



Suivi environnemental des pesticides
près de terrains de golf

2013

Photos de la page couverture :

- Photo principale : Ruisseau affluent de la rivière du Nord à Prévost (I. Giroux, MDDEFP)
- Photos en médaillon : Échantillonnage pour les pesticides et terrains de golf (I. Giroux, MDDEFP)

Ce document peut être consulté sur le site Internet du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs au www.mddefp.gouv.qc.ca.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2013
ISBN 978-2-550-67802-1 (PDF)
© Gouvernement du Québec, 2013

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction		Isabelle Giroux ¹ Cécile Laverdière ² Marie-Claire Grenon ³
Échantillonnage		Sylvie Legendre ¹ Marie-Ève Thériault ¹ Équipes techniques des villes de Bromont et de Mont-Tremblant
Révision scientifique		Marc Duchemin ¹ Christian Balg ² Manon Desjardins ² Daniel Germain ⁴ Christian Deblois ³ Benoit Sarrasin ³ Sébastien Côté ³ Ginette Gaudreau ³ Caroline Demers ³
Analyses de laboratoire³	Chimistes	Marie-Claire Grenon Annick Dion-Fortier Benoit Sarrasin Christian Deblois Sébastien Côté
	Techniciens(nes) de laboratoire	Caroline Demers Ginette Gaudreau Carole Veillette Martin Duchesneau
Graphisme et cartographie¹		Mona Frenette France Gauthier
Mise en page¹		Murielle Gravel
Coordination à la diffusion¹		Johanne Bélanger

¹ Direction du suivi de l'état de l'environnement

² Direction du secteur agricole et des pesticides

³ Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction de l'analyse et des études de la qualité du milieu

⁴ Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de Montréal, Laval, Lanaudière et Laurentides

Référence bibliographique :

Giroux, Isabelle, Cécile Laverdière et Marie-Claire Grenon, 2013. *Suivi environnemental des pesticides près de terrains de golf*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Direction du secteur agricole et des pesticides, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ISBN 978-2-550-67802-1 (PDF), 27 p. et 4 ann.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier messieurs Éric Jalbert et François Paquet de la ville de Bromont et monsieur Serge Léonard de la ville de Mont-Tremblant ainsi que l'équipe technique des centrales de traitement des eaux de ces deux villes qui ont réalisé les prélèvements d'eau dans la rivière Yamaska et dans la rivière du Diable. Nous remercions également les propriétaires et surintendants des terrains de golf sélectionnés dans cette étude pour leur précieuse collaboration, soit en donnant accès à leur terrain pour le prélèvement des échantillons, soit pour leur participation à l'échantillonnage.

Nous voulons également remercier madame Nancy Morin, agronome et conseillère spécialisée dans les golfs pour son aide lors des premières étapes de démarrage du projet.

RÉSUMÉ

La pratique du golf a gagné en popularité au Québec comme ailleurs dans le monde au cours des dernières décennies. Le Québec compte environ 10 000 hectares consacrés à cette activité, une superficie partagée sur plus de 360 terrains de golf. Par souci de créer des surfaces gazonnées présentant des conditions idéales pour la pratique de ce sport, l'usage des pesticides, parmi les multiples pratiques culturelles, est chose courante sur bon nombre de terrains de golf.

Un programme de suivi environnemental a été réalisé en 2009, 2010 et 2011 avec comme principal objectif de vérifier la présence de pesticides dans les cours d'eau et de documenter de façon préliminaire leur présence dans les eaux souterraines près de terrains de golf.

Au total, 11 cours d'eau de différentes tailles ont été échantillonnés, soit les rivières Yamaska et du Diable en aval de plusieurs terrains de golf ainsi que 9 cours d'eau plus petits s'écoulant directement sur le parcours d'un terrain de golf ou en bordure de celui-ci. Dix puits ont aussi été échantillonnés pour vérifier la présence de pesticides dans les eaux souterraines. Les terrains de golf retenus pour le programme de suivi présentaient des indices de pression d'utilisation entre 1,2 kg et 38 kg d'ingrédients actifs par hectare (i.a./ha).

Des pesticides employés sur les terrains de golf ont été détectés dans 9 des 11 cours d'eau échantillonnés. Les résultats suggèrent que l'indice de pression d'utilisation est un facteur d'importance qui peut influencer la fréquence à laquelle les pesticides sont détectés dans les cours d'eau. De façon générale, plus l'indice de pression d'utilisation est élevé, plus le nombre de pesticides et la fréquence à laquelle ils sont détectés dans le cours d'eau sont importants. Les petits cours d'eau près des golfs ayant un indice de pression de 5 kg i.a./ha ou moins montraient la présence d'un ou deux pesticides, présents de 0 à 8 % du temps dans l'eau. Ceux près de golfs ayant des indices de pression supérieurs à 10 kg a.i./ha montraient généralement une plus grande contamination, soit 5 à 11 pesticides présents de 32 % à 100 % du temps.

Considérant l'ensemble des cours d'eau étudiés, les principaux produits détectés sont des fongicides, dont le boscalide, détecté dans 20,8 % des échantillons, le propiconazole (17 %), le myclobutanil (14,4 %) et le triticonazole (11,2 %). Les herbicides dicamba, 2,4-D et mécoprop sont présents dans 5 % à 6 % des échantillons. Les insecticides sont détectés plus rarement, soit dans 2 % des échantillons dans le cas du carbaryl et dans 0,3 % pour ce qui est du chlorpyrifos. Près des terrains de golf qui utilisent ces produits de façon plus intensive, les fongicides sont détectés dans l'eau durant toute la période de juin à novembre et, dans certains cas, en avril au moment de la fonte de neige. Quelques dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques ont été observés occasionnellement dans 4 des 11 cours d'eau échantillonnés. Ces dépassements ont été observés de 3,4 % à 8,5 % du temps selon le cours d'eau échantillonné.

Cette étude fait ressortir que l'intensité d'utilisation (fréquence et quantités) des pesticides apparaît comme l'un des facteurs importants de la présence de pesticides dans les cours d'eau voisins des terrains de golf. Toutefois, d'autres facteurs comme la mobilité et la plus grande persistance de certains pesticides ainsi que l'existence d'un lien hydraulique entre les étangs situés sur les terrains de golf et les cours d'eau naturels peuvent aussi jouer un rôle.

Les impacts réels des pesticides employés sur les terrains de golf sont encore mal connus, car peu d'études sont disponibles sur le sujet. Néanmoins, deux études ontariennes ont permis d'identifier quelques pistes. L'une, en laboratoire, montre que les pesticides extraits d'échantillons de cours d'eau situés près de terrains de golf ont eu des effets en laboratoire sur une espèce de poisson, le médaka japonais. L'étude montre des pointes de toxicité à divers moments de la saison d'activités des golfs et les

auteurs associent cette toxicité à la présence de certains fongicides. La seconde étude a porté sur six cours d'eau voisins de cinq terrains de golf. Cette étude montre que les diverses activités d'entretien des terrains de golf, incluant la fertilisation et l'usage de pesticides, entraînent des changements dans les communautés de macroinvertébrés benthiques et que ces communautés sont composées de taxons fort différents de ceux habituellement présents dans les cours d'eau témoins en milieu forestier.

Aucun pesticide n'a été détecté dans les dix puits échantillonnés en 2011, dont sept puits servant à l'alimentation en eau potable et trois à l'entretien et à l'irrigation des terrains de golf. Ces résultats peuvent s'expliquer par différents facteurs, dont le type de sol et la faible fréquence d'échantillonnage.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 MISE EN CONTEXTE	2
2 MÉTHODOLOGIE	4
2.1 Choix des sites retenus pour l'échantillonnage	4
2.2 Méthodes d'échantillonnage	6
2.3 Plan d'échantillonnage, pesticides analysés et limites de détection	6
2.4 Traitement des données et critères de qualité de l'eau	7
3 RÉSULTATS	8
3.1 Résultats dans les eaux de surface	8
3.2 Profil des concentrations de pesticides dans quelques cours d'eau voisins de terrains de golf.....	11
3.3 Résultats dans les eaux souterraines en 2011	16
4 DISCUSSION	17
4.1 Revue et comparaison avec d'autres projets de suivi dans les eaux de surface	17
4.2 Comparaison avec d'autres projets de suivi dans les eaux souterraines.....	19
4.3 Facteurs de risque pour la présence de pesticides dans les cours d'eau	20
4.3.1 Importance des quantités de pesticides utilisées	20
4.3.2 Caractéristiques des pesticides	20
4.3.3 Caractéristiques de l'aménagement des golfs	22
4.3.4 Autres facteurs	23
4.4 Effets potentiels sur les espèces aquatiques.....	24
CONCLUSION.....	24
BIBLIOGRAPHIE	25

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 Pesticides analysés, contrôle de qualité, méthodes d'analyse et limites de détection.....	28
Annexe 2 Résultats	30
Annexe 3 Données de précipitations	35
Annexe 4 Indices de risque pour l'environnement (IRE) et pour la santé (IRS) pour les principaux pesticides utilisés sur les terrains de golf	37

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Ingrédients actifs utilisés sur les terrains de golf du Québec en 2008	3
Tableau 2	Cours d'eau échantillonnés près de terrains de golf.....	4
Tableau 3	Plan d'échantillonnage.....	7
Tableau 4	Nombre et fréquence de détection des pesticides en fonction de l'indice de pression.....	8
Tableau 5	Fréquence de détection, concentrations et fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau (CVAC) pour les pesticides détectés	10
Tableau 6	Fréquences de détection et dépassements des critères par rivière	11
Tableau 7	Fréquences de détection et proportion des superficies en golf dans le bassin versant en amont du point d'échantillonnage	12
Tableau 8	Caractéristiques des puits échantillonnés sur dix terrains de golf.....	17
Tableau 9	Comparaison des fréquences de détection avec l'étude des golfs de Mont-Tremblant.....	18
Tableau 10	Synthèse des concentrations maximales mesurées en eau de surface pour six terrains de golf de Mont-Tremblant.....	18
Tableau 11	Caractéristiques de certains pesticides employés sur les terrains de golf	21

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Superficie occupée par les terrains de golf par région administrative	2
Figure 2	Répartition des sites échantillonnés près de terrains de golf	5
Figure 3	Fréquence de détection des pesticides en fonction de l'indice de pression d'utilisation.....	9
Figure 4	Pesticides dans le Grand Ruisseau à Boischatel	13
Figure 5	Pesticides dans le ruisseau Chamberry à Pointe-des-Cascades.....	14
Figure 6	Pesticides dans un ruisseau affluent de la rivière Mascouche	14
Figure 7	Pesticides dans le ruisseau Albert-Leroux à Mirabel.....	15
Figure 8	Pesticides dans un ruisseau affluent de la rivière des Outaouais	15

INTRODUCTION

Dans les pays industrialisés, le nombre de terrains de golf et la popularité de ce sport auprès de la population ont augmenté depuis les années 1990. Au Canada le nombre de golfeurs serait passé de 3,9 millions en 1990 à 5,2 millions en 1998. Le Québec ne fait pas exception à cette tendance. Un rapport réalisé pour Tourisme Québec et l'Association des terrains de golf publics du Québec fait état d'une hausse de 3,5 % du nombre de terrains de golf entre 1996 et 2001 (Zins Beauchesne et associés, 2002). Considérant cette augmentation, des instances chargées de la protection de l'environnement s'inquiètent des impacts potentiels des terrains de golf sur l'environnement et la biodiversité. Ces inquiétudes portent sur la consommation d'eau, sur l'usage important de pesticides et d'engrais et sur l'utilisation de milieux abritant des habitats vulnérables.

Au Québec, il existe des regroupements ou organismes, entre autres l'Association des surintendants de golf du Québec, l'Ordre des agronomes et la Coalition pour un golf responsable, qui proposent des approches pour aider les gestionnaires et les surintendants de terrains de golf à améliorer leur gestion environnementale et à diminuer leur impact écologique. Plusieurs propriétaires ou gestionnaires de terrains de golf souhaitent adopter dans leur entreprise une approche respectueuse de l'environnement. Citons par exemple le projet des golfs de la MRC des Laurentides qui a entamé une démarche de protection des rives¹. Toutefois, le souci de créer les conditions d'engazonnement parfaites pour la pratique du golf demeure souvent prédominant.

Plusieurs provinces canadiennes ont légiféré pour interdire ou limiter l'usage des pesticides à des fins esthétiques dans l'aménagement paysager. Les terrains de golf ne sont pas visés par cette interdiction. Toutefois, au Québec, en 2003, l'entrée en vigueur du *Code de gestion des pesticides* introduisait l'obligation pour les propriétaires ou exploitants de terrains de golf de produire, tous les trois ans à compter de 2006, un plan de réduction des pesticides. Le programme de suivi environnemental actuel s'inscrit à la fin de ce deuxième cycle de trois ans et après le dépôt des plans de réduction. Le bilan des plans de réduction déposé en 2009 montre que l'indice de pression² moyen pour l'utilisation des pesticides pour l'ensemble des terrains de golf est de 4,7 kg i.a./ha (Laverdière *et al.*, 2010). Certains golfs utilisent moins que cette quantité, d'autres en utilisent plus. En 2008, l'indice de pression d'utilisation pour l'ensemble des golfs ayant remis un plan de réduction variait de 0 à 38 kg i.a./ha. Ce sont les régions de Montréal, de Lanaudière, des Laurentides et de la Montérégie qui contribuent pour la plus grande part à l'indice de pression (Laverdière *et al.*, 2010).

Le suivi environnemental des pesticides réalisé en 2009, 2010 et 2011, et dont les résultats sont présentés dans ce rapport, avait comme objectifs :

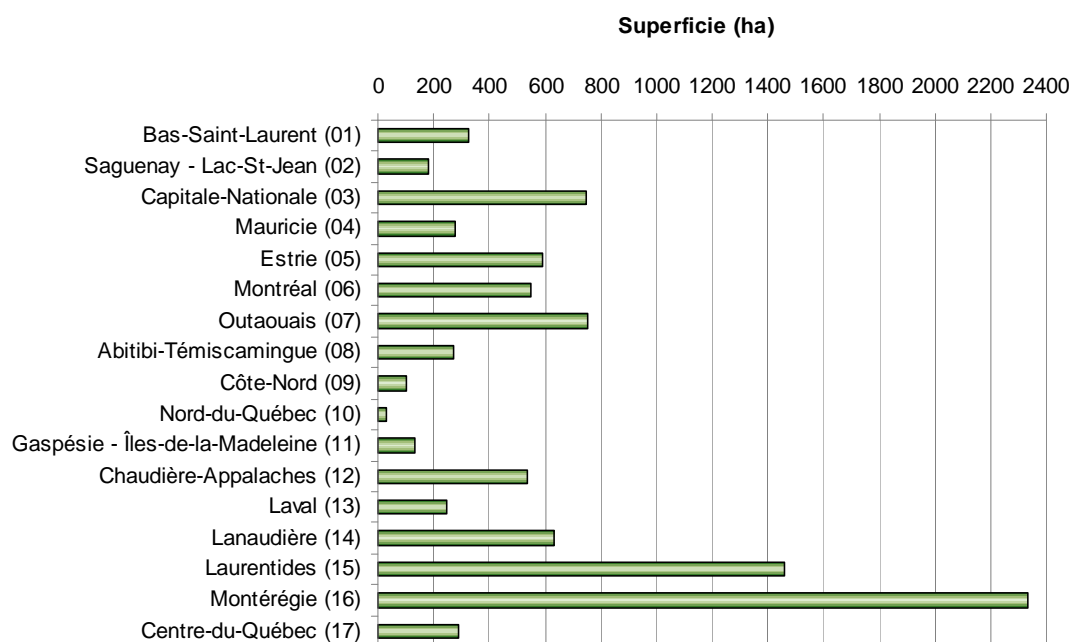
- de faire un premier portrait de la situation sur la présence des pesticides employés sur les terrains de golf, principalement dans les eaux de surface et, de façon exploratoire, dans les eaux souterraines;
- de vérifier la relation entre la détection des pesticides dans les milieux aquatiques voisins des golfs et l'indice de pression d'utilisation des pesticides;
- d'alimenter la réflexion quant aux orientations à apporter à l'article 73 du *Code de gestion des pesticides* concernant les plans de réduction des pesticides sur les terrains de golf.

