

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

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

**COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR
SOPHIE LACOURSIÈRE**

**RÉPONSE DES COMMUNAUTÉS DE DIATOMÉES ET DE
L'INDICE IDEC À UN TRANSFERT DE SUBSTRAT LE LONG D'UN
GRADIENT D'EUTROPHISATION DANS LES RIVIÈRES DU QUÉBEC**

MARS 2008

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

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

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

REMERCIEMENTS

D'abord, je veux remercier Stéphane Campeau, mon directeur de recherche, ainsi que les membres de mon comité, Isabelle Lavoie et Marco Rodriguez, pour leurs conseils et leur support tout au long de mon projet. Merci à Martine Grenier pour son aide lors de la sélection des stations d'échantillonnage. Merci également à Jacinthe Rousseau pour son aide sur le terrain ainsi qu'en laboratoire et merci à Yann Boissonneault, Martin Matteau et Dominique Comtois pour leur aide sur le terrain. Finalement, merci à mon fils Vincent, de m'avoir laissé terminer ma maîtrise dans un délai raisonnable et à mon conjoint Dominique, qui a su me remonter le moral dans les moments difficiles. Le traitement des échantillons fut effectué dans le laboratoire de recherche sur les bassins versants à l'Université du Québec à Trois-Rivières. Cette étude a été supportée financièrement par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et par le Groupe de recherche en écologie aquatique (GREa) de l'UQTR.

RÉSUMÉ

La structure des communautés de diatomées (algues benthiques) est un excellent indicateur de l'intégrité écologique des milieux aquatiques et particulièrement de l'eutrophisation. L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) est un indice biologique, basé sur les communautés de diatomées, qui permet d'intégrer plusieurs paramètres de la qualité de l'eau et de fournir de l'information quant à la distance entre les sites perturbés et les sites de référence. Afin d'évaluer la sensibilité de l'IDEC, des substrats artificiels furent installés en rivière afin de mesurer les modifications dans la structure des communautés de diatomées et la réponse de l'Indice lorsque l'on déplace les substrats d'une rivière à l'autre. Le transfert des substrats fut réalisé à partir de sites altérés vers des sites de référence, et vice-versa. Les substrats furent d'abord installés sur un site pendant une période d'environ 4 semaines afin de permettre leur colonisation par les communautés de diatomées. Les substrats ont ensuite été transférés sur un site présentant des conditions environnementales différentes du site d'origine. Les communautés de diatomées furent échantillonnées sur le nouveau site au cours des 12 semaines suivantes afin d'évaluer l'intensité et la rapidité de réponse des communautés et de l'indice IDEC aux nouvelles conditions environnementales. Les analyses statistiques reposaient sur la différence entre les communautés de diatomées et entre les valeurs de l'indice IDEC en fonction des périodes d'échantillonnage. Des modèles de régression par morceaux (piecewise regression) ont été réalisés pour modéliser le temps de réponse de l'indice IDEC. Les résultats

obtenus démontrent que les diatomées répondent plus rapidement au changement environnemental si l'on passe d'un milieu de référence vers un milieu pollué que l'inverse et que ces changements surviennent dès les premières semaines suivant le transfert. En effet, lors d'une dégradation des conditions, l'IDEC répond en moyenne en 1,9 semaines. Lors d'une amélioration des conditions, l'IDEC répond en moyenne en 3,7 semaines. La réponse de l'IDEC varie cependant selon que l'on soit en milieu neutre ou alcalin.

Mots clés : diatomées, indices biologiques, intégrité écologique, périphyton, régression par morceaux, substrats artificiels, temps de réponse, transfert de substrats.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES	viii
CHAPITRE I INTRODUCTION	1
1.1 Le périphyton composition et fonction.....	1
1.2 Écologie des diatomées	2
1.3 Les diatomées en tant que bioindicateurs	6
1.4 Modification de la structure des communautés de diatomées et temps de réponse des indices aux modifications de l'environnement.....	14
CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE	17
2.1 Localisation des sites et technique d'échantillonnage.....	17
2.2 Calcul de l'indice et analyses statistiques	23
2.2.1 Espèces rencontrées non-incluses dans l'indice.....	24
2.3 Difficultés rencontrées sur le terrain.....	25
2.3.1 Abandon de sites.....	25
2.3.2 Perte de substrats	25
CHAPITRE 3 RÉSULTATS	27
3.1 Analyses de variance	27
3.2 Réponse de l'indice IDEC selon le sens du transfert	30
3.3 Évolution des espèces aux différentes périodes d'échantillonnage	39
3.4 Réponse moyenne de l'IDEC en fonction du type de milieu	40

CHAPITRE 4	DISCUSSION ET CONCLUSION.....	42
4.1	Comparaison avec les autres études qui ont effectué des transferts de substrats	42
4.2	Temps requis pour la dégradation et la récupération selon le statut trophique du milieu	44
4.3	Conclusion et applications futures	46
BIBLIOGRAPHIE		47
ANNEXE A		54
ANNEXE B		55

LISTE DES TABLEAUX

2.1	Choix des sites de référence et des sites altérés	19
3.1	Taux de dégradation et de récupération post-transfert en fonction du sous-indice pour les échantillons des 10 rivières récoltés en 2006 au cours des 12 semaines d'échantillonnage	32
3.2	Taux de dégradation et de récupération post-transfert en fonction du sous-indice pour les échantillons des 10 rivières récoltés en 2006 au cours des 12 semaines d'échantillonnage (modèle simplifié)	36
3.3	Temps de réponse moyen de l'IDEC à une dégradation ou une récupération en fonction du type de milieu	41

LISTE DES FIGURES

2.1	Localisation des stations d'échantillonnage	18
2.2	Installation des blocs	20
2.3	Transfert des blocs	22
3.1	Variabilité de l'IDEC entre les blocs d'une même rivière et entre les rivières. (DE = Des Envies, N = Nicolet, NSO = Nicolet Sud-Ouest, SA= Sainte-Anne-bras-du-Nord)	28
3.2	Variabilité de l'indice IDEC entre les substrats naturels (NAT) et artificiels (ART). (DE = Des Envies, N = Nicolet, NSO = Nicolet Sud-Ouest, SA= Sainte-Anne-bras-du-Nord)	29
3.3	Régression par morceaux (piecewise regression) mettant en relation la variation de l'indice IDEC et le nombre de semaines écoulées suivant le transfert des substrats en milieu alcalin. Le transfert fut réalisé de rivières dégradées vers des rivières de référence (récupération) et de rivières de référence vers des rivières dégradées (dégradation).....	33
3.4	Régression par morceaux (piecewise regression) mettant en relation la variation de l'indice IDEC et le nombre de semaines écoulées suivant le transfert des substrats en milieu alcalin. Le transfert fut réalisé de rivières dégradées vers des rivières de référence (récupération) et de rivières de référence vers des rivières dégradées (dégradation).....	34
3.5	Régression par morceaux (piecewise regression) mettant en relation la variation de l'indice IDEC et le nombre de semaines écoulées suivant le transfert des substrats en milieu alcalin. Le transfert fut réalisé de rivières dégradées vers des rivières de référence (récupération) et de rivières de référence vers des rivières dégradées (dégradation). Modèle simplifié	37
3.6	Régression par morceaux (piecewise regression) mettant en relation la variation de l'indice IDEC et le nombre de semaines écoulées suivant le transfert des substrats en milieu alcalin. Le transfert fut réalisé de rivières dégradées vers des rivières de référence (récupération) et de rivières de référence vers des rivières dégradées (dégradation). Modèle simplifié	38

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 LE PÉRIPHYTON : COMPOSITION ET FONCTION

Le périphyton est un ensemble de micro-organismes attachés à un substrat quelconque. Ces micro-organismes peuvent être vivants ou morts, végétaux ou animaux. Plus précisément, on y retrouve entre autres les représentants de trois royaumes :

- 1- Les algues brunes, qui sont des protistes photosynthétiques appelés diatomées.
- 2- Les algues vertes (Chlorophytes) et les algues rouges (Rodophytes).
- 3- Les algues bleue-vert, qui sont des bactéries autotrophes appelées Cyanobactéries.

Toutes les surfaces qui reçoivent de la lumière, des petits ruisseaux aux larges rivières, soutiennent une communauté périphytique. Elle peut être attachée aux roches (épilithique), aux sédiments (épipelique) ou aux plantes (épiphytique). Les différents taxons s'attachent fermement aux substrats grâce à des sécrétions mucilagineuses ou grâce à une tige (Allan, 1995).

Le périphyton forme la biomasse algale dominante des communautés littorales dans les lacs et les rivières. En fait, plus de 80% de toutes les espèces d'algues poussent attachées à un substrat dans un habitat submergé (Wetzel, 2001). La composition du périphyton varie saisonnièrement et son abondance totale est généralement plus élevée au printemps et à l'automne (Allan, 1995).

Les algues et les bactéries du périphyton font du mutualisme et les nutriments sont recyclés au cours de leurs échanges (Wetzel, 2001). Le rôle du périphyton est donc de produire de l'énergie organique disponible pour les

consommateurs des niveaux trophiques supérieurs (Allan, 1995). Il est à la base de la chaîne alimentaire et comme son cycle de vie est court, il répond plus rapidement aux changements environnementaux (McCormick et Cairns, 1994). Puisque les diatomées forment souvent une part importante des communautés périphytiques dans les écosystèmes aquatiques modérément productifs (Wetzel, 2001), elles seront le principal objet d'étude de ce mémoire.

1.2 ÉCOLOGIE DES DIATOMÉES

Les principaux facteurs qui influencent la structure, la biomasse et la distribution des communautés de diatomées sont le pH et la conductivité de l'eau, la concentration en nutriments, la lumière, la température, le substrat, le courant et les variations du niveau de l'eau et le broutage.

Le pH ressort souvent comme un des principaux éléments qui influencent la composition et la distribution des espèces de diatomées (Lavoie *et al.*, 2004; Potapova et Charles, 2002; Wunsam *et al.*, 2002; Xu *et al.*, 1999). Il a été démontré que différentes espèces de diatomées toléraient un degré d'acidité spécifique (Hirst *et al.*, 2004), fournissant ainsi des données intéressantes sur le niveau d'acidification d'un cours d'eau. Hirst *et al.* (2004) ont découvert que les diatomées répondent très rapidement à une acidification, mais que le retour à la normale nécessite un plus grand laps de temps.

Le phosphore, l'azote et la silice sont généralement les nutriments les plus critiques pour la croissance des diatomées, mais d'autres éléments chimiques peuvent limiter la croissance sous certaines conditions (Hutchinson, 1967). Les frustules des diatomées sont composées de silice, celle-ci peut donc être un facteur limitant si l'on considère que les diatomées forment la majeure partie du périphyton dans les ruisseaux froids et ombragés (Allan, 1995). Par contre, cet élément est rarement insuffisant dans les cours d'eau, il ne limite donc pas la croissance des diatomées. En ce qui concerne l'azote et le phosphore, un certain équilibre entre les deux doit être maintenu, ce que l'on appelle

couramment le ratio N:P. En effet, une addition de l'un ou l'autre de façon isolée n'offre pas toujours de résultats alors que la combinaison des deux a un effet sur la structure et la biomasse des communautés périphytiques (Smoot *et al.*, 1998; Stockner et Shortreed, 1978 in Allan, 1995).

Les algues ont souvent besoin de plus de nutriments lorsque la lumière et la température sont plus basses que l'optimum requis pour la croissance (Borchardt, 1996). Il faut cependant noter que les nutriments ne sont pas toujours le principal facteur limitant pour la croissance des algues car d'autres facteurs comme la lumière, le broutage et les perturbations que subit l'habitat sont des variables déterminantes pour la biomasse et la croissance des algues benthiques (Borchardt, 1996).

La lumière est une variable fondamentale pour les algues benthiques car elle permet à ces organismes de faire de la photosynthèse, donc de transformer des composantes inorganiques en biomasse vivante. La lumière disponible influence la production du périphyton à la fois le long d'un gradient spatial de profondeur et selon la saison (Wetzel, 2001).

L'effet de la température sur les réactions biochimiques en fait un des facteurs les plus importants qui affectent les communautés périphytiques de milieu lotique et lentique (DeNicola, 1996). En effet, certaines études ont démontré que la température interagit de façon complexe avec la limitation des nutriments et affecte ainsi la croissance du périphyton. Selon DeNicola (1996), les interactions de la température avec d'autres facteurs complexes rendent les effets spécifiques de chacun difficiles à discerner.

Le substrat joue un rôle important dans l'établissement des communautés périphytiques car il peut fournir une stabilité face aux mouvements de l'eau et il y a parfois échange de nutriments entre le substrat et le périphyton (Allan, 1995). Les substrats artificiels sont utilisés dans le cadre d'études sur les

diatomées depuis près de 100 ans (Lane *et al.*, 2003). Cependant, une certaine controverse demeure à savoir si les communautés échantillonnées sur les substrats artificiels sont représentatives de celles retrouvées sur les substrats naturels. Plusieurs études se contredisent à ce niveau. Par exemple, selon Barbiero (2000), les substrats naturels montrent une plus grande richesse spécifique que les substrats artificiels alors que selon Lane *et al.* (2003), le degré de variation entre les deux types de substrats à l'étude n'est pas plus élevé que le degré de variation entre deux substrats naturels. De plus, ces derniers concluent que la communauté de diatomées retrouvée sur le substrat artificiel est représentative de celle retrouvée sur le substrat naturel.

Plusieurs auteurs reconnaissent l'efficacité du substrat artificiel à des fins de biomonitoring (Barbiero, 2000; Iserentant et Blancke, 1986; Lane *et al.*, 2003; Lavoie *et al.* 2004; Rimet *et al.*, 2005; Winter et Duthie, 2000). Il faut cependant s'assurer d'utiliser un substrat qui convient à l'étude, et selon Blinn *et al.* (1980), la taille et la texture du substrat sont également des éléments dont il faut tenir compte. Le temps disponible pour la colonisation du substrat et la microtopographie de sa surface serait également un facteur déterminant l'abondance des algues et la composition des espèces (Burkholder, 1996).

Le courant joue un rôle majeur dans la distribution des plantes, des nutriments et au niveau du positionnement des substrats. Il a été démontré que plusieurs espèces de diatomées occupent un régime de courant spécifique (Blum, 1960, in Allan 1995), certaines espèces étant par exemple plus aptes que d'autres à s'attacher aux substrats sous un fort courant (Allan, 1995). Peterson et Stevenson (1989) ont comparé la colonisation par les diatomées en milieu de fort et de faible courant et ils ont remarqué que le nombre de diatomées, vivantes ou mortes, est beaucoup plus élevé en milieu de faible courant qu'en milieu de fort courant. Le courant peut avoir un effet positif sur une communauté périphytique car il permet le transport des nutriments vers les algues, mais il peut également avoir un impact négatif en détachant les algues

de leurs substrats (Stevenson, 1996). Selon Stevenson (1996), le courant affecte plusieurs conditions de l'habitat telles que la taille des substrats, la lumière et la distribution des autres organismes (invertébrés brouteurs, poissons), qui à leur tour influencent directement le métabolisme et la distribution des algues.

