

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
THOMAS ROUSSEAU BEAUMIER

IMPACT DES PRATIQUES DE GESTION BÉNÉFIQUES SUR
LA QUALITÉ DE L'EAU D'UN BASSIN VERSANT AGRICOLE
(RIVIÈRE DES ENVIES, CANADA)

AVRIL 2012

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

L'assistance des membres du Laboratoire de recherche sur les bassins versants (LBV) de l'Université du Québec à Trois-Rivières a été grandement appréciée au cours de cette étude. Je remercie également l'organisme *Lavie-eau-champ* pour leur contribution au projet via le transfert des données agronomiques d'un grand nombre de producteurs et plus particulièrement Stéphanie Veilleux Agr. qui a pris le temps de m'expliquer le fonctionnement des dossiers agronomiques et pour son incroyable connaissance agronomique du bassin versant de la rivière des Envies, de même qu'Émilie Douville, Agr. Je remercie également Annie Bettez, Agr. de la Coop-Portneuf-Mauricie qui m'a fait parvenir de nombreuses informations pour compléter la couverture des pratiques culturales.

L'étude intégrée du bassin versant de la rivière des Envies est une démarche précurseur à cette étude, elle fut réalisée entre 2002 et 2004. Les données de qualité de l'eau qui en sont issues ont servi à caractériser la période avant restauration de cette étude. En conséquence, je remercie tous ceux qui ont participé à ce projet, notamment, la Fédération de l'UPA de la Mauricie (FUPAM), la Société d'aménagement et de mise en valeur du bassin de la Batiscan (SAMBBA) et la Direction régionale de la Mauricie et du Centre-du-Québec du MDDEP. De façon plus particulière, je remercie Yann Boissonnault, Maxime Brien et Mylène Vallée pour leur travail d'échantillonnage terrain où leurs conseils face aux différents problèmes rencontrés. Je remercie également le MAPAQ Mauricie pour avoir validé la base de données des aménagements hydro-agricoles fournie par le service de l'agroenvironnement de la FUPAM de ce temps.

En ce qui concerne le suivi de la qualité de l'eau de la période après restauration (2009-2011), je tiens à remercier mes collègues et amis, Gabriel Rodrigue, Maxime Montplaisir, Isabelle Prévost, Guillaume Légaré-Couture, Karine Lacasse, Mathieu Lafond, Yves Leblanc, que ce soit pour leur travail exceptionnel, l'aide en statistique, l'échantillonnage sur le terrain, les analyses en laboratoire, l'aide à la

compilation des données de qualité de l'eau (et de purin) et surtout pour tous les bons moments passés avec eux.

Je remercie également mon directeur de maîtrise, Stéphane Campeau, pour avoir favorisé des conditions propices à la réussite de ce projet et pour avoir fait preuve d'une grande disponibilité. De façon plus générale, son intérêt pour l'avancement des connaissances et son enthousiasme furent des plus inspirants.

Ma reconnaissance va également à Pierre-André Bordeleau pour ces conseils en géomatique et du fait qu'il est toujours disponible. Je remercie également Julie Ruiz et Denis Leroux pour leur encadrement et leurs conseils tout au long de ce projet.

Finalement, je tiens à remercier Louise Rousseau pour la correction orthographique des documents rédigés, mais davantage pour avoir su transmettre sa connaissance de la justesse des mots. Je remercie également ma famille de m'avoir supporté et/ou pour leurs connaissances agronomiques tout au long de ce projet, en particulier Luc, Félix, Joannie, Lise, Louis & Michel.

Un merci particulier à ma copine Claudie-Anne, notamment pour son incroyable capacité à rendre ma vie et celle des autres plus facile.

RÉSUMÉ

Les pratiques de gestion bénéfiques (PGB) regroupent les pratiques culturales favorisant la conservation des sols et de l'eau (travail réduit et semis direct), la gestion raisonnée des intrants agricoles (fertilisants et pesticides) et les aménagements hydro-agricoles (bandes riveraines, voies d'eau engazonnées, déversoirs enrochés, avaloirs, etc.). Malgré un nombre croissant de programmes d'implantation de pratiques de gestion bénéfiques destinées à contrer l'eutrophisation en milieu agricole, leur efficacité à améliorer la qualité de l'eau en contexte réel demeure méconnue. La variabilité hydrologique et agronomique s'opérant pendant la période d'implantation complexifie les études à l'échelle du bassin versant. L'objectif de cette étude était de mesurer la capacité d'un programme de restauration à améliorer la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant de la rivière des Envies (Canada). Cette étude a mesuré la variation spatio-temporelle de la plupart des facteurs susceptibles d'influencer la qualité de l'eau avant, pendant et après le programme de restauration.

En ce qui concerne les superficies en culture, les résultats démontrent que les superficies en soya ont augmenté de 130 % entre 2004 et 2009, au détriment des autres cultures et des pâturages. Cette augmentation a eu un effet important sur la fertilisation, les quantités totales épandues en phosphore ayant augmenté de 8 % pour la fertilisation en phosphore et de 33 % pour la fertilisation en azote par rapport à la période avant restauration. On observe également une augmentation graduelle des superficies gérées par des pratiques culturales de gestion bénéfiques au détriment des pratiques conventionnelles favorisant l'érosion (i.e. labour). Les superficies en semis direct ont augmenté de 346 % au cours de cette période, au détriment des labours. Les aménagements hydro-agricoles réalisés étaient majoritairement des sorties de drain (334), des avaloirs (19), des voies d'eau engazonnées (19) et des ouvrages de protections de rive (123).

De 2002 à 2011, on observe une amélioration généralisée de la qualité de l'eau de la rivière des Envies au printemps. Les médianes printanières des concentrations en matières en suspension (MES) diminuèrent en moyenne de 40 % suite au programme de restauration. Les médianes printanières des concentrations en phosphore total et en azote total diminuèrent en moyenne de 33 % et de 16 % respectivement. L'amélioration de la qualité de l'eau en été et en automne fut plus modeste, mis à part aux stations 13 et 18, situées en amont, où la diminution des concentrations fut similaire ou supérieure à celle observée au printemps. L'azote total eut par ailleurs tendance à augmenter en été et en automne en aval du bassin versant. Les médianes des concentrations en coliformes fécaux ont systématiquement diminué en été et en automne, mais ont augmenté à certaines stations au printemps.

Dans les petits tributaires agricoles, on observe également une amélioration généralisée de la qualité de l'eau au printemps et, dans une moindre mesure, une dégradation de la qualité de l'eau en été et en automne. Les médianes printanières des

concentrations en MES diminuèrent en moyenne de 55 % suite au programme de restauration. Les médianes printanières des concentrations en phosphore total et en azote total ont diminué en moyenne de 25 % et de 23 % respectivement. Les médianes des concentrations en coliformes fécaux ont en général augmenté au printemps, alors qu'en été et en automne leur évolution fut variable selon les stations. L'analyse des pentes des relations concentration-débit révèle qu'il y eut une diminution faible, mais systématique des pentes après la restauration.

Les résultats suggèrent ainsi que le programme de restauration eut un effet significatif sur la qualité de l'eau du bassin versant, particulièrement au printemps, et ce malgré une augmentation des cultures annuelles et de la fertilisation. Il faudra toutefois suivre l'évolution de la qualité de l'eau à plus long terme afin de valider ces résultats.

Mots-clés : Bassin versant, Pratiques de gestion bénéfiques (PGB), Qualité de l'eau, Géomatique, Modélisation hydrologique, Agriculture et Environnement, RDA

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ.....	iv
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I	
PROBLÉMATIQUE.....	3
1.1 La qualité de l'eau en milieu agricole au Québec.....	3
1.2 Différences de mobilité entre l'azote et le phosphore	3
1.3 Les pratiques de gestion bénéfiques et leur impact sur la qualité de l'eau.....	4
1.4 Le drainage agricole	5
1.5 La gestion des intrants agricoles.....	5
1.5.1 Différence entre fertilisation organique et chimique	9
1.6 Les pratiques culturales	9
1.7 Les aménagements hydro-agricoles.....	12
1.7.1 Les sorties de drain aménagées.....	12
1.7.2 Les avaloirs	13
1.7.3 Les voies d'eau engazonnées	14
1.7.4 Les déversoirs enrochés	15
1.7.5 Les protections de rive	16
1.7.6 Le reboisement.....	16
1.8 L'impact des pratiques de gestion bénéfiques sur la qualité de l'eau.....	17
CHAPITRE II	
MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	19
2.1 Le bassin versant de la rivière des Envies	19
2.2 Les sous-bassins versants et les stations d'échantillonnage	22
2.3 Les pratiques culturales et la fertilisation	24
2.4 Les aménagements hydro-agricoles.....	29
2.5 Le suivi de la qualité de l'eau.....	29
2.6 Les débits	29

2.7	Analyse de l'évolution de la qualité de l'eau.....	32
CHAPITRE III		
	RÉSULTATS.....	34
3.1	Évolution des cultures.....	34
3.2	Évolution des pratiques culturales	37
3.3	Évolution de la fertilisation en phosphore	39
3.4	Évolution de la fertilisation en azote	40
3.5	Les aménagements hydro-agricoles.....	47
3.6	Évolution de la qualité de l'eau	49
3.6.1	La qualité de l'eau des sous-bassins forestiers (stations 14, 15, 16 et 17)	49
3.6.2	La qualité de l'eau des tributaires agricoles (stations 3, 4, 6, 8, 10 et 12)	54
3.6.3	La qualité de l'eau du tronçon principal de la rivière des Envies (stations 2, 5, 7, 11, 13, 18 et 20).....	59
3.7	Les variations hydrologiques au cours de la période 2002-2011	64
3.8	Impact des pratiques de gestion bénéfiques sur la qualité de l'eau.....	67
3.8.1	Influence des PGB sur l'évolution de la qualité de l'eau au printemps	67
3.8.2	Influence des PGB sur l'évolution de la qualité de l'eau à l'automne.....	70
CHAPITRE IV		
	DISCUSSION	72
4.1	La qualité de l'eau des sous-bassins forestiers	72
4.2	Les tributaires agricoles.....	73
4.3	Les stations du tronçon principal de la rivière des Envies.....	74
4.4	La variabilité saisonnière	75
4.5	Impact des pratiques de gestion bénéfiques sur la qualité de l'eau	77
4.6	Limites de l'étude.....	79
4.7	Suivi et temps de réponse	79
CHAPITRE V		
	CONCLUSION.....	81
	BIBLIOGRAPHIE.....	84
APPENDICE A		
	Données de qualité de l'eau 2002-2011 par stations	94

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Zones critiques pour les pertes en P provenant d'un bassin versant lorsque les facteurs de disponibilité et de capacité de transport sont réunis (adaptée de Sharpley et al., 2003)	6
1.2 Schéma de l'aménagement d'une sortie de drain (Potvin et al., 2008)	13
1.3 Schéma de l'aménagement d'un avaloir (Stämpfli, 2007)	14
1.4 Schéma de l'aménagement d'une voie d'eau engazonnée (Guillou, 2008).....	15
1.5 Schéma de l'aménagement d'un déversoir enroché (Lamarre, 2009)	15
2.1 Carte de localisation et d'occupation du sol (2009)	20
2.2 Les stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et les sous-bassins versants de la rivière des Envies.....	23
3.1 Évolution des cultures dans le bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2009	43
3.2 Évolution des pratiques culturales dans le bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2009.....	44
3.3 Évolution de la fertilisation en phosphore dans le bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2009	45
3.4 Évolution de la fertilisation en azote dans le bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2009.....	46
3.5 Localisation et dénombrement des aménagements hydro-agricoles dans le bassin versant de la rivière des Envies (2005-2008)	48

3.6	Comparaison des concentrations en phosphore et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins forestiers	51
3.7	Comparaison des concentrations en azote et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins forestiers	52
3.8	Comparaison des concentrations de matières en suspension et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins forestiers	53
3.9	Comparaison des concentrations en phosphore et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins agricoles	56
3.10	Comparaison des concentrations en azote et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins agricoles	57
3.11	Comparaison des concentrations en MES et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins agricoles	58
3.12	Comparaison des concentrations en phosphore et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour les stations de la rivière des Envies	61
3.13	Comparaison des concentrations en azote et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour les stations de la rivière des Envies	62
3.14	Comparaison des concentrations en MES et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour les stations de la rivière des Envies	63
3.15	Hydrogramme de la variation hydrologique inter-saisonnière, représentant la correspondance et le synchronisme entre les débits simulés et mesurés à la station hydrométrique située en aval de la rivière des Envies (2001-2011)	65
3.16	Analyse canonique de redondance (ACR) illustrant la position des stations, avant et après restauration, en relation avec l'augmentation des pratiques de gestion bénéfiques et l'évolution de la qualité de l'eau au printemps	69
3.17	Analyse canonique de redondance (ACR) illustrant la position des stations, avant et après restauration, en relation avec l'augmentation des pratiques de gestion bénéfiques et l'évolution de la qualité de l'eau (l'été et l'automne)	71

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Pourcentage de résidus laissés au sol en fonction de la pratique culturale.....	10
1.2 Facteur de couverture végétale C pour la prédiction des exportations nettes de sédiments.....	12
2.1 Occupation du territoire, superficie et règles d'imbrication des 19 sous-bassins de la rivière des Envies.....	25
2.2 Description des variables utilisées dans le cadre de cette étude, des unités, et des méthodes d'agrégation pour les quatre groupes de variables.....	28
3.1 Évolution des superficies en culture (% et ha) entre 2004 et 2009 dans le bassin versant de la rivière des Envies	35
3.2 Évolution des superficies en culture (% et ha) par sous-bassins imbriqués entre 2004 et 2009..	36
3.3 Superficies des pratiques culturales par sous-bassins imbriqués entre 2005 et 2009	38
3.4 Fertilisation en phosphore par sous-bassins imbriqués	40
3.5 Fertilisation en azote par sous-bassins imbriqués.....	42
3.6 Dénombrement des aménagements hydro-agricoles par sous-bassins imbriqués réalisés au cours du programme de restauration.....	49
3.7 Variation hydrologique de la période avant (2001-2004) versus la période après (2009-2011) par groupe de sous-bassins.....	66
A.1 Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 2.....	95
A.2 Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 3	96

A.3	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 4	97
A.4	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 5	98
A.5	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 6	99
A.6	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 7	100
A.7	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 8	101
A.8	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 9	102
A.9	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 10	103
A.10	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 11	104
A.11	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 12	105
A.12	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 13	106
A.13	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 14	107
A.14	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 15	108
A.15	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 16	109
A.16	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 17	110
A.17	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 18	111
A.18	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 19	112
A.19	Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 20	113

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

PGB	Pratiques de gestion bénéfiques
CDE	Comité des Envies
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières
PCGB	Pratiques culturelles de gestion bénéfiques
BDCA	Base de données des cultures annuelles
FADQ	Financière agricole du Québec
PGBS	Pratiques de gestion bénéfiques structurelles
MES	Matières en suspension
UTN	Unité de Turbidité Néphélométrique
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
UFC	Unités formatrices de colonies
SIG	Système d'information géographique
CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
RDAP	Analyse de redondance partielle
MDDEP	Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs
TUR	Turbidité
PT	Phosphore total
NT	Azote total
CF	Coliformes fécaux
ACR	Analyse canonique de redondance
SDR	Sortie de drain

PR	Protection de rive
CE	Déversoir enroché
SOMAE	Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux
LBV	Laboratoire de recherche sur les bassins versants

INTRODUCTION

L'eutrophisation est la cause la plus commune de détérioration de la qualité de l'eau en Amérique du Nord (Lapp et al., 1998; Sarangi et al., 2005). Pour contrer ce phénomène, plus d'un milliard de dollars est investi annuellement pour la restauration des cours d'eau (Bernhardt et al., 2005). Toutefois, la mise en œuvre des pratiques de gestion bénéfiques (PGB), qui sont une composante essentielle des plans de restauration en milieu agricole, se fait souvent à la pièce, sans plan global et sans objectifs précis. De plus, l'efficacité des programmes de restauration et des PGB est encore peu documentée, puisque seulement 10 % des programmes comportent un suivi de la qualité de l'eau.

L'impact des PGB sur la réduction des pertes en sédiments, en nutriments et la réduction des concentrations en coliformes fécaux a été démontré à l'échelle de la parcelle et de la ferme (Gilliam, 1995; Cook et al., 1996; Meals, 1996; Makarewicz, 2009) ainsi qu'à l'échelle du sous bassin versant (Spooner et Line, 1993; Inamdar et al. 2001). Par contre, ces études étaient pour la plupart limitées à mesurer l'efficacité d'une seule PGB et ce, sur des petits tributaires (Cey et al. 1999).

Malgré son importance, l'estimation de l'impact des PGB sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant demeure limitée par la complexité des processus biogéophysiques impliqués (Reddy et Jawitz, 2010), la méconnaissance du territoire avant l'implantation des PGB, la non-disponibilité des données agronomiques, de même que les limitations techniques et financières associées au suivi de la qualité de l'eau sur plusieurs années (Spooner et Line, 1993). Pour surmonter ces contraintes, certaines études ont estimé l'impact des PGB en modélisant des scénarios d'implantation (Michaud, 2007). Ces études avaient cependant des niveaux d'implantation de PGB au-delà de ce qui est généralement effectué lors des programmes suivant une démarche volontaire. Par conséquent, la capacité réelle des programmes d'implantation volontaire à améliorer la qualité de l'eau est actuellement peu connue (Yates et al., 2007) bien qu'elle est favorisée à grande échelle.

L'objectif de cette étude était de mesurer la capacité d'un programme de restauration à améliorer la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant agricole de la rivière des Envies (Canada) en réalisant un suivi de type *avant/après*. Le suivi avant restauration fut réalisé au cours de la période 2002-2004. Le programme de restauration du bassin versant de la rivière des Envies s'échelonna de 2005 à 2009. Plus d'un million de dollars fut investi afin de favoriser l'adoption de pratiques culturales moins dommageables pour les cours d'eau (e.g. semi direct) et la réalisation d'aménagements hydro-agricoles (avaloirs, déversoirs enrochés, voies d'eau engazonnées, etc.). Afin de pallier aux lacunes identifiées dans les études précédentes, le suivi a considéré l'ensemble des facteurs influençant la qualité de l'eau à l'échelle d'un bassin versant. Les variables agronomiques mesurées furent la rotation des cultures, les pratiques culturales (e.g. labour, travail réduit), la fertilisation et la localisation des aménagements hydro-agricoles. La variabilité hydrologique au cours du programme de restauration fut également évaluée par une application du logiciel de modélisation HYDROTEL (Fortin et al., 2001; Turcotte et al., 2001). Ces données furent géoréférencées et validées par photo-interprétation, puis intégrées à une *Geodatabase*.

CHAPITRE I

PROBLÉMATIQUE

1.1 La qualité de l'eau en milieu agricole au Québec

L'intensification des productions agricoles au cours des dernières décennies a augmenté la pression exercée sur l'environnement. Elle a également contribué à la détérioration de la qualité de l'eau à travers tout le Canada et particulièrement dans la province de Québec. La mauvaise qualité de l'eau des rivières y est grandement associée à l'intensification des agro-industries à l'échelle des bassins versants, l'augmentation de l'utilisation des fertilisants et à la faible étendue des pratiques de gestion bénéfiques (Hamilton et Miller, 2002; Sarangi, et al., 2005). Il est également souligné dans la littérature qu'en contexte québécois, les exportations de phosphore sont davantage associées à l'épandage organique (fumier, purin) qu'à l'utilisation de fertilisants chimiques (Sharpley, et al., 2001; Michaud et Laverdière, 2004).

1.2 Différences de mobilité entre l'azote et le phosphore

Les principaux nutriments impliqués dans la détérioration de la qualité de l'eau (P et N) ont une mobilité qui diffère dans le sol (McDowell et al., 2002). Le phosphore est insoluble et principalement transporté lors des processus d'érosion de même que par l'écoulement de surface, alors que l'azote est hautement soluble et facilement lessivé (Carpenter et al., 1998). Les stratégies de réduction de la pollution diffuse ont donc des cibles qui diffèrent. Les stratégies de contrôle des fertilisants organiques, qui sont basées sur l'azote (comme indicateur), augmentent la quantité de P présente dans les sols (Edwards et al., 1996; Sims et al., 1998). À l'inverse, les stratégies de réduction de la pollution diffuse, qui favorisent des pratiques culturales sans labour, réduisent les exportations de phosphore, mais augmentent le lessivage de l'azote (Sharpley et Smith, 1994; McDowell et al., 2002). Une approche de gestion intégrée des nutriments,

combinée à l'implantation de pratiques de gestion bénéfiques ciblant les secteurs fortement dégradés des bassins versants, permet d'englober ces deux objectifs et d'optimiser les résultats.

1.3 Les pratiques de gestion bénéfiques et leur impact sur la qualité de l'eau

Historiquement, les pratiques de gestion bénéfiques (PGB), nommées *best management practices* (BMPs) dans la littérature anglo-saxonne, ont été implantées pour réduire les pertes en sol (e.g. Walter et al., 1979; Greenwood, 1986; Rao, et al., 2009). Au début des années 70, les PGB furent modifiées pour réduire davantage les charges en sédiments exportées vers les cours d'eau, ce qui était également considéré comme réduisant les autres types de pollution diffuse, telles que les exportations en N et P (Walter et al., 1979). Toutefois, bien que ces PGB soient efficaces pour réduire l'érosion des sols, elles n'étaient pas en mesure de prévenir le ruissellement des polluants dissous vers le cours d'eau (Walter et al., 1979; Rao, et al., 2009). Cette lacune fut également observée en contexte québécois (Michaud et Laverdière., 2004). Actuellement, des PGB destinées à contrôler les exportations en nutriments dissous de même que l'érosion sont implantées dans plusieurs bassins versants (Quibé et Rousseau, 2007). Ces PGB peuvent être de type ponctuel (e.g. aménagement hydro-agricole) ou associées à la gestion des sources de pollution (modification des pratiques culturales, gestion des fertilisants). Les PGB structurelles sont implantées pour briser la connectivité hydrologique entre les champs et le réseau naturel, elles éloignent l'eau des sources riches en P ou diminuent la contribution à l'enrichissement des eaux de ces zones (Rao et al., 2009). De tels aménagements structurels, en contexte québécois, sont principalement des sorties de drain aménagées, des déversoirs enrochés et des avaloirs. Ces types d'aménagements sont généralement considérés comme des entités ponctuelles dans la gestion des données.

Les PGB associées aux sources de pollution consistent à contrôler et réduire l'apport en nutriments dans les agroécosystèmes. Ce contrôle est influencé par les recommandations agronomiques, soutenues par les variables du PAEF (*Plan*

AgroEnvironnemental de Fertilisation). Ce type de gestion est généralement considéré sous forme de surface puisqu'effectif à l'échelle de la parcelle. Finalement, le drainage agricole est considéré différemment en raison de son étendue géographique sur le territoire.

1.4 Le drainage agricole

Le drainage agricole se divise en deux techniques de drainage complémentaires, soit le drainage agricole et l'assainissement agricole (Poiree et Ollier, 1973; Cemagref, 1993; Nédélec, 2005). Le drainage agricole regroupe l'ensemble des travaux d'aménagement hydro-agricoles réalisés à l'échelle du parcellaire dans le but d'éliminer les excès d'eau (e.g. drains souterrains, avaloirs). Cette élimination est nécessaire pour faciliter la préparation du lit de semences (accessibilité des véhicules au champ), favoriser le semis hâtif et minimiser les pertes en cultures associées à la décomposition anaérobie (Leduc et Roy, 1990; Evans et al., 1992). D'autre part, l'assainissement agricole à l'échelle d'un groupe de parcelles ou d'un petit bassin versant fait référence à l'ensemble des ouvrages de transfert de l'eau (e.g. fossé agricole), de l'exutoire des parcelles jusqu'aux émissaires naturels (Nédélec, 2005).

Au cours d'un programme de restauration, les changements induits par le drainage agricole peuvent être perçus comme négligeables, puisque les ouvrages sont en place depuis une longue période (Spaling et Smit, 1993; 1995).

1.5 La gestion des intrants agricoles

Les intrants, notamment le phosphore (P) et l'azote (N), sont essentiels à la production des cultures et du bétail. Par contre, les exportations de P vers les cours d'eau sont reconnues pour accélérer les processus d'eutrophisation des milieux récepteurs (Sharpley et al., 2003). L'augmentation et l'intensification des cultures et de l'élevage ont pour effet de créer des déséquilibres régionaux entre les intrants de P d'origine organique et minérale versus les extrants de P issus de la production agricole. En

conséquence, plusieurs milieux à vocation agricole ont un taux de P dans le sol qui excède les besoins des plantes. Ceci augmente donc le potentiel d'enrichissement en P des eaux de surface lors du ruissellement. Les stratégies de réduction du P exporté provenant des eaux de surface du milieu agricole doivent se concentrer sur la source et sur le transport (Sharpley et al., 2003). Ces considérations sont présentées à la figure 1.1.

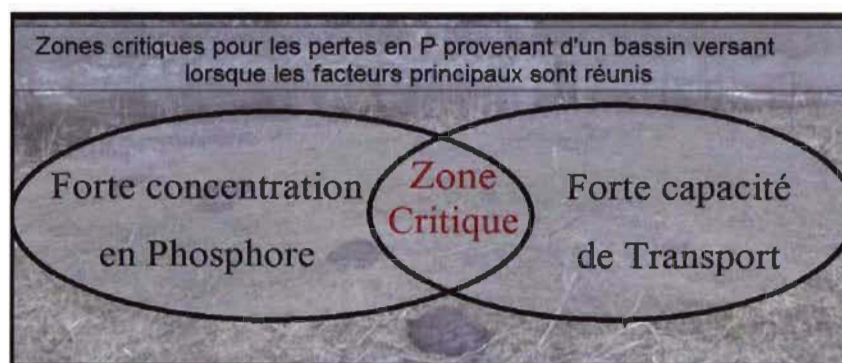


Figure 1.1 : Zones critiques pour les pertes en P provenant d'un bassin versant lorsque les facteurs de disponibilité et de capacité de transport sont réunis (adaptée de Sharpley et al., 2003).

La gestion des intrants à la source est une méthode répandue pour minimiser les exportations de nutriments dans les agroécosystèmes à l'échelle des bassins versants. Cette approche est favorisée dans plusieurs régions en Amérique du Nord. Cette pratique s'est imposée au cours des dernières années et elle est maintenant légiférée par différents règlements. En Ontario, la gestion des sources d'enrichissement de l'eau est soutenue par le *Clean Water Act*. (MOE, 2006) alors que le Federal Water Pollution Control Amendments (EPA, 1972), réactualisé sous le nom de Clean Water Act. (EPA, 1977), est effectif aux États-Unis.

Au Québec, c'est la *Loi sur la qualité de l'environnement*, plus particulièrement le *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA, 2002), qui gère la pollution d'origine agricole. Le REA favorise une approche de fertilisation équilibrée pour chacune des entreprises agricoles. Le règlement contrôle les distances, les périodes, les méthodes d'épandage et d'entreposage des déjections animales en périphérie des puits et des cours d'eau. En fonction de cette réglementation, chaque exploitant agricole se doit d'établir

un plan de gestion des intrants contenant toutes les informations nécessaires à son application, notamment les doses de matières fertilisantes, les modes et les périodes d'épandage, afin d'être autorisé à appliquer des fertilisants. Ce plan se nomme *Plan agroenvironnemental de fertilisation* (PAEF). L'objectif principal de ce plan est d'éliminer la sur-fertilisation. Un plan de gestion des intrants ciblant les épandages organiques basé sur l'azote (*N-Based*) peut se traduire, en termes de qualité de l'eau, par une diminution de la concentration en azote et en matière organique non oxydée. Aucune réduction de la concentration en P n'est envisagée lorsque les taux d'épandages sont calibrés en fonction des besoins en azote des plantes. Cette stratégie mène généralement à une sur-fertilisation en phosphore, lequel sera plus propice à s'accumuler dans les sols (Edwards et al., 1996). Le contenu en azote et en phosphore des déjections animales ne correspond pas nécessairement aux quantités d'azote et de phosphore prélevés par les cultures implantées. La quantité en phosphore nécessaire pour combler les besoins des plantes est généralement inférieure à la quantité d'azote nécessaire. Les stratégies de gestion des intrants doivent donc considérer l'azote et le phosphore (*N-based et P-based*) pour calibrer les épandages afin de limiter les exportations de phosphore et les pertes agronomiques associées au lessivage de l'azote (McDowell et al., 2002; Weld et al., 2002).

Ces considérations ont mené à calibrer les doses d'épandage autorisées dans le PAEF en fonction des concentrations en nutriments issues des analyses de sol, du type de sol, de la topographie et des besoins en nutriments des cultures implantées. La méthode d'extraction Mehlich-3 (Mehlich, 1984) est utilisée pour évaluer la disponibilité en phosphore du sol pour les cultures. Trois indicateurs sont utilisés, soit la richesse du sol exprimée en phosphore Mehlich-3 (P_{M3}), les indices de saturation en phosphore qui sont exprimés par le ratio P/Al Mehlich-3 et le $P/(Al+Fe)$ M-3. La réponse des cultures à la fertilisation est ajustée en fonction de la teneur ou de la saturation du sol en P_{M3} calibrée avec les résultats obtenus lors d'essais en parcelles expérimentales. La richesse des sols, exprimée en P_{M3} , est le critère agronomique de référence dans les grilles de fertilisation publiées par le Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). Quelques études québécoises

(Pellerin et al., 2006; Guérin et al., 2007) ont établi un lien entre l'augmentation de la saturation en P/Al Mehlich-3 ou en P/(Al+Fe) et l'augmentation de la quantité de phosphore dans le sol. Ce lien a par la suite été associé à une augmentation potentielle du risque d'exportation du phosphore vers les milieux aquatiques. D'autres études en contexte québécois (Simard et Beauchemin, 2002) ont établi une relation entre la richesse du sol en phosphore et la concentration en phosphore dans les eaux de drainage.

Plusieurs variables, à partir desquelles sont établies les recommandations agronomiques de fertilisation, sont considérées dans le PAEF. La rédaction du document est confiée à un agronome membre de l'ordre des agronomes du Québec (OAQ) qui, suite à une visite de l'exploitation agricole et la signature d'un mandat, a l'autorité de conseiller et d'autoriser les quantités de fertilisants. Les données suivantes doivent obligatoirement être considérées à l'échelle de la parcelle dans l'élaboration des recommandations :

- | | |
|----------------------------------|---|
| • Analyse de sol | N, P ₂ O ₅ , K ₂ O |
| • Saturation en phosphore | (P/Al)M-III |
| • Plan de ferme | Localisation, numéros de champ |
| • Culture | Rotation : maïs, soya, blé |
| • Volume des déjections animales | Type de déjection, analyse de fumier |
| • Types de fertilisant | Type, période, quantité |

Les matières fertilisantes épandues peuvent être d'origine organique ou minérale. Lorsque les fertilisants utilisés sont d'origine organique, une analyse de la composition en nutriment sert de référence pour quantifier l'apport. Lorsque le fertilisant utilisé est d'origine minérale, les doses nettes de nutriments sont indiquées dans le PAEF.

Des études en contexte québécois se sont attardées au calcul des prédictions d'exportation de P à l'aide de résultats issus de la modélisation hydrologique, validés à l'échelle de bassins versants expérimentaux de même qu'en fonction de relations empiriques développées avec des dispositifs expérimentaux en parcelles expérimentales (Michaud, et al., 2008). De ces études, il ressort l'importance de considérer les six types de phosphore suivants :

1. Le phosphore total, rassemblant toutes les formes de phosphore particulaires et dissous dans les échantillons d'eau.
2. Le phosphore particulaire, présent dans les matières en suspension (MES), sous forme non soluble.
3. Le phosphore total dissous, qui est le phosphore soluble présent dans l'eau sous forme organique et minérale.
4. Le phosphore réactif dissous, qui se retrouve sous forme d'orthophosphates solubles.
5. Le phosphore organique, c'est-à-dire la fraction du phosphore dissous présent dans la matière organique (MO) soluble.
6. Le phosphore biodisponible, c'est-à-dire la fraction du phosphore immédiatement disponible pour la croissance des végétaux dans le milieu aquatique. Cette fraction correspond au phosphore réactif dissous à laquelle s'ajoute la fraction biodisponible du P particulaire.

1.5.1 Différence entre fertilisation organique et chimique

Il est généralement reconnu dans la littérature que la solubilité du phosphore est plus élevée pour les fumiers que pour les engrais minéraux ce qui est attribuable à la présence de MO qui limite la fixation du P par l'aluminium, le fer et le calcium présents dans les sols (Pellerin et al., 2006b; Michaud, et al., 2008). Les effets combinés d'un plus grand volume épandu, d'une plus faible densité et d'une incorporation souvent partielle font en sorte que les engrais organiques contribuent généralement plus que les engrais minéraux à l'accroissement des charges solubles et majoritairement biodisponibles de phosphore. (Michaud, 2004).

