la vie aquatique. Par conséquent, les autres contributeurs à la première évaluation du RCBA et à l'amélioration subséquente de la communauté benthique pourraient être les perturbations physiques (p. ex. la solifluxion des berges) associées à des phénomènes hydrologiques extrêmes avant 2001, suivies par la stabilisation du débit depuis ce temps.

### 3.3 Variation longitudinale dans la rivière Quinsam

#### *Variation biologique*

Une étude longitudinale a été menée afin de déterminer à quel endroit le long de la rivière la communauté d'invertébrés benthiques changeait ou commençait à changer pour s'éloigner de plus en plus des conditions de référence. La première comparaison entre l'amont et l'aval a été effectuée en 2003 à l'embouchure de la rivière et à la station de RHC en amont de la mine. On a observé une différence évidente dans la composition de la communauté et dans l'abondance (figure 9).



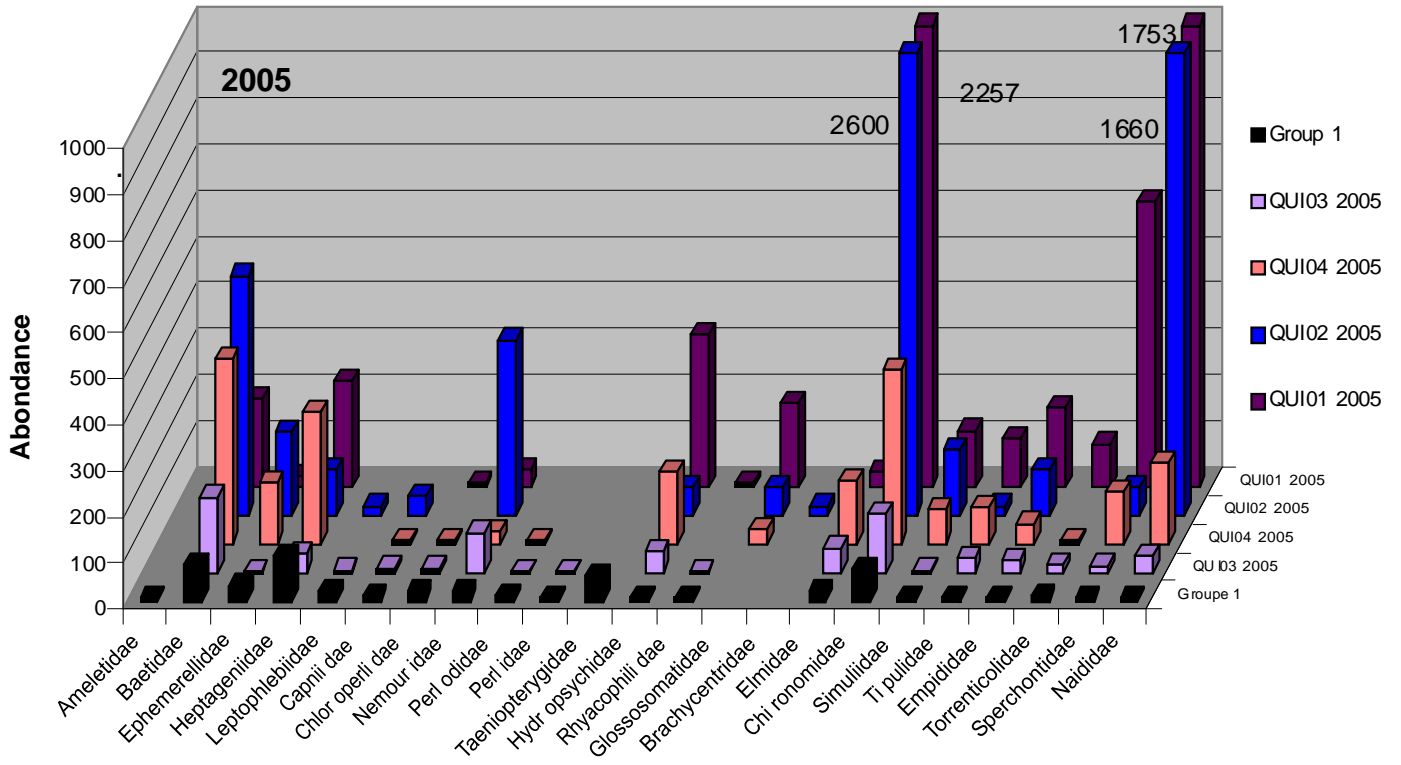
## Familles d'invertébrés benthiques

**Figure 9.** Abondance des taxons au niveau de la famille aux sites d'échantillonnage de la rivière Quinsam en 2003. Les valeurs de l'abondance correspondent à l'abondance moyenne pour trois échantillons au filet troubleau. Les valeurs du groupe 1 correspondent à l'abondance médiane des sites du groupe de référence 1 dans le modèle s'appliquant au bassin hydrographique du fleuve Fraser et au bassin de Georgia.

Même si on a trouvé des éphémères (Baetidae, Ephemerellidae, Heptageniidae et Leptophelbiidae) aux deux sites, les Chironomidae et les Naididae étaient les taxons dominants au site en aval. L'abondance relative des différents taxons est importante lorsqu'il s'agit d'effectuer une évaluation globale, parce que le déséquilibre entre des taxons ou la dominance de quelques taxons dans une communauté peuvent indiquer l'exposition à un stress environnemental. Les évaluations du RCBA à ces sites ont permis de relever une différence de deux catégories (tableau 3, annexe A), ce qui laisse penser à une différence biologique importante entre les deux communautés; le site en aval se classe dans la catégorie *stress grave* et le site en amont, dans la catégorie *stress possible*. En plus de la dominance des Naididae et des Chironomidae, les autres principaux groupes d'invertébrés qui dominaient au site en aval étaient les Hydrachnidae (acariens) et les Tipulidae et les Empididae (mouches véritables). Ces taxons ont tendance à être associés à une qualité de l'eau moins bonne (Gafner et Robinson, 2007). Le site en aval se caractérisait par une moins grande richesse en taxons que le site en amont (QUI03) et que le groupe de référence attendu (figure 10). Le site en amont était plus semblable sur le plan de la composition au groupe de référence attendu tel que l'indiquent les évaluations du RCBA (tableau 3).

L'étude longitudinale de 2005 portait sur le site en amont et le site en aval échantillonnés en 2003 ainsi que sur les nouveaux sites en amont de l'écloserie (QUI04) et en aval de l'écloserie (QUI02). Comme en 2003, le site en aval était encore dominé en 2005 par les Naididae (vers), les Chironomidae (moucheons) ainsi que par les Arachnida (Torrenticolidae et Spermantidae [acariens]) (figure 10). Les éphémères Baetidae et Heptageniidae ainsi que les trichoptères Hydropsychidae étant abondants à tous les sites, la présence de ces familles du groupe EPT ne jouait pas un grand rôle dans la différenciation des sites de l'amont et de l'aval. Cependant, on a trouvé quelques taxons de Plecoptera (plécoptères) (Capniidae, Chloroperlidae, Nemouridae, Perlodidae, Perlidae et Taeniopterygidae) à certains emplacements en aval de la station de RHC (QUI03). Le site en

amont à la station de RHC (QUI03) se caractérisait par une communauté plus équilibrée (c'est-à-dire non dominée par un taxon en particulier) et n'était pas semblable au groupe de référence. En amont de l'écloserie (QUI04), la communauté était assez semblable à celle de QUI03, mais avait tendance à comporter de plus grandes proportions de certains taxons. En aval de l'écloserie, la communauté ressemblait davantage à celle du site à l'embouchure qu'à celle du site en amont de l'écloserie, parce qu'elle comportait une très grande proportion de vers et de moucheron. La barrière de dénombrement ainsi que les deux tributaires qui se trouvent entre le site en amont de l'écloserie et le site en aval de l'écloserie peuvent entraîner des changements de l'habitat aux emplacements situés en aval et influencer sur les différences observées entre les deux sites.

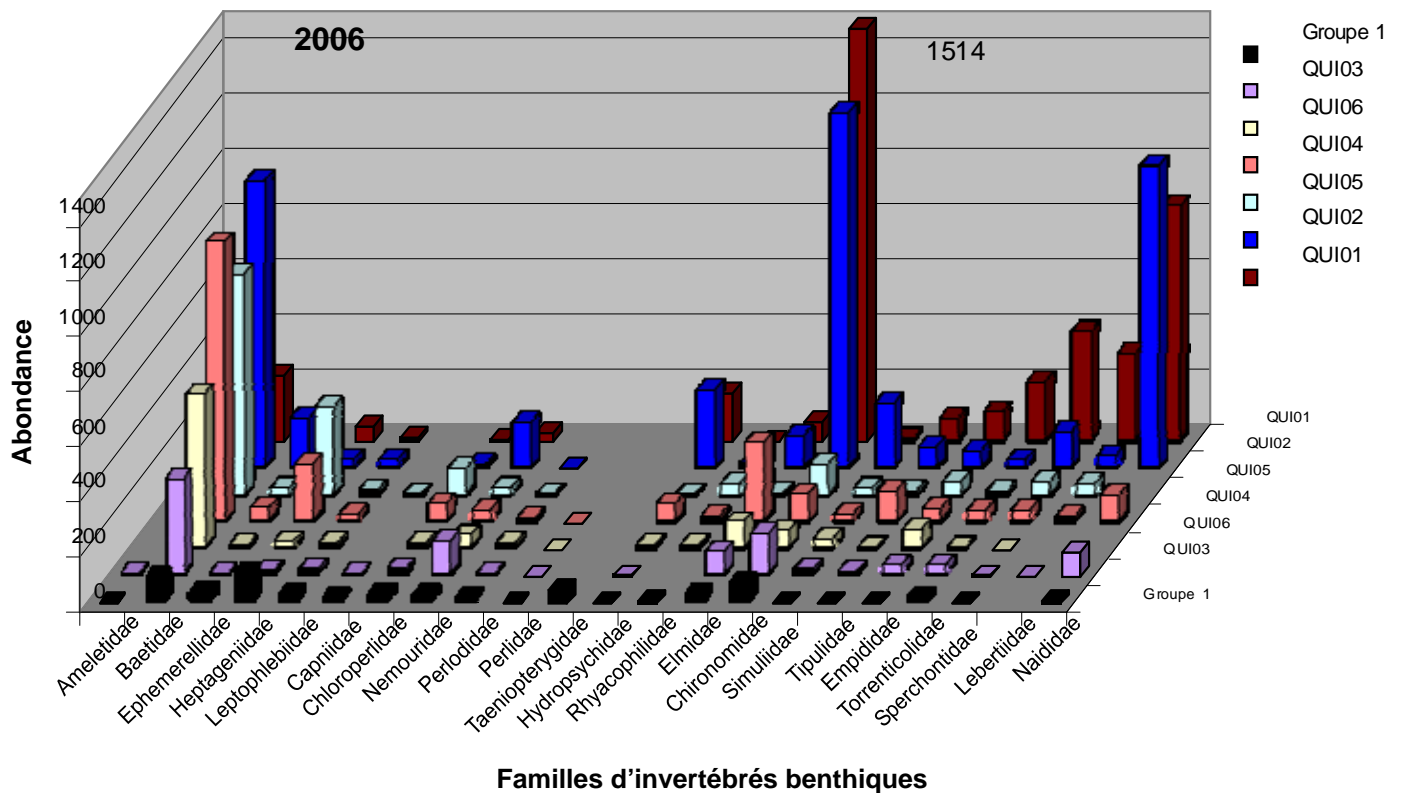




### Familles d'invertébrés benthiques

**Figure 10.** Abondance des taxons au niveau de la famille aux sites d'échantillonnage de la rivière Quinsam en 2005. Les valeurs de l'abondance correspondent à la moyenne pour trois échantillons au filet troubleau à QUI01. Les valeurs du groupe 1 correspondent à l'abondance médiane des sites du groupe de référence 1 dans le modèle s'appliquant au bassin hydrographique du fleuve Fraser et au bassin de Georgia.

Les résultats de 2006 étaient semblables à ceux de 2003 et 2005, car les sites en amont comportaient des communautés qui étaient davantage semblables au groupe de référence attendu que les sites plus en aval dans le bassin hydrographique (figure 11). On a ajouté à l'étude de 2006 un site en aval de la mine (QUI06) et un site sur le ruisseau Cold près de l'écloserie (QUI05). La communauté d'invertébrés au site du ruisseau Cold était différente de celle de QUI02, qui a été échantillonnée juste en aval de la confluence avec le ruisseau Cold. Elle était plus semblable pour ce qui est de l'assemblage et de l'abondance aux sites d'échantillonnage en amont (QUI04, QUI06 et QUI03), car tous ces sites ressemblent davantage aux communautés de référence. Les sites à l'extrémité aval de la rivière Quinsam (QUI01 et QUI02) étaient encore une fois dominés par les Naididae et les Chironomidae, avec une présence marquée des acariens (Torrenticolidae, Sperchontidae, Lebertiidae). Les sites en amont et en aval de la mine (QUI03 et QUI06) ressemblaient davantage au groupe de référence attendu (figure 11).

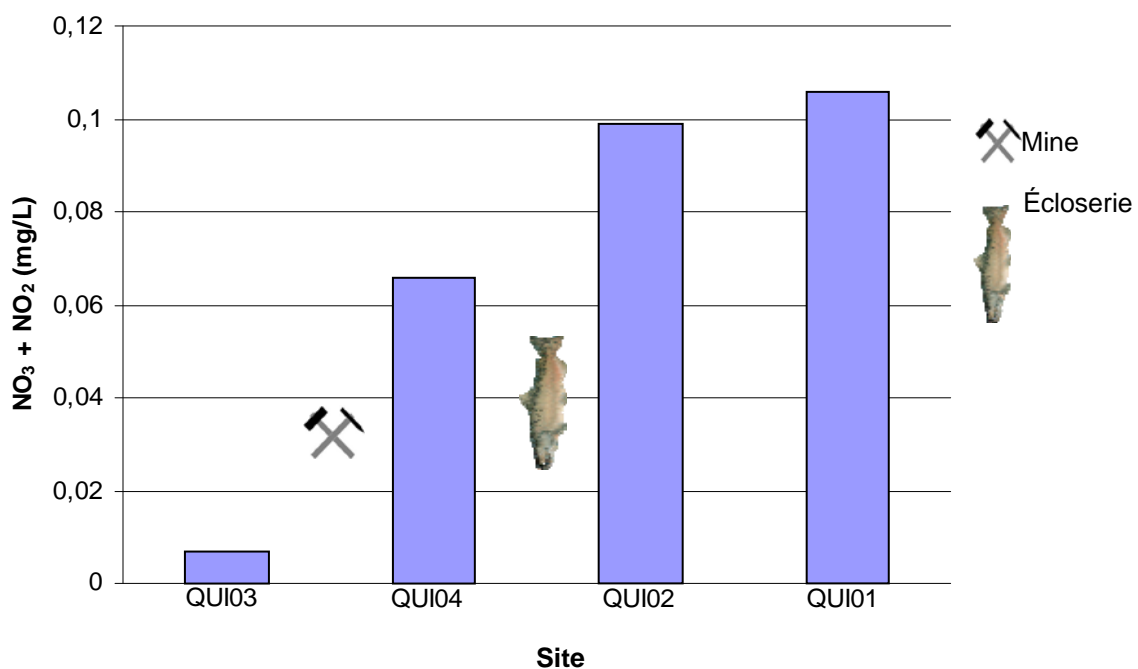


**Figure 11.** Abondance moyenne des taxons au niveau de la famille aux sites d'échantillonnage (n = 3) de la rivière Quinsam en 2006. Les valeurs du groupe 1 correspondent à l'abondance médiane des sites du groupe de référence 1 dans le modèle s'appliquant au bassin hydrographique du fleuve Fraser et au bassin de Georgia.

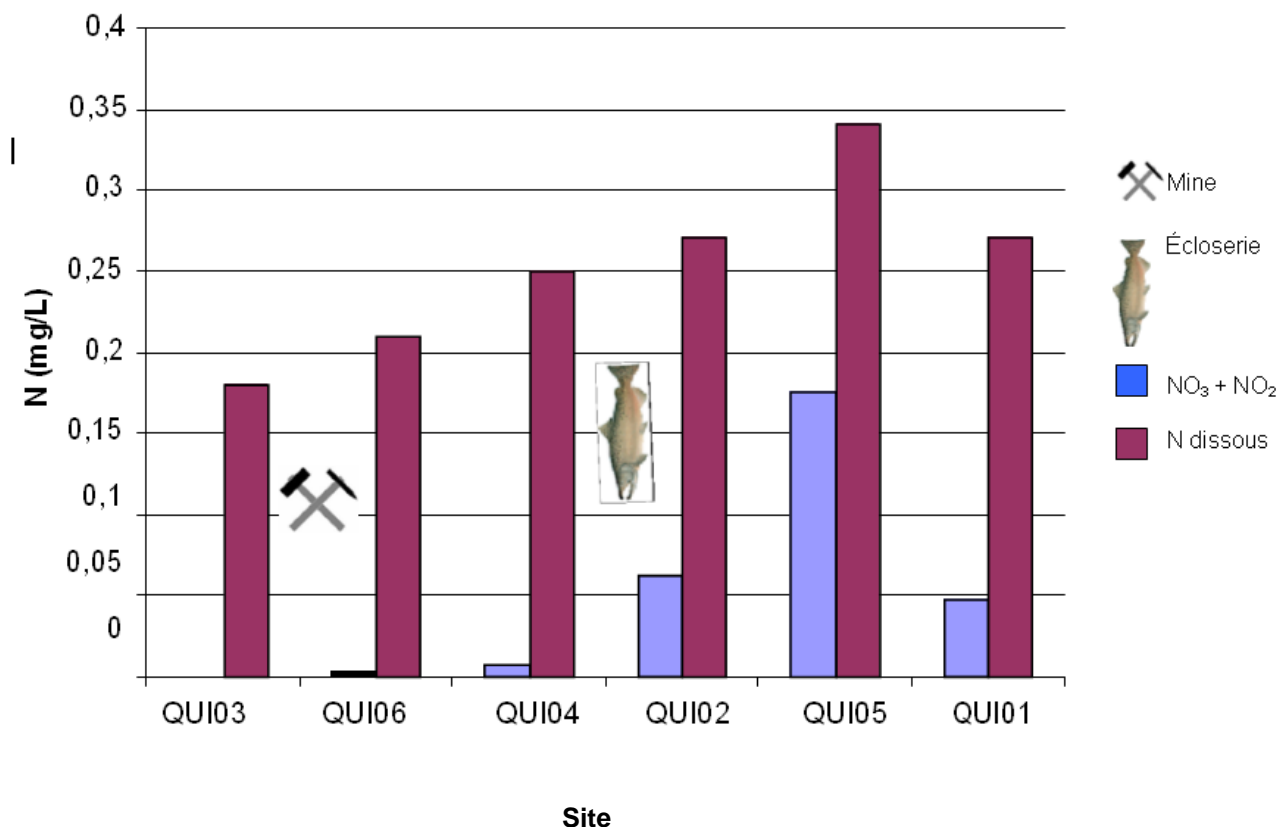
L'étude longitudinale a montré certaines différences apparentes dans les structures des communautés de l'amont à l'aval. Elle a révélé que les sites échantillonnés en amont de la mine, en aval de la mine et en amont de l'écloserie (QUI03, QUI06 et QUI04), ainsi qu'au ruisseau Cold (QUI05), étaient tous relativement en santé, ce qui indiquait peu de stress environnemental (tableau 3). Les communautés à ces sites étaient composées d'une vaste gamme de taxons en équilibre. Les sites échantillonnés dans la partie inférieure du bassin hydrographique, en aval de l'écloserie et à l'embouchure (QUI02 et QUI01) étaient fortement dominés par les vers et les moucheron, ce qui laisse croire à une qualité de l'eau plus mauvaise. L'étude a indiqué que le changement dans la communauté s'était produit dans la partie inférieure du bassin hydrographique en aval de l'écloserie, mais elle n'a pas permis d'en déterminer la cause. Il faut mener des études plus détaillées pour expliquer les causes possibles du stress subi par la communauté d'invertébrés à l'embouchure de la rivière Quinsam.

### ***Variation des propriétés chimiques de l'eau***

De tous les paramètres de la qualité de l'eau mesurés lors des prélèvements des invertébrés benthiques en 2005 et 2006, seules les concentrations de nitrates dissous et des nitrites dissous ainsi que les concentrations d'azote total dissous ont connu des changements le long de la rivière Quinsam (figures 12 et 13). Les concentrations d'azote, en particulier de nitrates et les nitrites, étaient élevées dans la partie inférieure du bassin hydrographique. Des renseignements détaillés sur ces paramètres de la qualité de l'eau et d'autres paramètres mesurés à ces emplacements peuvent être consultés sur le site Web de la qualité de l'eau d'Environnement Canada à l'adresse [www.waterquality.ec.gc.ca](http://www.waterquality.ec.gc.ca).



**Figure 12.** Concentrations de nitrates et de nitrites dans la rivière Quinsam aux sites d'échantillonnage des invertébrés, les 28 et 29 septembre 2005.



**Figure 13.** Concentrations de nitrates et de nitrites et d'azote total dissous dans la rivière Quinsam aux sites d'échantillonnage des invertébrés les 19 et 20 septembre 2006.

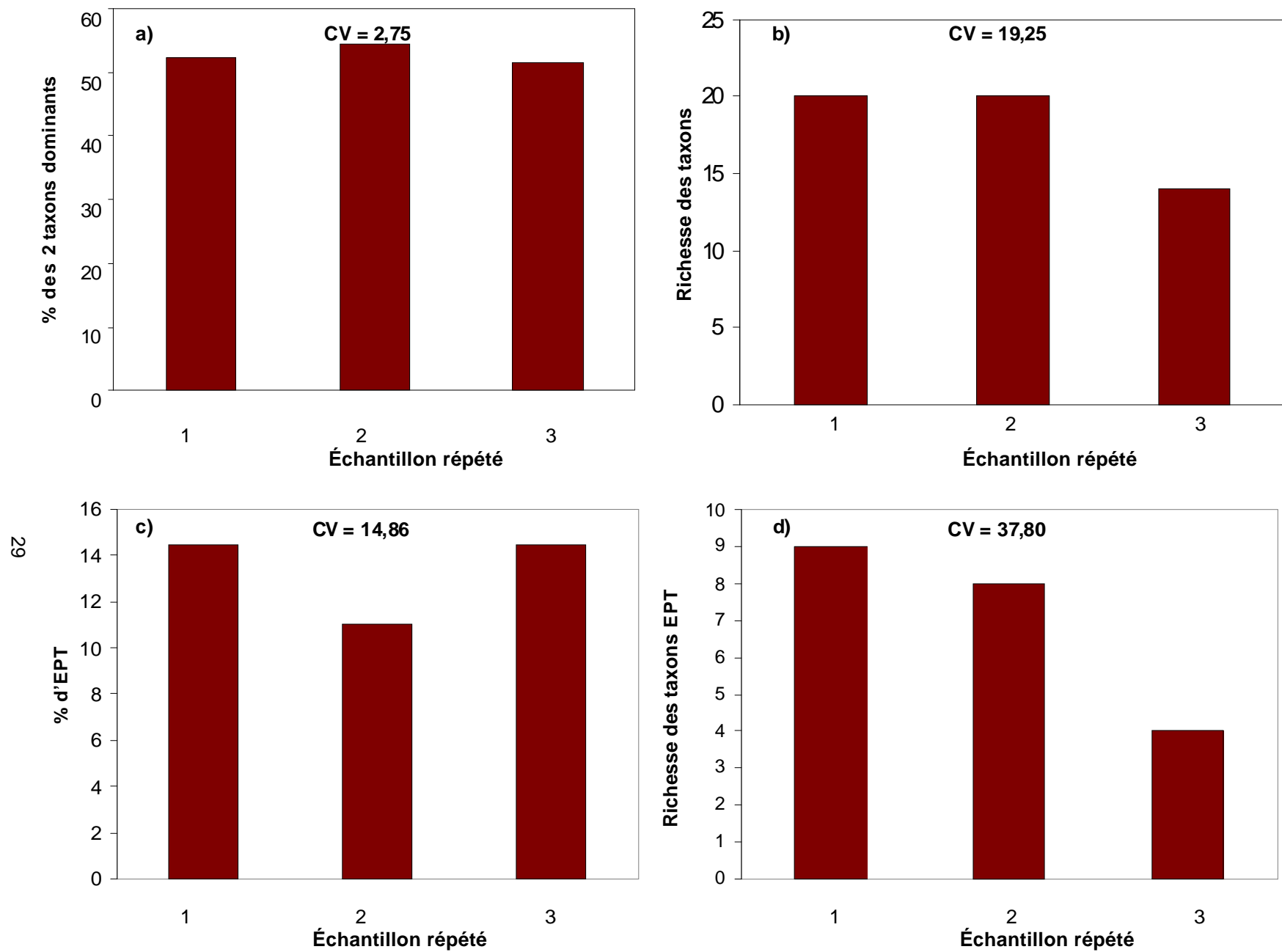
La proportion de plus en plus grande de vers et de moucherons dans la partie inférieure du bassin hydrographique (figures 9, 10 et 11) concorde avec la tendance à la hausse des concentrations d'azote dans les échantillons d'eau (figures 12 et 13). Les vers et les moucherons sont habituellement dominants dans les eaux enrichies de substances nutritives (Gafner et Robinson, 2007). Même si les concentrations d'azote dissous mesurées ne dépassent pas les valeurs des recommandations pour la protection de la vie aquatique (figure 8), il arrive parfois qu'elles s'approchent du « seuil de déclenchement » de 0,7 mg/L pour l'azote total dans les rivières oligotrophes ou qu'elles le dépassent (Dodds *et al.*, 1998). Ces résultats indiquent que les concentrations d'azote peuvent être supérieures aux concentrations naturelles. Les eaux du bassin hydrographique de la rivière Quinsam ont été caractérisées comme oligotrophes (ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, 1981) et, même si les concentrations d'azote ne dépassent pas les valeurs des recommandations, l'ajout de substances nutritives pourrait avoir un effet sur les communautés aquatiques car il modifierait les concentrations de substances nutritives dans l'eau. De plus, la charge en azote est peut-être plus grande que ne l'indiquent les propriétés chimiques de l'eau, parce que les substances nutritives supplémentaires

peuvent aussi être absorbées par les algues qui prolifèrent sur les roches dans le cours d'eau (et, par conséquent, non mesurées dans les échantillons d'eau) (Biggs, 2000). Les fortes concentrations d'azote par rapport aux sites en amont, ainsi que les plus fortes concentrations de phosphore mesurées dans le temps à l'embouchure, pourraient expliquer du moins en partie l'enrichissement apparent des communautés benthiques trouvées dans la partie inférieure du bassin hydrographique.