Les variations du niveau de l'eau peuvent grandement affecter les communautés de diatomées. Une baisse considérable du niveau de l'eau peut faire en sorte que certains substrats sont exposés à l'air libre et entraîner la mort des communautés sur ces substrats. Wetzel (2001) note cependant que certaines espèces de diatomées sont plus résistantes à la dessiccation et que le périphyton en rivière est assez bien adapté aux mouvements de l'eau et aux variations du courant. Biggs (1996) note que le délai entre les inondations influence les stratégies de croissance des différentes espèces et affecte le développement des communautés. Un autre point intéressant est le fait que si une communauté est perturbée périodiquement, sa résistance face à cette perturbation peut potentiellement augmenter (Peterson, 1996). Finalement, la résistance des algues face à un coup d'eau dépend beaucoup de la taille et de la stabilité du substrat, mais lorsque la fluctuation du niveau de l'eau est extrême, la majorité de la biomasse algale du benthos est arrachée, peu importe la taille du substrat ou les caractéristiques de la communauté en place (Peterson, 1996).

La plupart des études citées dans Allan (1995) tendent à démontrer que le broutage joue un rôle mineur dans la limitation de la croissance du périphyton. Toutefois, lorsque les brouteurs ont été totalement éliminés à l'aide d'un insecticide dans un canal en Suisse (Eichenberger et Schlatter, 1978, cité par Allan 1995) et dans un ruisseau en montagne au Japon (Yasuno *et al.*, 1982, cité par Allan 1995), une augmentation spectaculaire de la biomasse du périphyton a suivi. Dans la majorité des études citées par Steinman (1996), la biomasse algale a diminué en présence d'herbivores. En effet, sur 93 études

d'interactions algues/brouteurs, la biomasse a été réduite 71 fois. Il est cependant intéressant de noter qu'il n'y a pas toujours réduction et que le résultat du processus d'herbivorie dépend à la fois de l'algue et de l'herbivore impliqués (Steinman, 1996). Autre point important selon cet auteur, le recyclage des nutriments pourrait être favorisé par les excréments des herbivores et leurs mouvements physiques préviennent l'accumulation de litière. Selon Wetzel (2001), un important broutage du périphyton par des animaux peut avoir pour impact de réduire la productivité et la biomasse du périphyton. La fréquence et le type d'herbivore peuvent également influencer l'intensité de la mortalité du périphyton. Il note aussi que la mortalité du périphyton associée au broutage est plus importante dans les eaux courantes que dans les eaux stagnantes.

1.3 LES DIATOMÉES EN TANT QUE BIOINDICATEUR

L'intégrité écologique est la capacité d'un écosystème à supporter et maintenir une communauté d'organismes balancée, intégrée et adaptative ayant une composition d'espèces diversifiée, fonctionnelle et organisée comparable à une communauté similaire dans un écosystème non perturbé (Karr et Dudley, 1981). Les organismes vivants sont essentiels à l'évaluation de la qualité de l'eau, car ils permettent d'intégrer, sur une certaine période de temps, l'ensemble des caractéristiques de leur habitat et d'évaluer leurs effets sur les écosystèmes (Xu *et al.*, 1999). Ils sont également les plus adéquats pour évaluer l'impact réel des pollutions sur le milieu aquatique, pour détecter des pollutions discontinues et pour en intégrer les variations dans le temps. En effet, les organismes vivants répondent à une variété de facteurs cumulatifs d'origines anthropique et naturelle qui ne concernent pas seulement les aspects physico-chimiques, mais tout l'habitat physique du bassin versant (Rabeni, 2000). Celui-ci conditionne la structure et la diversité des organismes aquatiques dont l'équilibre conditionne à son tour le maintien des processus écologiques et, ultimement, l'équilibre des réseaux trophiques (Harper *et al.*,

2000). Il est donc essentiel de comprendre comment cet environnement influence la vie aquatique et la façon dont celle-ci répond à son altération.

Les algues, les macro-invertébrés et les poissons répondent aux changements environnementaux à différentes échelles temporelles et spatiales en raison de leur cycle de vie, leur physiologie et leur mobilité. Il est donc fondamental de bien comprendre les exigences écologiques propres à chaque type d'organisme, car ils diffèrent dans leur sensibilité à différents types de pollution et dans leur temps de réponse.

Nombre d'études témoignent de l'efficacité de l'utilisation des communautés de diatomées et particulièrement de la structure de celles-ci pour le suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau. Leur sensibilité particulière aux conditions chimiques des eaux et surtout aux concentrations en nutriments et à la pollution organique font de celles-ci des bioindicateurs privilégiés pour la détection de ces types de perturbations. Elles constituent ainsi un complément aux informations fournies par les poissons (perturbations par les toxiques), par les invertébrés (habitat physique principalement) et les autres types d'algues (eutrophisation et perturbations physiques). Les diatomées possèdent plusieurs attributs qui en font un outil idéal comme bioindicateur de la qualité de l'environnement :

1. Étant les organismes à la base de la chaîne alimentaire, les algues benthiques sont à l'interface de l'environnement physico-chimique et de la communauté biologique (Lowe et Laliberté, 1996). Une modification de l'abondance, de la diversité et de la composition des communautés de diatomées affecte également les niveaux trophiques supérieurs (benthos, poissons) en provoquant une modification des fonctions et de la structure dans la chaîne trophique (Xu *et al.*, 1999).

2. Les algues benthiques sont sessiles, elles ne peuvent donc pas éviter la pollution par le biais de la migration (Lowe et Laliberté, 1996; Lowe et Pan, 1996).
3. Les algues benthiques sont généralement riches en espèces comparativement aux autres groupes aquatiques et chaque espèce possède ses propres tolérances et préférences environnementales (Lowe et Laliberté, 1996).
4. Les algues périphytiques ont des cycles de vie relativement courts résultant en une réponse rapide aux changements de l'environnement (Lowe et Laliberté, 1996; McCormick et Stevenson, 1998). Elles intègrent l'ensemble des variations physico-chimiques de l'eau sur une période de temps d'environ un mois. Elles peuvent donc détecter des pollutions passagères, discontinues et diffuses, ce que peuvent difficilement accomplir des mesures physico-chimiques ponctuelles et les organismes ayant un cycle de vie plus long que celui des diatomées.
5. Les communautés d'algues benthiques étant compactes, il est possible de représenter une communauté naturelle à partir d'un échantillon de quelques centimètres (Lowe et Pan, 1996). La diversité de l'assemblage contient une information écologique considérable et la grande quantité d'individus prélevés permet des analyses statistiques multivariées robustes (Dixit, 1992).
6. La majorité des espèces ont une répartition très étendue à travers les écosystèmes et les régions géographiques en comparaison à la plupart des autres organismes supérieurs. Cette caractéristique assure une répartition spatiale continue des indicateurs à l'intérieur des suivis régionaux et internationaux.

7. Les échantillons sont facilement manipulés, traités et entreposés (Lowe et Pan, 1996).
8. Les diatomées ont l'avantage d'être généralement plus facilement identifiables et dénombrables que les autres groupes d'algues. De plus, l'écologie des espèces est généralement mieux documentée que celles des autres groupes d'algues.

La biomasse algale et la biodiversité furent parfois utilisées en tant qu'indicateurs de l'intégrité d'un écosystème. La biomasse algale est déterminée par le pool des colonisateurs d'origine et par l'interaction de la lumière, de la température et de la disponibilité des nutriments, mais également par le régime de perturbations, principalement les crues importantes et le broutage par les invertébrés. Une telle influence des facteurs physiques rend peu efficace l'utilisation de la biomasse comme indicateur des conditions chimiques aquatiques. La relation entre la diversité des peuplements et le degré de pollution n'est pas simple non plus. En effet, la pollution n'est pas le seul facteur susceptible d'agir sur la diversité, car tout facteur limitant peut avoir un effet analogue, comme c'est fréquemment le cas pour l'acidité de l'eau ou la vitesse du courant. De plus, les processus de remplacement d'espèces par d'autres interviennent au sein des peuplements algaux, de sorte qu'une diminution de la qualité de l'eau ne se traduit pas nécessairement par une diminution de la diversité spécifique. Il a été observé par plusieurs chercheurs qu'une augmentation des ressources au-dessus d'une valeur seuil mène à l'exclusion compétitive de certaines espèces. Ainsi, dans un premier temps, la richesse et la diversité des taxons augmentent selon l'accroissement de l'hétérogénéité des ressources, puis les taxons sensibles à la pollution disparaissent, faisant place à une communauté riche en espèces tolérantes.

Les indices de diversité faibles ne s'observent donc pas seulement en cas de pollution grave, mais aussi dans les milieux naturels où l'un ou l'autre des facteurs écologiques est limitant. L'étude des peuplements algaux nécessite donc l'adoption de méthodes quantitatives visant à estimer le développement absolu ou relatif de chaque taxon. L'abondance relative fournit une évaluation suffisamment précise de l'importance d'une espèce dans un peuplement algal, sans être modifiée outre mesure par les perturbations physiques. De nombreux indices diatomées furent ainsi développés à partir de la structure des communautés, c'est-à-dire à partir de l'abondance relative de chaque taxon.

Les indices diatomées peuvent être classés en plusieurs catégories en fonction de leur réponse aux variations de la qualité de l'eau. On peut ainsi distinguer les indices saprobiques dont la réponse dépend étroitement de la concentration en matières organiques (indice de Sládecek (1973)), les indices trophiques qui répondent à l'eutrophisation (Trophic Diatom Index (Kelly et Whitton, 1995)) et les indices dits de qualité générale de l'eau qui répondent à plusieurs types de pollution, avec une sensibilité particulière à la pollution organique, à l'eutrophisation et aux pollutions minérales. C'est le cas de l'IPS (CEMAGREF, 1982), de l'IBD (Prygiel, 2002) et des indices apparentés comme l'IDG, l'IDAP ainsi que les indices CEE et ES. Les différences entre les indices sont associées au nombre de taxons (genres, espèces, variétés) utilisés lors de la mise en œuvre de l'indice ainsi qu'aux valeurs de sensibilités et aux valeurs indicatrices.

Une analyse menée par Campeau *et al.* (2005) a testé le potentiel d'utilisation des indices européens pour le suivi de l'intégrité écologiques des rivières du Québec. L'évaluation des indices diatomées européens a mis en évidence les lacunes suivantes:

1. Les indices européens n'intègrent pas tous les taxons présents au Québec;

2. Les valeurs de sensibilité de certains taxons semblent différées entre l'Europe et le Québec;
3. Mise à part l'IPS, l'échelle des indices européens ne semblent pas appropriée pour le Québec, les indices atteignent rarement les valeurs les plus élevées ou les plus faibles, ce qui suggère d'une part que les conditions de référence du Québec sont mal représentées et que, d'autre part, le gradient de dégradation des rivières du Québec est moindre que celui de l'Europe. Cette constatation est d'autant plus vraie si l'on analyse les gradients de dégradation spécifiques à chaque écorégion.

Face à ce constat, une étude de grande envergure fut entreprise en 2002 afin d'analyser la taxonomie, l'écologie et la biogéographie des diatomées des rivières du Québec (Campeau *et al.* 2005). Cette étude a nécessité un effort d'échantillonnage sans précédent dans les rivières du Québec. Un total de 126 stations d'échantillonnage a été visité à quatre reprises, soit au printemps et à l'automne 2002 et 2003. À partir de cet échantillonnage, 410 relevés ont été retenus pour les analyses. L'étude a permis d'établir la flore des diatomées des rivières du Québec et de réaliser un guide d'identification. Un total de 460 taxons de diatomées a été répertorié. Le *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada* (Lavoie *et al.*, soumis) comporte un guide d'initiation à la taxonomie des diatomées et 63 planches contenant plus de 2000 photographies prises au microscope à contraste interférentiel.

Les données recueillies ont également permis de procéder à l'analyse détaillée de la distribution des communautés de diatomées et de leur préférence écologique. Une analyse canonique des correspondances a démontré que les variables physico-chimiques reliées à la pollution diffuse (phosphore, azote, chlorophylle, conductivité, etc.) expliquent la majeure partie

de la variance dans les communautés de diatomées. En ce qui concerne les variations saisonnières, les conditions hivernales québécoises ont pour effet de provoquer une recolonisation graduelle des substrats du printemps jusqu'à l'automne, période où la structure de la communauté atteint une certaine stabilité. Ce phénomène semble expliquer la très faible diversité taxonomique des relevés printaniers (135 taxons) par rapport aux relevés automnaux (347 taxons) qui bénéficient d'une meilleure colonisation. Ainsi, les taxons dominants au printemps sont davantage colonisateurs et résistants aux températures plus faibles et aux vitesses de courant élevées caractérisant les mois de mai et de juin. Seules les communautés des milieux oligotrophes, et principalement acides, semblent ne pas varier selon les saisons. Il semble que les conditions plus acides aient un effet limitant sur la diversité des taxons. Contrairement aux milieux oligotrophes, les taxons dominants des milieux altérés diffèrent parfois d'une saison à l'autre. Par exemple, le taxon *Navicula lanceolata*, très dominant en milieux eutrophes, saprobes et turbides au printemps, est moins dominant à l'automne dans des conditions d'altération semblables, les taxons tels *Nitzschia palea* et *Nitzschia fonticola* devenant alors plus abondants. Cependant, malgré ces différences, les taxons indicateurs et dominants demeurent sensiblement les mêmes. La plupart des taxons dominants dans les communautés types des milieux altérés du printemps sont également dominants, ou à tout le moins présents, à l'automne.

En ce qui concerne l'analyse des gradients environnementaux, les communautés de diatomées des cours d'eau altérés diffèrent grandement des communautés des cours d'eau de référence. En milieux altérés, les communautés répondent d'abord à l'eutrophisation, à la conductivité, à la pollution organique et à la turbidité. Les communautés de référence sont quant à elles principalement conditionnées par le pH et les concentrations en carbone organique dissous. Les variations de pH entre les communautés oligotrophes acides et oligotrophes alcalines s'expliquent surtout par la géologie dominante dans le bassin versant. Les bassins versants des communautés acidophiles se

composent majoritairement de roches gneissiques et siliceuses qui n'offrent pas de capacité tampon.

