

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
AVANT-PROPOS.....	iv
RÉSUMÉ.....	v
LISTE DES FIGURES ET TABLEAU.....	viii
CHAPITRE I	
RÉSUMÉ SUBSTANTIEL.....	1
1.1 Introduction.....	1
1.1.1 Mise en contexte	1
1.1.2 Biodiversité et hétérogénéité	3
1.1.3 Méthodes d'échantillonnage	5
1.1.4 Dimension fractale et mesure de texture de l'image.....	6
1.1.5 Participation citoyenne	13
1.2 Problématique.....	13
1.3 Objectifs.....	15
1.3.1 Objectif général.....	15
1.3.2 Objectifs spécifiques.....	15
CHAPITRE II	
DIGITAL PHOTOGRAPHY PROTOCOL FOR THE RAPID ASSESSMENT OF HERBACEOUS COMMUNITIES IN RIPARIAN BUFFERS	16
Abstract	17
Introduction.....	18
Materials and Methods.....	19
Study area	19
Image sampling.....	20
Vegetation sampling	20
Image analysis	21
Statistical analyses.....	22
Results.....	23

Light conditions.....	23
Compositional and functional community characteristics.....	24
Discussion	25
Acknowledgements.....	28
Literature cited	29
Tables.....	33
Figure legends.....	35
Figures.....	36
CHAPITRE III	
CONCLUSION GÉNÉRALE	41
3.1 Contextualisation.....	41
3.2 Principaux résultats.....	41
3.3 Conclusion.....	43
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	44
ANNEXE A	
CARTE DES SITES À L'ÉTUDE.....	49
ANNEXE B	
RELATION ENTRE LA HAUTEUR MOYENNE DE LA COMMUNAUTÉ ET LE CONTENU MOYEN EN SUBSTANCES PHÉNOLIQUES (POLYPHÉNOLS) SELON L'ESPÈCE DOMINANTE	50
ANNEXE C	
LISTE DES TAXA PRÉSENTS DANS CHACUNE DES COMMUNAUTÉS À L'ÉTUDE (28 PARCELLES)	51

LISTE DES FIGURES ET TABLEAU

Figure		Page
1.1	Images en deux dimensions de 16 spécimens de <i>Fucus vesiculosus</i> L., selon un gradient de complexité (tiré de Corbit et Garbary, 1995)	8
1.2	Démonstration de la méthode par boîtes de comptage (tiré de Morse et al. 1985)	9
1.3	Démonstration du calcul de la mesure de texture à partir d'une matrice de cooccurrence de pixels (tiré de Proulx et Farhig, 2010)	12
A.1	Localisation des communautés riveraines herbacées à l'étude.....	49
B.1	Relation entre la hauteur moyenne des communautés riveraines herbacées et le contenu moyen en substances phénoliques (polyphénols) selon l'espèce dominante.....	50
 Tableau		
C.1	Liste des plantes vasculaires (83 taxa) retrouvées dans les 28 parcelles à l'étude, et ce sur l'ensemble de la période de croissance	51

CHAPITRE I

RÉSUMÉ SUBSTANTIEL

1.1 Introduction

1.1.1 Mise en contexte

Les changements climatiques bouleversent l'équilibre naturel de tous les écosystèmes planétaires (Vorosmarty and Sahagian 2000, Vihervaara et al. 2013). Ces changements reposent principalement sur l'augmentation massive et toujours croissante des concentrations en dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère (Melillo et al. 1993). Le CO₂ est le principal gaz à effet de serre d'origine anthropique et il contribue grandement au réchauffement global de la planète (Vitousek 1994). Partout dans le monde, on assiste également à une perte considérable de biodiversité (animale et végétale), et ce à un rythme alarmant (Dyke 2008). En plus du réchauffement global du climat, le déclin des espèces est le fruit d'un assemblage de plusieurs autres facteurs, tels que : la fragmentation et la perte d'habitats, la pollution, la surexploitation des ressources naturelles et l'introduction d'espèces envahissantes (Primack 2008). L'apparition d'espèces envahissantes, dans certains écosystèmes, résulte de la mondialisation, cette dernière favorisant l'augmentation des échanges intercontinentaux. De fait, l'introduction d'espèces envahissantes peut nuire aux espèces indigènes et peut même mener à la disparition de celles-ci (Pimentel et al. 2001). Globalement, tous les facteurs mentionnés ci-haut mènent à l'homogénéisation de la biosphère (Primack 2008).

Parmi les écosystèmes les plus durement affectés par les changements globaux, on retrouve les milieux riverains. La biodiversité de ces milieux, autant chez les espèces animales que végétales, est fortement influencée par plusieurs facteurs naturels, tels que : les fluctuations hydrologiques des cours d'eau, la fertilité et la disponibilité en

nutriments dans les sols, le régime de température, etc., mais aussi par certains facteurs anthropiques comme la dénaturalisation des berges et la pollution (Junk et al. 2006). De fait, les milieux riverains procurent de nombreux services écosystémiques. Par définition, les services écosystémiques constituent l'ensemble des biens et services rendus par la nature pour le maintien de la vie sur la terre et pour combler les besoins de plus en plus élevés de l'homme (Costanza et al. 1998). Par exemple, la transformation de l'énergie lumineuse et du CO₂ en oxygène et en sucre, par le processus photosynthétique, est un service écosystémique qu'aucune technologie humaine ne peut assumer efficacement.

Par leurs racines, les plantes présentes en milieux riverains sont d'une grande importance dans la stabilisation des sols, prévenant ainsi l'érosion des berges (Naiman and Decamps 1997). De plus, la rétention de nutriments, par absorption racinaire, résorbe le relargage excessif d'éléments nutritifs dans les cours d'eau, minimisant ainsi les risques d'eutrophisation de ces derniers, principalement ceux retrouvés en milieux agricoles (Jordan et al. 1993, Muscutt et al. 1993, Osborne and Kovacic 1993, Castelle et al. 1994). D'autre part, les milieux riverains servent de refuge de biodiversité. En effet, les milieux riverains sont dotés d'une très grande biodiversité, autant au niveau de la végétation que des animaux s'y abritant. La végétation présente dans les écosystèmes riverains sert également d'habitats pour de nombreux animaux, notamment pour les insectes, les oiseaux, l'herpétofaune et les petits mammifères (Maisonneuve and Rioux 2001, Deschenes et al. 2003). La connectivité entre les différents écosystèmes permet des échanges constants entre différents individus d'une même espèce, favorisant ainsi le maintien de la diversité génétique. De fait, lorsque les milieux riverains sont connectés entre eux, ces derniers servent de corridors de migration et de dispersion, et ce pour toutes les espèces, qu'elles soient végétales ou animales (Naiman et al. 1993).

Les communautés végétales riveraines sont composées d'un assemblage varié d'espèces de plantes (Boutin et al. 2003, Annexe C). Au Québec méridional, on y retrouve un gradient de richesse spécifique variant de communautés végétales dominées par une seule espèce (ex. *Phalaris arundinaceae* L.), en passant par des assemblages

composés de quelques espèces communes (ex. *Carex* sp.), à des communautés fortement diversifiées et constituées d'espèces plus rares (ex. les arisèmes (*Arisaema* sp.)).

1.1.2 Biodiversité et hétérogénéité

Par définition, la biodiversité représente l'ensemble des adaptations évolutives et écologiques des différentes espèces, animales et végétales, dans des environnements particuliers. La diversité spécifique, souvent associée à la richesse en espèces, inclut l'ensemble des espèces animales et végétales présentes dans un endroit donné (Pullin 2002, Primack 2008). Ces espèces créent des associations étroites avec les facteurs biotiques et abiotiques qui les entourent afin de former les différents écosystèmes de la planète. Mis à part la diversité en espèces, il existe plusieurs types de diversité, comme la diversité génétique, la diversité écosystémique (Pullin 2002, Primack 2008) et la diversité fonctionnelle.

Dans les écosystèmes stables et équilibrés, c'est-à-dire sans perturbation anthropique ou environnementale, les organismes tendent vers des niveaux de complexité supérieurs afin « d'optimiser » l'occupation de l'espace et l'utilisation des niches écologiques (Carroll 2001). Cette biocomplexité se traduit par une hétérogénéité des différents organismes vivants, ces derniers ayant des besoins distincts et des structures variées. Selon Proulx et al. (2013), une communauté végétale structurellement complexe est celle qui peut supporter un maximum de biomasse végétale, dans le plus grand volume possible, le plus longtemps possible.

En biologie de la conservation, la théorie prédit que les environnements hétérogènes permettent à plus d'espèces de coexister, localement, que ceux homogènes (Costanza et al. 2011). Selon une étude récente de Tamme et al. (2010), la relation entre l'hétérogénéité et la diversité est positive, et ce sur de grandes étendues spatiales. Cependant, l'établissement de cette relation à des échelles d'observation plus petites, soit au niveau des communautés végétales, est nécessaire afin de mieux comprendre la

coexistence des espèces et d'explorer les mécanismes sous-jacents à la relation hétérogénéité-diversité (Tamme et al. 2010).

Dans une communauté, le contexte spatial (i.e. localisation, compétition, gradient environnemental) influence la richesse en espèces végétales, et ce à long terme (Seabloom et al. 2005). Cela a pour effet d'augmenter les possibilités de coexistence entre les espèces (Turnbull et al. 2007). Cette coexistence se traduit par le fait que certaines espèces se partagent efficacement les ressources (lumière, nutriments) dans le milieu où elles se retrouvent associées. Par ailleurs, les végétaux de différentes tailles peuvent coexister dans un même milieu, probablement en raison de stratégies complémentaires dans l'utilisation des ressources (Aarssen et al. 2006). Les végétaux de grande taille permettent aussi la création de microenvironnements favorables à l'établissement d'espèces végétales plus petites, qui profitent de ces nouvelles niches écologiques (Keating and Aarssen 2009). En effet, le nombre d'espèces végétales de petite taille est beaucoup plus élevé que celui des espèces de grande taille, ce qui s'explique par le fait qu'elles ont tendance à être plus tolérantes à l'ombre, à croître dans de très petits espaces et à produire, généralement, une grande quantité de graines (Aarssen et al. 2006).

Les plantes possèdent diverses stratégies fonctionnelles qui leur permettent d'optimiser l'occupation de l'espace et l'utilisation des niches écologiques. Dans ce contexte, Westoby (1998) propose un concept de classification des végétaux, le LHS (*leaf-height-seed*), basé sur trois traits fonctionnels : la surface foliaire spécifique, la hauteur de la canopée à la maturité et le poids de graines, permettant de distinguer les différentes stratégies fonctionnelles des plantes. Selon le concept LHS, la surface foliaire spécifique (SFS) des plantes nous informe sur la longévité des feuilles (SFS plus faible), sur l'activité photosynthétique et l'investissement dans la croissance (SFS plus élevée), ainsi que sur l'exposition à la lumière (SFS plus faible). Quant à la hauteur de la végétation à la maturité, celle-ci varie selon la fertilité du sol (hauteur plus élevée), les températures optimales (hauteur plus élevée) et la tolérance des plantes à l'ombre (hauteur moins élevée). En ce qui concerne le poids en graines, cette information nous

indique la capacité de dispersion (graines de poids plus faible) et le succès d'établissement (graines de poids plus élevé) des espèces (Westoby 1998, Violle et al. 2011).



1.1.3 Méthodes d'échantillonnage

Dans les diverses études en écologie végétale, certaines mesures de la diversité spécifique et fonctionnelle sont couramment utilisées. Premièrement, l'abondance relative du nombre d'espèces présentes dans un milieu est traditionnellement évaluée à partir d'une échelle de couvert Braun-Blanquet. Cette méthode de mesure de la diversité spécifique est notamment plus rapide que les approches fondées sur les densités ou les biomasses relatives des espèces. L'échelle de Braun-Blanquet consiste à classer les pourcentages de recouvrement de la végétation en catégories, puis d'attribuer une catégorie à chacune des espèces présentes dans une communauté (Wikum and Shanholtzer 1978).

Deuxièmement, au sein des communautés herbacées, il importe de considérer que la contribution des espèces à la biomasse aérienne varie au cours de la saison de croissance (Cornelissen et al. 2003). Pour bien caractériser les variations temporelles des communautés, il est nécessaire de faire plusieurs inventaires ponctuels, tout au long de la saison de croissance. Lorsque l'on échantillonne de la végétation, il faut également s'assurer de sélectionner des individus représentatifs; c'est-à-dire ne présentant pas de dommages liés à l'herbivorie ou aux pathogènes (Cornelissen et al. 2003).

Afin d'assurer un suivi dynamique et non-destructif de la diversité fonctionnelle des communautés végétales, les traits fonctionnels associés au système de classification LHS (Westoby, 1998) forment une bonne base de départ. Le premier trait, soit la surface foliaire spécifique, est difficile à mesurer de manière rapide et non-destructive sur le terrain. Une alternative intéressante est la caractérisation d'autres traits fonctionnels associés à la surface foliaire spécifique, telle que la concentration en polyphénols par unité de surface foliaire (Meyer et al. 2006). Le deuxième trait fonctionnel, soit la

hauteur moyenne, peut être mesuré directement à partir d'un échantillon représentatif de plantes, en calculant la distance du sol à la partie photosynthétique la plus haute, excluant l'inflorescence s'il y a lieu (Cornelissen et al. 2003). Enfin, l'investissement reproducteur, représenté dans le système LHS par le compromis fonctionnel entre le nombre de graines produites et la taille moyenne de celles-ci, peut être grossièrement représenté par la production de fleurs.

L'étude dynamique de la hauteur photosynthétique, de la concentration foliaire en polyphénols, ainsi que de l'intensité de floraison au sein des communautés végétales riveraines permet de caractériser la diversité des stratégies fonctionnelles des différentes espèces de plantes. Différentes combinaisons de ces traits fonctionnels sont associées à des stratégies de vie distinctes chez les plantes. Par ailleurs, une forte diversité fonctionnelle associée à ces traits devrait se traduire en une forte complexité structurelle dans les images numériques des communautés végétales à l'étude.