1.6 Les pratiques culturales

Le fait de laisser des résidus de culture dans les champs est une pratique de conservation des sols répandue au Canada et à travers le monde. Les résidus de cultures jouent un rôle important en réduisant l'érosion des sols favorisée par l'écoulement de surface, durant les épisodes de pluies. Cette érosion est plus importante lorsque le sol est

laissé à nu. Des expérimentations en contexte agricole canadien ont démontré qu'une portion aussi faible que 15 % de résidus laissés au sol sur une culture de maïs, peuvent réduire l'érosion des sols de 75 % (Ketcheson et Stonehouse, 1993; Arsenault et Bonn, 2005). Plus la couverture de résidus est importante, plus le ruissellement et l'érosion diminuent. Dû à son importance, le pourcentage de résidus sert de référence pour qualifier et quantifier les pratiques de conservation du sol. On reconnaît comme une pratique de conservation les pratiques culturales qui laissent une couverture de résidus d'au moins 30 % à la surface du sol après le semis (Massicotte et al., 2000). Les principales pratiques culturales utilisées en milieu agricole québécois et le pourcentage de résidus qu'elles laissent au sol, sont présentés au tableau 1.1. La décomposition fait référence au pourcentage de résidus décomposé entre la période de récolte et après le semis.

Tableau 1.1

Pourcentage de résidus laissés au sol en fonction de la pratique culturale

Outil de travail du sol	% de résidus laissés après chaque passage		
	Résidus de maïs	Résidus de soya	Résidus de céréales
Charrue à versoirs	6	6	6
Pulvérisateur à disques lourd déporté	45	55	45
Chisel avec dents vrillées	55	65	55
Chisel avec dents droites	60	94	60
Herse à disque tandem (15 cm de profondeur)	70	46	70
Herse à disque tandem (7,5 cm)	75	70	75
Vibroculteur	75	54	80
Semoir à céréales conventionnel	70	50	54
Semoir à céréales de type semis direct	80	76	65
Semoir à maïs conventionnel	90	20	83
Semoir à maïs avec tasse-résidus	70	90	88
Semoir à maïs en culture sur billons	50	58	70
Décomposition	65	50	65

Adapté de Massicotte et al., 2000

À titre d'exemple, pour hiérarchiser l'effet potentiel des interactions entre les différents types de travail du sol et les cultures en place, on remarque (tableau 1.2) que pour une culture de maïs, l'utilisation d'une charrue à versoir (i.e. labour) ne laissera que 6 % de résidus au sol, alors que l'utilisation d'un vibroculteur en travail primaire et secondaire (i.e travail réduit) laissera près de 75 % de résidus en place et 80 % lorsque la culture sera implantée en semis direct. Le pourcentage de résidus laissés en place diffère également entre les cultures et en conséquence, le recours à une technique en particulier (e.g semis direct pour le soya) peut être d'autant plus justifié que lors de l'implantation d'une culture annuelle en céréales où en maïs lorsque l'on veut optimiser le pourcentage de résidus laissés au sol.

La considération de la couverture végétale et des pratiques culturales dans les modèles se fait via l'utilisation du facteur C issu de l'équation universelle révisée des pertes en sol (RUSLE) (Renard, et al., 1991), qui est elle-même une adaptation de l'équation universelle des pertes en sol (USLE). Cette équation est largement utilisée dans la littérature depuis son application comme outil de prédiction et de conservation aux États-Unis et mondialement. Plusieurs adaptations de l'équation au contexte local ont été développées pour USLE. Initialement, le facteur C est le ratio des pertes en sol sur une longue période provenant d'une superficie recouverte de végétation sur un sol cultivé ayant une pente de 22 mètres et un gradient de 9 %. Le facteur fut originellement développé pour prédire l'érosion à long terme sous pluies naturelles en milieu agricole. Plus tard, il fut reconnu que l'effet de protection des cultures varie au cours de l'année d'une telle manière qu'il peut être justifié d'utiliser des sous-facteurs (Kinell, 2010). Dans RUSLE, l'impact des facteurs tels que la culture précédente, la pratique culturale, la protection offerte au sol par la canopée végétale, la couverture du sol, la rugosité et l'humidité contenue dans le sol sont considérés. Michaud et al. (2007) et Wall et al. (2002) ont adapté le facteur C, correspondant à l'influence de la culture et de la pratique culturale, sur la perte de sol en contexte agricole québécois. Les valeurs déterminées lors de leurs études respectives ont servi de références aux valeurs fixées du facteur C et sont présentées au tableau 1.2. Ces valeurs permettent de classer la combinaison culture/pratique culturale en fonction de l'impact négatif qu'ils ont sur l'érosion et sur

l'exportation potentielle. Une combinaison maïs et labour d'automne est considérée comme la combinaison la plus dommageable, alors qu'une prairie suivie d'un labour d'automne ou des céréales implantées en semis direct sont considérés comme ayant moins d'impact négatif sur l'érosion.

Tableau 1.2

Facteur de couverture végétale C pour la prédiction des exportations nettes de sédiments

Culture	Pratique culturale	Valeur du facteur C
Maïs	Labour d'automne	0.45
Maïs	Déchaumage à l'automne	0.30
Maïs	Déchaumage au printemps	0.15
Céréales	Labour d'automne	0.30
Céréales	Déchaumage à l'automne	0.20
Céréales	Déchaumage au printemps	0.15
Soya	Labour d'automne	0.55
Soya	Déchaumage à l'automne	0.50
Soya	Déchaumage au printemps	0.30
Soya	Semis direct	0.25
Culture de couverture	---	0.15
Prairie	Labour d'automne	0.03
Effet du précédent cultural : x 0,5 prairies, x 1.2 soya, maïs et légumes		

Adapté de Wall et al., 2002.

1.7 Les aménagements hydro-agricoles

1.7.1 Les sorties de drain aménagées

À l'exutoire du système de drainage, il est fréquent de retrouver des traces d'érosion. La vitesse de l'eau à la sortie d'un aménagement non protégé est responsable de cette érosion. Préférentiellement, la protection de l'exutoire d'une sortie de drain se retrouve à l'endroit le plus bas d'une parcelle drainée. L'aménagement comprend un tuyau rigide non perforé, une grille amovible, une protection contre l'érosion à la sortie du tuyau (enrochement) et une fiche de signalisation afin de localiser la bouche de décharge (figure 1.2).

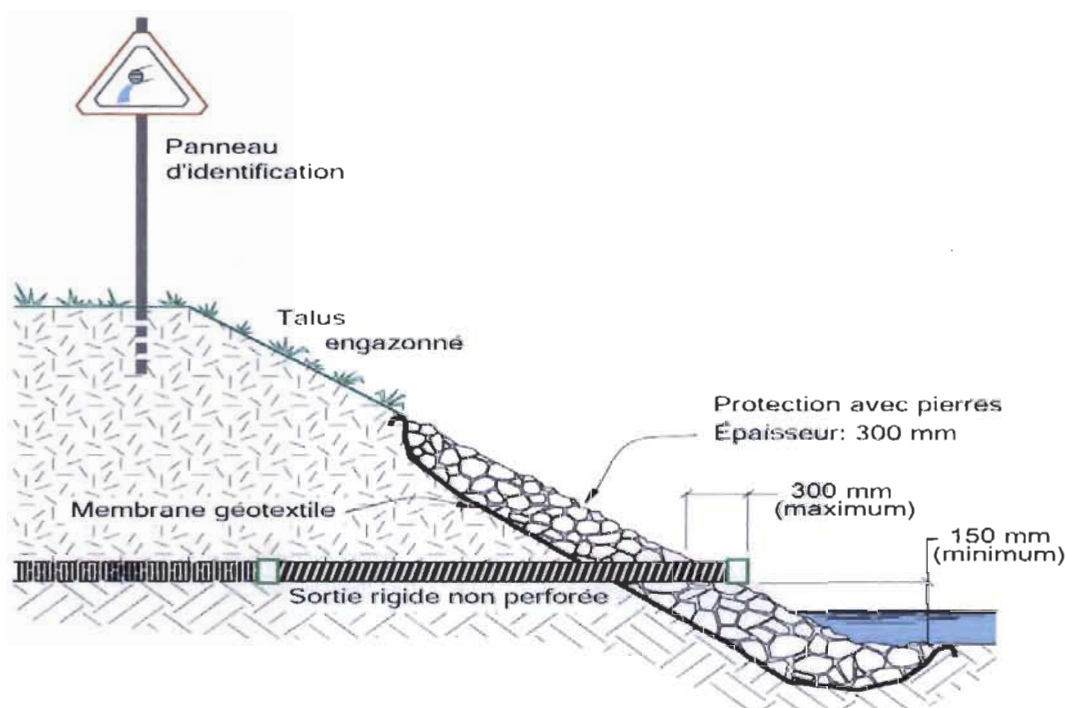


Figure 1.2 : Schéma de l'aménagement d'une sortie de drain (Potvin et al., 2008).

1.7.2 Les avaloirs

Les avaloirs sont des structures de drainage utilisés pour évacuer l'eau de ruissellement contenu dans les zones d'accumulation vers des canalisations souterraines (figure 1.3). Cet aménagement structurel est composé d'une entrée surélevée qui diminue le débit et favorise la sédimentation des particules du sol contenues dans l'eau de ruissellement avant d'être évacuées vers le cours d'eau. L'avaloir est constitué d'un tuyau perforé installé verticalement dans une dépression et raccordé au réseau de drainage.

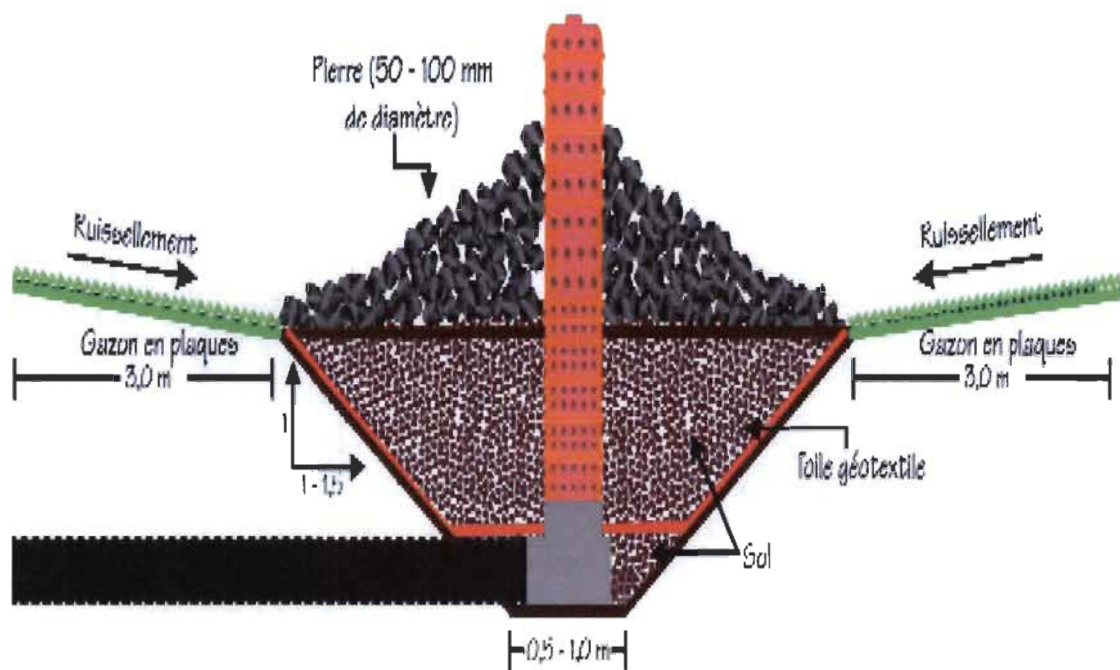


Figure 1.3 : Schéma de l'aménagement d'un avaloir (Stämpfli, 2007).

1.7.3 Les voies d'eau engazonnées

Les voies d'eau engazonnées sont des canaux naturels ou artificiels dont la fonction est de collecter et d'acheminer l'eau vers l'exutoire en diminuant l'érosion (figure 1.4). Leur morphologie peu profonde et évasée permet de répartir l'écoulement et d'éviter la concentration de l'eau. La rugosité que lui confère sa couverture végétale permet de ralentir le débit. Son emplacement optimal se situe dans les axes préférentiels d'écoulement. L'aménagement comprend un drain enfoui à une profondeur d'au moins 0,75m et un exutoire stabilisé par enrochement. Une dépression est creusée le long de l'aménagement, puis un couvert végétal est implanté. Le tout est recouvert de paillis ou d'un matériel de protection afin de minimiser l'érosion potentielle précédant la croissance du couvert végétal. Finalement, lorsque la voie d'eau engazonnée transporte un grand volume d'eau, des seuils peuvent être aménagés afin de diminuer le débit d'écoulement (Guillou, 2008).

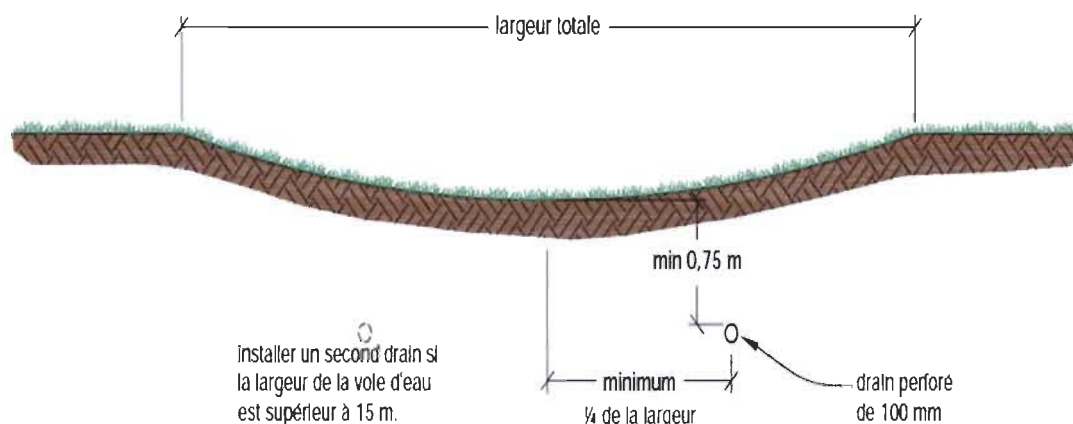


Figure 1.4 : Schéma de l'aménagement d'une voie d'eau engazonnée (Guillou, 2008).

1.7.4 Les déversoirs enrochés

Un déversoir enroché est un aménagement qui contrôle l'écoulement de l'eau vers les tributaires (figure 1.5). Cet aménagement protège les berges des cours d'eau en limitant la régression du fond des axes préférentiels d'écoulement. Contrairement aux autres aménagements, le déversoir enroché ne permet pas la sédimentation des particules en suspension dans l'eau. Il est utilisé comme ouvrage permettant de stabiliser et de protéger l'exutoire des autres PGB contre l'érosion. Il s'agit d'un aménagement constitué d'une toile géotextile et de pierres, dont le dimensionnement est fonction de la surface drainée (Lamarre, 2009).

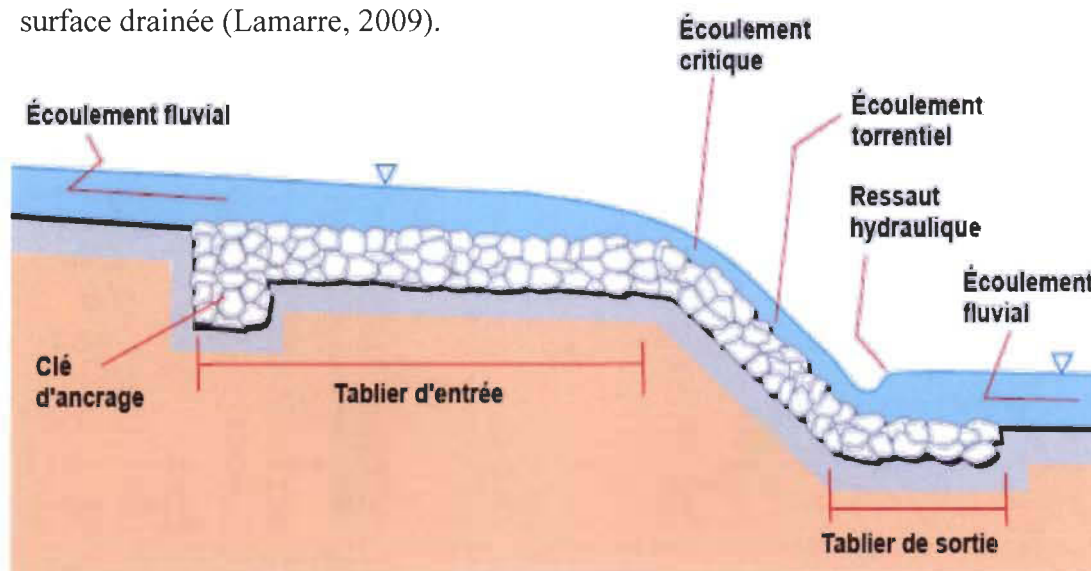


Figure 1.5 : Schéma de l'aménagement d'un déversoir enroché (Lamarre, 2009).

1.7.5 Les protections de rive

Que ce soit au niveau des tributaires naturels ou dans les fossés agricoles, l'érosion des berges et la régression de fond sont fréquents. Ils abaissent le lit des cours d'eau et contribuent à accentuer l'angle d'inclinaison des talus. Ces processus affaiblissent la base des berges et en présence de matériel cohésif, il se produit un décrochement, puisque lorsque la base est érodée, le poids du talus excède les forces de cohésion du matériel en place et nuit à la stabilité des berges. Les solutions apportées à ce problème lors d'un programme de restauration du milieu agricole sont multiples en fonction de l'ampleur et la nature du foyer d'érosion. Généralement, un adoucissement de la pente du talus combiné à de l'enrochement et de la revégétalisation permettent de minimiser l'érosion.

En milieu agricole, il est également fréquent de retrouver des traces d'érosion en périphérie des ponceaux. Ceci est dû à la modification du parcours de l'eau et à son confinement. Ce confinement accélère le débit et favorise la turbulence de l'eau en périphérie d'un ponceau, causant de l'érosion. La solution de mitigation consiste à la mise en place d'une toile géotextile et à la stabilisation de l'ouvrage en place par enrochement (Cazalais et al., 2008).

1.7.6 Le reboisement

Le reboisement des zones situées entre les sources de pollution agricoles et les milieux récepteurs sont efficaces pour filtrer l'eau et favoriser la sédimentation des particules de sol contenu dans l'eau de ruissellement (Duchemin et al., 2009). L'implantation et le maintien des bandes riveraines sont favorisés par la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* (MDDEP, 2007) et régit par le *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA, 2002). L'ajout d'arbres à ces bandes végétatives augmente la capacité filtrante de ces zones dès leur implantation (Haycock et Pinay, 1993).

1.8 L'impact des pratiques de gestion bénéfiques sur la qualité de l'eau

Le suivi des interactions entre les pratiques culturales de gestion bénéfiques, les aménagements hydro-agricoles et l'évolution de la qualité de l'eau supportent la planification des stratégies de restauration. Malgré un besoin accru, recensé dans la littérature pour ce type de suivi (Zollweg et Makarewicz 2009), peu d'études ont associé l'évolution de la qualité de l'eau à la nature des interventions. Pour une saine gestion du territoire, le suivi à long terme de la qualité des eaux de surface à l'échelle d'un bassin versant est important pour vérifier l'efficacité des PGB implantées. Leurs impacts spatiotemporels sur la réduction des pertes en sédiments, en nutriments et la réduction des concentrations en coliformes fécaux ont été démontrés à l'échelle de la parcelle, de la ferme (Gilliam, 1995; Cook et al., 1996; Meals, 1996; Makarewicz, 2009) et à l'échelle du sous bassin versant (Spooner et Line, 1993; Inamdar et al., 2001) pour les eaux de surface. Par contre, ces études étaient pour la plupart limitées à mesurer l'efficacité d'une seule PGB et ce, à petite échelle (Cey et al., 1999). D'autres études ont été effectuées à l'échelle du bassin versant (Spooner et Line, 1993; Inamdar et al., 2001) ou se sont basées sur des scénarios d'implantation (Michaud, 2007; 2008). Ces études avaient cependant des niveaux d'implantation au-delà de ce qui est généralement effectué lors des programmes suivant une démarche d'implantation volontaire. Par conséquent, la capacité des programmes d'implantation volontaires à améliorer la qualité de l'eau et l'intégrité écologique est actuellement inconnue (Yates et al., 2007).

Le suivi de la qualité de l'eau est généralement effectué en fonction des événements météorologiques et du comportement hydrologique des cours d'eau. Le suivi est effectué avant et après l'implantation des PGB (Zollweg et Makarewicz, 2009), ce qui permet d'en apprécier l'évolution. Par contre, dans plusieurs cas, la pollution diffuse présente une variabilité davantage associée au comportement hydrologique qu'aux PGB. Le suivi de qualité de l'eau étant événementiel, une année moins hydrologiquement active pourrait se traduire par une exagération de l'efficacité des PGB (Zollweg et Makarewicz, 2009). Une quantité importante de facteurs doit être considérée afin d'isoler l'influence des PGB sur la qualité de l'eau. Une étude intégrée, considérant

le facteur source via le suivi de l'ensemble des variables agronomiques, le facteur transport via le suivi de la qualité des eaux de surface, la variabilité hydrologique et l'influence du territoire via l'utilisation de la géomatique serait davantage en mesure de mesurer l'impact des PGB à l'échelle de leur implantation, en contexte réel lors d'un programme d'implantation volontaire.

CHAPITRE II

MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Le bassin versant de la rivière des Envies

La rivière des Envies, qui est un tributaire de la rivière Batiscan, est située à environ 40 km au nord-est de la ville de Trois-Rivières. Le bassin est majoritairement contenu dans la MRC de Mékinac. Les municipalités présentes sur le territoire sont Hérouxville, Saint-Séverin-de-Proulxville, Saint-Stanislas, Saint-Thècle et Saint-Tite (figure 2.1).

Le bassin versant de la rivière des Envies couvre 482 km². La portion amont du bassin est dominée par la forêt (337 km² ou 71 %) et la portion aval par l'agriculture (93 km² ou 19 %). Les milieux urbains occupent quant à eux 9,6 km² (2 %) de la superficie totale.

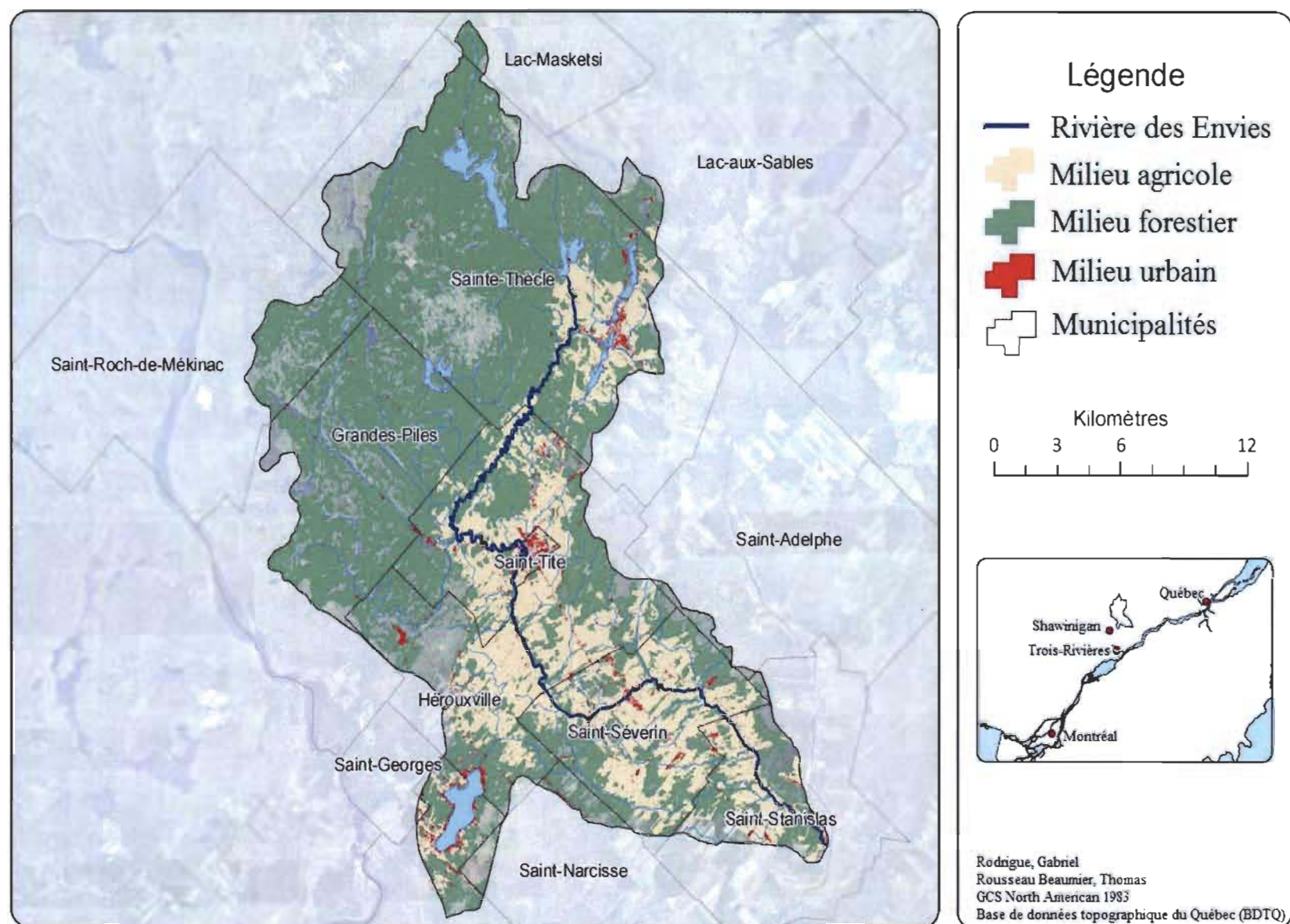


Figure 2.1 : Carte de localisation et d'occupation du sol (2009).

Le bassin se situe entièrement dans la province géologique de Grenville, le sous-sol étant constitué d'un complexe de gneiss et de paragneiss imprégné de diverses intrusions précambriennes. Le Bouclier canadien occupe la portion au nord de Saint-Tite (69 % du bassin versant). Dans le Bouclier, l'altitude la plus élevée, au nord du lac Archange et du lac Fontaine, est de 470 mètres. Le lac du Jésuite, qui est le lac de tête du tronçon principal de la rivière des Envies, est à une altitude de 150 mètres. Cette portion du bassin est caractérisée par de multiples assemblages de collines, de plateaux et de massifs, recouverts de till, et de vallées comblées de sable et de gravier. Les principales rivières qui drainent ce secteur sont les rivières Archange, Mékinac Nord et Sud et le ruisseau Éric.

La seconde portion du bassin versant, situé au sud de Saint-Tite, fait partie des basses-terres du Saint-Laurent (31 % du bassin). À la jonction des deux provinces naturelles, il se produit un changement important dans le patron d'écoulement de la rivière des Envies. À la sortie de lac du Jésuite, la rivière méandre dans le fond d'une vallée étroite en amont de Saint-Tite. Sur la rive nord, la rivière est alimentée par les tributaires provenant des bassins forestiers du Bouclier canadien. Sur la rive sud, la décharge du lac des Chicots draine le territoire de la municipalité de Sainte-Thècle, incluant le lac en Cœur et le lac des Chicots, alors que le ruisseau Le Bourdais draine une partie de la municipalité de Saint-Tite. L'occupation du territoire dans ces sous-bassins est mixte, des zones urbaines, industrielles, agricoles et forestières s'y côtoyant. Lors de la fonte des neiges, la vallée mitoyenne est sujette à des inondations qui submergent une partie des terres agricoles adjacentes. En aval de Saint-Tite, la rivière s'encaisse dans les dépôts de surface et devient davantage rectiligne. Cette portion du bassin est caractérisée par une vaste plaine argileuse, sporadiquement interrompue par de petites collines. Les talus y sont élevés. Quelques rapides affectent son cours, notamment dans la municipalité de Saint-Séverin-de-Proulxville. Ce secteur agricole est drainé par un certain nombre de petits tributaires dont les ruisseaux des Fous, Carpentier et Dessureault. Dans sa portion aval, la rivière des Envies reçoit les eaux du sous-bassin versant de la rivière à la Tortue, dont font partie le lac à la Tortue et le ruisseau Brouillette. Ce sous-bassin est en partie urbanisé sur le pourtour du lac à la

Tortue (Shawinigan). Il comporte de plus des milieux humides. À l'embouchure de la rivière des Envies, à Saint-Stanislas, l'altitude est d'environ 100 mètres, ce qui représente un dénivelé de 50 mètres sur un peu plus de 58 kilomètres entre le lac de tête et l'embouchure de la rivière (0,08 % de pente).

Les précipitations annuelles moyennes sont de 878 mm, dont 257 mm sous forme de neige (Environnement Canada). Les précipitations les plus importantes sont aux mois de juin, juillet et août.

2.2 Les sous-bassins versants et les stations d'échantillonnage

Le bassin versant comporte 19 stations d'échantillonnage à partir desquelles furent délimités les sous-bassins (figure 2.2). Les stations furent localisées près de l'embouchure des principaux tributaires et le long de la rivière des Envies en tenant compte de la localisation des municipalités, des variations dans l'utilisation du territoire et de la délimitation des districts écologiques. Dans le cadre de cette étude, l'analyse des données sera effectuée par regroupement de sous-bassins, soit ceux du tronçon principal de la rivière des envies (sous-bassins 20, 18, 13, 11, 7, 5, 2), les sous-bassins forestiers (14, 15, 16 et 17), les tributaires agricoles (3, 4, 6, 8, 10 et 12) et les exutoires de lacs (9 et 19). Il est à noter que bien que le sous-bassin 20 fut inclut dans les sous-bassins du tronçon principal de la rivière des Envies, il pourrait également faire partie des sous-bassins forestiers ou des exutoires de lacs.

Sous-bassins versants et stations de mesure

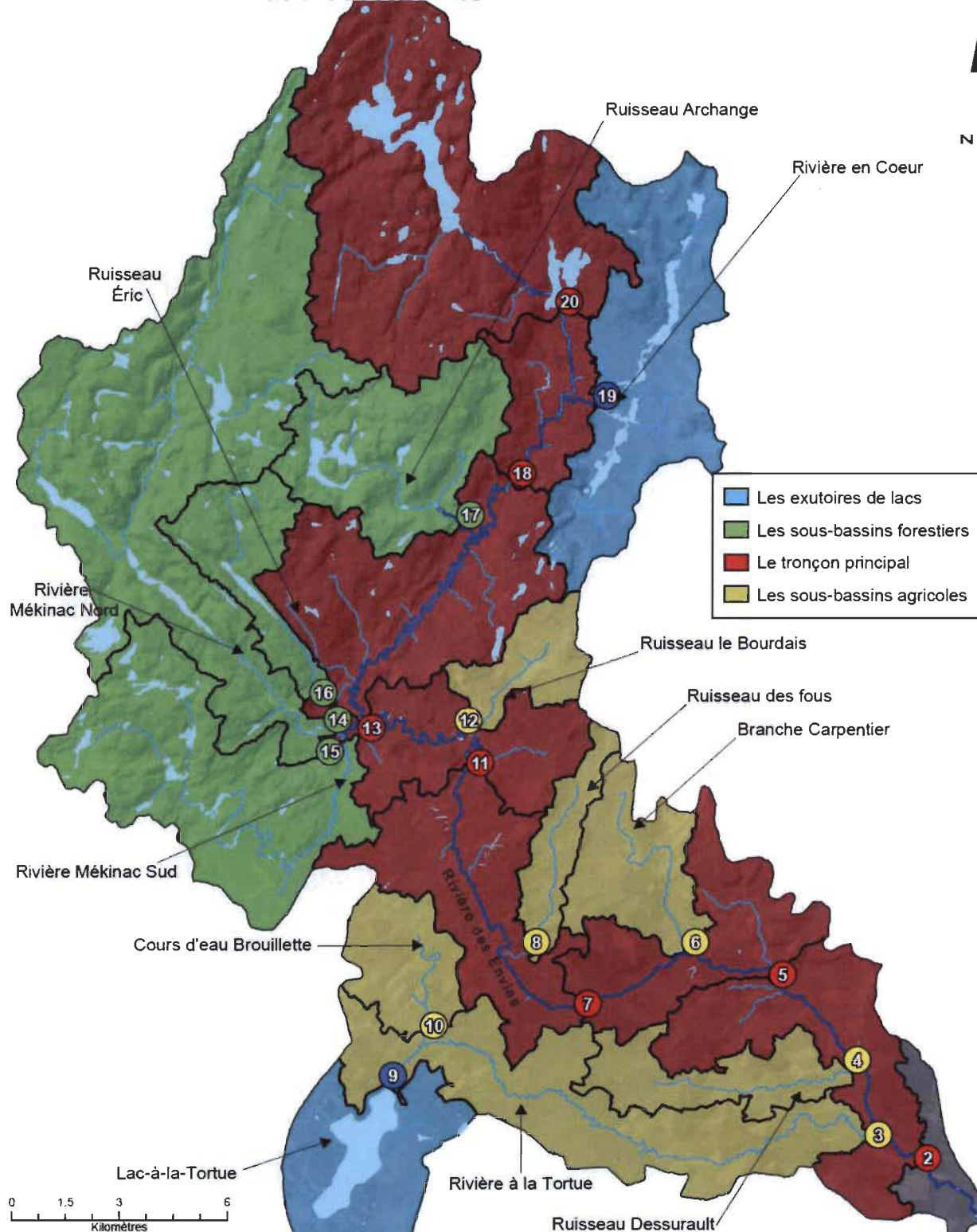


Figure 2.2 : Les stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et les sous-bassins versants de la rivière des Envies.