À partir des données recueillies, Grenier *et al.* (2006) ont déterminé quelles étaient les communautés de diatomées de référence spécifiques à chaque type de cours d'eau. L'identification des conditions de référence biologiques est essentielle pour le développement de bioindicateurs et de critères biologiques rigoureux. Dans un premier temps, les tronçons de rivières ont été classifiés en fonction des caractéristiques naturelles des bassins versants et des habitats lotiques qui ont une influence sur les communautés de diatomées. Dans un deuxième temps, les communautés de diatomées ont été classifiées en se basant uniquement sur les données d'abondance, sans recours aux variables environnementales. Les groupes qui en résultent ont été représentés graphiquement sur des ordinations afin d'être en mesure d'interpréter, *a posteriori*, les gradients environnementaux influençant les diatomées et d'identifier les communautés qui représentent les conditions de référence de chacun des groupes de rivières. Finalement, une classification basée uniquement sur les communautés de référence a démontré que le pH et la conductivité sont les facteurs les plus discriminants, surpassant même l'influence de l'écorégion et du type de cours d'eau. Deux communautés de référence ont par conséquent été établies, une pour les conditions neutres et l'autre pour les conditions alcalines.

À partir de ces communautés de référence, un indice fut développé basé sur l'ordination des communautés de diatomées des rivières du Québec (Lavoie *et al.*, 2006). L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) fut construit à partir d'une analyse des correspondances (AC) afin que la position des sites sur le gradient de variance maximale (premier axe) soit uniquement déterminée à partir de la structure des communautés de diatomées et qu'elle soit indépendante des variables environnementales. L'échelle de l'indice indique la distance entre une communauté de diatomées et sa communauté de référence

spécifique. Une valeur élevée de l'indice indique une bonne intégrité écologique alors qu'une valeur faible est associée à une communauté perturbée. Deux sous-indices furent développés à partir de deux communautés de référence. L'IDEC neutre inclut les communautés de référence des milieux légèrement acides ou neutres à l'état naturel. L'IDEC alcalin, pour sa part, inclut les communautés de référence des milieux ayant un pH qui est naturellement supérieur à 7.5. La distinction entre les indices est fondamentale, puisqu'elle assure que toute rivière a le potentiel d'atteindre des valeurs indicielles élevées, advenant la restauration de leur écosystème.

1.4 MODIFICATION DE LA STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS DE DIATOMÉES ET TEMPS DE RÉPONSE DES INDICES AUX MODIFICATIONS DE L'ENVIRONNEMENT

Un certain nombre d'études ont été réalisées afin de tester la réponse des communautés de diatomées et des indices d'intégrité écologique à un transfert de substrats. Iserentant et Blancke (1986) ont mesuré la sensibilité des peuplements de diatomées face aux changements de qualité de l'eau en transférant des substrats artificiels d'une rivière polluée vers une rivière de référence et vice versa. Ils ont tenté de mesurer le temps de réponse de la communauté en échantillonnant à différents moments après le transfert des substrats. Des échantillons ont été collectés après 2 semaines, 4 semaines et 6,5 semaines. Leurs résultats démontrent que les peuplements répondent plus rapidement à une dégradation du milieu qu'à une amélioration. En effet, le transfert qui simule une brusque dégradation de la qualité de l'eau fut accompagné d'une forte réduction des espèces sensibles à la pollution et d'une augmentation importante des espèces qui résistent ou qui sont favorisées par la pollution et ce après 4 semaines seulement. Alors que dans le cas inverse, même après 45 jours, les espèces de milieux perturbés n'ont pas cédé complètement la place aux espèces d'eaux propres (Iserentant et Blancke, 1986). Les résultats de Tolcach et Gomez (2002) qui ont effectué une étude semblable vont dans le même sens, c'est-à-dire que deux semaines après le

transfert, ils ont remarqué qu'il y avait des changements dans les abondances d'espèces qui préfèrent les sites pollués.

L'étude de Rimet *et al.* (2005) portait quant à elle sur la sensibilité des différents indices de diatomées. Le transfert de substrats artificiels s'est effectué dans un sens seulement, d'une rivière polluée vers une rivière de référence. Deux expériences ont été menées avec des intervalles de temps différents. Dans la première expérience, les échantillons ont été recueillis 20 et 40 jours après le transfert et dans la seconde, 30 et 60 jours après le transfert. La différence entre les valeurs d'indices observées entre les blocs de référence et les blocs transférés à la fin des expériences variaient beaucoup d'un indice à l'autre (Rimet *et al.*, 2005). Ils ont donc classifié les indices en fonction de leur sensibilité face aux changements de la qualité de l'eau. Par exemple, l'indice IBD et celui de Sládecek (SLA) sont considérés comme étant intermédiaires puisqu'ils ont démontré une faible variation entre le début et la fin de l'expérience. Par contre, les indices IPS et TDI sont classifiés comme étant hautement sensibles aux changements de la qualité de l'eau. En effet, l'indice TDI est celui qui a montré la plus grande différence entre le début et la fin de l'expérience de 60 jours.

Ivorra *et al.* (1999) ont mesuré la réponse des communautés de diatomées face à une pollution d'origine métallique en transférant des substrats artificiels d'une rivière polluée vers une rivière de référence et vice versa. Ils ont échantillonné deux semaines après le transfert et leurs résultats démontrent que les communautés de diatomées répondent de façon plus complète à un transfert en milieu pollué par les métaux qu'à un transfert vers des conditions de référence.

Gold *et al.* (2002) se sont également penchés sur l'effet de la pollution métallique à court terme sur les communautés de diatomées périphtiques en transférant des substrats artificiels d'un site de référence vers un site pollué par

des métaux lourds. Ils ont échantillonné 2 et 4 semaines après le transfert et ils ont remarqué un changement dès la deuxième semaine. Ils concluent que même un faible niveau de pollution par des métaux lourds provoque un changement important dans la structure de la communauté. Ils ont également comparé l'exposition des diatomées à court et à long terme avec les communautés résidentes exposées depuis plusieurs années et leurs résultats indiquent que les effets de la pollution sont plus prononcés dans la communauté résidente que dans celle qui a été exposée quelques semaines. La composition taxonomique des communautés de diatomées périphtiques pourraient donc être indicatrice de la pollution par le métal (Gold *et al.*, 2002).

Ces études tendent à démontrer que les diatomées répondent rapidement à un changement environnemental et que le changement est plus rapide si l'on passe d'un milieu de référence vers un milieu pollué que l'inverse. Elles démontrent également que la sensibilité des indices de diatomées varie grandement d'un indice à l'autre. Aucune étude n'a cependant encore été réalisée pour tester la sensibilité de l'indice IDEC au Canada. De plus, très peu d'études ont mesuré les changements induits après quelques jours seulement suivant un transfert de substrat. Or, il est possible que le court cycle de vie des diatomées permette une réponse rapide de la communauté. Ainsi, une fréquence d'échantillonnage plus complète est requise pour connaître plus précisément les changements qui surviennent au cours des semaines suivant le transfert des substrats.

L'objectif général de cette étude est donc de mesurer les modifications induites dans la structure des communautés de diatomées et les variations de l'indice IDEC suite à un transfert des communautés d'un cours d'eau dégradé à un cours d'eau de référence, et vice-versa. La méthodologie employée sera décrite dans le deuxième chapitre alors que les résultats obtenus ainsi que la discussion et les conclusions seront abordés respectivement dans les chapitres 3 et 4 de ce mémoire.

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE

2.1 LOCALISATION DES SITES ET TECHNIQUE D'ÉCHANTILLONNAGE

Dans le cadre de cette étude, 10 rivières ont été sélectionnées (Fig 2.1) à partir des travaux de Grenier *et al.* (2006) et Lavoie *et al.* (2006), dont six ont un pH légèrement acide ou neutre et quatre ont un pH alcalin à l'état naturel. Pour chacun des sous-indices IDEC neutre et alcalin, un nombre égal de rivières de milieu de référence et de milieu altéré a été retenu. Le choix des sites a été réalisé en fonction des régions écophysiographiques des rivières ainsi que de la valeur de l'indice IDEC. Cinq paires de rivières ont donc été créées au total, soit deux pour le sous-indice alcalin et trois pour le sous-indice neutre. Chaque paire de rivières comprend ainsi une rivière altérée et une rivière de référence qui se trouve dans la même région écophysiographique afin de pouvoir fixer un objectif de restauration qui respecte les conditions du milieu. Le tableau 2.1 illustre le choix des sites de référence et altérés pour l'IDEC neutre et pour l'IDEC alcalin. Les rivières identifiées en caractère gras sont suivies par le Centre d'expertise hydrique du Québec. Ainsi, le régime hydrologique des rivières suivies a été pris en compte lors de l'analyse du changement de la structure des communautés de diatomées.

À la mi-juin, six blocs de béton (19x19x39 cm) ont été installés dans chacune des 10 rivières. Sur chaque bloc, six tuiles de céramiques (25 cm²) non glacées (Kelly *et al.*, 1998) avaient été disposées à l'aide de fil de fer recouvert de plastique. Celles-ci correspondent aux six périodes d'échantillonnage, soit le temps 0 (avant qu'il y ait transfert), puis 1, 2, 4, 8 et 12 semaines après le transfert (Fig 2.2). Les blocs ont été laissés sur place pendant 4 semaines avant le transfert des substrats afin de permettre leur colonisation par le périphyton.

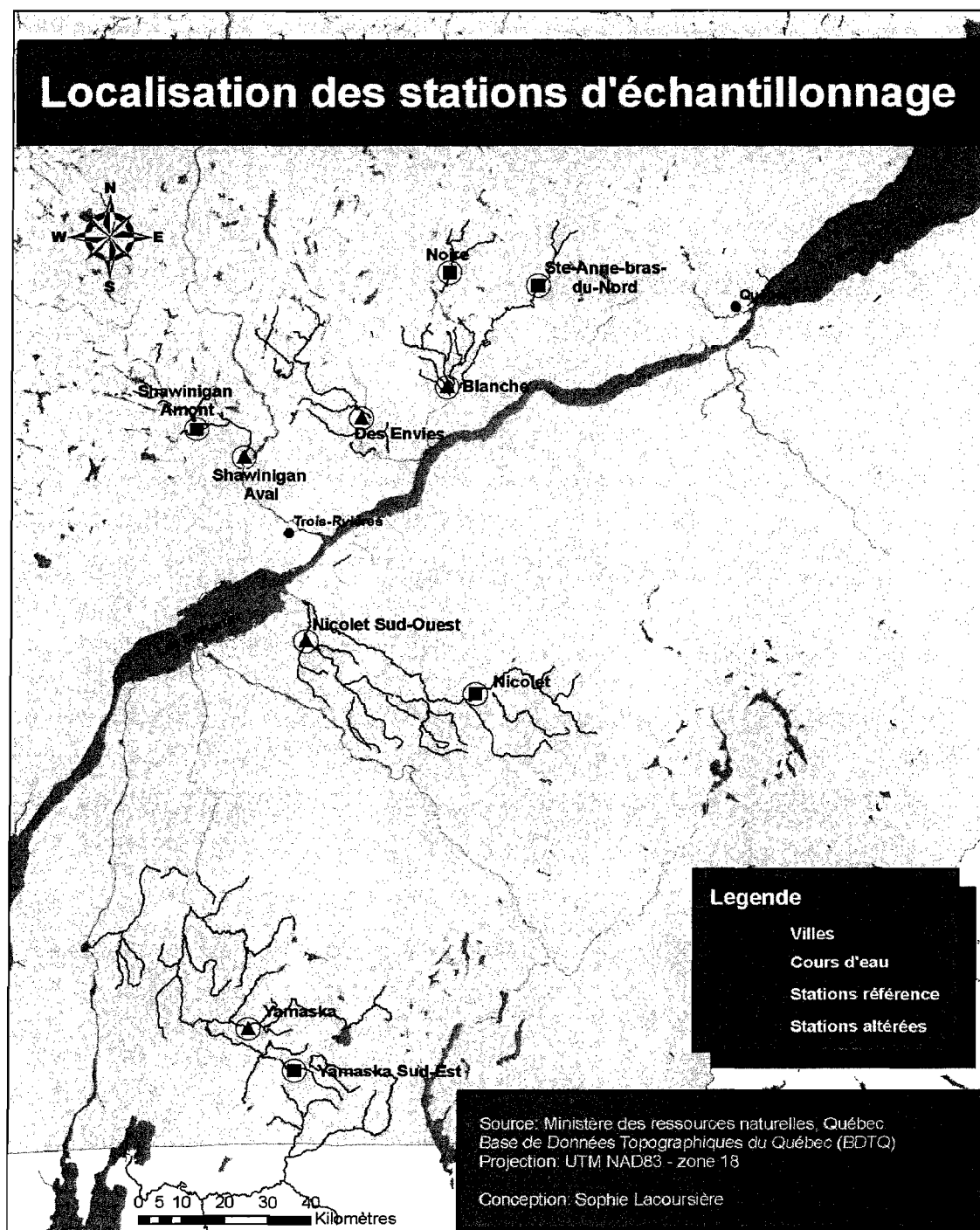


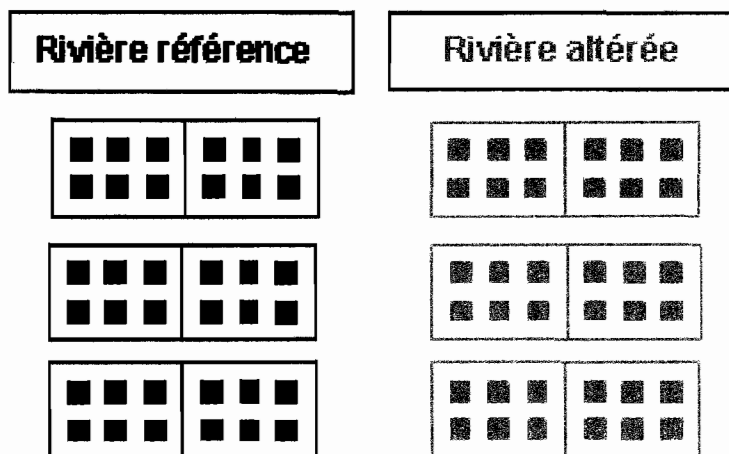
FIGURE 2.1 : Localisation des stations d'échantillonnage

TABLEAU 2.1

Choix des sites de référence et des sites altérés. La valeur de l'indice IDEC est présentée pour chacune des stations. Les rivières identifiées en caractère gras sont suivies par le Centre d'expertise hydrique du Québec.