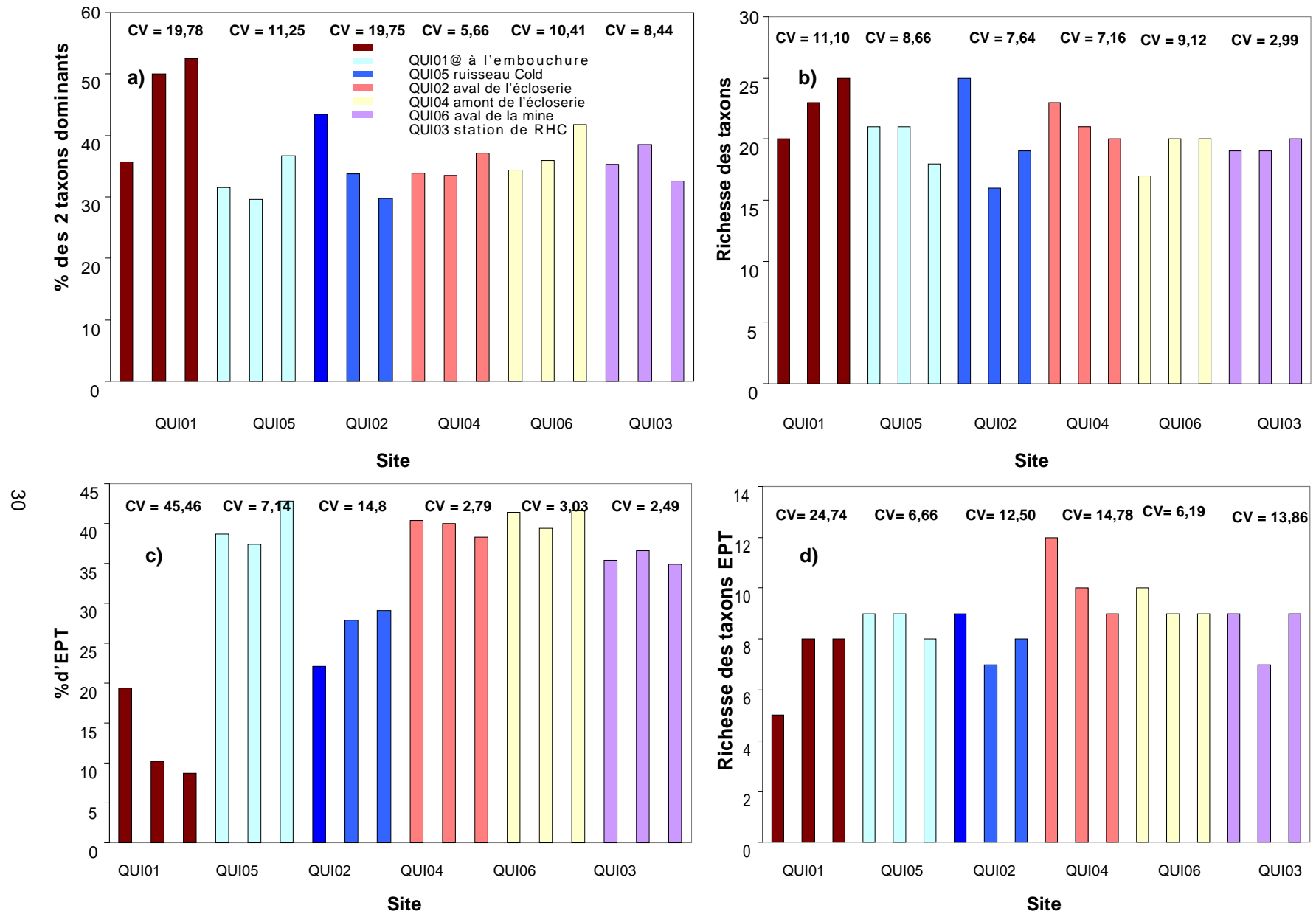
### **3.4 Variation spatiale**

La variabilité spatiale des communautés benthiques à l'intérieur de chaque site d'échantillonnage a été étudiée à l'embouchure en 2005 et à tous les sites en 2006. Quatre paramètres communs ont été utilisés pour illustrer la similarité entre les sites : la proportion d'organismes EPT, qui comprennent les éphémères (Ephemeroptera), les plécoptères (Plecoptera) et les trichoptères (Trichoptera); la proportion des deux taxons dominants; la richesse totale des taxons, qui représente les différents types d'invertébrés (identifiés au niveau de la famille) trouvés dans un échantillon, et la richesse en EPT, une mesure des différents types de taxons faisant partie des trois ordres d'insectes.

En 2005, on a observé une variation moindre des paramètres de la composition et de la richesse totale des taxons que de la richesse des taxons EPT au site près de l'embouchure; les coefficients de variation (CV) y étaient inférieurs à 20 % (figure 14). En 2006, la dominance exprimée en pourcentage était généralement le paramètre qui variait le plus dans la plupart des sites. À l'exception de la richesse en EPT et du pourcentage d'EPT à QUI01, les communautés à chaque site variaient peu entre les échantillons répétés, car les CV étaient inférieurs à 20 % (figure 15). Les différences observées entre les sites étaient donc « réelles » et non confondues par la variation à l'intérieur des sites. Un résumé de la variation des paramètres communs des communautés ainsi que des statistiques descriptives se trouvent à l'annexe B.

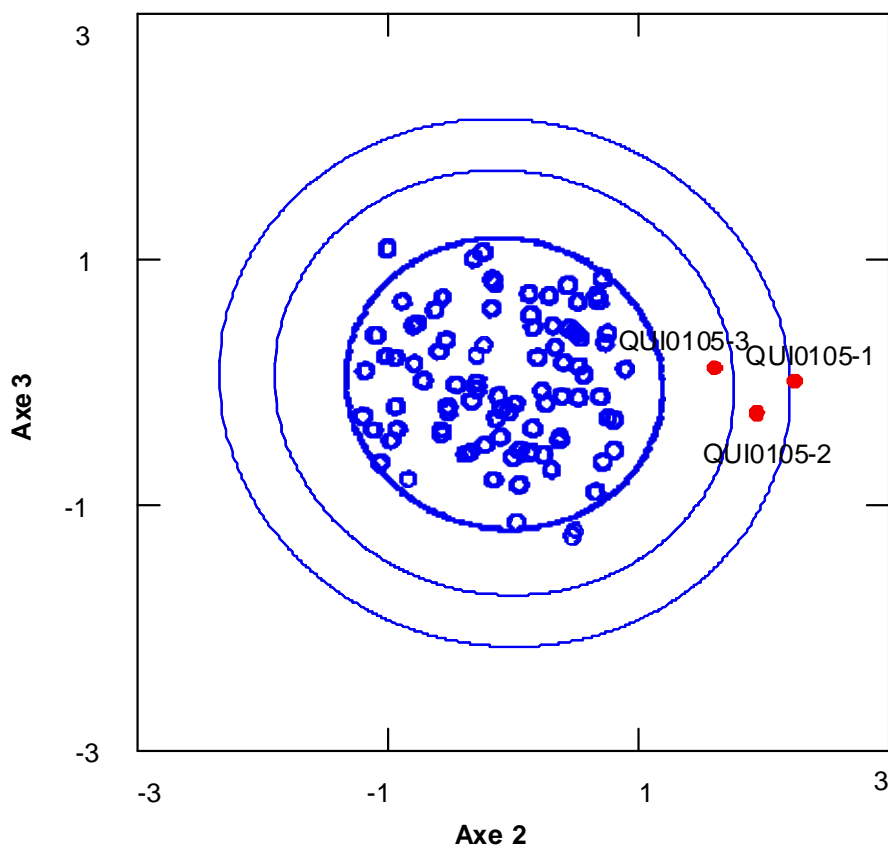


**Figure 14.** Variation a) du % des 2 taxons dominants; b) de la richesse des taxons; c) du % d'EPT; d) de la richesse des taxons EPT calculée pour les échantillons répétés prélevés à QUI01 en 2005.



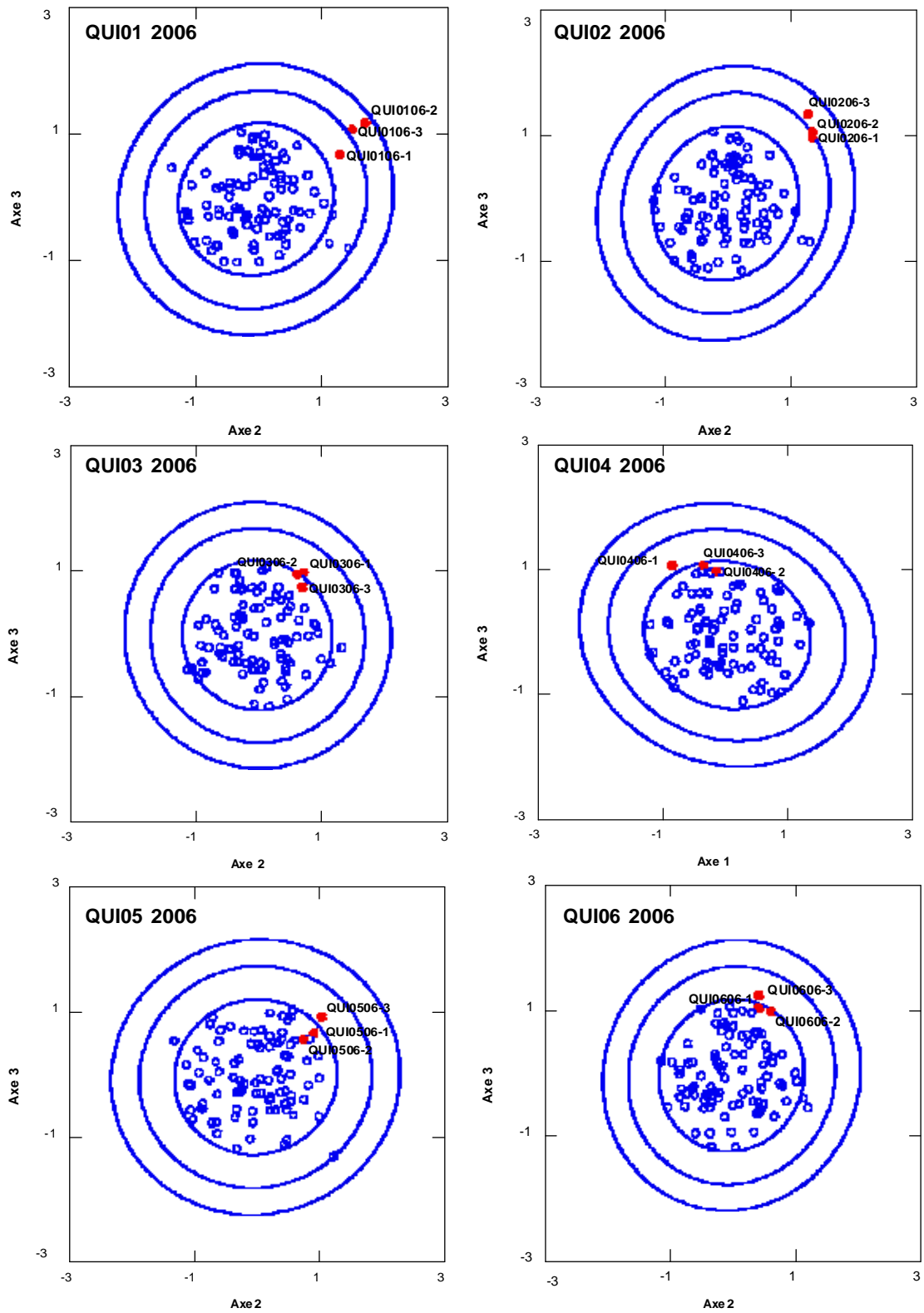
**Figure 15.** Variation a) du % des 2 taxons dominants; b) de la richesse des taxons; c) du % d'EPT; d) de la richesse des taxons EPT calculée pour les échantillons répétés prélevés dans l'ensemble des sites d'échantillonnage en 2006.

La variation à l'intérieur d'un site par comparaison au groupe de référence attendu a aussi été étudiée, par la représentation graphique de trois échantillons répétés dans l'espace d'ordination avec les communautés de référence attendues en 2005 (figure 16) et en 2006 (figure 17). Le graphique d'ordination intègre la présence des taxons et l'abondance relative dans chaque échantillon et compare ces paramètres à ce qui est observé aux sites de référence. Comme c'était le cas pour les résultats concernant les paramètres des communautés, les graphiques d'ordination laissent penser qu'il y a eu peu de variation à l'intérieur des sites évalués, à l'exception de QUI01. Les échantillons répétés de l'ensemble des sites représentés sur les graphiques se trouvent généralement au même endroit dans l'ordination par rapport aux sites de référence. En d'autres termes, la variation spatiale dans les assemblages d'invertébrés benthiques à l'intérieur d'un site d'échantillonnage sur la rivière Quinsam était moindre que celle qui a été observée entre les sites de référence auxquels ils sont comparés aux fins de l'évaluation finale.



**Figure 16.** Évaluation de la variation spatiale à QUI01 en 2005. Les points rouges représentent les échantillons de benthos répétés pour le site évalué. Les petits cercles bleus représentent les sites du groupe de référence 1 dans l'espace d'ordination avec des ellipses de confiance de 90 %, 99 % et 99,9 %.





**Figure 17.** Évaluation de la variation spatiale à l'ensemble des sites d'échantillonnage de la rivière Quinsam en 2006. Les points rouges représentent les échantillons de benthos répétés pour le site évalué. Les petits cercles bleus représentent les sites du groupe de référence 1 dans l'espace d'ordination avec des ellipses de confiance de 90 %, 99 % et 99,9 %.

#### 4. RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS

Les différences observées entre les évaluations des communautés benthiques d'eau douce et les évaluations de la qualité de l'eau à l'embouchure de la rivière Quinsam en 2001 ont mené à la réalisation d'une étude approfondie des raisons associées aux différents résultats concernant les indicateurs. L'échantillonnage d'autres sites conformément au protocole du RCBA a permis d'illustrer le changement longitudinal dans la communauté de l'amont à l'aval ainsi que les divers degrés de stress, la majeure partie du stress environnemental étant observée à l'extrémité aval du bassin hydrographique.

Les évaluations des communautés benthiques menées de 2003 à 2006 ont montré une amélioration des conditions à l'embouchure, passant de *stress grave* en 2003 à *stress possible* en 2006. En 2003, 2005 et 2006, l'échantillonnage effectué à un site en amont de la plupart des activités réalisées dans le bassin hydrographique, a indiqué que, pour 2003 et 2005, il y avait eu une nette détérioration des conditions benthiques entre le site en amont et l'embouchure. Les résultats d'un échantillonnage plus détaillé mené en 2005 et 2006 ont montré que les communautés benthiques étaient semblables en amont et en aval des activités minières. Les données de 2005 ont révélé que le plus grand changement dans la communauté benthique s'était produit en aval de l'écloserie. Les activités d'utilisation des terres dans le bassin hydrographique de la rivière Quinsam s'intensifient dans les tronçons inférieurs de la rivière; la cause du *stress confirmé* subi par la communauté serait probablement une combinaison de plusieurs facteurs, y compris les perturbations physiques. Il existe de nombreuses causes possibles ou un ensemble de ces causes qui auraient mené à la première évaluation de *stress confirmé* à l'embouchure de la rivière Quinsam et aux changements subséquents dans la communauté d'invertébrés. Les causes possibles du stress subi par la communauté comprennent les sources de pollution diffuses (y compris les substances nutritives) associées à des activités d'utilisation des terres à l'échelle locale, les émissions de substances nutritives provenant d'une concentration inhabituelle de carcasses de saumons, les débits extrêmes, la contribution des activités menées dans le ruisseau Cold, la dégradation de l'habitat attribuable à l'érosion des berges et les activités menées en amont dans le bassin hydrographique.

Les fortes concentrations d'azote à l'embouchure (QUI01) de la rivière Quinsam, par comparaison aux sites en amont, ainsi que les concentrations de phosphore assez fortes, ont

peut-être contribué à la détérioration de la communauté benthique. Les données indiquent aussi que les substances nutritives constituent une source possible de détérioration, car la composition de la communauté observée depuis 2001 semble indiquer un enrichissement en substances nutritives. Les concentrations longitudinales d'azote laissent penser à des apports de substances nutritives dans la partie inférieure du bassin hydrographique. L'enrichissement en substances nutritives est peut-être supérieur à ce qui est indiqué par les propriétés chimiques de l'eau si les substances nutritives dans le cours d'eau ont été absorbées par les algues. Des sources possibles de substances nutritives comprennent certaines activités récréatives, le camping, les fosses septiques résidentielles, l'écloserie, le saumon en frai, l'exploitation forestière et l'exploitation minière (MacIsaac et Stockner, 1985).

Les conditions hydrologiques extrêmes dans la rivière Quinsam avant 2001 ont peut-être contribué aussi au stress subi par la communauté d'invertébrés. Le récent rétablissement de la population d'invertébrés benthiques est peut-être lié à la stabilisation des débits au cours des quelques dernières années.

Les différences observées entre la communauté benthique dégradée observée à QUI01 ainsi que la cote *moyenne-bonne* selon l'IQE attribuée au site peuvent résulter de plusieurs choses. L'échantillonnage aux fins de l'évaluation de la qualité de l'eau n'a peut-être pas permis de détecter certaines émissions de contaminants (y compris les substances nutritives) ni de mesurer d'autres contaminants qui affectaient la population benthique. De plus, il ne permet pas de déceler d'autres impacts possibles tels que les effets synergiques des contaminants ou la consommation de substances nutritives par d'autres composantes aquatiques. La dégradation de la communauté benthique pourrait aussi être attribuable à des facteurs autres que la qualité de l'eau, comme la perturbation de l'habitat. Un des désavantages de l'utilisation du biote aquatique pour évaluer la santé d'un cours d'eau est que le biote réagit autant aux perturbations chimiques qu'aux perturbations physiques. Bien que le stress environnemental associé à la perturbation de l'habitat, aux crues, aux sécheresses et aux espèces exotiques puisse affecter l'écosystème aquatique, il ne sera pas nécessairement mesuré dans la colonne d'eau, ni considéré dans la détermination de l'IQE. Par conséquent, outre la poursuite de la mise en œuvre du programme de surveillance de la qualité de l'eau dans la rivière Quinsam, nous recommandons d'y mettre en place aussi un programme de biosurveillance, de la manière suivante :

1. Effectuer un futur échantillonnage du benthos afin de surveiller l'amélioration continue ou la perturbation future dans la partie inférieure de la rivière Quinsam. L'échantillonnage devra être réalisé à la fin de septembre aux fins de comparaison avec les résultats du présent rapport.
2. Mener des études sur le terrain de l'amont à l'aval, propres à un site, afin d'isoler les effluents et les sources de substances nutritives ou les perturbations de l'habitat dans le cours inférieur de la rivière Quinsam.
3. Effectuer des études sur la variation des communautés d'invertébrés benthiques à l'intérieur de la saison de la fraye du saumon pour répondre à la question concernant l'effet de l'ajout de substances nutritives associé aux carcasses de saumons sur la communauté benthique.
4. Réaliser une étude de biosurveillance du périphyton (algues qui poussent sur les roches dans le cours d'eau) pour répondre à la question de l'enrichissement en substances nutritives qui n'est peut-être pas décelée par les propriétés chimiques de l'eau.
5. Mener une étude propre à un site des effets possibles sur la communauté benthique de l'augmentation des concentrations de sulfates et d'autres changements connexes dans la qualité de l'eau (p. ex. l'augmentation de la dureté et de l'alcalinité), parallèlement aux effets cumulatifs de fortes concentrations de substances nutritives. Les résultats de l'étude aideraient à confirmer que l'augmentation des concentrations de sulfates et des paramètres connexes dans la rivière ne contribue pas à l'impact observé sur les communautés benthiques dans la partie inférieure du bassin hydrographique de la rivière Quinsam.

## 5. RÉFÉRENCES

- Bailey, R.C., R.H. Norris and T.B. Reynoldson. 2004. *Bioassessment of Freshwater Ecosystems. Using the Reference Condition Approach*. Kluwer Academic Publishers. 170 pp.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. EPA 841-B-99-002.
- Biggs, B.J.F. 2000. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(1): 17-31.
- British Columbia Ministry of Environment. 1981. *Campbell River area Middle Quinsam Lake sub-basin water quality assessment and objectives*. Water Management Branch, Victoria, BC. 45p.
- BWP Consulting. 2002. *Water Quality Assessment of Quinsam River near the Mouth (1986-2000)*. Victoria, BC. 45p.
- Chaloner, D., M.S. Wipfli and J. Caouette. 2002. Mass loss and macroinvertebrate colonisation of Pacific Salmon carcasses in south-eastern Alaskan streams. *Freshwat. Biol.* 47: 263-273.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2001. *Canadian Water Quality Guidelines for the protection of aquatic life*. Environment Canada Guidelines and Standards 351 St. Joseph Blvd. Hull, QC. 13p.
- Dodds, Walter K., J.R. Jones, and E.B. Welch. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research.* 32(5): 1455-1462.
- Environment Canada. 2004. *Canadian guidance framework for the management of phosphorus in freshwater systems. Scientific Supporting Document*. National Guidelines and Standards Office, Water Policy and Coordination Directorate, Environment Canada, Ottawa, ON. 6p.
- Ewart, D. 2002. Quinsam hatchery ocean and community stewardship program. *International Congress on the Biology of Fish*, July 21-26, University of British Columbia, Vancouver, BC. p. 157-164.
- Ewart, D. 2007. Personal Communication. Quinsam River Hatchery, Campbell River, BC.
- Gafner, K. and C.T. Robinson. 2007. Nutrient enrichment influences the responses of stream macroinvertebrates to disturbance. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26(1): 92-102.

- Gende, S.M., R. Edwards, M. Willson and Mark S. Wipfli. 2002. Pacific Salmon in Aquatic and Terrestrial Ecosystems. *BioScience*. 52(10): 917–928.
- Griswold, B.L., C. Edwards and L. Woods. 1982. Recolonization of macroinvertebrates and fish in a channelized stream after a drought. *Ohio Acad. Sci.* 82: 96-102.
- Keays, J. 1992. *Stream invertebrates on the East-Central Coast of Vancouver Island, British Columbia*. Vancouver Island Resources Society, Campbell River, BC. 88p.
- Lake, P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(4): 573-592.
- Linke, S., R. C. Bailey and J. Schwindt. 1999. Temporal variability of stream bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Freshwat. Biol.* 42: 575–584.
- Maclsaac, E.A. and J.G. Stockner. 1985. *Current trophic state and potential impacts of coal mine development on productivity of Middle Quinsam and Long Lakes*. Department of Fisheries and Oceans, Canadian technical report of Fisheries and Aquatic Sciences No.1381. 63p.
- Moss, D. 2000. Evolution of Statistical Methods in RIVPACS. In: Wright, J.F. D.W. Sutcliffe and M.T. Furse. (eds.). *Assessing the Biological Quality of Freshwaters. RIVPACS and Other Techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK. p. 25-38.
- Navus Environmental Consulting. 2006. *Volume 1. 2005/2006 Annual Water Quality Monitoring and Reclamation Report*. Governing waste management permit PE-7008 and reclamation permit C-172. Reporting period April 01/05 to March 31/06. 120p.
- Reynoldson, T.B., C. Logan, T. Pascoe, and S.P. Thompson. 2001a. *CABIN Invertebrate Biomonitoring Field and Laboratory Manual*. National Water Research Institute, Environment Canada. Burlington, ON. 53 p. <http://cabin.cciw.ca/intro.asp>
- Reynoldson, T.B., D.M. Rosenberg and V.H. Resh. 2001b. Comparison of models predicting invertebrate assemblages for Biomonitoring in the Fraser River catchment, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 58: 1395-1410.
- Riseng, C.M., M.J. Wiley and R. J. Stevenson. 2004. Hydrologic disturbance and nutrient effects on benthic community structure in Midwestern US streams: a covariance structure analysis. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 23(2): 309-326.
- Rosenberg, D., T.B. Reynoldson, and V.H. Resh. 1999. *Establishing reference condition for benthic invertebrate monitoring in the Fraser River catchment, British Columbia, Canada*. Environment Canada, Vancouver, BC. DOE-FRAP 1998-32. 149 p.