Les sous-bassins des tributaires sont des bassins de tête. Les sous-bassins de la rivière des Envies sont quant à eux imbriqués, c'est-à-dire que le bassin 18 est situé en aval du bassin 20 et du bassin 19, le bassin 13 est en aval des bassins 16, 17, 18, 19 et 20, et ainsi de suite. Le bassin 2, qui est le plus en aval, est constitué de l'imbrication de l'ensemble des sous-bassins. Le tableau 2.1 présente les règles d'imbrication des sous-bassins. La qualité de l'eau d'un tronçon de rivière est influencée par les caractéristiques (types de sol, cultures, fertilisation, etc.) de l'ensemble des sous-bassins imbriqués en amont. Cependant, une source de pollution située à proximité de la station d'échantillonnage, dans le bassin individuel non imbriqué, aura potentiellement plus d'influence sur la qualité de l'eau qu'une source de pollution située plus en amont. L'interprétation des données de qualité de l'eau est donc facilitée par l'analyse comparative des données des bassins individuels et des bassins imbriqués.

2.3 Les pratiques culturales et la fertilisation

Les pratiques culturales sont soit de type conventionnel (labours) ou soit des pratiques de conservation du sol et de l'eau (travail réduit, semis direct). Le travail conventionnel en cultures annuelles consiste à labourer le sol à l'automne, effectuer un travail secondaire au printemps pour préparer le lit de semences (herse, chisel, vibroculteur), puis à semer. Les producteurs procèdent souvent à une rotation des cultures annuelles, en choisissant une culture moins exigeante pour les sols d'une année à l'autre (e.g année 1 : maïs; année 2 : soya; année 3 : avoine), selon leur cadre de gestion. L'implantation d'une culture pérenne termine parfois ce cycle. La pratique de conservation du travail réduit consiste à effectuer un travail secondaire au printemps et à l'automne plutôt qu'un recours à une alternance de travail secondaire et de labours. La pratique de conservation du semis direct consiste, quant à elle, à semer à l'aide d'un semoir adapté et ne nécessite aucune préparation du lit de semences. Cette technique nécessite néanmoins une utilisation occasionnelle du labour, notamment lors de son implantation.

Tableau 2.1

Occupation du territoire, superficie et règles d'imbrication des 19 sous-bassins
de la rivière des Envies

Sous-bassins	Cours d'eau	Type de milieu	Sous-bassins imbriqués	Superficie des sous-bassins imbriqués (km ²)	Distance à la source (km)
2	Rivière des Envies	Agricole	2 à 20	473,0	71,1
3	Rivière à la Tortue	Agricole	3, 9 et 10	60,1	27,4
4	Ruisseau Dessureault	Agricole	4	10,6	8,0
5	Rivière des Envies (aval de St-Séverin)	Agricole	5 à 8 et 11 à 20	374,9	63,9
6	Branche Carpentier	Agricole	6	13,7	8,2
7	Rivière des Envies (amont de St-Séverin)	Agricole	7, 8 et 11 à 20	341,8	57,0
8	Ruisseau des Fous	Agricole	8	6,7	7,1
9	Lac-à-la-Tortue	Urbain	9	18,4	4,9
10	Cours d'eau Brouillette	Agricole	10	10,4	6,0
11	Rivière des Envies (Saint-Tite)	Agricole	11 à 20	310,4	46,7
12	Rivière Le Bourdais	Agricole-urbain	12	7,6	4,2
13	Rivière des Envies (amont de Saint-Tite)	Agricole	13 et 16 à 20	175,1	38,9
14	Rivière Mékinac Nord	Forestier	14	74,3	25,2
15	Rivière Mékinac Sud	Forestier	15	36,5	23,2
16	Ruisseau Éric	Forestier	16	11,6	8,8
17	Ruisseau Archange	Forestier	17	23,7	11,8
18	Rivière des Envies (aval de Sainte-Thècle)	Agricole	18 à 20	107,5	22,5
19	Rivière en cœur	Urbain	19	32,0	5,7
20	Rivière des Envies (Lac Traverse)	Forestier	20	64,3	15,9

Les données concernant les pratiques culturales furent compilées à partir de deux sources. Une entente a d'abord été signée avec le Club-conseils en agroenvironnement Lavi-eau-champ de Saint-Narcisse. Les clubs-conseils en agroenvironnement sont des regroupements volontaires de producteurs agricoles dont l'objectif est de favoriser le développement durable des exploitations agricoles en adoptant des pratiques respectueuses de l'environnement. Les clubs offrent un accompagnement professionnel aux producteurs qui acquittent une cotisation ou une tarification horaire. Dans le cadre de l'entente, le club Lavi-eau-champ a transféré à l'UQTR, les données agronomiques de 47 producteurs agricoles du bassin versant de la rivière des Envies pour la période 2005-2009. Ces données incluaient, pour chaque parcelle, le type de culture (maïs, soya, etc.), les pratiques culturales (labour d'automne, semis direct, etc) et la fertilisation (quantité de phosphore et d'azote, chimique et organique). Les données du club couvrent 64 % du territoire agricole du bassin, soit 58 km². Afin de compléter la couverture du territoire, la *Base de données des cultures annuelles* (BDCA) de la *Financière agricole du Québec* (FADQ) fut utilisée. Cette base n'inclut cependant que le type de culture. Les données concernant les pratiques culturales et la fertilisation furent extrapolées à partir des données du club en fonction de ce qui est généralement effectué dans le bassin versant. Ces données agronomiques ont été spatialisées à l'aide des plans de ferme des producteurs, puis intégrées à une geodatabase dans le logiciel *ArcGIS* 10.0. L'identifiant utilisé pour effectuer le suivi des cultures et des pratiques culturales était le numéro de champ. Le numéro de champ est émis par la *Financière agricole du Québec* (FADQ) à l'échelle de la parcelle. Il s'agit d'un identifiant accompagnant une cartographie sommaire des superficies assurées. Une version numérique (ShapeFile) de l'ensemble des parcelles d'un producteur est également disponible sur demande auprès de la FADQ, mais une telle demande doit être accompagnée d'une entente de partage des données signée par le producteur. Une fois obtenus, ces documents ont permis de faire le lien entre les terres du producteur et les données des intervenants en agroenvironnement. Cependant, le numéro de champ n'était pas unique entre les producteurs, bien qu'il l'était pour l'ensemble des terres d'un producteur, puisque la, FADQ, qui gère les plans de ferme, modifie et réattribue des numéros de champ lorsque survient un changement dans la répartition des terres de

l'entreprise. Les champs peuvent changer de superficie ou être loués par un autre producteur d'une année à l'autre. Ces informations sont indispensables pour effectuer le suivi des champs et il en est de même pour le suivi de la fertilisation. Une photo-interprétation a donc été effectuée sur l'ensemble des parcelles agricoles du bassin versant pour agencer la cartographie des parcelles aux variables agronomiques utilisées pour le suivi. La correction des erreurs les plus fréquentes nécessitaient l'ajout ou la fragmentation de champs à la base de données. Les variables considérées dans cette étude sont décrites au tableau 2.5. Le type de culture a été ensuite compilé par sous-bassin et par année, de la fin de la période précédant la restauration (2005) au début de la période post-restauration (2009). Cette variable représente le pourcentage de la superficie qu'occupe chaque culture par rapport à la superficie totale des sous-bassins imbriqués. Les pratiques culturales ont également été compilées par sous-bassin et par année. Cette variable représente le pourcentage de la superficie qu'occupe chaque pratique par rapport à la superficie agricole des sous-bassins imbriqués. La fertilisation fut d'abord compilée par sous-bassin imbriqué et par année, puis divisée par la superficie totale des sous-bassins imbriqués (kg/ha/an) afin de pouvoir comparer des sous-bassins de différentes tailles. Quatre variables ont été compilées, soit la fertilisation en phosphore, d'origine chimique et organique, et la fertilisation en azote (chimique et organique).

Tableau 2.2

Description des variables utilisées dans le cadre de cette étude, des unités, et des méthodes d'agrégation pour les quatre groupes de variables

<u>Variable</u>	<u>Description</u>	<u>Unité</u>	<u>Agrégation</u>
Variables indépendantes : les pratiques culturales et la fertilisation			
cult_an	Culture annuelle	%	Pourcentage de la superficie par rapport à la superficie agricole des sous-bassins imbriqués correspondants.
pra_aut_an	Pratique culturale effectuée à l'automne		
fr_org_n	Fertilisation en azote d'origine organique	kg/ha/an	Quantité à l'hectare et par année dans les sous-bassins imbriqués correspondants.
fr_org_p	Fertilisation en phosphore d'origine organique		
fr_chm_n	Fertilisation en azote d'origine chimique		
fr_chm_p	Fertilisation en phosphore d'origine chimique		
Variables indépendantes : les aménagements hydro-agricoles			
de	Déversoirs enrochés	-	Densité par type dans les sous-bassins imbriqués.
av	Avaloirs		
pr	Protections de rives		
sdr	Sorties de drain		
ve	Voies d'eau engazonnées		
Variables dépendantes : la qualité de l'eau			
ph	pH	-	Valeur médiane des variables mesurées avant (2003-2004) et après (2009-2011) la restauration du bassin.
con	Conductivité	µs/cm	
mes	Matières en suspension	mg/l	
tur	Turbidité	NTU	
atot	Azote total	mg/l	
ptot	Phosphore total	mg/l	
coli	Coliformes fécaux	UFC/100ml	
Variation hydrologique (covariable) : les débits			
deb	Débit	m³/s	Débit moyen aux stations d'échantillonnage

2.4 Les aménagements hydro-agricoles

Les aménagements hydro-agricoles qui furent réalisés dans le cadre du programme de restauration du bassin incluent des sorties de drain, des avaloirs, des voies d'eau engazonnées et des ouvrages de protections de rive. La compilation de ces aménagements fut réalisée à partir des données de la Fédération de l'Union des producteurs agricoles de la Mauricie et de la direction régionale de la Mauricie du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Le nombre d'aménagements hydro-agricoles fut compilé par sous-bassin versant.

2.5 Le suivi de la qualité de l'eau

La qualité de l'eau du bassin versant fut mesurée aux 19 stations lors de 18 campagnes d'échantillonnage avant la restauration du bassin versant (2002-2004) et 25 campagnes après la restauration (2009-2011). Les dates d'échantillonnage furent établies en fonction des événements hydrologiques et du calendrier agricole. Les événements hydrologiques ciblés par les campagnes d'échantillonnage étaient similaires pour les deux périodes (avant et après). Une multisonde *Hydrolab Quanta*, calibrée avant chacune des campagnes d'échantillonnage, fut utilisée afin de mesurer le pH et la conductivité. Les échantillons d'eau furent filtrés sur une membrane GF/C 1,2 µm, préalablement pesée, pour calculer la teneur des matières en suspension dans l'eau. La turbidité a été mesurée en laboratoire à l'aide d'un turbidimètre. Le phosphore total, l'azote total et les coliformes fécaux furent mesurés par le Centre d'Expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) selon les protocoles de ce laboratoire (CEAEQ, 2010; 2011). Les valeurs médianes des variables physico-chimiques, avant et après restauration, furent comparées afin de mesurer l'impact des mesures de restauration sur la qualité de l'eau du bassin versant.

2.6 Les débits

Il n'existe pas de station hydrométrique dans le bassin versant de la rivière des Envies. Les débits furent donc simulés à partir du modèle hydrologique HYDROTEL

(Fortin et al., 2001; Turcotte et al., 2001). Ce modèle simule les débits à partir d'un modèle numérique d'élévation et d'un réseau hydrographique vectoriel imposé (fournis par le MDDEP), des données d'occupation du territoire (images Landsat classifiées), des types de sol en présence (Institut de recherche et de développement en agroenvironnement et Base nationale de données sur les sols) et des données météorologiques (Environnement Canada). Le calage du modèle fut réalisé en deux étapes. Le calage fut d'abord réalisé pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Batiscan, à partir des données de la station hydrométrique 050304 du Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), situé à 3,4 kilomètres en aval de la confluence de la rivière des Envies.

L'application d'HYDROTEL nécessite l'intégration des quatre jeux de données provenant de diverses sources et présentant des géométries différentes. Pour contrer cette difficulté, l'étape préalable à une implantation d'HYDROTEL passe par le système d'information géographique (SIG), PHYSITEL (Rousseau et al, 2007 ; Royer et al., 2006 ; Turcotte et al., 2001). Ce logiciel a permis de gérer et générer les données spatiales, afin de procéder à la modélisation hydrologique. PHYSITEL et de formater les données vers leur extension respective, assurant ainsi la compatibilité entre le SIG et le logiciel de modélisation. HYDROTEL considère de nombreux paramètres (e.g la pédologie, la profondeur racinaire, la météo, l'évapotranspiration potentielle (ETP), la topographie, l'hydrographie) à l'échelle journalière qui sont ensuite synthétisés à l'échelle des unités hydrologiques relativement homogènes (UHRH). Le fonctionnement principal du modèle est basé sur la génération des hydrogrammes géomorphologiques (HGM). Fortin et Royer (2006) définissent le HGM comme un hydrogramme fictif présentant la variation temporelle du débit à la sortie d'un UHRH correspondant à la lame d'eau de référence disponible pour l'écoulement pendant un pas de temps considéré. La lame de référence pour l'hydrogramme géomorphologique est exprimée en mètres et régit l'écoulement vers le réseau hydrographique (Ricard, 2008). De façon imagée, la quantité potentielle maximale d'eau, déterminée en fonction des variables météorologiques, se retrouve dans le pixel le plus en amont d'un UHRH et s'écoule complètement dans le micro bassin versant en fonction d'un pas de temps déterminé. Le

résultat est le débit (m^3/s) à la sortie de chaque UHRH, correspondant également à un tronçon unique du réseau vectoriel représentant numériquement le réseau hydrographique (corrigé par analyse de réseau à l'aide du logiciel ArcGIS 10.0). Cet effet est donc cumulatif d'une unité à l'autre, d'amont en aval jusqu'à l'exutoire en passant par la station hydrométrique servant de base de référence.

Pour le logiciel HYDROTEL, le nombre élevé de paramètres exclut la possibilité d'avoir recours à une méthode automatisée de calage (Ricard, 2008). Bien que l'INRS-ETE travaille à automatiser le processus à l'aide de diagrammes de décision, l'outil n'est pas disponible dans la version d'HYDROTEL présentement utilisée (2.x). Par conséquent, une stratégie de calage par « essais et erreurs » fut adoptée par défaut. Le processus global consiste donc à faire varier chacun des paramètres, indépendamment des autres valeurs afin d'en apprécier la variance (Ricard, 2008). Dans le cas présent, le critère de performance est établi en fonction de l'obtention d'un coefficient de Nash-Sutcliffe jugé raisonnable de même que l'atteinte d'une estimation efficace des débits de base simulés versus les débits réels mesurés à la station hydrométrique située sur la rivière Batiscan. Finalement, l'appréciation, visuelle du graphique généré par le logiciel, a permis de déterminer un seuil satisfaisant de représentativité des débits de base. L'utilisation du coefficient de Nash-Sutcliffe (Nash et Sutcliffe, 1970) comme indicateur de performance de même que la racine carré de l'erreur quadratique moyenne (RCEQM) sont fréquents dans la littérature en modélisation hydrologique. Son utilisation fut grandement influencée par le fait que le logiciel en calcule la valeur à chacune des modélisations effectuées.

Afin de tester la fiabilité des débits simulés par le modèle dans le bassin versant de la rivière des Envies, des mesures ponctuelles de débits furent réalisées entre août 2002 et avril 2004. Les débits furent mesurés aux 19 stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau à 18 reprises. Les débits furent calculés en mesurant l'aire de la section transversale des cours d'eau et la vitesse du courant. Les sections transversales ont été mesurées à l'aide d'une station totale (Leica TCR705). Dans les cours d'eau pouvant être traversés à gué, la vitesse du courant fut mesurée à l'aide d'un courantmètre à axe

vertical (USGS Price-type Pygmy) pouvant mesurer des vitesses entre 0,03 m/s à 1,5 m/s. Dans les cours d'eau plus profond, la vitesse du courant fut mesurée à partir d'un pont à l'aide d'un courantomètre à axe vertical fixé à un treuil (USGS Price-type AA). Lorsque les vitesses étaient trop faibles pour activer les courantomètres, une vitesse de 0,01 m/s fut assignée afin de tenir compte du déplacement lent, mais non nul, de la masse d'eau. La section transversale de chaque cours d'eau fut divisée en plusieurs sous-sections afin de tenir compte de la variation du courant. Le nombre de sous-section était variable et dépendait de la largeur du cours d'eau et de la morphologie du fond. L'aire de chaque sous-section fut mesurée (m^2) puis multipliée par la vitesse du courant afin de calculer le débit (m^3/s). Les débits ponctuels mesurés furent comparés aux débits prédits afin d'évaluer la fiabilité du modèle hydrologique.

Les débits furent utilisés en tant que covariables pour tenir compte de l'influence de la variabilité hydrologique sur la qualité de l'eau.

2.7 Analyse de l'évolution de la qualité de l'eau

Afin de mesurer l'impact des PGB sur la qualité de l'eau, les données de la période avant implantation ont été comparées avec celles de la période après implantation. Les variables ont été divisées en deux périodes hydrologiques s'échelonnant de mars à avril et de mai à décembre. Ces résultats sont présentés par groupes de stations homogènes, tels qu'illustrés à la figure 2.2 (voir : section localisation). Ces groupes homogènes correspondent aux tributaires agricoles (jaune) et aux stations situées sur le tronçon principal de la rivière des Envies (rouge). Ce code de couleur a été maintenu pour la présentation des résultats et lorsqu'associé aux figures de la qualité de l'eau et aux PGB, il permet de représenter la variation spatiale et temporelle dans l'ensemble du bassin versant. Des graphiques de type "*box plots*" ont également été générés pour analyser les données de la qualité de l'eau, selon leur appartenance aux groupes de stations homogènes. Ce type de graphique permet une appréciation visuelle de 5 indicateurs statistiques, incluant les valeurs extrêmes (observations minimales et maximales) et les trois valeurs de l'étendue interquartile. Tel que souligné par Tuppad (2010), l'utilisation

de ce type de graphique ne fournit qu'une appréciation quantitative de l'évolution des variables de la qualité de l'eau et est complémentaire à l'utilisation d'autres méthodes d'analyse de tendance, permettant l'appréciation de l'évolution de ces variables. La variabilité hydrologique s'opérant entre les deux périodes étudiées (Avant/Après) a nécessité le recours à la régression linéaire afin de mieux évaluer la relation entre la concentration des variables mesurées (PT, N, MES) et l'évolution du débit. Dans un second temps, l'analyse de l'évolution des variables agronomiques et des pratiques de gestion bénéfiques a permis de mesurer le niveau d'implantation effectué lors du programme de restauration et de le mettre en relation avec l'évolution de la qualité de l'eau.

La variation quantitative et temporelle de la qualité de l'eau a été représentée par une application personnalisée du module *Vegan* (Oksanen et al. 2010) sous l'interface du logiciel *R* via une analyse canonique de redondance (RDA). Cette analyse est décrite en détail par Ter Braak (1994) et par Legendre et Legendre (1998). L'analyse compare les formules $RDA(X \sim Y)$ et $RDA(X \sim Y + Z)$ et attribue la variation de *Y* (qualité de l'eau) à l'effet de *X* (variables de la caractérisation agronomique et PGB) nettoyée de l'effet de *Z* (variation hydrologique intersaisonnière). Les débits de chacune des stations furent utilisés en tant que covariable (*Z*) afin d'éliminer leur influence sur la variabilité de la qualité de l'eau. Le pourcentage de variation expliqué par cette analyse a permis de représenter les composantes dans un diagramme à double projection. Une normalisation de type 2 (Legendre et Legendre 1998) a été utilisée pour la représentation du diagramme afin de mettre l'emphasis sur l'emplacement des stations par rapport à la qualité de l'eau.

CHAPITRE III

RÉSULTATS

Le bassin versant de la rivière des Envies comprend 2169 parcelles agricoles qui couvrent une superficie cultivée totale de 93 km². Les données recueillies à l'échelle de la parcelle ont permis de mesurer l'évolution interannuelle des variables agronomiques pour l'ensemble du bassin versant au cours du programme de restauration (2004-2009).

3.1 Évolution des cultures

En 2004, les cultures présentes dans le bassin versant étaient le foin (5432 ha; 58 %), l'avoine (1155 ha; 13 %), le maïs (782 ha; 6.8 %), le soya (461 ha; 6.4 %), l'orge (653 ha; 5.9 %), les cultures variées (107 ha; 2.2 %) et les pâturages (337 ha; 2.1 %). En général, on constate que les superficies en culture ont peu varié entre 2004 et 2009 (tableau 3.1 et figure 3.1). On observe toutefois que les superficies en soya ont plus que doublé au cours de cette période, au détriment des pâturages et des cultures pérennes. Cette augmentation a été en mesure d'influencer d'autres variables telles que l'évolution de la fertilisation et les pratiques culturales dans une mesure proportionnelle. Les résultats de la caractérisation agronomique des cultures, sont représentés par sous-bassins imbriqués (selon la hiérarchie d'écoulement dans le bassin versant) dans le tableau 3.2.

Tableau 3.1

Évolution des superficies en culture (% et ha) entre 2004 et 2009 dans le bassin versant de la rivière des Envies

Année	Avoine		Blé		Foin		Maïs		Orge		Pâturage		Soya		Autres		Total	
	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha
2004	12	1155	4	381	58	5432	8	782	7	653	4	337	5	461	1	107	100	9307
2005	13	1180	4	332	61	5635	7	629	8	705	1	110	4	406	3	311	100	9307
2006	16	1520	3	297	58	5430	7	608	4	410	2	204	4	403	5	434	100	9307
2007	16	1522	2	177	62	5765	7	694	4	408	3	254	4	361	1	127	100	9307
2008	13	1197	4	398	57	5328	6	542	7	633	2	218	10	889	1	102	100	9307
2009	11	1068	5	444	58	5373	6	585	6	520	1	77	11	1062	2	178	100	9307

Tableau 3.2

Évolution des superficies en culture (% et ha) par sous-bassins imbriqués entre 2004 et 2009

Stations	2004								2009								Différence entre 2009 et 2004								Total
	Avoine	Blé	Foin	Maïs	Orge	Pâturage	Soya	Autres	Avoine	Blé	Foin	Maïs	Orge	Pâturage	Soya	Autres	Avoine	Blé	Foin	Maïs	Orge	Pâturage	Soya	Autres	Superficie
	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(ha.)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(ha.)
1	1155	381	5432	782	653	337	461	107	1067	444	5373	585	520	77	1062	178	-8	17	-1	-25	-20	-77	130	66	9127
2	1113	374	5371	728	641	337	458	107	1023	442	5312	533	509	77	1056	175	-8	18	-1	-27	-21	-77	131	64	9023
3	226	52	1158	165	99	33	62	7	212	63	1172	89	86	0	168	11	-6	21	1	-46	-13	-100	171	57	1798
4	41	11	154	23	30	2	19	0	8	13	179	13	17	0	43	6	-80	18	16	-43	-43	-100	126	0	284
5	646	245	3183	409	377	197	248	89	589	260	3069	353	323	77	654	68	-9	6	-4	-14	-14	-61	164	-24	5309
6	30	43	314	28	31	15	34	17	30	24	350	29	8	0	71	0	0	-44	11	4	-74	-100	109	-100	502
7	502	160	2436	289	282	154	143	55	424	184	2224	291	263	77	493	65	-16	15	-9	1	-7	-50	245	18	3972
8	67	18	103	19	12	16	3	2	49	18	108	2	6	18	19	18	-27	0	5	-89	-50	13	533	800	246
9	0	0	5	0	0	0	5	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100	0	19
10	103	29	550	77	21	7	30	7	103	24	559	34	32	0	66	6	0	-17	2	-56	52	-100	120	-14	826
11	349	80	1813	225	176	106	94	50	261	142	1622	202	195	46	389	36	-25	78	-11	-10	11	-57	314	-28	2854
12	46	1	170	21	6	0	0	0	16	13	167	5	0	0	43	0	-65	1200	-2	-76	-100	0	0	0	256
13	203	64	1036	154	110	68	72	17	156	91	907	151	112	17	272	19	-23	42	-12	-2	2	-75	278	12	1721
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
15	0	0	26	0	0	0	6	11	0	11	32	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	-100	-100	47
16	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
17	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100	0	19
18	135	45	768	148	85	64	52	6	128	50	694	123	75	17	204	12	-5	11	-10	-17	-12	-73	292	100	1315
19	101	39	493	66	57	42	12	6	89	46	434	81	39	14	113	0	-12	18	-12	23	-32	-67	842	-100	830
20	0	3	43	13	5	0	2	0	5	0	52	4	0	0	5	0	0	-100	21	-69	-100	0	150	0	86

3.2 Évolution des pratiques culturales

Entre 2005 et 2009, on observe une augmentation graduelle des superficies gérées par des pratiques culturales de gestion bénéfiques (semis direct) au détriment des pratiques conventionnelles (labour). Les superficies en semis direct ont plus que quadruplé au cours de cette période, au détriment des labours, passant de 213 ha en 2005 à 951 ha en 2009, soit une augmentation de 346 % au cours du programme de restauration.

Les gains les plus importants en termes de superficies gérées en semis direct ont été réalisés dans les sous-bassins 2, 5 et 11, représentant respectivement un gain de 96 ha, 94 ha et 93 ha. Ce gain en pratiques culturales de gestion bénéfiques (imbriqués par sous-bassin versant en fonction de la hiérarchie d'écoulement), (tableau 3.3) représente une superficie de 926 ha pour le sous bassin 2, lequel est situé près de l'exutoire de la rivière des Envies. D'importantes pertes de pratiques culturales conventionnelles ont été mesurées dans le sous-bassin versant 6, par rapport à la superficie totale de ce sous-bassin et ce, au profit du travail réduit, du semis direct et des cultures pérennes. Les résultats de la caractérisation agronomique des pratiques culturales, sont représentés par sous-bassins dans le tableau 3.3.

En considérant les superficies non imbriquées, on constate qu'il y a eu une faible diminution des PGB dans les sous-bassins 13 et 19 représentant au total, une perte de superficie de 0.3 km² de ce type de gestion. La variabilité spatiale et temporelle des taux d'implantation a été considérée dans l'analyse de l'évolution de la qualité de l'eau pour chacun des groupes de sous-bassins.

Tableau 3.3

Superficies des pratiques culturales par sous-bassins imbriqués entre 2005 et 2009

Stations	2005				2009				Différence entre 2009 et 2004						Total
	Labour (ha)	Travail réduit (ha)	Semis direct (ha)	Aucun travail (ha)	Labour (ha)	Travail réduit (ha)	Semis direct (ha)	Aucun travail (ha)	Labour (ha)	Travail réduit (ha)	Semis direct (ha)	Aucun travail (ha)	PGB (ha)	PGB (%)	Superficie (ha)
2	2879	494	213	5543	1953	463	951	5761	-926	-31	738	219	926	14.8	9128
3	634	72	10	1085	372	76	164	1190	-262	4	154	105	263	22.5	1802
4	63	12	39	166	44	15	43	179	-19	3	4	12	20	9.2	280
5	1682	240	86	3385	1174	254	570	3396	-509	14	484	11	509	13.7	5393
6	194	0	0	319	88	17	34	374	-105	17	34	55	106	33.2	513
7	1171	227	43	2580	973	227	398	2422	-197	0	355	-158	197	6.9	4020
8	109	0	0	130	91	0	3	146	-18	0	3	16	19	14.6	239
9	5	0	0	5	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	10
10	187	67	0	569	98	70	81	573	-89	3	81	4	88	13.8	823
11	832	203	6	1851	677	184	336	1697	-156	-19	330	-155	157	7.62	2893
12	43	7	0	194	27	4	32	180	-16	-2	32	-14	15	7.46	244
13	483	183	6	1053	433	160	210	922	-50	-23	204	-131	50	4.0	1725
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	...	0
15	23	0	0	19	11	0	0	31	-12	0	0	12	12	63.2	43
16	5	0	0	0	0	0	0	5	-5	0	0	5	5	...	5
17	1	0	0	1	0	0	0	2	-1	0	0	1	1	100	2
18	409	182	6	706	348	141	124	691	-62	-41	118	-15	62	6.9	1304
19	224	114	6	473	241	102	75	400	17	-12	69	-73	-16	-2.6	818
20	33	0	0	34	13	2	0	51	-20	2	0	17	19	55.9	66

3.3 Évolution de la fertilisation en phosphore

La quantité totale épandue en phosphore P_2O_5 est passée de 28812 kg/P/an à 31031 kg/P/an par rapport à la période avant restauration. Cette différence entre les deux périodes en ce qui a trait à la fertilisation représente une augmentation moyenne de 0.25 kg/P/ha sur chaque parcelle ou 7.7 % d'augmentation. À la station située à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière des Envies, la fertilisation est passée de 3.2 kg/p/ha à 3.4 kg/p/ha. En ce qui concerne les stations appartenant au groupe de stations des tributaires agricoles, il y a eu diminution à la station 8, et 12 et augmentation à la station 3, 4, 6 et 10 dans des proportions différentes. Alors que dans le tronçon principal de la rivière des Envies, il y a eu augmentation à la station 2, 5 et 7 et diminution aux stations 11, 13, 18 et 20. Les résultats issus du suivi agronomique de la fertilisation en phosphore sont présentés par sous bassins imbriqués dans le tableau 3.4 et la variation interannuelle de la fertilisation est représentée à l'échelle de la parcelle à la figure 3.3.

Tableau 3.4

Fertilisation en phosphore par sous-bassins imbriqués

Stations	2005 kg/P/ha	2009 kg/P/ha
2	3.16	3.40
3	0.47	0.55
4	0.08	0.11
5	1.99	2.17
6	0.15	0.19
7	1.50	1.58
8	0.09	0.07
9	0.00	0.00
10	0.22	0.29
11	1.05	0.99
12	0.13	0.09
13	0.67	0.63
14	0.00	0.00
15	0.00	0.01
16	0.00	0.00
17	0.00	0.00
18	0.55	0.51
19	0.34	0.39
20	0.06	0.04

3.4 Évolution de la fertilisation en azote

La quantité totale épandue en azote est passée de 45766 kg/N/an à 60473kg/N/an par rapport à la période avant restauration. Cette différence entre les deux périodes en ce qui a trait à la fertilisation représente une augmentation moyenne de 1.6 kg/N/ha sur chaque parcelle ou 32 % d'augmentation. L'évolution de la fertilisation en azote suit sensiblement les mêmes tendances que la fertilisation en phosphore, mais dans des proportions différentes. Les augmentations les plus fortes ont été observées dans les sous-bassins 2 et 5 où les quantités totales épandues ont augmenté respectivement de 4361 kg/nN/an et de 2375 kg/N/an. À la station 2, située à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière des Envies, la fertilisation est passée de 5.0 kg/N/ha à 6.6 kg/N/ha. En ce qui a trait aux stations des tributaires agricoles, il y a eu

augmentation généralisée pour l'ensemble des stations (3, 4, 6 et 8) outre la station 12, qui a diminué de 0.04 kg/N/ha. Dans le tronçon principal de la rivière des Envies, il n'y a pas eu de fluctuations importantes de la fertilisation en azote en amont du bassin versant (20, 18, 13 et 11), mais il y a une tendance à la hausse des taux de fertilisation en azote dans les stations situées plus en aval du bassin versant, soit les stations 2, 5 et 7 qui ont augmenté respectivement de 1.6 kg/N/ha, 1 kg/N/ha et 0.6 kg/N/ha. Les résultats issus du suivi agronomique de la fertilisation en azote sont également présentés par sous bassins imbriqués dans le tableau 3.5 et la variation interannuelle de la fertilisation est représentée à l'échelle de la parcelle à la figure 3.4.

Tableau 3.5

Fertilisation en azote par sous-bassins imbriqués

Stations	2005 kg/N/ha	2009 kg/N/ha
2	5.01	6.62
3	0.72	1.03
4	0.13	0.21
5	3.21	4.24
6	0.28	0.37
7	2.37	2.99
8	0.15	0.14
9	0.00	0.00
10	0.32	0.53
11	1.62	1.95
12	0.18	0.17
13	1.04	1.21
14	0.00	0.00
15	0.01	0.03
16	0.01	0.01
17	0.00	0.01
18	0.83	0.96
19	0.53	0.73
20	0.08	0.08

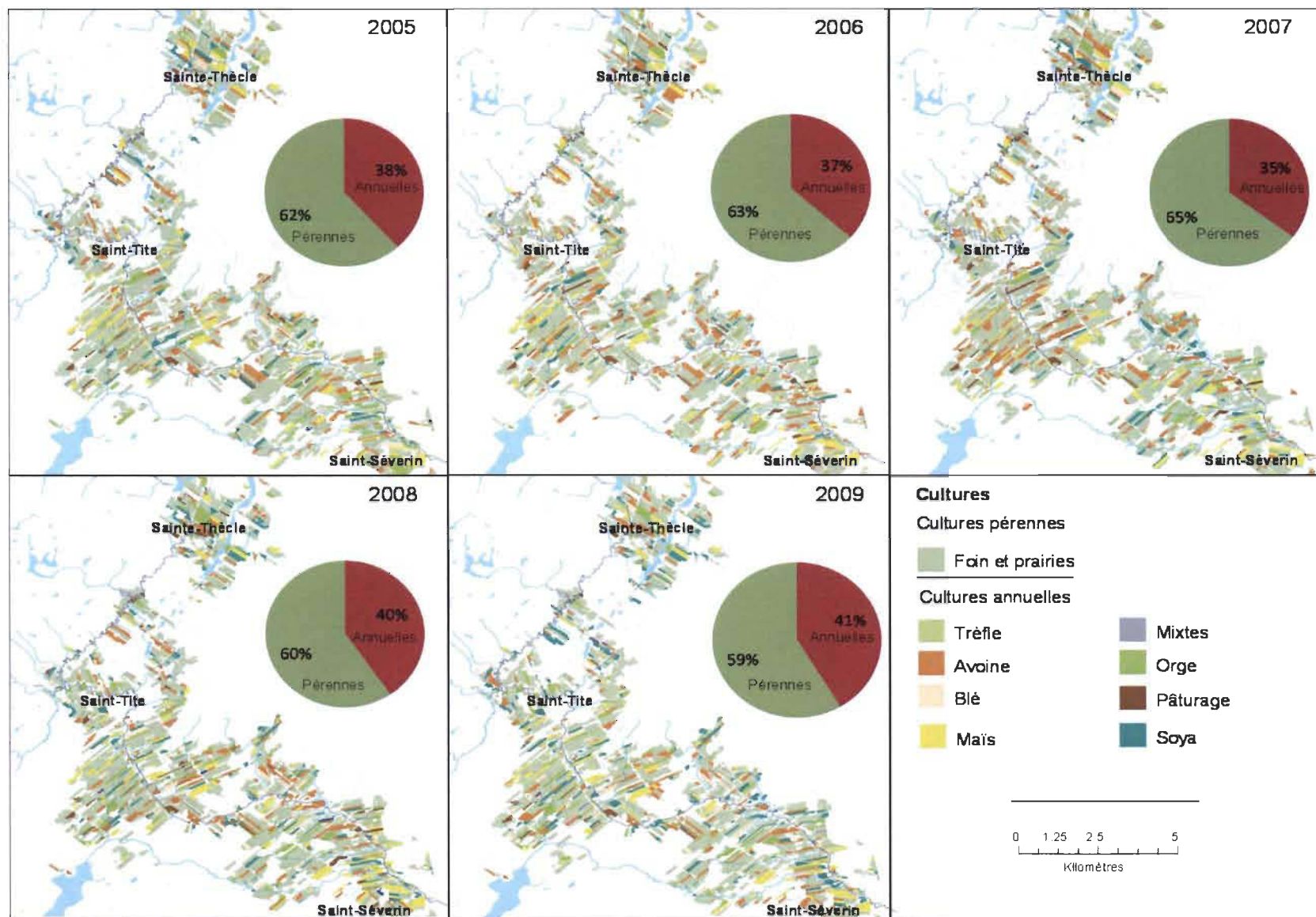


Figure 3.1 : Évolution des cultures dans le bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2009.

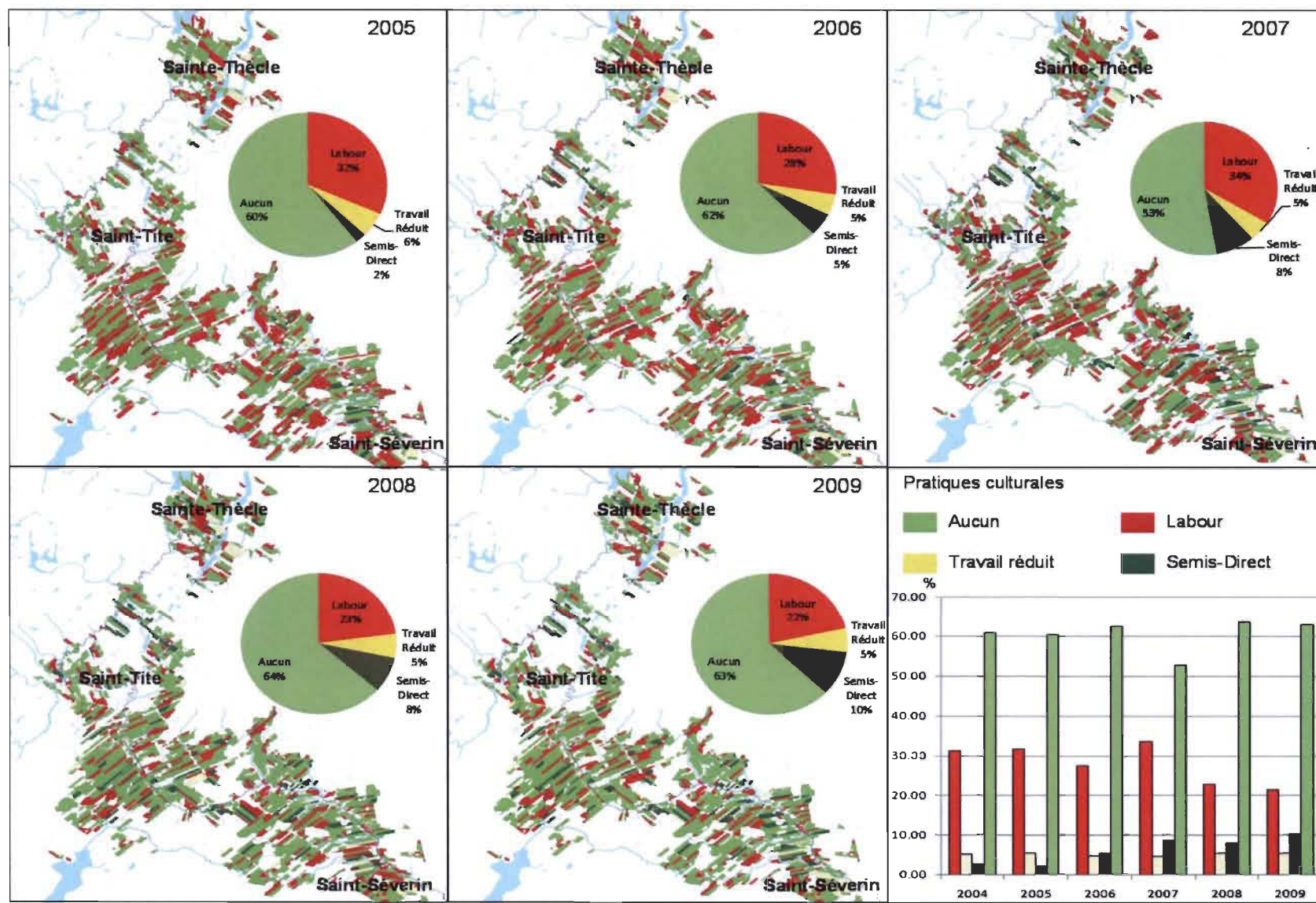


Figure 3.2 : Évolution des pratiques culturelles dans le bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2009.

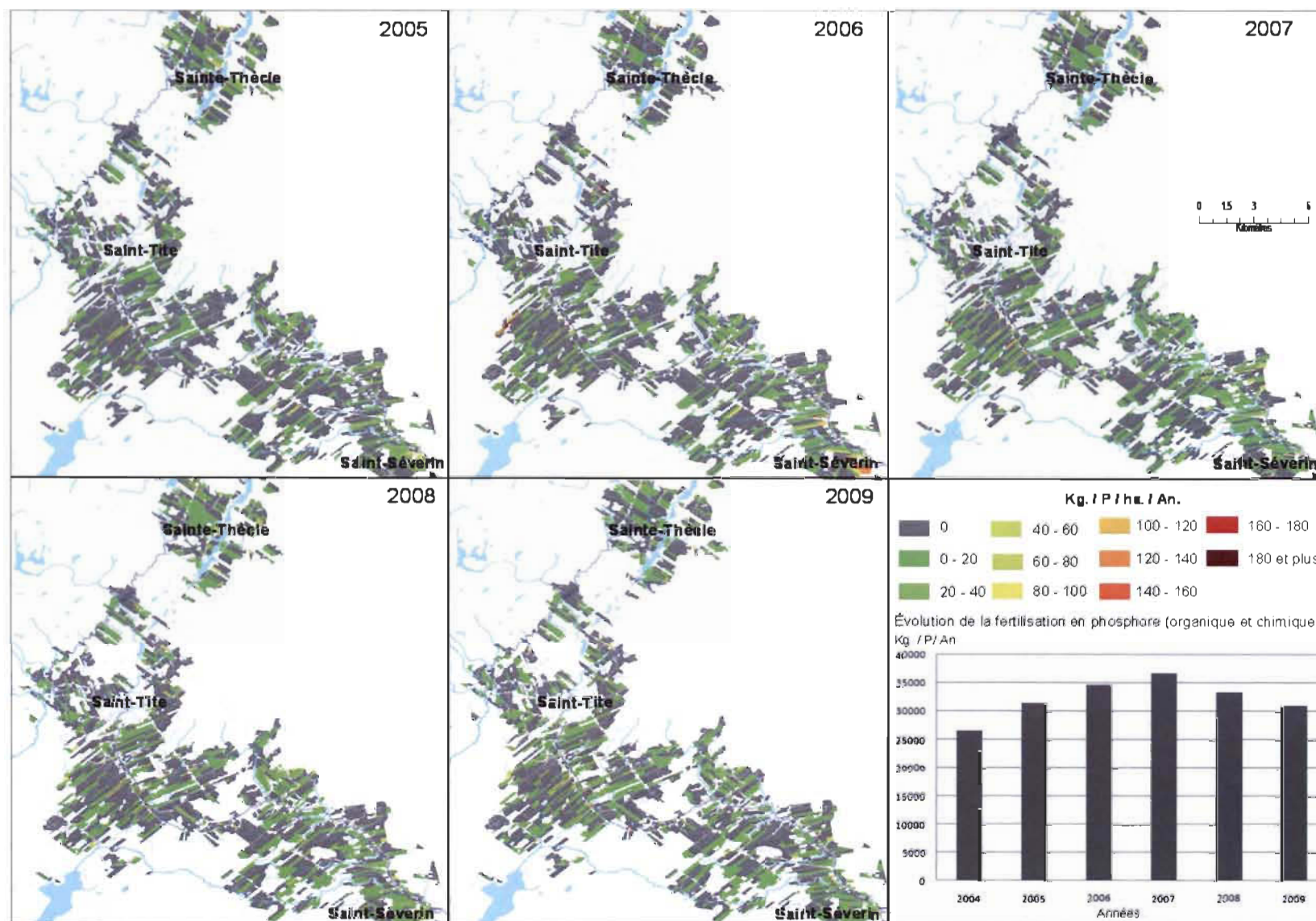


Figure 3.3 : Évolution de la fertilisation en phosphore dans le bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2009.



Figure 3.4 : Évolution de la fertilisation en azote dans le bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2009.

3.5 Les aménagements hydro-agricoles

Près de 700 aménagements hydro-agricoles ont été réalisés sur l'ensemble du territoire du bassin versant de la rivière des Envies entre 2005 et 2008. Les aménagements réalisés au cours du programme de restauration étaient majoritairement des sorties de drain (334), des déversoirs enrochés (177), des protections de rive (123), des avaloirs (19) et des voies d'eau engazonnées (19). Leur répartition spatiale est représentée à la figure 3.5 et le dénombrement par type d'intervention et par sous-bassins imbriqués est présenté au tableau 3.5. Le plus fort taux d'implantation a été réalisé dans le sous-bassin 2, où l'on retrouve 120 aménagements hydro-agricoles. Une large part des interventions réalisées au cours du programme de restauration fait partie du groupe de stations des tributaires agricoles (23 %, 154 aménagements) et du groupe de stations du tronçon principal de la rivière des Envies (62 %, 426 aménagements).

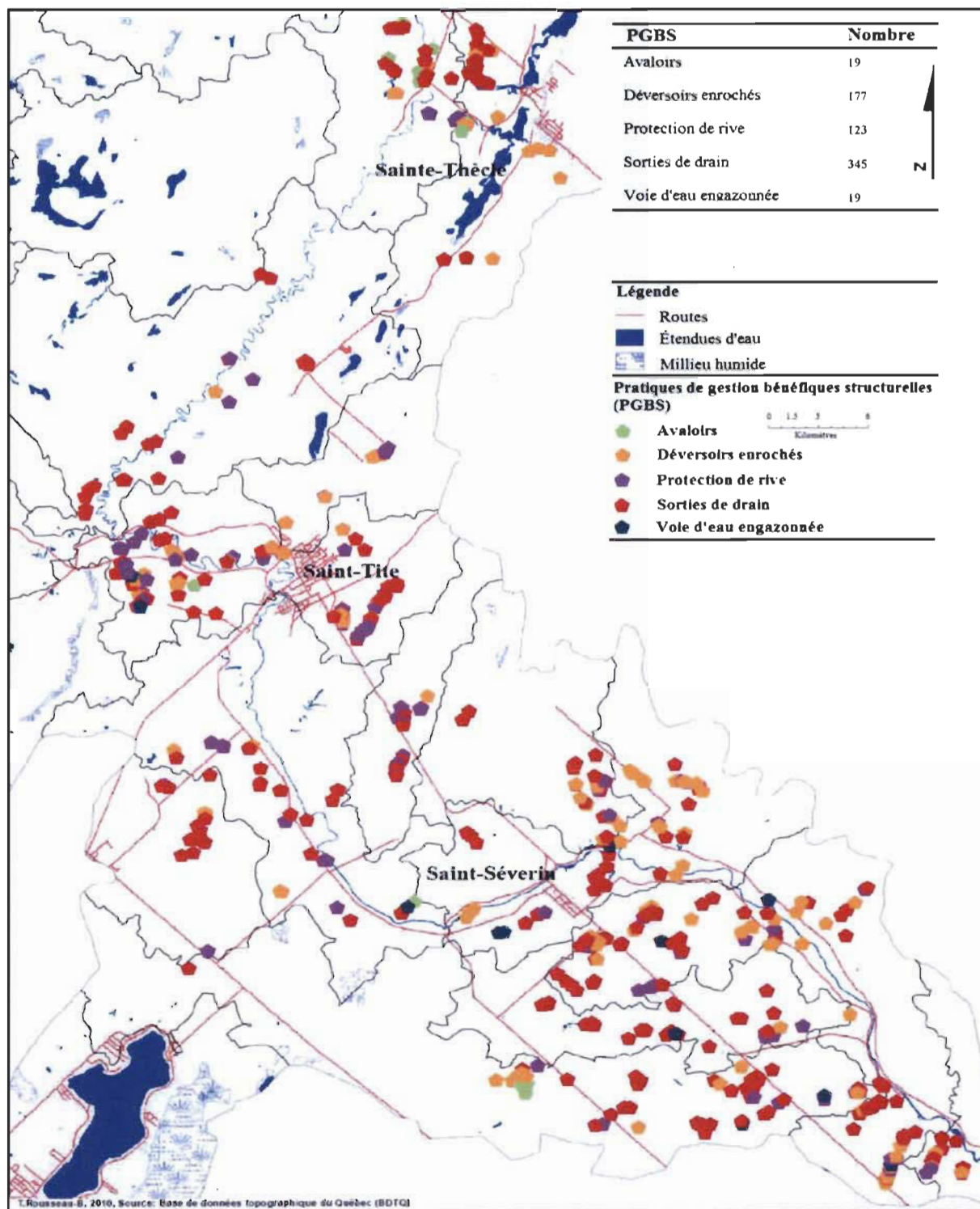


Figure 3.5 : Localisation et dénombrement des aménagements hydro-agricoles dans le bassin versant de la rivière des Envies (2005-2008).

Tableau 3.6

Dénombrement des aménagements hydro-agricoles par sous-bassins imbriqués réalisés au cours du programme de restauration

Stations	Avaloirs	Déversoirs enrochés	Protections de rive	Voies d'eau engazonnées	Sorties de drain	Total
2	19	177	123	19	334	672
3	4	17	12	5	56	94
4	0	1	5	0	27	33
5	15	117	92	11	190	425
6	0	9	3	0	18	30
7	14	81	79	8	149	331
8	0	1	13	0	14	28
9	0	1	2	3	5	11
10	0	2	3	0	15	20
11	11	71	57	7	115	261
12	0	13	6	0	0	19
13	9	29	14	3	64	119
14	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	1	1
18	9	28	10	3	41	91
19	3	18	2	0	22	45
20	0	1	2	3	5	11

3.6 Évolution de la qualité de l'eau

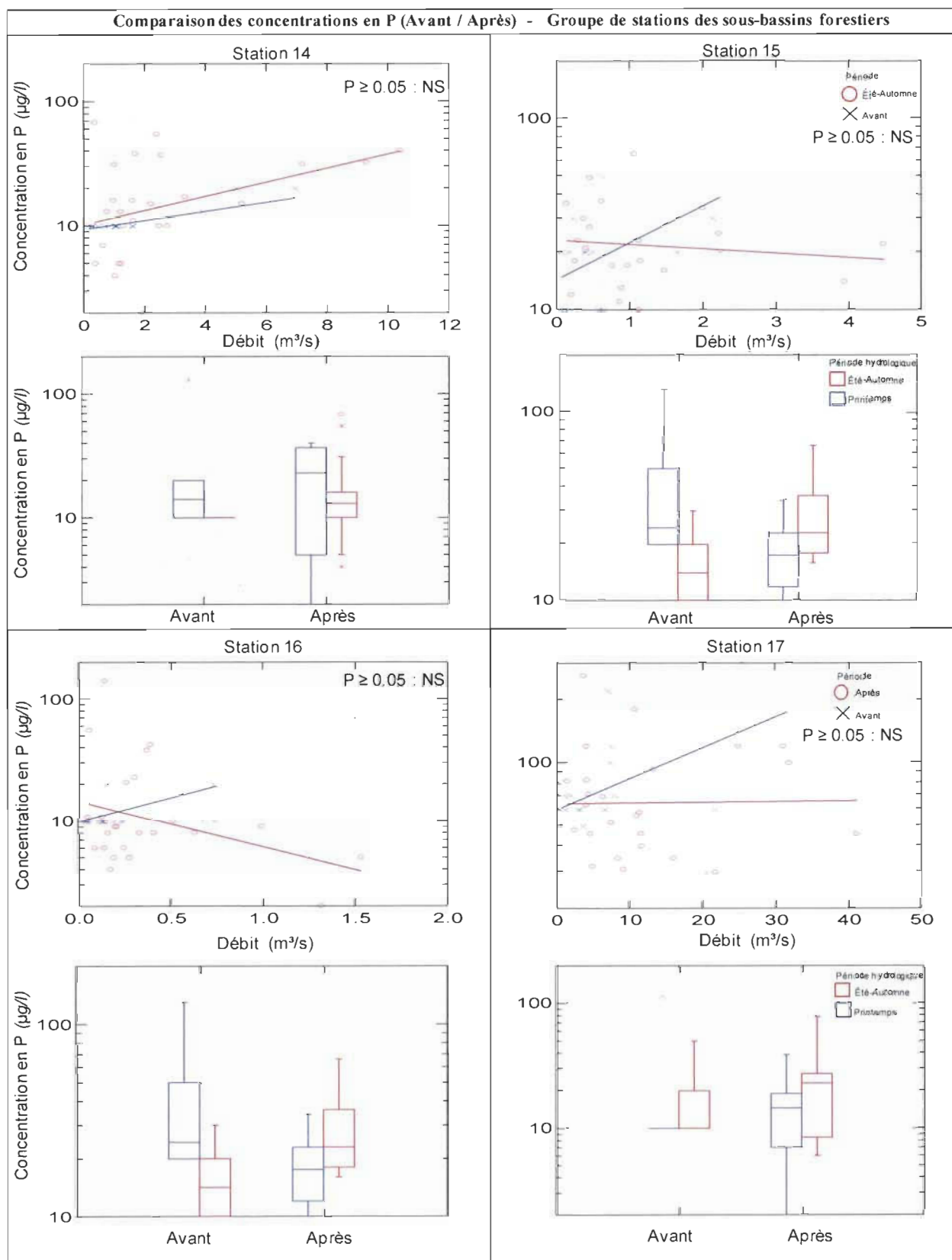
Les statistiques descriptives des données de qualité de l'eau pour chaque station, avant et après restauration, sont présentées en annexe.

3.6.1 La qualité de l'eau des sous-bassins forestiers (stations 14, 15, 16 et 17)

Au cours de la période 2002-2004, dans les sous-bassins forestiers, les médianes des concentrations en MES variaient de 0,6 mg/L l'été à 11,4 mg/L au printemps. Les concentrations médianes en phosphore total variaient de 10 à 25 µg/L et les concentrations médianes en azote total de 200 à 425 µg/L. Ces cours d'eau étaient oligotrophes selon la classification de Dodds et al. (1998) et la majorité des valeurs

étaient sous le critère de 30 µg/L qui vise à limiter la croissance excessive des algues et des plantes aquatiques dans les rivières (MDDEP, 2011). Les concentrations en coliformes fécaux y étaient également faibles et généralement inférieures au critère de 200 UFC/100 ml pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (MDDEP, 2011).

De 2002 à 2011, on n'observe pas de tendances claires dans l'évolution de la qualité de l'eau des bassins forestiers (figures 3.6 à 3.8), si ce n'est une tendance, l'été et l'automne, à l'augmentation des concentrations médianes en MES ($p \geq 0,05$: NS) et une diminution des concentrations médianes en coliformes fécaux ($p \geq 0,01$). La pente des relations concentration-débit pour les trois variables tend à diminuer entre 2002 et 2011, mais cette tendance n'est pas significative, sauf dans le cas des relations concentration-débit des MES des stations 14, 15 et 16.



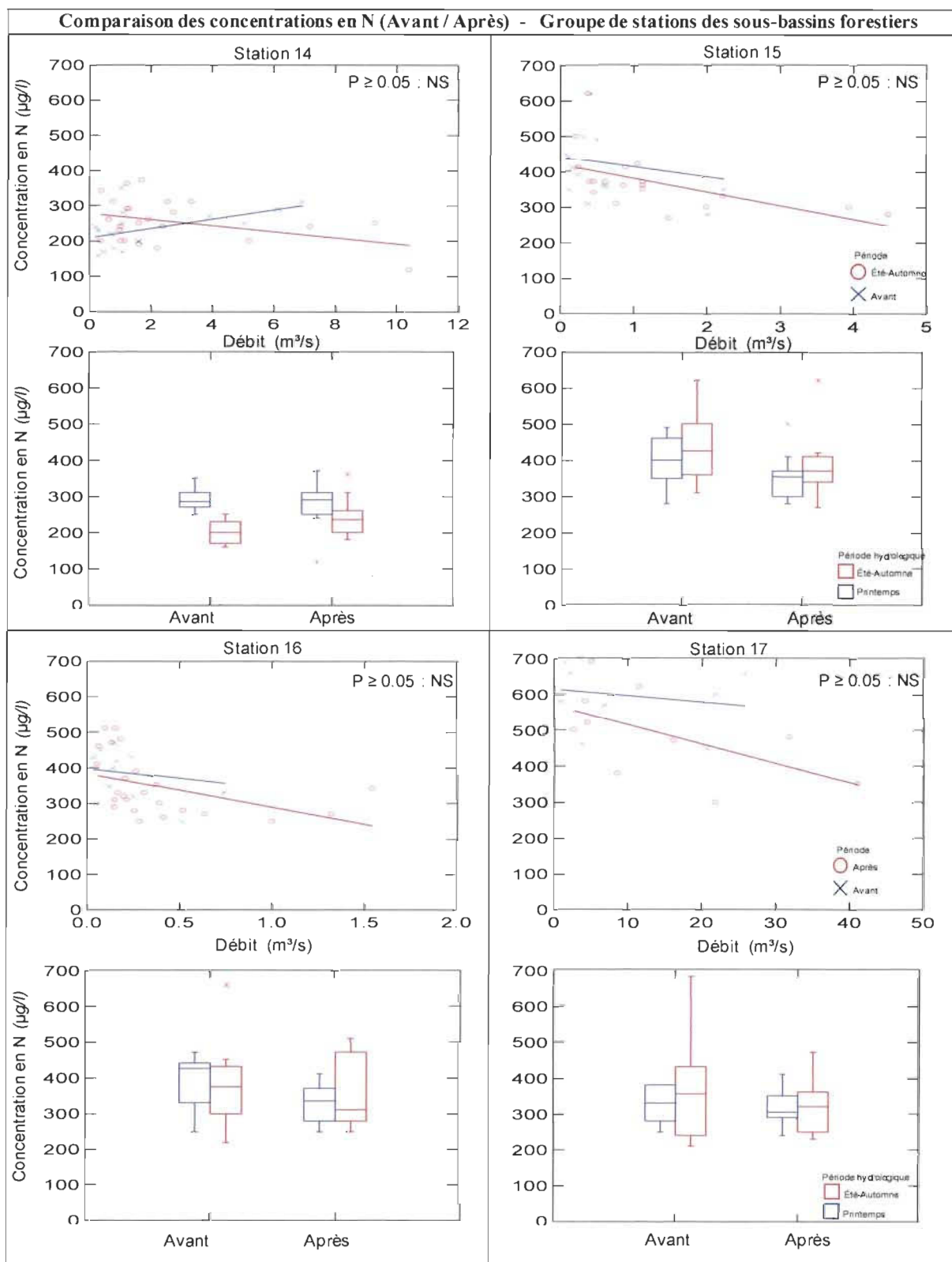


Figure 3.7 : Comparaison des concentrations en azote et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins forestiers.

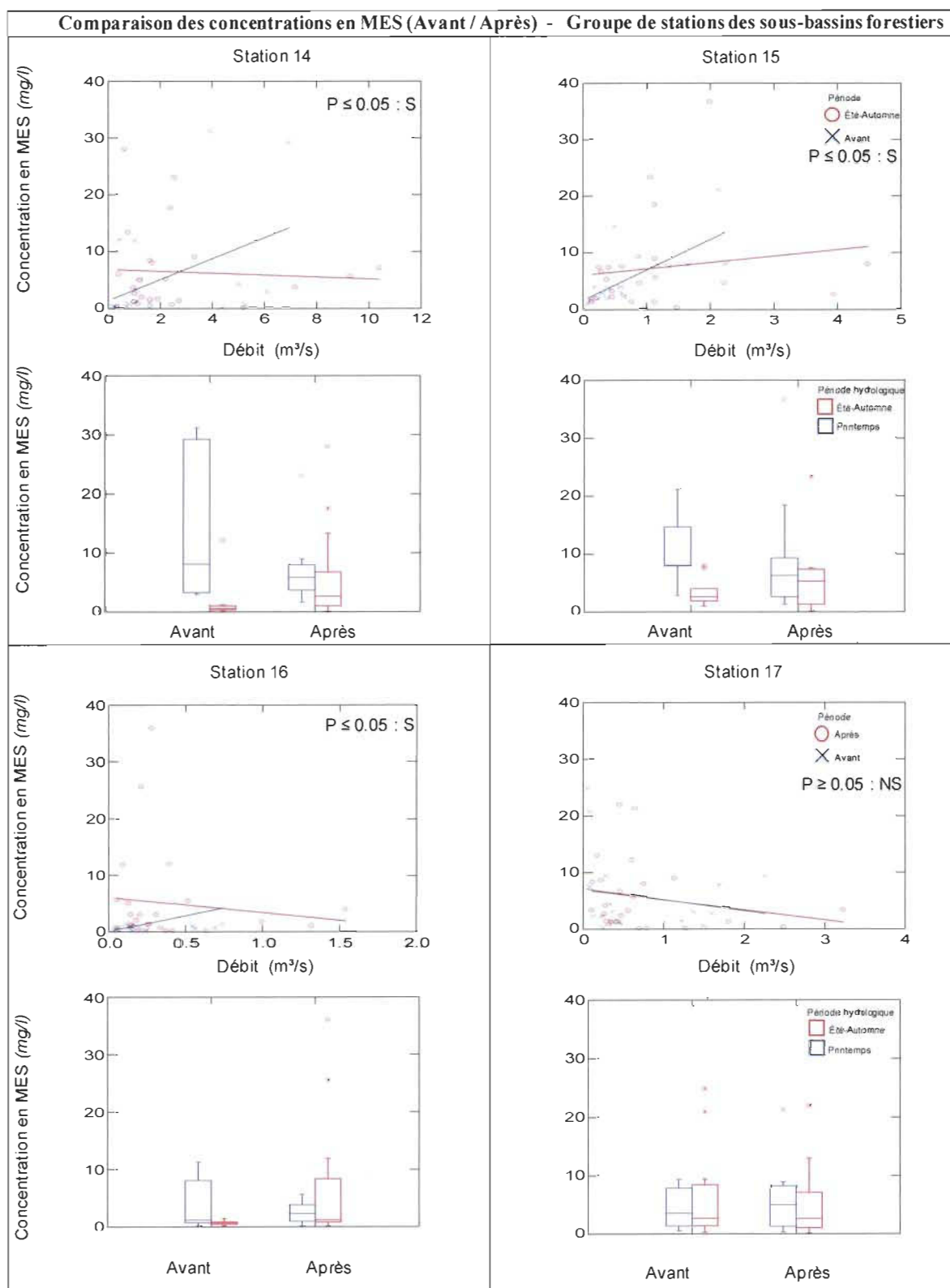


Figure 3.8 : Comparaison des concentrations de matières en suspension et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins forestiers.

3.6.2 La qualité de l'eau des tributaires agricoles (stations 3, 4, 6, 8, 10 et 12)

Avant le programme de restauration, les médianes des concentrations en MES dans les tributaires agricoles variaient de 7,7 mg/L l'été à 57,3 mg/L au printemps, mis à part dans la branche Carpentier (station 6) où la médiane printanière a atteint la valeur la plus élevée du bassin versant, soit 237,7 mg/L. Les concentrations médianes en phosphore total variaient de 60 à 155 µg/L, mis à part deux tributaires où les concentrations étaient particulièrement élevées, soit le ruisseau des Fous (170-180 µg/L) et, une fois de plus, la branche Carpentier (170-380 µg/L). Les concentrations médianes en azote total varient de 880 µg/L l'été à 2550 µg/L au printemps. Selon la classification de Dodds et al. (1998), ces cours d'eau sont eutrophes et toutes les valeurs mesurées étaient au-dessus du critère de 30 µg/L qui vise à limiter la croissance excessive des algues et des plantes aquatiques dans les rivières (MDDEP, 2011). Les médianes des concentrations en coliformes fécaux étaient plus élevées l'été et l'automne qu'au printemps, plus de la moitié des valeurs estivales et automnales dépassant le critère de 200 UFC/100 ml pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (MDDEP, 2011). La médiane la plus élevée de tout le bassin versant fut observée dans le ruisseau Le Bourdais (2950 UFC/100 ml).

De 2002 à 2011, on observe une amélioration généralisée de la qualité de l'eau des bassins agricoles au printemps et, dans une moindre mesure, une dégradation de la qualité de l'eau en été et en automne (figures 3.9 à 3.11). Les médianes printanières des concentrations en MES diminuèrent en moyenne de 55 % suite au programme de restauration, à l'exception du ruisseau des Fous (station 8) où les concentrations ont augmenté. L'amélioration la plus spectaculaire fut observée dans la branche Carpentier, où la médiane printanière des concentrations en MES est passée de 237,7 mg/L à 45,7 mg/L (-81 %). Les médianes printanières des concentrations en phosphore total et en azote total ont diminué en moyenne de 25 % et de 23 % respectivement. Toutefois, en été et en automne, les médianes des concentrations en MES, en phosphore et en azote ont augmenté aux stations 3, 4, 8 et 10, mais ont diminué aux stations 6 et 12. Les médianes des concentrations en coliformes fécaux ont en général augmenté au printemps, alors qu'en été et en automne leur évolution fut variable selon les stations.

L'analyse des pentes des relations concentration-débit révèle qu'il y a une diminution faible, mais systématique, des pentes après la restauration. Cette tendance n'est toutefois pas significative, sauf dans le cas des concentrations en phosphore pour les stations 4, 6 et 12. Il faut toutefois être prudent dans l'interprétation de ces relations, puisque les pentes de la période après restauration semblent influencées par une ou deux mesures de débit extrêmes.

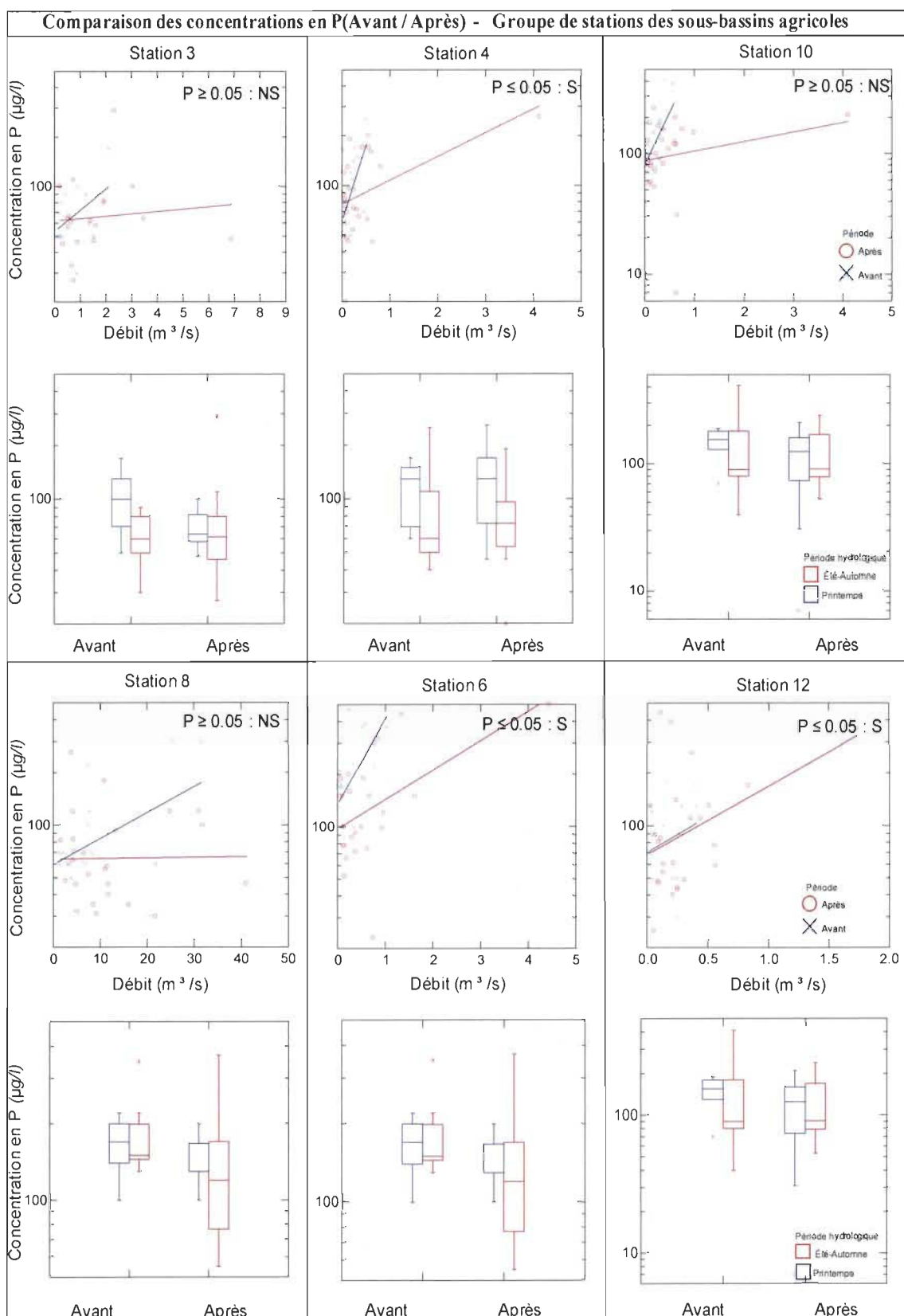


Figure 3.9 : Comparaison des concentrations en phosphore et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins agricoles.

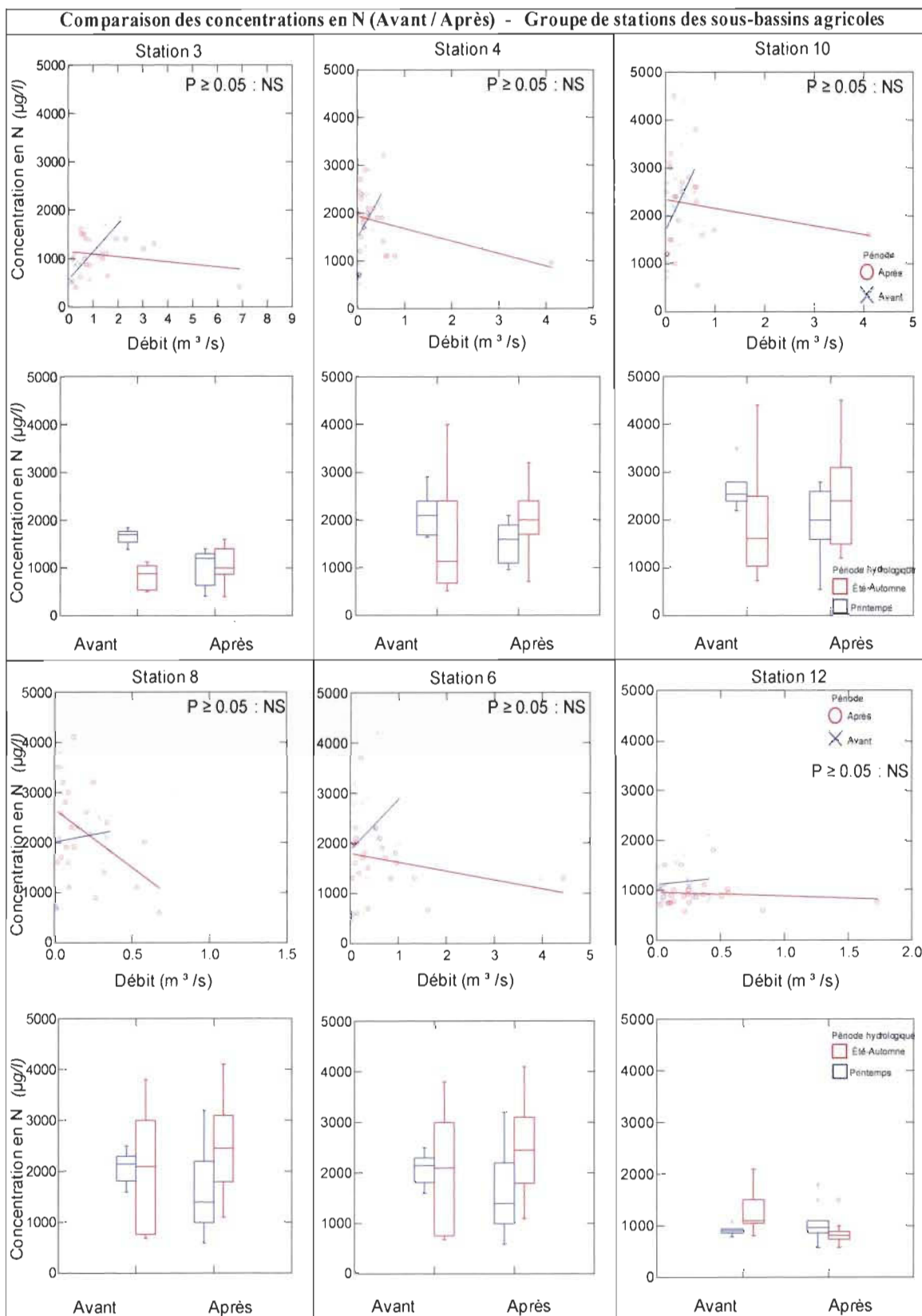


Figure 3.10 : Comparaison des concentrations en azote et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins agricoles.

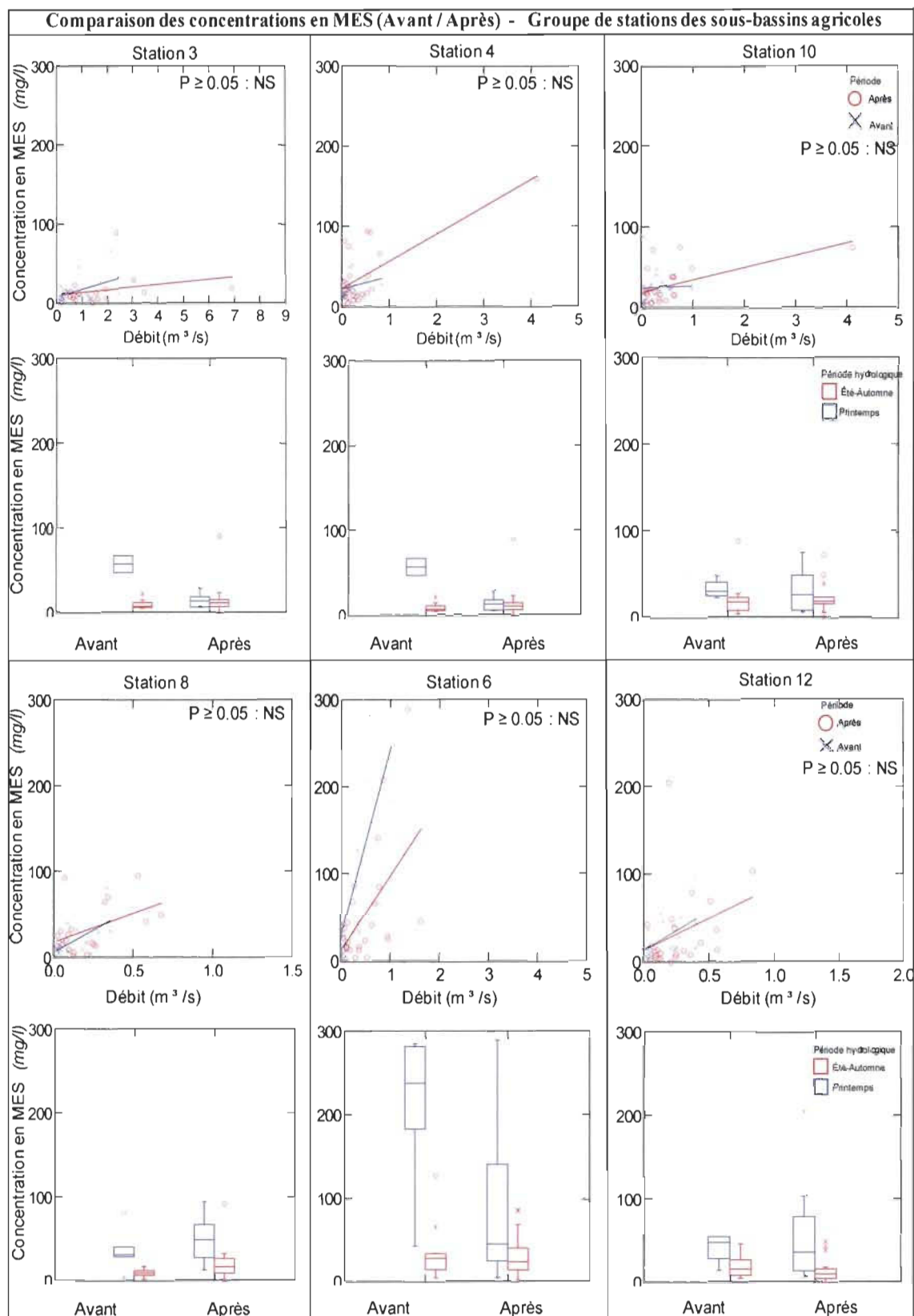


Figure 3.11 : Comparaison des concentrations en MES et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour le groupe des sous-bassins agricoles.

3.6.3 La qualité de l'eau du tronçon principal de la rivière des Envies (stations 2, 5, 7, 11, 13, 18 et 20)

D'amont en aval, sept stations sont réparties sur la rivière des Envies, de la station 20, à la sortie du lac Traverse, à la station 2 située à quelques kilomètres avant l'embouchure. Avant le programme de restauration (2002-2004), les concentrations médianes en MES au printemps augmentaient progressivement d'amont en aval, passant de 1,0 mg/L à la sortie du lac Traverse à 47,7 mg/L en aval, l'écart étant moins élevé en été et en automne (figures 3.12 à 3.14). Les valeurs étaient légèrement plus faibles à la station 13 (14,3 mg/L), située en aval de la vallée mitoyenne, le long de laquelle il y a davantage de sédimentation que d'érosion. Les valeurs les plus élevées furent observées à la station 5, en aval de Saint-Séverin, où la médiane printanière atteignait 54,7 mg/L. Les concentrations médianes en phosphore et en azote au printemps suivaient les mêmes tendances, passant respectivement de 10 et 280 µg/L à la sortie du lac Traverse, à 93 et 1040 µg/L en aval.

Selon la classification de Dodds et al. (1998), la rivière des Envies est oligotrophe à la sortie du lac Traverse et devient mésotrophe dès qu'elle atteint la plaine agricole quelques kilomètres plus loin (station 18). Selon les concentrations en phosphore et en azote mesurées en été et en automne, la rivière demeure mésotrophe jusqu'à la station 2 en aval. À partir de la station 18 jusqu'en aval, toutes les valeurs mesurées étaient au-dessus du critère de 30 µg/L qui vise à limiter la croissance excessive des algues et des plantes aquatiques dans les rivières (MDDEP, 2011). Les concentrations médianes en coliformes fécaux augmentaient également d'amont en aval, mais les concentrations les plus élevées furent observées en été et en automne. La médiane la plus élevée fut mesurée à la station 11 (655 UFC/100 ml), où 90 % des valeurs mesurées en été et en automne dépassaient le critère de 200 UFC/100 ml pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (MDDEP, 2011). Cette station est tout juste en aval du ruisseau Le Bourdais (station 12), où la médiane la plus élevée de tout le bassin versant fut observée (2950 UFC/100 ml).

De 2002 à 2011, on observe une amélioration généralisée de la qualité de l'eau de la rivière des Envies au printemps (figures 3.12 à 3.14). À partir de la station 18 jusqu'en aval, les médianes printanières des concentrations en MES diminuèrent en moyenne de 40 % suite au programme de restauration. Les médianes printanières des concentrations en phosphore total et en azote total diminuèrent en moyenne de 33 % et de 16 % respectivement. L'amélioration de la qualité de l'eau en été et en automne fut plus modeste, mis à part aux stations 13 et 18, situées en amont, où la diminution des concentrations fut similaire (station 13) ou supérieure (station 18) à celle observée au printemps. L'azote total eut par ailleurs tendance à augmenter en été et en automne en aval du bassin versant (stations 2, 5 et 7). À la station 20, où la qualité de l'eau était déjà satisfaisante, on observe une diminution du phosphore mais une augmentation des MES. Les médianes des concentrations en coliformes fécaux ont systématiquement diminué en été et en automne, mais ont augmenté à certaines stations (7 et 11) au printemps.

Malgré l'amélioration de la qualité de l'eau au cours de la période 2009-2011, la rivière des Envies demeure mésotrophe de la station 18 jusqu'en aval. Toutefois, l'amélioration de la qualité de l'eau fait en sorte que la station 13, en aval de la vallée mitoyenne, a atteint une médiane des concentrations en phosphore (33 µg/L en été et en automne) que se situe près du critère de 30 µg/L qui vise à limiter la croissance excessive des algues et des plantes aquatiques dans les rivières (MDDEP, 2011).

L'analyse des pentes des relations concentrations-débit révèle qu'il y a une diminution faible, mais systématique des pentes après la restauration, mais cette tendance n'est pas significative, sauf dans le cas des relations concentration-débit de la station 20 pour chacune des trois variables (PT, NT et MES).

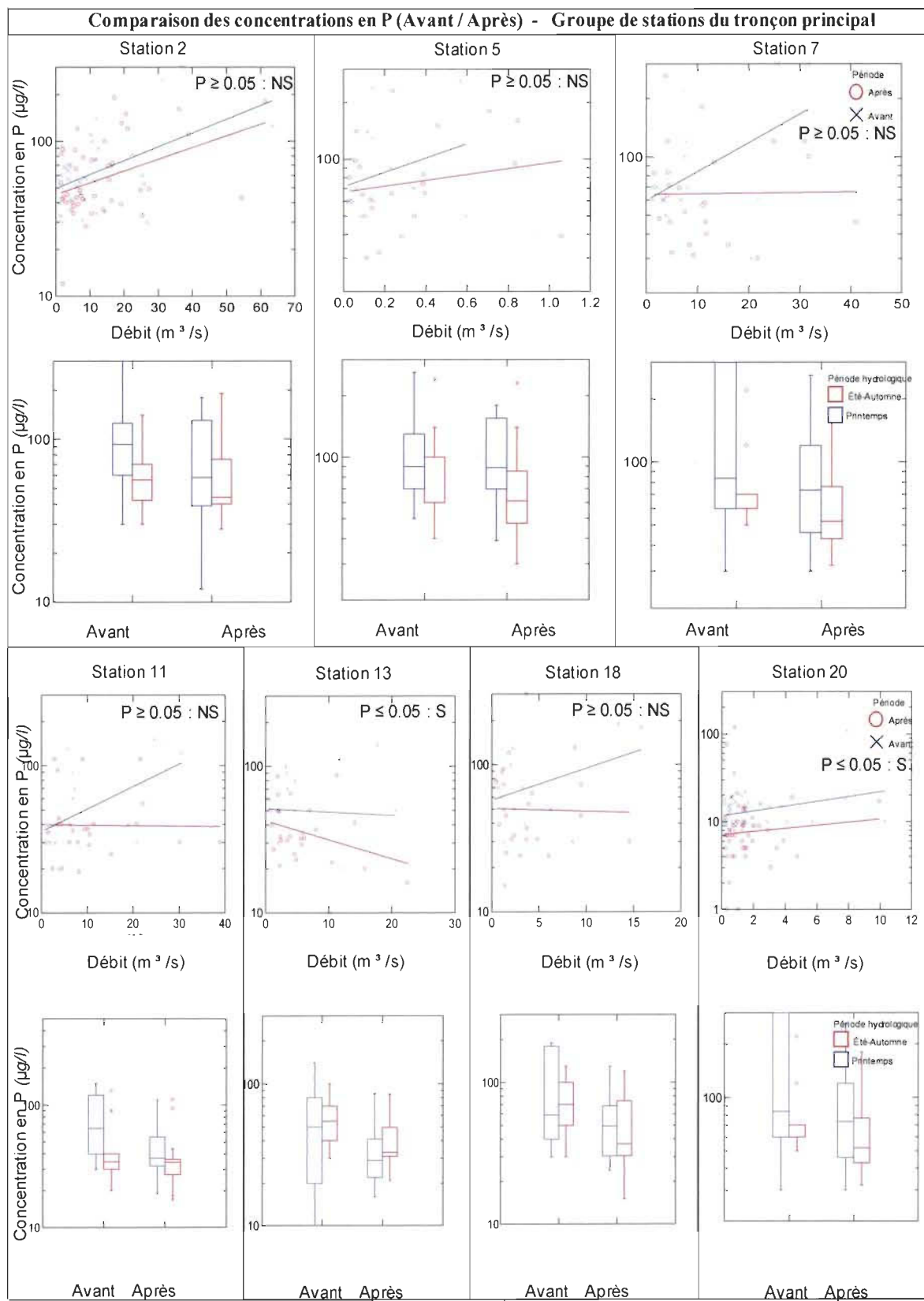


Figure 3.12 : Comparaison des concentrations en phosphore et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour les stations de la rivière des Envies.

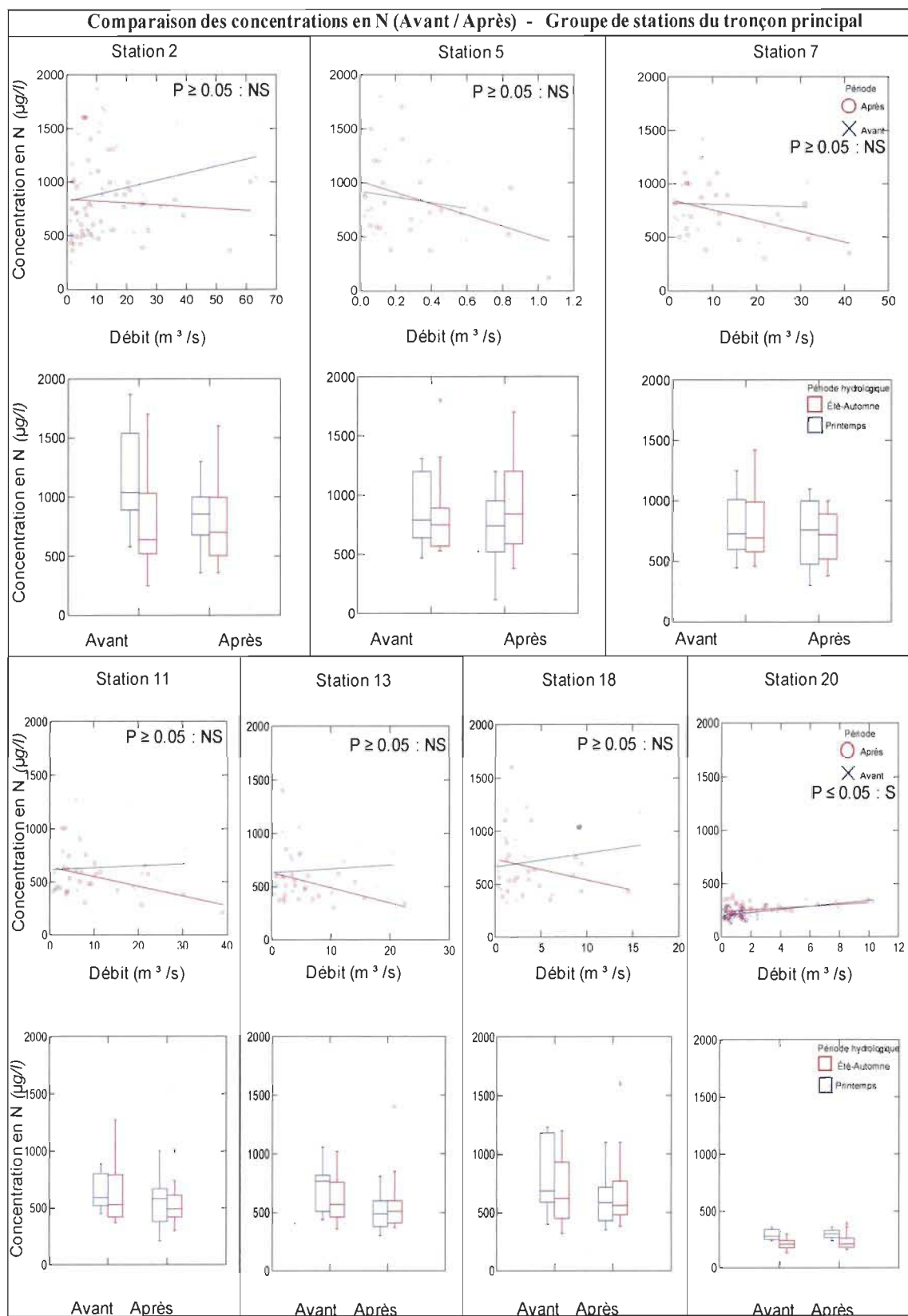


Figure 3.13 Comparaison des concentrations en azote et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour les stations de la rivière des Envies.

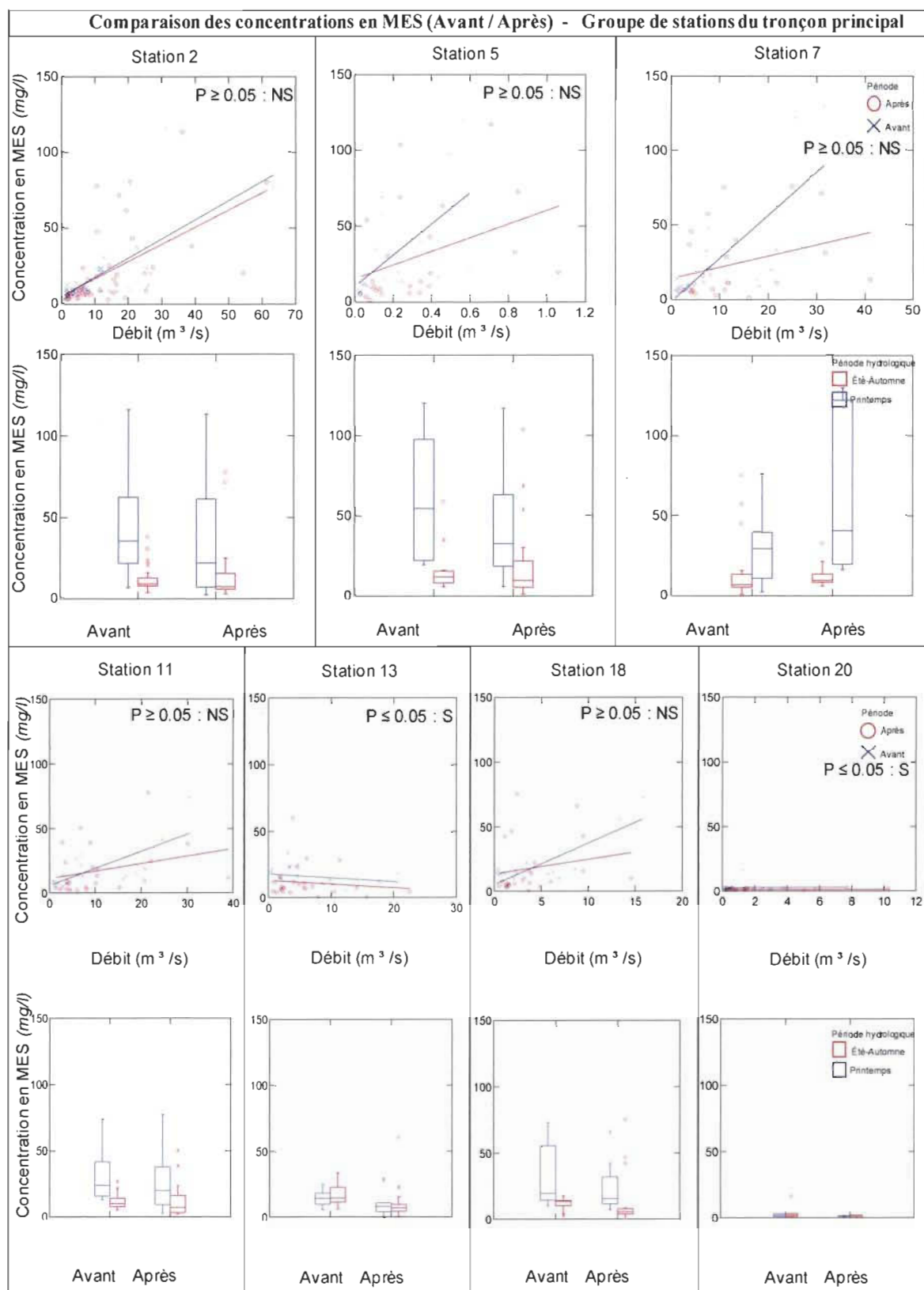


Figure 3.14 : Comparaison des concentrations en MES et des relations concentration-débit, avant et après restauration, pour les stations de la rivière des Envies.

3.7 Les variations hydrologiques au cours de la période 2002-2011

La figure 3.15 présente la comparaison des débits simulés à l'aide du modèle Hydrotel et des débits mesurés à la station hydrométrique située sur la rivière Batiscan (050304), à 3,4 km en aval de la rivière des Envies. Le synchronisme entre les débits simulés et les débits mesurés est bon et la valeur de l'indicateur de performance, le coefficient Nash-Sutcliffe (Nash et Sutcliffe, 1970) était de 0.77, abstraction faite de six valeurs journalières extrêmes de 2001 à 2011. Cette valeur est supérieure au seuil de 0.5 proposé par Nash et Sutcliffe (1970) et témoigne d'une bonne représentativité des débits de pointe, l'indicateur étant sensible aux fortes variations. Le modèle calibré fut utilisé pour simuler les débits de chacune des stations d'échantillonnage pour l'ensemble de la période 2002-2011.

Au cours de la période 2002-2004, le débit moyen de la rivière des Envies fut de $11.88 \text{ m}^3/\text{s}$ (station 2). Le débit moyen printanier pour les dates où la qualité de l'eau fut échantillonnée (mars-avril) fut de $46.63 \text{ m}^3/\text{s}$ alors que le débit moyen entre mai et décembre fut de $11.46 \text{ m}^3/\text{s}$. Au cours de la période 2009-2011, le débit moyen printanier a augmenté de 10.95 % alors que le débit moyen en été et en automne a diminué de 8,6 %. Le tableau 3.7 présente les débits moyens au printemps et en été-automne de l'ensemble des stations du bassin versant de la rivière des Envies au cours des périodes avant (2002-2004) et après (2009-2011) restauration.

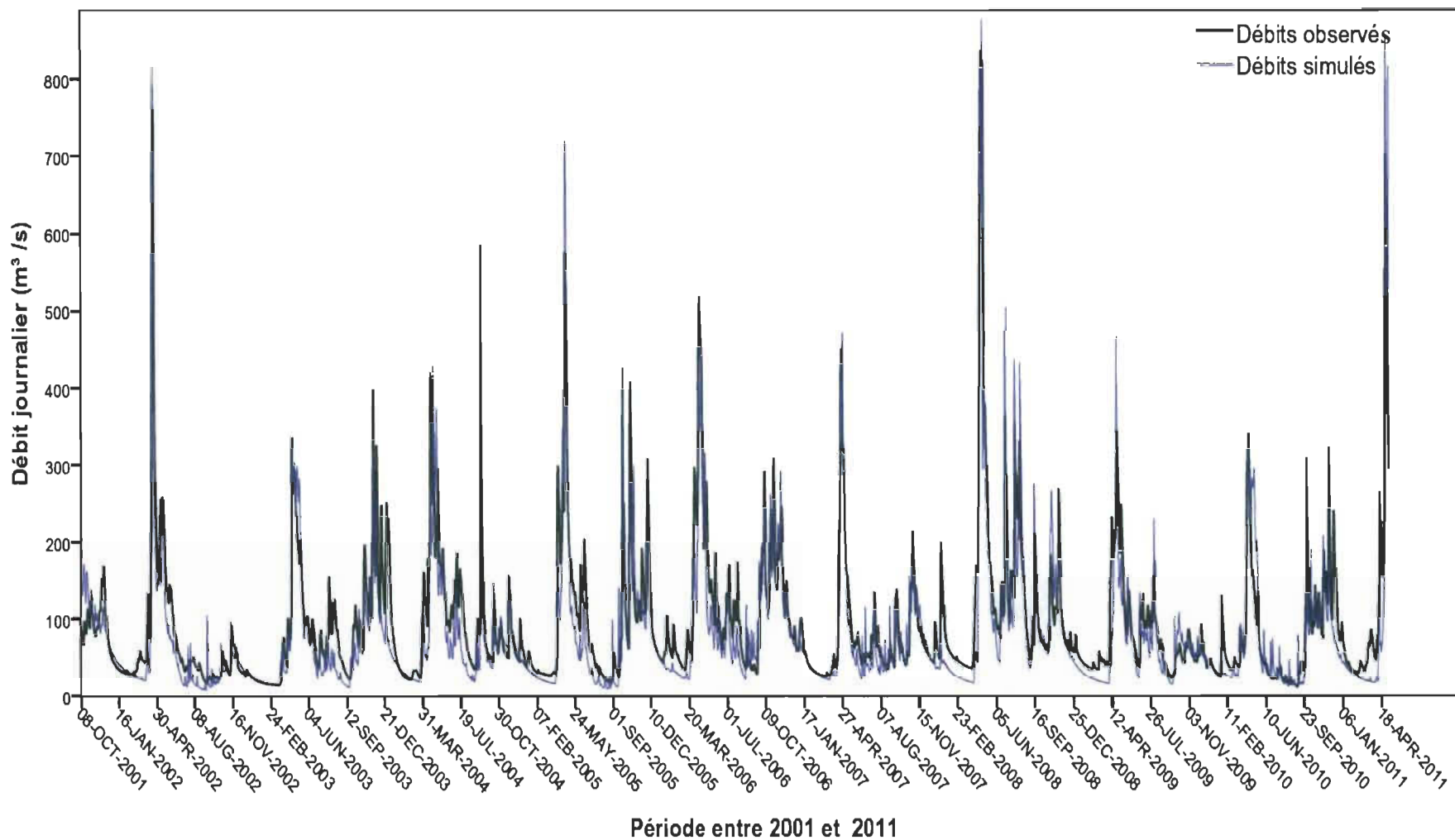


Figure 3.15 : Hydrogramme de la variation hydrologique inter-saisonnière, représentant la correspondance et le synchronisme entre les débits simulés et mesurés à la station hydrométrique située en aval de la rivière des Envies (2001-2011).

Tableau 3.7

Variation hydrologique de la période avant (2001-2004) versus la période après (2009-2011) par groupe de sous-bassins

STATIONS	Groupe de sous-bassins	AVANT		APRÈS		DIFFÉRENCE (%) avant vs. après	
		Crue printanière (mars-avril)	Été-automne (mai-décembre)	Crue printanière (mars-avril)	Été-automne (mai-décembre)	Crue printanière (mars-avril)	Été-automne (mai-décembre)
		(m³/s)	(m³/s)	(m³/s)	(m³/s)	(%)	(%)
2	Tronçon principal	46.63	11.46	51.74	10.47	10.96	-8.64
3	Les sous-bassins agricoles	1.78	0.73	3.47	0.95	94.70	29.79
4	Les sous-bassins agricoles	0.26	0.18	0.99	0.18	275.75	-1.10
5	Tronçon principal	37.73	15.25	42.28	8.61	12.05	-43.54
6	Les sous-bassins agricoles	0.54	0.31	1.37	0.30	151.38	-3.14
7	Tronçon principal	19.16	6.09	17.65	6.99	-7.92	14.71
8	Les sous-bassins agricoles	0.48	0.31	0.49	0.23	2.67	-26.33
9	Les exutoires de lacs	5.29	2.16	2.79	1.23	-47.22	-43.30
10	Les sous-bassins agricoles	0.33	0.23	1.09	0.22	236.48	-3.76
11	Tronçon principal	18.15	5.56	14.99	6.34	-17.43	13.95
12	Les sous-bassins agricoles	0.29	0.13	0.64	0.15	118.65	13.97
13	Tronçon principal	11.69	3.11	8.55	3.47	-26.90	11.53
14	Les sous-bassins forestiers	4.01	1.47	2.86	1.70	-28.68	16.04
15	Les sous-bassins forestiers	1.52	0.46	1.45	0.64	-4.66	40.27
16	Les sous-bassins forestiers	0.50	0.20	0.43	0.24	-14.26	22.61
17	Les sous-bassins forestiers	1.29	0.41	0.87	0.47	-32.72	13.53
18	Tronçon principal	8.42	2.05	6.49	2.12	-22.92	3.41
19	Les exutoires de lacs	8.46	2.05	5.70	2.12	-32.57	3.00
20	Tronçon principal	3.85	1.30	3.03	1.06	-21.47	-19.06
Batiscan (observé)	--	209.97	90.31	184.63	142.10	-12.07	57.35
Batiscan (simulé)	--	217.17	131.27	144.80	142.9	-33.32	8.86

3.8 Impact des pratiques de gestion bénéfiques sur la qualité de l'eau

Les résultats de l'analyse canonique de redondance (ACR) sont présentés dans un diagramme à triple projection aux figures 3.16 et 3.17. Les vecteurs bleus représentent le groupe de variables de la caractérisation agronomique et des PGB (i.e. variables explicatives) et ils sont décrits en détail dans le tableau 2.2. Les acronymes rouges (CF, PT, NT, MES, TUR) réfèrent aux variables de la qualité de l'eau. Les sites correspondent aux stations et sont spatialisés dans le diagramme en fonction de leur interaction avec le groupe de variable de la qualité de l'eau et les variables explicatives, ils sont représentés sous forme alphanumérique (noir) dans le diagramme. Le numéro de la station est suivi des lettres *AV* ou *AP* qui représentent respectivement la période avant intervention et après intervention. L'orientation des flèches informe sur la force de la variation survenue au cours de la période de restauration. La couleur des flèches réfère quant à elle au groupe de sous-bassins dont fait partie la station; les tributaires agricoles sont en jaune et les stations situées sur le tronçon principal de la rivière des Envies en rouge¹. La position d'une station par rapport au gradient d'une variable explicative peut être obtenue en projetant une coordonnée à angle droit sur cette variable. L'orientation des vecteurs vers les variables de la qualité de l'eau signifie une hausse des concentrations alors que l'éloignement signifie une baisse. Le positionnement rapproché des vecteurs bleus (variables environnementales) dans le diagramme à triple projection signifie une forte corrélation alors qu'une orientation de sens opposée signifie une relation inverse.

3.8.1 Influence des PGB sur l'évolution de la qualité de l'eau au printemps

L'ACR de la figure 3.16 illustre la position des stations, avant et après restauration, en relation avec l'augmentation des pratiques de gestion bénéfiques et l'évolution de la qualité de l'eau au printemps. L'axe 1 est fortement influencé par les pratiques culturales (pratique), la fertilisation en azote (FE_N), en phosphore (FE_P) et les labours (labour). En ce qui a trait à l'axe 2, les facteurs qui ont le plus influencé la variation de la qualité de l'eau sont les protections de rive (PR) et les sorties de drain

¹ Les sous-bassins forestiers n'ont pas été traités dans la RDA, puisque les interventions quantifiées ne ciblent que le milieu agricole.

(SDR). On distingue un axe de dégradation de la qualité de l'eau vers la droite du graphique et un axe d'amélioration de la qualité de l'eau à gauche, mise à part le centroïde des coliformes fécaux (cf) qui constitue une dégradation et semble corrélé aux variables environnementales de la fertilisation (FE_N et FE_P). En conséquence, l'orientation des vecteurs des stations vers la gauche du graphique signifie une amélioration de la qualité de l'eau. L'orientation vers la gauche de l'ensemble des stations, dans des proportions différentes, témoigne d'une amélioration généralisée de la qualité de l'eau pour les deux groupes de sous-bassins homogènes au printemps. On constate néanmoins que le positionnement des stations 12, 10 et 4 semble également être influencé par le centroïde *CF*, témoignant d'une détérioration de la qualité de l'eau en ce qui attrait aux concentrations en coliformes fécaux. La médiane des concentrations en coliformes fécaux a augmenté de 159 % au printemps pour le groupe de stations des sous-bassins agricoles et de 46 % pour le groupe de station du tronçon principal de la rivière des Envies. Le positionnement de stations 13 et 18 témoigne d'une amélioration de la qualité de l'eau, mais est influencé par les valeurs faibles de concentration mesurées à ces stations. Les résultats du modèle ont été soumis à un test de permutation, révélant qu'il est statistiquement significatif ($DI(15,7) = 2.07, P < 0.05$).

Interactions entre les interventions et la qualité de l'eau – Printemps

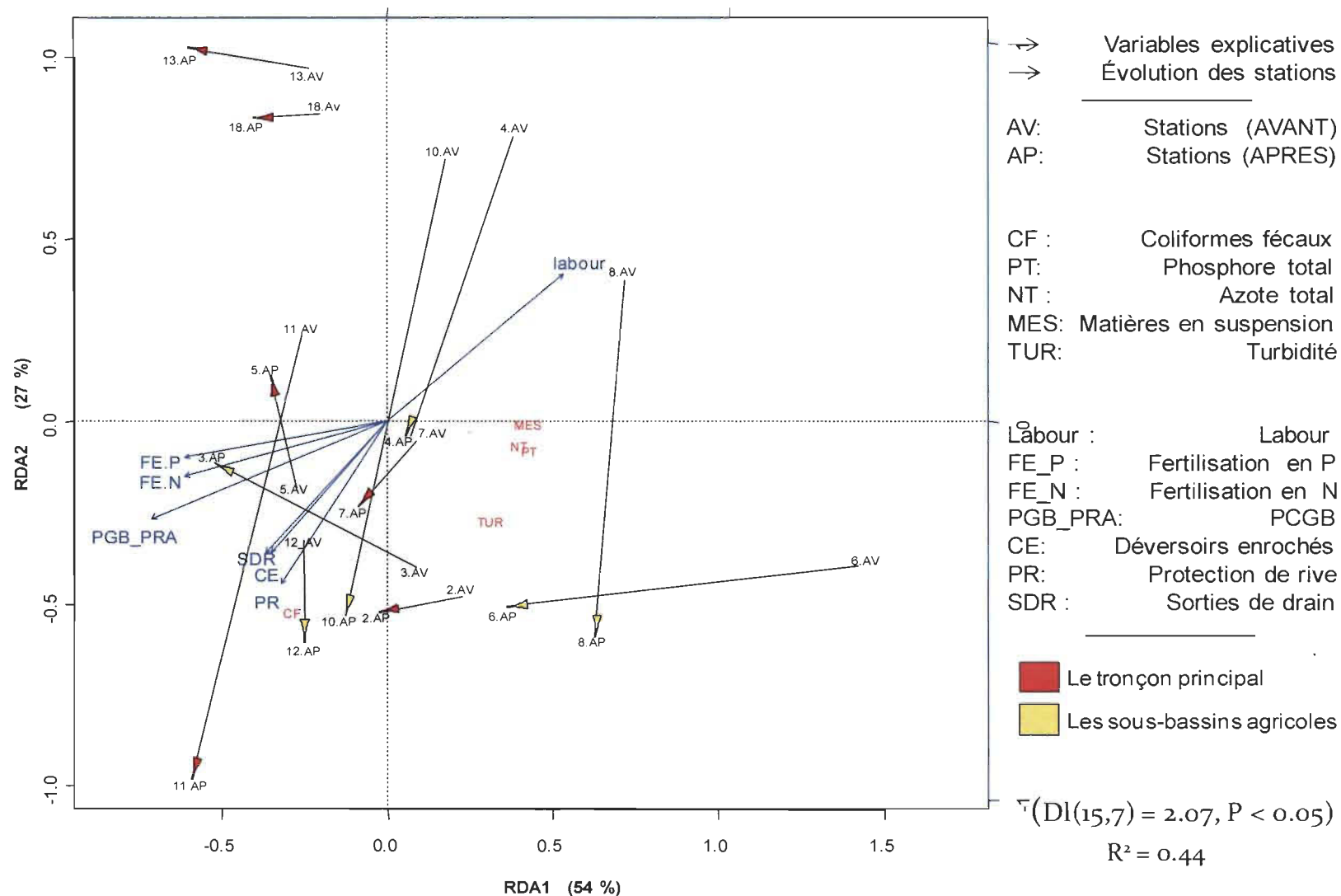


Figure 3.16 : Analyse canonique de redondance (ACR) illustrant la position des stations, avant et après restauration, en relation avec l'augmentation des pratiques de gestion bénéfiques et l'évolution de la qualité de l'eau au printemps.

3.8.2 Influence des PGB sur l'évolution de la qualité de l'eau à l'automne

L'ACR de la figure 3.17 illustre la position des stations, avant et après restauration, en relation avec l'augmentation des pratiques de gestion bénéfiques et l'évolution de la qualité de l'eau l'été et l'automne. Tout comme au printemps (figure 3.16), l'axe 1 est fortement influencé par les pratiques culturales (pratique), la fertilisation en azote (FE_N), en phosphore (FE_P) et les labours (labour). En ce qui a trait à l'axe 2, les facteurs qui ont le plus influencé la variation de la qualité de l'eau sont les protections de rive (PR) et les sorties de drain (SDR). L'interprétation des résultats de l'ACR sur l'évolution de la qualité de l'eau à l'automne s'interprète comme celle de l'évolution de la qualité de l'eau au printemps, mise à part que les axes ont subi une inversion. On distingue alors un axe de dégradation de la qualité de l'eau vers la gauche du graphique et un axe d'amélioration de la qualité de l'eau vers la droite. L'orientation vers la gauche de l'ensemble des stations du groupe de station du tronçon principal, dans des proportions différentes, témoigne d'une amélioration généralisée de la qualité de l'eau pour les deux groupes de sous-bassins homogènes à l'automne. On constate que cette amélioration n'est pas généralisée à l'ensemble des sous-bassins des tributaires agricoles pour la période été et automne, les concentrations en MES, PT et NT ayant augmenté aux stations 3, 4, 8 et 10. Néanmoins, le positionnement des stations 6 et 12 témoigne d'une amélioration de la qualité de l'eau. En général, la médiane des concentrations en phosphore total pour le groupe de sous-bassins des tributaires agricoles a diminué de 6 %, mais les concentrations en azote total, MES et coliformes fécaux ont augmenté respectivement de 23 %, 23 % et 29 % au cours du programme de restauration pour la période hydrologique de mai-décembre. En contrepartie, l'orientation des vecteurs des stations 13 et 18, appartenant au groupe de stations des tributaires agricoles, témoigne d'une nette amélioration de la qualité de l'eau. Le positionnement du vecteur associé aux labours, qui est à l'opposé de l'implantation des pratiques culturales de gestion bénéfiques est, pour la période hydrologique été-automne, fortement corrélé au positionnement du centroïde des MES. Les résultats du modèle de l'évolution de la qualité de l'eau à l'automne ont également été soumis à un test de permutation, révélant qu'il est statistiquement significatif ($DI(15,7) = 2.2$, $P < 0.001$).

Interactions entre les interventions et la qualité de l'eau – Été - Automne

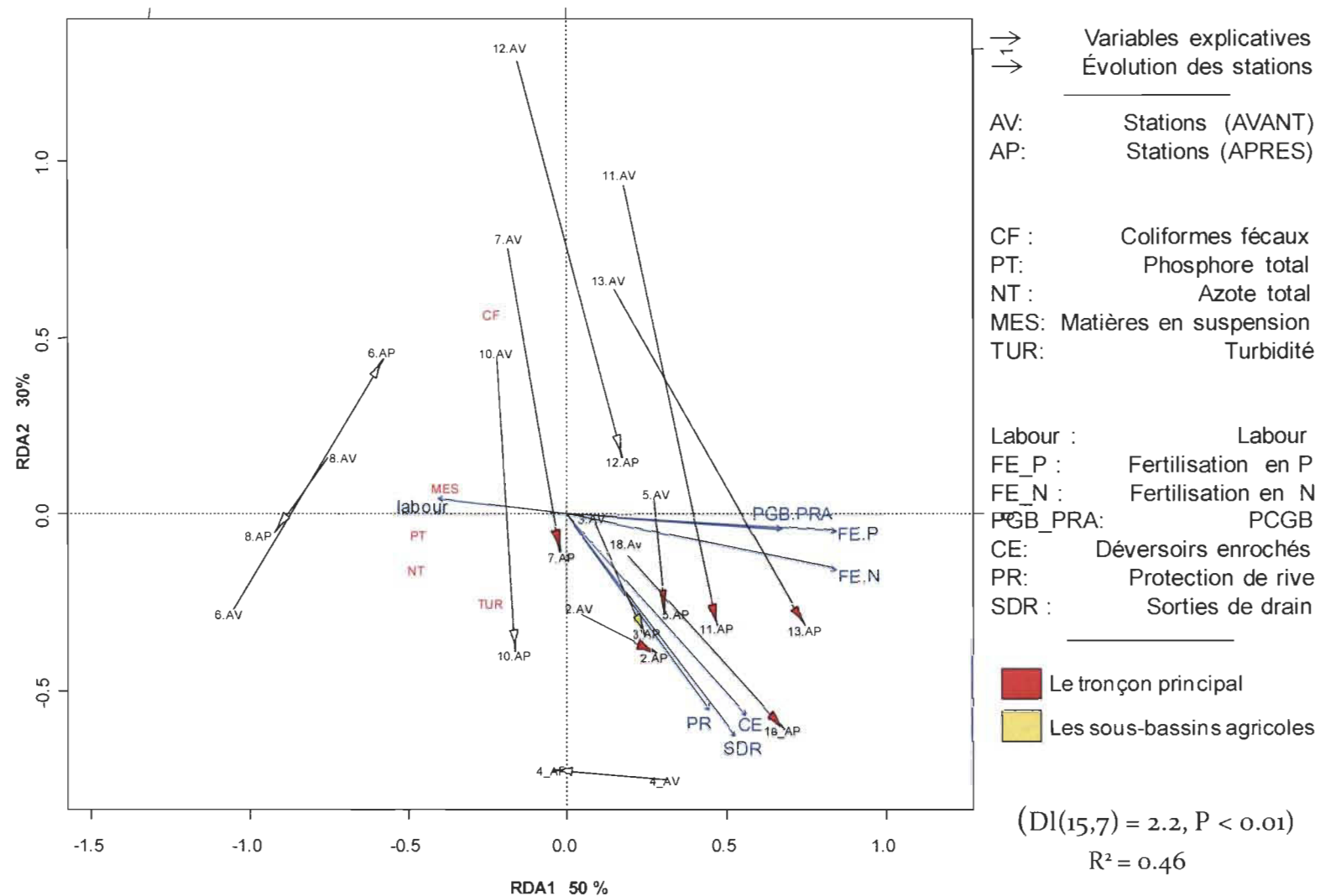


Figure 3.17 : Analyse canonique de redondance (ACR) illustrant la position des stations, avant et après restauration, en relation avec l'augmentation des pratiques de gestion bénéfiques et l'évolution de la qualité de l'eau (l'été et l'automne).

CHAPITRE IV

DISCUSSION

Mesurer l'impact des programmes de restauration sur l'évolution de la qualité de l'eau à l'échelle d'un bassin versant est un processus laborieux et constitue un défi pour les projets planifiés ou en cours de réalisation. En ce qui concerne le programme étudié au cours de cette recherche, les résultats suggèrent que l'évolution de la qualité de l'eau diffère entre les groupes de stations et que la capacité des interventions à améliorer la qualité de l'eau dépend des taux d'implantation des PGB de même que de leur nature. C'est pour cette raison que les résultats seront discutés selon leur appartenance à chacun des groupes en ordre croissant de taux d'intervention.

4.1 La qualité de l'eau des sous-bassins forestiers

Dans le groupe des sous-bassins forestiers, aucune tendance significative ne ressort des analyses de l'évolution de la qualité de l'eau. La qualité de l'eau est demeurée stable entre la période avant et après restauration, malgré une légère détérioration en ce qui a trait aux concentrations en phosphore total mesurées aux stations 14 et 17 de ce groupe de sous-bassins. Cette augmentation des concentrations en phosphore total dans l'eau évolue en parallèle avec les quantités de fertilisants appliqués sur ce territoire au cours de la même période, qui sont passées de 0.01 kg/P₂O₅ à 1.13 kg/P₂O₅/ha. Une diminution des concentrations en azote total dans l'eau a été observée dans une moindre mesure pour ce groupe de bassin alors que les quantités de fertilisants en azote total sont passées de 0.02 kg/N/ha à 0.05 kg/N/ha. Il est important de considérer que ce groupe de sous-bassin n'a été ciblé par aucune intervention ponctuelle et que le gain de superficie géré en pratiques culturales de gestions bénéfiques au cours de la période de restauration n'a été que de 0.1 km². Dans ce cas-ci, aucun changement majeur de l'état de la qualité de l'eau n'a été mesuré pour ce groupe de sous-bassin, cette variation est conforme aux

taux d'interventions réalisées, d'autant plus que ce groupe de sous-bassin est peu soumis aux pressions anthropiques.

4.2 Les tributaires agricoles

Dans le regroupement des sous-bassins de tributaires agricoles, le taux de fertilisation en phosphore est passé en moyenne de 1.13 kg/P₂O₅./ha à 1.3 kg/P₂O₅./ha et le taux de fertilisation en azote est passé de 1.78 kg/P₂O₅./ha à 2.45 kg/P₂O₅./ha. En contrepartie, un gain de 3.56 km² de pratiques culturales de gestion bénéfiques a été mesuré pour ce regroupement de sous-bassins et un total de 193 aménagements hydro-agricoles ont été implantées. Dans les petits tributaires agricoles, on observe une amélioration généralisée de la qualité de l'eau au printemps et, dans une moindre mesure, une dégradation de la qualité de l'eau en été et en automne. Les médianes printanières des concentrations en MES diminuèrent en moyenne de 55 % suite au programme de restauration. Les médianes printanières des concentrations en phosphore total et en azote total ont diminué en moyenne de 25 % et de 23 % respectivement. Les médianes des concentrations en coliformes fécaux ont en général augmenté au printemps, alors qu'en été et en automne leur évolution fut variable selon les stations. La différence de tendance observée quant à l'évolution de la qualité de l'eau entre les deux périodes hydrologiques peut en partie être expliquée par une plus importante activité hydrologique pour la période mai-décembre. Cette variation hydrologique a néanmoins été corrigée par la RDA. Les résultats de l'évolution de la qualité de l'eau et de l'influence des pratiques culturales de gestion bénéfiques et des aménagements hydro-agricoles suggèrent que l'augmentation des superficies en soya aurait favorisé l'augmentation des fertilisants appliqués sur le territoire et que cette dernière aurait eu un impact négatif sur la qualité de l'eau, cet effet a été contrecarré par les mesures de restauration implantées dans ce regroupement de sous-bassins. Alors qu'au niveau des interventions, les résultats suggèrent que les pratiques culturales de gestion bénéfiques, largement influencées par l'implantation du semis direct, qui est passé de 213 ha en 2005 à 951 ha en 2009 (346 % d'augmentation). Cette augmentation a eu davantage d'impact sur l'évolution de la qualité de l'eau que les aménagements hydro-agricoles. La différence entre l'évolution de la station 6 (La branche Carpentier) où la plus forte

amélioration a été mesurée versus l'évolution de la station 8 (Ruisseau des fous) où il y a eu détérioration de l'état de la qualité de l'eau supporte cette hypothèse. Les superficies en pratiques de gestion bénéfiques ont augmenté de 21 % à la station 6, alors que la densité d'aménagements hydro-agricoles est restée plutôt faible (30 aménagements /513 ha), alors qu'à la station 8 les superficies en pratiques de gestion bénéfiques sont restées relativement stables (8 %) bien que la densité d'aménagements hydro-agricole était assez forte (28 aménagements/239 ha.). Cette considération est proposée pour expliquer le positionnement des vecteurs des stations 8 et 6 dans la RDA printemps (figure 3.16) et la RDA automne (figure 3.16) par rapport à l'effet des différents types d'interventions.

4.3 Les stations du tronçon principal de la rivière des Envies

Dans le regroupement des sous-bassins du tronçon principal de la rivière des Envies, le taux de fertilisation en phosphore est passé en moyenne de 1.48 kg/P₂O₅/ha à 1.54 kg/P₂O₅/ha et le taux de fertilisation en azote est passé de 2.34 kg/N/ha à 3.0 kg/N/ha. Les plus fortes augmentations d'épandage de fertilisants ont été mesurées aux stations 5, 7 et 11 alors que l'on constate une diminution des taux de fertilisation à la station 18. Néanmoins, un gain de 5.15 km² de pratiques culturales de gestion bénéfiques a été mesuré pour ce regroupement de sous-bassin et un total de 426 interventions ponctuelles ont été implantées au cours du programme de restauration. Ces taux d'intervention font de ce regroupement de sous-bassin celui qui a été le plus ciblé lors du programme de restauration. De 2002 à 2011, on observe une amélioration généralisée de la qualité de l'eau de la rivière des Envies au printemps. Les médianes printanières des concentrations en matières en suspension (MES) diminuèrent en moyenne de 40 % suite au programme de restauration. Les médianes printanières des concentrations en phosphore total et en azote total diminuèrent en moyenne de 33 % et de 16 % respectivement. L'amélioration de la qualité de l'eau en été et en automne fut plus modeste, mis à part aux stations 13 et 18, situées en amont, où la diminution des concentrations fut similaire ou supérieure à celle observée au printemps. L'azote total a eu par ailleurs tendance à augmenter en été et en automne en aval du bassin versant. Les médianes des concentrations en coliformes fécaux ont systématiquement diminué en été

et en automne, mais ont augmenté à certaines stations au printemps. La différence de tendance observée entre les périodes hydrologiques de mars-avril et de mai-décembre peut en partie être associée aux fluctuations hydrologiques naturelles. Néanmoins, les résultats de l'évolution de la qualité de l'eau, de l'influence des pratiques culturales de gestion bénéfique et des aménagements hydro-agricoles, considèrent ces fluctuations hydrologiques et ils suggèrent que bien que l'augmentation de la fertilisation a atténué les effets bénéfiques engendrés par l'implantation de pratiques culturales de gestion bénéfiques et des aménagements hydro-agricoles, l'amélioration de la qualité de l'eau fut mesurée au printemps, à l'été et à l'automne aux stations 13 et 18. La fertilisation, pour ces deux stations est demeurée stable en ce qui concerne l'azote qui n'a augmenté que de 0.17 kg/N/ha pour la station 13 et de 0.13 kg/N/ha pour la station 18 et la fertilisation en phosphore a diminué de -0.04 kg/P₂O₅/ha pour les deux stations. Dans ces deux sous-bassins, l'augmentation des pratiques culturales de gestion bénéfiques combinée à l'effet des aménagements hydro-agricoles et de la diminution des quantités de fertilisants en phosphore appliqués, a été en mesure d'améliorer la qualité de l'eau de façon significative et systématique pour les deux périodes hydrologiques. L'état de la qualité de l'eau des autres stations de ce regroupement s'est également amélioré quoique dans une moindre mesure. Cette atténuation des effets bénéfiques s'expliquerait par les effets négatifs engendrés par l'augmentation de la fertilisation en N et en P.

4.4 La variabilité saisonnière

Les résultats de notre étude démontrent que la qualité de l'eau s'est améliorée de façon systématique dans les sous-bassins agricoles au printemps, alors qu'elle s'est en partie détériorée en été et en automne, outre les stations 13 et 18 du tronçon principal de la rivière des envies qui n'étaient pas soumis à l'augmentation de la fertilisation. Ces distinctions observées quant à l'évolution de la qualité de l'eau entre les deux périodes hydrologiques sont reconnues dans la littérature comme étant expliqués par les fluctuations hydrologiques favorisant les processus d'érosion. Ces processus sont particulièrement importants lors des premiers épisodes d'évacuation des eaux de fonte au printemps et constituent une importante source de pollution diffuse (Tong et al. 2002). L'étude de Zollweg et Makarewicz (2009), qui a réalisé une étude de type

Avant/Après dans un ruisseau agricole (Graywood, NY) où la pratique de gestion bénéfique la plus répandue était la gestion des taux de fertilisants, fait état d'une réduction des concentrations mesurées dans un sous-bassin agricole de 35 ha, de l'ordre de 80 % pour le phosphore total et de 75 % pour l'azote total. Les auteurs expliquent que les réductions plus fortes des concentrations en phosphore total seraient associées au fait qu'il est, contrairement à l'azote total, surtout exporté lors d'épisodes érosifs de forte intensité (force d'impact de la pluie). Par contre, l'auteur n'a pas été en mesure d'évaluer cette distinction, puisque l'intensité de la pluie n'a pas été quantifiée. Il en est de même pour cette étude, néanmoins, cette considération contribue à l'explication des distinctions observées quant à la réduction plus faible des concentrations en azote versus les réductions en phosphore par rapport à la période après restauration. Relativement peu d'études ont évalué l'efficacité d'une combinaison de pratiques de gestion bénéfiques à améliorer l'état de la qualité de l'eau à l'échelle d'un bassin versant dans des conditions climatiques similaires au Québec. Toutefois, une étude, réalisée par Shipitalo et al. (2000) en parcelle expérimentale au North Appalachian Experimental Watershed (NAEW) près de Coshocton (OH, EUA) a mesuré l'effet de différentes pratiques de conservation des sols. Cette étude apporte les explications suivantes aux différences saisonnières qui peuvent survenir entre les différentes pratiques culturales. Au NAEW, la majorité de l'érosion de surface qui survient sur des parcelles gérées en travail conventionnel survient tard au printemps ou au début de l'été. Durant cette période de l'année, la canopée végétale associée aux cultures annuelles (maïs et soya) est insuffisamment développée pour protéger le sol des impacts de la pluie. Ce phénomène favorise la dégradation des agrégats du sol et favorise la formation d'une croûte en surface qui à son tour favorise les processus d'érosion, lors d'épisodes de pluie de forte intensité. L'auteur note que lorsque ces mêmes types de cultures annuelles (en rangs) sont implantées avec des pratiques de gestion bénéfiques e.g. (travail réduit) la surface intacte du sol protège contre l'impact de la pluie qui à son tour réduit la formation de croûte au sol. À ce moment, l'effet des épisodes pluvieux de forte intensité est alors presque éliminé. Il en est de même pour les pratiques culturales de gestion bénéfiques n'impliquant pas de labour, lesquelles limitent l'érosion de surface ce qui est largement attribuable au pourcentage de résidus ($\geq 30\%$, caractéristique de toutes les pratiques culturales de gestion bénéfiques) qui favorise davantage l'infiltration et ce au détriment

de l'écoulement de surface. Ces considérations confortent les distinctions mesurées quant à l'amélioration de la qualité de l'eau qui était plus forte au printemps qu'elle ne l'était à la période de l'été et de l'automne. L'amélioration de la qualité de l'eau des sous-bassins où des pratiques culturales ont été implantées semble être plus importante au printemps due à la protection plus importante du sol par les résidus en place où le fait de moins altérer la surface protectrice du sol par l'utilisation du labour. En contrepartie les effets bénéfiques des pratiques culturales de gestion bénéfiques, contrairement au travail conventionnel sont davantage atténués pour la période été-automne due à la présence de la canopée végétative qui protège le sol dans les deux types de gestion.

4.5 Impact des pratiques de gestion bénéfiques sur la qualité de l'eau

Quelques études rapportent que malgré une importante variabilité hydrologique interannuelle, l'analyse de l'évolution de la qualité de l'eau, pondérée par les débits, pour les périodes avant et après restauration ont permis des associations entre cette évolution et les interventions réalisées. L'étude de Michaud et al. (2005) a observé une réduction de 25 % quant aux concentrations en P mesurées dans l'eau pendant la période après intervention par rapport à la période de référence, et ce, malgré un accroissement de la proportion des cultures annuelles au cours de la période d'évaluation. Cette amélioration est attribuée à la complémentarité des interventions (Sharpley et al. 2001) associée aux facteurs source (i.e gestion de la fertilisation) et aux facteurs transport (i.e pratiques culturales de gestion bénéfiques et pratiques de gestion bénéfiques ponctuelles) (Michaud et al. 2005). Une autre étude effectuée en contexte expérimental a associé l'effet de PGB implantées (culturales et ponctuelles) à une diminution des concentrations en azote et en phosphore dans l'eau (Gallichand et al. 1998). Ces auteurs rapportent, contrairement à nos résultats, une diminution significative de la concentration en coliformes fécaux retrouvés dans l'eau après la restauration du bassin. Cette distinction, entre l'étude de Gallichand et al. (1998) et la présente étude, pourrait être attribuable à l'évolution à la hausse de la fertilisation (8 % pour le phosphore et 32 % pour l'azote), principalement d'origine organique (89 %) appliquée dans le bassin au cours de la période de restauration. Néanmoins, outre cette distinction, les résultats obtenus par ces auteurs sont comparables à ceux obtenus lors de cette étude, qui ont fait

état d'une diminution des concentrations en phosphore attribuée aux interventions réalisées au cours du programme de restauration, et ce malgré une augmentation de la fertilisation en azote et en phosphore, atténuant leurs effets bénéfiques. L'étude de Michaud et al. (2005), contrairement à cette étude, a davantage attribué cette amélioration de la qualité de l'eau à l'effet des pratiques de gestion bénéfiques ponctuelles. L'auteur note cependant que la variabilité interannuelle du comportement hydrologique dans le bassin versant a limité la possibilité de dissocier l'effet en fonction de la nature des interventions. Les résultats de notre modèle, suggèrent au contraire que le positionnement rapproché des vecteurs des variables environnementales (FE_N) et (FE_P) témoigne que celles-ci sont fortement corrélées ensemble et généralement associées aux forts taux de pratiques culturales de gestion bénéfiques, ce qui est conséquent, puisque ces dernières variables sont caractéristiques des cultures annuelles. D'autre part, les variables de la fertilisation influencent le positionnement de la variable CF (coliformes fécaux). Alors que le positionnement du vecteur labour, qui est orienté vers la dégradation de la qualité de l'eau semble se rapprocher des fortes valeurs de concentration des variables de la qualité de l'eau. Finalement, l'orientation et le positionnement du vecteur *pratique* situé à l'opposé du vecteur labour suggère que cette variable environnementale a eu plus d'impact sur la qualité de l'eau que les aménagements hydro-agricoles (variables environnementales : SDR, CE et PR) qui sont situés à mi-chemin entre les deux. Cette dernière variable était largement explicable par l'augmentation importante du semis direct (346 %), laquelle est reconnue pour être particulièrement efficace dans des cultures annuelles en rang (Shipitalo et al. 2000) telles que le maïs (-2 %) et le soya (130 %). Une autre étude menée à l'échelle du Québec entre 1999 et 2008 (Hébert 2010) a observé une diminution de la concentration en phosphore à 85 stations de mesure réparties sur 50 bassins versants situés sur la rive nord et sud du fleuve Saint-Laurent. Pour 35 de ces stations, situées en tête de bassin versant, dans des secteurs à faible pression anthropique et où les concentrations sont sous le critère de 30 µg/L (MDDEP 2008), la baisse moyenne des concentrations en phosphore mesurées a été de 30 %. En ce qui concerne les 50 autres stations, où les concentrations en phosphore sont supérieures à 30 µg/L, la diminution moyenne a été de 53 %. Cette diminution a été observée dans plusieurs sites localisés dans des bassins versants à forte vocation agricole, et ce, malgré que les superficies en culture et le

cheptel ait crû respectivement de 7 % et 6 %. Cette étude a également observé une hausse des concentrations de l'ordre de 8 % en milieu à faible pression anthropique. L'auteur attribue une portion d'amélioration de l'état de la qualité de l'eau à l'implantation de station d'épuration. Néanmoins, une diminution dans plusieurs bassins versants à vocation agricole où il n'y a eu aucun changement effectué sur l'assainissement urbain, a également été observée. Dans le bassin versant de la rivière des Envies, aucun changement n'a été effectué à la station d'épuration située à proximité de la municipalité de *Saint-Tite* (SOMAE 2010) (figure 2.1, carte de localisation).

4.6 Limites de l'étude

La présente étude s'est concentrée à évaluer l'efficacité des interventions réalisées au cours du programme de restauration de la rivière des Envies. Or, la nature et les taux d'intervention diffèrent entre les programmes de restauration. De plus, il existe des différences entre les types de gestion, l'échelle, le contexte d'implantation et les conditions naturelles de référence entre les divers programmes de restauration. Ces distinctions sont susceptibles de limiter la capacité de comparer les résultats obtenus lors d'études d'évaluation des programmes de restauration. Néanmoins, les résultats de cette étude font état de l'efficacité d'un projet réalisé en démarche d'implantation volontaire à l'échelle d'un bassin versant. Cette échelle de suivi est importante, puisque c'est généralement celle qui est privilégiée pour ce type de programme. Il est essentiel de considérer l'évolution de la qualité de l'eau à cette échelle, de même que l'ensemble des facteurs susceptibles d'influencer cette évolution afin de supporter la planification de projets de restauration de bassins versants agricoles.

4.7 Suivi et temps de réponse

Le suivi de ces variables à grande échelle est un processus laborieux qui doit être réalisé pour évaluer l'impact des interventions sur la qualité de l'eau. Quelques études ayant évalué l'efficacité de programme de restauration font état de la variation du temps de réponse des PGB avant que des tendances d'évolution positive de l'état de la qualité de l'eau ne soient mesurées. Une amélioration des concentrations en phosphore, suite à

l'implantation de PGB, a été mesurée en 2 ans par Gallichand et al. (1998), entre 6 et 15 ans par Coffey et al. (1992), alors qu'une autre étude n'a mesuré aucun changement en 10 ans de suivi (Clausen et al. 1992). Cette question demeure actuellement mitigée, puisque plusieurs facteurs sont en mesure de contrecarrer les effets bénéfiques des pratiques de gestion bénéfiques. Au cours de cette étude, la prémisse d'une diminution de la fertilisation en azote et en phosphore au cours du programme de restauration s'est avérée invalidée par les données mesurées. Il y a eu, entre les périodes avant et après intervention, une augmentation de 33 % des quantités d'azote et de 7 % en phosphore appliquées sur le territoire. Cette variation mesurée est proportionnelle à l'augmentation des cultures annuelles, largement expliquée par l'augmentation de 130 % des superficies en soya, qui a à son tour influencé à la hausse la fertilisation. Cette distinction entre l'état réel de l'évolution des variables dans un bassin versant versus la prémisse de diminution (e.g. l'utilisation de scénarios), parfois utilisée dans la littérature pour évaluer l'efficacité des PGB, aurait pu conduire à des conclusions erronées quant à la capacité des interventions à améliorer la qualité de l'eau. C'est à dire que pour évaluer l'efficacité des PGB à l'échelle de leur implantation, il est important de mesurer l'ensemble des facteurs agronomiques susceptibles d'influencer la qualité de l'eau. Il en est d'autant plus justifié, lorsque le recours à des bassins témoins n'est pas possible. Le recours à la méthode de suivi par sous-bassin témoin peut être limité par plusieurs facteurs tels que la variabilité pédologique, la variabilité spatiale et temporelle et l'étendue du territoire (Gagnon et Gangbazo 2006).

CHAPITRE V

CONCLUSION

L'objectif de cette étude était de mesurer la capacité d'un programme de restauration à améliorer la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant agricole de la rivière des Envies (QC, Canada) en réalisant un suivi de type *avant/après*. Afin de pallier aux lacunes identifiées dans les études précédentes, le suivi a considéré l'ensemble des facteurs influençant la qualité de l'eau à l'échelle d'un bassin versant. Les processus hydrologiques ont été caractérisés par une application du logiciel de modélisation HYDROTEL (Fortin et al. 2001; Turcotte et al. 2001). Les variables agronomiques compilées furent la rotation des cultures, la fertilisation, les pratiques culturales (e.g. labour, travail réduit) et les aménagements hydro-agricoles (e.g. sorties de drain, déversoirs enrochés).

En ce qui concerne les superficies en culture, les résultats démontrent que les superficies en soya ont augmenté de 130 % entre 2004 et 2009, au détriment des autres cultures et des pâturages. Cette augmentation a eu un effet important sur la fertilisation, les quantités totales épandues en phosphore ayant augmenté de 8 % pour la fertilisation en phosphore et de 33 % pour la fertilisation en azote par rapport à la période avant intervention. On observe également une augmentation graduelle des superficies gérées par des pratiques culturales de gestion bénéfiques au détriment des pratiques conventionnelles favorisant l'érosion (i.e. labour). Les superficies en semis direct ont augmenté de 346 % au cours de cette période, au détriment des labours. Les aménagements hydro-agricoles réalisés étaient majoritairement des sorties de drain (334), des avaloirs (19), des voies d'eau engazonnées (19) et des ouvrages de protections de rive (123).

La prise en compte, au cours de cette étude, de la fertilisation et des pratiques culturales a permis d'expliquer une large part de l'évolution de la qualité de l'eau. Dans

la plupart des stations des sous-bassins agricoles, on observe une amélioration généralisée de la qualité de l'eau au printemps et, dans une moindre mesure, une dégradation de la qualité de l'eau en été et en automne. Dans le tronçon principal de la rivière des Envies, on observe également une nette amélioration de la qualité de l'eau au printemps et une amélioration plus modeste en été et en automne, mis à part aux stations 13 et 18, situées en amont, où la diminution des concentrations en été fut similaire ou supérieure à celle observée au printemps. Ces dernières stations n'étaient pas soumises à une augmentation de la fertilisation, ce qui peut expliquer leur meilleure performance en été par rapport aux stations ayant été soumises à davantage de fertilisation.

Les résultats suggèrent également qu'au cours de ce programme de restauration, les pratiques culturales de gestion bénéfiques ont contribué davantage à l'amélioration de la qualité de l'eau que les aménagements hydro-agricoles. La différence observée entre l'évolution de la qualité de l'eau de la station 6, où la plus forte amélioration fut mesurée, versus celle de la station 8, où il y a eu détérioration de l'état de la qualité de l'eau, supporte cette hypothèse. L'amélioration de l'état de la qualité de l'eau de la station 6 était largement expliquée par les fort taux d'implantation de pratiques culturales de gestion bénéfiques (augmentation de 21%) et que très peu par les aménagements hydro-agricoles (30 aménagements/513 ha). À l'inverse, l'évolution de la qualité de l'eau de la station 8 (détérioration) était davantage soumise à une forte densité d'aménagements hydro-agricoles (28 aménagements/239 ha.) que par le taux d'implantation de pratiques culturales de gestion bénéfiques qui est demeuré stable (8%) entre 2004 et 2009.

Cette distinction d'efficacité en ce qui a trait à la capacité des interventions à améliorer la qualité de l'eau doit susciter des questionnements lors d'éventuelles planifications de stratégies de restauration à l'échelle d'un bassin versant agricole. Une reconsidération des priorités d'intervention est d'autant plus justifiée lorsque, tel qu'il fut le cas pour ce programme de restauration, la majorité des coûts impliqués (> 1M\$) étaient destinés à l'implantation d'aménagements hydro-agricoles.

Cependant, certaines précautions sont à considérer et découlent du fait qu'il est actuellement difficile d'isoler complètement l'effet du type d'intervention sur l'évolution de la qualité de l'eau et qu'il est possible que les deux types d'interventions (pratiques culturales et aménagements hydro-agricoles) aient un effet de synergie sur le territoire. C'est à dire que certaines interventions réalisées dans le cadre de ce projet de restauration peuvent avoir un effet complémentaire (e.g. la gestion des fertilisants et les avaloirs). Comme c'est le cas avec les stratégies de réduction du P exporté provenant des eaux de surface du milieu agricole qui doivent se concentrer sur la source et le transport, il devrait en être de même dans des proportions respectant l'efficacité des types d'intervention.

Cette étude a mis en évidence la complexité d'évaluer l'efficacité des programmes de restauration. La multitude des facteurs en cause fait en sorte qu'il est difficile d'isoler leurs effets individuels et combinés. Les facteurs pris en compte dans cette étude étaient la rotation des cultures, la fertilisation, les pratiques culturales et les variations hydrologiques. L'ensemble de ces facteurs n'a pas toujours été pris en compte dans les études précédentes, particulièrement dans les études menées à l'échelle d'un bassin versant où il est difficile de recueillir les données nécessaires. Or les programmes de restauration sont souvent réalisés à l'échelle de petits bassins versants agricoles où il est primordial de tenir compte de l'ensemble des facteurs en cause. La fertilisation et les variations hydrologiques sont notamment souvent négligées dans le suivi des programmes, or ces facteurs peuvent avoir une influence considérable sur l'interprétation des résultats.

BIBLIOGRAPHIE

- Arsenault, É. et Bonn, F. (2005). Evaluation of soil erosion protective cover by crop residues using vegetation indices and spectral mixture analysis of multispectral and hyperspectral data. *CATENA*, 62 (2-3), 157-172.
- Beaudin, I., Michaud, A.R, Beaudet, P. et Giroux, M. (2008). La mobilité du phosphore : du sol au cours d'eau, *Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec*, 1-12.
- Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., et al. (2005). Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science*, 308 (5722), 636-637.
- Boissonneault, Y. (2003). Qualité des eaux de surface du bassin versant de la rivière des Envies. Mémoire de fin de baccalauréat en biologie, *Université du Québec à Trois-Rivières*, 75p.
- Brien, M. (2006). Mesure de l'érosion des berges, du ravinement et de la migration des cours d'eau dans la portion agricole du bassin versant de la rivière des Envies (Québec), *Université du Québec à Trois-Rivières*, ISBN : 978-0-494-24071-7, 1-144.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. et Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8-3, 559-568.
- Cazelais, S., Gagnon A., Laroche R., Savoie V., Guillou M., Chrétien F., et Breune I. (2008). Diagnostic et solutions des problèmes d'érosion des berges de cours d'eau, *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, 1-14.
- CEAEQ. (2010). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec., Analyses de laboratoire., MA. 300 - NTPT 1.1. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/analyses/index.htm>. Accédé le 5 avril 2011.
- CEAEQ. (2011). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec., Analyses de laboratoire., MA. 700 - Fec.Ec 1.0. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/analyses/>. Accédé le 5 avril 2011.

- Cemagref. (1993). Cahier des clauses techniques générales applicables à la maîtrise d'œuvre des travaux d'assainissement et de drainage des terres agricoles – Révision 1, Ministère de l'Agriculture, ND.
- Cey, E., Rudolph, D. L., Aravena, R. et Parkin, G. (1999). Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology*, 37 (1-2), 45-67.
- Clausen, J. C., Meals D.W. et Cassell E.A. (1992). Estimation of lag time for water quality response to BMPs. Dans : *Proc. Natl. RCWP Symp.*, Orlando, FL, EPA/625/R-92/006, 173-180.
- Coffey, S., J. Spooner, D.E. Line, J.A. Gale, J.A. Arnold, D.L. Osmond, et Humenik. F.J. (1992). Elements of a model program for nonpoint source pollution control. Proceedings of the National Rural Clean Water Program Symposium - 10 years of controlling non point source pollution: The RCWP experience. EPA, /625/R-92/006, 361-374.
- Cook, M. G., Hunt, P. G., Stone, K. C. et Canterbury, J. H. (1996). Reducing diffuse pollution through implementation of agricultural best management practices: A case study. *Water Science and Technology*, 33, pp. 191-196.
- D'Arcy, B., et Frost, A. (2001). The role of best management practices in alleviating water quality problems associated with diffuse pollution. *The Science of The Total Environment*, 265 (1-3), 359-367.
- Deslandes J., Beaudin, I., Michaud, A., Bonn, F. et Madramootoo, C. A. (2007). Influence of landscape and cropping system on phosphorus mobility within the Pike River watershed of southwestern Quebec: model parameterization and validation, *Canadian Water Resources Journal* 32(1): 21(22).
- Dodds, W.K., Jones, J.R., et 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.
- Duchemin, M. et Hogue, R. (2009). Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 131 (1-2), 85-97.

- Edwards, D. R., Daniel, T. C., Scott, H. D., Murdoch, J. F., Habiger, M. J. et Burks, H. M. (1996). Stream quality impacts of best management practices in a northwestern Arkansas basin. *Water Resources Bulletin*, 32 (3), 499-509.
- Evans R. O., Parsons, J. E., Stone, K. et Wells, W. B. (1992). Water table management on a watershed scale, *Journal of Soil & Water Conservation* 47(1): 58-64.
- Fisher D. S., Steiner, J. L., Endale D. M., Stuedemann J. A., Schomberg H. H. et Franzluebbbers, A. J. (2000). The relationship of land use practices to surface water quality in the Upper Oconee Watershed of Georgia, *Forest Ecology and Management* 128(1-2): 39-48.
- Fortin, J. P., Turcotte, R., Massicotte, S., Moussa, R., Fitzback, J. et Villeneuve, J. P. (2001). Distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data. I: Description of model. *Journal of Hydrologic Engineering*, 6 (2), 91-99.
- Gagnon, E. et G. Gangbazo. (2006). Dispositifs expérimentaux permettant d'évaluer l'effet de la mise en oeuvre de bonnes pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, Québec, *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs*, ISBN-13 : 978-2-550-47420-3, ISBN-10 : 2-550-47420, 1-8.
- Gallichand, J., Aubin, E., Baril, P. et Debailleul, G. (1998). Water quality improvement at the watershed scale in an animal production area. *Canadian Agricultural Engineering*, 40 (2), 67-77.
- Gilliam, J. W. (1995). Phosphorus control strategies. *Ecological Engineering*, 5 (2-3), 405-414.
- Giroux M., Duchemin M., Michaud A.R., Beaudin I., Landry C., Enright P., Madramootoo C.A. et Laverdière M.R. (2008). Relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P total et assimilable des sols pour différentes cultures. *Agrosolutions*, vol.19, n2, 5-14.
- Gouvernement du Québec (2002). Règlement sur les exploitations agricoles – Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2, a. 31, 53.30, 70, 109.1 et 124.1, http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R26.htm
- Greenwood N. (1986). Eroding soil – the off-farm impacts *Growth and Change* 17(2): 79-80.

- Guérin J. et Parent L. É. (2007). Agri-environmental thresholds using Mehlich III soil phosphorus saturation index for vegetables in Histosols. *Journal of Environmental Quality* 36(4): 975-982.
- Guillou, M. (2008). Voies d'eau et rigoles d'interception engazonnées, *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, 1-1.
- Gustard, A., Bullock A. et Dixon J. M. (1992). Low flow estimation in the United Kingdom. *Report - UK Institute of Hydrology*, 108.
- Hamilton, P. A. et Miller T. L. (2002). Lessons from the national water-quality assessment. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (1), 16A-21A.
- Haycock, N. E. et Pinay G. (1993). Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *Journal of Environmental Quality*, 22 (2), 273-278.
- Hébert, S. (1996). Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec, *Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec*. 1-17.
- Hébert, S. (2010). Résumé des conférences : État de situation du phosphore dans nos rivières., *Proceedings of Forum Sciences Environnement*, 1 décembre 2010, Amphithéâtre Daniel-Johnson, Québec.
- Inamdar, S. P., Mostaghimi, S., McClellan, P. W. et Brannan, K. M. (2001). BMP impacts on sediment and nutrient yields from an agricultural watershed in the Coastal Plain region. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 44 (5), 1191-1200.
- Jutras S., Rousseau A.N. et Clerc C. (2009). Implementation of a peatland-specific water budget algorithm in HYDROTEL, *Centre Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE)*, Ouranos, 33 p.
- Ketcheson, J.W., Stonehouse, D.P. (1983). Conservation tillage in Ontario. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38, 253–254.
- Kinnell P.I.A., Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review, *Journal of Hydrology In Press*, Corrected Proof.
- Lamarre G. (2009). Déversoir enroché, *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, 1-9.

- Lapp, P., Madramootoo, C. A., Enright, P., Papineau, F. et Perrone, J. (1998). Water quality of an intensive agricultural watershed in Quebec. *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (2), 427-437.
- Lavigne M.P., Barcelo. D., Duschene, S., Villeneuve J.P, Rousseau, A.N., Tremblay, S. et Tauler. R. (2008). Coupling empirical and deterministic models to assess surface water contamination, International Congress on Environmental Modelling and Software, IEMS S, 11 p.
- Lavigne P.M. et Rousseau A.N. (2007). Modélisation du régime hydrologique et de l'impact des coupes forestières sur l'écoulement du ruisseau des eaux-volées à l'aide d'HYDROTEL, *INRS-ETE*, 28 p.
- Leduc C. et A. G. Roy (1990). The impact of land drainage on the morphology of streams in the Cookshire area, Quebec, 44(2): 235-239.
- Legendre, P., and L. Legendre. (1998). *Numerical ecology. Second edition*. Elsevier, Amsterdam, The Netherland. 20, pp. 1-853.
- Lemunyon J. L. et R. G. Gilbert (1993). The concept and need for a phosphorus assessment tool, *J. Prod. Agric.* 6: 483–496.
- Lenat D. et J. K. Crawford (1994). Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams, *Hydrobiologia* 294(3): 185-199.
- Ludwig R., I. May, R. Turcotte, L. Vescovi, M.C. Braun, J.-F. Fortin, L.-G. Chaumont, D. Biner, S. Chartier, I. Caya et Mauser W. (2009). The role of hydrological model complexity and uncertainty in climate change impact assessment, *Adv. Geosci.*, 21: 63-71.
- Makarewicz, J. C. (2009). Nonpoint source reduction to the nearshore zone via watershed management practices: Nutrient fluxes, fate, transport and biotic responses - Background and objectives. *Journal of Great Lakes Research*, 35 (SUPPL. 1), 3-9.
- Mallarino A. P., Stewart B. M., Baker J. L., Downing J.A. et Sayer J. E. (2005) Background and basic concepts of the Iowa phosphorus index. A support document of the *USDA-NRCS* field Office technical note 25. États-Unis. 1-11.
- Massicotte D., Chouinard P., Ménard O., Laverdière M. (2000). Guide des pratiques de conservation en grandes cultures, *CRAAQ*, 1-9.

- McDowell T. R. et J. M. Omernik (1979). Non-point source-stream nutrient level relationships: a nationwide study. Supplement 1: nutrient map reliability, Final report, nd.
- McDowell R. W., Sharpley A. N., Kleinman P. J. A. (2002). Integrating phosphorus and nitrogen decision management at watershed scales. *Journal of the American Water Resources Association*, 38 (2), 479-491.
- MDDEP. (2007). Guide d'interprétation, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Ministère du développement durable, de l'environnement et des Parcs du Québec, *Direction des politiques de l'eau*, 148 p.
- MDDEP. (2011). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs : Critères de qualité de l'eau de surface.
www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp. Accédé le 12 avril 2011.
- Meals, D. W. (1996). Watershed-scale response to agricultural diffuse pollution control programs in Vermont, USA. *Water Science and Technology*, 33, pp. 197-204.
- Mehlich A. (1984). "Mehlich 3 soil test extractant: a modification of Mehlich 2 extractant, *Communications in Soil Science & Plant Analysis* 15(12): 1409-1416.
- Michaud A. R. et M. R. Laverdière. (2004). Cropping, soil type and manure application effects on phosphorus export and bioavailability, *Canadian Journal of Soil Science* 84(3): 295-305.
- Michaud, A. R., Beaudin, I., Deslandes, J., Bonn, F. et Madramootoo, C. A. (2007). SWAT-predicted influence of different landscape and cropping system alterations on phosphorus mobility within the Pike River watershed of south-western Québec. *Canadian Journal of Soil Science*, 87 (3), 329-344.
- Michaud, A.R., Lauzier, R., Laverdière M.R. (2005). Phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau Au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets. Québec. *Agrosol*, 16 (1) : 47-60.
- Michaud, A.R., Giroux M., Beaudin I., Desjardins J., Gagné G., Duchemin M., Deslandes J., Landry C., Beudet P. et Lagacé J. (2008). ODEP; un Outil de diagnostic des exportations de phosphore, Projet « Gestion du risque associé aux facteurs source et transport du phosphore des sols cultivés au Québec ». *Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA)* et le *Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ)*, 1-111.

- Ministry of the Environnement (2006). Clean Water Act, MOE, 1-12.
- Minville M., Brissette F., Krau S., et Leconte. R. (2009). Adaptation to climate change in the management of a Canadian water-resources system exploited.
- Nash, J. E. et Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282-290.
- Nédélec Y. (2005). Interactions en crue entre drainage souterrain et assainissement agricole, Cemagref, 1-235.
- Oksanen, J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Simpson G., Stevens M.H. et al. (2010) Vegan: community ecology package. R package version 1.13-1. Disponible à : <http://vegan.r-forge.r-project.org>.
- Orlandini S., Moretti G., Franchini M., Aldighieri B. et Testa B. (2003). Path-based methods for the determination of nondispersive drainage directions in grid-based digital elevation models, *Water Resources Research* 39(6): TNN11-TNN18.
- Pellerin A., Parent L. É., Tremblay C., Fortin J., Tremblay G. et Landry C.P. (2006). Agri-environmental models using Mehlich-III soil phosphorus saturation index for corn in Quebec, *Canadian Journal of Soil Science* 86(5): 897-910.
- Pellerin A., Parent L. É., Tremblay C., Fortin J., Tremblay G. et Landry C. P. (2006 b). Agri-environmental models using Mehlich-III soil phosphorus saturation index for corn in Quebec, *Canadian Journal of Soil Science* 86(5): 897-910.
- Perrone J. et C. A. Madramootoo., (1997). Use of AGNPS for watershed modeling in Quebec., *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 40(5): 1349-1354.
- Poiree M. et C. Ollier., (1973). Assainissement agricole - Drainage par tuyaux ou fossés - aménagement des cours d'eau et émissaires, *Eyrolles*, ND.
- Porter K.S., (1980). An evaluation of sources of nitrogen as causes of ground water contamination in Nassau County, Long Island, *Ground Water* 18(6): 617-624.
- Potvin, R., Gagnon, A., Laroche, R., Savoie, V., Guillou, M., Lamarre, G., Poisson G., Chrétien, F. et Breune, I. (2008). Aménagement des sorties de drains, *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, 1-6.

- Quilbé R., et A. N. Rousseau. (2007). GIBSI: An integrated modelling system for watershed management - Sample applications and current developments, *Hydrology and Earth System Sciences* 11(6): 1785-1795.
- Rao N. S., Easton Z. M., Schneiderman E. M., Zion M. S., Lee D. R. et Steenhuis, T. S., (2009). *Modeling watershed-scale effectiveness of agricultural best management practices to reduce phosphorus loading*, *Journal of Environmental Management* 90(3): 1385-1395.
- Reddy, K. R. et Jawitz, J. W. (2010). Soil and Water Quality: Integral Components of Watershed Management. *Journal of Crop Improvement*, 24 (1), 60-69.
- Renard K. G., Foster G. R., Weesies G. A. et Porter J. P. (1991). "RUSLE: revised universal soil loss equation, *Journal of Soil & Water Conservation* 46(1): 30-33.
- Ricard R. et Rousseau A.N., (2008). Évaluation du modèle HYDROTEL à estimer la recharge des aquifères : application sur le bassin versant de la rivière Châteauguay, *INRS-ETE*, 194 p.
- Rousseau A. N., Mailhot A., Gariépy S., Salvano, E. et Villeneuve J. P. (2002). Computation of probability of exceeding environmental load allocations from point and diffuse sources using the integrated modeling system GIBSI, *INRS*, 15(SPECIAL): 121-148.
- Royer, A., Rousseau A.N., Fortin J.-P., et Turcotte R. (2006). PHYSITEL, un SIG pour la mise en place de modèles hydrologiques. Affiche présentée dans le cadre du deuxième symposium scientifique d'Ouranos sur la climatologie et adaptation à l'échelle régionale, 2-3 novembre 2006, Montréal, Qc, Canada.
- Sarangi, A., Madramootoo, C. A., Enright, P. et Chandrasekharan, H. (2005). Prediction of spatial variability of phosphorous over the ST-esprit watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 168 (1-4), 267-288.
- Sharpley A.N., Daniel T., Sims J., Lemunyon R., Stevens R. et Parry S., (2003). *Agricultural Phosphorus and Eutrophication*, Second Edition, United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-149, 44p.
- Sharpley, A. N. et Smith, S. J. (1994). Wheat tillage and water quality in the Southern plains. *Soil and Tillage Research*, 30 (1), 33-48.

- Sharpley, A. N., McDowell, R. W., Weld, J. L. et Kleinman, P. J. A. (2001). Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality*, 30 (6), 2026-2036.
- Simard R.R., et S. Beauchemin (2002). Relationship between soil phosphorus content and phosphorus concentration in drainage water in two agroecosystems, Relation entre la richesse du sol en phosphore et la concentration en phosphore de l'eau de drainage dans deux agro-écosystèmes, *INRS*, 15(SPECIAL): 109-120.
- Sims, J. T., Simard R. R. et Joern B. C. (1998). Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 277-293.
- SOMAE. (2010). Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux : Programme de suivi. <http://www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/suivi-des-ouvrages-dassainissement/> (Accédé le 5 avril 2011).
- Spaling H. et B. Smit (1993). Cumulative environmental change: Conceptual frameworks, evaluation approaches, and institutional perspectives, *Environmental Management*, 17(5): 587-600.
- Spaling H. et B. Smit (1995). Agroecosystem health and cumulative effects assessment: An application to land drainage and wetlands, *Ecosystem Health* 1(4): 260-272.
- Spooner J. and D. E. Line (1993). Effective monitoring strategies for demonstrating water quality changes from nonpoint source controls on a watershed scale, *Water Science and Technology*, 28(3-5): 143-148.
- Stämpfi N., (2007). Avaloirs et puisards, *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, 1-8.
- Ter Braak, C. J. F. (1994). Canonical community ordination. Part I: basic theory and linear methods. *Ecoscience*, 1 (2), 127-140.
- Tong, S. T. Y. et Chen, W. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 66 (4), 377-393.
- Tuppad, P., Santhi, C. et Srinivasan, R. (2010). Assessing BMP effectiveness: Multiprocedure analysis of observed water quality data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170 (1-4), 315-329.

- Turcotte, R., Fortin, J. P., Rousseau, A. N., Massicotte, S. et Villeneuve, J. P. (2001). Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology*, 240 (3-4), 225-242.
- US Environmental Protection Agency (1972). The Challenge of the Environment: A Primer on EPA's Statutory Authority, *EPA publication*, 1-5.
- US Environmental Protection Agency, (1977). Statement by Douglas M. Costle on Enactment of the *Clean Water Act* of 1977, 1-2.
- Vadas P. A., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N. et Turner, B. L. (2005). Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: A single extraction coefficient for water quality modeling, *Journal of Environmental Quality* 34(2): 572-580.
- Villeneuve J. P., Hubert, P., Mailhot, A. et Rousseau, A. N. (1998). Hydrological modeling and water management, La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau 11(*SPEC. ISS.*): 19-39.
- Wall G.J., Coote D.R., E.A. Pringle et Shelton I. J. (2002). RUSLE-CAN - Équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada: Manuel pour l'évaluation des pertes de sols causées par l'érosion hydrique au Canada, Direction générale de la recherche, *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, No de contribution 02-91, 117 p.
- Walter M. F., Steenhuis T. S. et Haith D. A. (1979). Nonpoint source pollution-control by soil and water conservation practices", *Transactions of the Asae*, 22(4): 834-840.
- Weld, J. L., Parsons, R. L., Beegle, D. B., Sharpley, A. N., Gburek, W. J. et Clouser, W. R. (2002). Evaluation of phosphorus-based nutrient management strategies in Pennsylvania. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (6), 448-454.
- Yates, A. G., Bailey, R. C. et Schwindt, J. A. (2007). Effectiveness of best management practices in improving stream ecosystem quality. *Hydrobiologia*, 583 (1), 331-344.
- Zollweg, J. et Makarewicz, J. C. (2009). Detecting effects of Best Management Practices on rain events generating nonpoint source pollution in agricultural watersheds using a physically-based stratagem. *Journal of Great Lakes Research*, 35 (SUPPL. 1), 37-42.

APPENDICE A

DONNÉES DE QUALITÉ DE L'EAU 2002-2011 PAR STATIONS

Tableau A.1

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 2

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.0	6.8	45	11.0	7.0	30	580	21
Max	6.1	9.7	137	113.0	186.0	300	1870	260
Médiane	2.0	7.1	52	35.0	47.7	93	1040	85
Moyenne géométrique*	2.2	7.5	63	36.8	40.6	96	1083	80
Écart type	2.1	1.0	29	31.4	57.7	92	423	82
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		13%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	0.0	6.9	50	2.0	3.8	30	250	10
Max	26.0	7.7	182	41.0	38.0	140	1700	6000
Médiane	14.5	7.3	101	13.0	9.3	56	640	90
Moyenne géométrique*	14.2	7.3	100	12.5	10.5	55	727	131
Écart type	7.0	0.2	36	10.1	7.8	25	408	1301
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		38%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.0	6.6	41	11.0	2.7	12	360	20
Max	8.6	8.8	120	141.3	113.3	180	1300	1600
Médiane	4.1	7.1	57	54.3	22.0	59	855	78
Moyenne géométrique*	3.9	7.3	64	49.4	20.5	66	787	98
Écart type	3.2	0.6	26	46.2	34.9	55	286	424
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						93%		29%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.5	6.6	25	6.7	3.0	28	360	20
Max	28.0	7.8	150	53.1	77.6	190	2200	4300
Médiane	11.0	7.3	93	13.0	7.6	44	710	80
Moyenne géométrique*	12.0	7.2	96	16.8	9.6	54	758	121
Écart type	8.0	0.3	30	16.5	17.4	34	454	871
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						97%		27%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	1.6	-0.2	1	12.6	-20.1	-31	-296	18
%	73%	-3%	1%	34%	-49%	-32%	-27%	23%
Été-automne (mai-décembre)	-2.1	-0.1	-4	4.3	-1.0	-1	31	-10
%	-15%	-1%	-4%	34%	-9%	-2%	4%	-7%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	2.1	0.0	5.0	19.3	-25.7	-34.0	-185.0	-7.0
%	106%	1%	10%	55%	-54%	-37%	-18%	-8%
Été-automne (mai-décembre)	-3.5	0.0	-8.0	0.0	-1.7	-12.0	70.0	-10.0
%	-24%	0%	-8%	0%	-19%	-21%	11%	-11%

Tableau A.2

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 3

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.1	6.6	64	23.0	47.4	50	1390	60
Max	7.2	8.1	94	61.0	67.2	170	1850	210
Médiane	1.4	7.2	94	35.0	57.3	100	1700	100
Moyenne géométrique*	2.9	7.3	83	36.6	56.4	95	1635	108
Écart type	3.8	0.8	17	19.4	14.0	60	235	78
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		33%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	0.9	7.0	128	5.8	5.4	30	510	64
Max	21.3	7.5	292	28.0	22.1	90	1130	5600
Médiane	15.8	7.1	175	11.1	7.7	60	880	200
Moyenne géométrique*	14.0	7.2	184	11.8	9.0	60	759	270
Écart type	6.3	0.2	61	8.5	5.1	21	263	1795
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		56%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.0	7.0	70	14.9	0.7	48	410	2
Max	9.7	7.3	112	53.0	29.0	100	1400	160
Médiane	4.6	7.2	98	25.7	10.5	63	1100	78
Moyenne géométrique*	4.6	7.1	94	24.8	7.8	67	911	45
Écart type	3.3	0.1	17	13.9	10.3	19	392	56
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.4	6.4	146	8.2	1.0	27	400	40
Max	24.1	8.1	180	114.7	90.0	290	1600	6000
Médiane	10.3	7.3	159	25.0	12.4	61	1050	190
Moyenne géométrique*	9.5	7.3	161	23.4	11.1	64	1030	266
Écart type	7.7	0.5	11	26.9	22.5	68	382	1801
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						92%		46%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	1.7	-0.1	11	-11.8	-48.7	-28	-724	-63
%	60%	-2%	13%	-32%	-86%	-29%	-44%	-58%
Été-automne (mai-décembre)	-4.5	0.1	-23	11.6	2.1	4	271	-4
%	-32%	1%	-13%	99%	24%	7%	36%	-1%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	3.2	0.0	3.5	-9.3	-46.8	-37.0	-600.0	-22.0
%	225%	0%	4%	-27%	-82%	-37%	-35%	-22%
Été-automne (mai-décembre)	-5.4	0.2	-16.0	13.9	4.8	1.0	170.0	-10.0
%	-34%	2%	-9%	125%	62%	2%	19%	-5%

Tableau A.3

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 4

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.1	6.8	70	37.0	11.7	60	1650	5
Max	8.0	8.3	169	80.0	71.5	170	2900	136
Médiane	2.6	7.9	113	70.0	36.3	130	2100	13
Moyenne géométrique*	3.4	7.7	110	60.2	30.9	110	2098	17
Écart type	3.0	0.6	34	19.3	23.8	44	471	51
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	2.3	7.1	163	11.0	8.1	40	520	42
Max	25.0	8.2	447	81.0	33.3	250	4000	1200
Médiane	15.3	7.6	245	21.0	17.7	60	1135	109
Moyenne géométrique*	14.2	7.6	259	22.5	18.4	76	1272	156
Écart type	6.6	0.4	104	24.9	8.2	67	1134	368
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		40%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.4	6.8	104	17.7	5.0	46	960	2
Max	8.5	8.8	169	190.7	159.0	260	2100	300
Médiane	3.4	7.2	135	63.3	22.2	130	1800	46
Moyenne géométrique*	3.6	7.4	129	63.3	26.3	108	1516	33
Écart type	3.3	0.7	25	57.9	50.1	68	448	85
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		9%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.4	6.8	185	16.2	1.3	20	710	30
Max	23.0	7.6	270	114.0	82.4	190	3200	3000
Médiane	12.1	7.3	226	39.0	20.8	74	2000	170
Moyenne géométrique*	10.3	7.2	226	40.7	21.9	77	1905	226
Écart type	7.6	0.3	29	28.7	23.9	47	715	852
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						92%		46%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	0.2	-0.3	20	3.1	-4.6	-3	-582	16
%	6%	-4%	18%	5%	-15%	-2%	-28%	93%
Été-automne (mai-décembre)	-3.9	-0.3	-33	18.3	3.5	1	633	70
%	-27%	-4%	-13%	81%	19%	1%	50%	45%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	0.9	-0.7	22.5	-6.7	-14.1	0.0	-300.0	33.0
%	35%	-9%	20%	-10%	-39%	0%	-14%	254%
Été-automne (mai-décembre)	-3.2	-0.3	-19.0	18.0	3.1	14.0	865.0	61.0
%	-21%	-4%	-8%	86%	17%	23%	76%	56%

Tableau A.4

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 5

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.5	6.9	38	18.0	19.7	50	470	13
Max	5.7	8.4	63	86.0	120.1	320	1310	800
Médiane	2.7	7.8	42	35.5	54.7	110	790	95
Moyenne géométrique*	2.8	7.7	46	34.8	49.3	123	815	110
Écart type	1.8	0.6	10	27.1	41.3	111	329	293
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		33%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.8	7.0	52	5.4	5.8	40	530	110
Max	25.0	7.8	186	95.0	58.7	240	2100	6000
Médiane	15.8	7.3	121	12.0	11.9	60	755	280
Moyenne géométrique*	14.7	7.4	101	14.2	13.2	76	880	688
Écart type	6.9	0.3	47	31.9	15.2	61	558	2732
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		80%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.4	7.4	35	13.8	5.7	39	120	2
Max	8.0	9.5	93	148.3	117.0	390	1200	310
Médiane	3.7	7.8	50	43.4	26.1	89	730	53
Moyenne géométrique*	3.5	8.1	54	39.9	25.0	100	598	57
Écart type	2.8	0.8	23	45.1	36.0	105	317	118
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		30%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.5	7.0	57	11.3	1.3	30	380	60
Max	23.5	8.3	156	109.3	103.4	230	1700	4300
Médiane	10.2	7.6	91	20.2	10.0	63	870	220
Moyenne géométrique*	10.0	7.5	93	24.7	12.2	67	879	279
Écart type	7.7	0.4	30	26.4	30.4	52	410	1227
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		50%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	0.7	0.4	7	5.2	-24.3	-23	-216	-53
%	24%	6%	16%	15%	-49%	-19%	-27%	-48%
Été-automne (mai-décembre)	-4.7	0.2	-9	10.5	-1.1	-9	-2	-408
%	-32%	2%	-9%	74%	-8%	-12%	0%	-59%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	1.0	0.0	8.1	7.9	-28.6	-21.0	-60.0	-42.0
%	36%	0%	19%	22%	-52%	-19%	-8%	-44%
Été-automne (mai-décembre)	-5.6	0.3	-30.0	8.2	-1.9	3.0	115.0	-60.0
%	-35%	4%	-25%	68%	-16%	5%	15%	-21%