<i>Sous-indice neutre</i>						
	Paire 1		Paire 2		Paire 3	
	Indice	Rivière	Indice	Rivière	Indice	Rivière
Site référence	100	Noire	79	Shawinigan Amont	93	Ste-Anne bras-du-Nord
Site altéré	0	Blanche	28	Shawinigan aval	19	Des Envies
<i>Sous-indice alcalin</i>						
	Paire 1		Paire 2			
	Indice	Rivière	Indice	Rivière		
Site référence	100	Yamaska Sud-Est	50	Nicolet		
Site altéré	23	Yamaska	19	Nicolet Sud-Ouest		

Sous- indice IDEC-neutre



Sous- indice IDEC-alcalin

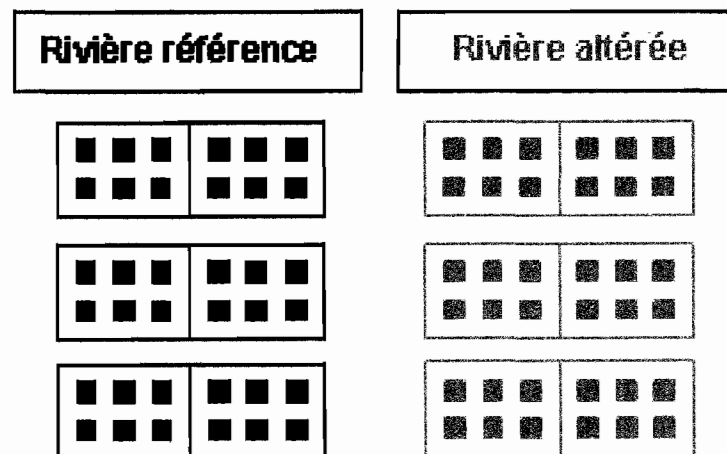
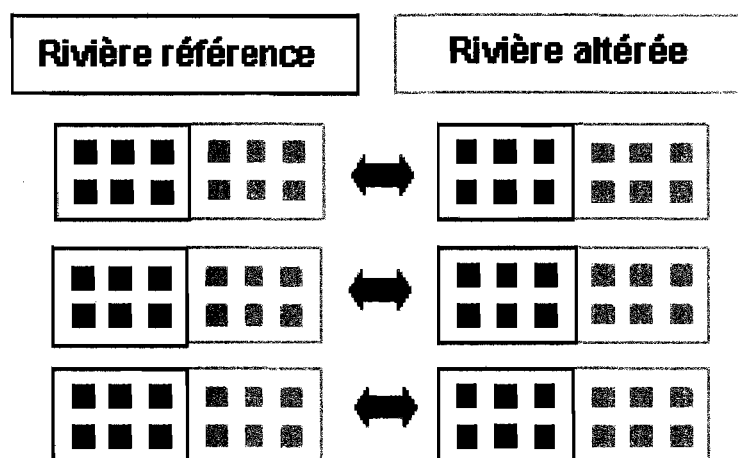


FIGURE 2.2 : Installation des six blocs de béton (comportant 6 tuiles chacun) dans chacune des 10 rivières.

Suite à cette période de colonisation, le périphyton a été échantillonné une première fois (temps 0), juste avant le transfert. Trois blocs de chaque rivière ont ensuite été transférés vers leur milieu opposé (Fig 2.3). Le transfert des substrats s'est effectué en voiture. Les blocs ont été disposés dans des bacs de plastique contenant environ deux centimètres d'eau et les tuiles ont été recouvertes d'un papier cellophane pour éviter qu'il y ait dessiccation. Aucun substrat n'est demeuré plus de 45 minutes dans la voiture. Puisque les trois blocs restant servaient de comparaison avec les échantillons récoltés sur les blocs transférés, les blocs restant ont subi la même perturbation liée au transport. En effet, les blocs de référence ont tous été retirés des rivières et ils ont été transportés en voiture un minimum de 10 minutes avant d'être réintégrés à leur rivière d'origine. Le nombre élevé de blocs (3) a permis de tester la variabilité entre les blocs dans certaines rivières, de prélever des échantillons composites dans les autres rivières et de palier à la perte de certains blocs. Une semaine après le transfert des substrats, des échantillons ont été récoltés sur des substrats naturels à quatre reprises (une fois en milieu de référence et une fois en milieu perturbé pour chacun des deux sous-indices) afin de vérifier si les deux types de substrats, naturel et artificiel, comportaient des différences marquées.

L'échantillonnage des diatomées a été fait selon les recommandations de Kelly *et al.* (1998) et selon la procédure suivie par Lavoie *et al.* (2005) lors de la création de l'IDEC. Les diatomées ont été prélevées dans des régimes de lumière similaires et à des profondeurs variant entre 20 et 80 cm selon les fluctuations du niveau de l'eau. Les algues ont été récoltées à l'aide d'une brosse à dent qui a été utilisée pour gratter les tuiles. La matière obtenue a été déposée dans une éprouvette contenant l'eau de la rivière échantillonnée et du Lugol pour la préservation. Les échantillons ont été digérés dans du peroxyde d'hydrogène concentré à 30% et montés sur une lame de microscope à l'aide de Naphrax (Lavoie *et al.*, 2006). Un total de 400 valves par échantillons a été compté.

Sous- indice IDEC-neutre



Sous- indice IDEC-alcalin

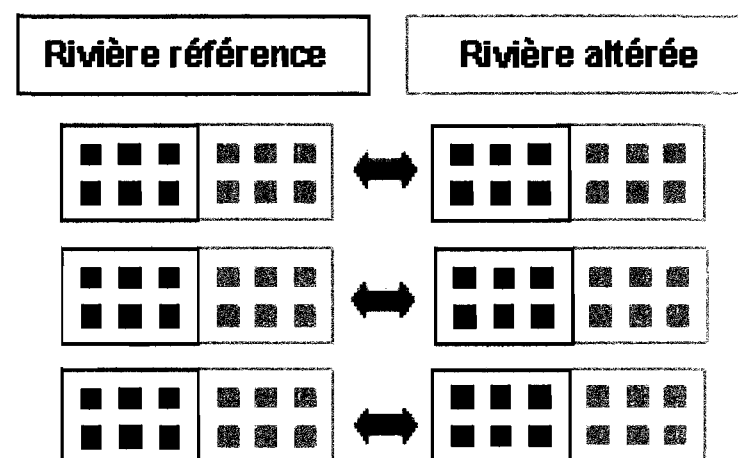


FIGURE 2.3 : Transfert des blocs après colonisation de 4 semaines. Trois blocs de chaque rivière ont été transférés vers leur milieu opposé

L'identification taxinomique a été faite principalement en suivant le Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada (Lavoie *et al.*, 2005). Les données physico-chimiques ont été obtenues auprès du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec et elles sont présentées en Annexe A et B.

2.2 CALCUL DE L'INDICE ET ANALYSES STATISTIQUES

Le calcul de l'Indice s'effectue grâce à la formule ci-dessous :

$$x_i^* = \lambda^{\alpha-1} \frac{\sum_k w_k^* y_{ik} u_k}{\sum_k w_k^* y_{ik}}$$

où :

x_i^* = position de l'échantillon (site) sur le premier axe de la CA

λ = eigenvaleur du premier axe de la CA

α = constante associée aux options utilisées dans CANOCO

w_k^* = poids (importance) des espèces

u_k = position des espèces sur le premier axe de la CA

y_{ik} = abondance relative des espèces de diatomées

(Lavoie *et al.*, 2006)

La valeur de l'indice (x_i) indique la position d'un site sur le premier axe de l'analyse canonique. La valeur de l'indice varie selon l'abondance relative de chacun des taxons présents (y_{ik}). Afin d'obtenir une valeur d'IDEC pour un échantillon, seule l'abondance relative de chaque taxon est nécessaire. Tous les autres paramètres sont inclus dans le modèle (Lavoie *et al.*, 2006).

Les analyses statistiques reposent sur la différence entre les substrats transférés et non transférés dans le temps. Des analyses préliminaires nous ont permis de déterminer qu'il y avait deux phases importantes dans la distribution

des données, que ce soit pour une récupération ou une dégradation et ce dans les deux sous-indices. Dans la première phase, le changement est très rapide alors que dans la deuxième, il est plutôt lent ou presque nul. Le taux de récupération et de dégradation dans nos différentes rivières a donc été modélisé grâce une régression par morceaux (piecewise regression). En effet, cette méthode a été utilisée avec succès par Toms et Lesperance (2003) pour identifier des seuils écologiques à partir desquels la réponse d'une espèce ou d'un processus écologique n'est pas linéaire, mais change abruptement et par Ryan *et al.* (2002) pour reconnaître l'existence de différentes phases de transport des particules dans un cours d'eau.

Des ANOVA ont également été réalisées pour tester la variabilité de l'indice IDEC entre les blocs d'une même rivière et la variabilité de l'indice entre les différentes rivières ainsi que la différence entre les substrats naturels et les substrats artificiels. Les régressions par morceaux et les ANOVA ont été réalisées dans le logiciel SYSTAT version 10, Copyright © SPSS Inc., 2000.

2.2.1 Espèces rencontrées non-incluses dans l'indice:

Deux espèces qui n'entrent pas dans le calcul de l'indice ont été rencontrées dans certains échantillons. Il s'agit de *Frustulia saxonica* et de *Frustulia crassinervia*. Nous avons donc vérifié si ces deux espèces avaient des préférences écologiques qui correspondaient à celles associées à la valeur de l'indice dans ces cas particuliers. Selon la base de données Ominidia créée par Lecointe *et al.* (1993), *Frustulia saxonica* et *Frustulia crassinervia* sont des espèces acidophiles de milieu oligotrophe et elles sont spécifiques à ce type de milieu. Ces données correspondent parfaitement à nos observations puisque ces deux espèces ont été identifiées dans les échantillons provenant de la rivière Noire, la rivière Shawinigan amont et la rivière Ste-Anne-Bras-du-Nord qui sont toutes des rivières oligotrophes du sous-indice neutre.

2.3 DIFFICULTÉS RENCONTRÉES SUR LE TERRAIN

2.3.1 Abandon de site:

Au départ, le nombre de rivières sélectionnées dans l'indice neutre et dans l'indice alcalin était le même, c'est-à-dire 6 rivières dans chacun des deux sous-indices. Cependant, une paire de rivières a dû être abandonnée dans l'indice alcalin puisque dans l'une des rivières, aucun bloc n'était demeuré sur place le moment du transfert venu. Ce site était situé à proximité d'habitations sur un terrain privé et nous avons réalisé qu'il ne serait pas possible d'effectuer l'échantillonnage sans qu'il soit perturbé par les riverains. Nous avons donc laissé tomber cette rivière et son opposé.

2.3.2 Perte de substrat:

Au moment du transfert, donc quatre semaines après l'installation des blocs, les substrats artificiels de la rivière Yamaska, Yamaska Sud-Est et Ste-Anne-bras-du-Nord n'étaient plus présents. La perte de substrats dans ces rivières est probablement due à une crue trop importante survenue pendant la période de colonisation. Pour palier à cette situation, nous avons sélectionné des substrats naturels déjà présents dans la rivière Yamaska et la rivière Yamaska Sud-Est et nous avons procédé exactement de la même manière qu'avec les substrats artificiels. Nous avons donc transféré trois substrats vers leur milieu opposé alors que trois autres substrats ont subi la perturbation liée au transport et ils ont été réintégrés à leur milieu d'origine pour servir de comparaison avec les substrats transférés. Nous avons établi des transects afin de retrouver les substrats d'une semaine à l'autre. Dans la rivière Ste-Anne-bras-du-Nord, nous avons transféré trois substrats naturels vers la rivière Des Envies et trois substrats artificiels provenant de la rivière Des Envies vers la rivière Ste-Anne-bras-du-Nord. Des substrats naturels ont donc servi de

comparaison dans la rivière Ste-Anne alors que des substrats artificiels ont servi de référence dans la rivière Des Envies. Aucun autre problème n'est survenu tout au long de l'échantillonnage.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3.1 ANALYSES DE VARIANCE

Afin de tester la variabilité de l'indice IDEC entre les blocs d'une même rivière et entre les différentes rivières, des analyses de variance (ANOVA) ont été réalisées. Il en résulte que la variabilité entre les blocs d'une même rivière est plus faible que la variabilité inter-rivière ($p < 0.01$) (Fig 3.1).

Nous avons également observé la différence entre les substrats naturels et les substrats artificiels à l'aide d'ANOVA et elle est non significative, donc il n'y a pas de différence marquée entre les deux types de substrats ($p > 0.01$) (Fig 3.2).

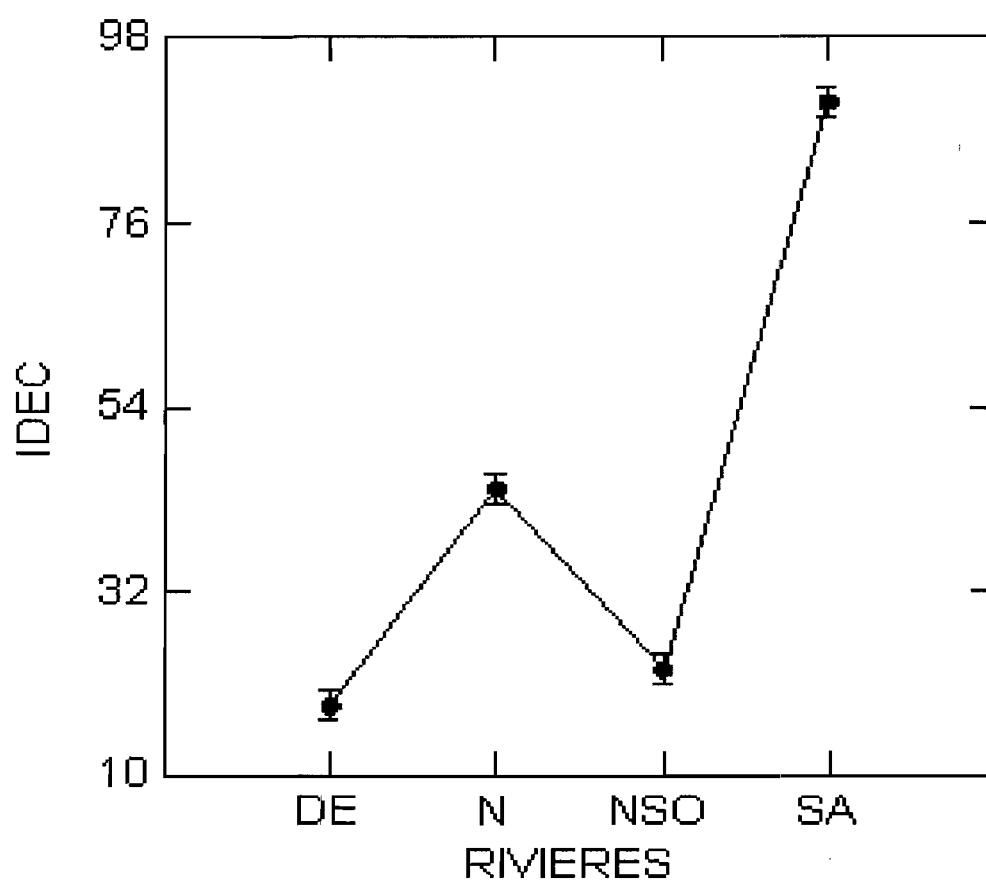


FIGURE 3.1 : Variabilité de l'IDEC entre les blocs d'une même rivière et entre les rivières. (DE = Des Envies, N = Nicolet, NSO = Nicolet Sud-Ouest, SA= Sainte-Anne-bras-du-Nord).