1.1.4 Dimension fractale et mesure de texture de l'image

Une image est composée de plusieurs couches permettant de représenter la perception des couleurs. Pour quantifier la complexité structurelle des communautés, il faut d'abord convertir les images en indices de vert, censés représenter les modules végétatifs aériens chlorophylliens, en indices de jaune, censés capturer les changements dans la floraison et la sénescence des plantes, et en tons de gris, censés capturer les variations dans l'intensité lumineuse réfléchiée par les modules tant végétatifs que reproducteurs. L'équation pour l'indice de vert est la suivante : $(\text{Vert} - \text{Rouge}) / (\text{Vert} + \text{Rouge})$ (Lebourgeois et al. 2008). L'équation pour l'indice de jaune $((\text{Vert} + \text{Rouge} - 2 \times \text{Bleu}) / (\text{Vert} + \text{Rouge} + 2 \times \text{Bleu}))$ et l'équation pour les tons de gris $((\text{Vert} + \text{Rouge} + \text{Bleu}) / 3)$ sont obtenues par modification de l'équation de l'indice de vert en se basant sur les principes du cube RGB et des valeurs des codes décimaux (Castleman 1998). À partir de ces nouvelles images, il est possible d'extraire des valeurs de texture (Proulx et al. 2013) et de dimensions fractales censées représenter la complexité structurelle des communautés végétales.

La dimension fractale est une mesure de complexité. Plus un objet est complexe, par exemple en raison de structures plus élaborées et plus détaillées, plus celui-ci possédera une dimension fractale élevée. Cette notion mathématique est de plus en plus utilisée en écologie afin de quantifier la complexité structurelle des patrons géométriques naturels (topographie, morphologie des plantes, distribution des superficies lacustres, etc.). En écologie des communautés, le calcul de la dimension fractale de la végétation nous procure de l'information sur la complexité de l'habitat et de la complémentarité dans l'utilisation de l'espace par les plantes. La dimension fractale augmente lorsque les plantes deviennent plus élaborées, plus complexes. Les plantes s'assurent donc d'une meilleure utilisation de l'espace. De fait, la dimension fractale est fortement corrélée à la complexité structurelle de la végétation (Corbit and Garbary 1995). Par ailleurs, tout au long de la saison de croissance, la végétation tend vers des niveaux de complexité de plus en plus élevés, se traduisant par une augmentation de la dimension fractale de celle-ci (Fig. 1.1). Ceci peut être causé par une augmentation de la surface foliaire, de la grandeur des individus, ainsi que du nombre de feuilles et de ramifications. Par contre, lorsque les densités végétales sont trop élevées, la valeur de complexité tend à être plus petite (Foroutan-pour et al. 1999). En effet, une densité végétale trop élevée provoque une compaction des individus, ce qui entraîne une diminution des valeurs de la dimension fractale.

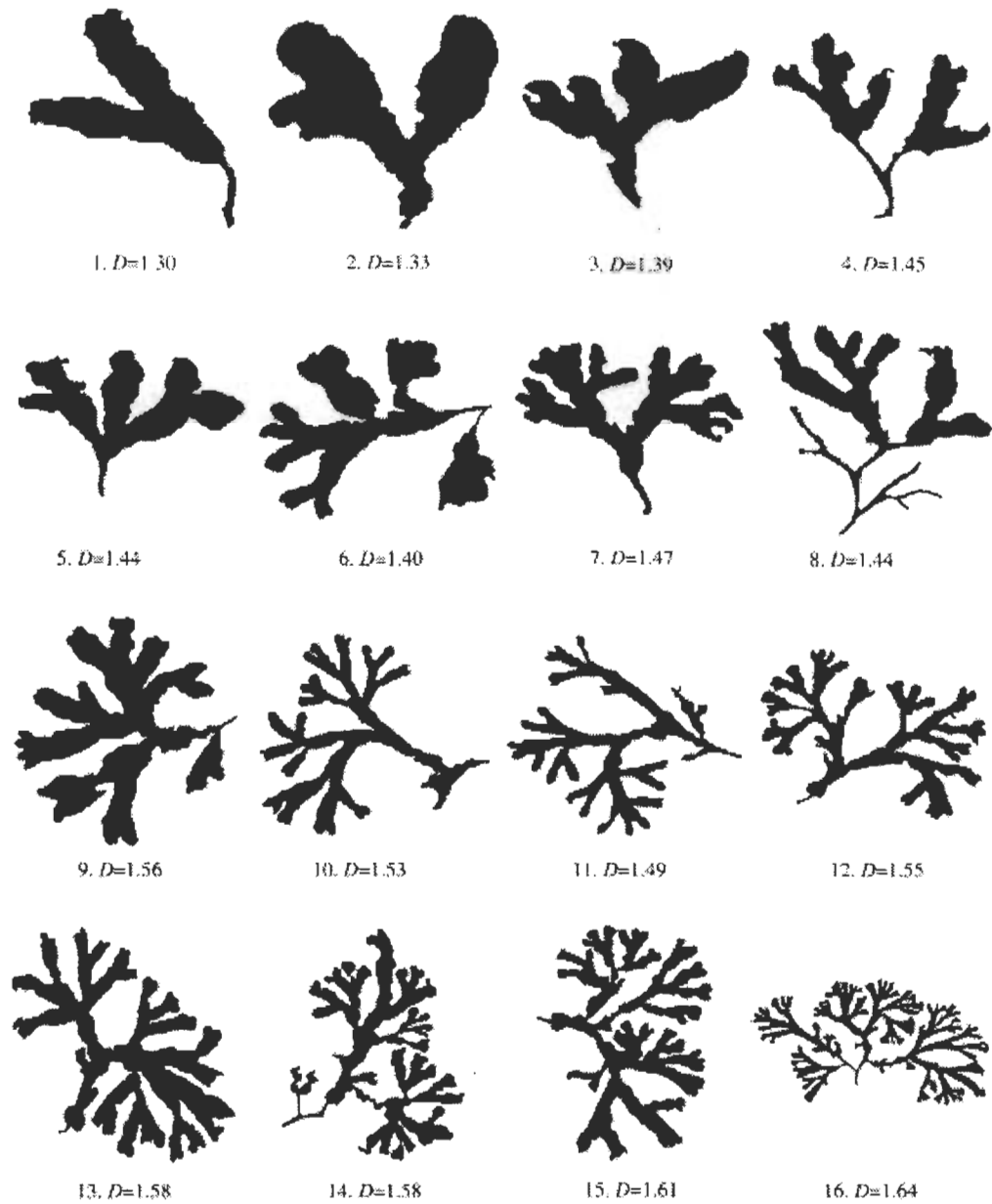


Figure 1.1 Images en deux dimensions de 16 spécimens de *Fucus vesiculosus* L., selon un gradient de complexité (tiré de Corbit et Garbary, 1995). Toutes les images ont été prises à la même échelle. Les valeurs de dimensions fractales (D) augmentent lorsque les plantes deviennent de plus en plus élaborées et divisées.

Certains travaux, par le passé, ont démontré l'efficacité de la dimension fractale dans la caractérisation de la complexité structurelle de la végétation. Par exemple, Morse et al. (1985) ont étudié la relation entre la dimension fractale de la végétation et la distribution de la longueur du corps des arthropodes s'y abritant. Afin de quantifier la

dimension fractale, les auteurs ont utilisé la méthode dite de boîte de comptage (angl. : *box counting*). Cette méthode se décrit comme suit : une fois l'image sélectionnée, celle-ci est divisée en boîtes, formant une grille sur l'ensemble de l'image (voir Fig. 1.2a). La taille des boîtes est d'abord pré-déterminée et le nombre de boîtes touchant à la structure végétative est ensuite noté. Par la suite, l'image est de nouveau divisée en boîtes plus petites et le décompte des boîtes touchant la végétation est noté, et ainsi de suite. Enfin, la pente de la régression linéaire, formée à partir du logarithme du nombre de boîtes touchant la structure végétative en fonction du logarithme de la taille des boîtes, indique la dimension fractale de la structure végétative présente sur l'image (voir Fig. 1.2b). En somme, pour une ligne dans un plan en deux dimensions, la valeur de la dimension fractale se situe entre 1 et 2, alors que pour une surface (telle une image), cette valeur se situe entre 2 et 3 (Morse et al. 1985).

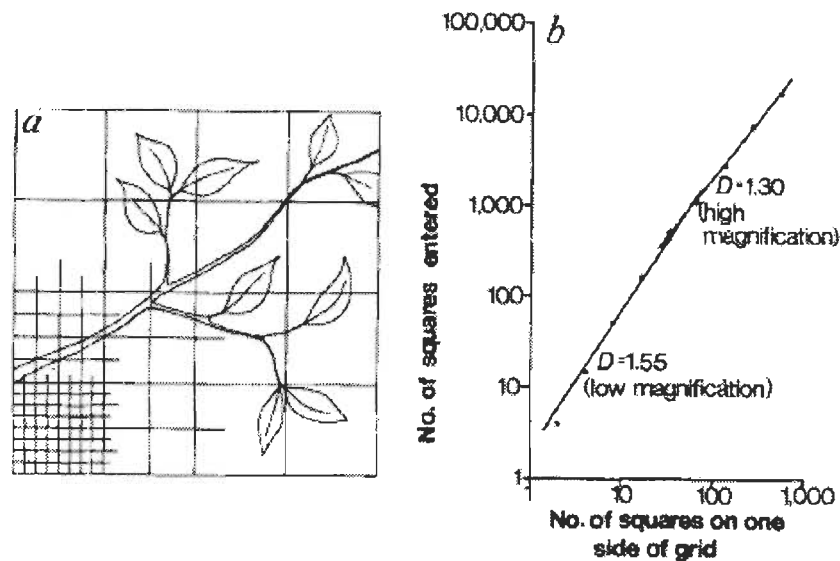


Figure 1.2 Démonstration de la méthode par boîtes de comptage (tiré de Morse et al. 1985).

À partir d'une image en deux dimensions (a) et régression linéaire, formée à partir du logarithme du nombre de boîtes touchant la structure végétative en fonction du logarithme de la taille des boîtes, indiquant la dimension fractale de la structure végétative présente sur l'image (b).

En ce qui concerne le calcul des dimensions fractales, les images de chacune des communautés à l'étude doivent être préalablement classées en fonction des conditions

environnementales liées à la période de la journée (matin, midi, soir) et des conditions météorologiques (ciel dégagé, ciel couvert, végétation détrempée, vents forts, etc.). Par la suite, avec l'aide de la méthode par boîte de comptage décrite plus haut (Morse et al. 1985, Gunnarsson 1992), il est possible d'associer, pour chaque communauté végétale, une valeur de dimension fractale. Les données se situent entre 2 et 3, variant d'homogènes (uniformes) à hétérogènes (aléatoires). En moyenne, des images présentant des communautés structurellement complexes possèdent des valeurs de dimensions fractales situées autour de 2.5 (Proulx and Parrott 2008, Proulx et al. 2013). Le calcul des mesures de dimension fractale de chaque image peut se faire séparément pour les indices de vert, de jaune, ainsi que les tons de gris. Cependant, l'utilisation de la dimension fractale, dans la quantification de la complexité de communautés végétales herbacées, s'avère être moins sensible que d'autres mesures, comme par exemple la texture, afin de détecter les changements des patrons de complexité dans ce type d'écosystème.

La texture de l'image est un indicateur du degré de complexité de l'environnement. En effet, dans la nature, on retrouve différents patrons de texture, soit par des variations de couleurs, de reliefs, d'intensités lumineuses, etc. L'analyse de la texture est utile pour décrire la complexité géométrique des écosystèmes naturels, qui sont ni plus ni moins que des surfaces texturées (Amadasun and King 1989). De fait, plus un patron géométrique naturel montre un degré élevé de texture, plus celui-ci est hétérogène. Avec l'analyse par images, les mesures de texture sont évaluées à partir de l'interrelation spatiale entre les pixels. Visuellement, cette interrelation se traduit par des changements au niveau des patrons d'intensités des couleurs et des tons de gris des pixels formant une image (Amadasun and King 1989).

En écologie du paysage, l'analyse de la texture dans l'image est une méthode couramment utilisée pour estimer la complexité structurelle des patrons de végétation. À l'échelle d'un paysage, deux indices de texture sont utilisés afin de décrire le degré d'uniformité : «*evenness*» et «*contagion*». Une valeur élevée d'*evenness* indique que le paysage étudié est dominé par un ou quelques patrons d'occupation du sol, alors qu'une

faible valeur d'*evenness* indique que le paysage est composé d'un assemblage varié de différents patrons d'occupation du sol. Pour l'indice de *contagion*, une valeur élevée de ce dernier indique que le paysage est formé d'agglomérations de types d'occupation du sol similaires, alors qu'une faible valeur de *contagion* représente un paysage où il y a peu de regroupements semblables. Globalement, lorsque les indices d'*evenness* et de *contagion* augmentent, cela signifie que les patrons de complexité sont peu texturés, plus uniformes (Turner et al. 1989). À l'échelle d'observation des communautés végétales, la quantification du niveau de complexité structurelle des patrons de végétation se fait en combinant l'indice d'*evenness* et l'indice de *contagion*, afin de former une seule mesure de texture appelée « *mean information gain* » ($MIG = 2 - (2contagion) - evenness$, Proulx 2013, communication personnelle) (pour plus de détails voir chapitre II). Contrairement aux indices d'*evenness* et de *contagion*, le MIG augmente avec la complexité structurelle des patrons naturels (Proulx and Parrott 2008).

Les mesures de texture des images sont extraites à partir de la matrice de cooccurrence de pixels (Proulx and Fahrig 2010, Fig. 1.3). Ces matrices sont générées à partir de catégories préétablies de pixels. Par exemple, une image d'indices de vert est formée de pixels dont les valeurs correspondent à l'intensité de vert. Ces différentes valeurs sont ensuite catégorisées en intervalles pré-déterminés. Par exemple, si les valeurs d'intensité de vert varient entre -1 et 1, le choix d'intervalles de 0.1 unité générerait 20 catégories de vert. Ensuite, pour chacun des pixels de l'image, on regarde un pixel voisin, le plus souvent celui directement adjacent en diagonal, puis on détermine dans quelle catégorie ce dernier est situé. La matrice de cooccurrence est ainsi établie par un processus itératif. Si la distribution des catégories de cooccurrence de pixels tend vers un patron aléatoire, cela implique que l'image est fortement texturée. Par contre, s'il y a des agglomérations spatiales de pixels d'une même classe, cela implique une image dont les patrons sont plus uniformes. L'équation du MIG est utilisée pour obtenir une valeur de texture par image (Proulx and Parrott 2008, 2009). Les valeurs de MIG dans l'image varient entre 0 et 1, mais le maximum de complexité structurelle pour cette mesure se situe autour de 0,4 (Proulx and Parrott 2008, Proulx et al. 2013).

De plus, il est également possible de calculer l'anisotropie, soit une mesure permettant de discerner si une image présente des patrons de texture préférentielle selon la direction (horizontale ou verticale). Premièrement, une matrice de cooccurrence des pixels est établie en prenant chacun de pixels de l'image et en l'associant avec son voisin de droite, ce qui permet le calcul du MIG horizontal. Par la suite, une seconde matrice de cooccurrence de pixels est formée lorsque chacun des pixels constituant l'image est associé à son voisin du bas, ce qui permet le calcul du MIG vertical. L'anisotropie constitue le ratio MIG horizontal / MIG vertical (pour plus de détails, voir Chapitre II, section Materials and Methods). Le calcul des mesures de texture de chaque image se fait séparément pour les indices de vert, de jaune, ainsi que les tons de gris.

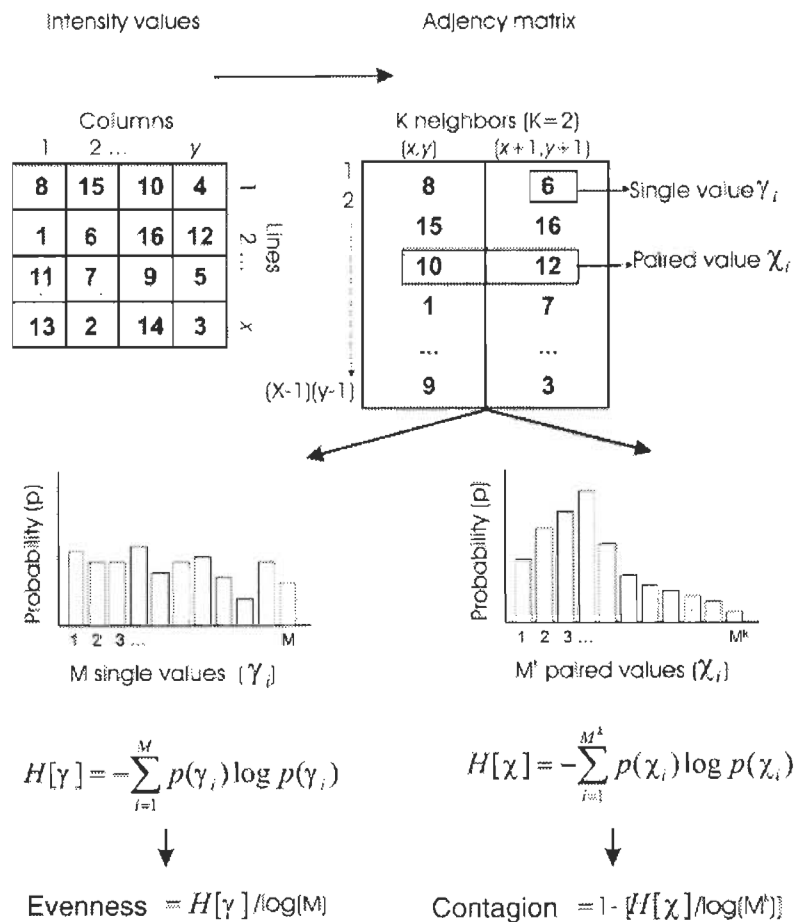


Figure 1.3 Démonstration du calcul de la mesure de texture à partir d'une matrice de cooccurrence de pixels (tiré de Proulx et Farhig, 2010).

1.1.5 Participation citoyenne

À partir de la deuxième moitié des années 90, l'expansion d'internet a permis un partage infini d'informations, et ce à l'échelle mondiale. Ce récent moyen de communication a non seulement permis d'entrer en contact avec des gens de partout autour du globe, mais il a également permis la prolifération d'informations, qui autrefois étaient difficilement accessibles. Par sa facilité d'accès et d'utilisation, tout le monde peut se servir d'internet afin de faire de la recherche ou bien partager des données. Plusieurs sites web, tels que : www.confluence.org, www.geo-wiki.org, www.panoramio.com et www.flickr.com, se spécialisent dans le partage de photos. Gratuits et ouverts à tous les photographes amateurs, ces sites sont des sources de données inestimables, auxquels les chercheurs de partout peuvent avoir accès sans avoir à déboursier des sommes d'argent faramineuses ou bien de déployer des équipes terrains de grandes envergures (Fritz et al. 2009, 2012, Foody and Boyd 2013). Par exemple, une étude d'Iwao et al. (2006) a démontré que l'utilisation des informations disponibles par l'entremise du projet degré confluence (www.confluence.org) s'avère être supérieur à ce qui peut être interprété à partir d'images Landsat, et ce dans la validation de la couverture terrestre. En écologie, la capture photographique de paysages naturels, par des citoyens volontaires, peut s'avérer être profitable pour tous et chacun. D'une part, l'implication des citoyens dans la protection et la conservation de l'environnement, par la prise de photos, permet d'augmenter le volume de photos qui pourront être utilisées ultérieurement par les biologistes. D'autre part, cela pourrait permettre le suivi écologique de divers écosystèmes, afin de vérifier s'il y a dégradation ou bien amélioration de l'état des écosystèmes les plus durement affectés par les changements globaux.

1.2 Problématique

Le rôle clé des bandes riveraines dans la stabilisation des processus écologiques est bien connu, mais on connaît peu de choses à propos des facteurs physiques et biologiques qui influencent la dynamique temporelle et spatiale de ces communautés

végétales. Par exemple, il n'existe pas de méthode standardisée, pour mesurer la biodiversité de ces écosystèmes, qui prend en compte la variabilité temporelle de ceux-ci. Il est impératif de définir de nouveaux indicateurs de la biodiversité afin de rendre compte et de protéger l'équilibre dynamique des écosystèmes. Avec le développement de ces indicateurs, il sera possible d'assurer une surveillance non-destructive de la biodiversité et ainsi être en mesure de proposer des approches visant à freiner la tendance vers l'homogénéisation des milieux riverains. En somme, le développement d'indicateurs de biodiversité performants (rapides, peu onéreux et sensibles aux variations temporelles) permettrait, dans un concept d'aménagement du territoire, de trouver les combinaisons optimales de biodiversité afin que dans le temps et dans l'espace, les différents milieux puissent demeurer performants.

Mais quelle est l'importance de la biodiversité sur la « performance » des écosystèmes riverains? La performance d'une communauté végétale peut se traduire par les services écosystémiques supportés par celle-ci. Les services écosystémiques sont étroitement liés à la biodiversité. En fait, les milieux fortement diversifiés ont la capacité d'assumer plus de services écosystémiques que les milieux peu diversifiés (Isbell et al. 2011). De plus, les spécialistes de la question incluent parfois la biodiversité elle-même en tant que service écosystémique (Mace et al. 2011). Il importe donc de conserver les milieux diversifiés afin de garantir le maintien des services écosystémiques.

L'utilisation de l'image numérique comme outil de travail dans la quantification du degré de complexité des communautés végétales s'avère être une méthode rapide et efficace dans le développement d'indicateurs de biodiversité dit « performants ». Une étude de Proulx et al. (2013) a démontré que les mesures de MIG, calculées à partir d'images prises sur des communautés végétales herbacées expérimentales, diminuait lorsque la richesse en espèces de ces dernières augmentait. Cette étude montre également que le MIG diminue aussi au fil de la saison de croissance. Cela dit, un effet confondu entre la richesse en espèces et la hauteur moyenne (trait fonctionnel) a été observé.

Cependant, l'utilisation du MIG comme indicateur d'hétérogénéité structurelle dans des images de communautés végétales herbacées en milieux naturels n'a pas été testée. De plus, les conditions environnementales pouvant affecter les mesures d'hétérogénéité structurelle des images n'ont, jusqu'à ce jour, toujours pas été évaluées.

1.3 Objectifs



1.3.1 Objectif général

L'objectif général de mon projet de maîtrise était de déterminer quelles étaient les variables (conditions environnementales, richesse en espèces et traits fonctionnels) affectant les propriétés texturales des images (hétérogénéité structurelle) chez des communautés végétales herbacées situées en bandes riveraines, au sud du Lac Saint-Pierre, dans la région de Lanaudière (Annexe A).

1.3.2 Objectifs spécifiques

Le premier objectif spécifique de cette présente étude était de voir si les conditions environnementales affectaient l'hétérogénéité structurelle des images. Les conditions suivantes ont été étudiées, soit l'heure à laquelle les photos ont été prises, le couvert nuageux (présent ou absent) ainsi que la période de la saison de croissance.

Le second objectif spécifique était de déterminer s'il y avait une relation entre la diversité végétale (richesse en espèces) présente dans les différentes communautés étudiées et l'hétérogénéité structurelle des images.

Le troisième objectif spécifique était de déterminer s'il y avait une relation entre l'hétérogénéité structurelle des images et différents traits fonctionnels, soit la hauteur moyenne, le contenu moyen en substances phénoliques (polyphénols) et la densité de fleurs.

CHAPITRE II

DIGITAL PHOTOGRAPHY PROTOCOL FOR THE RAPID ASSESSMENT OF HERBACEOUS COMMUNITIES IN RIPARIAN BUFFERS

Laurianne Bonin*, Raphaël Proulx, Guillaume Rheault

*Corresponding author; Email address: Raphael.Proulx@uqtr.ca;

Département des Sciences de l'environnement, Chaire de Recherche du Canada en
Intégrité Écologique, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351 Des Forges, Trois-
Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7

Abstract

Close-range digital photography approaches represent promising tools for monitoring changes to the geometric structure of biological communities. Yet, we do not know if differences in the compositional and functional characteristics of valuable and sensitive ecosystems, such as riparian vegetation buffers, can be routinely assessed using indices of their geometric structure. We tested a photographic protocol using image texture and anisotropy indices to assess differences in the compositional (species diversity) and functional characteristics (plant height, flowering and leaf traits) of 28 herbaceous communities repeatedly surveyed over an entire growing season. Our results reveal that image texture values decrease with increasing plant height, leaf polyphenol content and species diversity. Low texture values in close-range digital images were typically associated with tall (flowering) and functionally diversified species assemblages; that is communities consisting mostly of forbs and mixed growth forms. In contrast, species assemblages dominated by grasses or sedges presented more random geometric patterns and were associated with higher image texture values. Further protocol developments will have to explore the behaviour of other image indices and to include riparian buffers comprising assemblages of shrub and tree species.

Key words

Geometrical structure, Image texture, Mean information gain, Anisotropy, Light conditions, Functional characteristics, Species diversity

Introduction

Riparian ecosystems, in particular those bordering rivers flowing through agricultural landscapes, support many ecosystem services in spite of the relatively small area they occupy (Stutter et al. 2012). They are essential to soil stabilization (Naiman and Decamps 1997) and nutrients retention (Jordan et al. 1993, Muscutt et al. 1993, Osborne and Kovacic 1993, Castelle et al. 1994). They also provide biodiversity refuges (Maisonneuve and Rioux 2001, Boutin et al. 2003) and are used as migration and dispersion corridors for several plant and animal species (Naiman et al. 1993). Over the last decades, environmental regulation policies have been enforced in different regions of the world (e.g., Wenger 1999, MDDEFP 2005) to protect riparian ecosystems dominated by tall and functionally diverse plant communities (Boutin and Keddy 1993, Violle et al. 2011).

Characterizing the structure of riparian vegetation buffers is essential for protecting these valuable ecosystems and defining management targets. Yet, their broad geographic extent makes it difficult to rapidly assess the compositional and functional characteristics of riparian plant communities in both space and time. From a conceptual standpoint, compositional (e.g., species richness and relative abundance) and functional differences (e.g., plant height, leaf shape, flower color) among plant communities should translate into contrasted geometrical structures (Fig. 2.1). For instance, species-poor herbaceous communities comprising plants with similar heights, or leaf traits, may show more regular geometrical structures than species-rich communities comprising plants showing a range of statures and leaf traits. However, we do not know if such differences in the compositional and functional characteristics of riparian vegetation buffers can be routinely and robustly assessed using indices of their geometric structure.

Close-range digital photography approaches represent promising tools for monitoring change to the compositional and functional characteristics of biological communities, as already reported in forest (Proulx and Parrott 2008, 2009, Getzin et al. 2012), grassland (Proulx et al. 2013, Shafrand-Nathan et al. 2013) and coral reef ecosystems (Mellin et al. 2012). Using close-range digital imagery, Proulx et al. (2013)

have calculated image texture and anisotropy indices, which were found to correlate with the mean height, flowering density and species richness of grassland communities. However, their work was conducted on an experimental set-up of randomly assembled plant communities. Furthermore, the authors did not investigate the effect of light conditions on their geometrical indices, thus impairing further development of a photography protocol for the rapid assessment of herbaceous communities in riparian buffers.

In this study we extracted texture and anisotropy indices from close-range digital images of riparian vegetation buffers to i) investigate the effect of light conditions (daytime hour and cloud cover), and ii) assess differences in the compositional (species diversity) and functional characteristics (mean height, flower density, and leaf economic traits) of herbaceous communities.

Materials and Methods

Study area

We conducted the experiment in a floodplain on the north-shore of the Saint Lawrence River near Berthierville (Quebec, Canada). Sampling sites consisted of 28 plots, of 4 m² each, in the riparian buffer zone of agricultural fields and composed exclusively of natural herbaceous communities. Following a field assessment conducted in 2011, the year just before the experiment, we non-randomly selected herbaceous communities along a semi-quantitative gradient of increasing species diversity (Low, Intermediate, High; Table 2.1). This coarse categorization corresponds to an expert-knowledge assessment of herbaceous communities conducted on the basis of visual cues and species presence or absence. We also categorized plots according to the dominance of plant growth forms as follows: Grasses, Forbs, Sedges, or Mixed (Table 2.1).

Image sampling

We equipped each plot with a *TimelapseCam 8.0* (Wingscape, Alabaster, USA) camera of 2592 x 1944 pixels of resolution. We positioned the camera 3 m away from the plot center, at 1.5 m aboveground, and inclined it downward with an angle of 45° relative to the ground to exclude the horizon line. Close-range digital images of each plot (i.e., each herbaceous community) were automatically and simultaneously captured three times a day (at 9h, 12h and 15h), from 17 May to 31 October 2012, thus covering the whole vegetative growing season. At the end of the season, we manually screened all images to detect the presence of sunshades and classified light conditions as either clear (Sunny category) or overcast (Cloudy category). We cross-validated our classification with meteorological data retrieved from the Environment Canada's station of Berthierville.

Vegetation sampling

We completed a field survey of the vegetation every two weeks over the growth season, for a total of 12 sampling campaigns. At each visit, we randomly selected a subsample of 10 individuals (i.e., vegetative modules consisting of a stem, a thallus, or a rosette) within each plot. The selected plants were healthy individuals (Cornelissen et al. 2003). We performed taxonomic identification of plants (Annexe C) and measured their height (cm) at the uppermost photosynthetic part, excluding the inflorescence. We obtained mean values of polyphenol content from three independent leaf readings using a Dualex 4 device (Force A, Paris, France). Leaf polyphenol is a non-destructive indicator of plant growth strategy. For example, leaf polyphenols in 8 tree and forb species were found to be strongly negatively related to specific leaf area (Meyer et al. 2006), a well-known proxy for the net photosynthetic rate in vascular plants (Shipley et al. 2005). Moreover, we evaluated the percent cover of each species in each plot using a Braun-Blanquet scale with six categories: 0 = traces, 1 = 1-5%, 2 = 6-25%, 3 = 26-50%, 4 = 51-75% and 5 = 76-100%. Cover estimates were always taken by the same observer standing next to the camera and represented a snapshot of the camera's field of view. Understory species not visible in the image were therefore less likely to be reported in

the vegetation surveys. Median values of the six Braun-Blanquet cover categories were used to calculate Shannon (H) and Evenness (E) species diversity metrics (Magurran 2004) for each of the 12 sampling campaigns. Temporally averaged H and E values for the 28 herbaceous communities are reported in Table 2.1.

Image analysis

The first image index proposed by Proulx and Parrott (2008) and Proulx et al. (2013) is an information theoretic measure of texture called MIG (Mean Information Gain). To calculate the MIG index, we first transformed our Red-Green-Blue (RGB) digital images into grey-tone images by computing the digital number (DN) average of the three channels (*Grey-tones* = (R+G+B)/3). MIG then determines the amount of texture in the pattern of grey-tone pixels as follows:

$$MIG = \frac{[-\sum_{i=1}^{M^k} p(\chi_i) \log p(\chi_i)] - [-\sum_{i=1}^M p(\gamma_i) \log p(\gamma_i)]}{\log(M^k/M)} = \frac{JE - ME}{\log(M^k/M)} \quad (\text{eq.1}),$$

where $p(\chi_i)$ is the probability of finding a grey-tone spatial configuration χ_i of k -neighbouring pixels forming a square of 2×2 pixels and $p(\gamma_i)$ expresses the probability of observing a pixel of value γ_i across M possible discrete grey-tone categories. M^k represents the maximum number of possible spatial configurations χ_i . Specifically, a co-occurrence matrix is tabulated by associating each pixel's grey-tone value (i, j) with the grey-tone values of adjacent pixels immediately below $(i+1, j)$, in diagonal $(i+1, j+1)$ and to the right $(i, j+1)$. Expressions within brackets in Eq. 1 represent the joint entropy (JE) and the marginal entropy (ME) calculated from the co-occurrence matrix of grey-tone pixel values (Proulx and Parrott 2009, Proulx and Fahrig 2010). The fixed quantity $\log(M^k/M)$ normalizes MIG over the range 0-1. MIG is nearly zero ($MIG \rightarrow 0$) for uniform structural patterns and is maximal ($MIG \rightarrow 1$) for random ones. Here, we used a parameterization of $M = 15$ and $k=4$.

We also determined if the geometrical structure of the vegetation was more textured along one preferential image direction. We calculated a measure of anisotropy

in the image as the ratio of MIG values (Eq. 1) obtained along the horizontal and vertical image direction as follows: $\text{Anisotropy} = \text{MIG}_{\text{horiz.}} / \text{MIG}_{\text{vert.}}$. To do so, we assembled a co-occurrence matrix considering only pairs of neighbor pixels oriented along either the horizontal (i.e., each pixel (i, j) and its adjacent right neighbor $(i, j+1)$ in the image) or the vertical image direction (i.e., each pixel (i, j) and its adjacent bottom neighbor $(i+1, j)$ in the image). Anisotropy characterizes the relative increase in the horizontal texture of plant structures in grassland images and takes values above one ($\text{Anisotropy} > 1$) when MIG is comparatively higher along the horizontal than vertical direction. Image analysis was performed using Matlab (MathWorks, Natick, USA) under the BSD copyright license.

Statistical analyses

We fitted a mixed-effect linear regression model to evaluate the influence of light conditions on image texture (MIG) and anisotropy indices (MIG ratio). Fixed effects were daytime hour (9h, 12h, 15h) and cloud cover (Sunny, Cloudy), whereas random effects were community identity (factor levels from 01 to 28) and sampling campaign (factor levels from 01 to 12). Mixed-effect models were parameterized using the *R* package “lme4” (Bates et al. 2012). We assessed model fit with both marginal and conditional determination coefficients (R^2) following the approach of Nakagawa & Schielzeth (2013) for mixed-effect models. Finally, we examined the model results to choose an optimal combination of daytime hour and cloud cover conditions for subsequent analyses. We performed all analyses using the *R* graphical and statistical computing environment (R Development Core Team 2012).

To evaluate the relative contribution of plant compositional and functional characteristics on texture and anisotropy indices, we first merged the vegetation and image datasets. By considering only images taken under a given combination of light conditions in each plot, we retained five repeated measures of image texture and anisotropy for each of the 12 vegetation sampling campaigns. We averaged these repeated measures to match them with the vegetation dataset. We then fitted two linear

regression models to texture and anisotropy indices separately, using both the compositional (species diversity categories, H and E metrics) and the functional characteristics (mean plant height, flowering density, leaf polyphenols) of herbaceous communities as predictors. We also used plot labels as factor levels in the regression models to account for a community identity effect. The community identity term accounts for differences in the geometrical structure of herbaceous communities, which are captured by the image indices, and yet not captured by the compositional or functional characteristics of the vegetation. At last, we performed a partitioning of the variation using the function “varpart” in the *R* package “vegan” (Oksanen et al. 2012) to isolate the pure and shared contributions of i) community identity, ii) compositional and iii) functional model predictors.

Results

Light conditions

We found no effect of daytime hour or cloud cover on either of the texture (Fig. 2.2) or anisotropy indices. Conditional R^2 coefficients for the image texture and anisotropy models were 0.391 and 0.499. Marginal R^2 coefficients were comparatively lower, reaching values of 0.045 and 0.007, respectively. While the marginal R^2 describes the proportion of variance explained by the fixed factors alone (i.e., daytime hour and cloud cover), the conditional R^2 describes the variance explained by both the fixed and random effects. Nevertheless, acknowledging that light conditions throughout the growing season fluctuate more under sunny, morning or evening light conditions, we kept only the images taken at noon (12h) under a cloudy sky for subsequent analyses. This choice of light conditions also simplifies the comparison with the results of Proulx et al. (2013), who consistently captured their close-range digital images of the vegetation under similar conditions.

Compositional and functional community characteristics

Mean plant height in riparian vegetation buffers was positively correlated to flower density (Pearson's $r = 0.65$). Mean height was also correlated to leaf polyphenol content ($r = 0.56$), indicating that phenolic substances accumulate in plants throughout the growing season. Moreover, independently of plant height, leaf polyphenols discriminated between herbaceous communities dominated by different growth forms (Fig. 2.3) and by the dominant species (Annexe B).

Mean plant height and polyphenol content were the two functional characteristics most strongly associated with image texture in herbaceous communities. In contrast, flower density explained little of the residual variation in the two image indices. As for compositional characteristics, the *in situ* categorization of species diversity explained a significant proportion of the variation in image texture and anisotropy values (Table 2.2). Community metrics of species diversity (H) and evenness (E) were not significantly correlated with the image indices.

Image texture (MIG) was inversely related to mean plant height, leaf polyphenol content and categories of increasing species diversity (Fig. 2.4A). The functional characteristics of herbaceous communities explained 28% of variation in image texture values (i.e., 12% and 16% for the pure and shared contributions, respectively), whereas compositional characteristics explained 11% of the variation (Fig. 2.4B). Community identity explained a total of 49% of the variation in image texture values, of which 27% and 22% were pure and shared contributions (Fig. 2.4B).

Compositional and functional community characteristics were only weakly related to image anisotropy values (Table 2.2; Fig. 2.5A). Consequently, mean plant height, leaf polyphenol content, flower density, species diversity categories, as well as H and E community metrics, altogether explained only 12% of the total variation in image anisotropy values (Fig. 2.5B). In comparison, community identity alone explained 27% of the residual variation in image anisotropy, indicating that detectable differences in the

geometric structure of herbaceous communities were not captured by our set of compositional and functional characteristics.



Discussion

Digital images of plant communities taken under different light conditions may show regions of over-exposure, shadow, or fog, which directly affect their apparent geometric structure. Here, we did not find an effect of daytime hour or cloud cover on two image indices capturing the geometric structure of herbaceous communities in riparian buffers. Instead, much of the variation in image-derived indices of texture and anisotropy was associated to temporal (12 sampling campaigns over the whole growing period) and spatial (28 plant plots on a biodiversity gradient) differences in both compositional and functional characteristics of the vegetation.

Flowers in herbaceous communities are expected to change their geometrical structure (Thorp and Dierig, 2011). In our experimental system, however, plant height was strongly correlated with flower density, thus impairing our ability to disentangle the relative effect of the two variables on image indices. Herbaceous communities were dominated by rhizomatous perennial species commonly found in the riparian vegetation buffers of intensive agriculture areas, where a majority of species produce flowers only at the peak of their vegetative growth. Furthermore, dominant grass species in this system, such as *Phalaris arundinacea* and *Calamagrostis Canadensis*, bear panicles that are not particularly contrasted, or too high up to be visible within the camera view frame. Even though not all species produce colorful and contrasted blossoms, flowering should not be discounted as a key functional characteristic for describing the geometrical structure of riparian vegetation buffers. Insect pollinated plants are particularly important in intensive agriculture landscapes, where many wildflower species are often confined to riparian buffers (Marshall and Moonen 2002). Other indices built on different color space components, such as hue or saturation, may better capture geometric patterns associated to the presence or absence of wildflowers in digital images (Crimmins and Crimmins 2008).

Mean plant height was not correlated to community measures of species diversity (i.e., H and E metrics), while it was moderately correlated to leaf polyphenol content. Polyphenols regroup a large number of chemical compounds, including pigments, flavonoids and tannins, which are implicated in defense mechanisms against ultraviolet radiations, herbivores and fungal infections (Coley et al. 1985; Lattanzio et al. 2006). In the context of our study, correlations between mean plant height and polyphenol content were consistently observed in all communities, indicating that leaf defense compounds accumulate over time (e.g., Lisiewska et al. 2006). Moreover, polyphenols were more concentrated in plant communities dominated by forbs, as in species of the genus *Eupatorium*, *Polygonum*, *Lythrum* and *Asclepias*. At the other end of the spectrum, plant communities dominated by sedges (e.g., *Cyperus*, *Carex* and *Bolboschoenus*) presented lower levels of polyphenols. Finally, communities dominated by grasses, or containing a mixture of growth forms, had intermediate values of leaf polyphenol content. These results suggest that the amount of polyphenols per unit of leaf area discriminates herbaceous communities dominated by species with different growth forms and growth strategies; i.e., slow growth species investing in defense versus fast growing species. In contrary to other functional traits such as specific leaf area or leaf dry matter content, polyphenols can be repeatedly, non-destructively, measured in the field using portable devices (Meyer et al. 2006, this study).

Image texture (MIG) values decreased with increasing mean plant height, leaf polyphenol content and three coarse categories of increasing species diversity. In a recent paper, Proulx et al. (2013) used a random placement model to illustrate the basic geometric principle underlying the inverse relationship between plant height and image texture. The principle relies on the fact that growing plant modules are not only getting larger, but also closer to the camera over time. As the community grows taller, plant modules show up as larger objects and image texture values are lower (Proulx et al., 2013). Thus, the effect of mean plant height on image texture reflects the seasonal growth of herbaceous communities. Here, independently of plant height, low image texture values were associated to communities characterized by high levels of polyphenol content and dominated by functionally diversified species assemblages; i.e.,

communities consisting mostly of forbs and mixed growth forms. In contrast, assemblages of graminoid species (i.e., grasses and sedges growth form categories) presented more random geometric patterns and were associated to higher images texture values. Lower MIG image values in our dataset were associated to communities that were both fully grown (tall) and consisting of species with mixed growth forms.

In our experimental system, functionally diversified communities occupy only a small fraction of the area covered by riparian buffers, in which grasses and sedges are overly represented. For example, we estimated the fraction of riparian corridors occupied by grass- or sedge-dominated communities to be above 75%. Hence, in the context of developing a digital photography protocol for the rapid assessment of riparian ecosystems, one should undeniably seek images with low texture values. Indeed, our findings reveal that low texture values in the close-range digital images were typically associated to tall, flowering, and functionally diverse herbaceous communities. However, in contrary to Proulx et al. (2013) we did not find a strong effect of species diversity metrics on image texture or anisotropy indices, suggesting that functional, not taxonomic, diversity determines the geometric structure of herbaceous communities in riparian buffers.

Community identity still explained more than 25% of the residual variation in image texture and anisotropy indices. In other words, the photographic protocol allowed us to detect differences in the geometric structure of herbaceous communities that were not associated to our set of compositional and functional variables. In particular, one important missing variable in our study was leaf senescence. Species turnover rates in herbaceous communities can be rapid; implying the continuous growth and dieback of plant modules throughout the season. Moreover, the flowering component of the community may be better characterized using variables describing the inflorescence color, type and size.

Close-range photographic protocols ultimately involve people, or remotely operated aerial drones, moving along riparian buffers and taking images of the

vegetation at fixed distances. For instance, we estimate that a single photographer could cover 50 km of riparian corridors in about five working days. Crowdsourcing would represent another way of assessing the structure of riparian vegetation buffers over larger geographic extents, notably by exploiting public repositories of digital images such as geo-wiki, panoramio, and flickr websites (Flanagin and Metzger 2008). Usually free of charges and copyright, these websites are invaluable sources of information that can be analyzed by the scientific community (Iwao et al. 2006, Fritz et al. 2009). Further protocol developments will have to explore the behaviour of other image indices, to incorporate the effect of the camera-to-vegetation distance and image resolution texture, as well as to involve riparian vegetation buffers with shrubs and trees.

Acknowledgements

We would like to thank Irene Torrecilla Roca, Charles Martin, Justine Giroux, Louis Desrochers, Patricia Bolduc and François Beaubien for their precious technical assistance in the field. This research was supported by a grant from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC).

Literature cited

- Bates, D., M. Maechler and B. Bolker. 2012. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4 classes. R package version 0.999999-0. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Boutin, C., B. Jobin and L. Belanger. 2003. Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Quebec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94:73-87.
- Boutin, C. and P.A. Keddy. 1993. A functional classification of wetland plants. *Journal of Vegetation Science* 4:591-600.
- Castelle, A.J., A.W. Johnson and C. Conolly. 1994. Wetland and stream buffer size requirements - a review. *Journal of Environmental Quality* 23:878-882.
- Coley, P.D., J.P. Bryant and F.S. Chapin. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230:895-899.
- Cornelissen, J.H.C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Diaz, N. Buchmann, D.E. Gurvich, P.B. Reich, H. ter Steege, H.D. Morgan, M.G.A. van der Heijden, J.G. Pausas and H. Poorter. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380.
- Crimmins, M.A. and T.M. Crimmins. 2008. Monitoring plant phenology using digital repeat photography. *Environmental Management* 41:949-958.
- Flanagin, A. and M. Metzger. 2008. The credibility of volunteered geographic information. *GeoJournal* 72:137-148.
- Fritz, S., I. McCallum, C. Schill, C. Perger, R. Grillmayer, F. Achard, F. Kraxner and M. Obersteiner. 2009. Geo-Wiki.org: the use of crowdsourcing to improve global land cover. *Remote Sensing* 1:345-354.
- Getzin, S., K. Wiegand and I. Schoning. 2012. Assessing biodiversity in forests using very high resolution images and unmanned aerial vehicles. *Methods in Ecology and Evolution* 3:397-404.
- Iwao, K., K. Nishida, T. Kinoshita and Y. Yamagata. 2006. Validating land cover maps with Degree Confluence Project information. *Geophysical Research Letters* 33.

- Jordan, T.E., D.L. Correll and D.E. Weller. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *Journal of Environmental Quality* 22:467-473.
- Lattanzio, V., V.M. Lattanzio and A. Cardinali. 2006. Role of phenolics in the resistance mechanisms of plants against fungal pathogens and insects. *Phytochemistry: Advances in research* 661: 23-67.
- Lisiewska, Z., W. Kmiecik and A. Korus. 2006. Content of vitamin C, carotenoids, chlorophylls and polyphenols in green parts of dill (*Anethum graveolens* L.) depending on plant height. *Journal of Food Composition and Analysis* 19:134-140.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford. Blackwell Science Ltd. 256p.
- Maisonneuve, C. and S. Rioux. 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:165-175.
- Marshall, E.J.R. and A.C. Moonen. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89:5-21.
- Mellin, C., L. Parrott, S. Andrefouet, C.J.A. Bradshaw, M.A. MacNeiland and M.J. Caley. 2012. Multi-scale marine biodiversity patterns inferred efficiently from habitat image processing. *Ecological Applications* 22:792-803.
- Meyer, S., Z.G. Cerovic, Y. Goulas, P. Montpied, S. Demotes-Mainard, L.P.R. Bidel, I. Moya and E. Dreyer. 2006. Relationships between optically assessed polyphenols and chlorophyll contents, and leaf mass per area ratio in woody plants: a signature of the carbon–nitrogen balance within leaves? *Plant, Cell and Environment* 29:1338-1348.
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. 2005. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Gouvernement du Québec: http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R35.htm.
- Muscutt, A.D., G.L. Harris, S.W. Bailey and D.B. Davies. 1993. Buffer zones to improve water-quality - A review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 45:59-77.
- Naiman, R.J., and H. Decamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658.

- Naiman, R.J., H. Decamps and M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3:209-212.
- Nakagawa, S. and H. Schielzeth. 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4:133-142.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P.R. Minchin, R. B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, H.H. Stevens and H. Wagner. 2012. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Osborne, L.L. and D.A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29:243-258.
- Proulx, R. and L. Fahrig. 2010. Detecting human-driven deviations from trajectories in landscape composition and configuration. *Landscape Ecology* 25:1479-1487.
- Proulx, R. and L. Parrott. 2008. Measures of structural complexity in digital images for monitoring the ecological signature of an old-growth forest ecosystem. *Ecological Indicators* 8:270-284.
- Proulx, R. and L. Parrott. 2009. Structural complexity in digital images as an ecological indicator for monitoring forest dynamics across scale, space and time. *Ecological Indicators* 9:1248-1256.
- Proulx, R., I. Torrecilla Roca, F. DeSalas de la Cuadra, I. Seiferling and C. Wirth. 2013. A novel photographic approach for monitoring the structural heterogeneity and diversity of grassland ecosystems. *Journal of Plant Ecology*, in press.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Shafran-Nathan, R., T. Svoray and A. Perevolotsky. 2013. Continuous droughts' effect on herbaceous vegetation cover and productivity in rangelands: results from close-range photography and spatial analysis. *International Journal of Remote Sensing* 34:6263-6281.
- Shipley, B., D. Vile, E. Garnier, I.J. Wright, and H. Poorter. 2005. Functional linkages between leaf traits and net photosynthetic rate: reconciling empirical and mechanistic models. *Functional Ecology* 19:602-615.

- Stutter, M.I., W.J. Chardon and B. Kronvang. 2012. Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: introduction. *Journal of Environmental Quality* 41:297-303.
- Thorp, K.R. and D.A. Dierig. 2011. Color image segmentation approach to monitor flowering in lesquerella. *Industrial Crops and Products* 34:1150-1159.
- Violle, C., A. Bonis, M. Plantegenest, C. Cudennec, C. Damgaard, B. Marion, D. Le Cœur and J.-B. Bouzillé. 2011. Plant functional traits capture species richness variations along a flooding gradient. *Oikos* 120:389-398.
- Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Office of Public Service and Outreach. Institute of Ecology. University of Georgia. 59p.

Tables

Table 2.1: Characteristics of 28 herbaceous communities surveyed in this study and categorized according to their dominant growth form as well as a visual field assessment of species diversity levels. Community metrics of Shannon diversity (H) and evenness (E) represent temporally averaged values.

Plots	Growth form	Species diversity	H	E
1	Grasses	Intermediate	0.7454	0.3639
2	Mixed	Intermediate	1.5806	0.6677
3	Grasses	High	1.3601	0.6506
4	Mixed	High	1.5221	0.7115
5	Sedges	Intermediate	1.2857	0.5884
6	Sedges	Intermediate	1.6675	0.7267
7	Grasses	Intermediate	1.0026	0.5160
8	Mixed	Intermediate	1.5268	0.7260
9	Grasses	Low	0.9168	0.6198
10	Grasses	Low	1.2630	0.6546
11	Forbs	Low	0.8030	0.4677
12	Forbs	Low	1.0219	0.6055
13	Grasses	Low	0.1160	0.1196
14	Grasses	Low	0.0894	0.1269
15	Grasses	High	1.1889	0.5732
16	Grasses	High	1.1577	0.5574
17	Grasses	Intermediate	1.3052	0.7389
18	Grasses	Intermediate	0.8938	0.5702
19	Mixed	Intermediate	1.5071	0.7129
20	Mixed	Intermediate	1.1555	0.5258
21	Sedges	Intermediate	0.8354	0.5195
22	Sedges	Intermediate	0.8984	0.5626
23	Mixed	High	1.1098	0.5491
24	Grasses	High	0.6891	0.4031
25	Grasses	Low	0.1135	0.1600
26	Grasses	Low	0.2303	0.2852
27	Forbs	High	1.6205	0.6229
28	Forbs	High	1.4272	0.6178

Table 2.2: Regression statistics for predictor variables in relation to image texture (MIG) and image Anisotropy (MIG ratio) indices of riparian herbaceous communities.

Response variables	Predictor variables	<i>F</i>	<i>P</i>
Image Texture	Mean plant height	35.1669	<0.001
	Polyphenol content	9.1334	0.0027
	Flower density	4.9100	0.0275
	Species diversity category	21.4761	<0.001
	Shannon diversity (H)	2.3184	0.1289
	Shannon evenness (E)	2.6992	0.1015
	Community identity	9.9461	<0.001
Image Anisotropy	Mean plant height	5.2257	0.0230
	Polyphenol content	2.3014	0.1303
	Flower density	0.0080	0.9289
	Species diversity category	6.5336	0.0017
	Shannon diversity (H)	2.3724	0.1246
	Shannon evenness (E)	0.1079	0.7428
	Community identity	6.5216	<0.001

Figure legends

Figure 2.1: Conceptual model illustrating how the geometric patterns in close-range digital images capture differences in the compositional and functional characteristics of riparian herbaceous communities in intensive agricultural landscapes.

Figure 2.2: Variability in the image texture (MIG) values of riparian herbaceous communities photographed under different cloud cover (sunny *vs.* cloudy) and daytime hour (9h, 12h and 15h).

Figure 2.3: Relationship between the height of herbaceous riparian communities and polyphenol content grouped according to their dominant growth form. Each dot represents one sampling date of a community subsample mean value of one of the 28 plots surveyed every two weeks from May 17 to October 31, 2012

Figure 2.4: A- Relationships of mean plant height (left panel) and polyphenols content (right panel) with the image texture (MIG) of riparian communities in different categories of increasing species diversity (Low, Intermediate and High). B- Partitioning of the pure and shared explained variation in image texture values associated to i) community identity, ii) compositional (species diversity category, Shannon diversity and evenness) and iii) functional characteristics (mean plant height, polyphenol content, flower density). Fractions of pure and shared explained variation are expressed as adjusted R^2 determination coefficients.

Figure 2.5: A- Relationships of mean plant height (left panel) and polyphenols content (right panel) with the image anisotropy (MIG ratio) of riparian communities in different categories of increasing species diversity (Low, Intermediate and High). B- Partitioning of the pure and shared explained variation in image anisotropy values associated to i) community identity, ii) compositional (species diversity category, Shannon diversity and evenness) and iii) functional characteristics (mean plant height, polyphenol content, flower density). Fractions of pure and shared explained variation are expressed as adjusted R^2 determination coefficients.

Figures

Figure 2.1

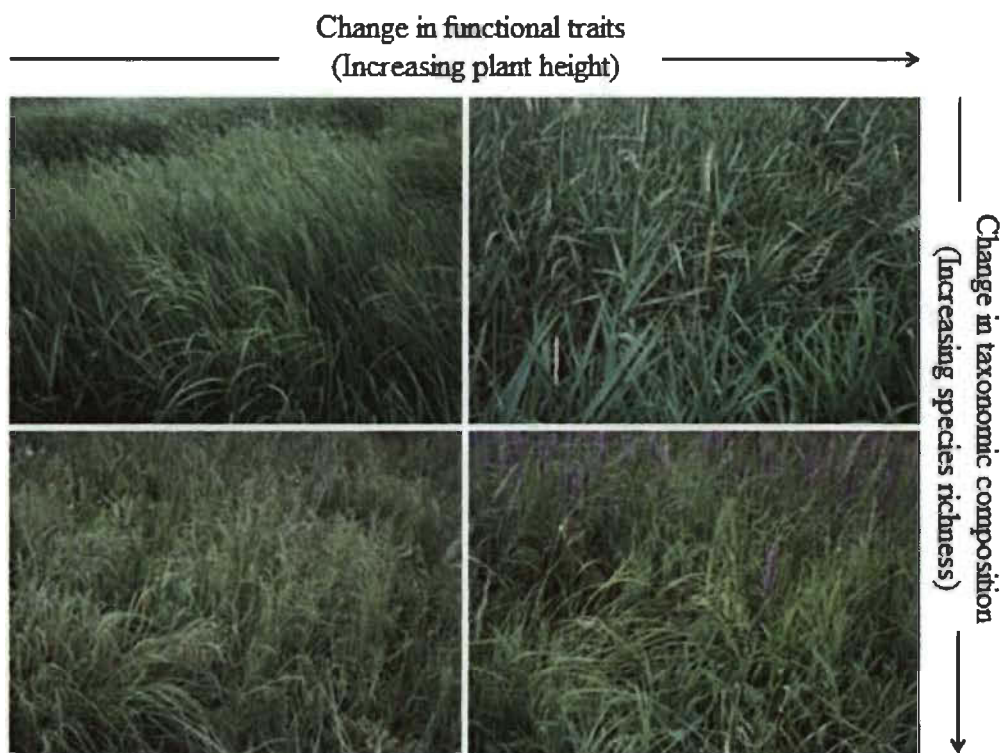


Figure 2.2

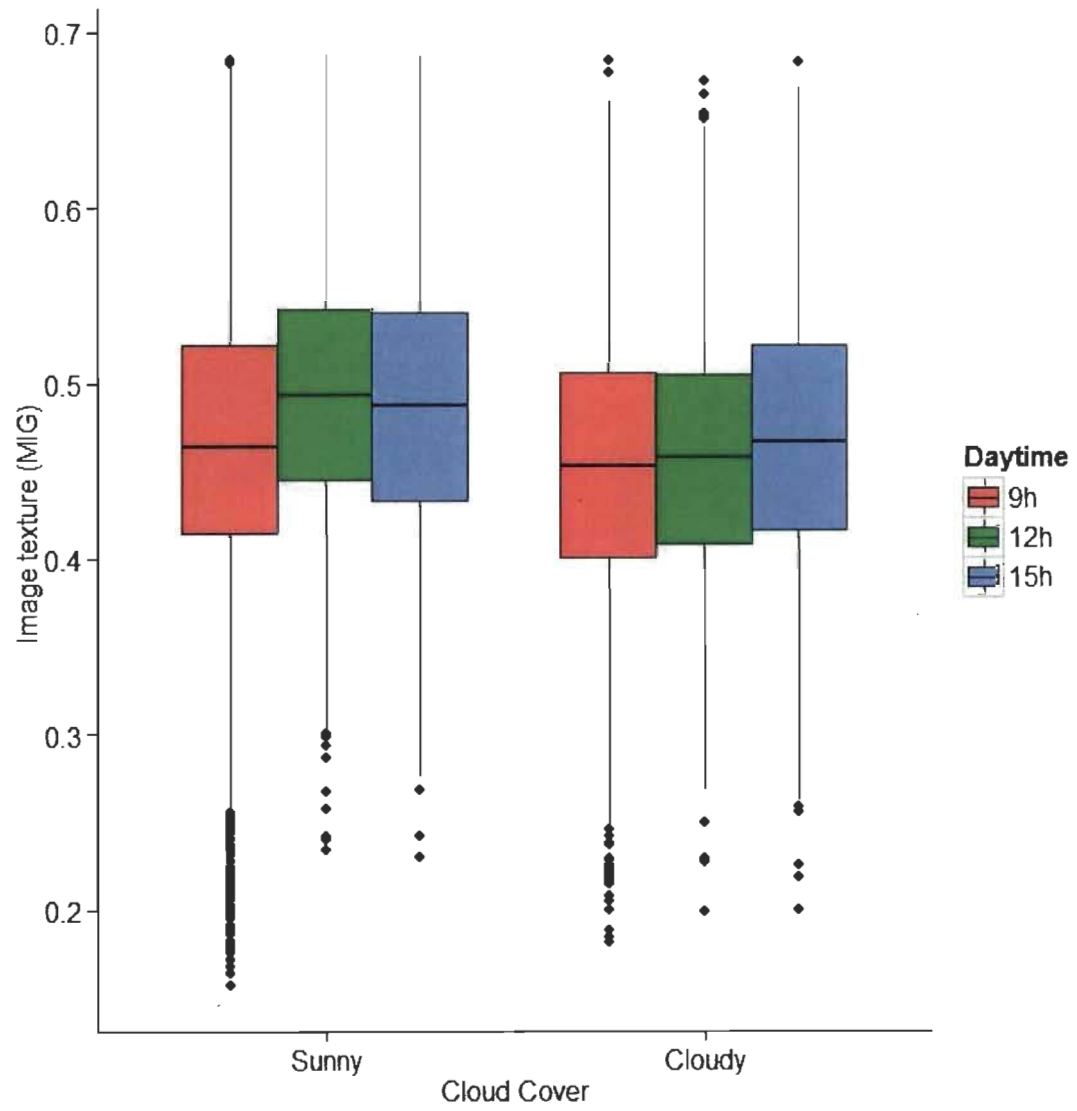


Figure 2.3

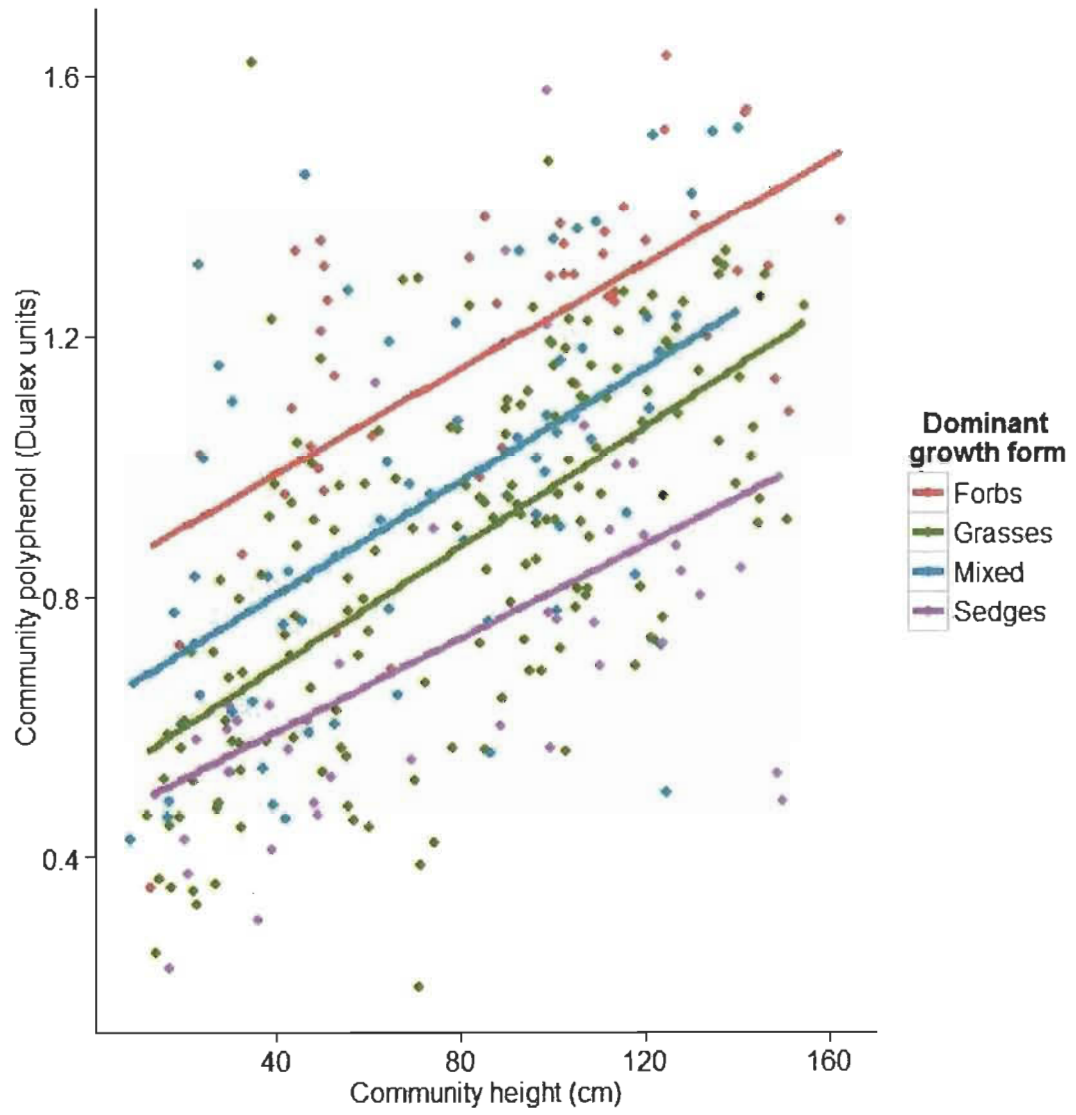
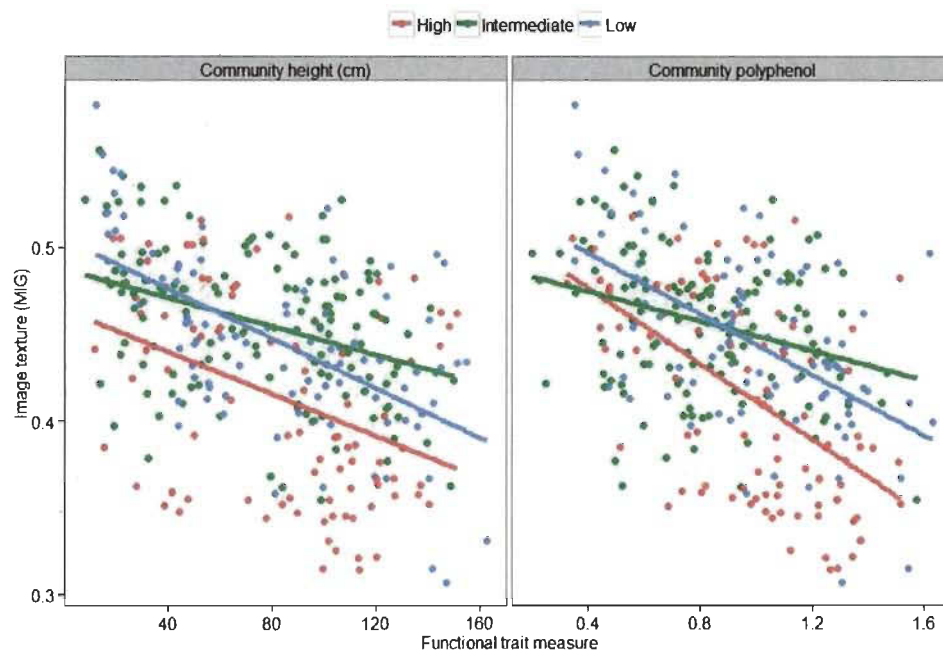


Figure 2.4

A-



B-

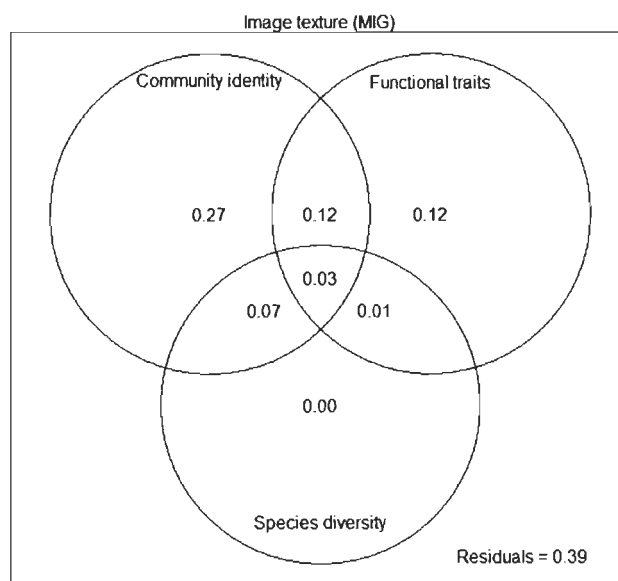
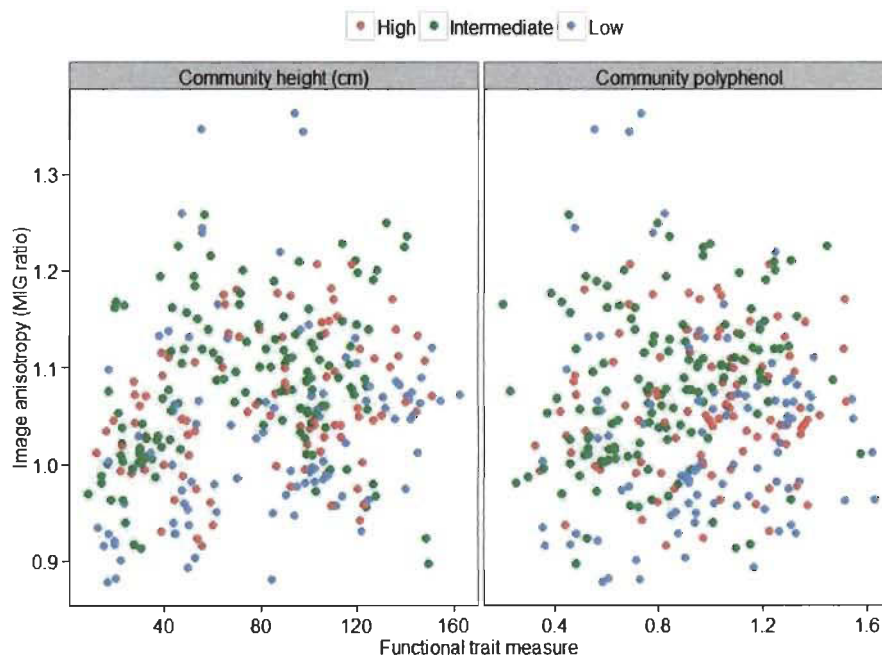
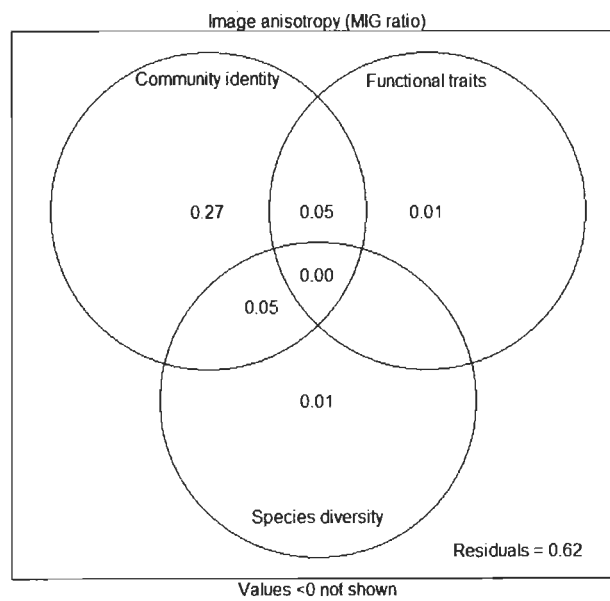


Figure 2.5

A-



B-



CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 Contextualisation

Tel que décrit dans le chapitre I, les bandes riveraines herbacées supportent plusieurs services écosystémiques (Jordan et al. 1993, Muscutt et al. 1993, Naiman et al. 1993, Osborne and Kovacic 1993, Castelle et al. 1994, Naiman and Decamps 1997, Maisonneuve and Rioux 2001, Deschenes et al. 2003, Stutter et al. 2012). Compte tenu de leur rôle essentiel, il importe de protéger ces écosystèmes, qui sont de plus en plus menacés par le réchauffement global de la biosphère (Vorosmarty and Sahagian 2000, Vihervaara et al. 2013), par les activités anthropiques (Vitousek 1994, Junk et al. 2006, Primack 2008), ainsi que par l'homogénéisation des communautés animales et végétales partout autour du globe (Pimentel et al. 2001, Primack 2008). Dans cette optique, le développement d'un réseau de suivi automatisé, avec l'aide de caméras digitales (voir chapitre II) pourrait faciliter l'évaluation de l'état de santé des écosystèmes riverains de manière rapide et non-destructive.

L'objectif général de ce projet de maîtrise était d'évaluer l'impact des conditions environnementales, de la richesse en espèces, ainsi que des traits fonctionnels de la végétation sur les mesures d'hétérogénéité structurelle d'images en tons de gris, prises à petite échelle, sur des communautés riveraines de type herbacé.

3.2 Principaux résultats

Nos résultats montrent que les conditions de luminosité, soit l'heure à laquelle les photos ont été prises et le type de couvert nuageux (présent ou absent) n'ont que très peu d'effet sur les mesures d'hétérogénéité structurelle (voir Fig. 2.2, chapitre II). Cependant, les photos prises à midi (12hrs) avec présence d'un couvert nuageux

s'avèrent de meilleure qualité. Lorsque les photos sont prises plus tôt le matin, soit à 9hrs, on observe fréquemment la présence de brouillard, ce qui peut causer un biais lors de l'analyse des données. De plus, des zones surexposées (zones claires) et sous-exposées (zones sombres) peuvent apparaître lorsque les photos sont prises sous des conditions ensoleillées, ce qui peut mener à de mauvaises interprétations lors de l'analyse des images.

En ce qui concerne la richesse en espèces, cette dernière contribue aux variations dans les mesures de texture (MIG) (voir Fig. 2.4B, chapitre II). En effet, les communautés herbacées avec une diversité fonctionnelle élevée avaient des valeurs de MIG faibles, comparativement aux communautés moins diversifiées, où les valeurs calculées de MIG étaient plus élevées (voir Fig. 2.4A). Les communautés herbacées riveraines fortement diversifiées seraient plus compactes (complémentarité optimale dans l'utilisation de l'espace par la végétation). Cette augmentation de la densité ne permettrait pas à la caméra de capter les détails en profondeur, résultant en des valeurs d'hétérogénéité structurelle plus faibles. Chez les communautés moins diversifiées, comme les communautés monospécifiques de *Phalaris roseau* (*Phalaris arundinaceae* L.), on observe des ouvertures entre les individus (non-complémentarité dans l'utilisation de l'espace). Cela permettrait à la caméra de capter des détails plus en profondeur dans la végétation, augmentant ainsi les valeurs de MIG calculées.

Les traits fonctionnels, soit la hauteur moyenne et le contenu moyen en substances phénoliques (polyphénols), contribuent à expliquer les variations dans les mesures d'hétérogénéité structurelle (e.g., MIG) (voir Fig. 2.4B, chapitre II). Lorsque la hauteur moyenne des communautés augmente, les mesures de texture (MIG) diminuent, et ce indépendamment de la richesse en espèces (voir Fig. 2.4A, chapitre II). En effet, les plantes herbacées de grandes tailles possèdent généralement de gros organes aériens, soit des tiges volumineuses et de larges feuilles, ce qui engendrerait des zones d'agglomérations de pixels dans l'image, diminuant ainsi l'hétérogénéité structurelle.

On observe également une diminution des mesures de texture (MIG) lorsque le contenu moyen en substances phénoliques est élevé, et cela indépendamment du nombre

d'espèces présentes dans la communauté (voir Fig. 2.4A, chapitre II). Au cours de la saison de croissance, les plantes accumulent des substances phénoliques (e.g. Lisiewska et al. 2006). On constate que les concentrations en substances phénoliques varient également selon la stratégie de croissance adoptée, et ce indépendamment de la hauteur ou du stade de développement des plantes (voir Fig. 2.3, chapitre II). En effet, on remarque que les différentes stratégies de croissance (physiologique, morphologique), adoptées par les herbacées, pourraient avoir un impact sur les mesures d'hétérogénéité structurelle (MIG). En résumé, les valeurs d'hétérogénéité structurelle (MIG) sont élevées lorsqu'une communauté riveraine est peu diversifiée, de petite taille et est dominée par des plantes graminoides (concentrations faibles en polyphénols).

3.3 Conclusion

Le développement d'un protocole standardisé de photographie permettra, avec rapidité et à peu de frais, d'assurer le suivi écologique d'un plus grand nombre de milieux riverains. Par sa simplicité d'utilisation, cet outil pourrait même être valorisé par la participation citoyenne. En effet, des citoyens de partout autour du globe sont de plus en plus conscientisés par la protection et la conservation de l'environnement. Nombre d'entre eux sont passionnés par la photographie et utilisent la nature comme premier modèle. Avec une modeste caméra, ils auront la possibilité, et ce de manière périodique, de prendre des clichés des milieux riverains qui les entourent. Ces photos pourraient être déposées sur un site internet et utilisées ultérieurement par les chercheurs à des fins d'analyses (Iwao et al. 2006, Fritz et al. 2009, 2012, Foody and Boyd 2013).

Au cours de futurs travaux, il serait intéressant d'évaluer ce protocole sur d'autres types d'écosystèmes herbacés, comme les bordures de routes ou bien les prairies non-cultivées. L'application de ce protocole, sur d'autres types d'écosystèmes herbacés, permettrait le suivi écologique d'un plus grand nombre de milieux. Afin de bonifier le protocole photographique, il serait également intéressant de développer des mesures plus sophistiquées, prenant en compte l'hétérogénéité des couleurs dans l'image.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aarssen, L.W., B.S. Schamp, and J. Pither. 2006. Why are there so many small plants? Implications for species coexistence. *Journal of Ecology* 94:569-580.
- Amadasun, M. and R. King. 1989. Textural features corresponding to textural properties. *IEEE Transactions on Systems Man and Cybernetics* 19:1264-1274.
- Boutin, C., B. Jobin, and L. Belanger. 2003. Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Quebec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94:73-87.
- Carroll, S.B. 2001. Chance and necessity: the evolution of morphological complexity and diversity. *Nature* 409:1102-1109.
- Castelle, A.J., A.W. Johns, and C. Conolly. 1994. Wetland and stream buffer size requirements - a review. *Journal of Environmental Quality* 23:878-882.
- Castleman, K.R. 1998. Concepts in imaging and microscopy: color image processing for microscopy. *The Biological Bulletin* 194:100-107.
- Corbit, J.D. and D.J. Garbary. 1995. Fractal dimension as a quantitative measure of complexity in plant development. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 262:1-6.
- Cornelissen, J.H.C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Diaz, N. Buchmann, D.E. Gurvich, P.B. Reich, H. ter Steege, H.D. Morgan, M.G.A. van der Heijden, J.G. Pausas and H. Poorter. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380.
- Costanza, J.K., A. Moody, and R.K. Peet. 2011. Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. *Landscape Ecology* 26:851-864.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. 1998. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25:3-15.

- Deschenes, M., L. Belanger, and J.F. Giroux. 2003. Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:567-577.
- Dyke, F.V. 2008. Conservation Biology; Foundations, Concepts, Applications. Second edition. Springer. 477p.
- Foody, G.M. and D.S. Boyd. 2013. Using volunteered data in land cover map validation: mapping West African forests. *IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing* 6:1305-1311
- Foroutan-pour, K., P. Dutilleul, and D.L. Smith. 1999. Soybean canopy development as affected by population density and intercropping with corn: Fractal analysis in comparison with other quantitative approaches. *Crop Science* 39:1784-1791.
- Fritz, S., I. McCallum, C. Schill, C. Perger, R. Grillmayer, F. Achard, F. Kraxner, and M. Obersteiner. 2009. Geo-Wiki.org: the use of crowdsourcing to improve global land cover. *Remote Sensing* 1:345-354.
- Fritz, S., I. McCallum, C. Schill, C. Perger, L. See, D. Schepaschenko, M. van der Velde, F. Kraxner, and M. Obersteiner. 2012. Geo-Wiki: An online platform for improving global land cover. *Environmental Modelling and Software* 31:110-123.
- Gunnarsson, B. 1992. Fractal dimension of plants and body size distribution in spiders. *Functional Ecology* 6:636-641.
- Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector, J. Connolly, W.S. Harpole, P.B. Reich, M. Scherer-Lorenzen, B. Schmid, D. Tilman, J. van Ruijven, A. Weigelt, B.J. Wilsey, E.S. Zavaleta, and M. Loreau. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477:199-202.
- Iwao, K., K. Nishida, T. Kinoshita, and Y. Yamagata. 2006. Validating land cover maps with Degree Confluence Project information. *Geophysical Research Letters* 33.
- Jordan, T.E., D.L. Correll, and D.E. Weller. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *Journal of Environmental Quality* 22:467-473.
- Junk, W.J., M. Brown, I.C. Campbell, M. Finlayson, B. Gopal, L. Ramberg, and B.G. Warner. 2006. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Sciences* 68:400-414.
- Keating, L.M. and L.W. Aarssen. 2009. Big plants-do they limit species coexistence? *Journal of Plant Ecology* 2:119-124.

- Lebourgeois, V., A. Begue, S. Labbe, B. Mallavan, L. Prevot, and B. Roux. 2008. Can commercial digital cameras be used as multispectral sensors? A crop monitoring test. *Sensors* 8:7300-7322.
- Lisiewska, Z., W. Kmiecik and A. Korus. 2006. Content of vitamin C, carotenoids, chlorophylls and polyphenols in green parts of dill (*Anethum graveolens* L.) depending on plant height. *Journal of Food Composition and Analysis* 19:134-140.
- Mace, G.M., K. Norris, and A.H. Fitter. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27:19-26.
- Maisonneuve, C. and S. Rioux. 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:165-175.
- Marie-Victorin, E. Rouleau and L. Brouillet. 2002. Flore Laurentienne. 3rd edition. Gaëtan Morin. Montréal. Québec. Canada. 917 pages.
- Melillo, J.M., A.D. McGuire, D.W. Kicklighter, B. Moore, C.J. Vorosmarty, and A.L. Schloss. 1993. Global climate-change and terrestrial net primary production. *Nature* 363:234-240.
- Mellin, C., L. Parrott, S. Andrefouet, C.J.A. Bradshaw, M.A. MacNeil, and M.J. Caley. 2012. Multi-scale marine biodiversity patterns inferred efficiently from habitat image processing. *Ecological Applications* 22:792-803.
- Meyer, S., Z.G. Cerovic, Y. Goulas, P. Montpied, S. Demotes-Mainard, L.P.R. Bidel, I. Moya, and E. Dreyer. 2006. Relationships between optically assessed polyphenols and chlorophyll contents, and leaf mass per area ratio in woody plants: a signature of the carbon-nitrogen balance within leaves? *Plant, Cell and Environment* 29:1338-1348.
- Morse, D.R., J.H. Lawton, M.M. Dodson, and M.H. Williamson. 1985. Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths. *Nature* 314:731-733.
- Muscutt, A.D., G.L. Harris, S.W. Bailey, and D.B. Davies. 1993. Buffer zones to improve water-quality - A review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 45:59-77.
- Naiman, R.J. and H. Decamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658.

- Naiman, R.J., H. Decamps, and M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3:209-212.
- Osborne, L.L. and D.A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29:243-258.
- Pimentel, D., S. McNair, J. Janecka, J. Wightman, C. Simmonds, C. O'Connell, E. Wong, L. Russel, J. Zern, T. Aquino, and T. Tsomondo. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84:1-20.
- Primack, R.B. 2008. *A Primer of Conservation Biology*. Fourth edition. Sinauer Associates, Inc., Boston University. 349p.
- Proulx, R. and L. Fahrig. 2010. Detecting human-driven deviations from trajectories in landscape composition and configuration. *Landscape Ecology* 25:1479-1487.
- Proulx, R. and L. Parrott. 2008. Measures of structural complexity in digital images for monitoring the ecological signature of an old-growth forest ecosystem. *Ecological Indicators* 8:270-284.
- Proulx, R. and L. Parrott. 2009. Structural complexity in digital images as an ecological indicator for monitoring forest dynamics across scale, space and time. *Ecological Indicators* 9:1248-1256.
- Proulx, R., I. Torrecilla Roca, F. DeSalas de la Cuadra, I. Seiferling and C. Wirth. 2013. A novel photographic approach for monitoring the structural heterogeneity and diversity of grassland ecosystems. *Journal of Plant Ecology*, in press.
- Pullin, A.S. 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press, New-York. 345p.
- Seabloom, E.W., O.N. Bjornstad, B.M. Bolker, and O.J. Reichman. 2005. Spatial signature of environmental heterogeneity, dispersal, and competition in successional grasslands. *Ecological Monographs* 75:199-214.
- Stutter, M.I., W.J. Chardon, and B. Kronvang. 2012. Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: introduction. *Journal of Environmental Quality* 41:297-303.
- Tamme, R., I. Hiiesalu, L. Laanisto, R. Szava-Kovats, and M. Partel. 2010. Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *Journal of Vegetation Science* 21:796-801.