Tableau A.5

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 6

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.2	7.2	98	45.0	43.2	100	2000	2
Max	6.0	8.8	164	260.0	284.7	570	4200	127
Médiane	2.3	8.0	140	199.5	237.7	380	2550	31
Moyenne géométrique*	2.9	8.0	131	148.8	181.0	336	2628	28
Écart type	2.3	0.5	28	89.0	92.5	157	813	48
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	0.8	7.4	202	19.0	4.8	40	450	64
Max	21.0	8.4	421	100.0	127.8	230	7100	6000
Médiane	13.0	7.8	235	38.0	28.4	170	1980	260
Moyenne géométrique*	12.0	7.8	267	41.4	24.3	145	1612	359
Écart type	5.9	0.3	91	27.0	35.0	62	2093	1980
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		56%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.7	7.5	115	29.0	5.0	23	660	2
Max	5.0	9.1	188	388.0	308.0	500	2300	160
Médiane	3.5	7.9	156	113.7	45.7	150	1600	64
Moyenne géométrique*	3.0	8.0	146	118.4	48.6	143	1413	51
Écart type	1.8	0.6	27	132.3	114.1	156	527	44
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						91%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.5	7.2	80	21.6	2.4	52	600	30
Max	19.8	8.5	356	203.0	86.4	300	7800	6000
Médiane	9.3	7.7	201	35.5	25.5	100	1800	1000
Moyenne géométrique*	8.1	7.7	181	52.4	25.1	114	1909	690
Écart type	6.3	0.4	94	53.9	27.1	68	1800	2561
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		64%
Tendance 2002-2011								
	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	0.1	0.0	15	-30.4	-132.4	-193	-1215	23
%	4%	0%	12%	-20%	-73%	-57%	-46%	81%
Été-automne (mai-décembre)	-4.0	0.0	-86	11.0	0.7	-32	297	331
%	-33%	-1%	-32%	27%	3%	-22%	18%	92%
Différence entre les médianes								
Crue printanière (mars-avril)	1.3	-0.1	16.0	-85.8	-192.0	-230.0	-950.0	33.5
%	56%	-2%	11%	-43%	-81%	-61%	-37%	110%
Été-automne (mai-décembre)	-3.7	0.0	-34.0	-2.5	-2.9	-70.0	-180.0	740.0
%	-28%	0%	-14%	-7%	-10%	-41%	-9%	285%

Tableau A.6

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 7

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.6	6.6	37	18.2	16.4	30	450	11
Max	7.9	8.4	55	51.0	129.9	300	1250	1200
Médiane	3.2	7.6	42	27.0	40.9	85	730	54
Moyenne géométrique*	3.9	7.4	44	29.2	45.0	102	751	61
Écart type	2.4	0.7	7	15.3	51.2	123	293	471
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		17%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	6.1	7.0	49	9.8	6.1	50	460	42
Max	21.7	7.5	163	39.0	32.8	220	1420	6000
Médiane	17.0	7.2	98	13.0	9.6	60	695	565
Moyenne géométrique*	15.1	7.2	93	15.1	11.1	73	769	495
Écart type	5.6	0.2	42	10.3	7.6	52	312	2208
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		70%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.3	7.1	33	11.2	1.0	30	300	30
Max	7.3	8.5	80	85.3	75.7	260	1100	1800
Médiane	3.5	7.4	44	34.0	28.3	58	710	66
Moyenne géométrique*	3.3	7.5	47	33.2	15.9	69	652	89
Écart type	2.6	0.5	19	24.4	25.9	67	291	521
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		9%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.5	6.4	17	6.9	3.8	32	380	56
Max	23.4	8.1	216	52.0	75.1	180	2300	2700
Médiane	11.9	7.5	84	16.5	8.7	58	810	150
Moyenne géométrique*	9.9	7.3	78	18.3	11.3	61	782	216
Écart type	7.7	0.6	55	13.9	22.8	40	478	817
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		36%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	-0.6	0.1	3	4.0	-29.1	-33	-99	28
%	-15%	1%	6%	14%	-65%	-32%	-13%	46%
Été-automne (mai-décembre)	-5.2	0.1	-16	3.3	0.2	-11	13	-279
%	-34%	1%	-17%	22%	2%	-16%	2%	-56%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	0.3	-0.2	1.8	7.0	-12.6	-27.0	-20.0	12.5
%	9%	-2%	4%	26%	-31%	-32%	-3%	23%
Été-automne (mai-décembre)	-5.1	0.3	-14.0	3.5	-0.9	-2.5	115.0	-415.0
%	-30%	4%	-14%	27%	-10%	-4%	17%	-73%

Tableau A.7

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 8

Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.2	6.7	65	22.0	4.2	100	1600	2
Max	6.9	8.6	140	103.0	81.0	220	2500	240
Médiane	1.9	7.7	114	37.5	31.3	170	2150	18
Moyenne géométrique*	2.8	7.7	104	39.0	27.1	161	2064	22
Écart type	2.7	0.6	28	30.0	25.1	43	328	92
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		17%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	6.1	6.9	144	8.2	2.0	130	680	90
Max	21.0	7.8	318	71.0	17.4	650	3800	6000
Médiane	13.7	7.7	206	15.5	9.5	180	2100	330
Moyenne géométrique*	12.9	7.5	215	18.2	8.7	236	1712	589
Écart type	5.0	0.3	74	23.9	4.8	208	1221	2476
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		78%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.3	7.2	69	19.3	3.0	75	590	30
Max	6.6	7.6	151	189.7	94.0	200	3200	200
Médiane	3.8	7.4	110	76.1	45.0	130	1700	60
Moyenne géométrique*	3.9	7.4	110	57.4	28.9	132	1544	75
Écart type	2.1	0.2	31	56.8	31.7	44	921	69
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		13%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.4	6.8	84	19.2	2.0	55	1100	52
Max	21.1	7.8	264	96.3	91.6	370	4100	6000
Médiane	10.3	7.5	202	37.0	18.2	135	2300	315
Moyenne géométrique*	9.6	7.5	193	42.3	16.6	129	2301	382
Écart type	7.0	0.4	59	29.2	23.3	95	924	2177
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		50%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	1.2	-0.3	6	18.4	1.9	-29	-520	53
%	43%	-4%	5%	47%	7%	-18%	-25%	238%
Été-automne (mai-décembre)	-3.3	-0.1	-23	24.1	7.9	-107	590	-207
%	-26%	-1%	-11%	133%	91%	-45%	34%	-35%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	1.9	-0.4	-4.0	38.6	13.7	-40.0	-450.0	42.5
%	105%	-5%	-4%	103%	44%	-24%	-21%	243%
Été-automne (mai-décembre)	-3.4	-0.1	-5.0	21.5	8.6	-45.0	200.0	-15.0
%	-25%	-2%	-2%	139%	91%	-25%	10%	-5%

Tableau A.8

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-201 : station 9

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	3.2	6.5	64	1.1	1.3	10	240	2
Max	7.6	8.2	119	6.7	4.9	50	440	7
Médiane	4.8	7.4	97	2.6	2.6	10	300	2
Moyenne géométrique*	5.2	7.4	90	2.5	2.7	15	301	2
Écart type	1.6	0.6	21	2.1	1.3	16	71	2
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						17%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	3.0	6.9	111	0.8	0.2	10	180	3
Max	25.4	9.1	127	2.1	3.7	10	430	200
Médiane	17.2	7.3	118	1.2	0.8	10	245	73
Moyenne géométrique*	15.8	7.5	119	1.3	1.0	10	261	46
Écart type	6.9	0.7	6	0.5	1.1	0	77	59
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						0%		10%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.9	6.4	55	3.4	0.1	2	330	2
Max	10.2	7.9	131	12.2	29.0	91	540	80
Médiane	4.6	7.1	108	5.7	2.8	8	420	2
Moyenne géométrique*	4.9	7.1	93	6.0	3.5	10	410	4
Écart type	3.3	0.5	26	3.0	10.2	26	64	23
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						27%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.1	7.2	114	3.2	0.1	2	210	2
Max	25.9	8.5	216	15.3	69.8	29	350	400
Médiane	16.9	7.6	124	5.8	4.3	12	290	9
Moyenne géométrique*	12.6	7.7	130	6.2	3.7	12	287	14
Écart type	8.6	0.4	32	3.0	18.1	8	40	123
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						0%		14%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	-0.3	-0.3	2	3.5	0.8	-4	110	2
%	-6%	-4%	3%	139%	31%	-30%	37%	67%
Été-automne (mai-décembre)	-3.2	0.2	11	4.9	2.7	2	26	-33
%	-20%	2%	9%	372%	276%	17%	10%	-71%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	-0.2	-0.3	11.5	3.1	0.2	-2.0	120.0	0.0
%	-4%	-4%	12%	121%	6%	-20%	40%	0%
Été-automne (mai-décembre)	-0.3	0.3	6.0	4.6	3.6	2.0	45.0	-64.5
%	-2%	4%	5%	380%	472%	20%	18%	-88%

Tableau A.9

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 10

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.1	6.8	92	17.0	23.7	70	2200	3
Max	4.2	10.1	190	46.0	48.6	190	3500	210
Médiane	1.6	8.0	157	26.5	30.9	155	2550	22
Moyenne géométrique*	2.0	8.2	148	28.1	32.4	140	2637	22
Écart type	1.8	1.3	39	12.5	9.6	43	455	79
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		17%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	0.6	7.1	213	16.0	4.7	40	730	90
Max	18.0	9.1	567	59.0	88.4	410	4400	6000
Médiane	13.0	7.4	297	22.0	18.5	90	1615	925
Moyenne géométrique*	11.1	7.6	311	25.8	15.7	119	1609	816
Écart type	5.3	0.7	118	15.3	22.4	132	1116	2110
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		80%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.0	7.3	126	19.2	6.3	7	550	10
Max	6.0	8.3	233	82.3	75.3	210	2800	420
Médiane	3.4	7.8	177	56.9	15.7	120	2300	100
Moyenne géométrique*	3.2	7.8	183	43.4	20.3	82	1802	83
Écart type	2.0	0.4	41	25.5	26.7	62	741	118
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						91%		18%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.0	6.8	255	16.3	1.0	56	1200	62
Max	21.1	7.9	344	67.7	72.0	240	4500	6000
Médiane	11.0	7.7	306	28.0	20.0	100	2500	290
Moyenne géométrique*	10.1	7.6	299	31.8	18.0	110	2284	410
Écart type	6.0	0.4	33	21.1	18.6	59	1074	1730
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		62%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	1.3	-0.4	35	15.3	-12.1	-57	-835	61
%	64%	-5%	23%	54%	-37%	-41%	-32%	277%
Été-automne (mai-décembre)	-1.0	0.0	-11	6.1	2.3	-9	675	-407
%	-9%	0%	-4%	24%	15%	-8%	42%	-50%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	1.8	-0.3	20.0	30.4	-15.2	-35.0	-250.0	78.0
%	114%	-3%	13%	115%	-49%	-23%	-10%	355%
Été-automne (mai-décembre)	-2.0	0.3	9.0	6.0	1.5	10.0	885.0	-635.0
%	-15%	5%	3%	27%	8%	11%	55%	-69%

Tableau A.10

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 11

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.2	6.5	31	9.8	13.3	30	450	7
Max	4.9	8.7	46	30.0	74.2	150	890	550
Médiane	2.2	7.5	36	16.1	24.2	65	590	48
Moyenne géométrique*	2.6	7.4	37	16.3	26.7	67	622	51
Écart type	1.4	0.8	6	7.3	23.1	47	170	209
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		17%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.1	6.1	42	7.7	5.1	20	370	140
Max	20.4	7.3	143	41.0	27.0	130	1270	6000
Médiane	15.0	7.1	91	11.0	10.2	35	530	655
Moyenne géométrique*	13.3	7.0	79	13.9	10.8	41	581	893
Écart type	6.3	0.4	34	11.5	6.6	35	289	2331
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						90%		90%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.5	7.3	32	5.4	2.7	19	210	30
Max	6.9	8.4	59	71.0	77.5	110	1000	6000
Médiane	3.5	7.8	35	39.7	15.7	37	570	220
Moyenne géométrique*	3.3	7.8	40	30.2	14.7	42	501	248
Écart type	2.4	0.4	12	21.9	23.1	32	225	1918
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						82%		55%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.3	6.7	48	6.4	2.0	17	300	2
Max	22.9	7.8	84	53.1	50.4	110	1000	1900
Médiane	11.6	7.4	64	18.4	7.4	35	500	100
Moyenne géométrique*	11.1	7.4	64	19.5	7.7	36	518	116
Écart type	6.7	0.4	11	18.3	15.0	27	179	582
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						71%		29%
Tendance 2002-2011								
Différence entre les moyennes géométriques								
Crue printanière (mars-avril)	0.7	0.5	2	14.0	-12.0	-25	-122	196
%	29%	6%	6%	86%	-45%	-38%	-20%	381%
Été-automne (mai-décembre)	-2.2	0.4	-14	5.6	-3.0	-5	-63	-776
%	-17%	6%	-18%	40%	-28%	-13%	-11%	-87%
Différence entre les médianes								
Crue printanière (mars-avril)	1.3	0.3	-1.2	23.6	-8.5	-28.0	-20.0	172.0
%	60%	4%	-3%	146%	-35%	-43%	-3%	358%
Été-automne (mai-décembre)	-3.4	0.3	-27.0	7.4	-2.8	-0.5	-30.0	-555.0
%	-22%	5%	-30%	67%	-28%	-1%	-6%	-85%

Tableau A.11

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 12

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.4	7.1	79	17.0	15.0	50	940	58
Max	3.4	9.5	165	50.0	97.5	170	1550	260
Médiane	2.6	7.6	136	38.5	48.3	115	1080	112
Moyenne géométrique*	2.5	7.9	126	34.1	41.8	104	1172	119
Écart type	0.8	0.9	32	11.4	28.2	41	252	75
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		17%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	3.0	7.0	33	7.0	5.4	30	760	700
Max	17.0	7.3	220	37.0	46.5	180	2700	6000
Médiane	12.5	7.2	175	14.0	16.0	65	1080	2950
Moyenne géométrique*	11.4	7.2	143	15.5	15.6	71	1238	2166
Écart type	4.6	0.1	62	10.6	14.3	48	631	2111
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		100%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.8	7.3	58	12.9	0.1	40	580	88
Max	8.2	8.5	198	216.0	312.0	390	1500	560
Médiane	5.3	7.6	143	63.3	36.9	110	860	130
Moyenne géométrique*	4.7	7.7	132	51.8	24.9	120	856	160
Écart type	2.3	0.4	47	62.6	98.2	124	243	147
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		36%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.5	6.8	140	7.6	2.6	25	710	110
Max	18.0	7.9	225	76.5	49.2	440	1800	6000
Médiane	11.2	7.7	157	15.6	11.3	61	920	400
Moyenne géométrique*	9.0	7.5	164	22.1	11.3	73	946	700
Écart type	5.8	0.4	26	27.1	15.5	104	272	2068
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						93%		93%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	2.2	-0.2	6	17.6	-16.9	16	-316	41
%	88%	-3%	5%	52%	-40%	15%	-27%	34%
Été-automne (mai-décembre)	-2.4	0.3	21	6.6	-4.3	2	-292	-1466
%	-21%	4%	14%	42%	-27%	3%	-24%	-68%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	2.8	0.0	7.0	24.8	-11.4	-5.0	-220.0	18.5
%	109%	-1%	5%	65%	-24%	-4%	-20%	17%
Été-automne (mai-décembre)	-1.3	0.4	-18.0	1.6	-4.7	-4.5	-160.0	-2550.0
%	-10%	6%	-10%	11%	-29%	-7%	-15%	-86%

Tableau A.12

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 13

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.2	6.2	26	10.0	5.5	10	440	5
Max	5.4	9.1	38	22.0	24.8	140	1060	62
Médiane	2.3	7.2	32	18.6	14.3	50	770	16
Moyenne géométrique*	2.7	7.3	32	17.3	13.0	42	698	17
Écart type	1.5	1.2	6	4.5	6.8	47	226	22
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						67%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.2	6.0	36	13.0	6.1	30	360	21
Max	22.0	7.3	87	32.0	33.8	100	1020	3300
Médiane	15.5	6.9	79	18.0	14.3	55	570	625
Moyenne géométrique*	14.0	6.9	61	18.6	15.4	55	583	538
Écart type	6.8	0.4	24	6.7	7.6	22	199	1003
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		90%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.2	7.4	26	8.9	0.1	16	300	2
Max	13.7	8.0	53	70.7	29.3	86	810	480
Médiane	4.5	7.6	33	24.4	7.5	31	450	14
Moyenne géométrique*	5.8	7.6	34	23.0	4.4	32	467	18
Écart type	4.0	0.2	10	18.1	10.4	21	157	150
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						50%		10%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.5	6.1	43	3.4	3.6	21	370	3
Max	24.1	8.5	64	26.0	60.0	85	1400	2100
Médiane	12.7	7.7	53	15.0	6.8	33	510	110
Moyenne géométrique*	10.6	7.4	53	14.1	8.1	38	547	104
Écart type	7.8	0.8	6	6.9	14.8	19	277	572
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						79%		43%
Tendance 2002-2011								
Différence entre les moyennes géométriques								
Crue printanière (mars-avril)	3.1	0.4	2	5.6	-8.6	-11	-231	1
%	113%	5%	8%	32%	-66%	-25%	-33%	7%
Été-automne (mai-décembre)	-3.4	0.5	-7	-4.5	-7.3	-17	-36	-434
%	-24%	8%	-12%	-24%	-47%	-31%	-6%	-81%
Différence entre les médianes								
Crue printanière (mars-avril)	2.2	0.5	1.0	5.8	-6.8	-19.5	-320.0	-1.5
%	97%	7%	3%	31%	-48%	-39%	-42%	-10%
Été-automne (mai-décembre)	-2.8	0.8	-26.0	-3.0	-7.5	-22.0	-60.0	-515.0
%	-18%	11%	-33%	-17%	-52%	-40%	-11%	-82%

Tableau A.13

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 14

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.3	6.8	30	0.8	3.0	10	250	2
Max	3.2	9.4	44	3.6	31.2	130	350	7
Médiane	1.8	7.3	34	1.9	8.1	15	285	4
Moyenne géométrique*	2.1	7.5	35	1.7	8.8	19	290	4
Écart type	0.8	0.9	5	1.1	13.1	48	35	2
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						0%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	2.0	6.7	35	0.5	0.1	10	160	7
Max	22.6	7.6	89	2.7	12.1	10	250	116
Médiane	14.1	7.2	67	0.8	0.6	10	200	47
Moyenne géométrique*	12.9	7.2	59	0.8	0.7	10	200	40
Écart type	6.8	0.3	21	0.8	3.3	0	32	38
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						0%		0%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.4	7.3	16	3.0	0.1	2	120	2
Max	8.7	8.1	45	10.4	23.0	40	370	11
Médiane	1.8	7.6	30	4.3	5.7	17	290	3
Moyenne géométrique*	3.5	7.6	29	5.1	3.8	15	261	3
Écart type	3.0	0.4	9	2.5	6.1	15	69	3
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						45%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	0.1	6.3	24	1.9	0.3	4	180	2
Max	22.7	8.0	68	11.8	28.0	68	360	180
Médiane	14.1	7.4	53	4.5	3.1	13	240	15
Moyenne géométrique*	11.0	7.3	49	4.7	3.1	14	237	13
Écart type	7.1	0.6	13	3.2	8.1	19	52	47
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						21%		0%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	1.4	0.1	-5	3.4	-5.0	-5	-29	0
%	65%	2%	-16%	198%	-57%	-24%	-10%	-12%
Été-automne (mai-décembre)	-1.9	0.1	-10	3.8	2.4	4	37	-27
%	-15%	2%	-17%	453%	366%	40%	19%	-68%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	0.0	0.3	-4.0	2.5	-2.5	2.0	5.0	-1.0
%	-2%	4%	-12%	134%	-30%	13%	2%	-25%
Été-automne (mai-décembre)	0.0	0.3	-14.0	3.8	2.6	3.0	40.0	-31.5
%	0%	4%	-21%	487%	442%	30%	20%	-68%

Tableau A.14

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 15

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		μS/cm	UTN	mg/L	μg/L	μg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.3	6.0	20	2.9	2.9	20	280	2
Max	5.6	8.7	30	15.2	46.2	130	490	11
Médiane	0.8	7.3	25	5.7	11.4	25	400	4
Moyenne géométrique*	1.9	7.2	25	5.7	11.8	34	390	4
Écart type	2.1	0.9	4	4.5	15.7	43	80	3
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						50%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.0	6.5	38	2.6	1.0	10	310	8
Max	18.0	7.1	76	6.1	8.0	30	620	330
Médiane	12.8	6.9	57	4.7	2.6	15	425	89
Moyenne géométrique*	11.9	6.9	56	4.4	2.9	15	425	63
Écart type	5.3	0.2	15	1.1	2.3	7	91	92
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						10%		10%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.1	7.1	22	5.5	0.3	10	270	2
Max	8.7	8.1	41	36.4	36.7	34	500	18
Médiane	4.0	7.4	24	8.7	4.7	16	350	7
Moyenne géométrique*	4.1	7.5	27	10.6	4.7	17	343	7
Écart type	3.3	0.4	7	8.7	10.6	8	66	5
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						9%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.5	6.1	34	2.6	0.1	17	310	3
Max	20.3	7.8	60	20.0	23.3	66	620	540
Médiane	12.5	7.4	47	8.7	5.5	25	370	46
Moyenne géométrique*	10.4	7.1	45	7.9	3.4	27	393	30
Écart type	6.0	0.7	8	5.2	6.1	15	95	148
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						42%		8%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	2.2	0.3	2	4.9	-7.1	-17	-47	3
%	118%	4%	9%	86%	-60%	-50%	-12%	83%
Été-automne (mai-décembre)	-1.6	0.2	-11	3.5	0.5	12	-32	-33
%	-13%	3%	-19%	79%	19%	84%	-7%	-52%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	3.2	0.1	-1.0	3.0	-6.7	-9.0	-50.0	3.5
%	429%	2%	-4%	53%	-59%	-36%	-13%	100%
Été-automne (mai-décembre)	-0.3	0.6	-10.5	4.0	2.9	10.0	-55.0	-42.5
%	-3%	8%	-18%	86%	108%	67%	-13%	-48%

Tableau A.15

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 16

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.6	6.8	18	0.7	0.1	10	250	2
Max	2.3	8.7	28	2.4	11.3	120	470	5
Médiane	1.3	7.2	24	1.3	1.2	15	425	2
Moyenne géométrique*	1.4	7.4	24	1.2	1.5	19	381	2
Écart type	0.6	0.7	3	0.6	4.7	44	83	1
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						17%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.3	6.6	29	0.5	0.1	10	220	8
Max	22.8	7.3	44	0.8	1.5	10	660	1600
Médiane	13.3	7.0	35	0.6	0.7	10	375	38
Moyenne géométrique*	12.6	7.0	35	0.6	0.5	10	359	58
Écart type	6.7	0.2	6	0.1	0.4	0	129	493
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						0%		20%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.8	7.1	18	1.5	0.1	2	250	2
Max	6.2	7.6	33	13.0	5.7	38	410	3
Médiane	2.7	7.3	22	4.3	1.7	9	330	2
Moyenne géométrique*	3.0	7.3	23	4.7	1	10	322	2
Écart type	1.8	0.2	5	3.5	2.0	11	53	0
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						9%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.4	6.1	25	1.3	0.1	4	250	2
Max	22.1	7.8	38	14.3	36.0	55	510	110
Médiane	13.6	7.2	35	3.5	1.6	8	310	8
Moyenne géométrique*	10.8	7.1	33	4.0	2.3	10	354	13
Écart type	7.6	0.7	5	3.3	10.9	15	102	35
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						21%		0%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	1.6	0.0	-1	3.5	-0.4	-9	-60	0
%	118%	-1%	-3%	283%	-28%	-50%	-16%	-17%
Été-automne (mai-décembre)	-1.8	0.2	-2	3.3	1.8	0	-5	-45
%	-14%	2%	-7%	522%	329%	-2%	-1%	-77%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	1.4	0.1	-2.3	3.1	0.5	-6.0	-95.0	0.0
%	114%	2%	-9%	244%	38%	-40%	-22%	0%
Été-automne (mai-décembre)	0.3	0.2	0.0	2.8	0.9	-2.0	-64.5	-30.0
%	2%	4%	0%	440%	136%	-20%	-17%	-79%

Tableau A.16

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 17

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.1	5.2	12	0.7	0.6	10	250	2
Max	2.4	7.8	22	3.0	9.4	110	380	2
Médiane	0.9	6.7	18	1.9	3.6	10	330	2
Moyenne géométrique*	1.2	6.4	17	1.7	3.0	15	321	2
Écart type	0.8	1.0	3	0.7	3.6	41	58	0
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						17%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.0	5.3	21	0.8	0.3	10	210	3
Max	19.0	7.2	44	23.0	24.9	50	680	1100
Médiane	13.6	6.3	31	2.2	2.7	10	355	87
Moyenne géométrique*	12.1	6.3	29	3.0	3.2	14	350	67
Écart type	5.8	0.6	9	8.0	8.2	15	138	352
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						20%		30%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.0	6.0	3	1.9	0.1	2	240	2
Max	7.2	7.5	20	15.1	21.3	39	410	8
Médiane	2.7	6.6	18	10.0	3.4	14	310	2
Moyenne géométrique*	3.4	6.7	14	7.6	2.7	11	314	3
Écart type	2.2	0.5	6	4.3	6.2	10	45	2
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						9%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.5	5.3	14	1.8	0.1	6	230	2
Max	22.9	7.8	98	12.5	22.0	78	470	320
Médiane	13.2	7.1	21	5.7	3.0	23	320	8
Moyenne géométrique*	10.1	6.9	25	5.5	2.4	19	311	15
Écart type	7.6	0.8	26	2.7	6.3	20	78	85
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						29%		7%
Tendance 2002-2011								
Différence entre les moyennes géométriques								
Crue printanière (mars-avril)	2.2	0.3	-4	5.9	-0.3	-4	-7	1
%	193%	4%	-21%	355%	-11%	-28%	-2%	33%
Été-automne (mai-décembre)	-1.9	0.6	-4	2.5	-0.8	4	-39	-52
%	-16%	10%	-14%	84%	-25%	30%	-11%	-77%
Différence entre les médianes								
Crue printanière (mars-avril)	1.8	0.0	0.0	8.2	-0.2	4.0	-20.0	0.0
%	203%	-1%	0%	442%	-6%	40%	-6%	0%
Été-automne (mai-décembre)	-0.3	0.8	-10.0	3.5	0.3	13.0	-35.0	-79.5
%	-2%	13%	-32%	159%	9%	130%	-10%	-91%

Tableau A.17

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 18

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.4	6.5	36	9.8	10.4	30	400	2
Max	2.8	8.1	76	56.0	73.0	190	1230	109
Médiane	1.9	7.3	43	19.5	19.8	60	685	19
Moyenne géométrique*	2.0	7.2	48	23.6	24.9	72	735	15
Écart type	0.5	0.6	16	20.2	25.8	72	339	40
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.4	6.3	37	7.7	2.8	30	320	34
Max	21.2	7.4	110	34.0	17.6	130	3700	4000
Médiane	14.7	7.1	83	16.0	13.5	70	650	170
Moyenne géométrique*	12.9	7.0	67	15.2	10.8	69	723	228
Écart type	6.5	0.4	30	8.3	4.4	30	1002	1216
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		50%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.3	6.8	29	11.0	3.3	24	350	2
Max	6.3	8.0	57	84.0	66.0	130	1100	100
Médiane	3.3	7.3	37	22.0	15.3	45	540	20
Moyenne géométrique*	3.9	7.3	38	25.5	15.3	47	567	15
Écart type	2.0	0.5	10	24.4	20.1	33	229	31
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						89%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	-0.1	6.0	51	3.4	0.1	15	380	7
Max	22.6	7.6	115	21.9	75.2	120	1600	560
Médiane	13.3	7.2	65	11.7	5.8	38	560	62
Moyenne géométrique*	10.7	7.0	68	10.8	6.4	44	640	52
Écart type	7.3	0.6	20	6.5	22.4	32	340	176
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						79%		14%
Tendance 2002-2011								
Différence entre les moyennes géométriques								
Crue printanière (mars-avril)	1.9	0.1	-10	1.9	-9.6	-26	-169	0
%	94%	2%	-21%	8%	-38%	-36%	-23%	1%
Été-automne (mai-décembre)	-2.2	0.0	1	-4.4	-4.3	-25	-83	-176
%	-17%	0%	1%	-29%	-40%	-36%	-11%	-77%
Différence entre les médianes								
Crue printanière (mars-avril)	1.4	-0.1	-6.0	2.5	-4.4	-15.0	-145.0	1.0
%	73%	-1%	-14%	13%	-22%	-25%	-21%	5%
Été-automne (mai-décembre)	-1.4	0.0	-18.0	-4.3	-7.7	-32.0	-90.0	-108.0
%	-9%	1%	-22%	-27%	-57%	-46%	-14%	-64%

Tableau A.18

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 19

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	1.9	6.7	55	0.7	9.2	30	880	7
Max	3.7	7.6	85	41.0	59.2	200	2900	155
Médiane	2.8	7.2	67	15.1	14.6	70	1280	23
Moyenne géométrique*	2.8	7.2	68	11.5	18.8	74	1424	22
Écart type	0.7	0.3	11	16.3	20.2	66	729	57
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	2.5	6.9	75	3.7	3.8	50	640	50
Max	24.1	7.7	123	54.0	44.4	200	2700	5500
Médiane	15.4	7.5	103	5.8	8.8	90	950	330
Moyenne géométrique*	14.1	7.4	99	8.0	9.1	96	1063	442
Écart type	6.3	0.3	19	18.2	11.0	46	755	1807
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						100%		50%

Tableau A.19

Données de qualité de l'eau 2002-2004/2009-2011 : station 20

	T	pH	CON	TUR	MES	PT	NT	CF
	°C		µS/cm	UTN	mg/L	µg/L	µg/L	UFC/100ml
Avant restauration (2002-2004)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.0	6.3	17	0.3	0.5	7	240	2
Max	3.0	8.2	33	1.7	3.0	110	360	8
Médiane	1.8	6.7	24	0.7	1.0	10	280	2
Moyenne géométrique*	1.8	6.9	24	0.7	1.1	15	292	2
Écart type	1.1	0.6	5	0.5	0.7	35	47	2
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						13%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	0.0	6.1	23	0.4	0.3	8	130	2
Max	24.5	7.3	33	5.2	16.0	22	300	31
Médiane	11.5	6.8	27	1.0	1.3	15	210	3
Moyenne géométrique*	12.3	6.8	26	1.1	1.4	13	202	5
Écart type	7.7	0.3	2	1.0	2.5	4	51	8
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						0%		0%
Après restauration (2009-2011)								
Crue printanière (mars-avril)								
Min	0.0	6.3	19	0.5	0.1	1	240.0	2
Max	6.0	7.6	62	9.8	3.7	19	360.0	5
Médiane	2.9	6.6	23	2.9	1.5	6	300.0	2
Moyenne géométrique*	3.0	6.8	25	2.0	1.0	6	294.2	2
Écart type	2.3	0.5	13	2.5	0.9	6	40.1	1
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						0%		0%
Été-automne (mai-décembre)								
Min	1.0	6.1	18	1.0	0.1	1	160	2
Max	29.0	7.9	50	21.7	15.2	120	390	64
Médiane	11.2	6.9	24	2.8	1.5	9	210	3
Moyenne géométrique*	13.9	7.0	24	2.9	1.9	9	222	5
Écart type	8.1	0.5	6	4.3	2.9	24	58	15
Critère						<30		<200
Dépassements (%)						10%		0%
Tendance 2002-2011	Différence entre les moyennes géométriques							
Crue printanière (mars-avril)	1.3	-0.1	0	1.3	-0.1	-9	2	0
%	71%	-1%	1%	181%	-10%	-60%	1%	-1%
Été-automne (mai-décembre)	1.6	0.2	-2	1.7	0.5	-4	20	0
%	13%	3%	-7%	155%	32%	-33%	10%	10%
	Différence entre les médianes							
Crue printanière (mars-avril)	1.1	-0.1	-1.0	2.3	0.5	-4.0	20.0	0.0
%	58%	-1%	-4%	351%	47%	-40%	7%	0%
Été-automne (mai-décembre)	-0.3	0.1	-2.6	1.8	0.2	-6.0	0.0	0.0
%	-3%	1%	-10%	185%	15%	-40%	0%	0%