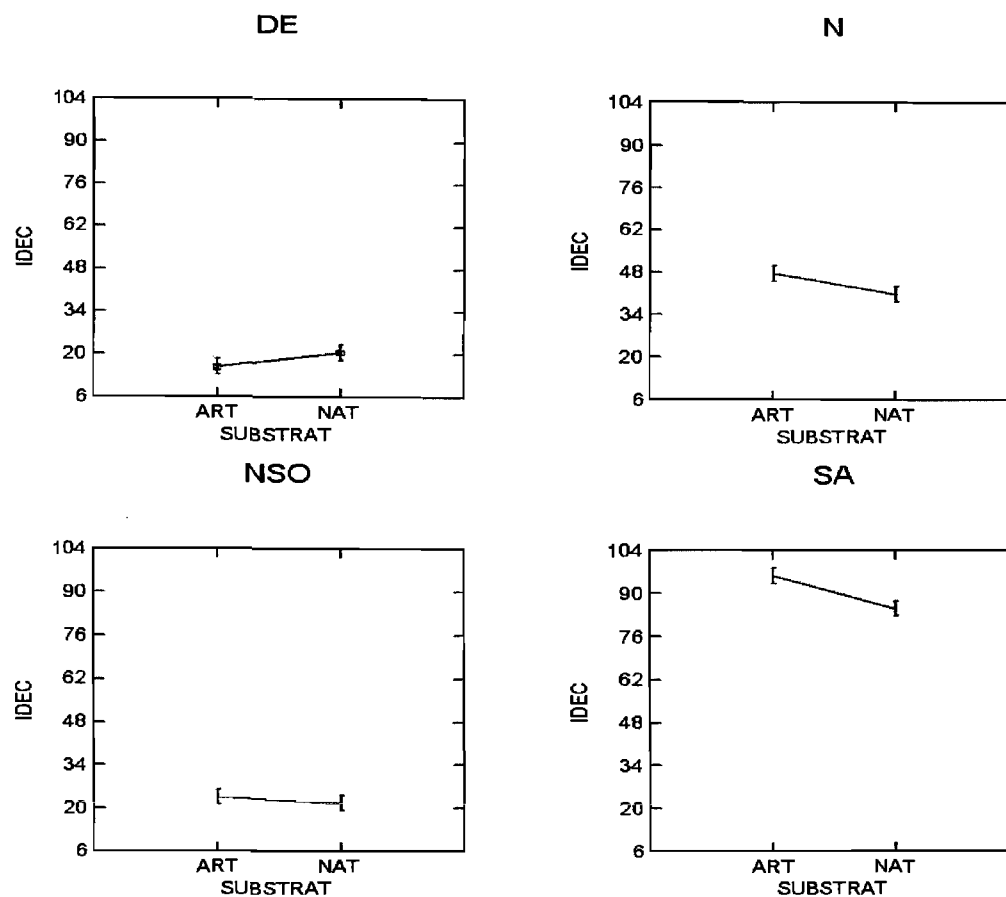


FIGURE 3.2 : Variabilité de l'indice IDEC entre les substrats naturels (NAT) et artificiels (ART). (DE = Des Envies, N = Nicolet, NSO = Nicolet Sud-Ouest, SA= Sainte-Anne-bras-du-Nord).

3.2 RÉPONSE DE L'INDICE IDEC SELON LE SENS DU TRANSFERT

Le premier modèle produit pour analyser la réponse de l'indice IDEC face aux différents transferts effectués est basé sur l'équation suivante : ($\Delta_{idec} = k$ si $t \geq c$) ou ($\Delta_{idec} = a^1 = b^1 x$ si $t \geq c$). En d'autres termes, le delta de l'indice, soit la différence entre les substrats transférés et non transférés dans le temps, est égal à une constante (k) si le temps (t) est plus grand ou égal au point de convergence (c). Les résultats du modèle sont présentés au tableau 3.1 dans lequel on peut visualiser le taux de dégradation et de récupération post-transfert en fonction du sous-indice et des régressions par morceaux (piecewise regression, Fig 3.3 et 3.4). À partir de ces régressions, on peut constater qu'il y a deux droites dans la représentation graphique de l'équation, l'une plus prononcée au début, signifiant que le changement survient principalement peu de temps après le transfert et l'autre de plus faible intensité, généralement presque nulle et ces deux droites sont reliées par un point de convergence.

Dans le tableau 3.1 et les figures 3.3 et 3.4, on constate que la convergence, soit le moment où les substrats transférés et non transférés se rejoignent au niveau de la valeur de l'indice, se fait en général dans les premières semaines suivant le transfert et ce à un taux très élevé. Par exemple, si l'on regarde le transfert qui s'est effectué de la rivière Des Envies vers la Sainte-Anne-bras-du-nord (récupération en milieu neutre), le R^2 est très élevé (0,992) ainsi que le taux de récupération (49). Ce taux signifie que l'indice a varié de 49 points en moyenne par semaine. Quant à la convergence, elle s'est effectuée en 1.8 semaines et ce à 100%, ce qui signifie qu'il n'y avait plus de différence entre les substrats qui provenaient de la rivière Des Envies et ceux qui étaient présents dans la rivière Sainte-Anne après ce laps de temps. Si l'on observe la figure 3.4, on constate qu'effectivement, le point qui relie les deux droites se situe à 1.8 semaine et que le delta de l'IDEC est à 0, donc que la

convergence est de 100%. Si l'on observe un autre exemple de récupération, cette fois-ci en milieu alcalin, soit le passage de la rivière Nicolet Sud-Ouest vers la rivière Nicolet, on constate que la convergence entre les communautés de diatomées des deux rivières a été un peu moins rapide (3.5 semaines). Le R^2 est aussi élevé (0.838) tandis que le taux IDEC/semaine est plus faible, 4.5, signifiant que l'indice a varié en moyenne de 4.5 points par semaine au cours des 3.5 premières semaines. Comme il est possible de le constater sur la figure 3.3, la convergence n'est pas tout à fait complète à 3.5 semaines (97%) puisque le delta de l'IDEC indique 3 points à ce temps d'échantillonnage. Si l'on observe le transfert inverse, soit de la rivière Nicolet vers la rivière Nicolet Sud-Ouest (dégradation en milieu alcalin), on remarque que le changement est plus rapide car la convergence a lieu après 2.3 semaines et elle est complétée à 95% comme le tableau 3.1 et la figure 3.3 l'indiquent.

Le RSS (residual sum-of-square) et le RMS (residual mean square) sont respectivement le résidu de la somme des carrés et le résidu de la moyenne de carrés. Ces deux éléments sont reliés au R^2 et ils donnent de l'information sur le degré de liberté et sur la variabilité des données. Les intervalles de confiance pour les variables x et y sont également disponibles dans le tableau 3.1.

TABLEAU 3.1

Taux de dégradation et de récupération post-transfert en fonction du sous-indice pour les échantillons des 10 rivières récoltés en 2006 au cours des 12 semaines d'échantillonnage. (Modèle : ($\Delta_{idec} = k$ si $t \geq c$) ou ($\Delta_{idec} = a^1 + b^1x$ si $t < c$))

Dégradation	R^2	RSS	RSM	Taux (IDEC/sem)	Convergence (sem)	Intervalle de confiance (x)	Intervalle de confiance (y)	% de convergence
IDEC-neutre								
Noire vers Blanche	0.997	19.9	18.0	91.0	1.0	0.8 - 1.2	-7.2 - 16.6	97%
Sainte-Anne vers Des Envies	n/d	n/d	n/d	43.0	1.4	-5.5 - 8.2	-139 - 194.4	72%
Shawinigan amont vers aval	0.977	52.3	26.2	20.5	2.5	0.7 - 4.2	-23.8 - 26.5	98%
IDEC-alcalin								
Nicolet vers Nicolet Sud-Ouest	0.950	6.8	3.4	5.0	2.3	-0.3 - 4.9	-4.4 - 14.5	95%
Yamaska Sud-Est vers Yamaska	0.799	362.2	181.1	15.5	2.5	-3.4 - 9.5	-62.3 - 49.5	100%
Récupération								
IDEC-neutre								
Blanche vers Noire	0.933	384.3	192.2	27.5	2.9	-1.0 - 6.7	-52.3 - 75.7	89%
Des Envies vers Sainte-Anne	0.992	52.3	26.2	49.0	1.8	0.9 - 2.8	-21.5 - 12.9	100%
Shawinigan aval vers amont	0.777	345.2	115.1	20.6	8.0	-----	9.1 - 54.4	93%
IDEC-alcalin								
Nicolet Sud-Ouest vers Nicolet	0.838	60.8	30.4	4.5	3.5	-8.9 - 15.8	-24.3 - 29.6	97%
Yamaska vers Yamaska Sud-Est	0.999	1.5	0.8	21.5	2.2	1.9 - 2.4	-2.2 - 6.4	98%

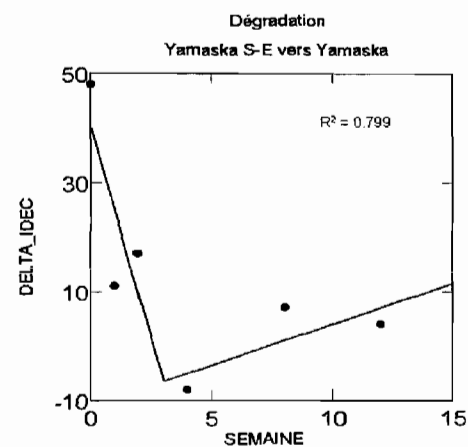
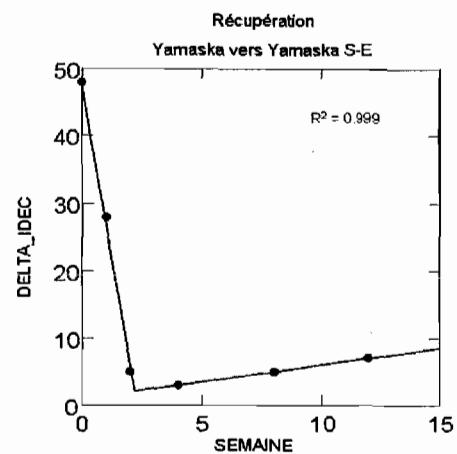
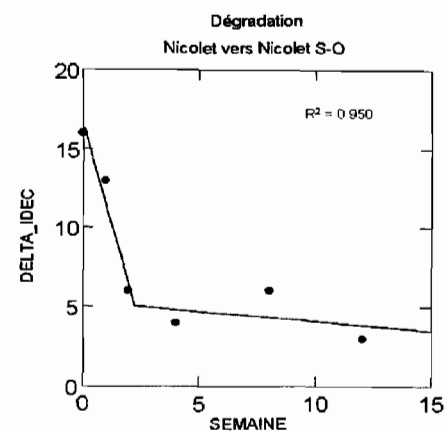
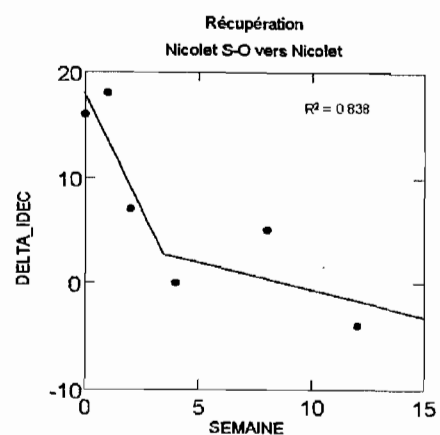


FIGURE 3.3 : Régression par morceaux mettant en relation la variation de l'indice IDEC et le nombre de semaines écoulées suivant le transfert des substrats en milieu alcalin. Le transfert fut réalisé de rivières dégradées vers des rivières de référence (récupération) et de rivières de référence vers des rivières dégradées (dégradation).

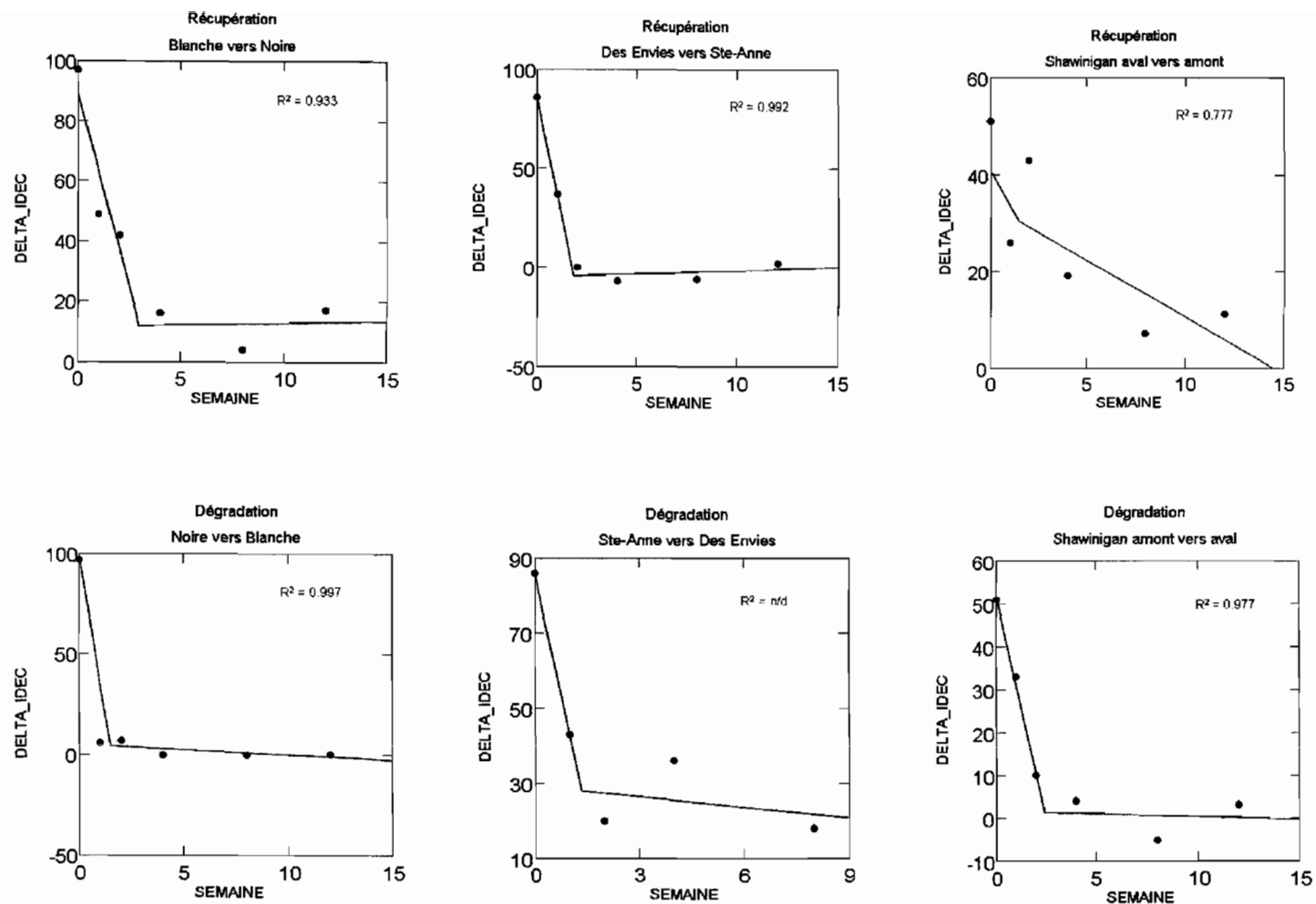


FIGURE 3.4 : Régression par morceaux mettant en relation la variation de l'indice IDEC et le nombre de semaines écoulées suivant le transfert des substrats en milieu neutre. Le transfert fut réalisé de rivières dégradées vers des rivières de référence (récupération) et de rivières de référence vers des rivières dégradées (dégradation).