- Turnbull, L.A., D.A. Coomes, D.W. Purves, and M. Rees. 2007. How spatial structure alters population and community dynamics in a natural plant community. *Journal of Ecology* 95:79-89.
- Turner, M.G., R.V. O'Neill, R.H. Gardner, and B.T. Milne. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3:153-162.
- United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Plants Database. Online: <http://plants.usda.gov/java/>. (Page consultée en 2013, dernière mise à jour en janvier 2014)
- Vihervaara, P., D. D'Amato, M. Forsius, P. Angelstam, C. Baessler, P. Balvanera, B. Boldgiv, P. Bourgeron, J. Dick, R. Kanka, S. Klotz, M. Maass, V. Melecis, P. Petrik, H. Shibata, J.W. Tang, J. Thompson, and S. Zacharias. 2013. Using long-term ecosystem service and biodiversity data to study the impacts and adaptation options in response to climate change: insights from the global ILTER sites network. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5:53-66.
- Violle, C., A. Bonis, M. Plantegenest, C. Cudennec, C. Damgaard, B. Marion, D. Le Cœur, and J.-B. Bouzillé. 2011. Plant functional traits capture species richness variations along a flooding gradient. *Oikos* 120:389-398.
- Vitousek, P.M. 1994. Beyond global warming - Ecology and global change. *Ecology* 75:1861-1876.
- Vorosmarty, C.J. and D. Sahagian. 2000. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *Bioscience* 50:753-765.
- Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil* 199:213-227.
- Wikum, D.A. and G.F. Shanholtzer. 1978. Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management* 2:323-329.

ANNEXE A

CARTE DES SITES À L'ÉTUDE

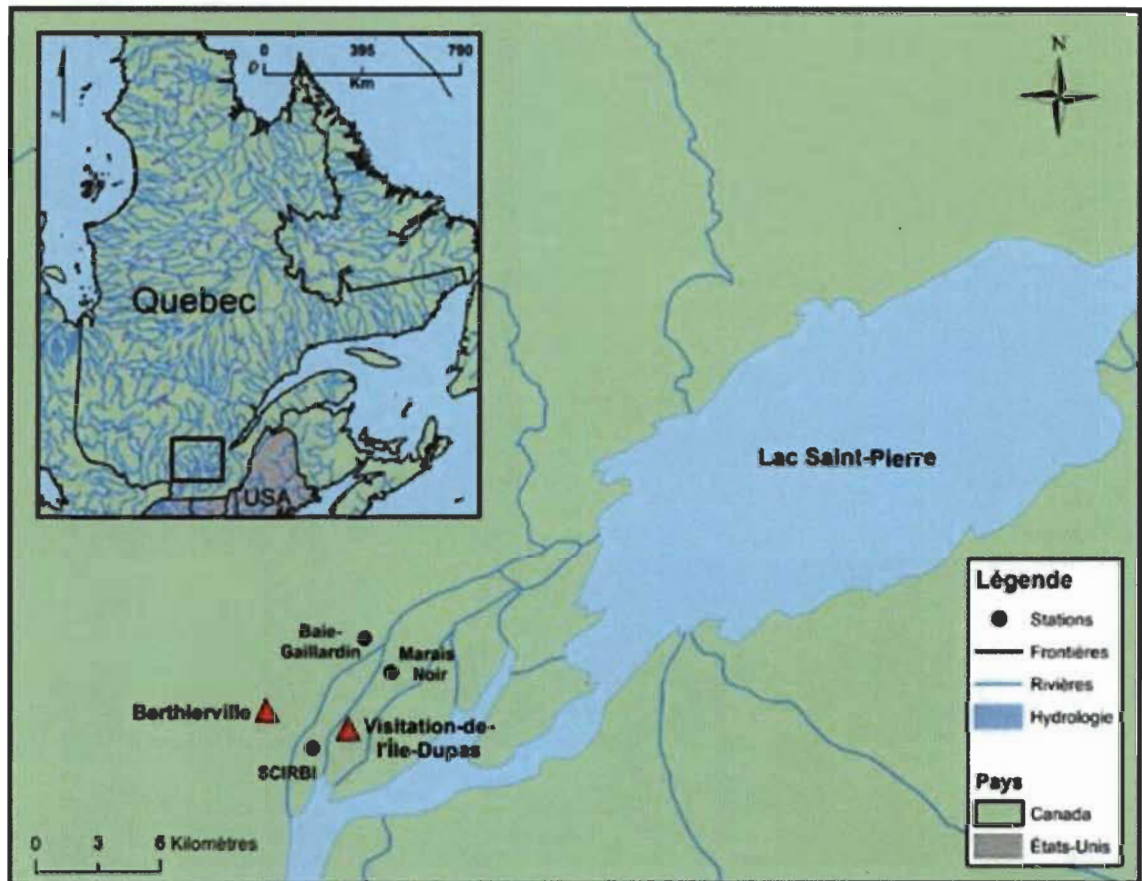


Figure A.1 Localisation des communautés riveraines herbacées à l'étude.
Les 28 communautés herbacées riveraines sont situées au sud-ouest du Lac Saint-Pierre, sur la rive nord, dans la région de Lanaudière. Quatre parcelles sont localisées près du ruisseau du Marais Noir, dans la municipalité de Visitation-de-l'Île-Dupas. Quatorze parcelles ont été sélectionnées à la Société de Conservation, d'Interprétation et de Recherche de Berthier et ses Îles (SCIRBI) située sur l'Île du Milieu. Dix autres parcelles ont été choisies aux abords de la Baie-Gaillardin, située dans la municipalité de Berthierville.

ANNEXE B

RELATION ENTRE LA HAUTEUR MOYENNE DE LA COMMUNAUTÉ ET LE CONTENU MOYEN EN SUBSTANCES PHÉNOLIQUES (POLYPHÉNOLS) SELON L'ESPÈCE DOMINANTE

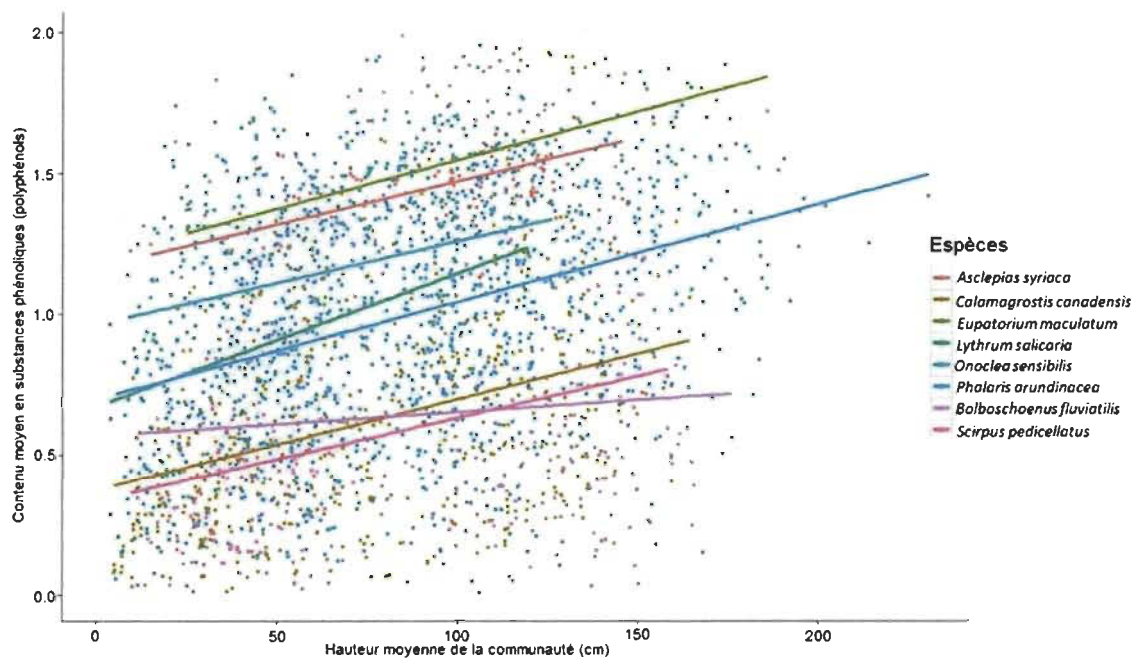


Figure B.1 Relation entre la hauteur moyenne des communautés riveraines herbacées et le contenu moyen en substances phénoliques (polyphénols) selon l'espèce dominante.

Chaque point représente la moyenne relevée aux deux semaines, du 17 mai au 31 octobre 2012, de l'une des 28 communautés à l'étude.

ANNEXE C

LISTE DES TAXA PRÉSENTS DANS CHACUNE DES COMMUNAUTÉS À L'ÉTUDE (28 PARCELLES)

Tableau C.1 : Liste des plantes vasculaires (83 taxa) retrouvées dans les 28 parcelles à l'étude, et ce sur l'ensemble de la période de croissance. La nomenclature suit ce qui est présentée dans la Flore Laurentienne (Marie-Victorin et al. 2002) et mise à jour à l'aide de la base de donnée du Département de l'Agriculture des États-Unis (USDA, NRCS 2014).

Espèces	Communautés																											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
<i>Acer rubrum</i> L.										X																		
<i>Acorus calamus</i> L.						X	X	X																				
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	X	X	X	X																								
<i>Agropyron repens</i> L.		X	X																									
<i>Agrostis perennans</i> (Walt.) Tuckerm.				X																								
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.															X												X	
<i>Amphicarpa bracteata</i> (L.) Fernald.																					X							
<i>Anemone canadensis</i> L.		X	X	X																							X	X
<i>Apios americana</i> Medic.																					X						X	X
<i>Armoracia rusticana</i> G. Gaertn., B. Mey. & Scherb.					X																							
<i>Asclepias incarnata</i> L.					X	X	X	X															X				X	X
<i>Asclepias syriaca</i> L.	X	X	X	X						X	X	X					X					X						
<i>Bidens cernua</i> L.					X			X							X					X								
<i>Bidens frondosa</i> L.							X		X					X	X				X	X	X						X	X

Tableau C.1 (suite)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
<i>Bolboschoenus fluviatilis</i> (Torr.) Gray.								x							x	x			x	x	x	x						
<i>Bromus inermis</i> Leys.	x		x	x																								
<i>Butomus umbellatus</i> L.																			x	x		x						
<i>Calamagrostis canadensis</i> (Michx.) Nutt.	x		x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.		x						x	x		x	x		x	x				x				x	x		x	x	
<i>Carex crinita</i> Lam.					x	x	x																					
<i>Carex</i> sp. L.														x		x			x	x								
<i>Carex scoparia</i> Schk.					x	x								x	x													
<i>Carex trichocarpa</i> Mühl.														x	x	x												
<i>Chenopodium album</i> L.		x																										
<i>Cirsium</i> sp. Mill.		x								x																		
<i>Cornus stolonifera</i> Michx.				x						x																x	x	
<i>Cuscuta gronovii</i> Willd. ex Schult.																											x	
<i>Cyperus esculentus</i> L.		x												x	x						x	x					x	
<i>Dulichium arundinaceum</i> (L.) Britton.						x																						
<i>Echinochloa muricata</i> (Michx.) Fern.														x	x				x		x							
<i>Eleocharis obtusa</i> (Willd.) Schult.					x															x								
<i>Equisetum arvense</i> L.	x	x	x	x							x	x					x											
<i>Eupatorium maculatum</i> L.							x				x	x								x			x	x				
<i>Fragaria</i> sp. L.			x																	x								
<i>Fraxinus</i> sp. L.																	x	x			x						x	
<i>Galium palustre</i> L.					x	x		x	x											x								
<i>Geum</i> sp. L.										x																		
<i>Impatiens capensis</i> Meerb.								x	x	x	x	x	x	x					x		x		x	x	x	x	x	x
<i>Lactuca</i> sp. L.			x																			x						
<i>Laportea canadensis</i> (L.) Wedd.																										x	x	x
<i>Lathyrus palustris</i> L.					x		x	x	x								x		x	x			x	x		x	x	

Tableau C.1 (suite)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
<i>Scirpus pedicellatus</i> Fernald.					x	x	x	x																					
<i>Scutellaria lateriflora</i> L.																											x	x	
<i>Senecio vulgaris</i> L.			x	x																		x	x						
<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.			x													x												x	
<i>Solanum dulcamara</i> L.																												x	
<i>Sparganium eurycarpum</i> Engelm.							x	x	x													x							
<i>Spartina pectinata</i> Link.		x																				x							
<i>Stachys palustris</i> L.																								x	x		x	x	
<i>Stellaria longifolia</i> Mühl.									x																				
<i>Taraxacum officinale</i> Weber				x	x																								
<i>Thalictrum</i> sp. L.																													
<i>Trifolium hybridum</i> L.									x																			x	
<i>Vicia cracca</i> L.		x	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x								x	x		x	x	
<i>Vitis riparia</i> Michx.											x																	x	x
<i>Xanthium chinense</i> Mill.																												x	
Richesse spécifique totale	14	17	18	16	20	17	16	22	10	13	12	10	5	4	21	17	11	10	20	20	14	10	11	11	4	4	30	24	