- Ryan, A.L., A. Yeow, L. Swain, and T. Webber. 2005. *Water sampling procedures, safety and quality assurance*. Canada-British Columbia Water quality monitoring agreement, Vancouver, BC. 48p.
- Sylvestre, S., M. Fluegel and T. Tuominen. 2005. *Benthic Invertebrate assessment of streams in the Georgia Basin Using the reference condition approach: Expansion of the Fraser River Invertebrate Monitoring Program 1998-2001*. Environment Canada, Vancouver, BC. EC/GB/04/81. 194 p.





## **ANNEXE A : Rapports sur l'évaluation des sites**

### **À l'embouchure**

QUI01 2001.....	41
QUI01 2003.....	46
QUI01 2004.....	51
QUI01 2005.....	56
QUI01 2006.....	61

### **En aval de l'écloserie**

QUI02 2005.....	66
QUI02 2006.....	71

### **En amont de la confluence avec le ruisseau Cold**

QUI05 2006.....	76
-----------------	----

### **En amont de l'écloserie**

QUI04 2005.....	81
QUI04 2006.....	86

### **En aval de la Quinsam Coal Mine et de la partie moyenne du lac Quinsam**

QUI06 2006.....	91
-----------------	----

### **En amont de la Quinsam Coal Mine à la station du RHC**

QUI03 2003.....	96
QUI03 2005.....	101
QUI03 2006.....	106

## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

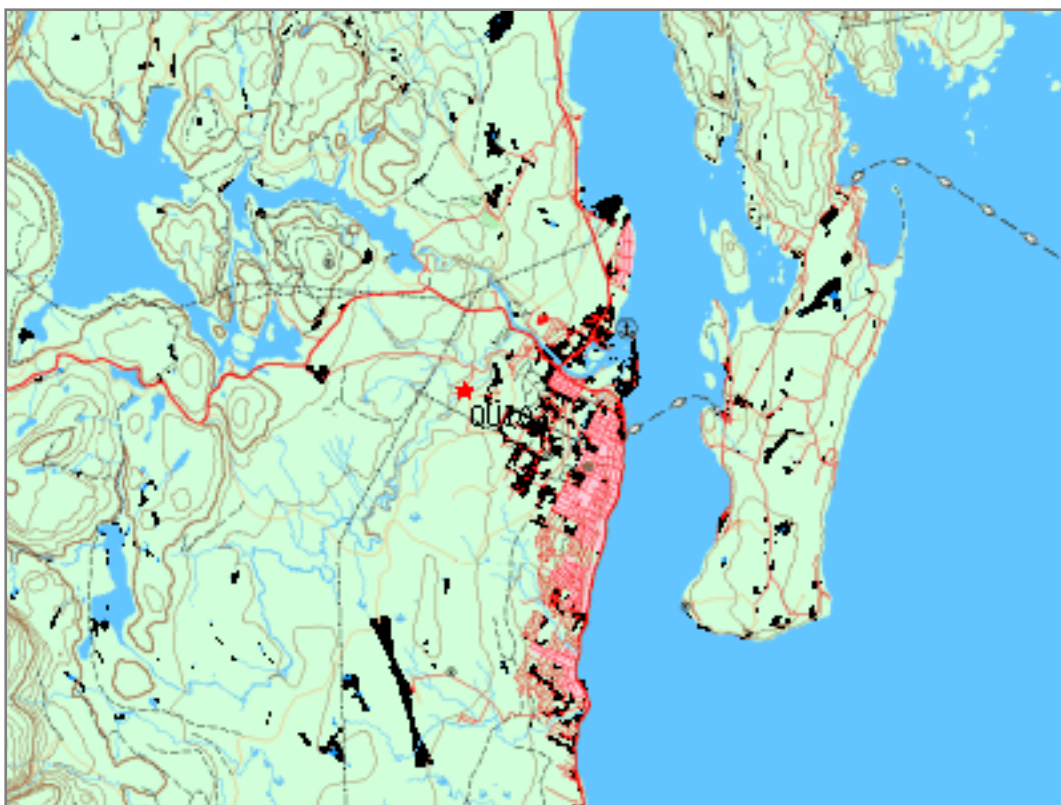
Site	QUI02
Date d'échantillonnage	29 septembre 2005
Latitude	N. 50° 1' 9"
Longitude	O. 125° 18' 7"
Altitude	54
Entité géographique	Rivière Quinsam
Ordre du cours d'eau	3

### Photographie du site

*En amont*



## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of Sediment T ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	80,2 %	2,6 %	14,5 %	0,2 %	2,5 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Couvert forestier – % de la couverture (plage de pourcentages)	1,00	0,71
Profondeur du chenal – moyenne (cm)	27,6	26,6
Profondeur du chenal – maximale (cm) <sub>3</sub>	35,0	38,1

Sédiments fins – % de gravier (%)	78,72	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	43,9000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	10,3000000	11,3560806
Générale – dureté (mg/L)	49,0000000	35,9563636
Générale – pH (pH)	6,8	7,5
Azote – total Kjeldahl (ATK) (mg/L)	0,2900000	0,1139124

Variable	Site	Moyenne de référence
Azote – ammoniacque (mg/L)	0,1320000	0,0038364
Azote – nitrates (mg/L)	0,1000000	0,1486182
Azote – nitrites (mg/L)	0,0040000	0,0001273
Azote – total (mg/L)	0,3900000	0,2178182
Phosphore – P-ortho dissous (mg/L)	0,0190000	0,0003333
Pente (m/m)	0,023	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	10,6000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	7	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	8	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	4	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	4	3
Température – surface du lac ou du ruisseau (degrés Celsius)	12,3000000	0,0000000
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,50	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	0,83	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	26,4	42,8
Largeur – mouillée (m)	24,4	19,7

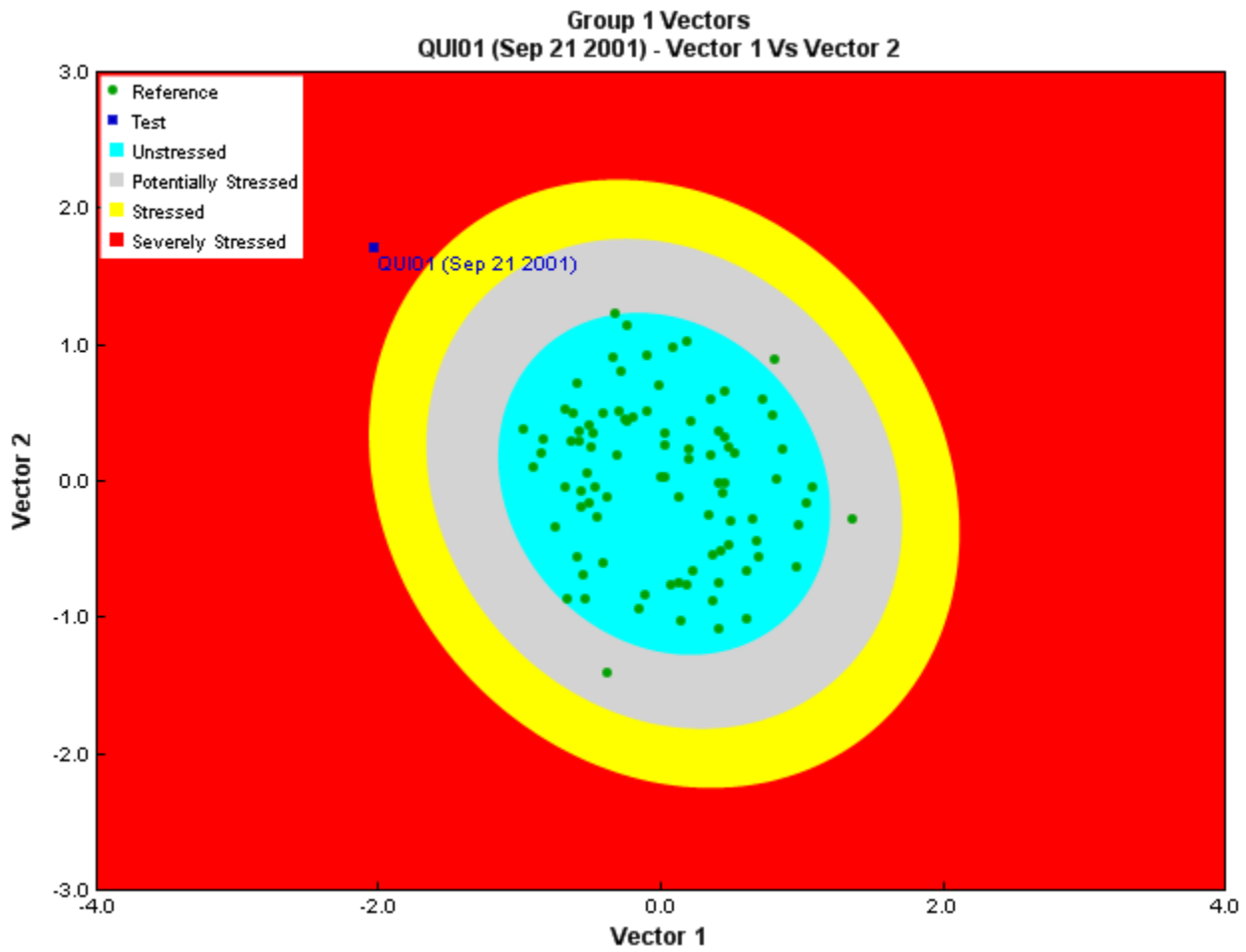
**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Anisitsiellidae	0,02	20
Baetidae	0,93	520
Brachycentridae	0,30	20
Capniidae	0,63	40
Chironomidae	1,00	2600
Chloroperlidae	0,88	-

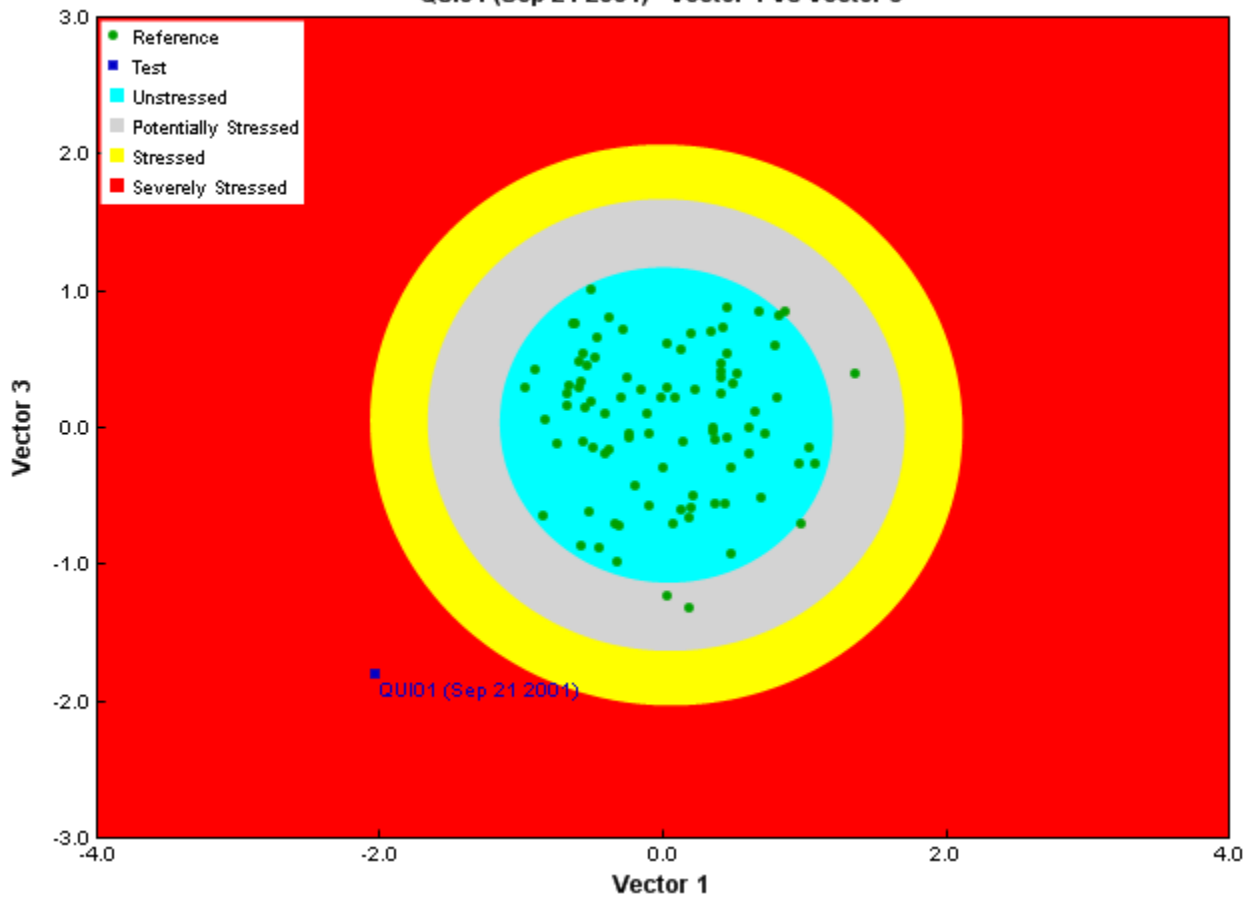
Empididae	0,53	100
Ephemerellidae	0,90	180
Glossosomatidae	0,30	60
Heptageniidae	0,97	100
Hydropsychidae	0,48	60
Lebertiidae	0,40	20
Leptophlebiidae	0,30	20
Naididae	0,25	1660
Nemouridae	0,80	380
Perlodidae	0,68	-
Philopotamidae	0,02	20
Planariidae	0,17	20
Planorbidae	0,05	40
Psychodidae	0,08	20
Rhyacophilidae	0,63	-
Simuliidae	0,32	140

Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Sperchonidae	0,42	60
Taeniopterygidae	0,65	-
Tipulidae	0,59	20
Trhypachthoniidae	0,00	20

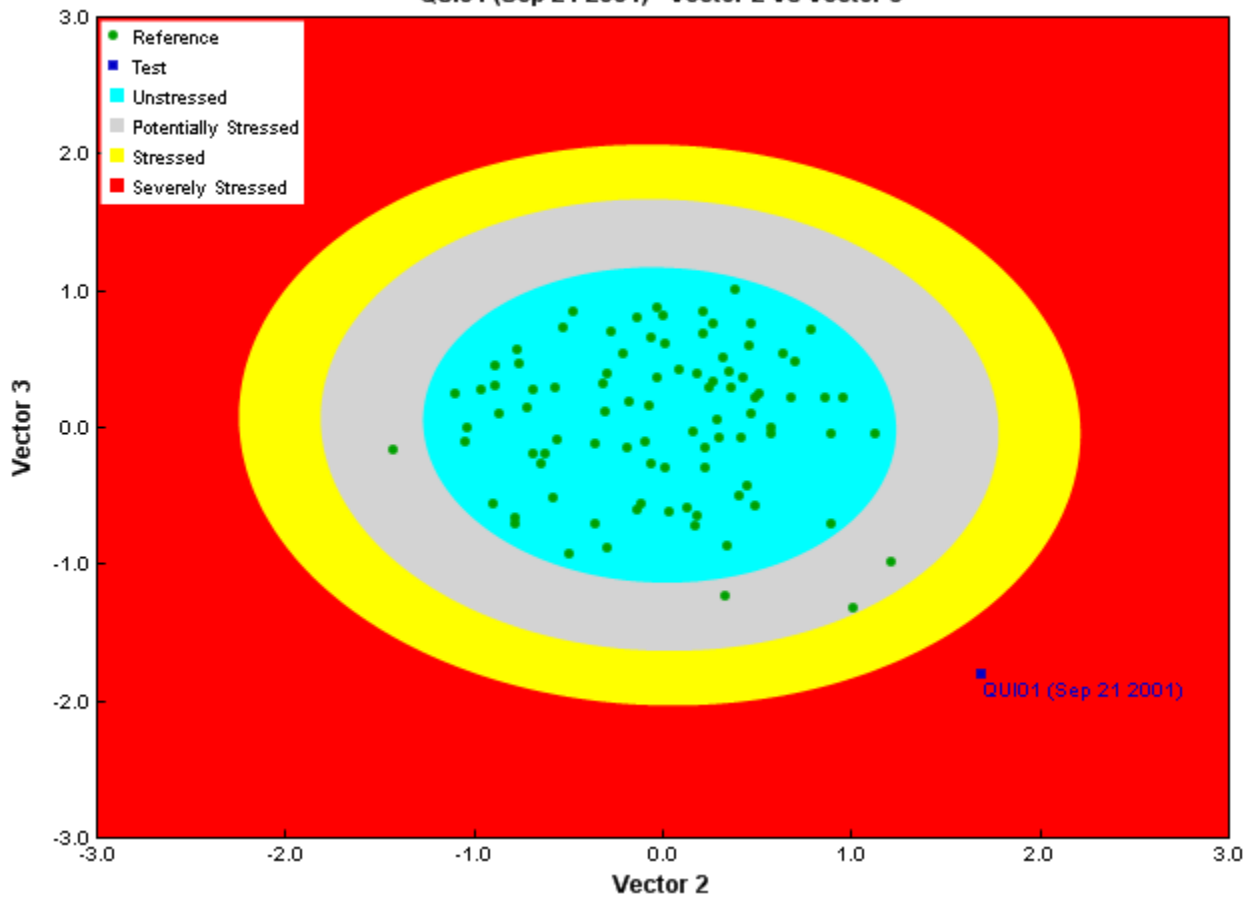
## Graphiques de l'évaluation des sites



Group 1 Vectors  
QUI01 (Sep 21 2001) - Vector 1 Vs Vector 3



Group 1 Vectors  
QUI01 (Sep 21 2001) - Vector 2 Vs Vector 3



**ÉQUIVALENTS FRANÇAIS**

[Référence = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI02 (Sep 29 2005) = QUI02 (29 septembre 2005)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI02 (Sep 29 2005) = QUI02 (29 septembre 2005)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]



## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Stress possible
Vecteur 1 et vecteur 3	Aucun stress
Vecteur 2 et vecteur 3	Stress possible
Globale	Stress possible

### Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	42,4837	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	13,3987	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	63,4146	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	69,6078	59,9059	Non
% des taxons dominants	42,4837	40,8311	Non
% de Plecoptera	6,8627	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	37,5	14,8773	Non
% de Tricoptera	2,6144	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	4,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	10,0	9,8869	Non
Nombre d'individus EPT / Chironomidae + individus EPT	0,35	0,739	Non
Taxons de Plecoptera	2,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	1,7943	1,8407	Non
Abondance totale	6120,0	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	22,0	16,0839	Non
Taxons de Trichoptera	4,0	2,6496	Non

## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

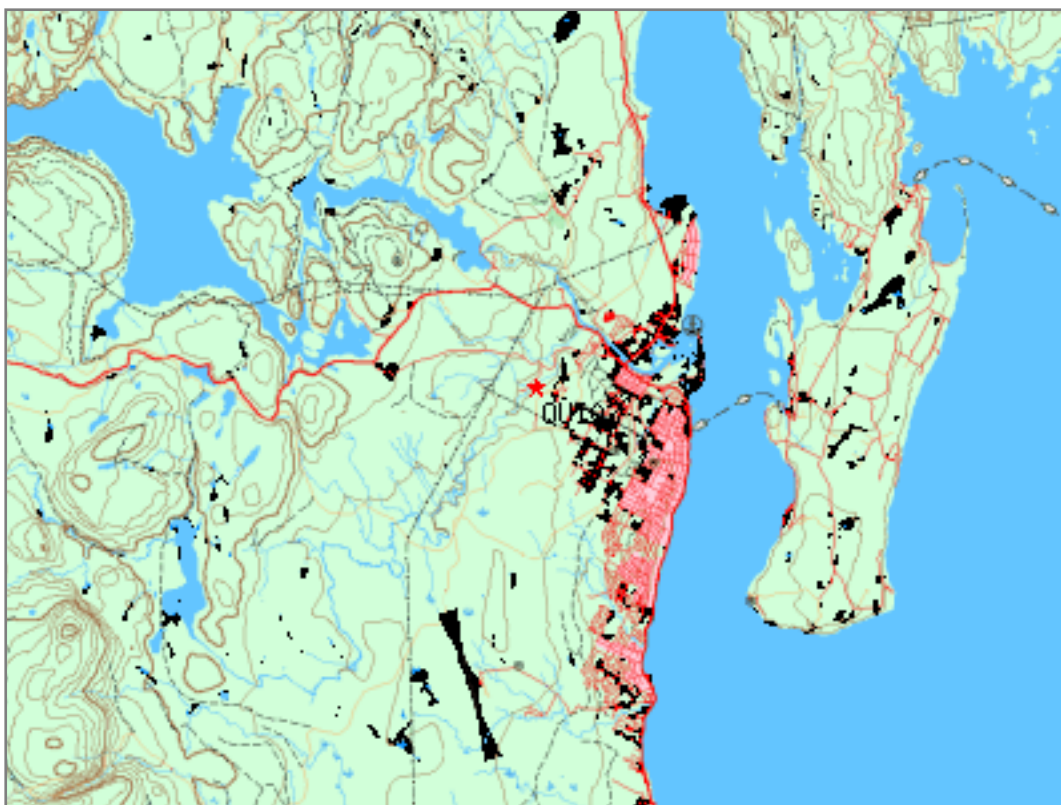
Site	QUI02
Date d'échantillonnage	20 septembre 2006
Latitude	N. 50° 1' 10"
Longitude	O. 125° 17' 60"
Altitude	171
Entité géographique	Rivière Quinsam
Ordre du cours d'eau	3

### Photographie du site

*En amont*



## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of Sediment ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	64,6 %	0,6 %	29,0 %	0,4 %	5,5 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Couvert forestier – % de la couverture (plage de pourcentages)	1,00	0,71
Profondeur du chenal – moyenne (cm) <sub>31</sub>	30,6	26,6

Profondeur du chenal – maximale (cm)	48,0	38,1
Sédiments fins – % de gravier (%)	78,98	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	44,2000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	11,0000000	11,3560806
Générale – dureté (mg/L)	51,0000000	35,9563636
Générale – pH (pH)	7,9	7,5
Générale – Turbidité (uTN)	0,6000000	0,0000000

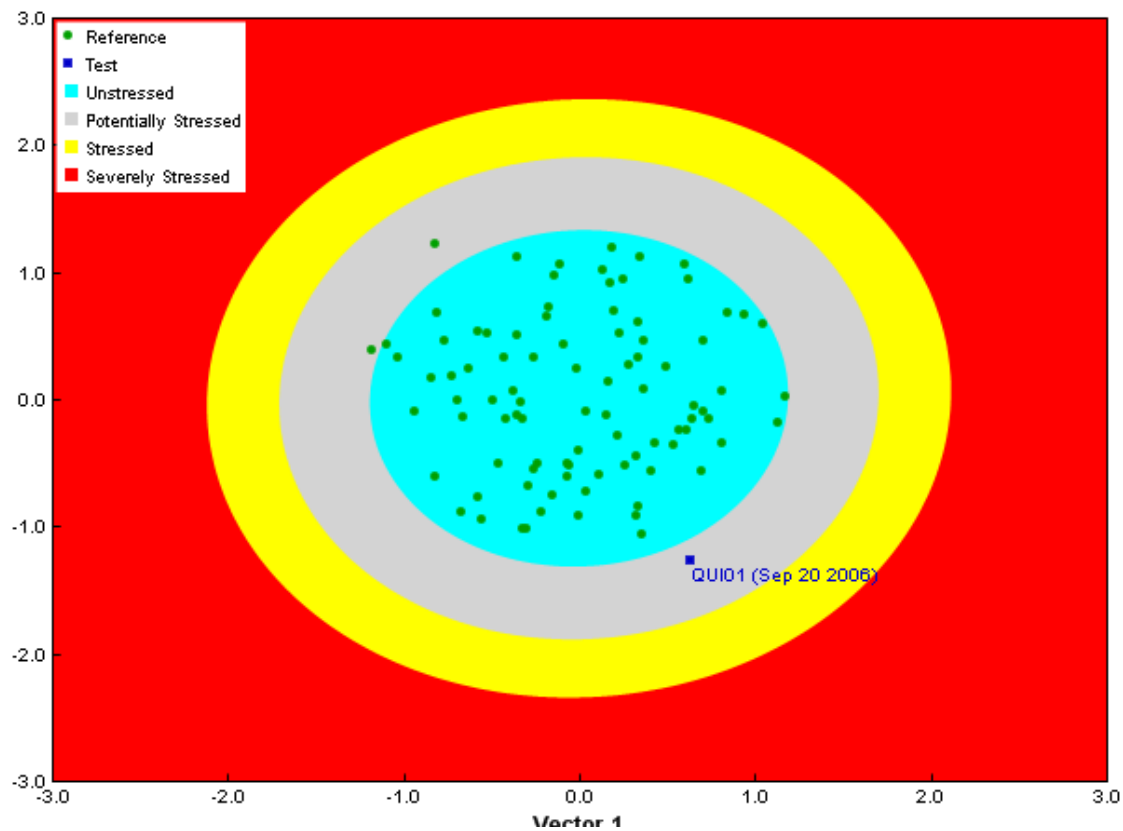
Variable	Site	Moyenne de référence
Pente (m/m)	0,023	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	10,0000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	7	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	8	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	5	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	4	3
Température – surface du lac ou du cours d'eau (degrés Celsius)	13,0000000	0,0000000
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,88	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	0,59	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	37,3	42,8
Largeur – mouillée (m)	24,0	19,7

**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

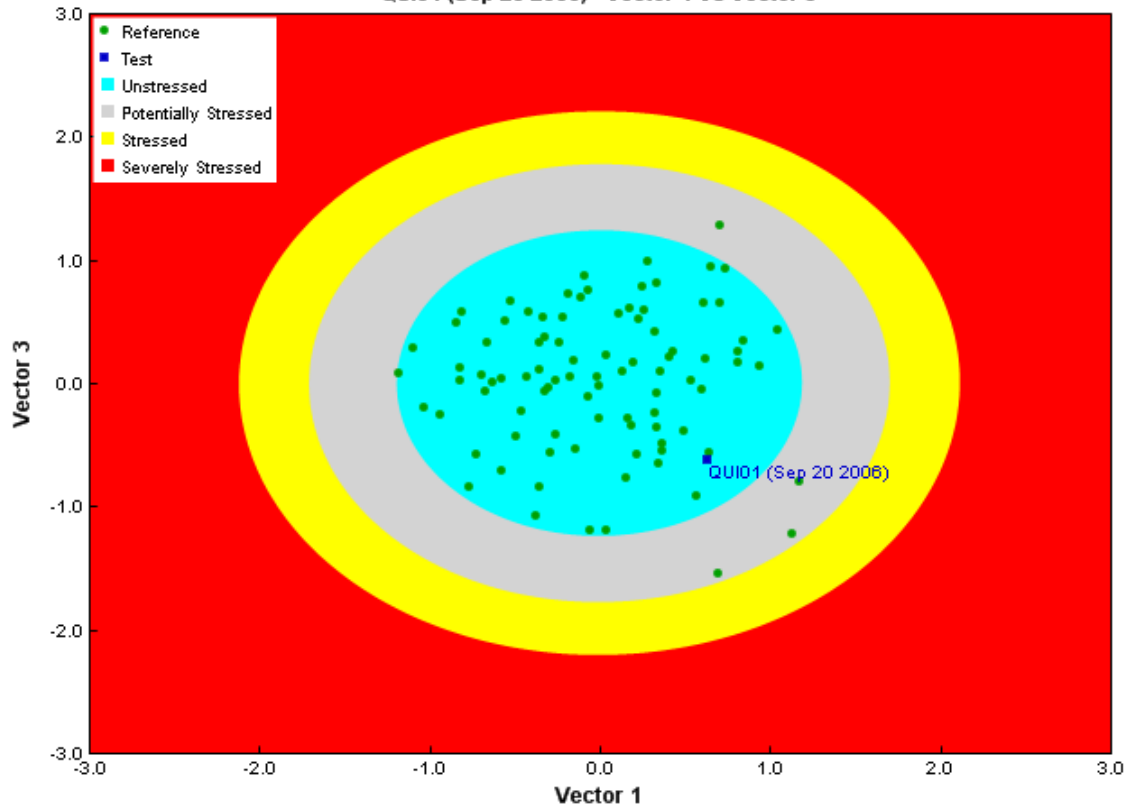
Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Baetidae	0,92	704
Capniidae	0,62	-
Ceratopogonidae	0,22	16
Chironomidae	0,99	1552
Chloroperlidae	0,86	32
Elmidae	0,26	80
Empididae	0,53	64
Ephemerellidae	0,90	80
Heptageniidae	0,98	48
Hydridae	0,02	64

Hydropsychidae	0,49	192
Lebertiidae	0,39	80
Leptophlebiidae	0,33	16
Lumbriculidae	0,20	80
Naididae	0,26	1184
Nemouridae	0,80	256
Perlodidae	0,67	-
Philopotamidae	0,01	32
Planorbidae	0,05	16
Psychodidae	0,10	16
Rhyacophilidae	0,61	32
Simuliidae	0,33	80
Sperchonidae	0,40	112
Sphaeriidae	0,11	16
Taeniopterygidae	0,61	-
Tipulidae	0,59	128
Torrenticolidae	0,26	16

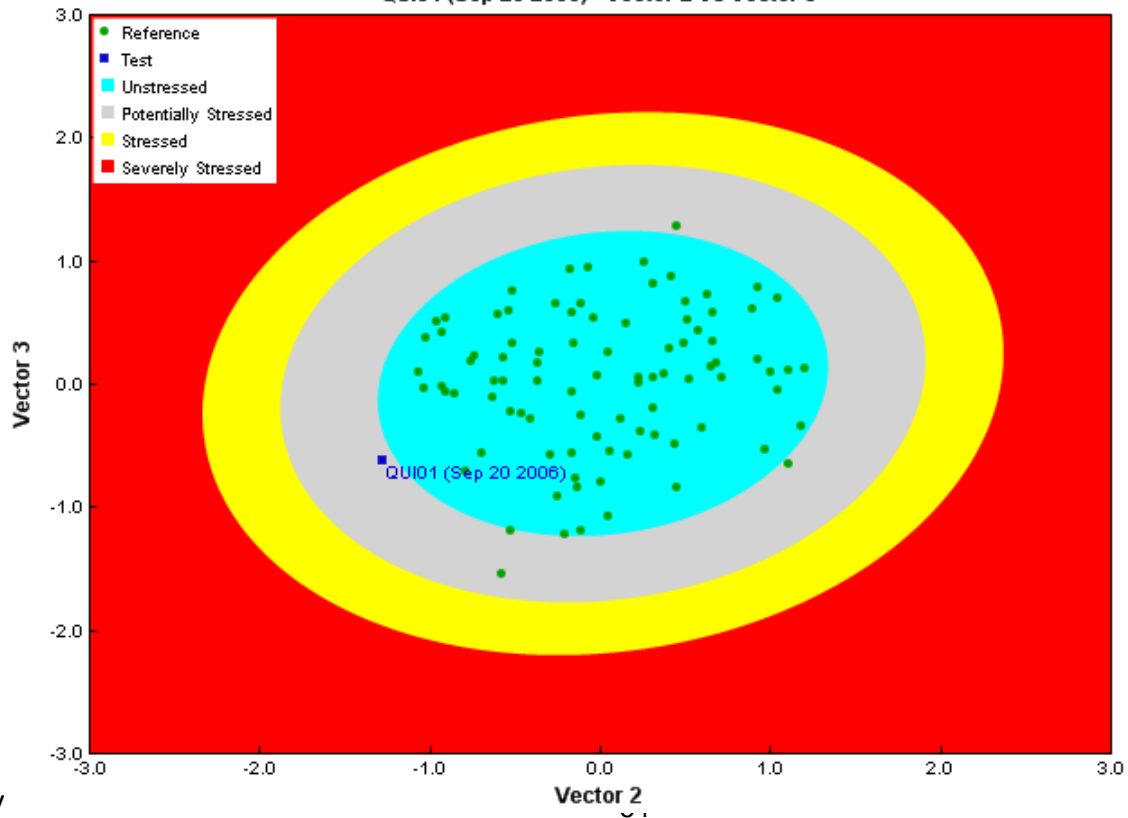
### Graphiques de l'évaluation des sites



Group 1 Vectors  
QUI01 (Sep 20 2006) - Vector 1 Vs Vector 3



Group 1 Vectors  
QUI01 (Sep 20 2006) - Vector 2 Vs Vector 3



## ÉQUIVALENTS FRANÇAIS

[Reference = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI02 (Sep 20 2006) = QUI02 (20 septembre 2006)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI02 (Sep 20 2006) = QUI02 (20 septembre 2006)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]

## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Stress possible
Vecteur 1 et vecteur 3	Aucun stress
Vecteur 2 et vecteur 3	Stress possible
Globale	Stress possible

## Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	31,5961	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	17,2638	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	83,0189	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	55,7003	59,9059	Non
% des taxons dominants	31,5961	40,8311	Non
% de Plecoptera	5,8632	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	75,0	14,8773	Oui
% de Tricoptera	5,2117	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	4,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	9,0	9,8869	Non
Nombre d'individus EPT / Chironomidae +	55 0,4728	0,739	Non

individus EPT (nombre)			
Taxons de Plecoptera	2,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	2,1699	1,8407	Non
Abondance totale	4912,0	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	25,0	16,0839	Non
Taxons de Trichoptera	3,0	2,6496	Non



## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

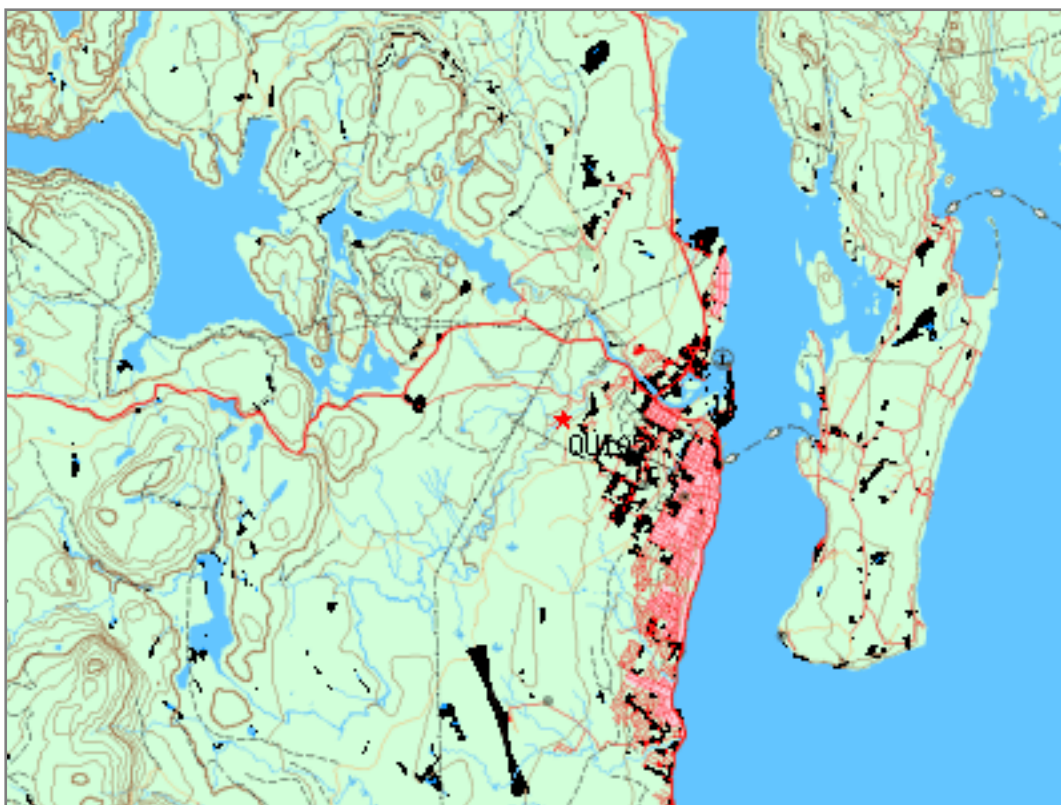
Site	QUI05
Date d'échantillonnage	20 septembre 2006
Latitude	N. 50° 1' 12"
Longitude	O. 125° 18' 4"
Altitude	108
Entité géographique	Ruisseau Cold
Ordre du cours d'eau	1

### Photographie du site

*En amont*



## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of SedimentT ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	40,0 %	1,3 %	27,4 %	9,5 %	21,8 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Couvert forestier – % de la couverture (plage de pourcentages)	4,00	0,71
Profondeur du chenal – moyenne (cm)	17,2	26,6
Profondeur du chenal – maximale (cm)	26,0	38,1

Sédiments fins – % de gravier (%)	66,43	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	57,8000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	11,2500000	11,3560806
Générale – dureté (mg/L)	62,0000000	35,9563636
Générale – pH (pH)	8,0	7,5
Générale – Conductance spécifique (à 25 °C) (uS/cm)	133,6000000	0,0000000

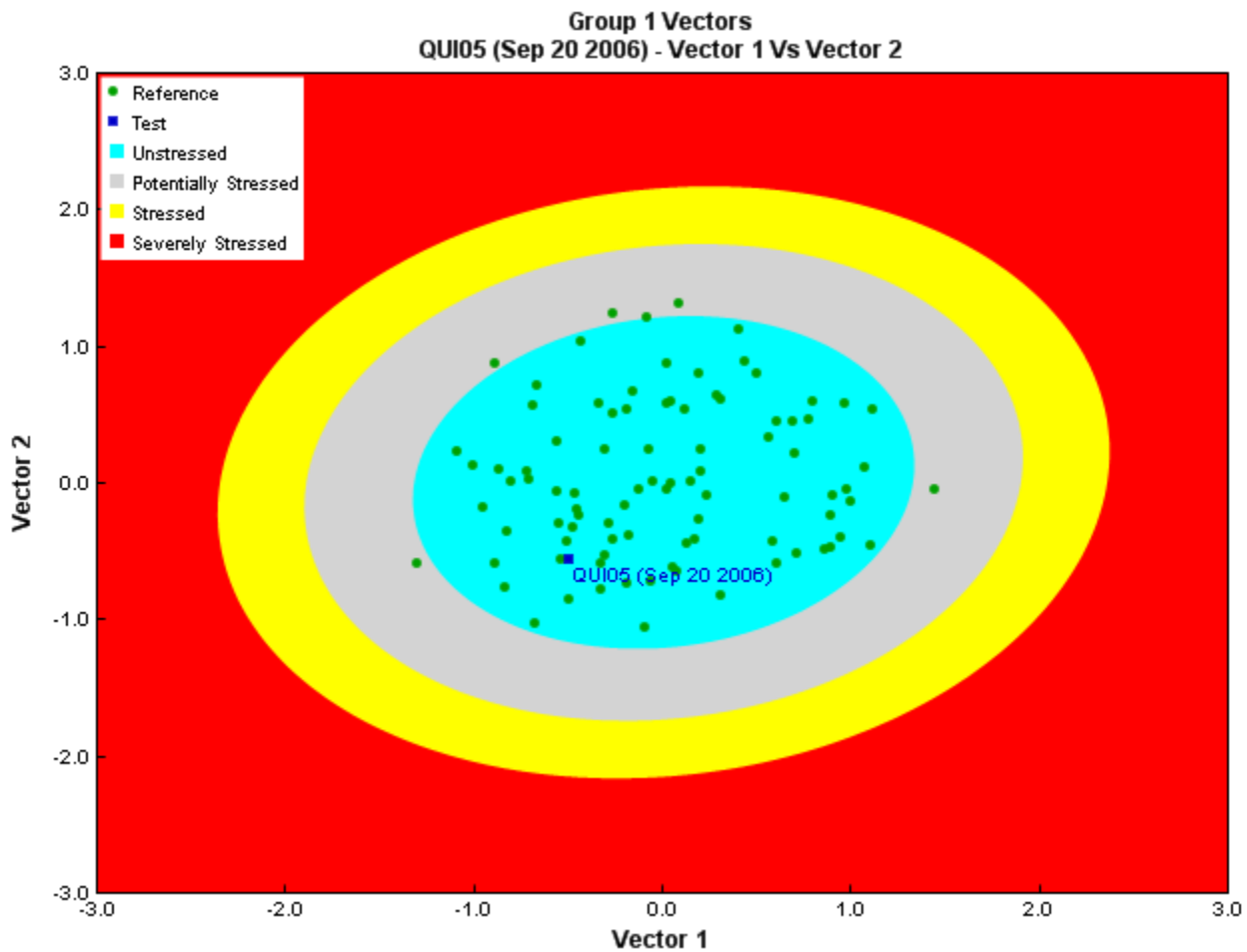
Variable	Site	Moyenne de référence
Générale – Turbidité (uTN)	1,0000000	0,0000000
Pente (m/m)	0,011	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	3,0000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	4	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	5	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	2	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	3	3
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,38	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	0,58	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	9,9	42,8
Largeur – mouillée (m)	4,3	19,7

**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

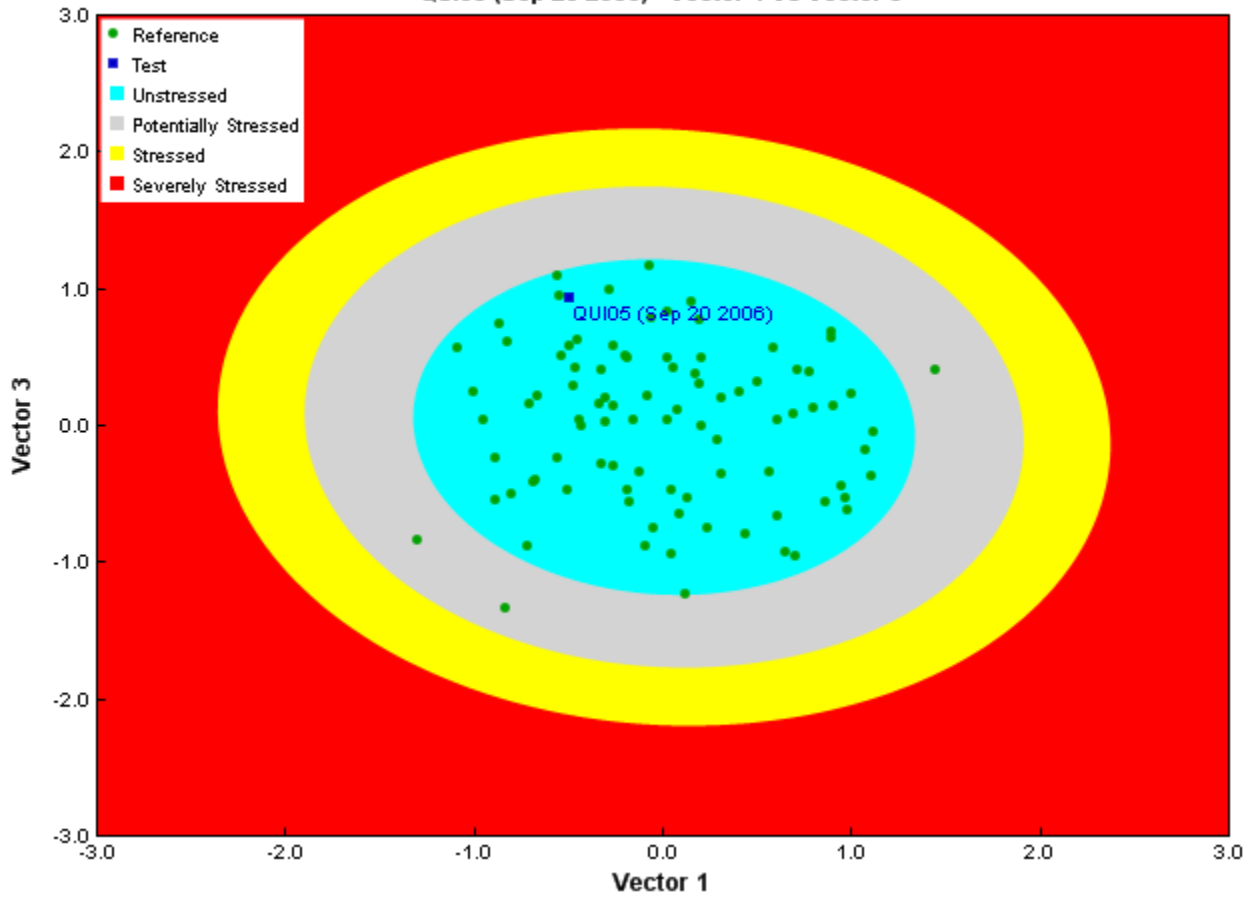
Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Baetidae	0,89	660
Capniidae	0,62	5
Chironomidae	0,99	117
Chloroperlidae	0,78	122
Elmidae	0,30	5
Empididae	0,51	64
EphemereIIDae	0,86	32
Heptageniidae	0,92	372
Hydropsychidae	0,46	5
Lebertiidae	0,39	59
Leptophlebiidae	0,37	16
Lumbriculidae	0,18	197

Nemouridae	0,74	16
Perlodidae	0,60	5
Planariidae	0,11	122
Rhyacophilidae	0,51	32
Simuliidae	0,30	5
Sperchonidae	0,34	58
Sphaeriidae	0,19	80
Taeniopterygidae	0,50	-
Tipulidae	0,55	5
Torrenticolidae	0,27	27

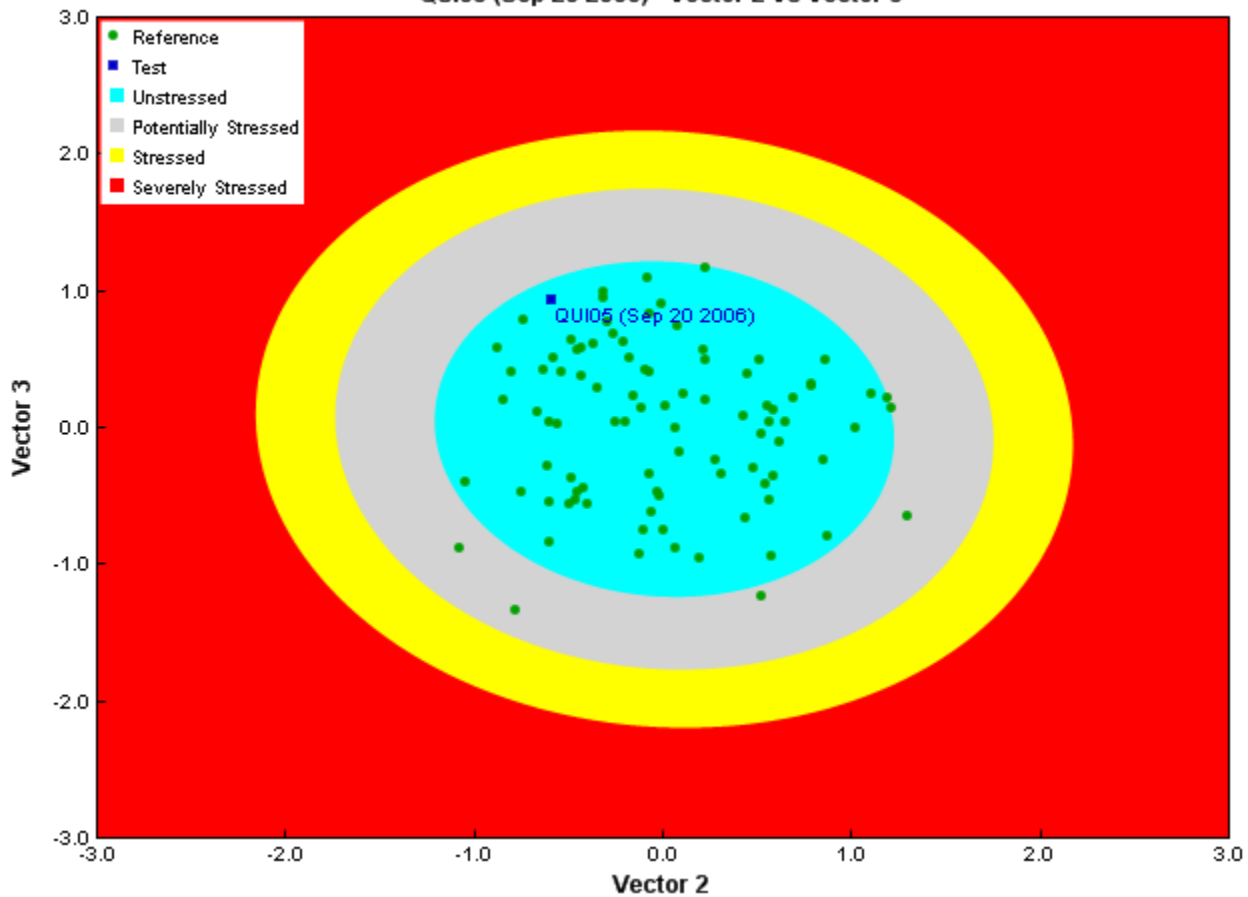
### Graphiques de l'évaluation des sites



Group 1 Vectors  
QUI05 (Sep 20 2006) - Vector 1 Vs Vector 3



Group 1 Vectors  
 QUI05 (Sep 20 2006) - Vector 2 Vs Vector 3



**ÉQUIVALENTS FRANÇAIS**

[Reference = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI05 (Sep 20 2006) = QUI05 (20 septembre 2006)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI05 (Sep 20 2006) = QUI05 (20 septembre 2006)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]

## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Aucun stress
Vecteur 1 et vecteur 3	Aucun stress
Vecteur 2 et vecteur 3	Aucun stress
Globale	Aucun stress

### Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	5,835	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	53,8488	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	61,0854	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	51,462	59,9059	Non
% des taxons dominants	32,8938	40,8311	Non
% de Plecoptera	7,4264	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	14,2665	14,8773	Non
% de Tricoptera	1,8562	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	4,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	10,0	9,8869	Non
Nombre d'individus EPT / Chironomidae + individus EPT	0,9154	0,739	Non
Taxons de Plecoptera	4,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	2,2178	1,8407	Non
Abondance totale	2005,15	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	21,0	16,0839	Non
Taxons de Trichoptera	2,0	2,6496	Non

## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

Site	QUI04
Date d'échantillonnage	29 septembre 2005
Latitude	N. 50° 0' 48"
Longitude	O. 125° 18' 5"
Altitude	66
Entité géographique	Rivière Quinsam
Ordre du cours d'eau	3

### Photographie du site

*En amont*





## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of Sediment ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	90,0 %	1,1 %	7,8 %	0,0 %	1,1 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Couvert forestier – % de la couverture (plage de pourcentages)	1,00	0,71

Profondeur du chenal – moyenne (cm)	30,0	26,6
Profondeur du chenal – maximale (cm)	50,0	38,1
Sédiments fins – % de gravier (%)	74,07	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	32,2000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	10,3700000	11,3560806
Générale – dureté (mg/L)	32,0000000	35,9563636
Générale – pH (pH)	6,8	7,5
Azote – total Kjeldahl (ATK) (mg/L)	0,3300000	0,1139124

Variable	Site	Moyenne de référence
Azote – ammoniacque (mg/L)	0,1340000	0,0038364
Azote – total (mg/L)	0,3900000	0,2178182
Phosphore – P-ortho dissous (mg/L)	0,0150000	0,0003333
Pente (m/m)	0,008	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	13,5000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	7	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	8	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	4	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	4	3
Température – surface du lac ou du cours d'eau (degrés Celsius)	12,7000000	0,0000000
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,57	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	1,24	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	17,8	42,8
Largeur – mouillée (m)	13,7	19,7

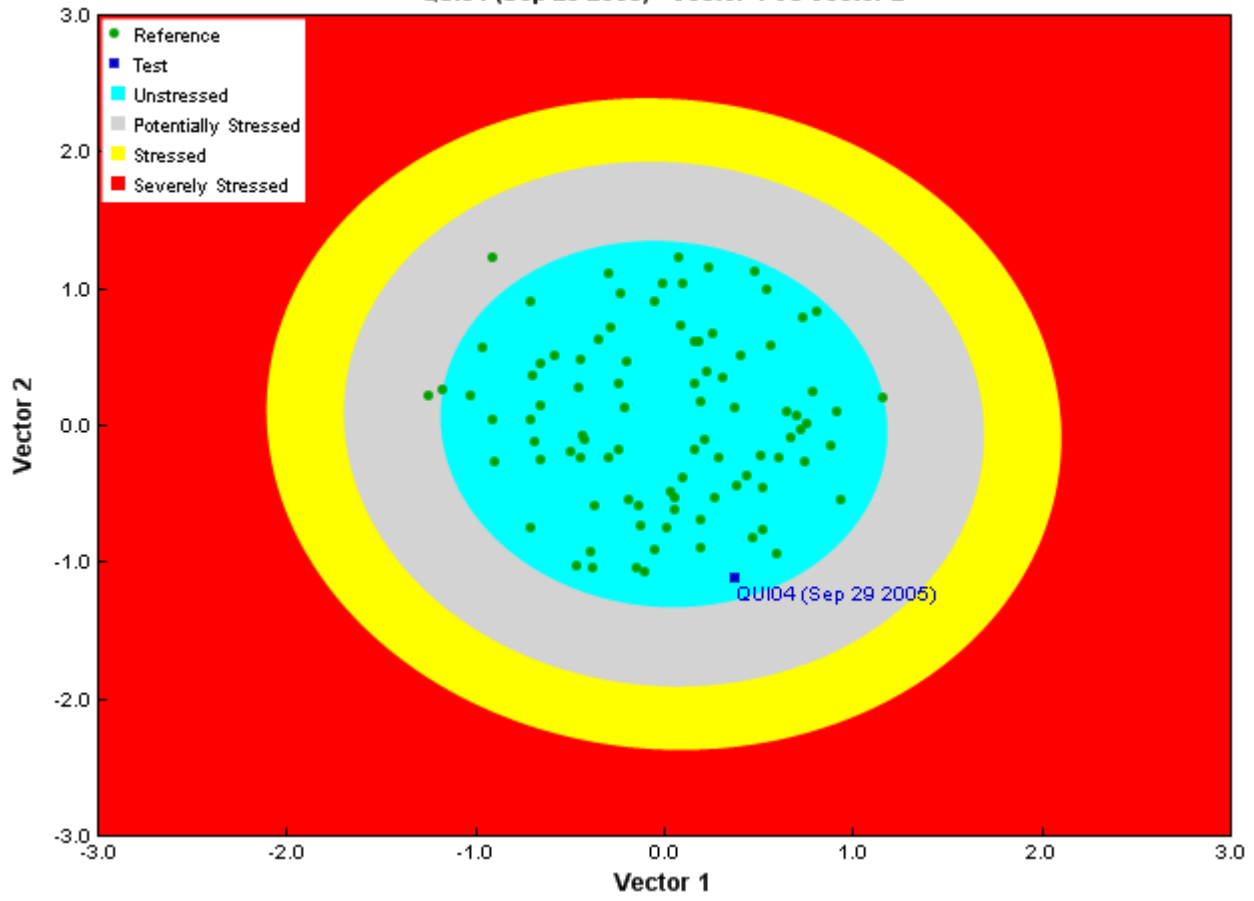
**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Anisitsiellidae	0,01	19
Baetidae	0,94	400
Capniidae	0,63	6
Chironomidae	1,00	375
Chloroperlidae	0,88	6
Elmidae	0,24	138

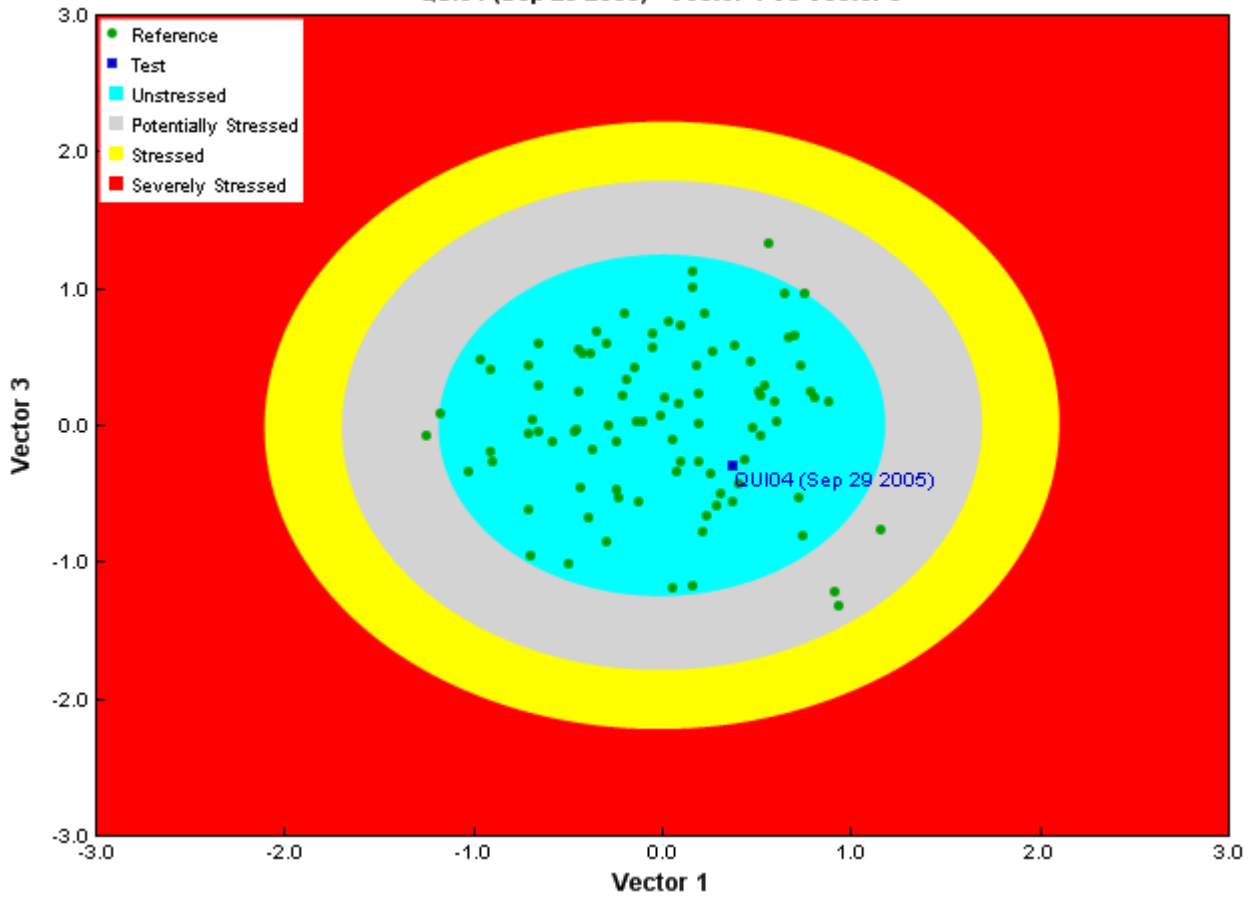
Empididae	0,52	44
Ephemerellidae	0,91	131
Glossosomatidae	0,30	31
Heptageniidae	0,98	288
Hydropsychidae	0,48	156
Hydroptilidae	0,10	6
Lebertiidae	0,41	38
Naididae	0,24	175
Nemouridae	0,81	25
Perlodidae	0,69	6
Philopotamidae	0,02	6
Rhyacophilidae	0,65	-
Simuliidae	0,32	75
Sperchonidae	0,43	113
Taeniopterygidae	0,68	-
Tipulidae	0,59	81
Torrenticolidae	0,23	6
Tubificidae	0,08	6

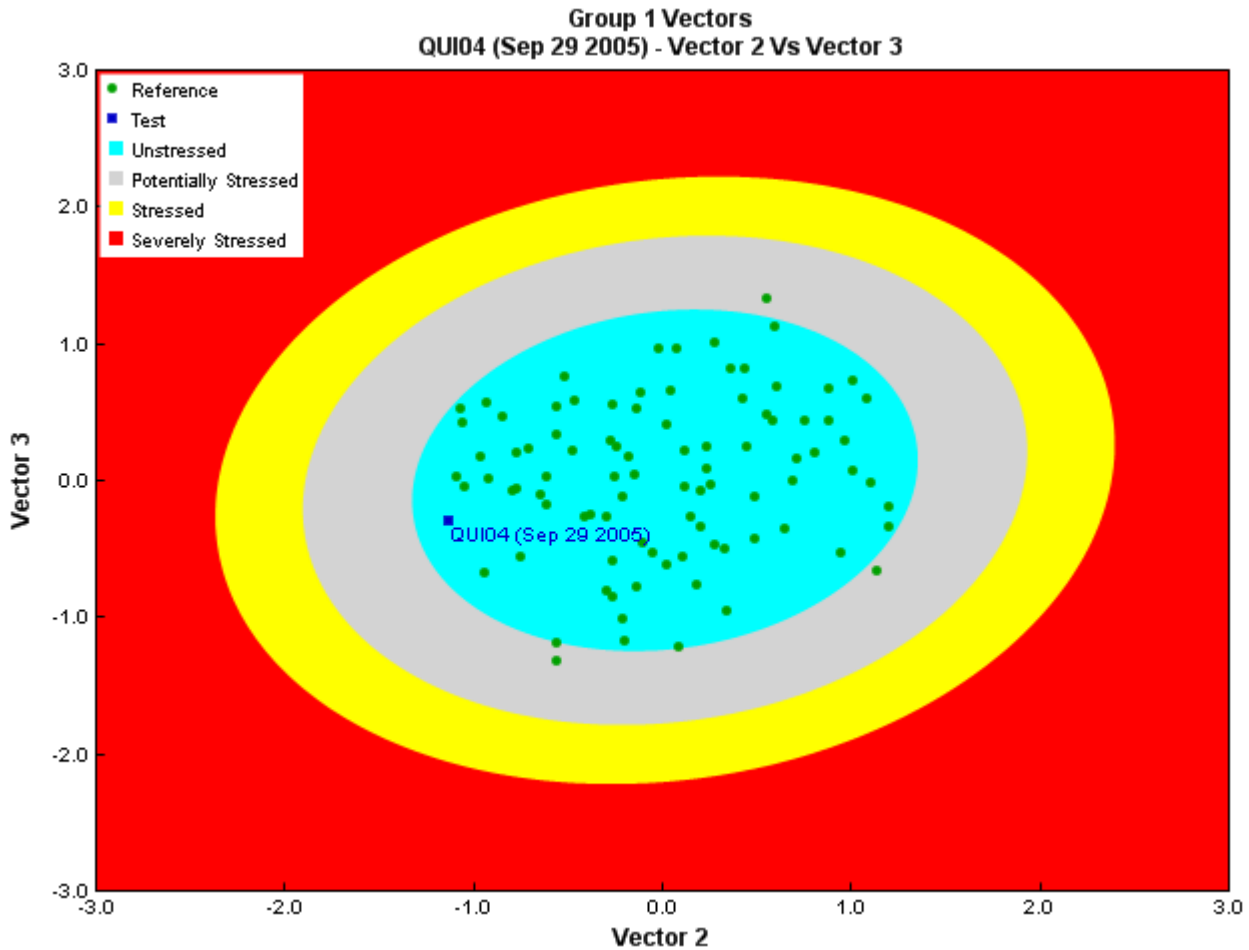
## Graphiques de l'évaluation des sites

Group 1 Vectors  
QUI04 (Sep 29 2005) - Vector 1 Vs Vector 2



Group 1 Vectors  
QUI04 (Sep 29 2005) - Vector 1 Vs Vector 3





**ÉQUIVALENTS FRANÇAIS**

[Référence = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI04 (Sep 29 2005) = QUI04 (29 septembre 2005)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI04 (Sep 29 2005) = QUI04 (29 septembre 2005)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]

## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Aucun stress
Vecteur 1 et vecteur 3	Aucun stress
Vecteur 2 et vecteur 3	Aucun stress
Globale	Aucun stress

### Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	17,5439	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	38,3041	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	48,855	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	36,2573	59,9059	Non
% des taxons dominants	18,7135	40,8311	Non
% de Plecoptera	2,0468	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	78,125	14,8773	Oui
% de Tricoptera	9,3567	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	3,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	11,0	9,8869	Non
Nombre d'individus EPT / Chironomidae + individus EPT	0,7391	0,739	Non
Taxons de Plecoptera	4,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	2,4719	1,8407	Non
Abondance totale	2137,5	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	23,0	16,0839	Non
Taxons de Trichoptera	4,0	2,6496	Non

## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

Site	QUI04
Date d'échantillonnage	20 septembre 2006
Latitude	N. 50° 0' 44"
Longitude	O. 125° 18' 6"
Altitude	87
Entité géographique	Rivière Quinsam
Ordre du cours d'eau	3

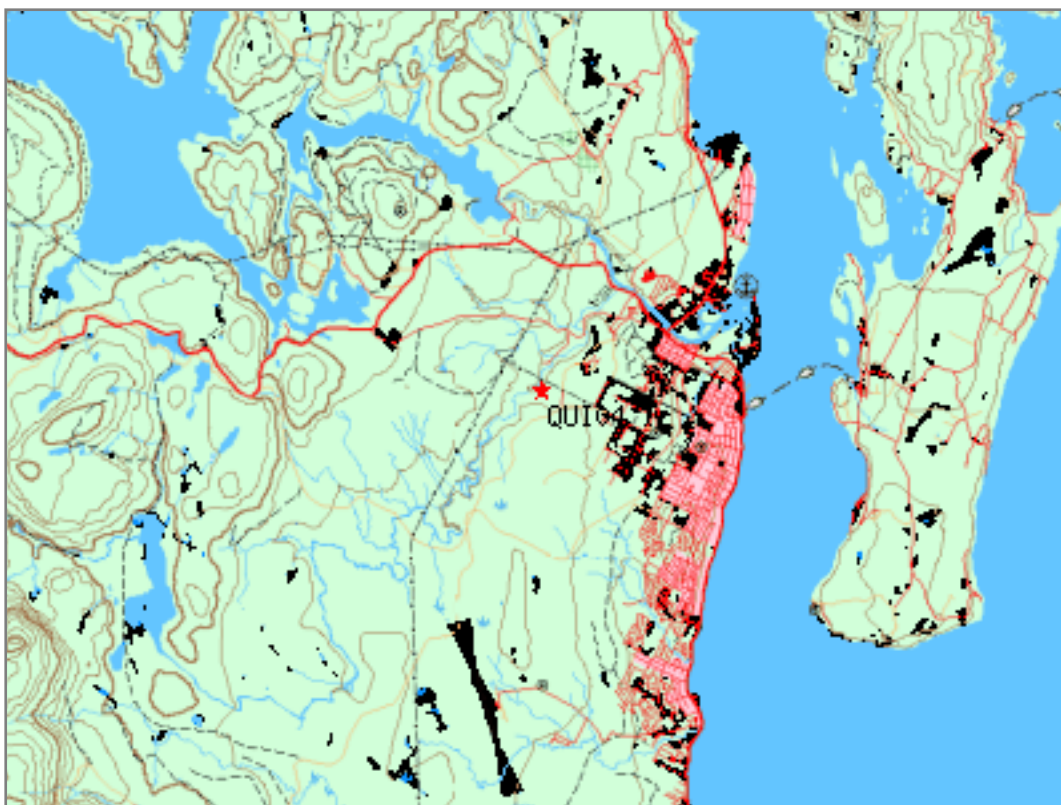
### Photographie du site

*En amont*





## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of Sediment ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	71,8 %	0,4 %	23,6 %	0,1 %	4,1 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Couvert forestier – % de la couverture (plage de pourcentages)	2,00	0,71
Profondeur du chenal – moyenne (cm) <sub>3</sub>	34,4	26,6

Profondeur du chenal – maximale (cm)	54,0	38,1
Sédiments fins – % de gravier (%)	80,95	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	31,5000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	0,1036000	11,3560806
Générale – pH (pH)	7,8	7,5
Générale – Conductance spécifique (à 25 °C) (uS/cm)	98,8000000	0,0000000
Générale – Turbidité (uTN)	1,2000000	0,0000000

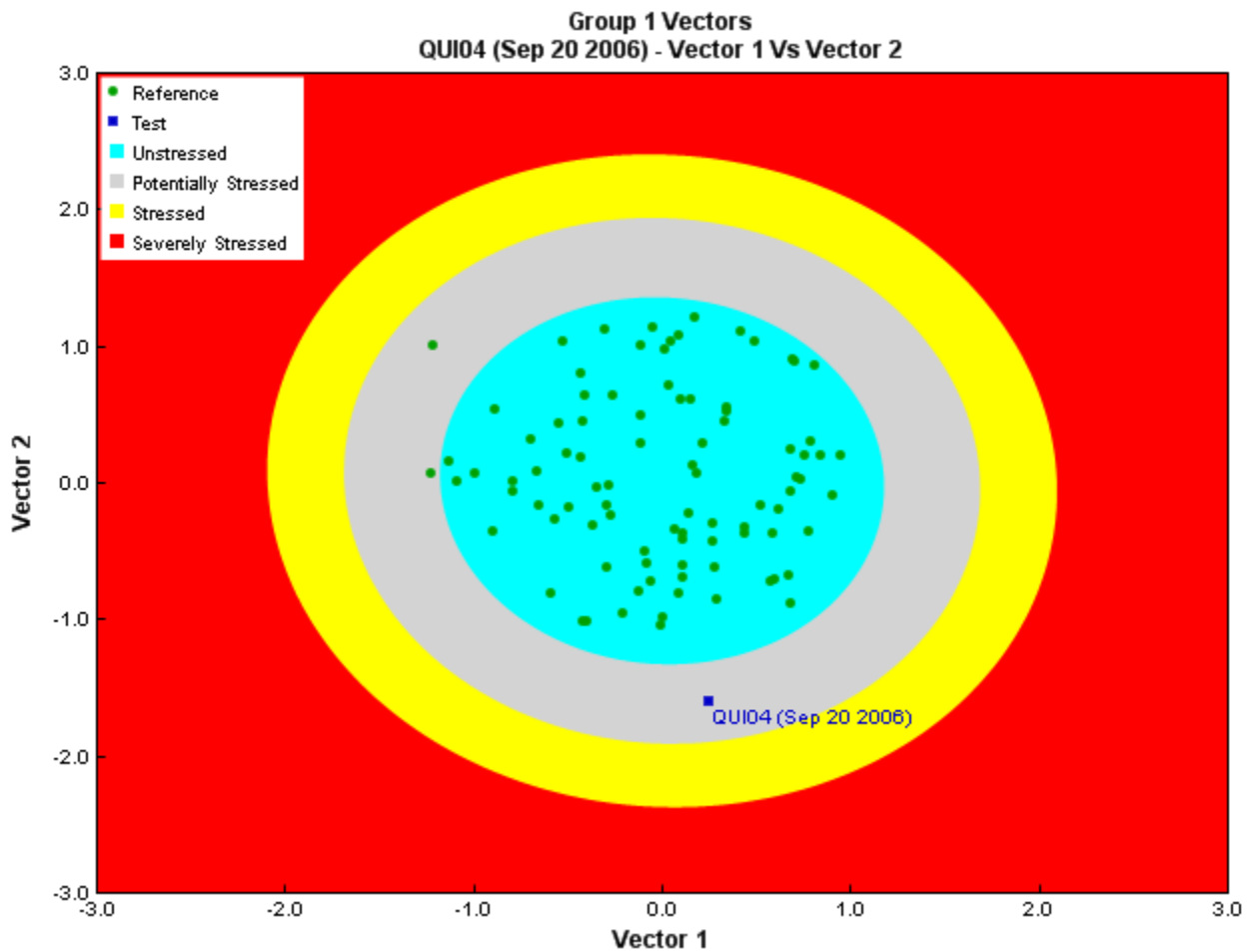
Variable	Site	Moyenne de référence
Pente (m/m)	0,006	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	12,6000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	7	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	8	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	5	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	4	3
Température – surface du lac ou du cours d'eau (degrés Celsius)	13,4000000	0,0000000
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,39	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	0,77	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	24,5	42,8
Largeur – mouillée (m)	17,3	19,7

**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

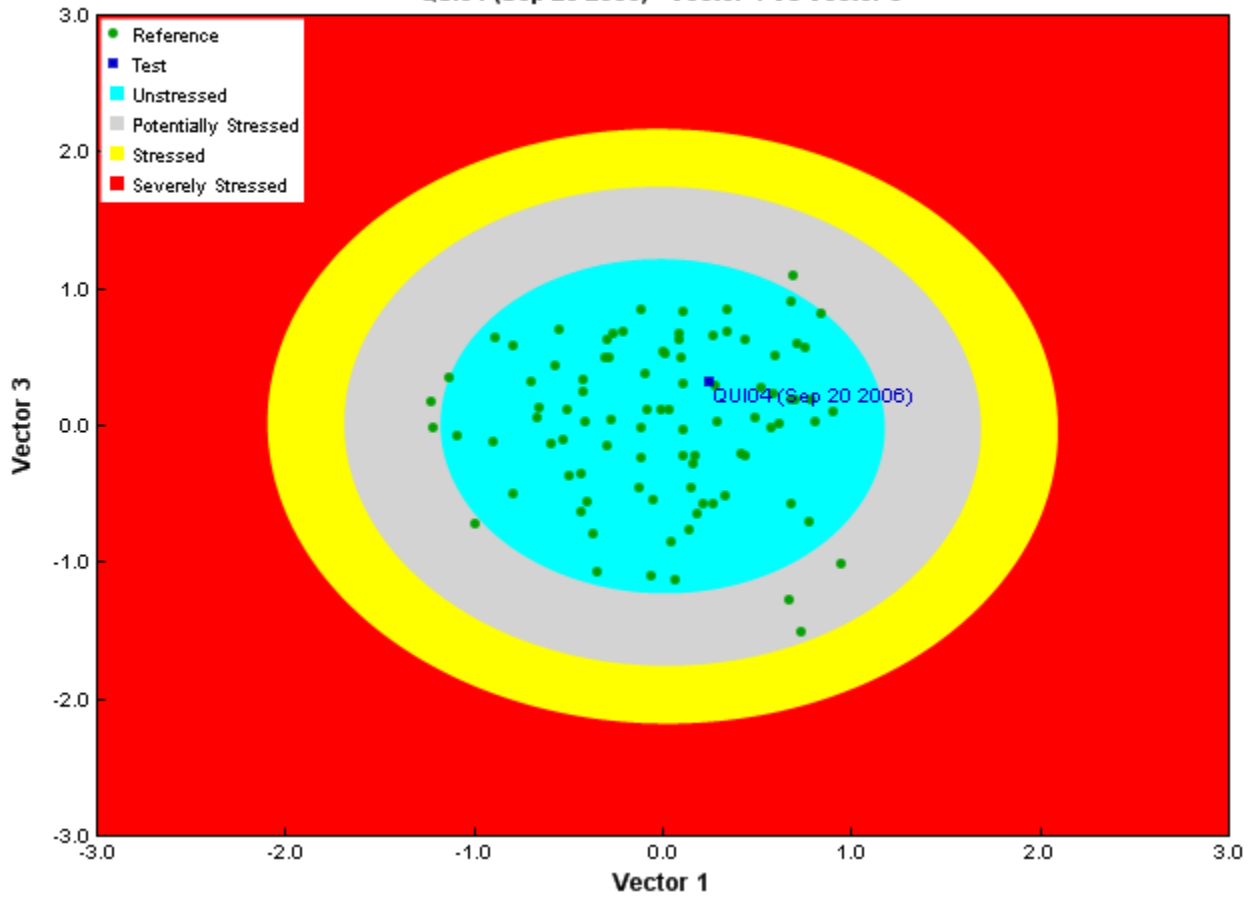
Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Baetidae	0,93	1481
Capniidae	0,62	-
Chironomidae	0,99	115
Chloroperlidae	0,87	96
Elmidae	0,26	433
Empididae	0,53	67
Ephemerellidae	0,90	77
Glossosomatidae	0,30	19
Heptageniidae	0,98	346
Hydropsychidae	0,49	115

Lebertiidae	0,39	19
Leptophlebiidae	0,32	38
Leuctridae	0,31	10
Naididae	0,26	125
Nemouridae	0,80	38
Perlodidae	0,68	10
Philopotamidae	0,02	19
Rhyacophilidae	0,62	29
Simuliidae	0,33	58
Sperchonidae	0,41	58
Taeniopterygidae	0,63	-
Tipulidae	0,59	135
Torrenticolidae	0,25	48
Tubificidae	0,08	19

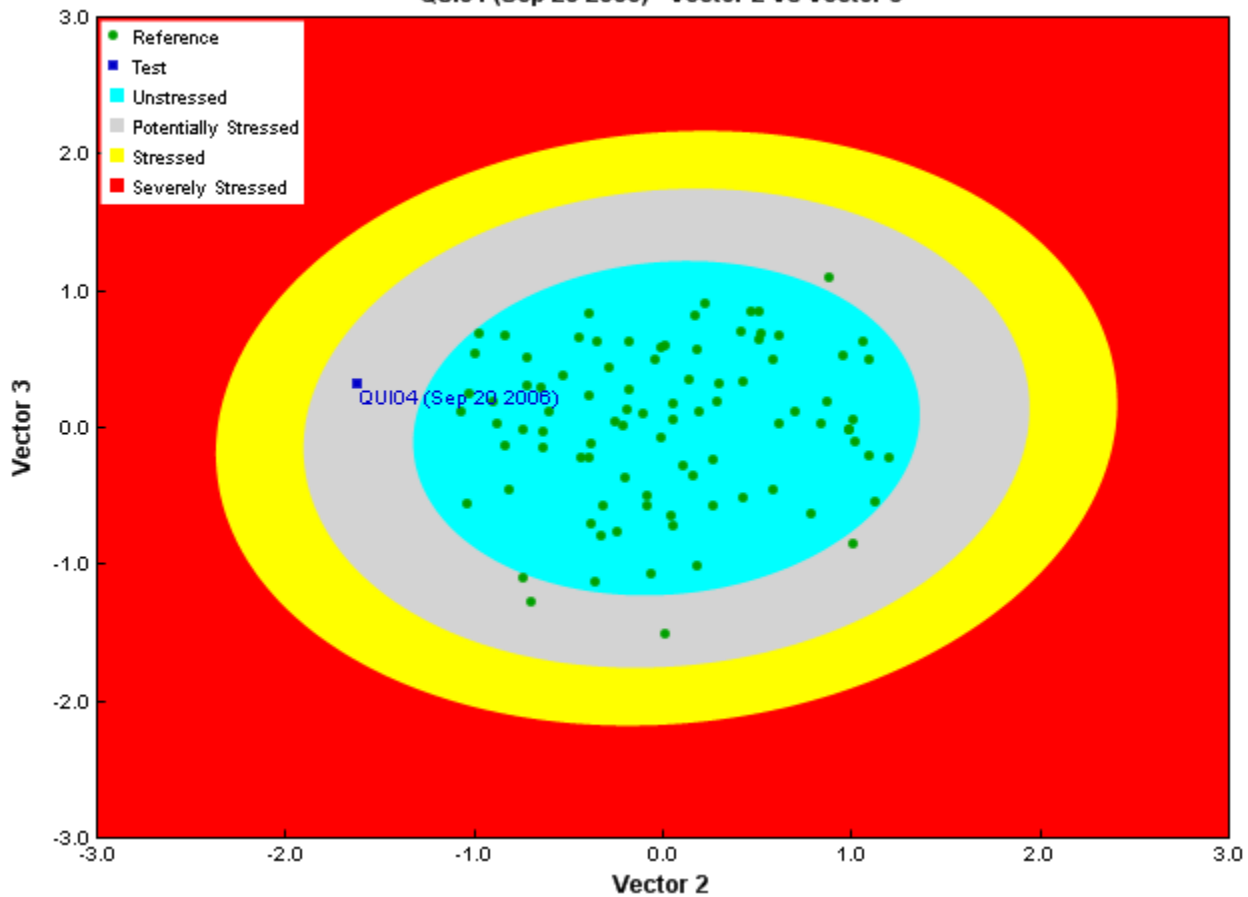
## Graphiques de l'évaluation des sites



Group 1 Vectors  
QUI04 (Sep 20 2006) - Vector 1 Vs Vector 3



Group 1 Vectors  
QUI04 (Sep 20 2006) - Vector 2 Vs Vector 3



**ÉQUIVALENTS FRANÇAIS**

[Référence = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI04 (Sep 20 2006) = QUI04 (20 septembre 2006)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI04 (Sep 20 2006) = QUI04 (20 septembre 2006)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]

## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Stress possible
Vecteur 1 et vecteur 3	Aucun stress
Vecteur 2 et vecteur 3	Stress possible
Globale	Stress possible

### Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	3,4285	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	57,7153	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	76,2377	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	56,858	59,9059	Non
% des taxons dominants	44,0008	40,8311	Non
% de Plecoptera	4,5711	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	63,1596	14,8773	Oui
% de Tricoptera	5,4284	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	4,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	12,0	9,8869	Non
Nombre d'individus EPT / Chironomidae + individus EPT	0,9518	0,739	Non
Taxons de Plecoptera	4,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	2,1188	1,8407	Non
Abondance totale	3365,28	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	23,0	16,0839	Non
Taxons de Trichoptera	4,0	2,6496	Non

## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

Site	QUI06
Date d'échantillonnage	19 septembre 2006
Latitude	N. 49° 56' 8"
Longitude	O. 125° 27' 45"
Altitude	627
Entité géographique	Rivière Quinsam
Ordre du cours d'eau	3

### Photographie du site

*En amont*



## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of Sediment ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	69,2 %	0,1 %	26,6 %	1,6 %	2,5 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Couvert forestier – % de la couverture (plage de pourcentages)	3,00	0,71
Profondeur du chenal – moyenne (cm)	56,8	26,6



Profondeur du chenal – maximale (cm)	86,0	38,1
Sédiments fins – % de gravier (%)	10,86	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	28,1000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	9,7700000	11,3560806
Générale – dureté (mg/L)	35,0000000	35,9563636
Générale – pH (pH)	7,9	7,5
Générale – Conductance spécifique (à 25 °C) (uS/cm)	99,1000000	0,0000000

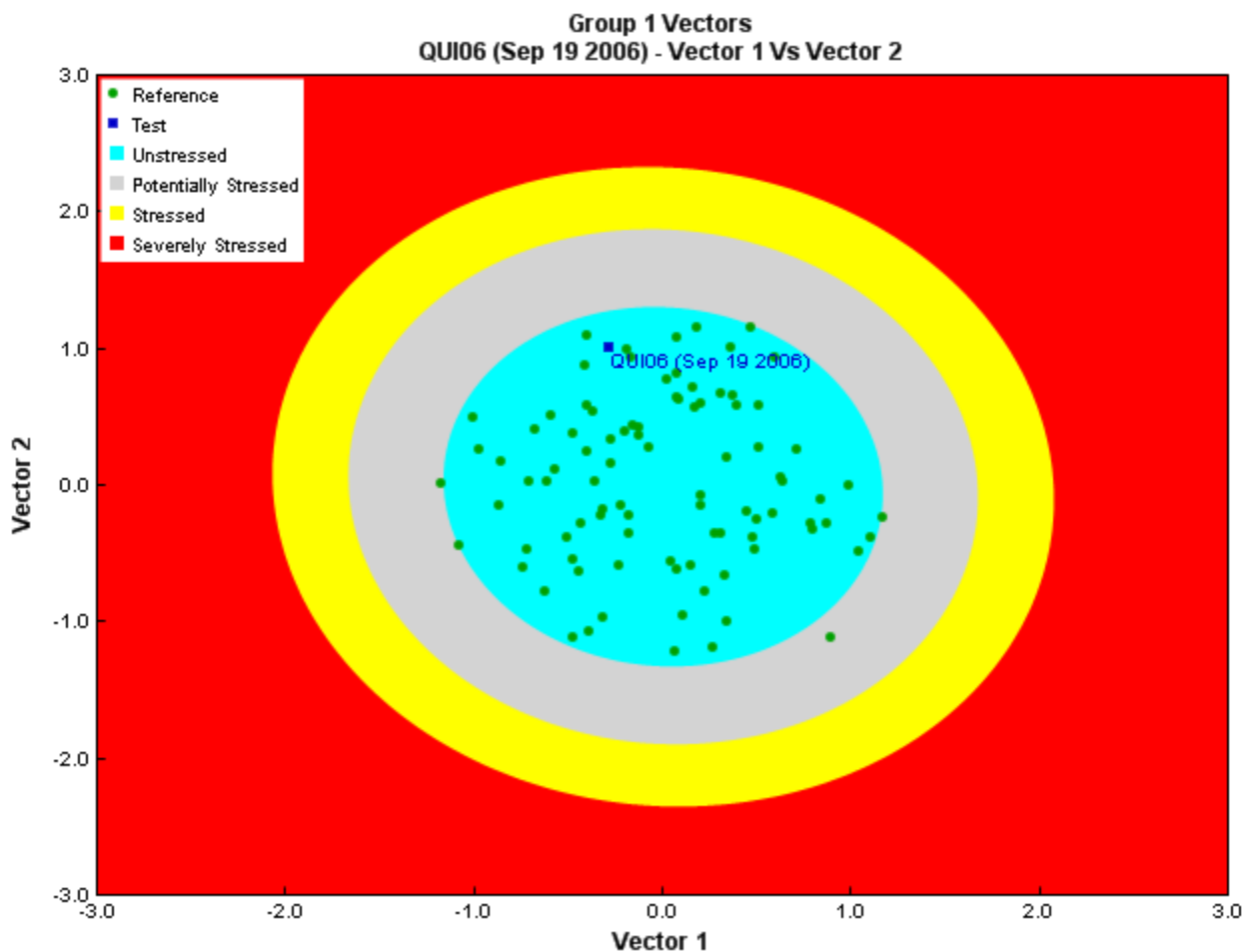
Variable	Site	Moyenne de référence
Générale – Turbidité (uTN)	0,2000000	0,0000000
Pente (m/m)	0,006	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	15,3000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	7	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	8	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	5	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	3	3
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,27	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	0,38	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	22,5	42,8
Largeur – mouillée (m)	12,2	19,7

**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

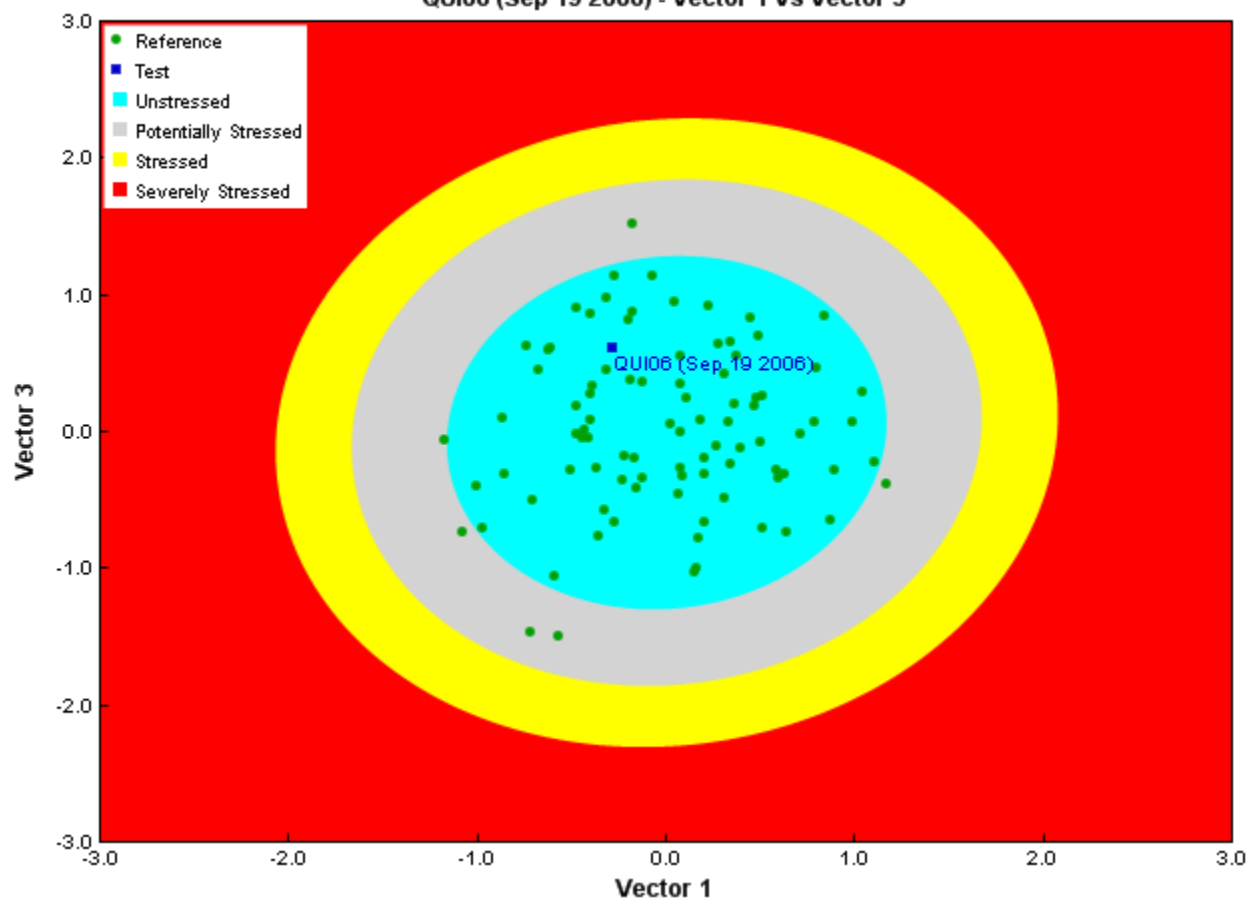
Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Baetidae	0,92	642
Capniidae	0,62	-
Chironomidae	0,99	57
Chloroperlidae	0,86	31
Elmidae	0,25	131
Empididae	0,52	87
Ephemerellidae	0,90	22
Heptageniidae	0,97	44
Hydropsychidae	0,48	9
Lepidostomatidae	0,34	39
Leptophlebiidae	0,31	22
Nemouridae	0,79	74

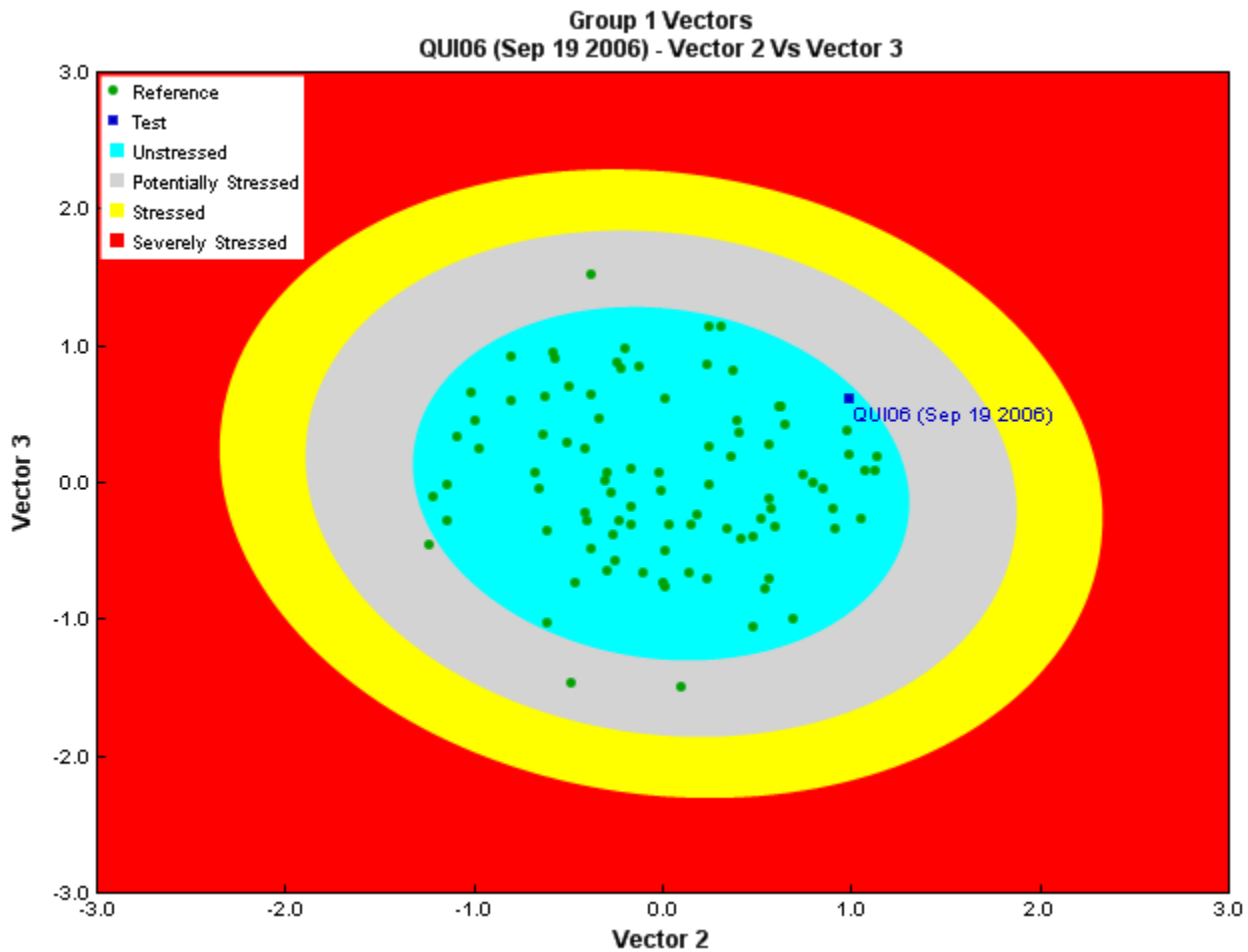
Perlodidae	0,67	39
Planorbidae	0,05	39
Rhyacophilidae	0,62	9
Simuliidae	0,33	48
Sperchonidae	0,40	4
Sphaeriidae	0,10	17
Taeniopterygidae	0,62	-
Tipulidae	0,59	-

## Graphiques de l'évaluation des sites



Group 1 Vectors  
QUI06 (Sep 19 2006) - Vector 1 Vs Vector 3





**ÉQUIVALENTS FRANÇAIS**

[Référence = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI06 (Sep 19 2006) = QUI06 (19 septembre 2006)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI06 (Sep 19 2006) = QUI06 (19 septembre 2006)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]

## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Aucun stress
Vecteur 1 et vecteur 3	Aucun stress
Vecteur 2 et vecteur 3	Aucun stress
Globale	Aucun stress

### Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	4,3179	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	55,485	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	88,0259	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	58,8077	59,9059	Non
% des taxons dominants	48,8412	40,8311	Non
% de Plecoptera	10,9625	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	15,3805	14,8773	Non
% de Tricoptera	4,3186	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	4,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	10,0	9,8869	Non
Nombre d'individus EPT / Chironomidae + individus EPT	0,9425	0,739	Non
Taxons de Plecoptera	3,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	1,9734	1,8407	Non
Abondance totale	1314,3	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	17,0	16,0839	Non
Taxons de Trichoptera	3,0	2,6496	Non

## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

Site	QUI03
Date d'échantillonnage	6 octobre 2003
Latitude	N. 49° 55' 47.58"
Longitude	O. 125° 30' 34.26"
Altitude	997
Entité géographique	Rivière Quinsam
Ordre du cours d'eau	3

### Photographie du site

*En amont*



## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of Sediment ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	74,8 %	1,3 %	17,9 %	1,8 %	4,2 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Profondeur du chenal – moyenne (cm)	40,2	26,6
Profondeur du chenal – maximale (cm)	71,0	38,1

Sédiments fins – % de gravier (%)	68,83	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	19,9000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	9,3200000	11,3560806
Générale – dureté (mg/L)	44,9000000	35,9563636
Générale – pH (pH)	7,0	7,5
Azote – total Kjeldahl (ATK) (mg/L)	0,0810000	0,1139124
Azote – ammoniacque (mg/L)	0,0080000	0,0038364

Variable	Site	Moyenne de référence
Azote – nitrates (mg/L)	0,0090000	0,1486182
Azote – nitrites (mg/L)	0,0000000	0,0001273
Phosphore – total (mg/L)	0,0030000	0,0228511
Pente (m/m)	0,001	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	1,6000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	6	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	7	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	3	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	5	3
Température – surface du lac ou du cours d'eau (degrés Celsius)	15,4000000	0,0000000
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,27	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	0,46	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	14,3	42,8
Largeur – mouillée (m)	10,6	19,7

**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Baetidae	0,93	24
Capniidae	0,62	14
Ceratopogonidae	0,22	1
Chironomidae	1,00	79
Chloroperlidae	0,86	8
Elmidae	0,25	34
Empididae	0,52	5

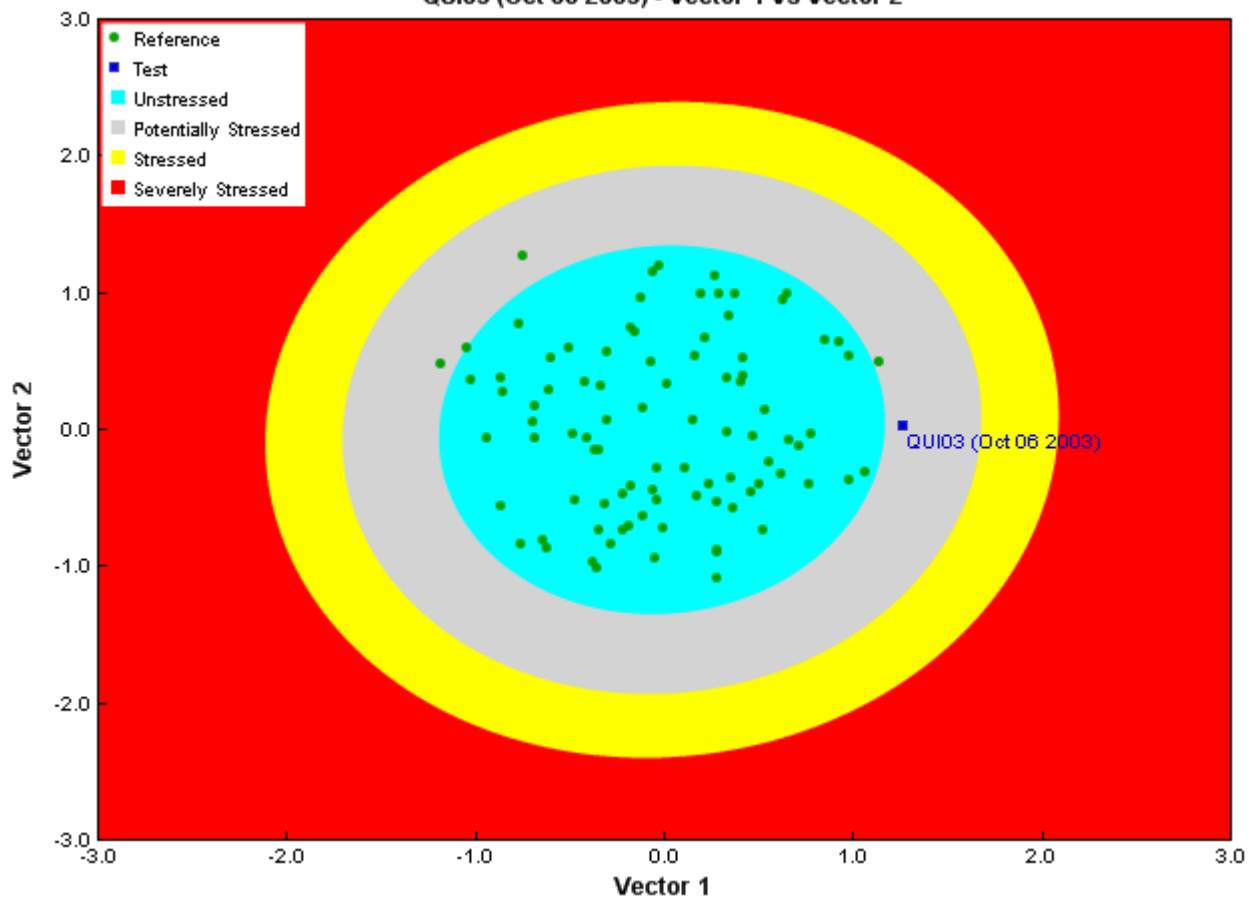


Enchytraeidae	0,35	4
Ephemerellidae	0,90	3
Heptageniidae	0,97	1
Hyaellidae	0,00	1
Hydropsychidae	0,48	1
Hydroptilidae	0,11	10
Lebertiidae	0,40	2
Lepidostomatidae	0,33	2
Leptophlebiidae	0,31	7
Lumbriculidae	0,22	12
Naididae	0,26	152
Nemouridae	0,79	9
Perlodidae	0,67	-
Psychodidae	0,08	1
Rhyacophilidae	0,62	-
Simuliidae	0,32	3
Sperchonidae	0,41	6

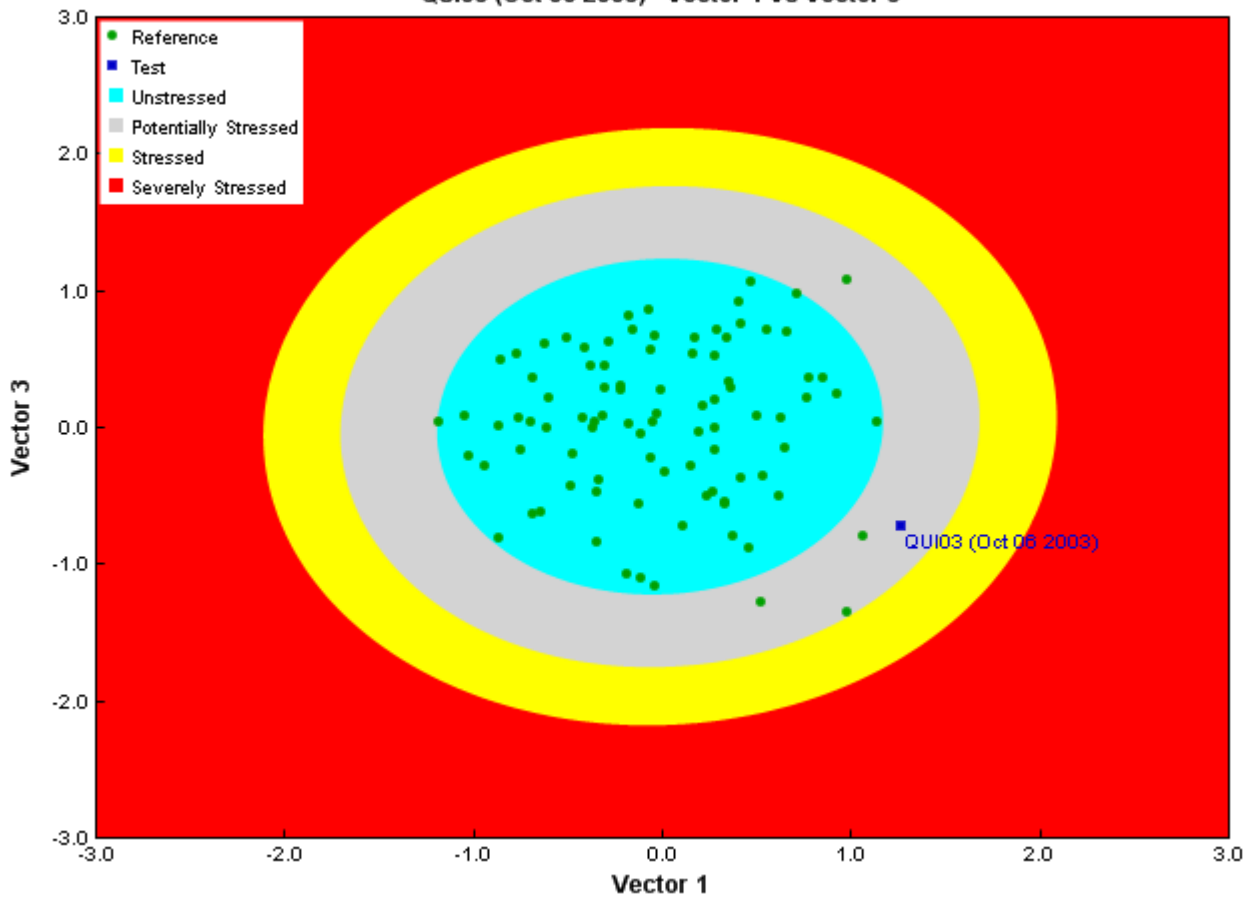
Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Tabanidae	0,02	1
Taeniopterygidae	0,63	-
Tipulidae	0,58	18
Torrenticolidae	0,24	3

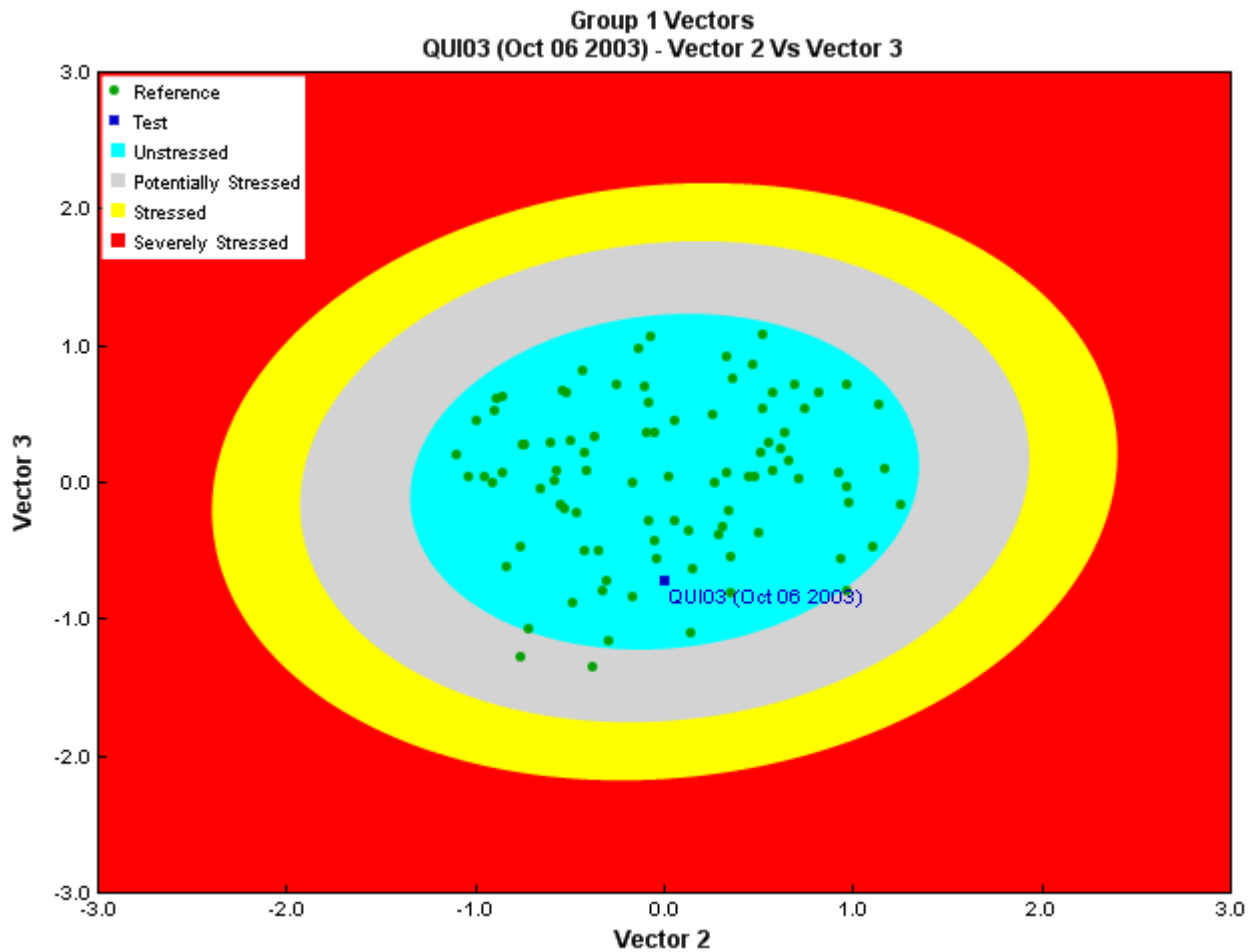
### Graphiques de l'évaluation des sites

Group 1 Vectors  
QUI03 (Oct 06 2003) - Vector 1 Vs Vector 2



Group 1 Vectors  
QUI03 (Oct 06 2003) - Vector 1 Vs Vector 3





**ÉQUIVALENTS FRANÇAIS**

[Référence = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI03 (Oct 6 2003) = QUI03 (6 octobre 2003)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI03 (Oct 6 2003) = QUI03 (6 octobre 2003)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]

## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Stress possible
Vecteur 1 et vecteur 3	Stress possible
Vecteur 2 et vecteur 3	Aucun stress
Globale	Stress possible

### Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	19,6517	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	8,7065	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	68,5714	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	57,4627	59,9059	Non
% des taxons dominants	37,8109	40,8311	Non
% de Plecoptera	7,7114	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	7,6923	14,8773	Non
% de Tricoptera	3,2338	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	4,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	10,0	9,8869	Non
Taxons de Plecoptera	3,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	2,1809	1,8407	Non
Abondance totale	402,0	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	26,0	16,0839	Oui
Taxons de Trichoptera	3,0	2,6496	Non

## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

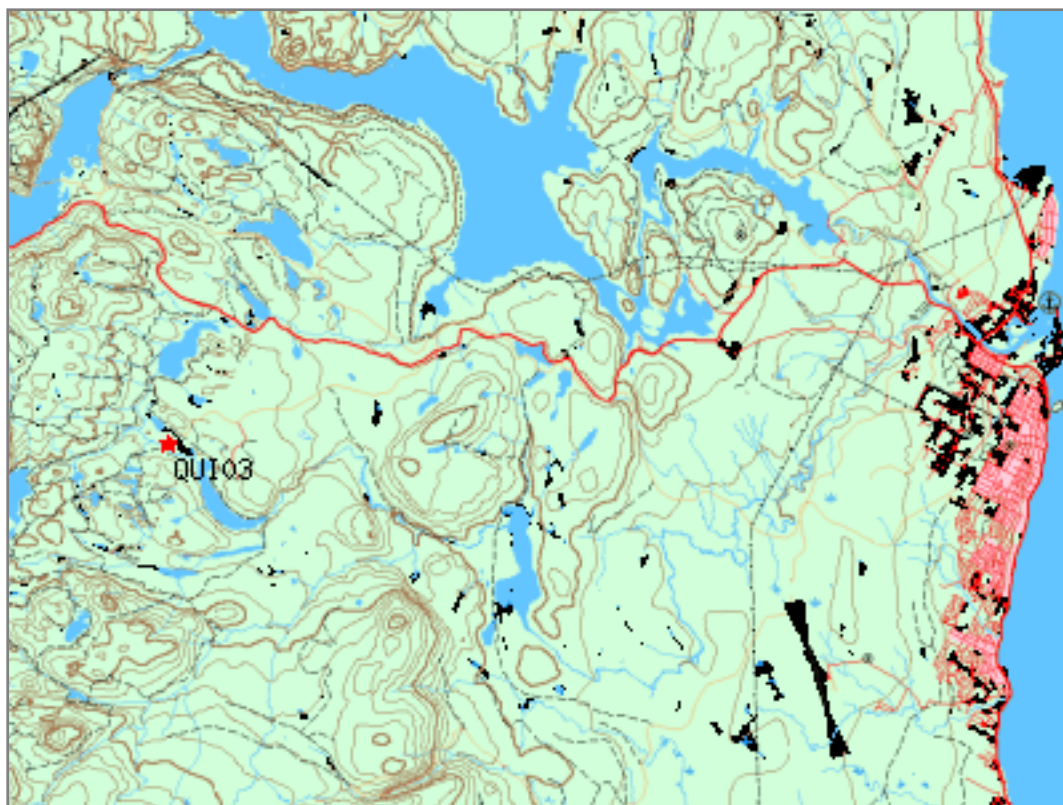
Site	QUI03
Date d'échantillonnage	29 septembre 2005
Latitude	N. 49° 55' 48"
Longitude	O. 125° 30' 36"
Altitude	894
Entité géographique	Rivière Quinsam
Ordre du cours d'eau	3

### Photographie du site

*En amont*



## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of Sediment ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	76,5 %	1,4 %	15,6 %	1,3 %	5,2 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Couvert forestier – % de la couverture (plage de pourcentages)	3,00	0,71
Profondeur du chenal – moyenne (cm)	41,4	26,6

Profondeur du chenal – maximale (cm)	59,0	38,1
Sédiments fins – % de gravier (%)	81,94	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	24,1000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	9,5800000	11,3560806
Générale – dureté (mg/L)	23,0000000	35,9563636
Générale – pH (pH)	6,5	7,5
Azote – total Kjeldahl (ATK) (mg/L)	0,0800000	0,1139124

Variable	Site	Moyenne de référence
Azote – ammoniacale (mg/L)	0,0000000	0,0038364
Azote – nitrates (mg/L)	0,0000000	0,1486182
Azote – nitrites (mg/L)	0,0000000	0,0001273
Azote – total (mg/L)	0,0900000	0,2178182
Phosphore – P-ortho dissous (mg/L)	0,0030000	0,0003333
Pente (m/m)	0,010	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	1,5000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	7	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	6	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	4	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	4	3
Température – surface du lac ou du cours d'eau (degrés Celsius)	14,5000000	0,0000000
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,63	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	0,91	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	10,9	42,8
Largeur – mouillée (m)	6,7	19,7

**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

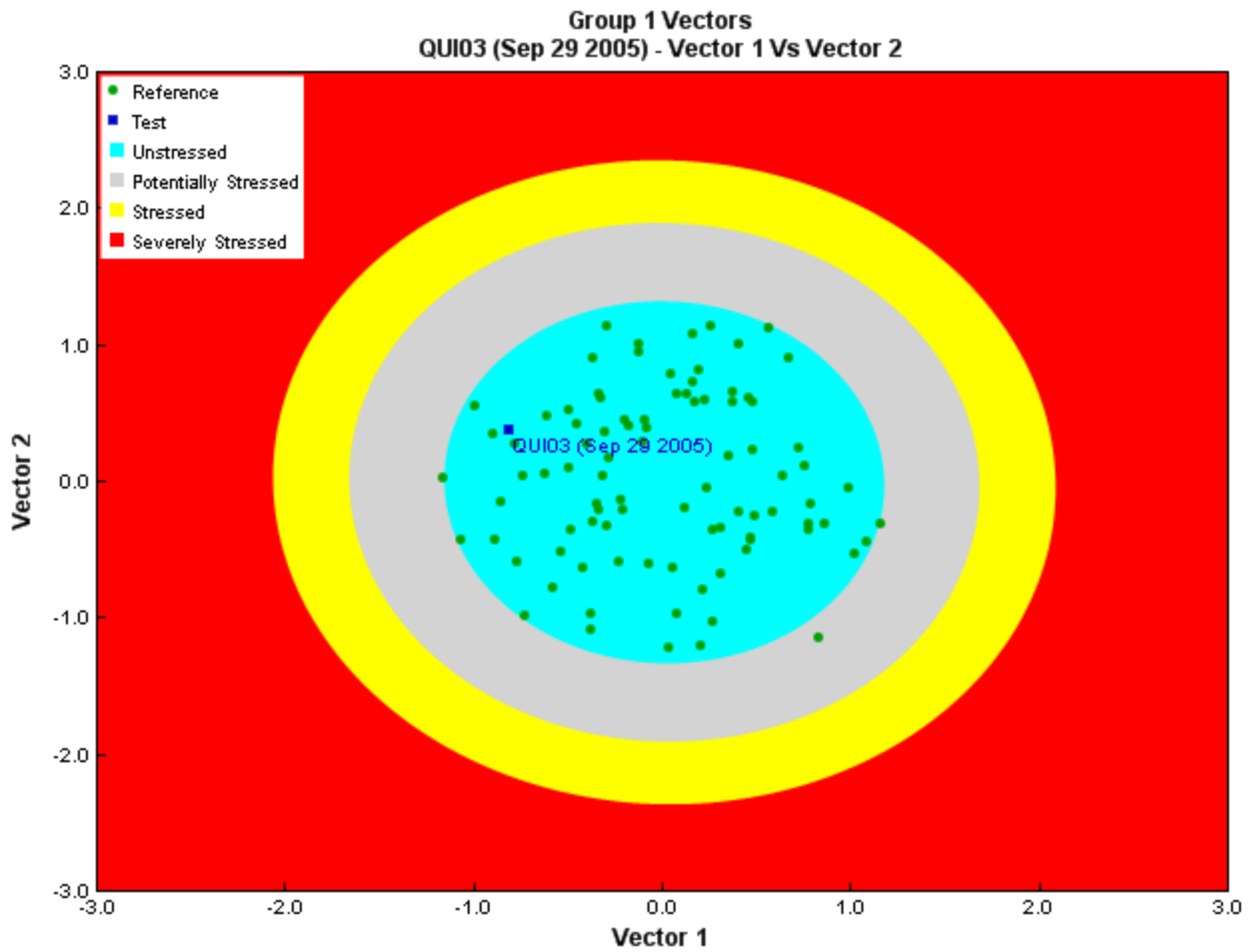
Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Baetidae	0,93	164
Capniidae	0,63	9
Ceratopogonidae	0,22	5
Chironomidae	1,00	127
Chloroperlidae	0,86	9



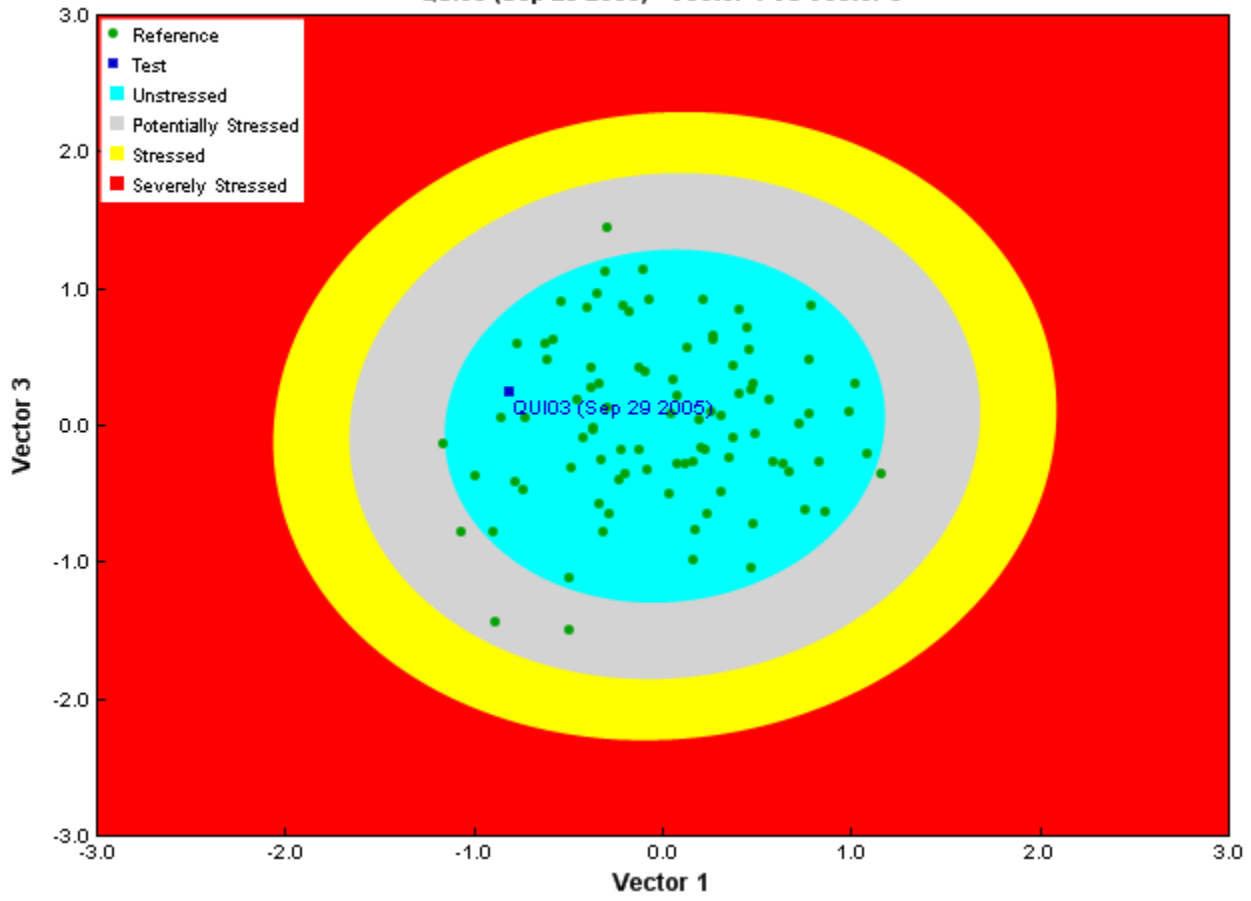
Elmidae	0,26	52
Empididae	0,52	27
Enchytraeidae	0,35	2
Ephemerellidae	0,90	2
Heptageniidae	0,97	41
Hydropsychidae	0,48	45
Hydroptilidae	0,11	2
Hydrozetidae	0,03	2
Hypogastruridae	0,10	2
Lebertiidae	0,40	2
Lepidostomatidae	0,33	7
Leptophlebiidae	0,31	5
Lumbriculidae	0,23	9
Naididae	0,26	34
Nemouridae	0,80	86
Perlidae	0,16	2
Perlodidae	0,67	2

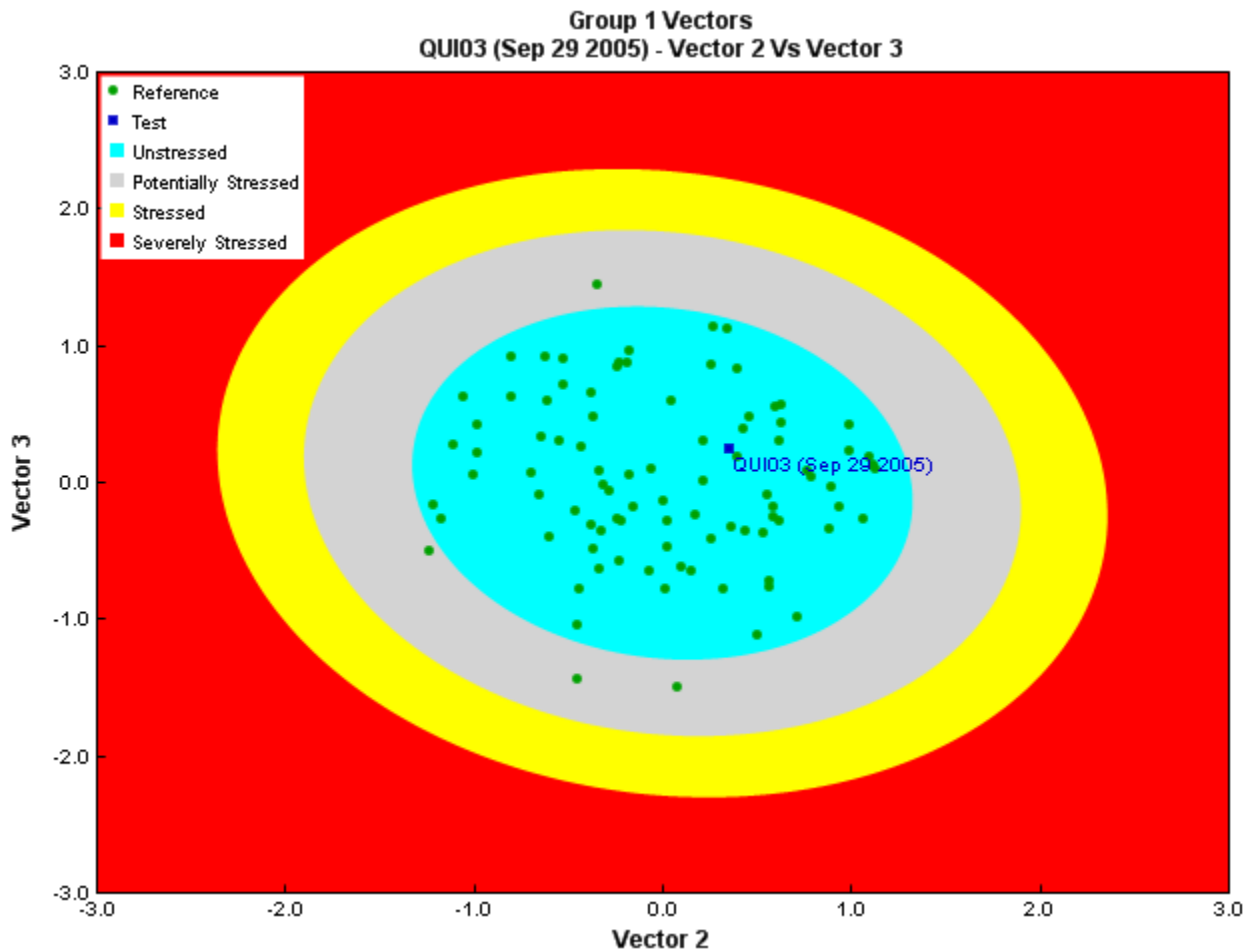
Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Planorbidae	0,05	5
Rhyacophilidae	0,62	2
Simuliidae	0,32	5
Sperchonidae	0,41	14
Taeniopterygidae	0,64	-
Tipulidae	0,58	30
Torrenticolidae	0,24	16
Trhypachthoniidae	0,00	2

## Graphiques de l'évaluation des sites



Group 1 Vectors  
QUI03 (Sep 29 2005) - Vector 1 Vs Vector 3





**ÉQUIVALENTS FRANÇAIS**

[Référence = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI03 (Sep 29 2005) = QUI03 (29 septembre 2005)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI03 (Sep 29 2005) = QUI03 (29 septembre 2005)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]

## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Aucun stress
Vecteur 1 et vecteur 3	Aucun stress
Vecteur 2 et vecteur 3	Aucun stress
Globale	Aucun stress

### Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	17,8296	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	29,6235	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	77,425	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	40,7656	59,9059	Non
% des taxons dominants	22,936	40,8311	Non
% de Plecoptera	15,2897	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	80,0176	14,8773	Oui
% de Tricoptera	7,9616	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	4,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	13,0	9,8869	Non
Nombre d'individus EPT / Chironomidae + individus EPT	0,7478	0,739	Non
Taxons de Plecoptera	5,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	2,535	1,8407	Non
Abondance totale	713,42	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	30,0	16,0839	Oui
Taxons de Trichoptera	4,0	2,6496	Non

## Rapport sur l'évaluation du site

### Métadonnées sur le site

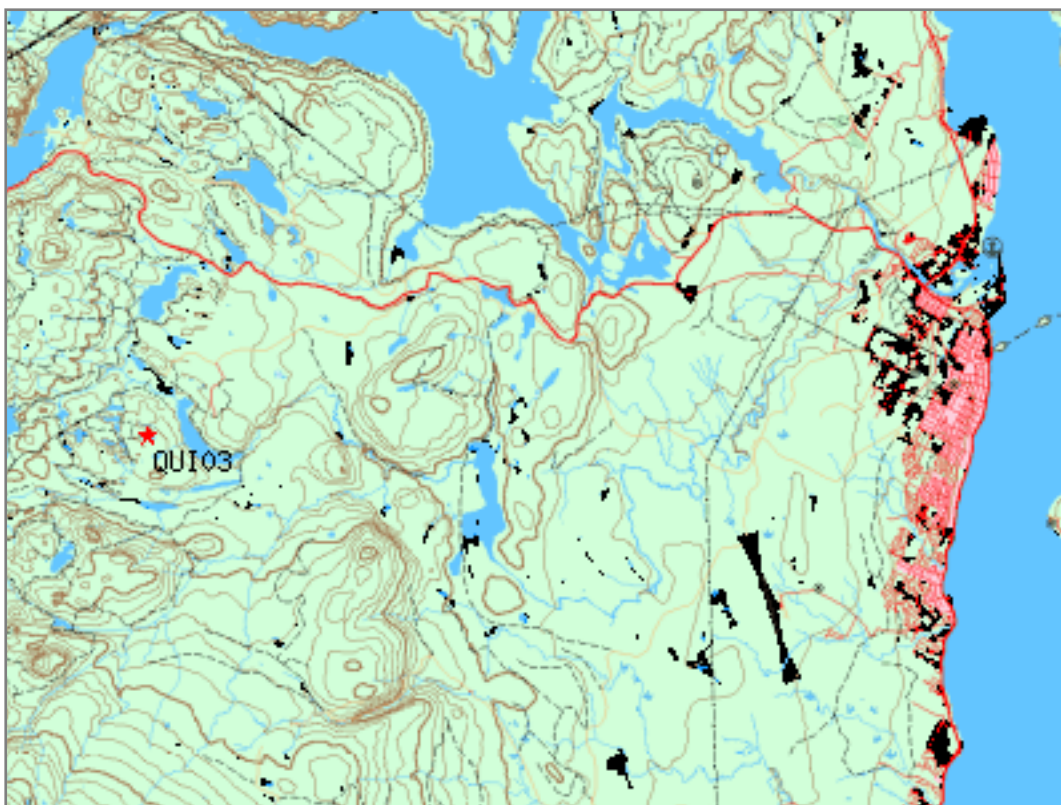
Site	QUI03
Date d'échantillonnage	19 septembre 2006
Latitude	N. 49° 55' 8"
Longitude	O. 125° 30' 6"
Altitude	
Entité géographique	Rivière Quinsam
Ordre du cours d'eau	3

### Photographie du site

*En amont*



## Carte contextuelle



## Résultats prévus selon BEAST (pour « Benthic Assessment of Sediment T ») (logiciel d'évaluation des sédiments benthiques)

Variables explicatives	Profondeur du chenal – moyenne, écorégion, générale – pH, latitude, végétation riveraine – conifères, pente, ordre du cours d'eau, substrat – catégorie de substrat dominant, substrat – catégorie de comblement interstitiel, vitesse (maximale), largeur – mouillée
Numéro de groupe prévu	1

Groupe	1	2	3	4	5
Probabilité	72,1 %	0,5 %	19,3 %	0,6 %	7,5 %

## Caractéristiques de l'habitat

Variable	Site	Moyenne de référence
Couvert forestier – % de la couverture (plage de pourcentages)	3,00	0,71
Profondeur du chenal – moyenne (cm)	35,4	26,6

Profondeur du chenal – maximale (cm)	58,0	38,1
Sédiments fins – % de gravier (%)	75,02	32,42
Générale – alcalinité (mg/L)	21,8000000	43,8789063
Générale – oxygène dissous (OD) (mg/L)	9,1400000	11,3560806
Générale – dureté (mg/L)	21,0000000	35,9563636
Générale – pH (pH)	7,7	7,5
Générale – Conductance spécifique (à 25 °C) (uS/cm)	45,6000000	0,0000000

Variable	Site	Moyenne de référence
Générale – Turbidité (uTN)	0,2000000	0,0000000
Pente (m/m)	0,010	0,019
SO <sub>4</sub> (mg/L)	1,0000000	7,1616364
Substrat – deuxième catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	7	6
Substrat – catégorie de taille dominante (catégorie [0–9])	6	6
Substrat – catégorie de comblement interstitiel (catégorie [1–5])	4	4
Substrat – catégorie de taille du matériau environnant (catégorie [0–9])	3	3
Vitesse (moyenne) (m/s)	0,63	0,40
Vitesse (maximale) (m/s)	0,82	0,58
Largeur – à pleins bords (m)	10,7	42,8
Largeur – mouillée (m)	7,2	19,7

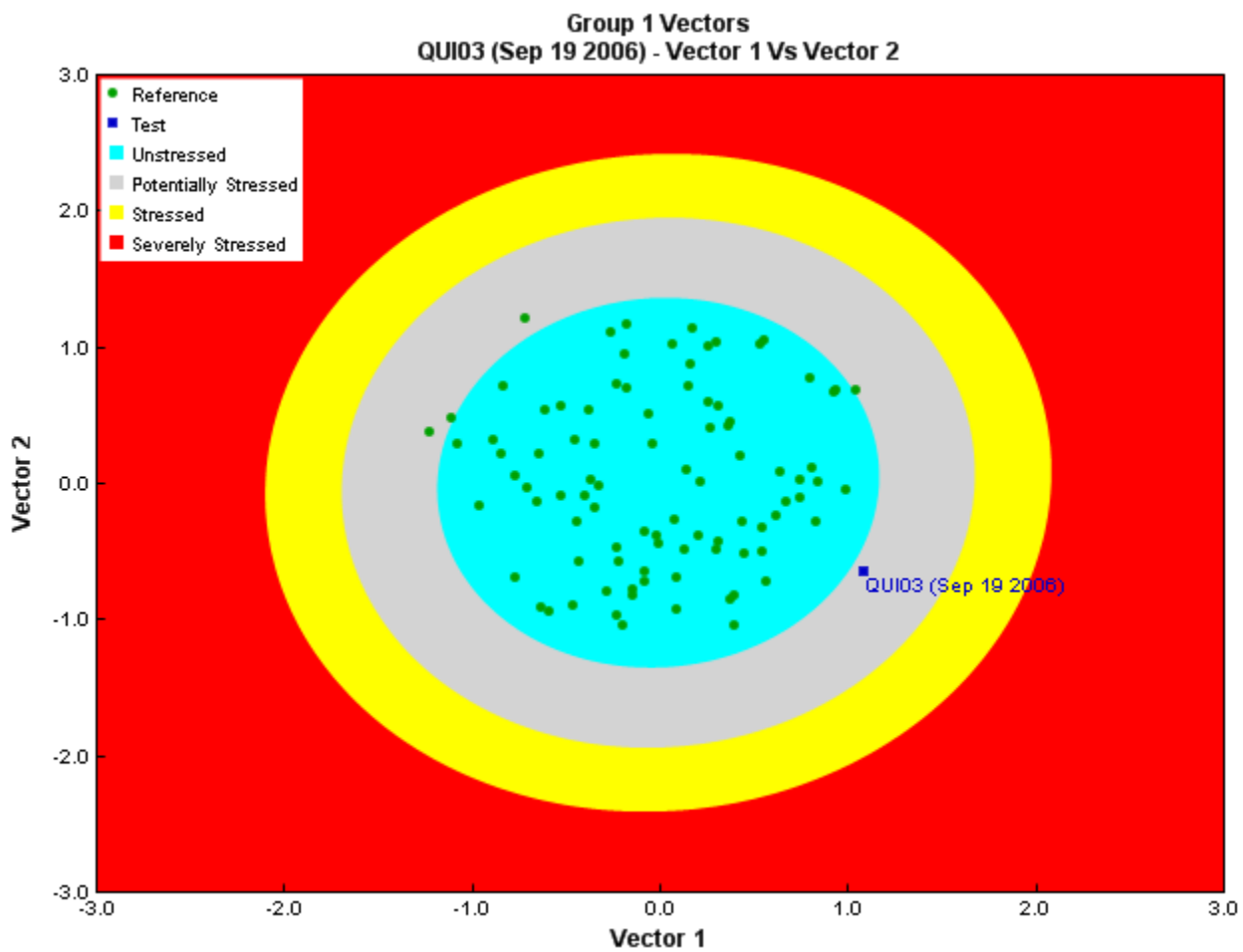
**Analyse selon RIVPACS (système de classification des prédictions et évaluations des invertébrés de cours d'eau)**

Taxons	Probabilité d'occurrence	Abondance
Ameletidae	0,41	8
Baetidae	0,93	277
Capniidae	0,63	-
Chironomidae	1,00	45
Chloroperlidae	0,86	5
Elmidae	0,27	56
Empididae	0,52	24
Ephemerellidae	0,90	3
Heptageniidae	0,97	3
Hydropsychidae	0,48	8
Isotomidae	0,02	5

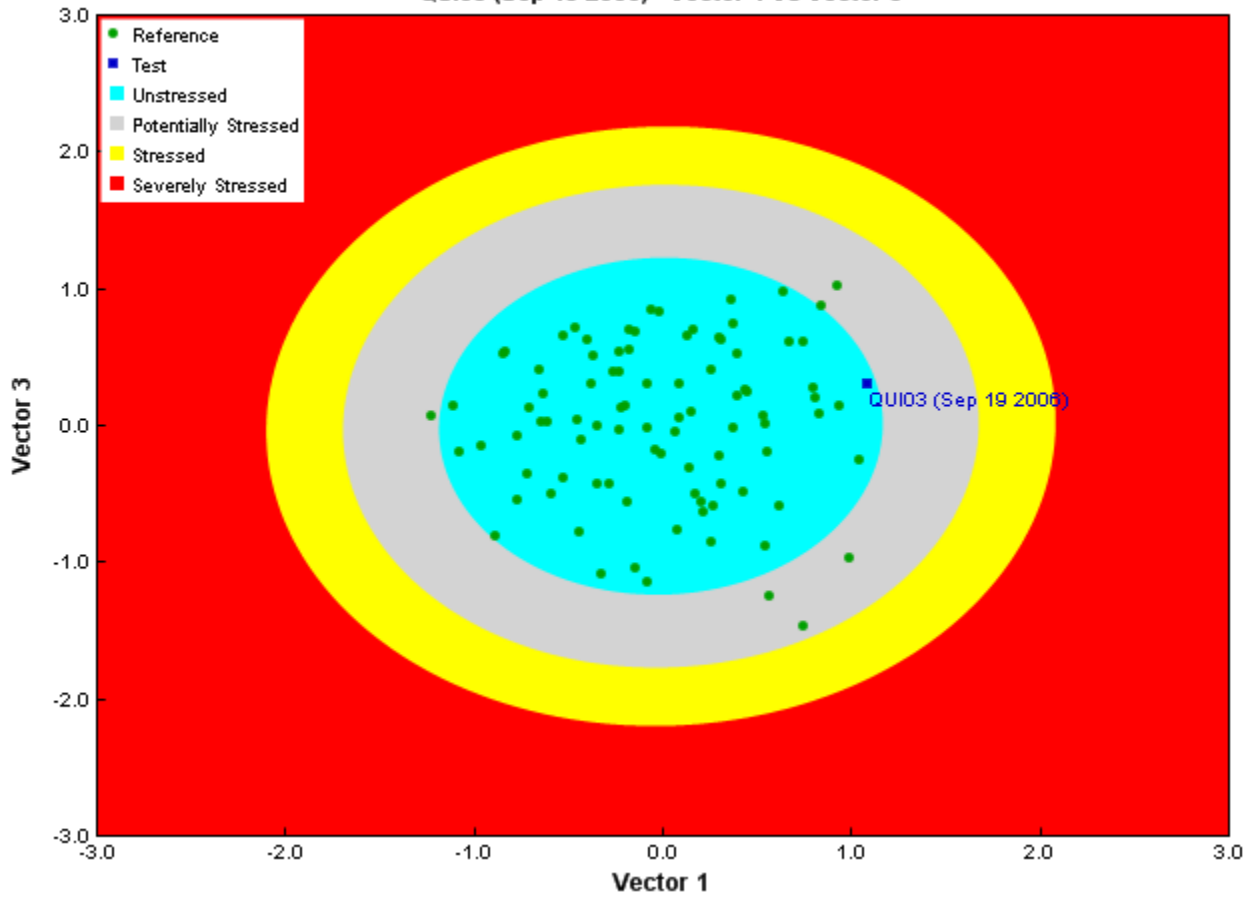


Lepidostomatidae	0,34	5
Leptophlebiidae	0,32	16
Lumbriculidae	0,21	5
Naididae	0,26	184
Nemouridae	0,80	139
Perlodidae	0,67	-
Planorbidae	0,05	5
Rhyacophilidae	0,61	-
Simuliidae	0,32	24
Sperchonidae	0,40	3
Taeniopterygidae	0,62	-
Tipulidae	0,58	-
Torrenticolidae	0,25	29

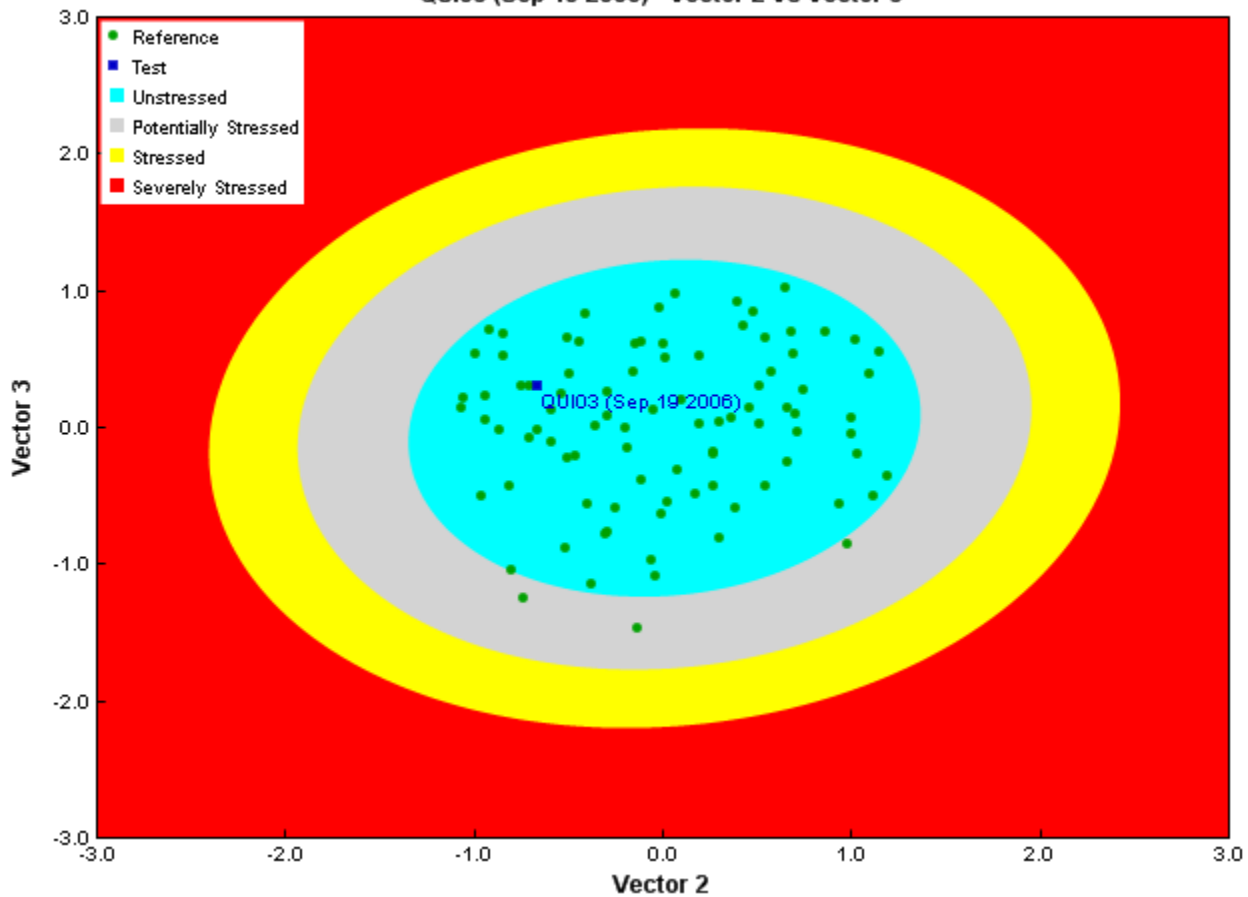
### Graphiques de l'évaluation des sites



Group 1 Vectors  
QUI03 (Sep 19 2006) - Vector 1 Vs Vector 3



Group 1 Vectors  
QUI03 (Sep 19 2006) - Vector 2 Vs Vector 3



**ÉQUIVALENTS FRANÇAIS**

[Référence = Référence

Test = Site évalué

Unstressed = Aucun stress

Potentially Stressed = Stress possible

Stressed = Stress confirmé

Severely Stressed = Stress grave

QUI03 (Sep 19 2006) = QUI03 (19 septembre 2006)

Group 1 Vectors = Vecteurs du groupe 1

QUI03 (Sep 19 2006) = QUI03 (19 septembre 2006)

Vector 1 Vs vector 2 = vecteur 1 et vecteur 2

Vector 1 Vs vector 3 = vecteur 1 et vecteur 3

Vector 2 Vs vector 3 = vecteur 2 et vecteur 3

Vector 1 = Vecteur 1

Vector 2 = Vecteur 2

Vector 3 = Vecteur 3]

## Données sur les vecteurs d'évaluation des sites

### Évaluation du site évalué

Vecteur 1 et vecteur 2	Stress possible
Vecteur 1 et vecteur 3	Aucun stress
Vecteur 2 et vecteur 3	Aucun stress
Globale	Stress possible

### Paramètres des sites

Nom du paramètre	Site évalué	Moyenne de référence	Important
% de Chironomidae	5,3606	22,4298	Non
% d'Ephemeroptera	36,2796	40,3039	Non
% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	90,4386	35,7157	Non
% des 2 taxons dominants	54,5798	59,9059	Non
% des taxons dominants	32,8108	40,8311	Non
% de Plecoptera	17,0342	19,8611	Non
% de Trichoptera qui sont des Hydropsychida	60,015	14,8773	Non
% de Tricoptera	1,5771	6,7253	Non
Taxons d'Ephemeroptera	5,0	3,4599	Non
Taxons EPT (nombre)	9,0	9,8869	Non
Taxons de Plecoptera	2,0	3,7774	Non
Indice de la diversité de Shannon-Wiener	2,027	1,8407	Non
Abondance totale	845,24	5838,7812	Non
Nombre total de taxons	19,0	16,0839	Non
Taxons de Trichoptera	2,0	2,6496	Non

## ANNEXE B : Résumés des paramètres

Tableau B1.....	110
Tableau B2.....	111

**Tableau B1.** Résumé des paramètres communs des communautés d'invertébrés calculés pour les échantillons prélevés dans la rivière Quinsam en 2001–2006.

Site	Abondance	Richesse des taxons	Richesse des taxons EPT	Individus EPT (%)	% de Chironomidae	% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	% de Trichoptera qui sont des Hydropsychidae	% de dominance (2 principaux taxons)
<b>Groupe 1*</b>	<b>792</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>79</b>	<b>13</b>	<b>38</b>	<b>11</b>	<b>57</b>
<b>QUI01 – R. Quinsam à l'embouchure</b>								
2001	8533	12	1	2	61	0	0	96
2003	12400	20	7	4	22	17	100	86
2004	8175	23	9	7	24	64	33	80
2005*	6523	22	7	16	34	47	61	61
2006*	4417	18	7	15	33	68	91	53
<b>QUI02 – R. Quinsam en aval de l'écloserie</b>								
2005	6120	22	10	23	42	63	38	70
2006*	5024	20	8	36	26	82	86	51
<b>QUI05 – Ruisseau Cold avant la confluence</b>								
2006*	2000	20	9	66	6	68	7	54
<b>QUI04 – R. Quinsam en amont de l'écloserie</b>								
2005	2138	23	10	49	18	49	81	36
2006*	2289	21	10	65	5	80	72	58
<b>QUI06 – R. Quinsam en aval de MQL et de la mine</b>								
2006*	1049	19	9	69	6	93	24	63
<b>QUI03 – R. Quinsam en amont de la mine et de MQL à la station de RHC</b>								
2003	402	26	9	17	20	69	33	57
2004	713	30	12	53	18	77	83	41
2006*	975	19	8	55	14	91	53	55

\* Moyenne, voir les précisions au sujet des paramètres dans le tableau B2.

**Tableau B2.** Résumé des paramètres communs des communautés d'invertébrés calculés pour les échantillons répétés prélevés aux fins d'assurance de la qualité dans la rivière Quinsam en 2005–2006.

Site	Abondance	Richesse des taxons	Richesse des taxons EPT	Individus EPT (%)	% de Chironomidae	% d'Ephemeroptera qui sont des Baetidae	% de Trichoptera qui sont des Hydropsychidae	% de dominance (2 principaux taxons)
<b>Groupe 1</b>	<b>7</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>79</b>	<b>13</b>	<b>38</b>	<b>11</b>	<b>57</b>
<b>QUI01 – 2005, R. Quinsam à l'embouchure</b>								
1	2	20	9	17	35	31	59	61
2	5	20	8	12	36	56	75	61
3	4	14	4	17	31	54	50	60
Moyenne (SD)	4417	18 (3)	7 (3)	15 (3)	34 (2)	47 (14)	61(13)	61 (1)
CV (%)	3	19	38	17	7	30	21	1
<b>QUI01 – 2006, R. Quinsam à l'embouchure</b>								
1	9	20	5	30	27	75	47	44
2	6	23	8	11	36	61	94	56
3	3	25	8	10	37	67	100	58
Moyenne (SD)	6577	23 (3)	7 (2)	17 (12)	33 (5)	68 (7)	80 (29)	53 (7)
CV (%)	3	11	25	68	16	10	36	14
<b>QUI02 – 2006, R. Quinsam en aval de l'écloserie</b>								
1	4	25	9	28	32	83	75	56
2	4	16	7	39	27	85	100	52
3	5	19	8	41	19	77	83	46
Moyenne (SD)	15072	60 (5)	8 (1)	36 (7)	26 (6)	82 (4)	86 (13)	51 (5)
CV (%)	1	8	13	19	24	5	15	9
<b>QUI05 – 2006, Ruisseau Cold avant la confluence</b>								
1	2	21	9	63	6	61	14	51
2	1	21	9	60	8	70	7	47
3	2	18	8	75	4	74	0	64
Moyenne (SD)	2000	20 (2)	9 (1)	66 (8)	6 (2)	68 (7)	7 (7)	54 (9)
CV (%)	32	9	7	12	39	10	102	16
<b>QUI04 – 2006, R. Quinsam en amont de l'écloserie</b>								
1	3	23	12	68	3	76	63	57
2	2	21	10	67	4	80	53	56
3	1	20	9	62	6	83	100	60
Moyenne (SD)	2289	21 (2)	10 (2)	65 (3)	5 (2)	80 (3)	72 (25)	58 (2)
CV (%)	4	7	15	5	32	4	34	4
<b>QUI06 – 2006, R. Quinsam en aval de MQL et de la mine</b>								
1	1	17	10	71	4	88	15	59
2	9	20	9	65	8	95	15	59
3	9	20	9	71	6	97	42	70
Moyenne (SD)	1049	19 (2)	9 (1)	69 (3)	6 (2)	93 (5)	24 (15)	63 (6)
CV (%)	2	9	6	5	30	5	63	10
<b>QUI03 – 2006, R. Quinsam en amont de la mine et de MQL à la station de RHC</b>								
1	8	19	9	55	5	90	60	55
2	1	19	7	58	20	97	100	61
3	1	20	9	54 <sup>11</sup>	18	84	0	50

Moyenne (SD)	975	19 (1)	8 (1)	55 (2)	14 (8)	91 (6)	53 (50)	55 (5)
CV (%)	1	3	14	4	54	7	94	10

---