Le modèle utilisé pour les régressions par morceaux (Fig. 3.3 et 3.4) est relativement complexe et c'est pourquoi un autre modèle a été produit à partir d'une nouvelle équation : $(\Delta_{idec} = a+bx \text{ si } t < c)$. Le delta de l'indice représente toujours la différence entre les substrats transférés et non transférés dans le temps mais contrairement à l'autre modèle, celui-ci force une pente nulle au point d'inflexion. En d'autres termes, il y a une pente $(a+bx)$ uniquement si le temps (t) est plus petit que le point de convergence (c), autrement la pente est nulle. Ce modèle simplifié n'engendre pas une grande perte d'informations, comme il est possible de le constater en observant le tableau 3.2 et les figures 3.5 et 3.6.

Si l'on reprend le même exemple de récupération en milieu neutre, soit le transfert de la rivière Des Envies vers la Sainte-Anne-bras-du-nord, on remarque que les données sont pratiquement identiques. Le R^2 varie de 0.001 seulement, le taux IDEC/semaine, la convergence et le pourcentage de convergence sont les mêmes. Seuls les intervalles de confiance, le RSS et le RMS varient légèrement. Les données sont également très semblables pour l'autre exemple de récupération en milieu alcalin ainsi que pour l'exemple de dégradation en milieu neutre. La plus grande différence entre les deux modèles se situe au niveau du transfert de la rivière Shawinigan aval vers la rivière Shawinigan amont (récupération milieu neutre). Le R^2 passe de 0.777 dans le premier modèle à 0.496 dans le modèle simplifié. Il est également possible de visualiser la différence entre les deux graphiques sur les figures 3.4 et 3.6. Par contre, en ce qui concerne les autres transferts, les variations sont plutôt faibles.

TABLEAU 3.2

Modèle simplifié : Taux de dégradation et de récupération post-transfert en fonction du sous-indice pour les échantillons des 10 rivières récoltés en 2006 au cours des 12 semaines d'échantillonnage. (Modèle : $(\Delta_{idec} = a+bx \text{ si } t < c)$)

Dégradation	R^2	RSS	RMS	Taux (IDEC/sem)	Convergence (sem)	Intervalle de Confiance (x)	Intervalle de confiance (y)	% de convergence
IDEC-neutre								
Noire vers Blanche	0.995	36.8	12.25	91.0	1.0	0.9 - 1.2	-3.8 - 7.3	99%
Sainte-Anne vers Des Envies	0.936	194.7	97.3	43.0	1.4	-0.2 - 3.0	0.2 - 49.2	75%
Shawinigan amont vers aval	0.977	52.8	17.6	20.5	2.5	1.6 - 3.4	-7.0 - 8.4	100%
IDEC-alcalin								
Nicolet vers Nicolet Sud-Ouest	0.947	7.3	2.4	5.0	2.5	1.2 - 3.8	1.5 - 7.2	96%
Yamaska Sud-Est vers Yamaska	0.759	434.2	144.7	15.5	2.6	-0.8 - 6.0	-21.1 - 23.1	99%
Récupération								
IDEC-neutre								
Blanche vers Noire	0.932	384.8	128.3	27.5	2.9	0.8 - 4.8	-8.5 - 33.1	89%
Des Envies vers Sainte-Anne	0.991	58.8	19.6	49.0	1.8	1.2 - 2.4	-9.8 - 4.3	100%
Shawinigan aval vers amont	0.496	780.0	260.0	25.0	1.2	-1.6 - 4.0	-5.7 - 45.7	80%
IDEC-alcalin								
Nicolet Sud-Ouest vers Nicolet	0.817	68.8	22.9	4.5	4.0	-3.7 - 11.6	-8.5 - 9.1	100%
Yamaska vers Yamaska Sud-Est	0.994	9.5	3.2	21.5	2.0	1.7 - 2.3	1.7 - 8.3	95%

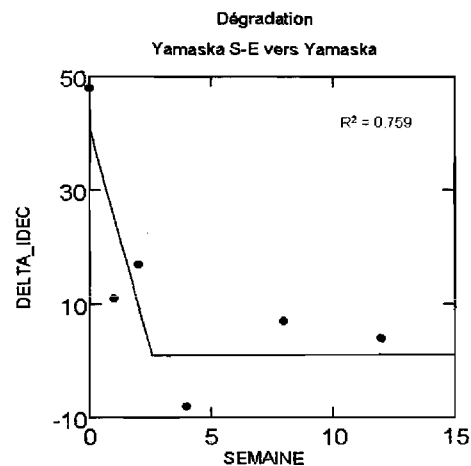
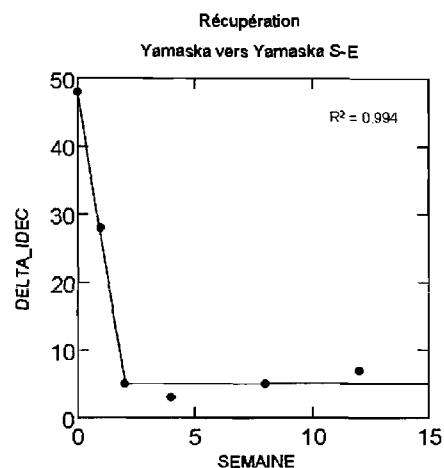
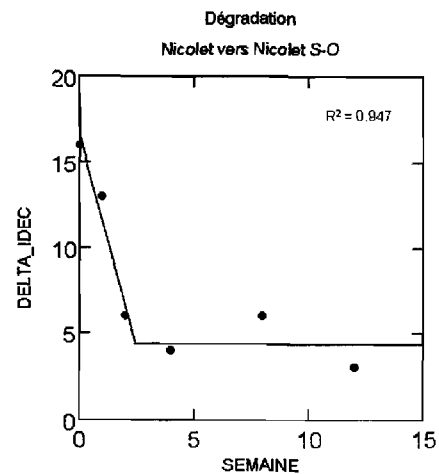
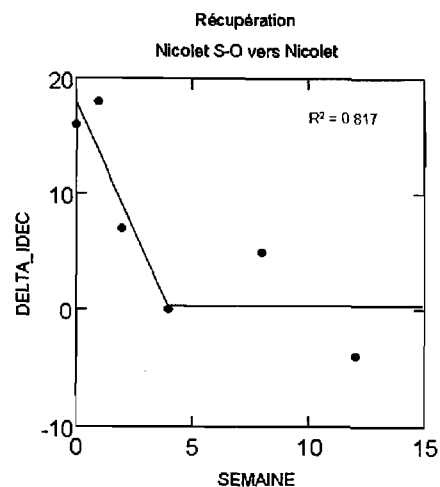


FIGURE 3.5 : Régression par morceaux (**Modèle simplifié**) mettant en relation la variation de l'indice IDEC et le nombre de semaines écoulées suivant le transfert des substrats en milieu alcalin. Le transfert fut réalisé de rivières dégradées vers des rivières de référence (récupération) et de rivières de référence vers des rivières dégradées (dégradation).

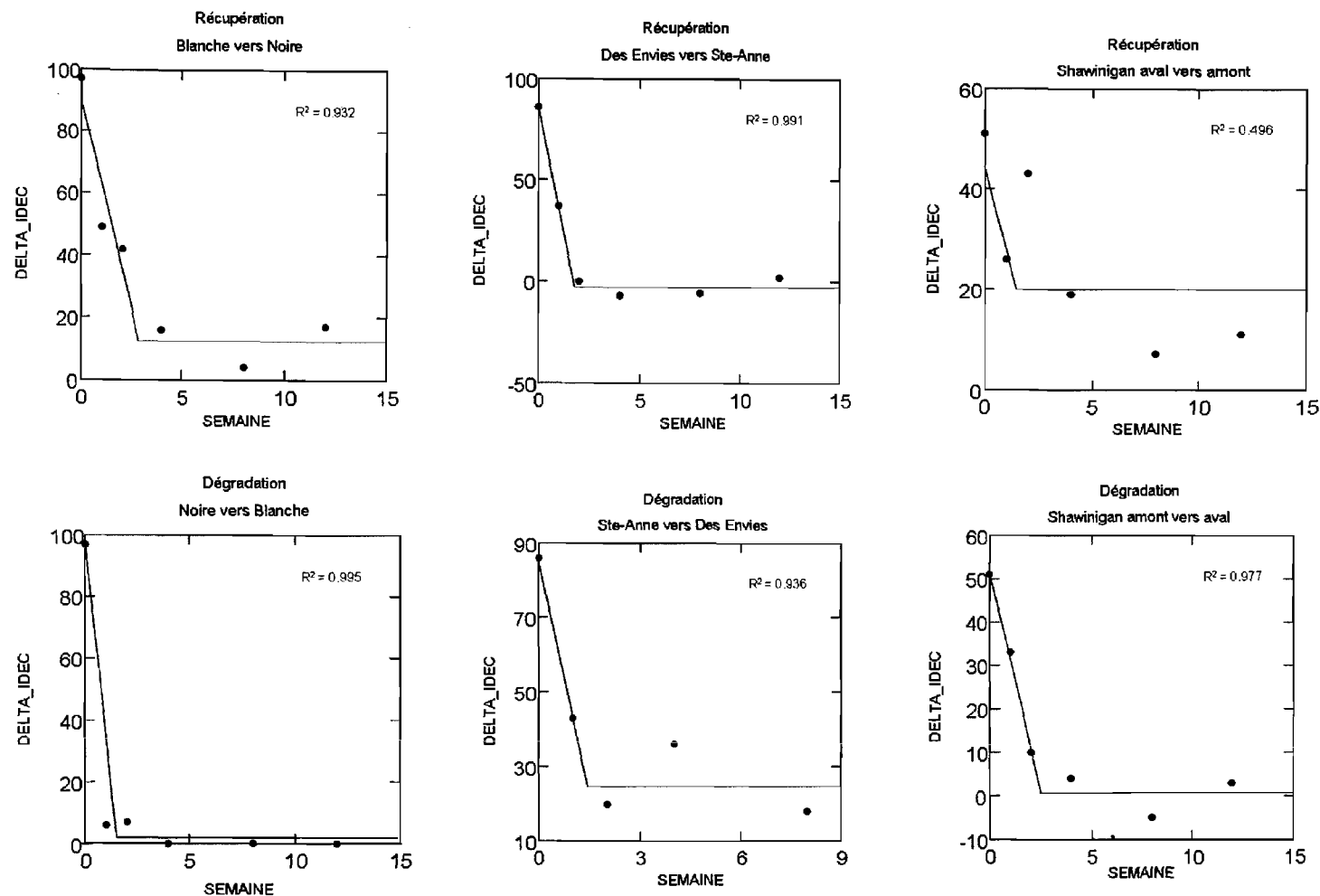


FIGURE 3.6 : Régression par morceaux (**Modèle simplifié**) mettant en relation la variation de l'indice IDEC et le nombre de semaines écoulées suivant le transfert des substrats en milieu neutre. Le transfert fut réalisé de rivières dégradées vers des rivières de référence (récupération) et de rivières de référence vers des rivières dégradées (dégradation).

3.3 ÉVOLUTION DES ESPÈCES AUX DIFFÉRENTES PÉRIODES D'ÉCHANTILLONNAGE

Dans certains cas, la variation d'espèces spécifiques à un type précis de milieu (référence ou altéré) explique en grande partie la variation de l'indice. Par exemple, en milieu neutre, dans le transfert s'effectuant de la rivière Noire vers la rivière Blanche (dégradation), on remarque une diminution importante du taxon *Tabellaria flocculosa* (espèce de milieu oligotrophe) dont l'abondance relative passe d'environ 43% à 1,5% dès la première semaine suivant le transfert alors que le taxon *Melosira varians* (espèce de milieu mésotrophe à eutrophe) passe de 0% à 28%. Dans le transfert inverse, de la rivière Blanche vers la rivière Noire (récupération), les changements s'effectuent beaucoup plus lentement, par exemple, l'abondance relative de *Tabellaria flocculosa* passe de 0% à 18,5 % une semaine suivant le transfert. En milieu alcalin, les changements impliquent souvent plusieurs taxons différents. Par exemple, dans le transfert s'effectuant de la rivière Yamaska Sud-Est vers la rivière Yamaska (dégradation) on remarque entre autres, une diminution du taxon *Achnanthes rivulare* (espèce abondante dans les eaux à faible conductivité et pauvres en phosphore (Potapova et Ponader, 2004)) qui passe de 52% à environ 16% en une semaine, une augmentation du taxon *Cocconeis placentula* (espèce de milieu mésotrophe à eutrophe) qui passe de 0 à 32% en deux semaines, une augmentation du taxon *Reimeria sinuata* (espèce de milieu mésotrophe à eutrophe) qui passe de 3% à environ 35.5% en une semaine et la variation de plusieurs autres taxons. Dans le transfert inverse, de la rivière Yamaska vers la rivière Yamaska Sud-Est (récupération), nous avons noté l'augmentation du taxon *Achnanthes rivulare* qui passe de 2% à environ 17.5% en deux semaines et la diminution du taxon *Melosira varians* qui passe de 13% à environ 5% en une semaine. On remarque que la récupération est beaucoup plus graduelle et par le fait même, il est plus difficile de cibler la variation de taxons en particuliers.

3.4 RÉPONSE MOYENNE DE L'IDEC EN FONCTION DU TYPE DE MILIEU

Le tableau 3.3 résume bien le temps de réponse moyen de l'IDEC à un changement au niveau des conditions environnementales en fonction du type de milieu. Toutes rivières confondues, la dégradation se fait plus rapidement que la récupération. Lors d'une dégradation des conditions, l'IDEC répond en moyenne en 1,9 semaines. Lors d'une amélioration des conditions, l'IDEC répond en moyenne en 3,7 semaines. La réponse de l'IDEC varie cependant selon que l'on soit en milieu neutre (pH légèrement acide à neutre en condition de référence) ou alcalin (en condition de référence). Lors d'une dégradation des conditions, l'IDEC répond en moyenne en 1,6 semaines en milieu neutre alors qu'il répond en 2,4 semaines en milieu alcalin. Lors d'une amélioration des conditions, l'IDEC répond en moyenne en 4,2 semaines en milieu neutre alors qu'il répond en 2,9 semaines en milieu alcalin. En milieu neutre, la dégradation est donc très rapide alors que la récupération est plus lente. Bien qu'il y ait moins de différence en milieu alcalin, on note tout de même une réponse plus lente de l'IDEC à la récupération qu'à la dégradation. On retrouve également dans le tableau 3.3 le temps de réponse moyen de l'IDEC en fonction du type de milieu, soit oligotrophe, mésotrophe ou eutrophe.