¹ Source : http://www.asgq.org/documents/pdf/Environnement/ASGQ_Comm_conference_presse_golfs.pdf

² L'indice de pression se définit comme la quantité de pesticides en kilogramme d'ingrédients actifs (kg i.a.) utilisée par hectare de surface de jeu gazonnée (surfaces gazonnées et trappes).

1 MISE EN CONTEXTE

Au Québec, on dénombre actuellement plus de 360 terrains de golf. Les 322³ terrains comptabilisés dans le Bilan des plans de réduction des pesticides sur les terrains de golf au Québec pendant la période 2006-2008 représentent une superficie totale de 9 462 hectares. Les régions de la Montérégie et des Laurentides comptent le plus grand nombre de terrains et les superficies totales les plus importantes (figure 1). Les régions de la Capitale-Nationale, de l'Outaouais et de Chaudière-Appalaches viennent ensuite avec une vingtaine de terrains de golf chacune. Les régions administratives de Montréal et de Laval comptent également une bonne densité de terrains.



Source : Laverdière *et al.*, 2010

Figure 1 Superficie occupée par les terrains de golf par région administrative

La période d'utilisation des pesticides s'échelonne généralement du mois de mai au mois de novembre. Certains traitements peuvent être faits en décembre pour le contrôle des moisissures nivéales. Selon le rapport de Laverdière *et al.* (2010), la quantité totale de pesticides utilisés sur les 322 terrains de golf considérés dans le Bilan des plans de réduction est d'environ 43 971 kg d'ingrédients actifs par année (moyenne des trois années pour les 322 terrains de golf considérés).

Les principaux pesticides utilisés sur les terrains de golf sont les fongicides (tableau 1). Ces produits sont utilisés pour contrôler le développement de champignons microscopiques causant des maladies fongiques sur les pelouses. La moisissure des neiges, la tache en dollar, la plaque brune, la brûlure pythienne et l'antracnose sont quelques-unes des maladies fongiques pour lesquelles des traitements sont effectués. Des herbicides sont employés contre les plantes indésirables telles que le pissenlit, le trèfle blanc, le plantain majeur, la renouée des oiseaux ou le souchet. Des insecticides sont également employés à l'occasion contre le ver gris, la fourmi, le charançon du paturin, le hanneton commun, le hanneton européen et le scarabée noir du gazon (Laverdière *et al.*, 2010).

³ À la date de tombée prévue pour le début de la compilation, quelques gestionnaires de terrains de golf n'avaient pas fourni leurs données au ministère; d'où la différence entre le nombre total des terrains de golf et le nombre ayant servi de base au Bilan des plans de réduction.

Tableau 1 Ingrédients actifs utilisés sur les terrains de golf du Québec en 2008

INGRÉDIENTS ACTIFS	NOMS COMMERCIAUX¹	PROPORTION DES QUANTITÉS UTILISÉES (%)
FONGICIDES		
Quintozène	QUINTOZÈNE 75WP, TERAFLOR	33,9
Chlorothalonil	DACONIL	24,8
Iprodione	ROVRAL GREEN	9,7
Phosétyl-al	ALIETTE	5,6
Propiconazole	BANNER MAXX	2,5
Thirame	ARREST-75W FONGICIDE (mélange)	1,6
Myclobutanil	EAGLE	0,83
Mancozèbe	MANZATE	0,78
Carbathiine	ARREST-75W FONGICIDE (mélange)	0,62
Thiophanate-méthyl	SENATOR, EASOUT	0,61
Triticonazole	PREMIS, TRITON	0,47
Azoxystrobine	HERITAGE, HERITAGE MAXX	0,45
Fludioxonil	FONGICIDE INSTRATA	0,37
Métalaxyl-M	SUBDUE MAXX	0,31
Trifloxystrobine	COMPASS	0,24
Chloronèbe	TERRANEB	0,24
Boscalide	CADENCE	0,21
Pyraclostrobin	FONGICIDE INSIGNA	0,16
Oxycarboxine	ARREST-75W FONGICIDE (mélange)	0,16
HERBICIDES		
Mécoprop	MECOPROP-P, KILLEX (mélange) MECOTURF, COMPITOX, PAR III (mélange)	5,8
2,4-D	KILLEX (mélange), PAR III (mélange)	5,4
Dicamba	BANVEL, ORACLE, KILLEX (mélange), PAR III (mélange)	0,85
Glyphosate	GLYPHOS, ROUNDUP	0,23
Dithiopyr	DIMENSION TURF	0,006
INSECTICIDES		
Carbaryl	SEVIN	1,7
Chlorpyrifos	DURBAN, PYRATE	1,3
Imidaclopride	INSECTICIDE MERIT SOLUPAK, INSECTICIDE MERIT 0,5G	0,65
Diazinon	DIAZINON	0,1
Lambda-cyhalothrine	INSECTICIDE SCIMITAR	0,01

Source : Laverdière et al., 2010

¹ Non exhaustif

Certaines parties d'un terrain de golf, tels les verts, les tertres de départ et les allées, reçoivent davantage de traitements de pesticides. Proportionnellement, ce sont les verts qui sont les plus traités, quoiqu'ils ne représentent habituellement que 2 % de la superficie d'un terrain de golf. Parmi les diverses raisons expliquant cette situation, mentionnons par exemple que, sur les verts, les hauteurs de tonte sont très basses, ce qui peut augmenter la susceptibilité du gazon à l'apparition ou au développement d'organismes nuisibles, particulièrement aux maladies fongiques, d'où un usage plus important des fongicides.

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Choix des sites retenus pour l'échantillonnage

De 2009 à 2011, onze sites en eau de surface ont été échantillonnés près de terrains de golf dans les régions du Québec qui comptent le plus grand nombre de golfs. À l'automne 2011, dix puits ont été échantillonnés à titre exploratoire pour documenter la présence de pesticides dans les eaux souterraines. Les points d'échantillonnage en eau de surface et en eau souterraine apparaissent dans une carte générale à la figure 2.

Eau de surface

Des cours d'eau de différentes dimensions ont été ciblés : deux grandes rivières en aval de plusieurs terrains de golf (rivière Yamaska et rivière du Diable) et neuf rivières ou ruisseaux qui s'écoulent à travers ou à proximité immédiate d'un terrain de golf.

Les terrains de golf retenus pour le suivi présentaient, en 2008, des indices de pression de 1 à 38 kg i.a./ha, soit des indices de pression faibles à élevés. Les golfs situés au cœur de vastes zones agricoles n'ont pas été retenus pour ce projet, et ce, afin d'éviter de confondre des pesticides provenant du milieu agricole avec ceux provenant des golfs. Toutefois, quelques-uns des cours d'eau retenus présentent des cultures sur une partie de leur bassin versant et cette réalité a été prise en considération dans l'interprétation des résultats. Dans ces cas, une attention particulière a été portée aux produits qui peuvent à la fois être employés sur les terrains de golf et sur les terres agricoles.

Tableau 2 Cours d'eau échantillonnés près de terrains de golf

ANNÉE	MUNICIPALITÉ	COURS D'EAU ÉCHANTILLONNÉS	RÉGION
2009	Mont-Tremblant	Rivière du Diable	15
	Bromont	Rivière Yamaska	16
	Boischatel	Le Grand Ruisseau	03
	Stoneham	Rivière Hibou	03
	Breakeyville	Ruisseau Roy	12
2010	Boischatel	Le Grand Ruisseau	03
	Terrebonne	Ruisseau affluent de la rivière Mascouche	14
	Prévost	Ruisseau affluent de la rivière du Nord	15
	Pointe-des-Cascades	Ruisseau Chamberry	16
2011	Pointe-du-Lac	Branche nord de la rivière aux Sables	06
	Gatineau	Ruisseau affluent de la rivière des Outaouais	07
	Mirabel	Ruisseau Albert-Leroux	15

Eau souterraine

Les deux principales conditions recherchées pour le choix des sites à échantillonner étaient les suivantes : un terrain de golf alimenté en eau par un puits et un indice de pression d'utilisation des pesticides supérieur à 10 kg i.a./ha. Dans certains cas, c'est le puits du bâtiment principal du terrain de golf (chalet) qui a été échantillonné, dans d'autres, c'est un puits desservant les bâtiments secondaires ou un puits utilisé pour l'irrigation du terrain. Un seul puits appartient à un citoyen qui réside à proximité immédiate d'un terrain de golf.

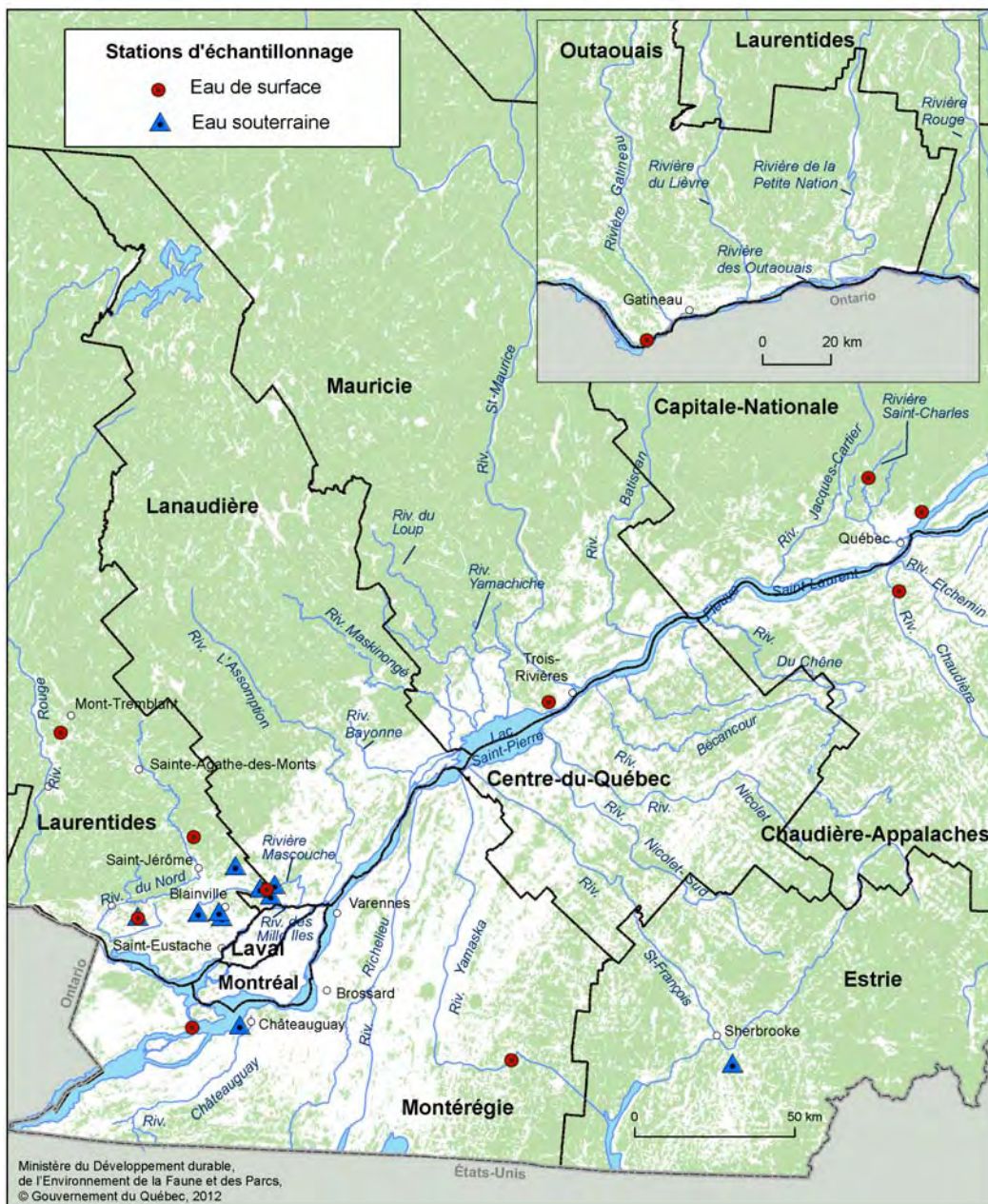


Figure 2 Répartition des sites échantillonnés près de terrains de golf

2.2 Méthodes d'échantillonnage

Eau de surface

Les échantillons ont été prélevés à gué ou à l'aide d'un support métallique sur lequel sont fixées les bouteilles de verre utilisées pour les pesticides. Pour l'une des analyses, la bouteille contient 5 ml d'acide sulfurique (H_2SO_4) pour assurer la préservation de l'échantillon. Cette bouteille n'est pas plongée dans le cours d'eau, mais plutôt remplie à partir d'une autre bouteille (voir la photo). Avant de refermer la bouteille, une feuille d'aluminium ou de téflon est placée sur le goulot afin d'éviter que les pesticides éventuellement présents dans l'échantillon ne soient adsorbés sur le plastique du bouchon. Une fois prélevés, les échantillons sont placés au frais dans une glacière et sont acheminés au laboratoire le jour même ou le lendemain du prélèvement.



Échantillonnage des eaux de surface pour la mesure des pesticides (photo : I. Giroux, MDDEFP)

Eau souterraine

Les échantillons pour l'eau souterraine ont été prélevés au robinet du puits ou au lieu de résurgence selon les installations présentes sur le terrain. Parmi les dix puits échantillonnés, six desservent le chalet principal du terrain de golf et servent donc à l'alimentation en eau potable, trois autres sont utilisés pour d'autres usages comme l'irrigation ou l'entretien du terrain. Le dernier est le puits privé d'une résidence située tout près d'un terrain de golf. Quatre des dix puits échantillonnés sont dotés d'un système de traitement (adoucisseur et/ou chloration). Pour ces puits, l'eau a été prélevée avant le système de traitement pour vérifier la qualité de l'eau brute. Les puits ont été échantillonnés le 19, le 25 et le 26 octobre 2011.

2.3 Plan d'échantillonnage, pesticides analysés et limites de détection

Le plan d'échantillonnage est présenté au tableau 3. En 2009, cinq cours d'eau ont été échantillonnés une fois par semaine de mai à novembre. En 2010, quatre cours d'eau ont été échantillonnés une fois par semaine de mai à novembre de même qu'à trois reprises en avril 2011 pour couvrir la période de fonte de neige. En 2011, trois nouveaux cours d'eau ont été échantillonnés une fois par semaine de juin à novembre ainsi que les trois premières semaines du mois d'avril 2012. À l'automne 2011, dix puits situés sur des terrains de golf ou en bordure de ceux-ci ont aussi été échantillonnés afin d'avoir un aperçu de la situation des eaux souterraines.

Tableau 3 Plan d'échantillonnage

ANNÉE	NOMBRE DE SITES	PÉRIODE	PARAMÈTRES	FRÉQUENCE
2009	5 cours d'eau	Mai à novembre	PES-Golf	1 fois/semaine
			PESARY	1 fois/semaine
2010	4 cours d'eau ¹	Mai à novembre	PES-Golf	1 fois/semaine
		Avril 2011 (fonte)	PES-Golf	3 prélèvements
		Juin et septembre	PESARY	1 fois/semaine
2011	3 cours d'eau	Juin à novembre	PES-Golf	1 fois/semaine
		Juin-juillet	PESARY	5 prélèvements
		Avril 2012 (fonte)	PES-Golf	3 prélèvements
	10 puits	Du 19 au 26 octobre	PES-Golf et PESARY	1 fois

¹ Parmi les quatre cours d'eau échantillonnés en 2010, un avait été échantillonné en 2009.

Les analyses de laboratoire ont été réalisées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Deux types d'analyse ont été réalisés, à savoir l'analyse PES-Golf et l'analyse PESARY. L'analyse PES-Golf a été effectuée pour tous les échantillons, alors que l'analyse PESARY, qui couvre les herbicides de la famille des aryloxyacides, a été réalisée pour un nombre plus limité d'échantillons. Les 30 pesticides analysés (annexe 1) ne couvrent pas nécessairement tous les pesticides potentiellement employés dans les terrains de golf, mais ils constituent un groupe représentatif.

2.4 Traitement des données et critères de qualité de l'eau

Pour rendre compte des résultats obtenus, les fréquences de détection par rivière et par produit ont d'abord été calculées. Ces fréquences de détection ont été mises en relation avec l'indice de pression d'utilisation des pesticides à l'aide d'une régression linéaire.

Pour évaluer l'impact potentiel sur les espèces aquatiques, les résultats obtenus ont aussi été comparés aux critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques. L'un des critères couramment utilisés pour évaluer le risque d'effet sur les organismes aquatiques est le critère de toxicité aquatique chronique ou critère de vie aquatique chronique (CVAC). Il s'agit de la concentration maximale d'un produit à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pendant toute leur vie sans subir d'effets néfastes. Dans le milieu aquatique, toute concentration au-dessus de ce critère, lorsqu'elle est maintenue continuellement, est susceptible de causer un effet indésirable. De faibles dépassements du CVAC ne causeront pas nécessairement d'effets sur les organismes aquatiques si la durée et l'intensité de ces dépassements sont limitées et s'il y a des périodes de compensation où la concentration dans le milieu est inférieure à celle du critère. Plus la concentration mesurée excède le CVAC, plus la durée pendant laquelle elle peut être tolérée est courte. En théorie, ces critères doivent être respectés en moyenne sur une période de quatre jours consécutifs (MDDEP, 2009). Mais dans les faits, les échantillons sont souvent prélevés à intervalle régulier (une semaine dans le cas présent) de sorte qu'il est parfois difficile de vérifier le dépassement sur quatre jours consécutifs.

Pour le moment, des critères sont disponibles pour quelques pesticides seulement, et bon nombre de pesticides, notamment certains fongicides d'usage plus récent, ne disposent pas encore de critères de qualité de l'eau officiels. Pour les besoins de cette étude, des valeurs guides ont été calculées à partir des données de toxicité pour la daphnie (*Daphnia magna*), la truite arc-en-ciel et les algues (*Pseudokirchneriella subcapitata* ou *Scenedesmus subspicatus*) selon la méthode décrite dans le document de référence sur l'élaboration des critères de qualité de l'eau (Ministère de l'Environnement du Québec, 1990). Les données utilisées proviennent de la base de données SAge pesticides (Gouvernement du Québec, 2012).

Finalement, les résultats pour les cinq cours d'eau où les pesticides étaient plus souvent présents ont été illustrés graphiquement avec les données de précipitations pour la station météorologique la plus proche, ceci afin de

vérifier l'existence d'un profil saisonnier des concentrations des divers groupes de produits (fongicides, herbicides, insecticides).

3 RÉSULTATS

3.1 Résultats dans les eaux de surface

Des pesticides utilisés sur les terrains de golf ont été détectés dans 9 des 11 cours d'eau échantillonnés. De façon générale, les résultats suggèrent que plus l'indice de pression d'utilisation des pesticides est élevé, plus le nombre de pesticides et la fréquence de leur détection dans les cours d'eau sont élevés (tableau 4). Comme il est illustré à la figure 3, la régression linéaire, qui met en relation l'indice de pression et la fréquence de détection, explique 81,63 % (coefficient de détermination ou R^2) de la variabilité de la fréquence de détection, ce qui indique un lien clair entre l'indice de pression et la fréquence de détection. Considérant le nombre de pesticides détectés, il semble que les petits cours d'eau qui drainent les golfs ayant un indice de pression de 5 kg i.a./ha ou moins montraient la présence d'un ou deux pesticides de 0 à 8 % du temps. Les cours d'eau des golfs ayant des indices de pression supérieurs à 10 kg i.a./ha montraient une plus grande contamination, soit 5 à 11 pesticides présents de 32 % à 100 % du temps.

Tableau 4 Nombre et fréquence de détection des pesticides en fonction de l'indice de pression

INDICE DE PRESSION ANNÉE D'ÉCHANTILLONNAGE	NOMBRE DE PESTICIDES DÉTECTÉS	FRÉQUENCE DE DÉTECTION (%)
PETITS COURS D'EAU		
29,9 ¹	10	100
17,5	11	72,4
13,2	9	55
6,9	7	50
16,1	5	32
5,3	1	8
2	2	7
ND	1	3,4
1,2	0	0
GRANDS COURS D'EAU		
0,6 à 16,6	4	13
6,4 à 8,6	0	0

ND : Non déterminé. L'indice de pression d'utilisation des pesticides pour le golf correspondant à ce cours d'eau n'a pu être précisé pour l'année d'échantillonnage, car le golf a cessé ses activités.

¹ Cet indice est une moyenne des indices pour deux golfs voisins drainés par ce cours d'eau.

À la figure 3, deux cours d'eau ont une fréquence de détection un peu plus élevée que la courbe de régression linéaire calculée. Il s'agit du ruisseau Chamberry à Pointe-des-Cascades et du ruisseau Albert-Leroux à Mirabel. Le bassin versant de ces deux golfs compte des superficies en agriculture, lesquelles peuvent, avec les golfs, contribuer à la présence de pesticides dans les cours d'eau et ainsi augmenter la fréquence de détection. À l'inverse, le ruisseau affluent de la rivière des Outaouais présente une fréquence de détection plus faible que la courbe de régression linéaire calculée. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que dans ce ruisseau, contrairement aux autres cours d'eau où le nombre d'échantillons prélevés en temps sec et le nombre d'échantillons prélevés en temps de pluie sont à peu près identiques, une plus grande proportion des échantillons ont été prélevés en temps sec.

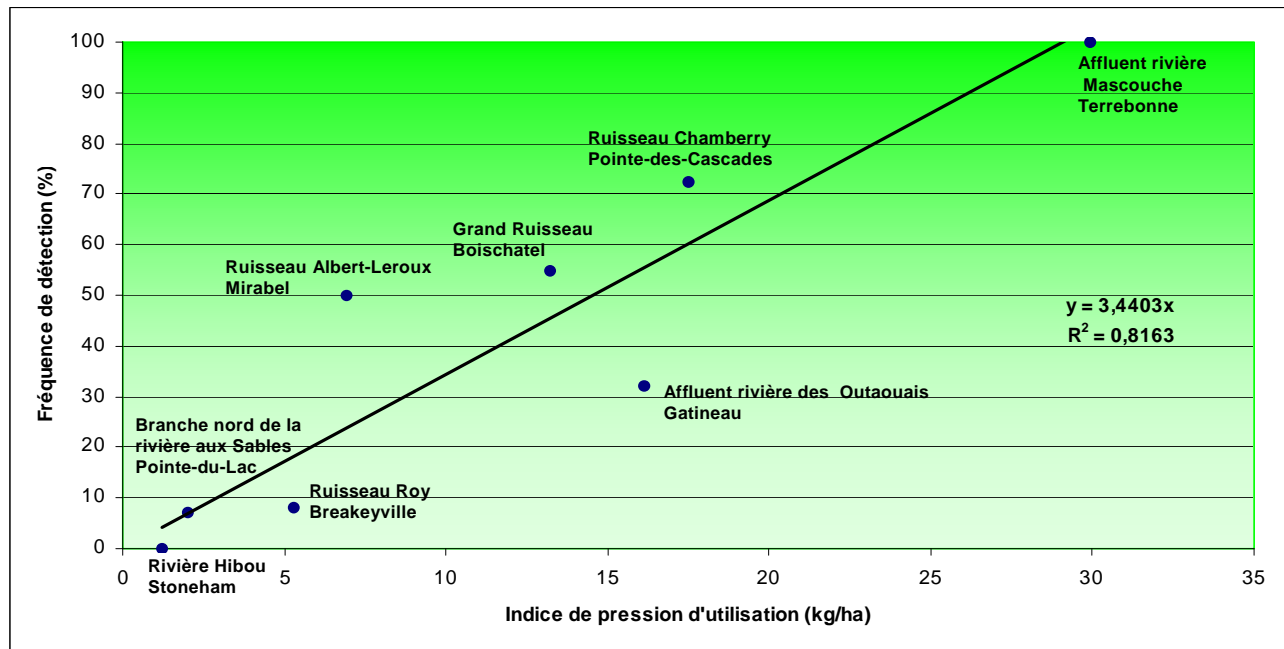


Figure 3 Fréquence de détection des pesticides en fonction de l'indice de pression d'utilisation

Les pesticides détectés le plus souvent sont des fongicides. Par ordre décroissant de leur fréquence de détection dans les cours d'eau, ce sont le boscalide, le propiconazole, le myclobutanil et le triticonazole (tableau 5). Les autres fongicides détectés à une fréquence moindre sont l'iprodione, le quintozène, le chlorothalonil, l'azoxystrobine, le métalaxyl et le trifloxystrobine. Deux insecticides ont été détectés à une faible fréquence, soit le carbaryl et le chlorpyrifos. Les principaux herbicides détectés sont le 2,4-D, le mécoprop et le dicamba.

Le bentazone a aussi été détecté à quelques reprises dans deux cours d'eau à l'étude, soit le ruisseau Chamberry à Pointe-des-Cascades et le ruisseau Albert-Leroux à Mirabel. Bien que ce produit puisse être employé sur les terrains de golf pour contrôler le souchet, son usage y est plutôt rare et la détection dans l'eau pourrait être attribuable à une utilisation dans des champs agricoles aussi présents dans les bassins versants de ces deux cours d'eau.

L'intervalle des concentrations mesurées pour chacun des pesticides détectés apparaît au tableau 5. Les concentrations des pesticides détectés dans les cours d'eau étudiés sont le plus souvent faibles et varient selon l'importance du cours d'eau, le moment de l'année et l'indice de pression d'utilisation des pesticides en lien avec le terrain de golf.

Dans l'un des cours d'eau échantillonnés, les fongicides chlorothalonil et propiconazole affichent des valeurs particulièrement élevées, soit 82 µg/l et 24 µg/l respectivement. Ces pointes de concentrations sont survenues le même jour pour les deux produits (annexe 2) et peuvent coïncider avec une application automnale de fongicides contre la moisissure des neiges.

Dans les deux grands cours d'eau échantillonnés, l'incidence des pesticides provenant des golfs est plus faible. Dans la rivière du Diable aucune détection n'est signalée, alors que dans la Yamaska, deux des quatre détections pourraient aussi être reliées à un usage en milieu agricole. Les concentrations mesurées sont très faibles et il n'y a aucun dépassement des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques.

Par contre, les petits cours d'eau qui drainent directement un terrain de golf où les pesticides sont employés de façon intensive (IP > 10 kg i.a./ha) présentent généralement les valeurs les plus élevées, tant pour le nombre de pesticides détectés que pour les fréquences de détection et pour les concentrations mesurées (tableaux 5 et 6 et annexe 2).

Tableau 5 Fréquence de détection, concentrations et fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau (CVAC) pour les pesticides détectés

	FRÉQUENCE DE DÉTECTION (%)	INTERVALLE DES CONCENTRATIONS LD - MAX µg/l	CRITÈRE DE QUALITÉ DE L'EAU CVAC ¹ µg/l	FRÉQUENCE DE DÉPASSEMENT DU CRITÈRE CVAC (%)
FONGICIDES				
Boscalide	20,8	< 0,01 - 0,62	12 ³	0
Propiconazole	17,6	< 0,05 - 24	3,7 ³	0,6
Myclobutanil	14,4	< 0,03 - 3,6	11 ²	0
Triticonazole	11,2	< 0,05 - 0,65	16 ³	0
Quintozène	5,1	< 0,05 - 2,7	1,4 ³	0,6
Iprodione	3,5	< 0,08 - 2,7	4 ²	0,6
Azoxystrobine	1,9	< 0,02 - 0,3	1,24 ³	0
Chlorothalonil	1,6	< 0,04 - 82	0,18 ²	1,0
Métalaxyl	0,6	< 0,03 - 0,05	129 ³	0
Trifloxystrobine	0,6	< 0,01 - 0,04	0,044 ³	0
HERBICIDES				
Dicamba	6,5	< 0,07 - 0,46	10 ²	0
2,4-D	5,9	< 0,04 - 0,3	220	0
Bentazone	5,3	< 0,04 - 9,8	510 ²	0
Mécoprop	4,7	< 0,03 - 0,26	13 ²	0
MCPA	2,4	< 0,03 - 0,26	2,6 ²	0
2,4-DP	0,6	< 0,05 - 0,05	-	-
INSECTICIDES				
Carbaryl	2,2	< 0,04 - 3,6	0,2 ²	1,3
Chlorpyrifos	0,3	< 0,02 - 0,02	0,0035 ²	0,3

¹ CVAC : critère vie aquatique chronique

² Critère provisoire calculé selon la méthode décrite dans le document de référence du ministère de l'Environnement du Québec (1990)

³ Valeur guide estimée selon la méthode décrite dans le document de référence du ministère de l'Environnement du Québec (1990) et utilisant les données de toxicité pour la daphnie, les algues et la truite arc-en-ciel de la base de données SAGE pesticides

Tableau 6 Fréquences de détection et dépassements des critères par rivière

RÉGION	MUNICIPALITÉ	COURS D'EAU ÉCHANTILLONNÉS	FRÉQUENCE (%)	
			DÉTECTION	DÉPASSEMENT CRITÈRE CVAC
PETITS COURS D'EAU				
14	Terrebonne	Ruisseau affluent de la rivière Mascouche	100	6,6
16	Pointe-des-Cascades	Ruisseau Chamberry	72,4	3,4
03	Boischatel	Le Grand Ruisseau	55	8,5
15	Mirabel	Ruisseau Albert-Leroux	50	0
07	Gatineau	Ruisseau affluent de la rivière des Outaouais	32	0
12	Breakeyville	Ruisseau Roy	8,3	0
04	Pointe-du-Lac	Branche nord de la rivière aux Sables	7,1	0
15	Prévost	Ruisseau affluent de la rivière du Nord	3,4	3,4
03	Stoneham	Rivière Hibou	0	0
GRANDS COURS D'EAU				
15	Mont-Tremblant	Rivière du Diable	0	0
16	Bromont	Rivière Yamaska	13,6	0

Pour cette étude, les pesticides qui dépassent occasionnellement les critères de qualité de l'eau établis pour la protection de la vie aquatique sont les fongicides chlorothalonil, propiconazole, iprodione et quintozone ainsi que les insecticides carbaryl et chlorpyrifos (tableau 5). Ces dépassements sont observés dans quatre des neuf petits cours d'eau échantillonnés, soit le Grand Ruisseau à Boischatel (8,5 % des échantillons), le ruisseau affluent de la rivière Mascouche (6,6 % des échantillons), le ruisseau Chamberry à Pointe-des-Cascades et un ruisseau affluent de la rivière du Nord à Prévost (tableau 6).

Les fréquences de détection ont aussi été examinées en relation avec l'importance des superficies en terrain de golf dans la portion du bassin versant située en amont du point d'échantillonnage (tableau 7). Le résultat de la régression linéaire qui met en relation la proportion en golf dans le bassin versant et la fréquence de détection des pesticides n'explique que 61 % de la variabilité de la fréquence de détection (coefficient de détermination $R^2 = 61\%$).

3.2 Profil des concentrations de pesticides dans quelques cours d'eau voisins de terrains de golf

Les résultats des rivières Yamaska et du Diable en 2009 indiquent que dans les cours d'eau de plus grande envergure avec un fort débit (plus de $50 \text{ m}^3/\text{s}$), peu de pesticides utilisés sur les terrains de golf sont détectés. Pour ces deux rivières, la proportion des golfs par rapport à la superficie totale du bassin versant est relativement faible et leur influence semble être assez limitée. Dans la rivière du Diable, aucun des pesticides analysés n'a été détecté. Dans la rivière Yamaska, quatre détections seulement ont été relevées. La première année du programme a donc permis d'orienter davantage les travaux d'échantillonnage des deux années subséquentes vers les cours d'eau plus petits qui drainent directement les terrains de golf.

Les concentrations mesurées dans les cinq cours d'eau où les détections de pesticides ont été les plus fréquentes sont illustrées aux figures 4 à 8. La portion supérieure de chaque graphique présente la somme des concentrations des différentes catégories de pesticides détectés (herbicides, insecticides, fongicides) et la portion du bas illustre les événements de pluie.

Tableau 7 Fréquences de détection et proportion des superficies en golf dans le bassin versant en amont du point d'échantillonnage

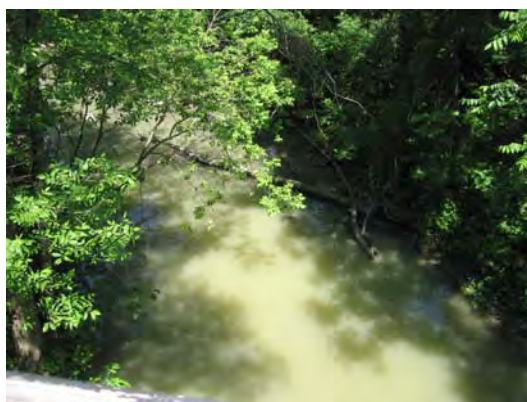
RÉGION	MUNICIPALITÉ	COURS D'EAU ÉCHANTILLONNÉS	FRÉQUENCE DÉTECTION %	PROPORTION EN GOLF DANS LE BV %
PETITS COURS D'EAU				
14	Terrebonne	Ruisseau affluent de la rivière Mascouche	100	75
16	Pointe-des-Cascades	Ruisseau Chamberry	72,4	3,8
03	Boischatel	Le Grand Ruisseau	55	20
15	Mirabel	Ruisseau Albert-Leroux	50	33
07	Gatineau	Ruisseau affluent de la rivière des Outaouais	32	2 à 25 ¹
12	Breakeyville	Ruisseau Roy	8,3	7,6
04	Pointe-du-Lac	Branche nord de la rivière aux Sables	7,1	4
15	Prévost	Ruisseau affluent de la rivière du Nord	3,4	0,37
03	Stoneham	Rivière Hibou	0	3,26
GRANDS COURS D'EAU				
15	Mont-Tremblant	Rivière du Diable	0	0,145
16	Bromont	Rivière Yamaska	13,6	0,37

¹ Dans sa portion amont, ce ruisseau est partiellement canalisé et l'eau y circule par intermittence. La détermination exacte de la superficie du bassin drainé en amont du point d'échantillonnage est imprécise.

Les différents cours d'eau ne présentent pas de profils similaires, à l'exception peut-être de la présence continue de fongicides avec des pointes de concentrations plus élevées en novembre. Pour ces golfs, les fongicides sont détectés pendant toute la période à l'étude, alors que les insecticides et les herbicides apparaissent de façon épisodique.

Notons toutefois que l'échantillonnage pour l'analyse des herbicides a été plus limité et ne couvre qu'une portion seulement de la période d'étude en 2010 et 2011.

Les fongicides peuvent être employés plusieurs fois durant la saison de golf et à l'automne. Conséquemment, des pics de concentrations sont aussi observés à divers moments au cours de l'été et de l'automne. Les concentrations les plus élevées de fongicides ont été mesurées à la fin de la période automnale, en particulier en novembre. Six cours d'eau ont été échantillonnés en avril durant ou peu après la période de fonte de neige. Quatre d'entre eux ont révélé la présence de fongicides dans l'eau à cette période, soit quatre à cinq mois après l'application automnale. Il s'agit du ruisseau affluent de la rivière Mascouche, des ruisseaux Chamberry à Pointe-des-Cascades et Albert-Leroux à Mirabel ainsi que et du Grand Ruisseau à Boischatel. Ces détections automnales et printanières de fongicides sont notamment en relation avec les applications faites à l'automne contre la moisissure des neiges.



Ruisseau Chamberry à Pointe-des-Cascades (Photo : I. Giroux, MDDEFP)

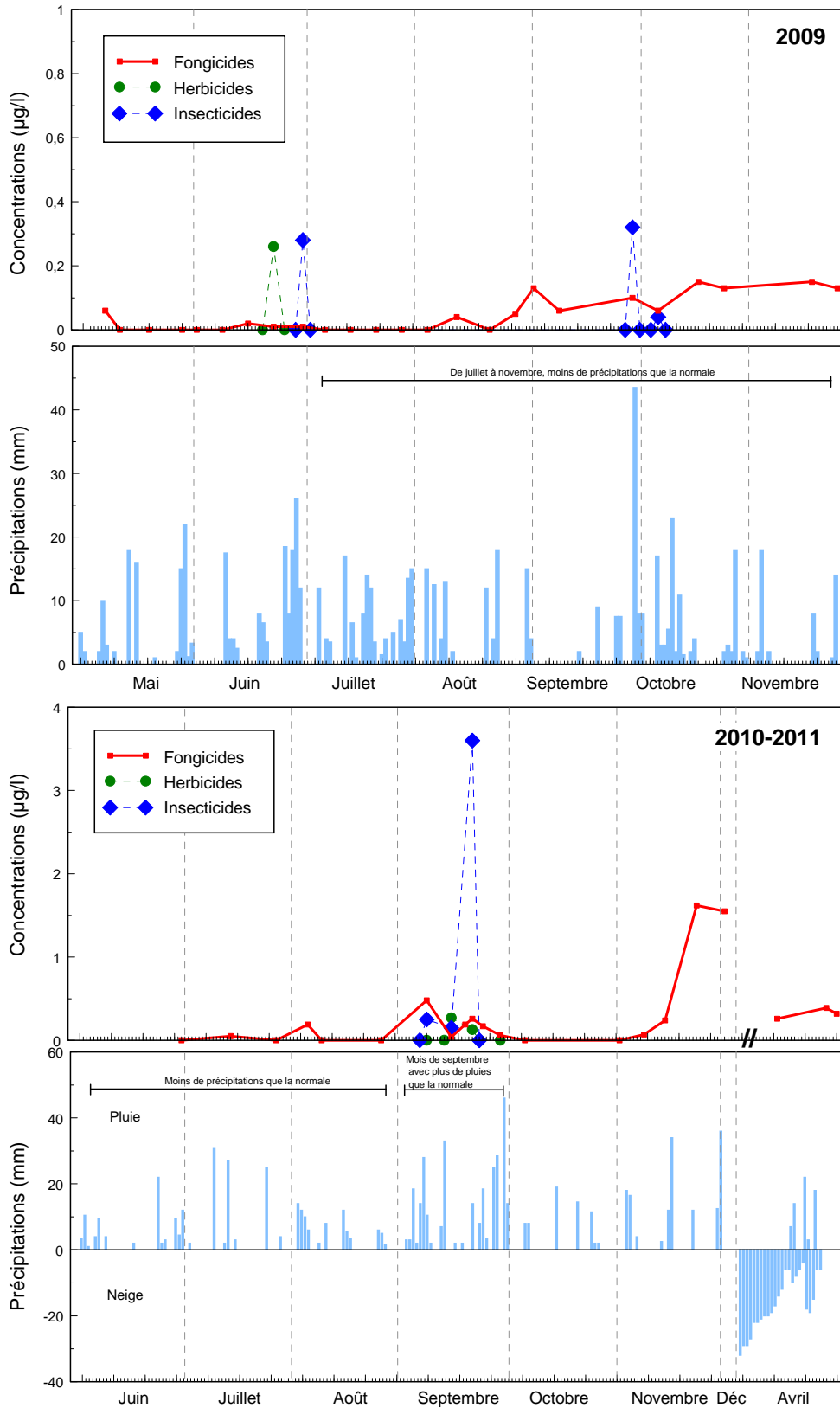


Figure 4 Pesticides dans le Grand Ruisseau à Boischatel

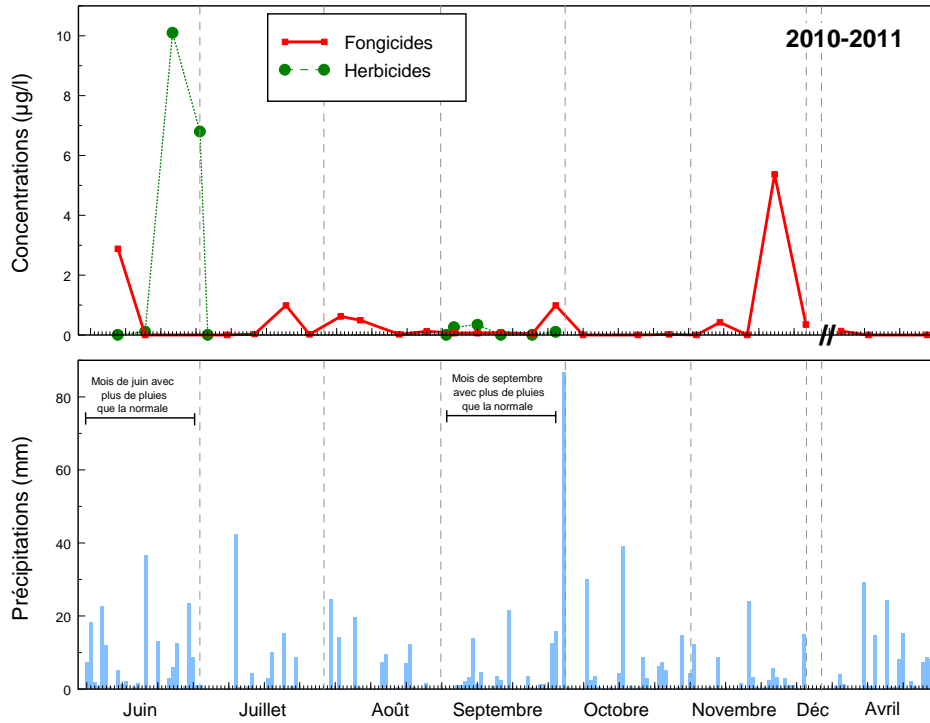


Figure 5 Pesticides dans le ruisseau Chamberry à Pointe-des-Cascades

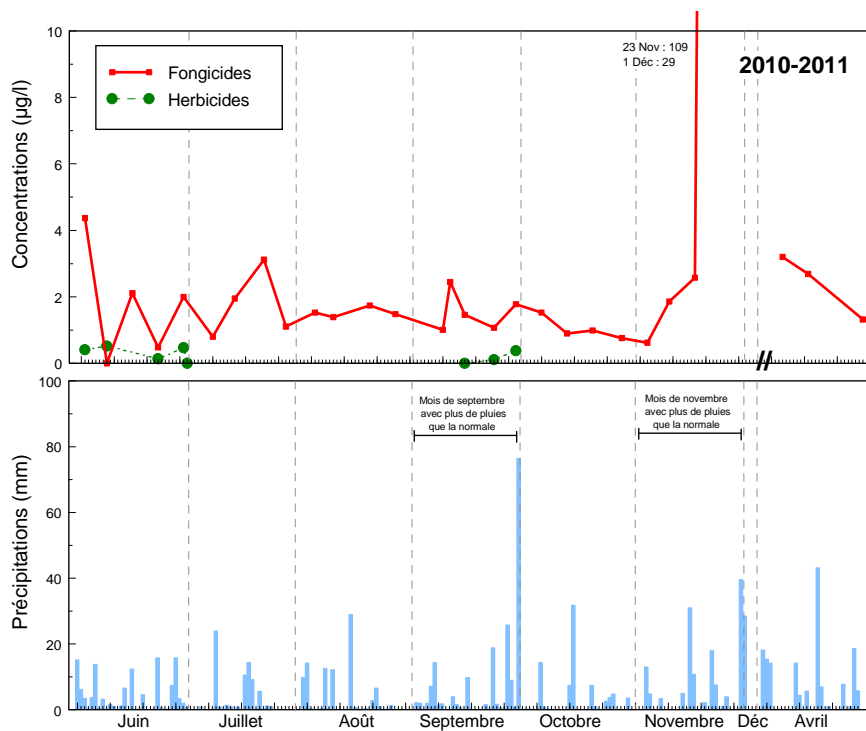


Figure 6 Pesticides dans un ruisseau affluent de la rivière Mascouche

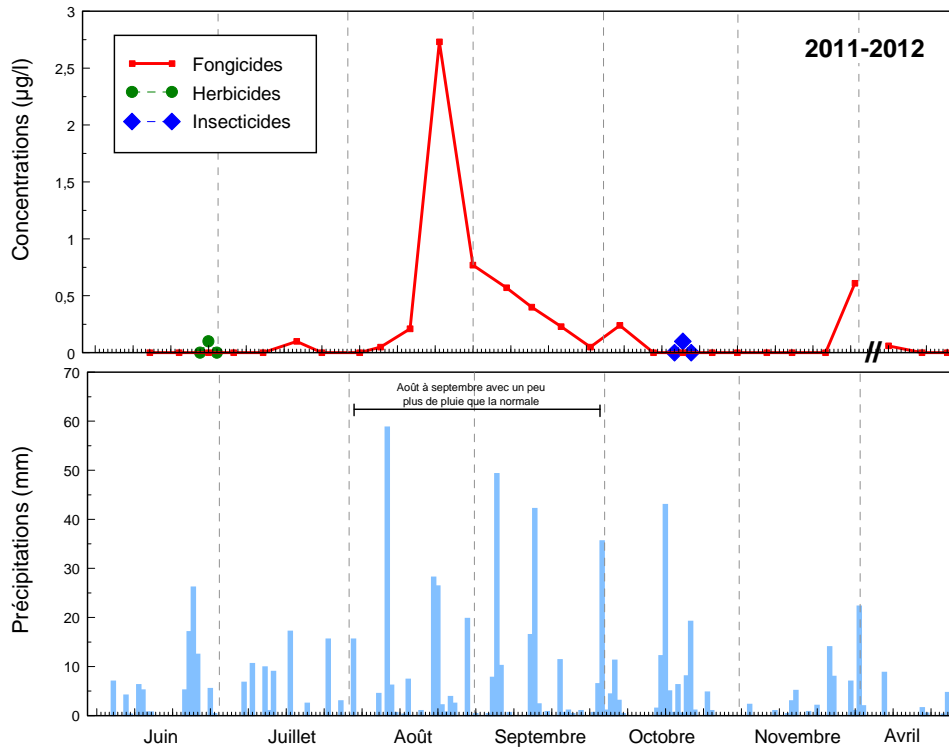


Figure 7 Pesticides dans le ruisseau Albert-Leroux à Mirabel

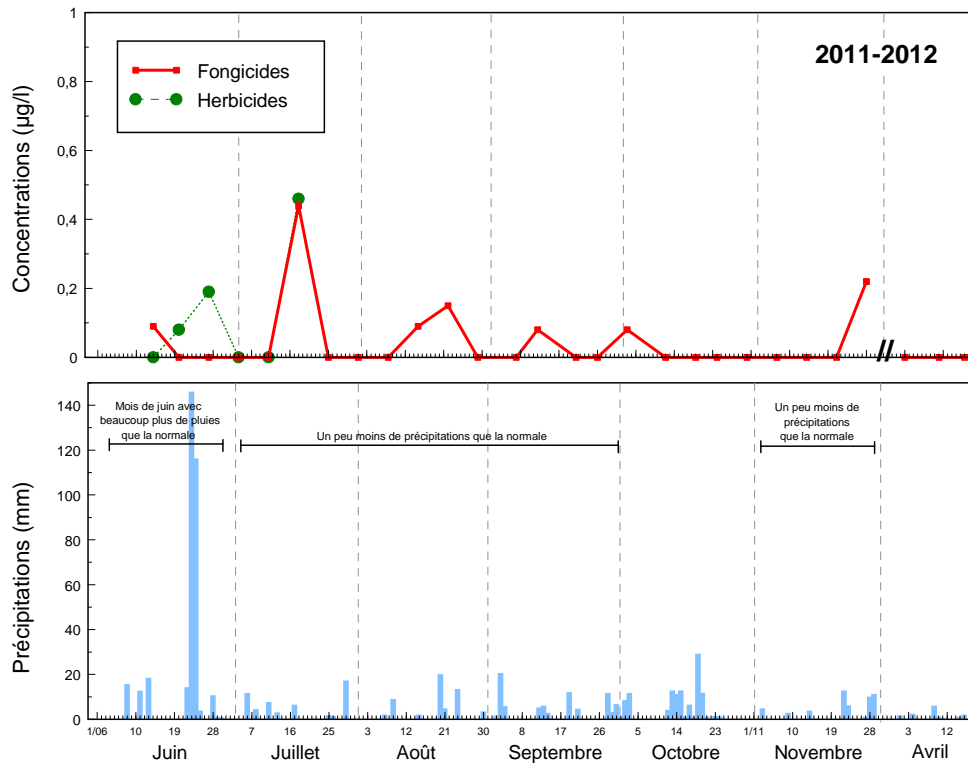


Figure 8 Pesticides dans un ruisseau affluent de la rivière des Outaouais

L'échantillonnage était effectué à date fixe avec l'hypothèse de départ que sur l'ensemble de la saison, on aurait couvert de façon assez égale des périodes de pluie et des périodes sèches. L'analyse post-échantillonnage montre effectivement que les dates d'échantillonnage sont réparties assez également entre les périodes de pluie et le temps sec. La proportion des échantillons prélevés en temps de pluie est présentée à l'annexe 3.

Comme on peut le constater aux figures 4 à 8, les pics de concentrations sont souvent observés peu après des événements de pluie. L'examen des résultats d'analyse et des observations notées lors de l'échantillonnage concernant les conditions climatiques et les débits apparents à chaque station confirme aussi cette situation.

L'analyse des données de précipitations (annexe 3) montre que les stations n'ont pas connu de précipitations très différentes des normales au cours de l'année d'échantillonnage. Pour toutes les stations, l'écart des précipitations totales annuelles par rapport à la normale calculée sur 30 ans est de 20 % ou moins. Toutefois, la comparaison des données avec les normales mensuelles montre qu'il y a tout de même des périodes, ou des épisodes, de précipitations plus élevées que les normales ou au contraire des périodes un peu plus sèches que les normales.



À gauche, le Grand Ruisseau à Boischatel et, à droite, le ruisseau affluent de la rivière Mascouche à Terrebonne (Photos : I. Giroux, MDDEFP; S. Legendre, MDDEFP)

3.3 Résultats dans les eaux souterraines en 2011

Aucun pesticide n'a été détecté dans les dix puits échantillonnés dans le cadre de ce suivi exploratoire. La plupart des puits échantillonnés servaient à l'alimentation du chalet principal du terrain de golf (tableau 8). Ces puits avaient une profondeur entre 20 et 46 mètres. Quatre puits sont situés à plus de 100 mètres des surfaces gazonnées, trois sont situés à moins de 50 mètres, dont un sur le terrain de golf lui-même. Il y a trois terrains de golf pour lesquels on ne dispose d'aucune information sur la profondeur du puits ou sur la distance par rapport aux zones gazonnées.

Tableau 8 Caractéristiques des puits échantillonnés sur dix terrains de golf

NUMÉRO	USAGE	TRAITEMENT	PROFONDEUR (mètres)	DISTANCE DU TERRAIN (mètres)
1	Alimentation du chalet principal	Adoucisseur et chloration	-	-
2	Alimentation du chalet principal	Usine de traitement	40	106
3	Alimentation de la résidence	Aucun	46	152
4	Alimentation du chalet principal, irrigation et autres	Aucun	20	500
5	Alimentation du chalet principal	Aucun	23	-
6	Irrigation et approvisionnement d'un étang	Aucun	0,3	0
7	Alimentation du chalet principal	Adoucisseur	36,5	23
8	Alimentation du chalet principal	-	-	50
9	Alimentation du chalet principal	Aucun	46	-
10	Alimentation du bâtiment d'entretien	Chloration	-	275

À la section 4.2, ces résultats seront mis en perspective avec ceux obtenus par le Regroupement de six terrains de golf de Mont-Tremblant. Quelques hypothèses seront aussi évoquées pour expliquer qu'aucun pesticide n'a été détecté.

4 DISCUSSION

4.1 Revue et comparaison avec d'autres projets de suivi dans les eaux de surface

Comparaison avec d'autres suivis au Québec

Au cours des quinze dernières années, quelques suivis de la qualité des eaux au voisinage de terrains de golf ont été réalisés au Québec. Mentionnons notamment celui réalisé depuis 2003 par le Regroupement de six terrains de golf de Mont-Tremblant et celui réalisé en 1999 par la Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Estrie pour cinq terrains de golf de l'Estrie (Caza et Polan, 2000).

L'étude pour les terrains de golf de l'Estrie (Caza et Polan, 2000) montrait la présence dans les cours d'eau voisins de terrains de golf des herbicides dicamba, mécoprop, 2,4-D et MCPA. Aucun insecticide ni fongicide n'avait été détecté. Rappelons toutefois qu'il y avait peu d'analyses disponibles pour les fongicides à ce moment-là. Les concentrations maximales détectées étaient de 320 µg/l pour le mécoprop, de 310 µg/l pour le 2,4-D, de 34 µg/l pour le dicamba et de 0,35 µg/l pour le MCPA, soit des valeurs plus élevées que celles mesurées au cours des trois années de notre étude. Quelques études ponctuelles ont été menées pour d'autres terrains de golf (Domaine Laforest à Sagard et Golf Venise de Magog), mais aucun pesticide n'y a été détecté.

La liste des pesticides détectés dans la présente étude concorde relativement bien avec celle des rapports les plus récents produits pour le Regroupement des six terrains de golf de Mont-Tremblant (tableau 9). Par contre, les fréquences de détection de chaque pesticide diffèrent considérablement. Les résultats des années 2009, 2010 et 2011 pour les golfs de Mont-Tremblant (BIOFILIA, 2012; AECOM, 2011; AECOM, 2010) montrent que les pesticides détectés le plus souvent dans les cours d'eau qui s'écoulent dans ou à proximité des terrains de golf sont le propiconazole, le 2,4-D et l'iprodione, alors que notre bilan montre plutôt que le boscalide, le propiconazole, le myclobutanil et le triticonazole sont les pesticides les plus souvent détectés. Plusieurs causes peuvent expliquer ces différences, dont l'usage de pesticides différents selon les ravageurs présents dans les golfs considérés ainsi que l'utilisation de limites de détection plus basses pour l'analyse du boscalide, du myclobutanil et du triticonazole dans la présente étude.

Tableau 9 Comparaison des fréquences de détection avec l'étude des golfs de Mont-Tremblant

	MDDEFP ¹ 2009-2011	GOLFS MONT-TREMBLANT ² 2009-2011
FONGICIDES		
Boscalide	20,8	5,4
Propiconazole	17,6	23,7
Myclobutanil	14,4	0,9
Triticonazole	11,2	0,4
Quintozone	5,1	0,9
Iprodione	3,5	8,5
Azoxystrobine	1,9	2,2
Chlorothalonil	1,6	0
Métalaxyl	0,6	0,4
Trifloxystrobine	0,6	1,3
HERBICIDES		
2,4-D	(5,9)	16,5
Mécoprop	(4,7)	4,5
Dicamba	(6,5)	1,3
Bentazone	(5,3)	-
MCPA	(2,4)	-
2,4-DP	(0,6)	-
INSECTICIDES		
Carbaryl	2,2	0
Chlorpyrifos	0,3	0
Nombre d'échantillons	OPS : 312 (PESARY : 168)	224

¹ Fréquence de détection moyenne pour trois années, tous golfs confondus.

² Dix-huit à vingt stations échantillonnées quatre fois (BIOFILIA, 2012; AECOM, 2011; AECOM, 2010).

() Les pourcentages indiqués entre parenthèses ont été calculés avec un nombre plus faible d'échantillons au cours de la période à l'étude.

Tableau 10 Synthèse des concentrations maximales mesurées en eau de surface pour six terrains de golf de Mont-Tremblant

PESTICIDES	CONCENTRATIONS MAXIMALES MESURÉES (µg/l)						
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
FONGICIDES							
Boscalide	2,2	0,1	-	-	0,93	0,65	0,18
Iprodione	8,4	-	-	-	0,47	2,7	0,353
Myclobutanil	4,7	0,5	-	-	0,31	0,12	-
Métalaxyl	0,9	0,2	-	0,3	-	2,36	-
Azoxystrobine	0,19	0,26	0,63	0,1	0,27	0,15	-
Trifloxystrobine	0,9	0,5	-	0,1	0,24	-	-
Propiconazole	0,14	0,08	-	0,2	2,22	0,39	0,383
Quintozone(PCNB)	-	-	-	-	0,48	-	-
Chlorothalonil	-	-	-	0,7	-	-	-
Triticonazole	NA	NA	-	32	-	-	-
HERBICIDES							
2,4-D	0,94	1,2	-	-	0,19	1,01	1,55
Mécoprop	0,24	0,07	-	3,4	0,58	2,38	31,8
Dicamba	0,07	-	-	-	0,15	0,10	0,179
INSECTICIDES							
Carbaryl	0,16	-	-	-	-	-	-
Chlorpyrifos	-	-	-	0,4	-	-	-

NA : Paramètre non analysé

Sources : BIOFILIA, 2012, AECOM, 2011, AECOM, 2010, TecSult, 2009, Strate Environnement, 2008, 2006, 2005

Le tableau 10 présente la synthèse des concentrations maximales mesurées dans l'un ou l'autre des six terrains de golf de Mont-Tremblant faisant partie du regroupement. Comme c'est le cas pour les concentrations mesurées dans notre étude, les gammes de concentrations signalées se situent habituellement entre 0 et 10 µg/l, avec à l'occasion quelques valeurs nettement plus élevées. Ce tableau, qui intègre les données recueillies depuis 2005, donne également une dimension temporelle intéressante, à savoir que plusieurs pesticides sont détectés de manière récurrente chaque année.

Dans une étude américaine portant sur 80 terrains de golf étudiés à divers moments sur une période de 20 ans, il apparaît également que les fongicides sont les produits les plus souvent détectés. Le myclobutanil, le propiconazole et l'iprodione sont parmi les produits signalés, à une fréquence de 38 %, 20 % et 9 % respectivement (Baris *et al.*, 2010).

4.2 Comparaison avec d'autres projets de suivi dans les eaux souterraines

La plupart des terrains de golf qui présentent des indices de pression élevés en regard de l'utilisation des pesticides sont situés à proximité de zones urbaines ou résidentielles et sont généralement reliés à un aqueduc municipal. C'est souvent le cas dans les régions de Montréal, de Laval et de la Montérégie. Même si l'approvisionnement en eau potable de ces municipalités n'est vraisemblablement pas affecté par les activités des golfs, cela n'empêche pas que l'eau souterraine puisse en être affectée. Quoi qu'il en soit, étant donné qu'il n'y avait pas nécessairement d'installations de captage des eaux souterraines pour l'échantillonnage, la contamination éventuelle de la nappe d'eau souterraine n'y a donc pas été évaluée.

Aucun pesticide n'a été détecté dans les puits des terrains de golf de notre étude. Ces résultats sont contraires à ceux du Regroupement de six terrains de golf de Mont-Tremblant qui montrent chaque année des détections de pesticides dans les puits échantillonnés, et ce, pour des indices de pression similaires ou inférieurs à ceux retenus pour notre étude.

Le suivi annuel de l'eau souterraine réalisé depuis 2003 par le Regroupement des golfs de Mont-Tremblant compte huit puits situés sur les parcours des golfs ou en périphérie. Les résultats de l'année 2011 (BIOFILIA, 2012) montrent la présence de pesticides dans sept des huit puits échantillonnés. Les pesticides détectés sont les herbicides 2,4-D détecté dans sept puits et glyphosate (un puits) ainsi que les fongicides propiconazole (trois puits), iprodione (deux puits), azoxystrobine, boscalide, métalaxyl et triticonazole (un puits chacun). Les stations qui présentent le plus grand nombre de pesticides sont les puits d'observation situés près des verts et, dans une moindre mesure, ceux situés près des allées. Parmi les trois puits échantillonnés en périphérie des golfs, deux présentent des concentrations de l'herbicide 2,4-D, mais aucun fongicide n'y a été détecté.

Outre le nombre relativement faible de puits analysés dans les deux études, plusieurs hypothèses peuvent expliquer cette apparente divergence des résultats :

- dans le projet du MDDEFP, la distance entre les puits et les zones traitées est plus grande que dans l'étude du Regroupement des golfs de Mont-Tremblant, pour laquelle plusieurs points d'échantillonnage sont des puits d'observation situés tout près des verts et des allées;
- les puits des golfs de Mont-Tremblant ont été échantillonnés quatre fois durant la saison active, alors que nous avons prélevé des échantillons une seule fois à l'automne. L'augmentation de la fréquence d'échantillonnage améliore la probabilité de détecter les produits;
- les sols de la région de Mont-Tremblant sont des sols sableux où l'eau souterraine est particulièrement vulnérable à la contamination. Dans notre suivi, plusieurs sites retenus présentent des sols plus fins où l'infiltration des contaminants vers la nappe d'eau souterraine est vraisemblablement plus réduite.

4.3 Facteurs de risque pour la présence de pesticides dans les cours d'eau

Plusieurs facteurs peuvent expliquer la détection dans les cours d'eau des pesticides employés sur les terrains de golf. L'importance des quantités de pesticides utilisées, les caractéristiques des pesticides et les caractéristiques propres à l'aménagement ou l'entretien du terrain de golf sont les aspects souvent considérés dans la documentation scientifique (Baris *et al.*, 2010; Kenna et Snow, 2002).

4.3.1 Importance des quantités de pesticides utilisées

Les quantités utilisées des différents pesticides apparaissent comme un élément d'importance susceptible d'avoir une incidence sur leur détection dans les cours d'eau voisins des terrains de golf. Outre la relation démontrée précédemment entre l'indice de pression et la fréquence de détection, certaines recherches tendent à le confirmer. Ainsi, Haith (2011) a étudié les charges en pesticides transportées en dehors de surfaces gazonnées pour des allées et des verts de terrains de golf de neuf villes américaines. Il a conclu que les charges de fongicides étaient plus élevées que celles des herbicides ou des insecticides en raison du taux d'application plus élevé des fongicides. Ces conclusions sont cohérentes avec les résultats de notre étude, où les fongicides sont également les produits le plus souvent détectés.

4.3.2 Caractéristiques des pesticides

Outre les quantités utilisées, certaines caractéristiques des pesticides peuvent aussi expliquer qu'ils soient détectés ou non en milieu aquatique (Chaigneau, 2004). Ainsi, la solubilité dans l'eau et la constante d'adsorption sur le carbone organique (K_{oc}) sont généralement considérées comme des indicateurs de la mobilité d'une substance dans l'environnement. La persistance dans le sol est un indice de son potentiel à demeurer dans l'environnement et de la durée pendant laquelle la substance peut être soumise au transport par ruissellement ou par infiltration. La persistance dans l'eau donne une indication de la durée de dégradation de la substance une fois dans le milieu aquatique. Le tableau 11 présente les caractéristiques reliées à la mobilité et à la persistance des principaux pesticides employés sur les terrains de golf du Québec.

Les pesticides détectés dans les cours d'eau de notre étude sont indiqués en gras dans le tableau. On remarque que ces produits présentent en général une mobilité ou une persistance allant de modérée à élevée. Ainsi, le boscalide, le fongicide détecté le plus souvent dans les cours d'eau près des terrains de golf échantillonnés, présente à la fois une mobilité et une persistance élevée. Les mêmes particularités sont notées pour le triticonazole, lequel se trouve au quatrième rang des fongicides les plus souvent présents dans les rivières échantillonnées.

Les fongicides chlorothalonil et trifloxystrobine de même que l'insecticide carbaryl font toutefois exception. Malgré une faible mobilité et une faible persistance, ces produits ont tout de même été détectés dans quelques échantillons (cinq dans le cas du chlorothalonil, deux dans le cas de la trifloxystrobine et sept pour ce qui est du carbaryl).

Tableau 11 Caractéristiques de certains pesticides employés sur les terrains de golf

PESTICIDES ¹	Mobilité			Persistance (TD ₅₀ en jours)		
	Solubilité dans l'eau (mg/l)	K _{oc} ²	Classe	Sol	Eau	Classe
FONGICIDES						
Boscalide	4,6	507	élevée	358	630	élevée
Propiconazole	110	382	modérée	47	112	modérée
Myclobutanil	142	224	élevée	> 75	214	modérée
Triticonazole	8,4	184	élevée	350	32	élevée
Quintozène	0,44	1 588	faible			élevée
Iprodione	13	202	modérée	22	5	faible
Azoxystrobine	6	300	élevée	94,5	213	élevée
Chlorothalonil	0,6	900	faible	12,5	4,2	faible
Métalaxyl-M	26 000	20	élevée	40	41,1	modérée
Trifloxystrobine	0,61	951	faible	< 1	< 1	faible
Fludioxonil	1,8	11 462	faible	201	11,5	élevé
Phosétyl-Al	120 000	1 703	faible	0,1	4	faible
Thirame	16,5	2 245	faible	2,1	0,4	faible
Mancozèbe	6	860	faible	< 1	> 121	faible
Carbathiine	147	71	faible	< 1,25	34,4	faible
Chloronèbe	8	1 432	faible	18,4	-	faible
Thiophanate-méthyle	21,8	207	faible	< 1	3	faible
HERBICIDES						
2,4-D	23 000	59	modérée	16,4	16,75	faible
Dicamba	6 100	3,45	élevée	12	42,7	faible
Bentazone	500	51	élevée	56	80	modérée
Mécoprop-P						
INSECTICIDES						
Carbaryl	32	177	faible	4	4,9	faible
Chlorpyrifos	1,05	8 151	faible	76	5	modérée

Source des données : SAgE pesticides

¹ Liste non exhaustive

² Coefficient d'adsorption sur la matière organique

Les résultats ont aussi été examinés en regard des indices de risque pour l'environnement (IRE) et pour la santé (IRS) (Samuel *et al.*, 2007) calculés pour chacun des ingrédients actifs employés sur les terrains de golf. Ces indices ont été conçus à l'intention des conseillers et des surintendants afin qu'ils sélectionnent des pesticides de moindre risque au moment de l'application. L'IRE est un indicateur des risques écotoxicologiques qui tient compte des propriétés des pesticides, de leur devenir et de leur comportement dans l'environnement ainsi que de leurs propriétés écotoxicologiques. L'IRS est un indicateur de risques toxicologiques basé sur la toxicité aiguë et chronique ainsi que sur le potentiel de biodisponibilité des pesticides. Toutefois, ces indices ne remplacent pas les critères de qualité de l'eau lors de l'interprétation des résultats sur la présence de pesticides dans l'eau.

Les indices calculés pour chacun des produits apparaissent à l'annexe 4. Les deux indices sont calculés en tenant compte de la dose maximale d'application pour l'usage considéré (p. ex., application sur les terrains de golf). Plus l'indice est élevé, plus il y a de risque pour l'environnement ou la santé.

Pour les principaux pesticides employés dans les terrains de golf, la plage des valeurs de l'IRE s'étend de 16 à 576 et celle de l'IRS, de 14 à 384. L'examen des valeurs de l'IRE et de l'IRS montre que les produits détectés le plus souvent dans les cours d'eau voisins des terrains de golf ne sont pas parmi les substances présentant les indices les plus élevés. Par exemple, le boscalide, le fongicide le plus souvent détecté, présente un IRE de 64 et un IRS de 20.

Toutefois, des dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques sont quand même observés sporadiquement pour certains pesticides dont l'IRE est élevé (carbaryl, chlorpyrifos, chlorothalonil, quintozène, iprodione et propiconazole).

4.3.3 Caractéristiques de l'aménagement des golfs

L'aménagement de la plupart des terrains de golf comporte plusieurs aspects qui peuvent constituer des éléments de protection contre la contamination. Ainsi, les parcours des golfs sont souvent bordés de zones boisées ou arbustives qui contribuent à filtrer les eaux de ruissellement et d'infiltration, à diminuer l'érosion et la dérive des pesticides vers les cours d'eau.

Les surfaces gazonnées des allées de terrains de golf couvrent le sol en permanence, ce qui permet une meilleure rétention des pesticides dans les couches superficielles du sol, laissant ainsi plus de temps pour leur biodégradation. Le gazon de graminées, s'il a une longueur suffisante, est un milieu propice à l'interception, la rétention et la dégradation des matières actives qui y sont appliquées. Cependant, sous une pression phytosanitaire trop intense, ce gazon n'est plus en mesure de jouer son rôle protecteur (Chaigneau, 2004).

Toutefois, d'autres caractéristiques d'aménagement peuvent augmenter le risque de contamination des cours d'eau ou de l'eau souterraine.



Zones boisées et arbustives
(Photo : Le Québec en images)

- Existence d'un lien hydraulique entre les étangs des terrains de golf et un cours d'eau naturel

Lorsqu'il existe un lien hydraulique entre les étangs et le cours d'eau naturel, plusieurs éléments peuvent expliquer que la qualité de l'eau en amont ait un lien avec la dégradation de la qualité des cours d'eau en aval. Si l'étang sert de réservoir d'alimentation en eau (pour l'irrigation par exemple), une mauvaise qualité de l'eau peut survenir par suite de l'abaissement du niveau d'eau et de conditions d'étiage dans l'étang. L'étang peut aussi agir comme un réservoir susceptible de capter les fertilisants et les pesticides provenant des surfaces gazonnées voisines. En même temps que le relargage de ces substances, l'étang peut rejeter une eau déficiente en oxygène en raison de la consommation d'oxygène requise pour la dégradation partielle de ces produits. L'étang peut aussi rejeter une eau plus chaude qui peut dépasser le niveau de tolérance des espèces aquatiques (Klein, 1993). Dans leur étude portant sur l'impact des terrains de golf sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de six cours d'eau de l'Ontario, Winter *et al.*, (2002) soulèvent eux aussi l'hypothèse des rejets des étangs des terrains de golf comme l'un des éléments communs à plusieurs terrains étudiés et pouvant expliquer les effets observés sur les communautés benthiques.

Dans l'étude actuelle, plusieurs des terrains de golf sélectionnés présentent des étangs avec un exutoire dans le cours d'eau échantillonné. Cette situation, conjuguée à une utilisation importante de pesticides, a pu faciliter le transport des pesticides vers le cours d'eau naturel :

- culture monospécifique (agrostides, pâturins, etc.) pouvant favoriser le développement de problématiques phytosanitaires et par conséquent l'utilisation de pesticides pour les contrôler;
- systèmes de drainage souterrain et texture des sols aménagés.

Un bon drainage est très important dans l'aménagement des verts, car il permet de limiter les maladies fongiques liées à une trop forte humidité du sol. Dans le cas d'un drainage déficient, l'accumulation d'eau dans la zone racinaire peut créer des conditions anaérobies qui risquent de provoquer l'affaissement ou la mort du gazon. Une zone mal drainée est sujette aux maladies fongiques (Morin, 2008). Aujourd'hui, certains verts des terrains de golf sont aménagés selon les recommandations de la United States Golf Association (USGA). Ces recommandations spécifient entre autres que les verts doivent comprendre une couche de gravier grossier où se trouve le système de drainage souterrain. Cette couche doit être recouverte d'une couche de 30 cm de sol sableux.

Qu'elle réponde ou non aux recommandations précises de la USGA quant à l'ajout d'une couche de sol sableux, l'installation de structures de drainage souterrain est une pratique courante pour l'aménagement des verts, mais aussi des allées et des tertres de départ. Si le drainage souterrain est rejeté dans un étang ou cours d'eau ayant un exutoire à l'extérieur du terrain de golf, cela augmente le risque de contamination (Chaigneau, 2004). En Suède, Strömqvist et Jarvis (2005) ont étudié le transport du fongicide iprodione dans le sol d'un vert d'un terrain de golf. Ils ont observé des pics de concentrations dans les eaux de drainage des verts au cours des trois semaines qui ont suivi l'application. Les auteurs attribuent ces pics à du transport à travers le sol via des chemins préférentiels (preferential finger flow). À partir d'un modèle, ils ont aussi estimé que les pertes d'iprodione par lessivage pouvaient être réduites de 15 % avec une légère augmentation (2 % à 3 %) de la teneur en matière organique du sol.



Hauteur de tonte d'un vert : $\pm 4,8$ mm
(Photo : Association du jeune barreau de Montréal)

De plus, le gazon très court sur les verts présente peu de potentiel pour la rétention des eaux et des pesticides.

4.3.4 Autres facteurs

Plusieurs autres facteurs sont aussi relevés dans la documentation scientifique comme pouvant avoir une incidence sur la quantité de pesticides qui est transportée en dehors des zones visées.

Dans une étude en parcelles, Branham *et al.*, (2004) ont trouvé que l'enlèvement des résidus de la première tonte après une application permettait de réduire de 34 % à 57 % la quantité de pesticides transportée par ruissellement. Ces mêmes auteurs ont aussi montré qu'une pluie qui survient moins de 12 heures après l'application des pesticides génère beaucoup plus de transport de pesticides que si elle survient 24 ou 72 heures plus tard. La gestion des applications de pesticides en fonction des prévisions de pluie et de l'irrigation serait donc un aspect important pour limiter le transport des pesticides hors des zones visées.

4.4 Effets potentiels sur les espèces aquatiques

Comme pour d'autres grands espaces verts, les golfs présentent un certain potentiel pour soutenir la biodiversité. En effet, les parcours sont souvent aménagés dans un souci du paysage et sont souvent composés de reliefs variés et bordés de différentes strates de végétation propices à l'établissement de microhabitats. Sur la plupart des golfs, on trouve des étangs naturels ou artificiels qui peuvent accueillir diverses espèces aquatiques. Il existe peu d'information sur la diversité et l'état de santé des espèces qui vivent dans ces milieux semi-naturels et dans les milieux naturels au voisinage des golfs. On dispose également de peu d'information sur les impacts potentiels de l'usage des pesticides sur les terrains de golf, notamment des fongicides, sur les espèces aquatiques.

Deux études ontariennes fournissent néanmoins quelques renseignements. Metcalfe *et al.*, (2008) ont échantillonné deux cours d'eau drainant deux terrains de golf de la région de Muskoka, en Ontario. Les prélèvements ont été faits au moyen de membranes semi-perméables plongées dans les cours d'eau pour des périodes de 28 jours au printemps, à l'été et à l'automne. Des spécimens de médaka japonais (*Orizias latipes*), une espèce de poisson, ont ensuite été exposés à différents niveaux de dilution des extraits de ces échantillons. Les pointes de toxicité étaient observées en juin et juillet, puis en septembre et octobre. Bien que les résultats de ces études aient aussi montré que les plus fortes toxicités correspondaient à la présence du fongicide quintozone et d'un surfactant (nonylphénol) dans les extraits, tous les produits potentiellement utilisés dans les golfs n'ont pas été analysés et les auteurs indiquent que ce ne sont probablement pas les seuls composés présents dans les échantillons. De ces études, les auteurs concluent que les pesticides présents dans les cours d'eau qui drainent les golfs de cette région de l'Ontario présentent un potentiel d'effets néfastes pour les espèces aquatiques.

Dans une étude antérieure portant sur la même région de l'Ontario, Winter *et al.*, (2002) ont évalué en 1999 et 2000 les communautés de macroinvertébrés benthiques dans six cours d'eau situés près de cinq terrains de golf. La collecte de macroinvertébrés benthiques a été effectuée à l'automne 1999 et au printemps, à l'été et à l'automne 2000. Plusieurs paramètres de la qualité de l'eau ont été analysés (température, pH, conductivité, phosphore, carbone organique dissous, etc.), mais pas les pesticides. Les résultats ont montré que la température de l'eau est plus élevée dans les cours d'eau des terrains de golf que dans les cours d'eau de référence situés en zones forestières. Les auteurs expliquent cette situation par la diminution des zones ombragées en bordure des cours d'eau des golfs ainsi que par la présence d'étangs sur le parcours par rapport aux zones forestières de référence considérées. À l'exception du carbone organique dissous, les autres paramètres de la qualité de l'eau étaient aussi plus élevés et plus variables dans les golfs en comparaison des cours d'eau témoins, indice d'un enrichissement en fertilisants. Les résultats montraient une différence dans les communautés de macroinvertébrés benthiques pour trois des six cours d'eau considérés. Les taxons les plus abondants dans les cours d'eau des golfs étaient les turbellariés, les isopodes, les amphipodes, les zigoptères et les trombidiformes, des taxons généralement reconnus comme plus tolérants à la pollution. Les taxons les plus communs dans les cours d'eau de référence étaient les éphéméroptères, les mégaloptères, les culicidés et les plécoptères, généralement reconnus plus sensibles à la pollution. Les auteurs attribuent ces différences aux diverses activités d'entretien des golfs, incluant l'application de pesticides.

CONCLUSION

Ce projet a permis de mettre en évidence plusieurs éléments importants. Les résultats pour les trois années d'échantillonnage indiquent la présence de pesticides dans les petits cours d'eau voisins de terrains de golf. Parmi les différentes catégories de pesticides, ce sont les fongicides qui sont détectés le plus souvent, en particulier le boscalide (20,8 % des échantillons), le propiconazole (17,6 % des échantillons), le myclobutanil (14,4 % des échantillons) et le triticonazole (11,2 % des échantillons). Les herbicides dicamba, 2,4-D et mécoprop sont détectés dans environ 6 % des échantillons. Les insecticides carbaryl et chlorpyrifos ont été détectés sporadiquement, soit dans 2 % ou moins des échantillons.

Les concentrations mesurées des différents pesticides sont généralement faibles et respectent la plupart du temps les critères de qualité de l'eau ou les valeurs guides établis pour la protection des espèces

aquatiques. Cependant, quelques dépassements de ces critères ou valeurs guides sont observés dans quatre cours d'eau. Selon le cours d'eau, les critères sont dépassés de 3,4 % à 8,5 % du temps au cours de la période étudiée.

L'analyse des résultats tend à démontrer que l'indice de pression d'utilisation est un facteur qui a une incidence sur la détection des pesticides dans les petits cours d'eau qui drainent les terrains de golf. Plus l'indice de pression est élevé, plus la fréquence de détection des pesticides est élevée. Dans les cours d'eau échantillonnés situés près de terrains de golf ayant un indice de pression parmi les plus élevés des golfs étudiés, on détecte des pesticides dans 32 % à 100 % des échantillons. Pour les terrains de golf qui présentent des indices plus faibles que 10 kg i.a./ha, la détection de pesticides est plus sporadique et les concentrations sont habituellement plus faibles. La documentation scientifique confirme aussi une relation entre l'intensité d'utilisation des pesticides et leur détection dans les cours d'eau.

Évidemment, plusieurs autres facteurs peuvent aussi intervenir, comme la proportion des superficies en terrain de golf dans le bassin versant considéré ainsi que l'importance et le synchronisme des précipitations par rapport aux applications de pesticides. D'autres caractéristiques sont aussi citées dans la documentation scientifique, telles que les caractéristiques d'aménagement des terrains et les propriétés physicochimiques des pesticides utilisés. Ainsi, la présence d'étangs ayant un lien hydraulique avec le cours d'eau, le type de sol, la mobilité et la persistance des pesticides employés sont autant de facteurs pouvant avoir une incidence sur la détection des pesticides dans les cours d'eau.

Malgré le caractère exploratoire du volet des eaux souterraines, basé sur un nombre limité de puits, les résultats ont permis de constater l'absence de pesticides dans les dix puits échantillonnés. Toutefois, ces résultats ne permettent pas de statuer sur le risque de contamination de l'eau souterraine.

BIBLIOGRAPHIE

AECOM, 2011. *Programme de suivi de la qualité des eaux de six golfs – Rapport annuel de la huitième année : saison 2010*, réalisé pour le Regroupement des golfs de Mont-Tremblant, 49 p.

AECOM, 2010. *Programme de suivi de la qualité des eaux des six golfs – Rapport annuel de la septième année : saison 2009*, réalisé pour le Regroupement des golfs de Mont-Tremblant, 53 p. et 2 annexes.

BARIS, R. D., S. Z. COHEN, N. L. BARNES, J. LAM, Q. MA, 2010. *Quantitative analysis of over 20 years of golf course monitoring studies*, Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 29, n° 6, p. 1224-1236.

BIOFILIA, 2012. *Suivi environnemental de la qualité des eaux des golfs de Mont-Tremblant 2011*, BIOFILIA Consultants en environnement, 49 p.

BRANHAM, B. E., F. Z. KANDIL, J. MUELLER, 2004. *Best Management Practices to Reduce Pesticide Runoff from Turf*, dans Turfgrass and Environmental Research Online, vol. 3, n° 17, 8 p.

CAZA, N., P. POLAN, 2000. *Impacts environnementaux reliés à la présence de terrains de golf*, Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Estrie, Direction de la santé publique et de l'évaluation, ISBN 2-921776-13-8, 64 p.

CHAIGNEAU, A., 2004. *Les transferts de pesticides utilisés sur le gazon en France et la contamination des joueurs*, République Française, 61 p.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2012. SAgE Pesticides, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Institut national de santé publique, <http://www.sagepesticides.qc.ca/>

HAITH, D., 2011. *National Assessment of Pesticide Runoff Loads from Grass Surfaces*, Journal of Environmental Engineering, ASCE, septembre 2011, vol. 137, n° 9, p. 761-769.

KENNA, M. P., J. T. SNOW, 2002. *Environmental Research: Past and Future*, dans Turfgrass and Environmental Research Online, vol. 1, n° 2, 25 p.

KLEIN, R. D., 1993. *Protecting the Aquatic Environment From The Effects Of Golf Courses*, Community & Environmental Defense Services, Maryland Line, Maryland.

LAVERDIÈRE, C., S. DION, F. GAUTHIER, 2010. *Bilan des plans de réduction des pesticides sur les terrains de golf au Québec pendant la période 2006-2008*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN 978-2-550-59332-4 (PDF), 65 p.

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

METCALFE, T. L., P. J. DILLON, C. D. METCALFE, 2008. *Detecting the transport of toxic pesticides from golf courses into watersheds in the Precambrian shield region of Ontario, Canada*, Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 27, n° 4, p. 811-818.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1990 (rév. 1992). *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*, Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 147 p.

MORIN, N., 2008. *Guide de gestion intégrée des verts*, d'après le document « Helping your greens make the grade » de J. F. Moore, directeur à la USGA,

<http://www.asgq.org/documents/pdf/communication/archives/GuideDeGestionIntegreeDesVerts.pdf>

SAMUEL, O., S. DION, L. SAINT-LAURENT, M. A. APRIL, 2007. *Indicateur de risque des pesticides du Québec- IRPeQ – Santé et environnement* [en ligne]. Québec : ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Institut national de santé publique du Québec, 44 p. Accessible au <http://www.mddefp.gouv.qc.ca>

STRATE ENVIRONNEMENT, 2008. *Programme de suivi de la qualité des eaux – Rapport annuel 2007 : an cinq, réalisé pour le Regroupement des golfs de Mont-Tremblant*, 29 p. et 2 annexes.

STRATE ENVIRONNEMENT, 2006. *Programme de suivi de la qualité des eaux – Rapport annuel 2006 : an quatre, réalisé pour le Regroupement des golfs de Mont-Tremblant*, 33 p. et 2 annexes.

STRATE ENVIRONNEMENT, 2005. *Programme de suivi de la qualité des eaux – Rapport annuel 2005 : an trois, réalisé pour le Regroupement des golfs de Mont-Tremblant*, 35 p. et 3 annexes.

STRÔMQVIST, J., N. JARVIS, 2005. *Sorption, degradation and leaching of the fungicide iprodione in a golf green under Scandinavian conditions: measurements, modelling and risk assessment*, dans. Pest. Management. Science, vol. 61, n° 12, p. 1168-1178.

TECSULT, 2009. *Programme de suivi de la qualité des six golfs – Rapport annuel de l'an 6 : saison 2008, réalisé pour le Regroupement des golfs de Mont-Tremblant*, 31 p. et 3 annexes.

WINTER, J. G., K. M. SOMERS, P. J. DILLON, C. PATERSON, R. A. REID, 2002. *Impacts of golf courses on macroinvertebrates community structure in Precambrian shield streams*, Journal of Environmental Quality, vol. 31, n° 6, p. 2015-2025.

ZINS BEAUCHESNE ET ASSOCIÉS, 2002. *Portrait et valeur économique et touristique des terrains de golf publics et des clubs de golf semi-privés du Québec*, présenté à l'Association des terrains de golf publics du Québec et Tourisme Québec, 78 p.

Annexe 1 Pesticides analysés, contrôle de qualité, méthodes d'analyse et limites de détection

En 2009, le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) mettait à l'essai une nouvelle analyse regroupant plusieurs pesticides employés dans les terrains de golf. Les pesticides utilisés étaient principalement regroupés sous deux types, soit des herbicides et des fongicides. La méthode mise au point permettait d'extraire ces composés par la même technique. L'extrait final était séparé en deux parties égales afin de réaliser une étape de transformation chimique pour rendre les molécules détectables par chromatographie en phase gazeuse. La première année du projet, les échantillons prélevés ont été analysés par cette méthode qui consistait en une seule extraction et deux séries de dosage, à savoir un dosage pour les molécules qui ne nécessitaient pas de transformation chimique et un second dosage pour les molécules transformées en esters d'acides. Cette façon de faire s'est avérée efficace, mais pour plusieurs échantillons, des effets de matrice importants sont venus compliquer l'extraction et le dosage, notamment en ce qui concerne les herbicides.

En 2010, pour pallier les différentes difficultés analytiques rencontrées, il a été convenu de séparer les composés en deux groupes et d'utiliser deux procédures d'extraction et de dosage mieux adaptées et plus performantes pour les deux groupes. Une des extractions est réalisée par le dichlorométhane alors que l'autre est faite sur cartouche solide. Le premier groupe est analysé directement tandis que le second est transformé en esters d'acides par le diazométhane. Les dosages sont effectués par chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse. Par la suite, nous avons ajouté le triticonazole à la liste des composés déjà analysés. L'usage de ce fongicide était suffisamment répandu pour justifier son ajout à la liste et espérer pouvoir le détecter dans certains échantillons.

Pour chaque série d'analyse, plusieurs éléments de contrôle de qualité sont ajoutés et insérés. De plus, à chaque série, un échantillon témoin et un échantillon de matériau de référence certifié (MRC) sont ajoutés. Pour des séries de dix échantillons ou plus, un ajout dosé, un duplicata ou un autre échantillon de MRC est ajouté en alternance. Afin de suivre la performance méthodologique pour chacun des échantillons, des étalons de recouvrement « surrogates » et des étalons d'injection sont ajoutés à chacun des échantillons analysés.

Analyse des pesticides aryloxyacides (PESARY) MA 403-P.Chlp 2.1

L'analyse des pesticides aryloxyacides (ou phénoxyacides) couvre 16 herbicides. Pour cette analyse, l'échantillon est acidifié avec de l'acide sulfurique (5 ml de H_2SO_4 10 N par litre d'eau), pour obtenir un pH inférieur à 2 et ainsi favoriser la forme non ionisée des acides. Les aryloxyacides sont extraits sur une colonne de type octadécyle (C18) et ils sont élués à l'aide d'un mélange de dichlorométhane et de méthanol. L'éluat recueilli est évaporé à sec sous atmosphère d'argon et estérifié avec une solution de diazométhane.

Les pesticides dérivés sont ensuite purifiés sur une colonne de gel de silice et transférés dans l'acétate d'éthyle. Ils sont analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse en mode de balayage d'ions. Le temps de rétention ainsi qu'un groupe d'ions caractéristiques permettent l'identification de chacun des composés présents. Les concentrations sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles de solutions étalons de concentrations connues. Les étalons de recouvrement marqués isotopiquement qui sont utilisés sont le dicamba- D_3 et le 2,4-D- D_3 , alors que les étalons d'injection utilisés sont le 1,3,5-tribromobenzène et 2,3,3',4,6-pentachlorobiphényle. Pour ce groupe de pesticides, un étalon de dérivation (2,3-D) est ajouté afin de vérifier l'efficacité de la transformation des acides en esters méthylés.

Analyse PES-Golf

L'analyse PES-Golf couvre 14 pesticides (11 fongicides et 3 insecticides). Les pesticides sont extraits de l'échantillon avec du dichlorométhane. L'extrait est réduit à un petit volume et il est ensuite concentré sous jet d'argon.

Les pesticides sont séparés sur une colonne de chromatographie en phase gazeuse et détectés par spectrométrie de masse. Les concentrations de pesticides contenues dans l'échantillon sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles obtenues avec des solutions étalons de concentrations connues. Les étalons de recouvrement marqués isotopiquement qui sont utilisés sont l'atrazine-D5 et malathion-D10, alors que les étalons d'injection sont le 1,3,5-tribromobenzène et le 2,3,3',4,6-pentachlorobiphényle.

La méthode d'analyse PES-GOLF est validée selon le document DR-12-VMC intitulé *Protocole pour la validation d'une méthode d'analyse en chimie*. Ce document fait partie du système qualité qui assure l'intégrité des équipements, des méthodes, de l'assurance et du contrôle de la qualité.

Pesticides analysés de 2009 à 2011

Pesticides PES-GOLF	Limites de détection (µg/l)	Pesticides PESARY	Limites de détection (µg/l)
FONGICIDES		HERBICIDES	
Azoxystrobine	0,02	Bentazone	0,04
Boscalide	0,01	Bromoxynil	0,02
Chloronèbe	0,06	Chlopyralide	0,03
Chlorothalonil	0,04	2,4-D	0,02
Iprodione	0,08	2,4-DB	0,02
Métalaxyl	0,03	Dicamba	0,03
Myclobutanil	0,03	Dichlorprop	0,03
Propiconazole	0,05	Diclofop-méthyle	0,02
Quintozène	0,05	Dinosèbe	0,04
Trifloxystrobine	0,01	Fénoprop	0,01
Triticonazole	0,05	MCPA	0,01
INSECTICIDES		MCPB	0,01
Carbaryl	0,04	Mécoprop	0,01
Chlorpyrifos	0,02	Piclorame	0,02
Diazinon	0,05	2,4,5-T	0,01
		Triclopyr	0,02

Annexe 2 Résultats

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS LA RIVIÈRE YAMASKA À LA PRISE D'EAU DE BROMONT EN 2009 (RÉGION MONTRÉGIE) µg/l

IP: 0,6 à 16,6	Mai				Juin					Juillet				Août			Septembre		Oct		Novembre	
	5	12	19	26	2	8	16	22	29	6	13	21	27	12	17	24	8	21	6	20	2	17
Herbicides																						
2,4-D	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mécoprop	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Insecticides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicides																						
Boscalide	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Métalaxyl	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS LA RIVIÈRE LA DIABLE À LA PRISE D'EAU DE MONT-TREMBLANT, SECTEUR SAINT-JOVITE EN 2009 (RÉGION LAURENTIDES) µg/l

IP: 6,4 à 8,6	Mai				Juin					Juillet				Août			Septembre		Oct		Nov		
	5	11	19	25	1	8	17	22	29	6	13	21	27	3	10	17	24	8	21	6	20	3	16
Herbicides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Insecticides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe 2 Résultats (suite)

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS UN RUISSEAU TRIBUTAIRE DE LA RIVIÈRE MONTMORENCY À BOISCHATEL EN 2009 (RÉGION QUÉBEC) µg/l

IP: 15	Mai				Juin				Juillet				Août			Septembre			Oct	Novembre					
	7	11	19	28	1	8	15	22	30	6	13	20	27	3	11	20	27	1	8	28	5	16	23		
Herbicides																									
2,4-D	-	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dicamba	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mécoprop	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Insecticides																									
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,32	0,04	-	-	-	-
Fongicides																									
Boscalide	-	-	-	-	-	-	0,02	0,01	0,01	-	-	-	-	-	0,04	-	0,05	0,13	0,06	0,1	0,06	0,02	-	-	-
Quintozène	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,13	-	-
Trifloxystrobine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS UN RUISSEAU TRIBUTAIRE DE LA RIVIÈRE MONTMORENCY À BOISCHATEL EN 2010 (RÉGION QUÉBEC) µg/l

IP: 11,5	Juin	Juillet		Août				Septembre				Octobre				Novembre				Déc	Avril						
	30	14	27	5	9	19	26	8	15	21	24	29	6	12	20	26	2	9	15	24	2	12	26	29			
Herbicides																											
2,4-D	-	Paramètres non analysés						-	0,09	-	-	-	Paramètres non analysés														
Bentazone	-	Paramètres non analysés						-	0,18	0,13	-	-	Paramètres non analysés														
Insecticides																											
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	0,25	0,15	3,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fongicides																											
Boscalide	-	-	-	0,07	-	-	-	0,4	0,04	-	0,13	0,06	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	0,03	-	-	-	
Quintozène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,13	0,14	0,27	0,16	0,2	0,22	-	-	
Propiconazole	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,11	1,3	1,2	0,1	0,16	0,1	-	-	
Métalaxyl	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Myclobutanil	-	-	-	0,12	-	-	-	0,08	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	0,08	-	-	-	-	-	
Iprodione	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Annexe 2 Résultats (suite)**CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS LA RIVIÈRE HIBOU À STONEHAM EN 2009 (RÉGION QUÉBEC) µg/l**

IP: 1,2	Mai				Juin					Juillet				Août			Septembre				Oct	Novembre		
	7	11	19	28	1	8	15	22	30	6	13	20	27	3	11	20	27	1	8	14	28	5	16	23
Herbicides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Insecticides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS LE RUISSEAU ROY À BREAKEYVILLE EN 2009 (RÉGION CHAUDIÈRE-APPALACHES) µg/l

IP: 5,3	Mai				Juin					Juillet				Août			Septembre				Oct	Novembre		
	7	11	19	28	1	8	15	22	30	6	13	20	27	3	11	20	27	1	8	14	28	5	16	23
Herbicides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Insecticides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicides Propiconazole	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,35	0,25
					RNF					RNF														

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS UN RUISSEAU AFFLUENT DE LA RIVIÈRE AUX SABLES À POINTE-DU-LAC EN 2011-2012 (RÉGION MAURICIE) µg/l

IP: 2,0	Juin			Juillet				Août					Septembre				Octobre				Novembre				Avril								
	14	21	28	4	11	19	25	3	8	15	22	30	7	13	20	27	4	12	19	26	1	8	14	22	29	3	11	17					
Herbicides MCPA	-	-	-	-	-	0,04	Paramètres non analysés																										
Insecticides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
Fongicides Myclobutanil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					

Annexe 2 Résultats (suite)

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS LE RUISSEAU CHAMBERRY À POINTE DES CASCADES EN 2010 -2011 (RÉGION MONTÉRÉGIE) µg/l

IP : 17,5	Juin				Juillet				Août				Septembre					Octobre				Novembre				Déc	Avril		
	8	15	22	29	6	13	21	27	4	9	19	26	2	8	14	22	28	5	12	19	27	3	9	16	23	1	5	12	27
Herbicides																													
Dicamba	-	0,04	0,04	-									-	-	-	-	-												
MCPA	-	-	0,26	-	Paramètres non analysés													Paramètres non analysés											
Bentazone	-	0,07	9,8	6,8									0,26	0,34	-	-	0,05												
2,4-DP	-	-	-	-									-	-	-	-	0,05												
Insecticides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicides																													
Boscalide	0,08	-	-	-	-	0,03	0,51	0,02	0,62	0,36	0,02	0,12	0,06	0,06	0,08	0,04	0,52	-	-	-	0,02	-	-	-	0,07	-	0,02	-	-
Quintozène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8	0,18	0,05	-	-
Propiconazole	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,42	-	1,6	0,17	0,06	-	-
Myclobutanil	2,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triticonazole	-	-	-	-	-	-	0,48	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Iprodione	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,31	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8	-	-	-	-

RNF

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS UN RUISSEAU AFFLUENT DE LA RIVIÈRE MASCOUCHE EN 2010-2011 (RÉGION NORD MONTRÉAL) µg/l

IP: 22,1 et 37,7	Juin					Juillet				Août				Septembre					Octobre				Novembre				Déc.	Avril		
	2	8	15	22	29	7	13	21	27	4	9	19	26	8	10	14	22	28	5	12	19	27	3	9	16	23	1	5	12	27
Herbicides																														
2,4-D	0,23	0,3	0,21	0,04	0,16									-	-	-	0,11	0,11												
Dicamba	0,05	0,05	0,05	-	0,05	Paramètres non analysés													Paramètres non analysés											
Mécoprop	0,13	0,17	0,17	0,1	0,26									-	-	-	-	0,2												
Insecticides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicides																														
Boscalide	0,08	-	0,07	0,03	0,09	0,03	0,07	0,07	0,02	0,05	0,18	0,04	0,03	0,02	0,05	0,03	0,03	0,06	0,05	0,03	0,03	0,03	-	0,02	0,03	-	0,04	0,02	0,03	-
Quintozène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,76	2,7	0,15	0,73	0,11
Azoxystrobine	0,3	-	-	-	-	0,04	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-
Trifloxystrobine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-
Propiconazole	0,39	-	0,34	0,14	0,45	0,15	0,18	1,2	0,21	0,25	0,15	0,74	0,33	0,35	1,3	0,64	0,48	0,61	0,52	0,28	0,29	0,35	0,24	1,5	1,9	24	17	2,7	1,8	1,1
Myclobutanil	3,6	-	1,7	0,31	1,3	0,58	0,84	1,6	0,85	1,1	0,7	0,91	0,71	0,44	0,86	0,72	0,56	0,76	0,89	0,48	0,46	0,3	0,31	0,29	0,33	0,19	0,2	0,15	0,13	0,11
Triticonazole	-	-	-	-	0,16	-	0,65	0,25	0,03	0,13	0,36	0,09	0,11	0,06	0,1	0,07	-	0,25	0,07	0,11	0,21	0,08	0,07	0,05	-	0,12	0,13	-	-	-
Iprodione	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	0,14	0,14	-	-	0,08	-	-	-	-	-	-	0,26	2,7	1,8	0,18	-	-
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	82	7,8	-	-	-

Annexe 2 Résultats (suite)

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS LE RUISSEAU ALBERT-LEROUX À MIRABEL EN 2011-2012 (RÉGION NORD MONTRÉAL) µg/l

IP: 6,9	Juin			Juillet				Août				Septembre				Octobre				Novembre					Avril					
	14	21	28	4	11	19	25	3	8	15	22	30	7	13	20	27	4	12	19	26	1	8	14	22	29	3	11	17		
Herbicides																														
MCPA	-	-	0,02	-	-			Paramètres non analysés																						
Bentazone	-	-	0,08	-	-																									
Insecticide																														
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicides																														
Boscalide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,12	0,05	0,04	0,02	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Azoxystrobine	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Propiconazole	-	-	-	-	-	0,06	-	-	-	0,21	0,06	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,06	-	-	-		
Myclobutanil	-	-	-	-	-	0,04	-	-	0,05	0,19	2,4	0,66	0,47	0,3	0,21	0,05	0,18	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	
Triticonazole	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-	-	

RNF

RNF RNF

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS UN RUISSEAU AFFLUENT DE LA RIVIÈRE DU NORD À PRÉVOST EN 2010-2011 (RÉGION NORD MONTRÉAL) µg/l

IP : -	Juin					Juillet				Août				Septembre				Octobre				Novembre			Déc.	Avril					
	2	8	15	22	29	7	13	21	27	4	9	19	26	2	8	14	22	28	5	12	19	27	3	9	23	1	5	12	27		
Herbicides																															
						Paramètres non analysés												Paramètres non analysés													
Insecticides																															
Chlorpyrifos	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicides																															

RNF

CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DANS UN RUISSEAU AFFLUENT DE LA RIVIÈRE DES OUTAOUAIS À GATINEAU EN 2011-2012 (RÉGION OUTAOUAIS) µg/l

IP: 16,1	Juin			Juillet				Août					Septembre				Octobre					Novembre				Avril					
	14	20	27	4	11	18	25	1	8	15	22	29	7	12	21	26	3	11	17	24	31	7	14	21	28	3	11	17			
Herbicides																															
Dicamba	-	0,03	0,19	-	-	0,46	-	Paramètres non analysés																							
MCPA	-	0,05	-	-	-	-	-																								
Insecticides																															
Fongicides																															
Boscalide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Propiconazole	0,09	-	-	-	-	0,44	-	-	-	0,09	0,13	-	-	0,08	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,22	-	-	-
Métalaxyl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

RND

RNF RNF

RNF INT RNF RNF

LÉGENDE DES TABLEAUX

-	Pesticide non détecté
INT	Difficulté d'analyse en raison d'une interférence pour les paramètres en grisé
RND	Résultat non disponible pour un paramètre
RNF	Faible % de récupération des étalons, les concentrations peuvent être sous-estimées pour les paramètres en grisé

Annexe 3 Données de précipitations**Proportion des échantillons prélevés en temps de pluie**

Station échantillonnée	Station climatologique ¹	Nombre échantillonné en temps de pluie ² /Nombre total échantillonné	%
Le Grand Ruisseau (2009)	Château-Richer 7041330	11/23	47,8
Le Grand Ruisseau (2010)	Château-Richer 7041330	13/24	54,1
Rivière Hibou (2009)	Rivière-Verte-Ouest 7016675	14/24	58,3
Ruisseau Roy (2009)	Scott 7027840	15/24	62,5
Rivière aux Sables (2011)	Saint-Thomas-de-Caxton 7017757	16/28	57
Ruisseau affluent de la rivière Mascouche (2010)	La Plaine 7014090	18/30	60
Ruisseau Albert-Leroux (2011)	Lachute 7033650	17/28	60,7
Ruisseau affluent de la rivière du Nord (2010)	Faustin 7032362	11/29	37,9
Ruisseau Chamberry (2010)	Les Cèdres 7014290	16/29	55,2
Ruisseau affluent de la rivière des Outaouais (2011)	Chelsea 7031360	10/28	35,7

¹ Les données de précipitations sont tirées des Sommaires climatologiques mensuels.

² Ont été considérés comme un prélèvement en temps de pluie tous les échantillons prélevés le jour même ou dans les deux jours suivant un événement de pluie de 5 mm ou plus (ou cumulant 5 mm ou plus).

Comparaison des précipitations de l'année d'échantillonnage par rapport aux normales annuelles et mensuelles

Station échantillonnée	Station climatologique ¹	Année du suivi	Précipitations totales annuelles pour l'année à l'étude (mm)	Écart à la normale annuelle (30 ans) (mm)	Observations sur les écarts aux normales mensuelles (30 ans)
Le Grand Ruisseau	Château-Richer7041330	2009	1 095,51	- 215,5	Moins de précipitations que la normale de juillet à novembre
Le Grand Ruisseau	Château-Richer 7041330	2010	1 091,51	- 219,5	Longue période plus sèche que la normale jusqu'en août suivie d'un mois de septembre pluvieux
Rivière Hibou	Rivière-Verte-Ouest 7016675	2009	1 320,8	- 134,9	Période moins pluvieuse que la normale d'août à novembre
Ruisseau Roy	Scott 7027840	2009	1 190,61	+ 33,7	Un peu plus de précipitations que la normale d'avril à juillet, mais un peu moins que la normale d'août à novembre
Rivière aux Sables	Saint-Thomas-de-Caxton 7017757	2011	1 119,41	+ 52,1	Un peu plus de précipitations que la normale en juin, août et septembre
Ruisseau affluent de la rivière Mascouche	La Plaine 7014090	2010	1 032,81	- 34,0	Précipitations beaucoup plus élevées que la normale en septembre
Ruisseau Albert-Leroux	Lachute 7033650	2011	1 313,01	+ 165,1	Précipitations un peu plus élevées que la normale en août et septembre
Ruisseau affluent de la rivière du Nord	Faustin 7032362	2010	1 020,01	–	Pas d'information
Ruisseau Chambray	Les Cèdres 7014290	2010	1 121,11	+ 160,5	Précipitations plus élevées que la normale en juin et septembre
Ruisseau affluent de la rivière des Outaouais	Chelsea 7031360	2011	1 207,01	+ 222,2	Précipitations beaucoup plus élevées que la normale en juin seulement, mais un peu moins que la normale de juillet à septembre et en novembre

¹ Les données proviennent du service Info-Climat du MDDEFP.

Annexe 4 Indices de risque pour l'environnement (IRE) et pour la santé (IRS) pour les principaux pesticides utilisés sur les terrains de golf

PESTICIDES	VALEUR DE L'INDICE IRE¹
FONGICIDES	
Quintozène	324
Iprodione	196
Chlorothalonil	144
Thirame	121
Triticonazole	100
Azoxystrobine	100
Mancozèbe	100
Fludioxonil	100
Chloronèbe	100
Propiconazole	90
Carbathiine	81
Thiophanate-méthyl	81
Boscalide	64
Myclobutanil	60
Fosétyl-al	39
Métalaxyl-M	16
Trifloxystrobine	16
HERBICIDES	
Dicamba	169
2,4-D	105
Bentazone	
INSECTICIDES	
Chlorpyrifos	576
Carbaryl	240

¹ Les IRE et IRS ont été estimés à partir des doses maximales mentionnées sur les étiquettes des produits commerciaux.

Indice de risque pour la santé (IRS)¹

Pesticides	Valeur de l'indice IRS¹
FONGICIDES	
Chlorothalonil	384
Thiophanate-méthyl	384
Iprodione	360
Thirame	336
Quintozène	303
Chloronèbe	230
Propiconazole	144
Mancozèbe	80
Métalaxyl-M	78
Myclobutanil	56
Carbathiine	48
Fosétyl-al	39
Fludioxonil	36
Triticonazole	28
Azoxystrobine	23
Boscalide	20
Trifloxystrobine	14
HERBICIDES	
2,4-D	248
Bentazone	151
Mécoprop ²	130
Dicamba	53
INSECTICIDES	
Carbaryl	212
Chlorpyrifos	146

¹ Les IRE et IRS ont été estimés à partir des doses maximales mentionnées sur les étiquettes des produits commerciaux.

² Données du sel de potassium du mécoprop-P.