TABLEAU 3.3

Temps de réponse moyen de l'IDEC suite à une dégradation ou à une récupération en fonction du type de milieu.

	Réponse moyenne de l'IDEC (semaine)
Dégradation	1.9
Récupération	3.7
Dégradation milieu neutre	1.6
Dégradation milieu alcalin	2.4
Récupération milieu neutre	4.2
Récupération milieu alcalin	2.9
Milieu oligotrophe	1.2
Milieu mésotrophe	2.3
Milieu eutrophe	4.8

La classification des rivières utilisée dans le tableau 3.3 a été effectuée selon les critères établis par Doods *et al.* (1998) :

- Rivières oligotrophes : Ste-Anne-bras-du-Nord, Noire
- Rivières mésotrophes : Shawinigan amont, Nicolet, Des Envies,
Yamaska, Sud-Est, Yamaska
- Rivières eutrophes : Shawinigan aval, Nicolet Sud-Ouest, Blanche

CHAPITRE 4

DISCUSSION ET CONCLUSION

L'objectif général de cette étude était de mesurer les modifications induites dans la structure des communautés de diatomées et les variations de l'indice IDEC suite à un transfert des communautés d'un cours d'eau dégradé à un cours d'eau de référence, et vice-versa. Les résultats démontrent que la réponse aux nouvelles conditions environnementales s'effectue plus rapidement lorsqu'il s'agit d'une dégradation que lorsqu'il s'agit d'une récupération et que cette dégradation est encore plus rapide pour le sous-indice IDEC neutre.

4.1 COMPARAISON AVEC D'AUTRES ÉTUDES QUI ONT EFFECTUÉ DES TRANSFERTS DE SUBSTRATS

Les résultats de notre étude vont dans le même sens que ceux observés dans la littérature concernant les transferts de substrats. Iserentant et Blancke (1986) ont effectué des transferts de substrats entre deux rivières ayant un taux différent de pollution organique en milieu neutre. Leurs résultats démontrent que les peuplements répondent plus rapidement à une dégradation du milieu qu'à une amélioration. En effet, le transfert qui simule une brusque dégradation de la qualité de l'eau fut accompagné d'une forte réduction des espèces sensibles à la pollution et d'une augmentation importante des espèces qui résistent ou qui sont favorisées par la pollution et ce après 4 semaines seulement. Certains changements sont même apparents dès la deuxième semaine suivant le transfert, alors que dans le cas inverse, même après 45 jours, les espèces de milieux perturbés n'ont pas cédé complètement la place aux espèces d'eaux propres. Les résultats de Tolcach et Gomez (2002), Ivorra *et al.* (1999) et Gold *et al.* (2002) qui ont effectué des études reposant sur des transferts de substrats en milieu neutre vont dans le même sens, c'est-à-dire que les communautés de diatomées répondent de façon plus complète à un

transfert en milieu pollué qu'à un transfert vers des conditions de référence et ce deux semaines seulement suivant les transferts.

Également, Hirst *et al.* (2004), qui se sont penchés sur la réponse des diatomées face à une brusque acidification du milieu, affirment que leurs résultats vont dans le même sens que ceux d'Iserentant et Blancke (1986) et d'Ivorra *et al.* (1999) puisque les diatomées répondent plus rapidement à une acidification qu'à un retour à la normale.

L'étude de Rimet *et al.* (2005) portant sur la sensibilité des différents indices de diatomées a été réalisée en milieu alcalin et simulait une récupération seulement. Leurs résultats démontrent que la majeure partie du changement des communautés survient au premier temps d'échantillonnage soit après 20 et 30 jours et que les assemblages de diatomées comportaient encore des différences 60 jours suivant le transfert. Le fait que cette expérience ait été réalisée en milieu alcalin et qu'elle représente une récupération explique probablement la réponse plus lente des communautés de diatomées.

Ainsi, l'ensemble de ces études, incluant la nôtre, démontrent que la dégradation au niveau des communautés de diatomées est plus rapide que la récupération. Par contre, notre étude fait une distinction entre les milieux neutre et alcalin et met en évidence les différences qu'ils comportent en plus d'apporter des précisions en terme de temps de dégradation et de temps de récupération complète. Elle apporte également des précisions concernant la vitesse de dégradation et de récupération selon le statut trophique du milieu.

4.2 TEMPS REQUIS POUR LA RÉCUPÉRATION ET LA DÉGRADATION SELON LE STATUT TROPHIQUE DU MILIEU

Selon les résultats de cette étude, il semble que le temps requis pour la récupération et la dégradation varie en fonction du statut trophique du milieu. À ce sujet, Lavoie *et al.* (2008) ont obtenu des résultats similaires à la présente étude en adoptant toutefois une méthodologie différente. Ces auteurs ont suivi les variations de l'IDEC au cours d'une saison dans trois rivières et ont comparé les valeurs de l'IDEC aux concentrations en phosphore intégrées sur différentes périodes de temps (mesures ponctuelles, moyennes sur une semaine, moyennes sur deux semaines, etc.). Leurs résultats démontrent que l'IDEC intègre les concentrations en phosphore sur une période variable qui dépend du statut trophique d'un cours d'eau et de la variabilité des concentrations en nutriments. Ainsi, dans un cours d'eau oligotrophe où les concentrations en nutriments sont relativement stables, un apport en phosphore, même de courte durée, peut provoquer un changement rapide de la communauté de diatomées et une réponse de l'indice au cours de la semaine suivante. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus dans le cadre de la présente étude où le temps de réponse de l'IDEC à une dégradation fut de 1,2 semaines en moyenne en milieu oligotrophe (Tableau 3.3). Selon Lavoie *et al.* (2008), en milieu mésotrophe, la période d'intégration observée semble être d'environ 2 semaines. Ce résultat est également conforme à ce qui fut observé dans le cadre de la présente étude où le temps de réponse de l'IDEC à une dégradation ou une récupération fut de 2,3 semaines en moyenne en milieu mésotrophe (Tableau 3.3). Enfin, dans le cas d'un cours d'eau eutrophe, Lavoie *et al.* (2008) ont observé que les communautés de diatomées semblent adaptées aux fluctuations fréquentes et de grande amplitude des concentrations en phosphore. L'indice IDEC est de ce fait moins prompt à réagir aux fluctuations à court terme et semble intégrer les concentrations en phosphore sur une période d'environ 5 semaines. Ce résultat est une fois de plus comparable à ce qui fut observé dans le cadre de la présente étude, où le temps de réponse de

l'IDEC à une récupération fut de 4,8 semaines en moyenne en milieu eutrophe (Tableau 3.3).

Dans le même ordre d'idées, Beisner *et al.* (2003) ont développé un modèle qui représente le phénomène d'hystérésis lié à l'eutrophisation, c'est-à-dire que la réponse d'un système à l'augmentation d'une ressource est différente de sa réponse à une diminution de la même ressource. Selon cette étude, le niveau de phosphore est souvent l'élément déterminant d'un système lacustre, malgré le fait que d'autres facteurs interagissent sur la dynamique du système. Ainsi, il est possible que l'apport en phosphore lié à une dégradation occasionne des changements différents au niveau de la communauté de diatomées que la diminution liée à une récupération, ce qui expliquerait le fait que la dégradation soit plus rapide que la récupération.

Outre ce phénomène, d'autres mécanismes sont susceptibles d'expliquer la différence de temps de réponse entre les milieux. Lorsqu'il y a une dégradation naturelle du milieu, une succession d'espèce survient tout au long de cette transition et certaines espèces périphytiques sont caractéristiques de conditions environnementales bien précise. Par exemple, certaines espèces sont plus tolérantes aux variations de concentrations des nutriments que d'autres. La composition de la communauté de diatomées aurait donc un impact sur son temps de réponse face à une perturbation (augmentation en nutriments) du milieu.

Selon les données recueillies dans cette étude, la diversité de la communauté joue également un rôle au niveau de la réponse de celle-ci face à un brusque changement des conditions environnementales. En effet, les rivières de milieux mésotrophes et eutrophes avaient une plus grande diversité d'espèces au sein de leurs communautés. Ces espèces étaient visiblement plus tolérantes aux fluctuations des concentrations en nutriments car elles sont plus

fréquentes dans ces types de milieu. La réponse de ces communautés aux transferts de substrats a donc été plus lente. Par contre, en milieu oligotrophe, les communautés étaient beaucoup moins diversifiées et elles étaient dominées par des espèces sensibles à la pollution, telle que *Tabellaria flocculosa*, faisant en sorte que la réponse au changement était presque instantanée.

4.3 CONCLUSION ET APPLICATIONS FUTURES

Notre étude a démontré que le temps de réponse des diatomées est plus rapide que ce qui avait été estimé par d'autres chercheurs. En effet, il est possible d'observer d'importants changements dans certains cas après une semaine seulement suivant le transfert de substrats, ce qui n'avait encore jamais été réalisé. De plus, l'étendu de la période d'échantillonnage (12 semaines) a permis de déterminer plus précisément le temps exact requis pour une récupération complète, élément qui était demeuré flou jusqu'à présent. Également, de nouveaux paramètres permettant la compréhension des différents temps de réponse ont pu être mis de l'avant, tel que le statut trophique du cours d'eau et la diversité de la communauté en place.

Cette étude apporte également de nouveaux éléments pour les applications futures dans le domaine du biomonitoring. Il s'agit d'une méthode rapide et peu coûteuse, intéressante pour le suivi de la qualité de l'eau dans les rivières du Québec. Elle permet d'avoir une idée précise du temps requis par les communautés de diatomées pour intégrer de nouvelles conditions environnementales, et ce qu'il s'agisse d'une amélioration ou d'une détérioration. Finalement, l'étude a permis de raffiner l'interprétation des variations de l'IDEC en condition neutre et alcaline et a mis en lumière les paramètres qui font en sorte que la réponse varie d'un milieu à l'autre.

BIBLIOGRAPHIE

Allan, J.D. (1995) "Stream Ecology: Structure and function of running water", Kluwer Academic publishers, U. S. A., pp. 83-100.

Barbiero, R. P. (2000) "A multi-lake comparison of epilithic diatom communities on natural and artificial substrate", *Hydrobiologia*. 438: 157-170.

Beisner, B.E., Dent, C.L., Carpenter, S.R. (2003) "Variability of lakes on the landscape: Roles of phosphorus, food webs, and dissolved organic carbon", *Ecology*. 84 (6): 1563-1575.

Biggs, B.J.F. (1996) "Patterns in benthic algae of streams", *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, (eds Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.) Academic Press, San Diego, U. S. A., pp. 31-56.

Blinn, D.W., Fredericksen, A., Korte, V. (1980) "Colonization rates and community structure of diatoms on three different rock substrata in a lotic system", *British journal of phycology*. 15: 303-310.

Blum, J.L. (1960) "Algal populations of flowing waters", *Spec. Publ. Pymatuning Lab Field Biology* 2:11-21, *In* Allan, J.D. (1995) "Stream Ecology: Structure and function of running water", Kluwer Academic publishers, U. S. A., pp. 94-97.

Borchardt, M.A. (1996) "Nutrients", *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, (eds Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.) Academic Press, San Diego, U. S. A., pp. 183-227.

Bray, J.R., Curtis, J.T. (1957) "An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin", *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.

Burkholder, J.M. (1996) "Interactions of benthic algae with their substrata", *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, (eds Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.) Academic Press, San Diego, U. S. A., pp. 253-297.

Campeau, S., Lavoie, I., Grenier, M., Dillon, P. (2005) "Développement d'un indice d'eutrophisation pour le suivi de la pollution agricole au Québec. Rapport déposé au ministère de l'Environnement du Québec et au Fonds d'action québécois pour le développement durable", Université du Québec à Trois-Rivières, 137 pages, 3 annexes et un CD-ROM.

CEMAGREF. (1982) "Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux", Rapport Q.E. Lyon A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218p.

DeNicola, D.M. (1996) "Periphyton responses to temperature at different ecological levels", *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, (eds Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.) Academic Press, San Diego, U. S. A., pp. 149-181.

Dixit, S.S., Smol, J.P., Kingston, J.C., Charles, D.F. (1992) "Diatom: powerful indicators of environmental change", *Environmental Science and Technology*. 26: 23-33.

Doods, W.K., Jones, J.R., Welch, E.B. (1998) "Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus", *Water Research*. 32 (5): 1455-1462.

Eichenberger, E., Schlatter, A. (1978) "Effect of herbivorous insects on the production of benthic algal vegetation in outdoor channels", *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 20:1806-1810, *In* Allan, J.D. (1995) "Stream Ecology: Structure and function of running water", Kluwer Academic publishers, U. S. A., pp. 97-98.

Gold, C., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Boudou, A. (2002) "Field transfer of periphytic diatom communities to assess short-term structural effects of metals (Cd, Zn) in rivers", *Water Research*. 36: 3654-3664.

Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.-S., Lek, S. (2006) "Diatom reference communities in Québec streams (Canada) based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63: 2087-2106.

Harper, D.M., Kemp, J.L., Vogel, B., Newson, M.D. (2000) "Towards the assessment of ecological integrity in running water of the United Kingdom", *Hydrobiologia*. 422-423: 133-142.

Hirst, H., Chaud, F., Delabie, C., Jüttner, I., Ormerod, S.J. (2004) "Assessing the short-term response of stream diatoms to acidity using inter-basin transplantations and chemical diffusing substrates", *Freshwater Biology*. 49: 1072-1088.

Hutchison, G.E. (1967) *A treatise on limnology*, v. 2. "Introduction to lake biology and the limnoplankton", Wiley, New York, U. S. A., 1115 p.

Iserentant, R., Blancke, D. (1986) "A transplantation experiment in running water to measure the response rate of diatoms to changes in water quality", *In* Ricard M (ed.): *Proceedings of the 8th Diatom-Symposium*, (Paris 1984), Koeltz Scientific Books, Köenigstein.

Ivorra, N., Hettelaar, J., Tubbing, G.M.J., Kraak, M.H.S., Sabater, S., Admiraal, W. (1999) "Translocation of microbenthic algal assemblages used for *In Situ* analysis of metal pollution in rivers", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 37: 19-28.

Karr, J.R., Dudley, D.R. (1981) "Ecological perspective on water quality goals", *Environmental Management*. 5: 55-68.

Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hürlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwandrans, J., Laugaste, R., Lindstrøm, E.-A., Leitao, M., Marvan, P., Padisák, J., Pipp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabater, S., van Dam, H., Vizinet, J. (1998) "Recommendations for the routine sampling of diatoms for the water quality assessments in Europe", *Journal of Applied Phycology*. 10: 215-224.

Kelly, M.G., Whitton, B.A. (1995) "The Trophic Diatom Index : a new index for monitoring eutrophication in rivers", *Journal of applied Phycology*. 7 : 433-444.

Lane, C.M., Taffs, K.H., Corfield, J.L. (2003) "A comparison of diatom community structure on natural and artificial substrata", *Hydrobiologia*. 493: 65-79.

Lavoie, I., Campeau, S., Darchambeau, F., Cabana, G., Dillon, P. (2008) "Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality", *Freshwater Biology*. (sous presse).

Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M., Dillon, P. (2006) "A diatom-based index for the biological assessment of Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 8: 1793-1811.

Lavoie, I., Hamilton, P., Campeau, S., Grenier, M., Dillon, P. "Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada", Presses de l'Université du Québec, soumis le 30 septembre 2005, 200 pages et 63 planches taxonomiques.

Lavoie, I., Vincent, W.F., Pienitz, R., Painchaud, J. (2004) "Benthic algae as bioindicators of agricultural pollution in the stream and rivers of southern Québec (Canada)", *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 7(1): 43-58.

Lecointe, C.M., Coste, M., Prygiel, J. (1993) "Omnidia: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management", *Hydrobiologia*. 269-270: 509-513.

Lowe, R.L., LaLiberte, G.D. (1996) "Benthic Stream Algae: Distribution and Structure" *In* Lamberti, G., Hauer, F.R. (eds.), "Stream Ecology: Field and Laboratory Exercises", Academic Press, p. 269-293.

Lowe, R.L., Pan, Y. (1996) "Benthic algal communities as biological monitors", *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, (eds Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.) Academic Press, San Diego, U. S. A., pp. 705-739.

McCormick, P.V., Cairns, J. (1994) "Algae as indicators of environmental change", *Journal of applied Phycology*. 6(5-6): 509-526.

McCormick, P.V., Stevenson, R.J. (1998) "Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades", *Journal of Phycology*. 34: 726-733.

Peterson, C.G. (1996) "Response of benthic algal communities to natural physical disturbance", *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, (eds Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.) Academic Press, San Diego, U. S. A., pp. 375- 402.

Peterson, C.G., Stevenson, R.J. (1989) "Substratum conditioning and diatom colonization in different current regimes", *Journal of Phycology*. 25: 790-793.

Potapova, M.G., Charles, D.F. (2002) "Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients", *Journal of Biogeography*. 29: 167-187.

Potapova, M.G., Ponader, K.C. (2004) "Two common North American diatoms, *Achanthidium rivulare* sp. nov. and *A. deflexum* (reimer) Kingston: morphology, ecology and comparison with related species", *Diatom Research*. 19: 33-57.

Prygiel, J. (2002) "Management of the diatom monitoring networks in France", *Journal of Applied Phycology*. 14: 19-26.

Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J-C., Ector, L., Guillard, D., Honoré, M-A., Iserentant, R., Ledeganck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I. Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V., Rimet, F., Rumeau, A., Sabater, S., Straub, F., Torrisi, M., Tudesque, L., Van de Vijver, B., Vidal, H., Vizinet, J., Zydek, N. (2002) "Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise", *Journal of applied Phycology*. 14: 27-39.

Rabeni, C.F. (2000) "Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of stream", *Hydrobiologia*. 422-423: 245-256.

Rimet, F., Cauchie, H.-M., Hoffman, L., Hector, L. (2005) "Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river", *Journal of Applied Phycology*. 17: 119-128.

Ryan, S.E., Porth, L.S., Troendle, C. A. (2002) "Defining phases of bedload transport using piecewise regression", *Earth Surface Processes and Landforms*. 27: 971-990.

Sladeczek, V. (1973) "System of water quality from the biological point of view", *Ergebnisse der limnologie, Beih. Archiv. F. Hydrobiologia*. 7: 218p.

Smoot, J.C., Langworthy, D.E., Levy, M., Findlay, R.H. (1998) "Periphyton growth on submerged artificial substrate as a predictor of phytoplankton response to nutrient enrichment", *Journal of Microbiological Methods*. 32(1): 11-19.

Steinman, A.D. (1996) "Effects of grazers on freshwater benthic algae", *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, (eds Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.) Academic Press, San Diego, U. S. A., pp. 341-373.

Stevenson, R.J. (1996) "The stimulation and drag of current", *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, (eds Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.) Academic Press, San Diego, U. S. A., pp. 321-340.

Stockner, J.G., Shortreed, K.R.S. (1978) "Enhancement of autotrophic production by nutrient addition in a coastal rainforest stream on Vancouver Island", *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 35:28-34, *In* Allan, J.D. (1995) "Stream Ecology: Structure and function of running water", Kluwer Academic publishers, U. S. A., pp. 89-94.

Tolcach, E.R., Gómez, N. (2002) "The effect of translocation of microbenthic communities in a polluted lowland stream", *Verh. Internat. Verein. Limnol*. 28: 254-258.

Toms, J.D., Lesperance, M. (2003) "Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds", *Ecology*. 84 (8): 2034-2041.

Wetzel, R.G. (2001) "Limnology, Lake and River Ecosystems", Academic Press, San Diego, U. S. A., 1006 p.

Winter, J.G., Duthie, H.C. (2000) "Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring", *Aquatic Ecology*. 34: 345-353.

Wunsam, S., Cattaneo, A., Bourassa, N. (2002) "Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Québec, Canada)", *Freshwater Biology*. 47: 325-340.

Xu, F.-L., Jørgensen, S.E., Tao, S. (1999) "Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health", *Ecological Modelling*. 116: 77-106.

Yasuno, M., Fukushima, S., Hasegawa, J., Shioyama, F., Hatakeyama, S. (1982) "Changes in the benthic faunas and flora after application of temephos to a stream on Mt. Tsukuba", *Hydrobiologia*. 89:205-214, *In* Allan, J.D. (1995) "Stream Ecology: Structure and function of running water", Kluwer Academic publishers, U. S. A., pp. 97-98.

ANNEXE A

Physico-chimie

INDICE ALCALIN													
PARAMÈTRE	UNITÉ	NICOLET (3010007)			NICOLET S.O. (3010009)			YAMASKA S.E. (3030041)			YAMASKA (3030199)		
		MOYENNE	Q1	Q90	MOYENNE	Q1	Q90	MOYENNE	Q1	Q90	MOYENNE	Q1	Q90
AZOTE AMMONIACAL	mg/l	0,03	0,01	0,07	0,05	0,01	0,12	0,02	0,01	0,03	0,08	0,01	0,15
AZOTE TOTAL FILTRÉ	mg/l	1,31	0,71	1,69	1,10	0,71	1,39	0,44	0,27	0,56	0,59	0,37	0,68
CALCIUM	mg/l	28,6	10,5	43,0	27,3	12,5	39,0	10,0	6,4	15,0	16,1	12,7	22,7
CARBONE ORGANIQUE	mg/l	7,8	3,3	16,0	10,4	3,9	24,0	4,2	2,4	5,8	6,1	3,8	7,6
CHLOROPHYLLE A ACTIVE	mg/m³	3,67	2,10	6,80	6,00	2,50	16,00	0,99	0,62	1,30	5,38	2,20	8,70
CHLOROPHYLLE A TOTALE	mg/m³	6,70	3,90	11,60	9,05	4,60	19,30	2,01	1,21	2,40	8,34	4,30	12,90
COLIFORMES FÉCAUX	UFC	914	127	1600	203	8	420	126	30	230	403	20	1000
CONDUCTIVITÉ	µS/cm	218,7	86,0	330,0	216,4	100,0	300,0	86,0	57,0	120,0	165,8	130,0	230,0
DURETÉ	mg/l	78,8	32,0	115,1	93,6	43,1	123,6	31,3	20,5	46,1	51,8	41,6	63,7
MAGNÉSIUM	mg/l	3,2	1,4	4,4	7,3	2,9	13,4	1,7	1,1	2,6	3,0	2,3	4,4
NITRATES ET NITRITES	mg/l	1,07	0,58	1,56	0,79	0,48	0,99	0,30	0,09	0,46	0,28	0,09	0,42
PH	pH	7,6	7,2	8,3	7,7	7,3	8,7	7,2	6,9	7,5	7,4	7,1	7,8
PHOSPHORE TOTAL	mg/l	0,034	0,019	0,050				0,022	0,006	0,049	0,038	0,015	0,045
PHOSPHORE TOTAL DISSOUS	mg/l	0,010	0,005	0,014				0,005	0,005	0,005	0,010	0,005	0,020
PHOSPHORE TOTAL EN SUSPENSION	mg/l	0,024	0,013	0,045	0,077	0,016	0,108	0,017	0,001	0,044	0,027	0,007	0,034
PHÉOPHYTINE	mg/m³	3,03	1,80	4,80	3,05	1,80	4,10	1,02	0,59	1,30	2,96	2,10	4,20
POTASSIUM	mg/l	1,96	0,87	2,90	2,49	1,20	3,90	0,67	0,47	1,10	1,31	0,91	2,00
SODIUM	mg/l	9,60	4,00	14,60	6,88	3,10	10,10	4,36	3,50	5,90	11,42	8,70	18,70
SOLIDES EN SUSPENSION	mg/l	13	2	44	95	4	80	10	2	16	12	2	17
TEMPÉRATURE	°C	10,9	0,0	22,0	12,0	0,0	23,0	10,5	0,0	20,0	9,2	0,0	20,0
TURBIDITÉ	UNT	5,0	1,2	14,0	29,4	3,1	58,0	4,0	0,6	9,4	5,7	2,1	12,0

Données extraites de la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) relatives à la physico-chimie des eaux de surfaces des 10 stations d'échantillonnage. Ces données ont été fournies par le Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs.

ANNEXE B

Physico-chimie

INDICE CIRCUMENUTRE																			
PARAMÈTRE	UNITÉ	DES ENVIES (5030114)			STE-ANNE (5040113)			BLANCHE (5040006)			NOIRE (5040139)			SHAWINIGAN AV. (5010012)			SHAWINIGAN AMONT*		
		MOYENNE	Q1	Q90	MOYENNE	Q1	Q90	MOYENNE	Q1	Q90	MOYENNE	Q1	Q90	MOYENNE	Q1	Q90	MOYENNE	Q1	Q90
AZOTE AMMONIACAL	mg/l	0,07	0,01	0,14	0,02	0,01	0,04	0,03	0,01	0,05	0,02	0,01	0,04	0,33	0,05	0,83	0,03	0,01	0,05
AZOTE TOTAL FILTRÉ	mg/l	0,73	0,41	1,26	0,23	0,15	0,34	0,86	0,52	1,15	0,24	0,18	0,30	0,78	0,34	1,49	0,26	0,21	0,31
CALCIUM	mg/l	6,1	5,6	6,8	1,9	1,3	2,3	8,5	6,2	12,1	1,7	1,5	2,0	6,4	3,7	11,5	nd	nd	nd
CARBONE ORGANIQUE	mg/l	6,7	5,3	7,1	3,9	2,8	5,2	5,5	4,6	6,4	5,8	4,7	6,8	7,7	4,6	12,6	4,6	4,4	4,8
CHLOROPHYLLE A ACTIVE	mg/m³	3,20	1,30	5,30	1,09	0,71	1,90	3,98	1,90	8,70	1,64	0,85	2,90	2,10	1,20	3,30	nd	nd	nd
CHLOROPHYLLE A TOTALE	mg/m³	4,65	2,40	7,50	1,77	1,27	2,86	6,75	3,70	11,00	2,98	1,87	5,60	3,39	2,23	5,80	nd	nd	nd
COLIFORMES FÉCAUX	UFC	233	30	240	14	1	20	246	25	320	9	1	20	3638	70	6000	nd	nd	nd
CONDUCTIVITÉ	µS/cm	81,5	60,0	89,0	21,6	10,0	23,0	82,7	24,0	120,0	16,1	12,0	19,0	141,4	45,0	270,0	22	21	23
DURETÉ	mg/l	26,5	21,8	30,0	6,9	4,4	9,0	34,5	22,5	47,3	5,9	4,7	8,0	23,3	13,2	39,9	nd	nd	nd
MAGNÉSIUM	mg/l	2,2	1,8	2,8	0,4	0,3	0,5	2,7	1,7	4,0	0,3	0,2	0,3	1,3	0,9	1,8	nd	nd	nd
NITRATES ET NITRITES	mg/l	0,50	0,20	1,02	0,15	0,07	0,28	0,70	0,32	1,00	0,10	0,03	0,18	0,17	0,06	0,30	nd	nd	nd
PH	pH	7,0	6,7	7,1	6,0	5,3	6,6	7,2	6,9	7,7	5,8	5,4	6,2	7,0	6,8	7,1	6,8	6,6	6,9
PHOSPHORE TOTAL	mg/l	0,037	0,024	0,066	0,016	0,006	0,013	0,096	0,023	0,282	0,009	0,006	0,013	0,100	0,016	0,229	0,023	0,006	0,040
PHOSPHORE TOTAL DISSOUS	mg/l	0,011	0,005	0,018	0,005	0,005	0,005	0,010	0,005	0,016	0,006	0,005	0,005	0,057	0,005	0,148	nd	nd	nd
PHOSPHORE TOTAL EN SUSPENSION	mg/l	0,026	0,017	0,051	0,011	0,001	0,008	0,086	0,014	0,270	0,003	0,001	0,006	0,043	0,011	0,081	nd	nd	nd
PHÉOPHYTINE	mg/m³	1,45	0,99	2,20	0,68	0,43	0,96	2,77	1,60	4,30	1,35	0,88	2,70	1,29	0,93	2,50	nd	nd	nd
POTASSIUM	mg/l	1,18	1,00	1,60	0,26	0,18	0,32	1,63	1,10	2,90	0,28	0,18	0,35	0,87	0,48	1,80	nd	nd	nd
SODIUM	mg/l	5,48	4,70	6,10	0,79	0,59	0,91	3,48	2,50	4,20	1,05	0,95	1,20	13,75	6,70	17,30	nd	nd	nd
SOLIDES EN SUSPENSION	mg/l	11	6	17	5	2	6	60	2	230	2	2	2	7	2	12	nd	nd	nd
TEMPÉRATURE	°C	10,5	0,0	23,0	10,0	0,0	19,0	9,7	0,0	19,0	9,5	0,0	19,0	10,5	1,0	23,0	23,5	22,8	24,2
TURBIDITÉ	UNT	14,3	5,3	28,0	2,2	0,6	2,2	30,9	8,0	26,0	1,0	0,6	1,4	6,5	3,2	9,9	nd	nd	nd

* Les données de la rivière Shawinigan amont ont été récoltées à l'aide d'un hydrolab à des dates différentes (fin juillet) car cette rivière n'est pas suivie par le Ministère de l'environnement.

Données extraites de la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) relatives à la physico-chimie des eaux de surfaces des 10 stations d'échantillonnage. Ces données ont été fournies par le Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs.