

Revue de littérature, version française complète

PRATIQUES AGROÉCOLOGIQUES DURABLES, APPORT DE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ET PERSPECTIVES POUR LA RÉHABILITATION DES PLAINES INONDABLES CULTIVÉES



Document remis au Comité directeur du *Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre*, le 3 décembre 2018.

Bourgeois, B., Seguin, P., Proulx, R., Poulin, M., Vaillancourt, M. et Vanasse, A. (2019). Pratiques agroécologiques durables, apport de services écosystémiques et perspectives pour la réhabilitation des plaines inondables cultivées. Pôle d'expertise multidisciplinaire pour la gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, Université Laval, Québec.

Photographie de la page de couverture : Julie Ruiz, 2016.

Partenaire financier :



TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	6
L'ÉCOSYSTÈME DU LAC SAINT-PIERRE.....	7
CARACTÉRISTIQUES GÉOPHYSIQUES	7
ENVIRONNEMENT HUMAIN	9
ACTIVITÉS AGRICOLES.....	9
VALEUR ÉCOLOGIQUE.....	11
ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX	12
STRATÉGIES DE GESTION ET DE RESTAURATION DES PLAINES ALLUVIALES	17
EFFET DES PRATIQUES AGRICOLES ACTUELLES.....	22
TYPES DE CULTURES	22
TRAVAIL DU SOL	23
CONTRÔLE DU DRAINAGE	24
FERTILISATION.....	24
PESTICIDES	25
AGRICULTURE BIOLOGIQUE	25
CULTURES DE COUVERTURE	27
TERMINOLOGIE	27
ESPÈCES VÉGÉTALES D'INTÉRÊT	29
PRODUCTION DES CULTURES	34
CONTRÔLE DES ADVENTICES.....	37
SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES LIÉS À LA QUALITÉ DES SOLS ET DE L'EAU.....	40
Interception des ruissellements	40
Contrôle de l'érosion.....	42
Réduction des pertes de contaminants.....	43
<i>Azote.....</i>	<i>44</i>

<i>Phosphore</i>	47
<i>Résidus de pesticides</i>	48
Augmentation du taux de matière organique des sols	49
Activité biologique des sols.....	50
Stabilité des agrégats du sol.....	51
Compaction des sols	52
Microclimat du sol.....	52
CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ.....	55
PRAIRIES.....	57
TERMINOLOGIE	57
ESPÈCES VÉGÉTALES D'INTÉRÊT	58
QUALITÉ FOURRAGÈRE	60
SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES LIÉS À LA QUALITÉ DES SOLS ET DE L'EAU.....	62
Contrôle du ruissellement et de l'érosion	62
Réduction des pertes d'éléments nutritifs et capture des contaminants.....	66
<i>Azote</i>	66
<i>Phosphore</i>	68
<i>Pesticides</i>	70
Matière organique du sol.....	72
Activité biologique des sols.....	73
CONTRÔLE DES ADVENTICES.....	75
CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ.....	77
BANDES RIVERAINES.....	79
TERMINOLOGIE	79
ESPÈCES VÉGÉTALES D'INTÉRÊT	81
Approche par traits	83
PRODUCTIONS VÉGÉTALES	85
SERVICES ÉCOLOGIQUES LIÉS AU SOL ET À L'EAU.....	85
Régulation de l'eau.....	85
Captage des sédiments	86
Retrait de l'azote	88
Retrait du phosphore.....	91
Retrait des pesticides.....	93
Retrait des pathogènes.....	94
Température de l'eau des cours d'eau.....	94
Stabilité du sol.....	96

DIVERSITÉ BIOLOGIQUE	98
AUTRES FACTEURS AFFECTANT LES SERVICES ÉCOLOGIQUES DES BANDES RIVERAINES	101
Type de végétation de la bande riveraine	102
Largeur de la bande riveraine.....	103
Échelle d’implantation des meilleures pratiques de gestion	103
Type d’écoulement.....	104
MÉTHODES POUR MESURER LES SERVICES ÉCOLOGIQUES, EXEMPLES	105
ÉTUDES DE CAS	109
PANORAMA DES POLITIQUES AGRICOLES LIÉES À LA QUALITÉ DE L’EAU DANS LES PAYS DÉVELOPPÉS	109
LE PROGRAMME D’ACTIONS NITRATES (BRETAGNE)	114
GESTION DES HABITATS AGRICOLES CLASSÉS SITE NATURA 2000 (UNION EUROPÉENNE)	119
US CONSERVATION RESERVE PROGRAM (ÉTATS-UNIS).....	123
PROGRAMME DE RESTAURATION DE LA BAIE DE CHESAPEAKE (ÉTATS-UNIS)	126
PROGRAMME DU BASSIN DU LAC CHAMPLAIN (ÉTATS-UNIS / CANADA)	131
PROGRAMME DE RESTAURATION DU SAUMON ATLANTIQUE DU LAC ONTARIO (CANADA).....	137
EXPERIENCE DE RECHERCHE <i>STRIPS</i> (ÉTATS-UNIS)	140
QUESTIONS CLEFS POUR LA RECHERCHE.....	144
BIBLIOGRAPHIE.....	148

INTRODUCTION

Le gouvernement du Québec a mis en place en 2018 une initiative de recherche scientifique visant à promouvoir la restauration du lac Saint-Pierre et de sa zone littorale en créant le pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre. Le Pôle a la responsabilité de proposer et de coordonner une stratégie d'intervention dans la zone littorale favorisant la mise en place d'une agriculture durable, adaptée et respectueuse de l'écosystème du lac Saint-Pierre et soutenant la restauration des milieux prioritaires. Plus précisément, ses objectifs sont de :

- Développer des cultures et des pratiques agricoles adaptées au contexte particulier des grands littoraux cultivés du lac Saint-Pierre qui auront des incidences positives sur la qualité de son écosystème;
- Évaluer la performance et les impacts sociaux, économiques, environnementaux et fauniques des activités agricoles et des projets de restauration;
- Proposer, à partir des résultats des recherches, au ministre de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques et au ministre de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, un mode de gestion favorisant une agriculture durable dans le littoral du lac Saint-Pierre.

Cette revue de littérature dresse un portrait des connaissances scientifiques relatives aux pratiques agricoles développées en plaines alluviales tempérées et à leurs impacts sur différents services écosystémiques afin de synthétiser l'information disponible, d'identifier les besoins de connaissances et ainsi d'aider à la mise en place de projets de recherche cohérents pour la restauration du lac Saint-Pierre. L'écosystème du lac Saint-Pierre est brièvement présenté dans la première section de ce document, notamment sa valeur écologique et ses enjeux environnementaux. La deuxième section décrit les principales stratégies mises en place dans le monde pour restaurer les plaines alluviales cultivées. La troisième section effectue une synthèse sur l'effet des pratiques agricoles actuelles sur la qualité de l'eau et sur la biodiversité. Les trois sections suivantes présentent trois pratiques agroenvironnementales (les cultures de couverture, les prairies et les bandes riveraines), identifiées comme susceptibles de favoriser une gestion durable de la zone littorale du lac Saint-Pierre. Les services écosystémiques rendus par ces pratiques agroenvironnementales sont ensuite mis en lumière, en insistant plus particulièrement sur les services liés à la stabilité du sol, à la qualité de l'eau et à la biodiversité aquatique. Peu d'études ayant précédemment évalué les bénéfices environnementaux des cultures de couverture, des prairies, et des bandes riveraines en plaines alluviales, la plupart des résultats rapportés dans ce document ont été établis pour des environnements non régulièrement soumis aux crues. De possibles adaptations de ces pratiques en contexte de zone littorale sont donc suggérées. La sixième section de ce document comporte des études de cas mettant en perspective certaines stratégies fructueuses de restauration mises en place dans des plaines alluviales ou dans des bassins versants agricoles. Une liste de questions clefs de recherche pour le développement de pratiques agricoles durables dans la zone littorale du lac Saint-Pierre est finalement proposée dans une dernière section.

L'ÉCOSYSTÈME DU LAC SAINT-PIERRE

Le dynamisme hydrologique des plaines alluviales favorise le développement de sols fertiles, particulièrement favorables aux activités agricoles, mais crée également des conditions environnementales propices à la coexistence d'un grand nombre d'espèces et d'habitats. En d'autres termes, les plaines alluviales constituent des territoires clefs à la fois pour l'agriculture et pour la biodiversité. L'intensification récente de l'agriculture à l'échelle mondiale a néanmoins fortement affecté le maintien de la biodiversité et des services écosystémiques, notamment par l'utilisation de fertilisants et de pesticides, la perturbation régulière des sols par le labour, la perte d'habitats naturels ou par la simplification des paysages et des rotations culturales. Ces impacts sont d'autant plus marqués dans les écosystèmes très sensibles à l'érosion et à la pollution de l'eau, comme les plaines alluviales. Des stratégies de restauration active doivent donc être développées pour concilier la viabilité économique des activités agricoles à la préservation de la faune et des habitats naturels. Cette section fournit les caractéristiques essentielles de l'écosystème du lac Saint-Pierre pour la mise en place de stratégies de restauration dans sa zone littorale.

■ CARACTÉRISTIQUES GÉOPHYSIQUES

Le lac Saint-Pierre, situé sur le fleuve Saint-Laurent entre Sorel-Tracy et Trois-Rivières, couvre une superficie de 500 km², soit environ 30 km de long pour 13 km de large (MDDEFP, 2013). Historiquement, le lac Saint-Pierre s'est formé à partir de la mer de Champlain, apparue lors de la fonte des glaciers continentaux il y a 12 500 ans. Un vaste bassin versant de plus de 990 000 km² (soit l'équivalent de plus de 60 % du Québec) alimente en eau le lac, 58 % de ce territoire étant situé aux États-Unis, 28 % en Ontario, et 14 % au Québec (c'est-à-dire 25 000 km²; MDDEFP, 2013). Le lac Ontario et la rivière des Outaouais en constituent les principaux tributaires, en amont du lac Saint-Pierre, et fournissent respectivement 70 % des eaux du lac Saint-Pierre, 20 % des eaux s'écoulant au nord du lac Saint-Pierre (MDDEFP, 2013). À ces principaux tributaires s'ajoutent les rivières l'Assomption, Bayonne, Maskinongé, du Loup et Yamachiche, sur la rive nord du lac, et les rivières Richelieu, Yamaska, Saint-François et Nicolet sur la rive sud (MDDEFP, 2013; TCRLSP, 2017). Le lac Saint-Pierre est relativement superficiel puisque sa profondeur moyenne est de 3 m, à l'exception de son chenal central, de 11,3 m de profondeur, creusé pour la navigation (environ 5 000 navires commerciaux empruntent le lac chaque année). Le débit moyen du lac est de 9 500 m³ s⁻¹, mais reste plus élevé dans son chenal central, qui subdivise également ses masses d'eau en deux masses d'eau distinctes et se mélangeant peu (MDDEFP, 2013).

Durant cinq à neuf semaines à la fonte des neiges, vers le mois d'avril, le niveau d'eau du lac Saint-Pierre s'élève. Lorsqu'il atteint 6,8 m à Sorel, environ 28 000 ha de milieux riverains et terrestres bordant le lac sont submergés (figure 1), ce qui se produit en moyenne tous les deux ans : c'est ce territoire qui constitue

la zone littorale (MDDEFP, 2013; TCRLSP, 2017). À cette période, le lac Saint-Pierre devient alors la plus

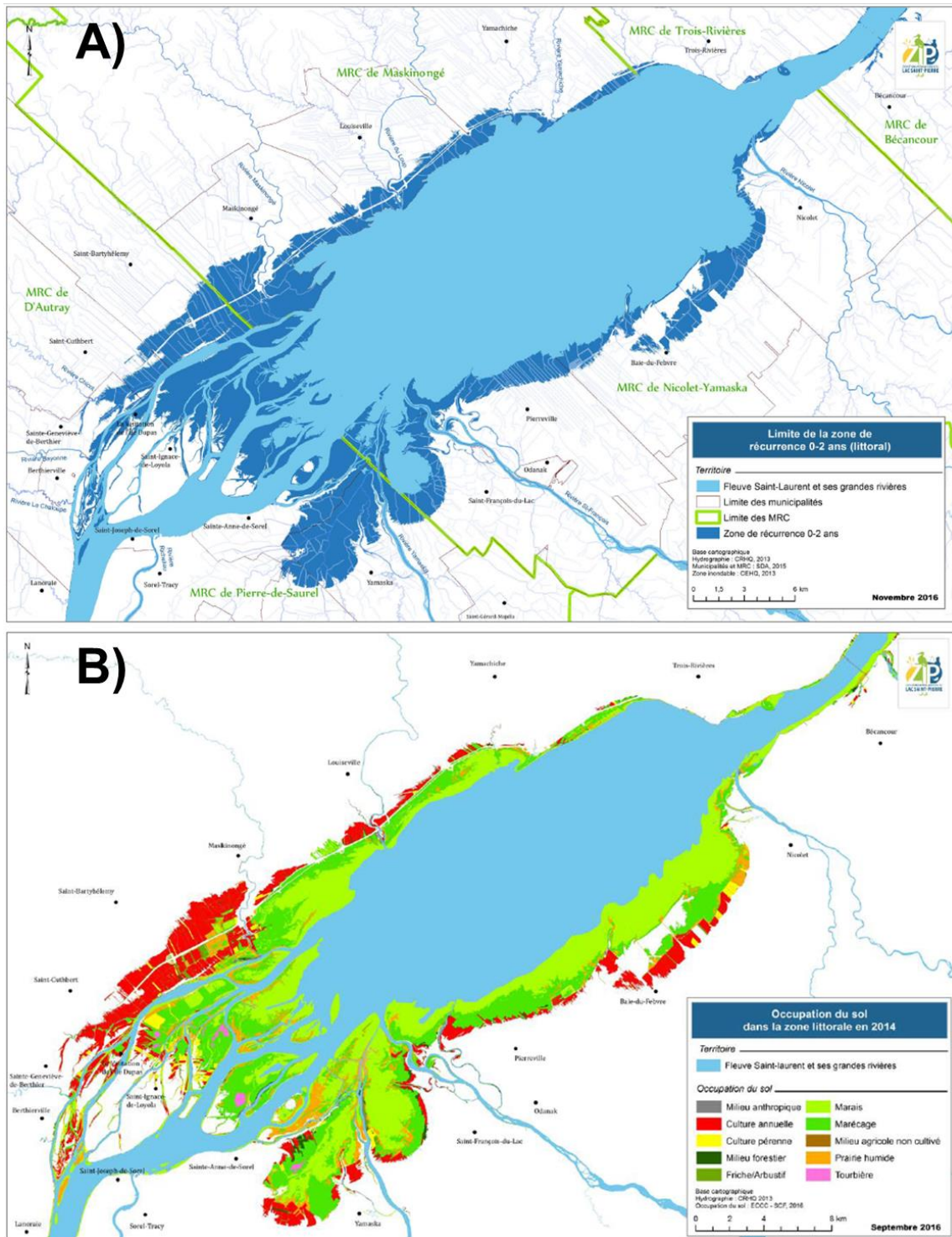


Figure 1 : Localisation de la zone littorale du lac Saint-Pierre et occupation du sol en 2014 (d'après TCRLSP, 2017).

vaste plaine inondable d'eau douce du Québec (MDDEFP, 2013). Ces crues régulières ont favorisé la coexistence d'une forte diversité de milieux humides tels que des marais, marécages, prairies humides ou forêts riveraines. La zone littorale du lac Saint-Pierre comprend ainsi 22 500 ha de milieux naturels, dont

21 559 ha de milieux humides, 637 ha de zones arbustives et 322 ha de milieux boisés. Elle inclut aussi en partie l'archipel de Sorel, composé d'une centaine d'îles et de chenaux (MDDEFP, 2013; TCRLSP, 2017).

■ ENVIRONNEMENT HUMAIN

Le lac Saint-Pierre et son bassin versant constitue depuis longtemps un territoire privilégié pour le développement humain au Québec. Les bassins versants des tributaires directs du lac Saint-Pierre s'étendent sur six régions administratives, soit l'Estrie (81 % de la région située dans le bassin versant des tributaires directs), la Montérégie (64 %), le Centre-du-Québec (61 %), Lanaudière (17 %), la Mauricie (6 %) et Chaudière-Appalaches (5 %; MDDEFP, 2013). Sur ce territoire, l'agriculture constitue le principal secteur économique, fournissant plus de 48 700 emplois parmi 21 500 entreprises agricoles, qui représentent plus de 70 % du produit intérieur brut issu des entreprises de cultures agricoles et d'élevage au Québec. La zone littorale du lac Saint-Pierre accueille 21 municipalités, ainsi qu'un territoire autochtone abénakis (TCRLSP, 2017). Dans cette zone littorale, 5 264 ha sont cultivés par 151 entreprises agricoles, parmi lesquelles 102 cultivent moins de 5 % de leurs surfaces en zone littorale, 40 entre 5 % et 20 % de leurs surfaces, et 9 plus de 20 % (TCRLSP, 2017).

■ ACTIVITÉS AGRICOLES

Les pratiques agricoles dans la zone littorale du lac Saint-Pierre ont largement évolué au cours des dernières décennies. En 1950 et en 1964, l'occupation du sol à des fins agricoles représentait respectivement 34,7 % et 35,4 % de la zone littorale, ce qui correspondait à 5 331 ha de cultures pérennes (prairies) et à 1 360 ha de cultures annuelles en 1950, puis à 5 779 ha de cultures pérennes et à 921 ha de cultures annuelles en 1964 (Dauphin et Jobin, 2016). Depuis cette période, et comme presque partout dans les basses terres du Saint-Laurent et au Québec, les paysages agricoles ont subi d'intenses transformations dues à la conversion des cultures pérennes en cultures annuelles. Bien que l'occupation du sol à des fins agricoles ait diminué de 5 % depuis les années 1960 dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (se situant à 30,4 % de la zone littorale en 1997), 1 826 ha (8,7 % de la zone littorale) étaient cultivés en cultures pérennes et 3 736 ha (17,9 %) en cultures annuelles en 1997, démontrant une transformation majeure vers la mise en place de systèmes de production de cultures annuelles (Dauphin et Jobin, 2016).

Selon la TCRLSP (2017), les cultures pérennes et annuelles couvraient respectivement 3 % et 30 % de la zone littorale en 2014, une augmentation de quatre fois la surface de cultures annuelles entre 1964 et 2014 et une diminution de 10 fois la surface de cultures pérennes. Les plus importantes surfaces converties en cultures annuelles se situent désormais dans la partie nord-ouest du lac au niveau de Sainte-Geneviève-de-Berthier et de Maskinongé (figure 2). Les cultures annuelles dominantes sont le maïs, le soya et les céréales le plus souvent cultivées en régie conventionnelle basée sur l'utilisation de fertilisants, de pesticides et du labour. Dans la zone littorale, le maïs-grain représentait 54,7 % du revenu brut annuel

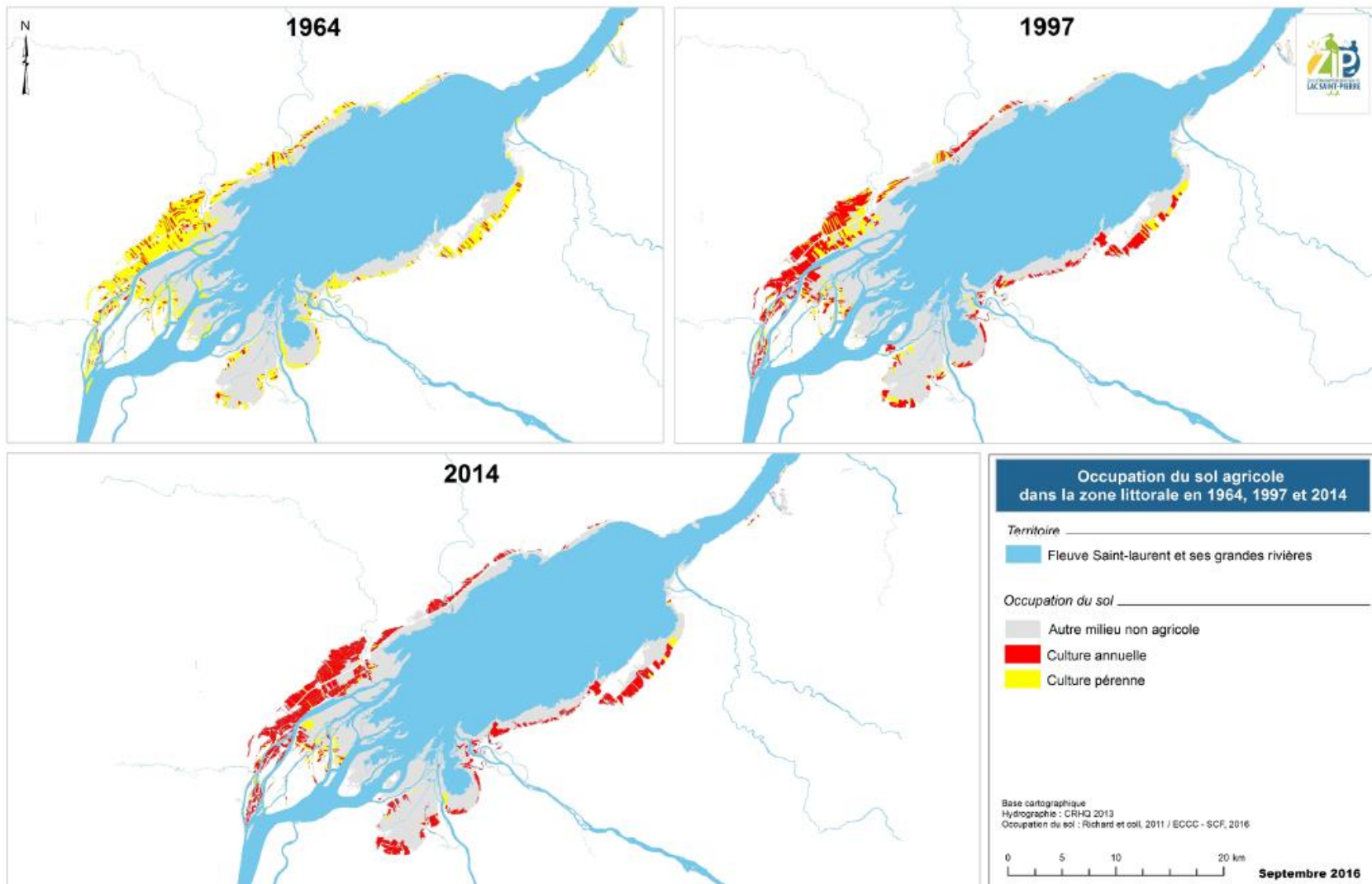


Figure 2 : Évolution de l'occupation du sol à des fins agricoles dans la zone littorale du lac Saint-Pierre entre 1964 et 2014 (d'après TCRLSP, 2017).

moyen des fermes entre 2011 et 2015 (3 431 993 \$ an⁻¹), le soya 38,9 % (2 443 092 \$ an⁻¹), le blé, le triticales, l'orge, l'épeautre, l'avoine et le maïs-ensilage 2,6 % (165 404 \$ an⁻¹) et le fourrage 3,8 % (236 942 \$ an⁻¹; Normand Houle, données non publiées basées sur 5 049 ha).

■ VALEUR ÉCOLOGIQUE

Le lac Saint-Pierre constitue un écosystème riche qui comprend une forte diversité d'habitats (des marais, des marécages, des prairies humides ou des forêts riveraines) abritant une multitude d'espèces animales et végétales dont la coexistence est largement conditionnée par le dynamisme hydrologique naturel de la zone littorale. Plus de 280 espèces d'oiseaux (soit 72 % de la diversité avifaunique du Québec) ont été inventoriées dans la zone du lac Saint-Pierre (MDDEFP, 2013). Parmi celles-ci, 168 s'y reproduisent et, en particulier, 1 300 couples de hérons nicheurs (la plus grande colonie de hérons d'Amérique du Nord, *Ardea herodias*), tandis que le lac constitue une halte migratoire pour de nombreux ansériformes tels que la bernache (*Branta canadensis*) ou la grande oie des neiges (*Chen caerulescens*, MDDEFP, 2013). Vingt-deux espèces d'amphibiens et de reptiles ont été rapportées au lac Saint-Pierre, parmi lesquelles le ouaouaron (*Lithobates catesbeianus*), la grenouille verte du nord (*Lithobates clamitans melanota*), la grenouille léopard (*Lithobates pipiens*), la tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) ou la tortue peinte (*Chrysemys picta*; MDDEFP, 2013). Le lac Saint-Pierre accueille par ailleurs 79 espèces de poissons (soit 70 % des espèces d'eau douce recensées au Québec) telles que la barbotte brute (*Ameiurus nebulosus*), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) ou le doré jaune (*Sander vitreus*; MDDEFP, 2013). La moitié de ces espèces dépendent directement des habitats naturels présents dans la zone littorale du lac Saint-Pierre pour l'alimentation ou pour la reproduction, en particulier le grand brochet (*Esox lucius*) et la perchaude (*Perca flavescens*; MDDEFP, 2013). La zone littorale du lac Saint-Pierre est également l'habitat de quatre espèces d'invertébrés, de 21 espèces de vertébrés et de 42 espèces de plantes identifiées comme menacées ou vulnérables au Québec, comme le troglodyte à bec court (*Cistothorus stellaris*), le mené d'herbe (*Notropis bifrenatus*), le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) ou le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*; MDDEFP, 2013).

La biodiversité exceptionnelle et le complexe de zones humides du lac Saint-Pierre sont reconnus internationalement. Le lac Saint-Pierre a en effet été désigné en 1998 comme zone humide d'importance internationale au titre de la Convention de Ramsar pour la conservation et l'utilisation rationnelle des milieux humides (site n° 949). En 2001, l'UNESCO a également classé le lac Saint-Pierre au Réseau mondial de réserves de biosphère dans le cadre de son Programme sur l'Homme et la biosphère, qui reconnaît un engagement à développer l'économie régionale en accord avec les principes du développement durable (MDDEFP, 2013). De plus, 44 sites (couvrant 250 km²) inscrits au registre des aires protégées du Québec s'ajoutent à cet effort de conservation, même si seulement 10 % de ces surfaces sont assurées d'une protection intégrale de la faune et de la flore (MDDEFP, 2013).

■ ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX

Malgré les nombreux efforts de conservation de la biodiversité et de l'intégrité écologique du lac Saint-Pierre, cet écosystème a subi d'importantes dégradations environnementales, notamment mises en lumière par le déclin abrupt de ses populations de perchaude au cours des dernières décennies (Magnan et al., 2017). La perchaude est un poisson d'eau douce de 10 à 25 cm de long, indigène d'Amérique du Nord appartenant à l'ordre des perciformes. Cette espèce est reconnaissable à son corps jaune à cuivré, rayé de cinq à neuf barres triangulaires vert olive sur chaque flanc (Brown et al., 2009). La perchaude atteint en général la maturité sexuelle vers l'âge de deux ou trois ans pour les mâles et de trois ou quatre ans pour les femelles. Elle se reproduit dans les marécages peu profonds, les zones arbustives et les prairies humides des zones littorales submergées au printemps (Scott et Crossman, 1973; Becker, 1983; Moyle, 2002; Brown et al., 2009). Les femelles pondent leurs œufs entre mi-avril et début mai sous forme de rubans gélatineux attachés à un substrat végétal dans les zones de faibles courants où la profondeur de l'eau varie de 30 cm à 1 m et les températures de 7 à 11 °C (figure 3; Paukert et al., 2002; Brown et al., 2009; TCRLSP, 2017). Pour la fraie, la perchaude sélectionne donc des zones caractérisées par un substrat végétal tel que des branches d'arbustes submergées, des tapis de végétaux morts ancrés sur le fond (prairies inondées) ou des tiges de végétaux érigés (par exemple, la végétation de marécage incluant quenouilles (*Typha* spp.), scirpes (*Scirpus* spp.) ou rubaniers (*Sparganium* spp.)), tandis qu'elle évite systématiquement les substrats inorganiques fins avec un faible couvert végétal (TCRLSP, 2017). Après 10 à 20 jours d'incubation, les œufs éclosent et produisent des larves de 5 mm de long qui restent dans ces environnements peu profonds durant les premières étapes de leur développement, durant lesquelles elles se nourrissent exclusivement de zooplancton (TCRLSP, 2017). Les alevins migrent ensuite lors de la décrue vers les eaux du lac où ils compléteront leur croissance jusqu'au stade reproductif. Les adultes se nourrissent quant à eux essentiellement de décapodes, de nymphes d'odonates et de petits poissons et vivent en moyenne jusqu'à neuf ans (TCRLSP, 2017). Les habitats naturels régulièrement inondés de la zone littorale 0-2 ans sont donc particulièrement favorables à la fraie de la perchaude. En effet, une année sur deux en moyenne, la période de reproduction de la perchaude s'effectue lorsque le niveau d'eau à Sorel atteint 6,2 m (figure 4; TCRLSP, 2017). Pour favoriser les populations de perchaude, la zone littorale 0-2 ans devrait donc être priorisée dans les programmes de restauration.

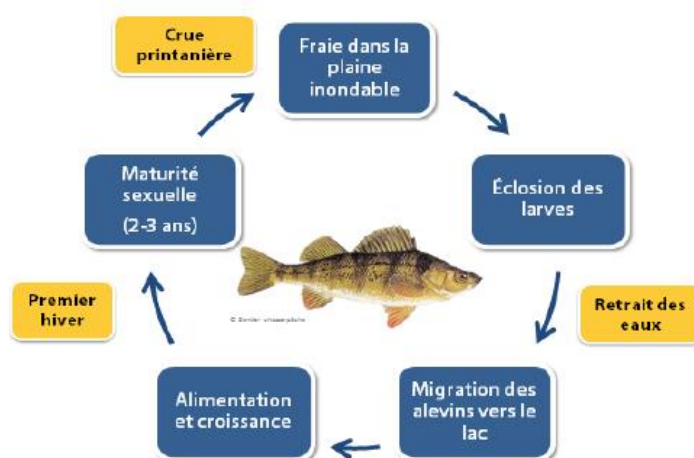


Figure 3 : Cycle de vie de la perchaude (d'après TCRLSP, 2017).

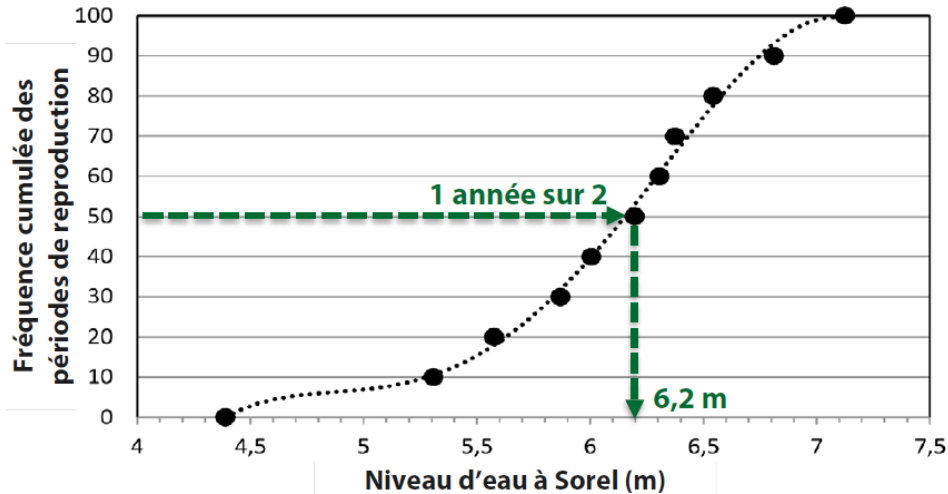


Figure 4 : Relation entre le niveau d'eau à Sorel et la période de reproduction de la perchaude (d'après TCRLSP, 2017).

Le lac Saint-Pierre a longtemps constitué une zone majeure pour la pêche commerciale et récréative de la perchaude : 280 tonnes de perchaudes y ont par exemple été capturées en 1986 (dont 25 % pour la pêche récréative). Depuis cette période, une diminution progressive des captures de perchaude a toutefois été observée, jusqu'à atteindre un minimum de 70 tonnes entre 1997 et 1998, attribué à la forte pression de la pêche et au faible succès de reproduction de l'espèce (Magnan et al., 2017). Différentes mesures ont alors été successivement adoptées pour endiguer ce déclin : définition d'une taille minimale de capture (165 mm en 1997, augmentée à 190 mm en 2000), établissement de quotas de capture depuis 2008 et limitation de la période de pêche (Magnan et al., 2017). Malgré cela, le déclin des stocks de perchaude du lac Saint-Pierre s'est poursuivi, conduisant en 2012 à l'interdiction de la pêche commerciale et récréative. Bien que cette interdiction ait permis un rétablissement relatif des populations de perchaude, celles-ci n'en restent pas moins vulnérables. Les populations de perchaude du lac Saint-Pierre sont en effet vieillissantes : plus de 50 % des individus sont âgés de quatre ans ou plus et soumis à de forts taux de mortalité, ce qui menace le maintien d'un stock reproducteur suffisant (Magnan et al., 2017). La production de jeunes perchaudes est par ailleurs déficiente puisque l'abondance des individus de moins de deux ans est extrêmement faible et a diminué de deux à six fois depuis 2002, dépendamment du secteur considéré (Magnan et al., 2017). La répartition spatiale des jeunes perchaudes s'est également restreinte depuis 2002, notamment dans les secteurs avals, ce qui limite le renouvellement de la population (Magnan et al., 2017). Le taux de croissance des jeunes perchaudes durant la première année de vie est demeuré faible depuis une quinzaine d'années, ce qui diminue les probabilités de survie au premier hiver et limite le maintien des populations (Magnan et al., 2017). L'âge de maturité sexuelle des perchaudes femelles est également faible depuis les années 1990 (avec un minimum à un an et demi en 2000), signe d'un fort taux de mortalité à l'âge adulte (Magnan et al., 2017). L'ensemble de ces paramètres démographiques révèlent une réponse relativement modérée des populations de perchaude du lac Saint-Pierre à l'interdiction de la pêche et démontrent la nécessité de prolonger cette interdiction tout en la complétant d'une stratégie active de restauration écologique.

Les causes du déclin des populations de perchaude du lac Saint-Pierre sont multiples. L'intensification des activités agricoles dans la zone littorale (voir ci-haut) a, en particulier, été pointé du doigt comme la cause majeure de cette érosion démographique (TCRLSP, 2017). Entre 1964 et 2014, 4 078 ha de milieux fauniques (dont 3 559 ha de cultures pérennes et 519 ha d'habitats naturels) ont disparu pour être convertis en milieux anthropisés, principalement en cultures annuelles (3 875 ha). Concernant les milieux humides, d'importantes pertes de prairies humides (1 712 ha) ont accompagné ces transformations de paysages (TCRLSP, 2017). Ces changements ont induit une perte majeure des habitats favorables à la reproduction de la perchaude : en 2014, 6 094 ha de zone littorale étaient considérés comme défavorables (ou peu favorables) à la reproduction de la perchaude en raison d'activités humaines inappropriées, dont 5 597 ha (92 %) en zones agricoles (figure 5; de la Chenelière et al., 2014; TCRLSP, 2017).

L'augmentation de la superficie des surfaces en cultures annuelles se traduit en effet par une plus forte présence de sols nus, ce qui conduit à une moindre disponibilité de sites caractérisés par un couvert végétal dense et favorable à la reproduction de la perchaude (TCRLSP, 2017). D'importantes dégradations environnementales liées à une utilisation accrue de fertilisants et de pesticides s'ajoutent aux pertes directes d'habitats induites par l'intensification agricole dans la zone littorale du lac Saint-Pierre. Dans les zones peu profondes de faible courant, la plus forte érosion des sols nus, susceptibles d'entraîner des nutriments et des contaminants d'origine agricole, accélèrent les processus d'eutrophisation, de pollution et de perte d'habitats (le colmatage des frayères par les sédiments; TCRLSP, 2017). De fortes concentrations de sédiments, nitrates (supérieures aux critères de qualité pour huit tributaires sur 12), phosphore (supérieures aux critères de qualité pour sept tributaires sur 12) et pesticides (10 à 12 pesticides détectés à la confluence des tributaires, incluant notamment des herbicides tels que l'atrazine, le métolachlore, le glyphosate, la bentazone et le dicamba) dans les eaux sont ainsi régulièrement mesurées au lac Saint-Pierre (MDDEFP, 2013). Entre 2012 et 2014, l'index de qualité bactériologique et physicochimique de l'eau a par ailleurs été jugé non satisfaisant pour 13 des 20 stations réparties sur les principaux tributaires du lac Saint-Pierre (Simoneau, 2017). La turbidité de l'eau s'est également accrue puisque la profondeur de transparence de l'eau, mesurée au disque de Secchi, a diminué de 35 cm au cours des vingt dernières années (Raphaël Proulx, données non publiées). La dégradation de la qualité de l'eau a, de plus, entraîné des pertes d'environ 30 % des surfaces d'herbiers aquatiques (un habitat extrêmement productif et largement utilisé par la faune), remplacés par des cyanobactéries benthiques, ce qui contribue aussi au déclin de la perchaude (de la Chenelière, 2014). Les cultures annuelles affectent également l'ensemble du réseau trophique (dont le zooplancton est une composante clef) et induisent une diminution de l'abondance des proies de la perchaude. Bien que la productivité en invertébrés aquatiques soit 10 à 100 fois plus élevée dans la zone littorale que dans les eaux du lac (Cabana et Farly, données non publiées citées par TCRLSP, 2017), celle-ci est, en effet, 2,6 à 10,8 fois plus faible en parcelles cultivées fauchées ou labourées qu'en prairies naturelles (Soléco consultants Inc., 1983; Bendwell et associés Ltée., 1985; cités par TCRLSP, 2017). La détérioration de la qualité de l'eau est par ailleurs amplifiée par la faible présence de bandes riveraines le long des rivières s'écoulant dans la zone littorale (TCRLSP, 2017). Parmi les 373 km de bandes riveraines en zone littorale échantillonnées entre 2013 et 2015 par le comité de la Zone d'intervention prioritaire du lac Saint-Pierre (ZIPLSP, qui coordonne la Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre, TCRLSP), 60 % étaient en effet caractérisées par un indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) calculé comme faible, tandis que plus de 156 km ne présentaient aucune bande riveraine (ZIPLSP, 2016), malgré l'obligation de préserver une végétation spontanée sur au moins 3 m de large selon la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (Gouvernement du Québec, 1987).

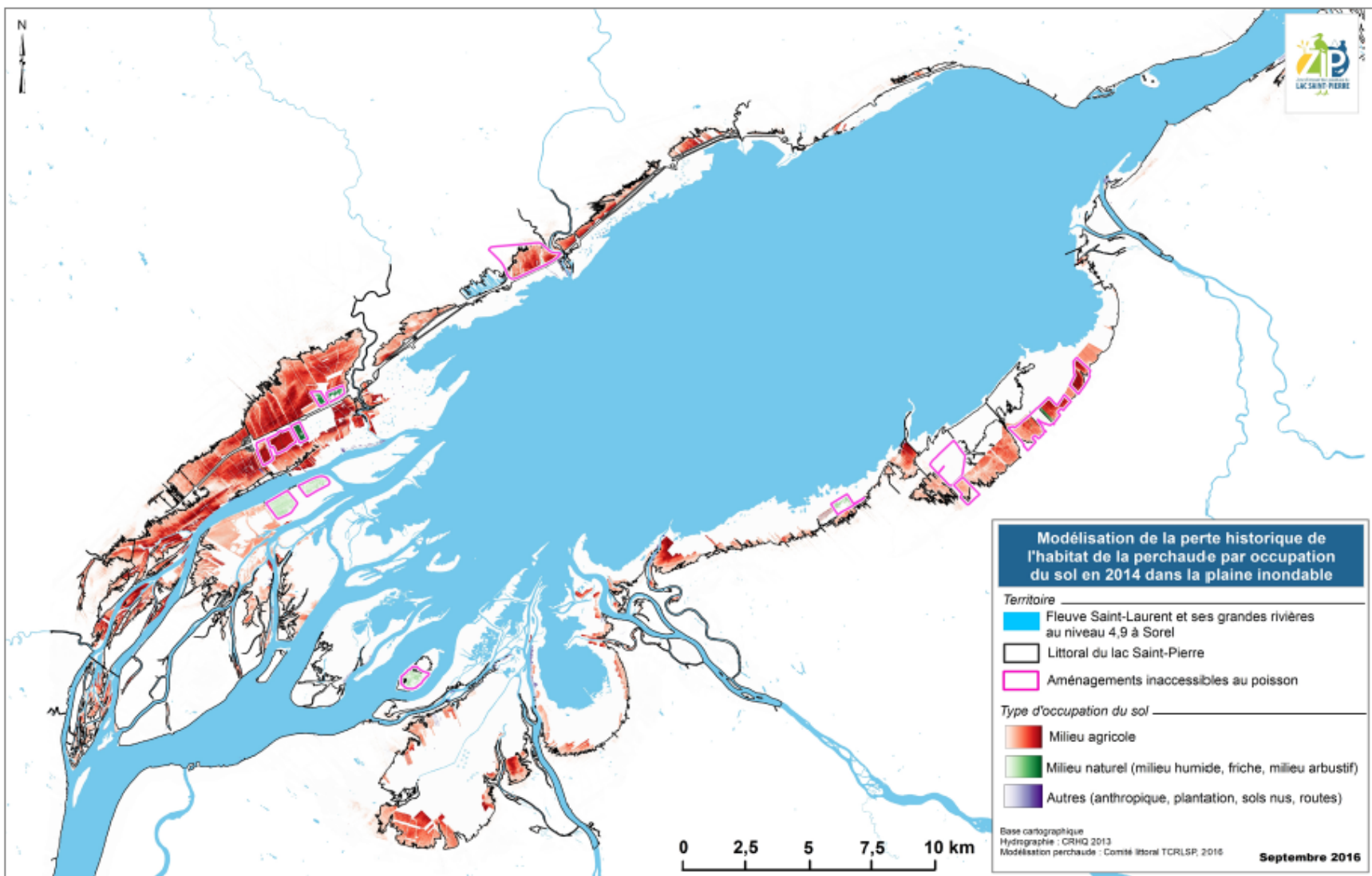


Figure 5 : Modélisation de la perte historique de l'habitat de la perchaude en fonction de l'occupation du sol de 2014. Plus la trame est foncée et plus le potentiel de restauration est important (d'après TCRLSP, 2017).

De nombreuses pressions environnementales s'ajoutent à celles d'origine agricole. L'urbanisation et l'industrialisation des pourtours du lac Saint-Pierre ont accentué les pertes d'habitats naturels et la dégradation de la qualité de l'eau. Des contaminants industriels tels que les biphénylpolychlorés (BPC) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont, par exemple, régulièrement détectés dans les eaux du lac, notamment à proximité des rivières Richelieu et Yamaska, tandis que les concentrations en coliformes fécaux dépassent périodiquement les critères de qualité pour les activités récréatives de contact indirect avec l'eau, particulièrement dans le secteur nord (MDDEFP, 2013). De plus, la construction de routes et de barrages a réduit la connectivité hydrologique entre le lac et la zone littorale, entravant ainsi les mouvements des poissons et isolant génétiquement les populations. Des espèces envahissantes, incluant des plantes comme le phragmite (*Phragmites australis*) ou des poissons comme la tanche (*Tinca tinca*) ou le gobie à taches noires (*Negobius melanostomus*), ont aussi été recensées. Bien que certaines espèces envahissantes aient été introduites depuis longtemps, d'autres, comme les carpes asiatiques (*Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Hypophthalmichthys nobilis*), sont en rapide expansion et susceptibles de toucher l'écosystème du lac Saint-Pierre dans un avenir proche (Bernatchez et Dynes, 2017). La rapide augmentation des populations de certains prédateurs de la perchaude, notamment du cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*), peut aussi limiter le rétablissement des populations de perchaude, ce qui a conduit à la mise en place de mesures de contrôle des populations de ces prédateurs (MDDEFP, 2013). L'ensemble de ces pressions contribue au déclin de la perchaude, en agissant de plus dans un contexte de changements climatiques dont les impacts sur les écosystèmes et la biodiversité sont difficiles à prévoir. La température moyenne de l'air à Nicolet en avril et mai a par exemple augmenté de 1,5°C au cours du dernier siècle, tandis que le niveau moyen du lac Saint-Pierre entre juin et août a diminué de 0,5 m par an en moyenne depuis 1980 (Raphaël Proulx, *données non publiées*).

Le déclin des populations de perchaude, une espèce emblématique du lac Saint-Pierre, n'est pas un phénomène isolé. Il semble plutôt symptomatique d'une dégradation généralisée de cet écosystème. Le grand brochet (*Esox lucius*), poisson prédateur qui fraie dans les herbiers peu profonds durant les périodes d'inondation, est également en péril puisque la perte d'habitats favorables et le contrôle des régimes hydrologiques réduisant l'amplitude de la crue au printemps ont réduit localement la structure génétique de ces populations (Mingelbier et al., 2008; Ouellet-Cauchon, 2014). Les populations d'oiseaux champêtres ont par ailleurs diminué de 70 % entre 1970 et 2010 dans les basses terres du Saint-Laurent (incluant la zone littorale du lac Saint-Pierre; North American Bird Conservation Initiative Canada, 2012); la perte de sites de nidification par conversion des prairies en cultures annuelles en est l'une des principales causes (TCRLSP, 2017). La diversité floristique est également atteinte par la simplification et l'homogénéisation des paysages. La mise en place de stratégies de restauration visant le rétablissement des populations de perchaude est donc susceptible de bénéficier à de multiples espèces et de promouvoir une amélioration globale de l'intégrité écologique du lac Saint-Pierre; en d'autres termes, la perchaude constitue dans ce contexte une espèce parapluie. La restauration des habitats naturels, l'établissement de pratiques agricoles durables et adaptées, l'amélioration de la qualité de l'eau ainsi que le rétablissement de la connectivité hydrologique entre le lac Saint-Pierre et sa zone littorale devraient donc constituer des priorités pour améliorer la situation de la perchaude (de la Chenelière, 2014; TCRLSP, 2017) – et, plus généralement, de la biodiversité du lac. Certaines de ces actions ont précédemment été recommandées (TCRLSP, 2017), mais doivent maintenant être complétées et mises en place à grande échelle.

STRATÉGIES DE GESTION ET DE RESTAURATION DES PLAINES ALLUVIALES

Les plaines alluviales constituent depuis toujours des territoires privilégiés pour le développement humain. Les populations humaines se sont en effet souvent établies le long des rivières pour bénéficier de la fertilité des sols, comme c'est le cas dans les plaines alluviales de Mésopotamie il y a 6 000 ans (Verhoeven and Setter, 2010). Généralement, les zones hautes des plaines inondables sont favorables aux cultures annuelles, tandis que les parties basses sont plutôt adaptées au pâturage en raison de leurs conditions plus humides (Verhoeven and Setter, 2010).

Dans de nombreuses plaines alluviales du monde, les cultures annuelles ont été (ou sont toujours) faites avec peu d'adaptations aux inondations régulières, ce qui a conduit à la dégradation de la qualité de l'eau, à des pertes de biodiversité, voire à une réduction des rendements des cultures. Parmi les rares adaptations, la stabilisation des berges, le dragage ou le drainage peuvent augmenter l'impact des crues en aval et dégrader les écosystèmes alluviaux, tandis que la restauration de milieux riverains ou les changements d'utilisation des terres peuvent être mal perçus et coûteux pour les producteurs agricoles (tel que mis en évidence par Warner et al., 2017 en Nouvelle-Angleterre; tableau 1). Certains auteurs ont par ailleurs proposé la création de variétés d'espèces cultivées tolérantes aux inondations comme solution possible pour la mise en place de pratiques agricoles plus durables en plaines alluviales (Verhoeven and Setter, 2010). L'établissement de prairies pour le pâturage ou le fourrage reste néanmoins plus favorable à l'intégrité écologique des plaines alluviales que les cultures annuelles.

Dans d'autres régions du monde, le développement des activités humaines en plaines alluviales s'est effectué par d'importantes opérations d'aménagement du territoire (ou *land amelioration*) au cours des deux derniers siècles, notamment : les plaines inondables et les milieux humides y ont été transformés par la régulation des régimes hydrologiques et par la construction de barrages pour étendre les zones agricoles ou pour permettre la navigation ou la production d'énergie. Ces opérations ont conduit à d'importantes dégradations des plaines alluviales par la perte de la connectivité hydrologique et par l'assèchement progressif des zones humides (Verhoeven and Setter, 2010). De nos jours, plus de la moitié des grands systèmes fluviaux du monde (172 sur 292) sont touchés par les barrages (Nilsson et al., 2005; figure 6). En Europe, certaines estimations ont montré que 90 % des surfaces de plaines alluviales riveraines ont été perdues au cours des derniers siècles, ou ne sont plus fonctionnelles, alors que seulement 10 % des forêts alluviales originelles d'Europe ont été préservées (Tockner and Stanford, 2002; Tockner et al., 2009; European Environment Agency, 2016). Ces dégradations des principaux systèmes fluviaux se rencontrent non seulement en Europe (par exemple ceux du Rhin et du Danube), mais également en Amérique du Nord (par exemple ceux du Mississippi et du Colorado) ou en Asie (par exemple celui du Yangtze; Verhoeven and Setter, 2010).

Tableau 1 : Types d'adaptations des pratiques agricoles au contexte de plaines alluviales observées en Nouvelle-Angleterre, États-Unis (d'après Warner et al., 2017).

Action	Raison	Inconvénients
La stabilisation des berges / le dragage	Protéger les parcelles et les infrastructures agricoles de l'érosion	Augmente l'impact des inondations en aval; dégrade les écosystèmes alluviaux.
Les changements d'occupation des terres / la restauration des milieux riverains	Protéger la productivité des cultures annuelles en ralentissant les crues; prévenir l'érosion des crues	Occasionne des coûts pour les producteurs; peut réduire le revenu de la ferme.
L'achat d'une assurance contre les inondations	Protéger les producteurs contre les dégâts aux cultures	Occasionne des coûts pour les producteurs.
Le blocage des inondations	Protéger les parcelles agricoles de l'impact des inondations	Augmente l'impact des inondations en aval.
L'installation d'une infrastructure de drainage	Réduire l'inondation des parcelles agricoles	Augmente l'impact des inondations en aval; dégrade les écosystèmes alluviaux.
L'extirpation des débris ligneux	Préserver ou améliorer la productivité des parcelles agricoles; préserver la santé et la sécurité des producteurs	Occasionne des coûts pour les producteurs.
Le nivellement des parcelles agricoles	Restaurer la productivité des terres cultivées après le dépôt de sédiments	Occasionne des coûts pour les producteurs.
L'emprunt de sommes	Réaliser les actions ci-dessus	Occasionne des coûts pour les producteurs.

Avec l'émergence des préoccupations environnementales liées à la culture de productions annuelles en plaines alluviales (par exemple l'augmentation des charges en sédiments, azote et phosphore, et l'eutrophisation) et du paradigme des régimes hydriques naturels (Poff et al., 1997) mettant en évidence le rôle clef de la variabilité des régimes hydriques pour l'intégrité écologique des rivières et plaines alluviales, une importante part des principaux systèmes fluviaux du monde ont bénéficié de programmes de restauration basés sur la rétablissement de la connectivité hydrologique et l'extensification agricole.

En Europe, le Rhin (un fleuve de 1 320 km drainant 185 000 km² à travers neuf pays) a été intensément régulé pour accommoder la navigation et sa plaine inondable modifiée pour permettre l'établissement d'activités agricoles et industrielles, ce qui s'est traduit par d'importantes pertes de biodiversité et une dégradation de la qualité de l'eau (Raith, 1999). Parmi les 47 espèces de poissons indigènes historiquement présentes dans le Rhin, sept ont disparu, telles que l'esturgeon (*Acipenser sturio*), observé pour la dernière fois en 1942 (de Ruyter van Steveninck et al., 1990). Alors que 250 000 saumons (*Salmo salar*) étaient annuellement capturés dans les secteurs allemands et néerlandais du Rhin à la fin des années 1880, leurs populations ont rapidement chuté à partir des années 1890 du fait de la pollution de l'eau et du recalibrage de la rivière, si bien que cette espèce s'y est éteinte en 1950. Dans les années 1970, le Rhin a été déclaré écologiquement mort après qu'un sommet en matière de pollution au mercure ait décimé de nombreuses espèces aquatiques (Schulte et al., 1992). Un programme international de conservation et de restauration a finalement été mis en place afin de répondre à ces enjeux et de retrouver l'intégrité écologique du Rhin. Les objectifs principaux étaient de restaurer les habitats aquatiques des poissons migrateurs, de protéger les aires les plus importantes pour la biodiversité végétale et animale, et de réduire la pollution de l'eau. Concernant l'agriculture, qui contribue majoritairement à la pollution des eaux du Rhin, les principales mesures prévues pour la plaine inondable par le programme de restauration Rhin 2020 sont le rétablissement des dynamiques hydrologiques par la destruction des barrages, la reconnexion des zones inondables avec la rivière et la conversion des zones de cultures annuelles en prairies (sur 18 000 ha pour la période de 1995 à 2010), tandis que les pratiques agricoles améliorées (mise en place de bandes de végétation filtrantes, conversion à l'agriculture biologique) sont dédiées aux zones en amont du bassin versant non régulièrement inondées (International Commission for the Protection of the Rhine, 2001). Parmi les objectifs du dernier programme de restauration figurent notamment la réactivation de zones d'inondation sur 160 km² répartis le long du Rhin et sur plus de 1 000 km² dans son bassin versant d'ici 2020. La mise en place d'une utilisation extensive des terres agricoles (par exemple leur conversion en prairies) est également prévue sur 3 500 km² du bassin versant, la renaturalisation des cours d'eau sur 11 000 km et le boisement des terres sur 3 500 km².

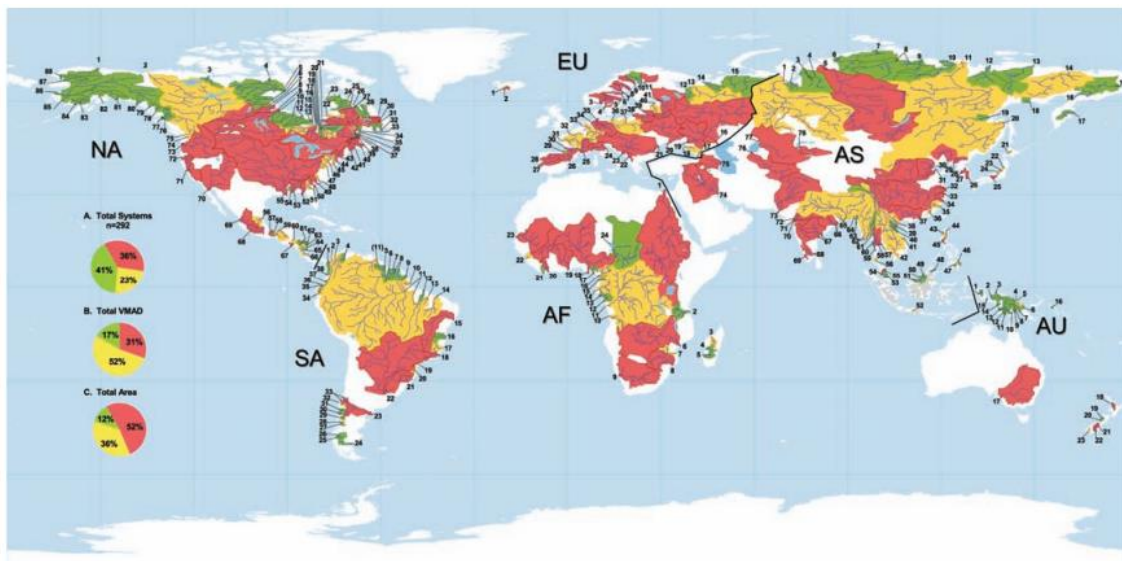


Figure 6 : Impact de la fragmentation du lit des rivières et de la régulation des régimes hydriques par les barrages dans 292 des plus larges systèmes fluviaux du monde. En vert, en jaune et en rouge apparaissent respectivement les bassins versants peu, modérément et fortement touchés (d'après Nilsson et al., 2005).

Des mesures de restauration similaires ont été mises en place le long du Danube, un fleuve de 2 850 km de long drainant 802 266 km² à travers dix pays d'Europe largement canalisé à des fins agricoles sur 39 % de sa longueur par la construction de 78 barrages ayant engendré une réduction de 68 % de sa plaine alluviale (Tockner et al., 2009; Schwarz, 2010; Hein et al. 2016). Depuis 1994, des programmes de restauration successifs ont été mis en place par la Commission internationale pour la protection du Danube (International Commission for the Protection of the Danube River, ICPDR) avec pour principal objectif d'endiguer l'augmentation des charges en azote et en phosphore et de limiter les pertes de biodiversité. Les mesures prévues pour le secteur agricole par le programme de restauration 2015-2021 comptent une meilleure gestion des fertilisants (par exemple, l'ajustement de la fertilisation aux besoins des cultures), une modification des pratiques culturales (par exemple, les rotations restreintes, les cultures de couverture, les engrais verts), des changements d'occupation du sol (par exemple, l'établissement de bandes tampons, le maintien des prairies), des méthodes de conservation des sols (par exemple, le contrôle de l'érosion, la couverture des sols, le maintien de l'humus) et d'épuration naturelle de l'eau (par exemple, des bandes filtrantes, des voies d'eau engazonnées). Ces mesures sont instaurées soit de façon obligatoire, soit de façon volontaire, par incitation financière. Des mesures additionnelles de protection contre les crues prévoient aussi l'établissement de bandes riveraines, la restauration et la conservation des zones humides, et la conversion des terres cultivées en zones humides (ICPDR, 2015). Cette dernière mesure est notamment dédiée aux polders agricoles construits dans la plaine alluviale du delta du Danube, zone dans laquelle plus de 15 000 ha ont été restaurés en quinze ans par ouverture des barrages et exclusion de l'agriculture (par exemple par la conversion des terres agricoles en zone humides; Buijse et al., 2002; Hein et al. 2016).

Les mesures de restauration sont encore plus strictes le long du Yangtze, le plus long fleuve de Chine (6 300 km de long, pour un bassin versant de 1 800 000 km²), dont les régimes hydriques ont été massivement régulés et les plaines alluviales transformées à des fins agricoles, ce qui a abouti à des pertes de zones humides, à une augmentation de la fréquence des crues, à une hausse des charges en sédiments et à des phénomènes d'eutrophisation. Depuis 1998, les autorités chinoises ont adopté un programme pour restaurer plus de 2 900 km² de plaines alluviales le long du Yangtze par augmentation des couverts de forêts, boisements des zones agricoles escarpées, destruction des digues, reconversion des polders agricoles en plaines alluviales et expropriation des producteurs agricoles (Pitcock and Xu, 2010). Dans ce cas, les activités agricoles sont donc purement et simplement exclues de la plaine alluviale.

Dans la zone en aval du Mississippi, les plaines alluviales constituent une écorégion de 9 700 000 ha (historiquement la plus vaste zone humide boisée d'Amérique du Nord) fournissant un habitat à plus de 240 espèces de poissons, 45 espèces d'amphibiens et reptiles et 37 espèces de moules, parmi lesquelles beaucoup sont menacées ou en danger (Fremling et al., 1989; Sparks, 1992; USACE, 1988). Au cours du siècle dernier, la construction d'environ 7 000 km de digues, de milliers de kilomètres de fossés et la coupe d'environ 3 000 000 ha de forêts ont conduit à la conversion d'environ 80 % des forêts riveraines feuillues en zones agricoles et ont réduit les crues d'environ 90 % (Galloway, 1990; Creasman et al., 1992). Depuis 1992, l'organisation Nature Conservancy, en collaboration avec les autorités des États-Unis, s'est engagée pour la protection et pour la restauration de centaines de milliers d'hectares d'importance majeure pour la faune aquatique, migratrice ou menacée (The Nature Conservancy, 2002). Les principales mesures pour le secteur agricole incluent le reboisement des terres cultivées ou leur conversion en prairies et en zones humides (par les politiques Wetland Reserve Program et Conservation Reserve Program), la restauration de milieux riverains, le retour à des régimes hydrologiques plus naturels, le recours à des pratiques agricoles

améliorées afin de limiter les processus de sédimentation, ou la mise en place de plans de gestion de la fertilisation (The Nature Conservancy, 2002). Entre 1995 et 2005, environ 75 000 ha de zones agricoles ont ainsi été reboisées (USDA Forest Service, 1999). En 2001, plus de 8 000 000 ha de terres cultivées étaient engagés dans le Conservation Reserve Program et 21 % des secteurs cultivés de la zone en aval du Mississippi étaient équipés de systèmes de contrôle de l'érosion hydrique (par exemple, des bandes prairiales, des voies d'eau engazonnées, des bandes riveraines), tandis que le semis direct était pratiqué sur 82 % des surfaces cultivées (United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service - USDA NCRS, 2013).

Selon nos connaissances et d'après la revue de la littérature, la stratégie majeure déployée à l'échelle mondiale pour restaurer les plaines alluviales cultivées consiste en une exclusion des cultures annuelles par conversion en prairies ou zones humides, combinée à un rétablissement des régimes hydrologiques naturels (dans les régions où ils ont été contrôlés par des barrages), tandis que les pratiques agricoles améliorées (cultures de couverture, bandes prairiales ou riveraines, plans de gestion de la fertilisation, agriculture biologique) sont généralement mises en place dans les zones en amont des bassins versants non régulièrement inondées (comme c'est aussi le cas pour les plans de gestion de bassins versants établis pour la baie de Chesapeake ou le lac Champlain; voir la section « Études de cas »). La possibilité et les techniques permettant de produire des cultures annuelles en plaine alluviale restent donc à être déterminées, mais nécessiteront selon toute vraisemblance la mise en place de pratiques agroenvironnementales à large échelle dépassant le cadre habituel des améliorations spontanément adoptés par les producteurs agricoles pour protéger les cultures des inondations.

EFFET DES PRATIQUES AGRICOLES ACTUELLES

La production agricole se base sur une grande diversité de pratiques dont les impacts sur l'environnement et la biodiversité peuvent fortement différer en interaction avec les facteurs naturels (par exemple, le climat et la pente). Bien que ces impacts soient le plus souvent largement reconnus, il n'en reste pas moins pertinent de rappeler brièvement les avantages ou inconvénients des pratiques agricoles actuelles afin d'identifier celles pouvant compléter au mieux la mise en place de pratiques agroenvironnementales. Ces dernières devraient éventuellement être favorisées pour une meilleure adaptation de l'agriculture aux inondations récurrentes.

■ TYPES DE CULTURES

Les cultures pérennes sont généralement plus bénéfiques pour la qualité de l'eau que les cultures annuelles (Guillou, 2016), ce qui explique que la conversion des cultures annuelles en prairies constitue l'une des mesures de restauration majeures des plaines alluviales cultivées. Le plus souvent, les cultures pérennes, relativement aux cultures annuelles, réduisent les ruissellements d'eau et augmentent l'infiltration grâce à leurs systèmes racinaires plus développés, ce qui permet une meilleure stabilité des agrégats du sol et une meilleure capacité de rétention de l'eau (Zhang et al., 2015; Tan et al., 2002). Les cultures pérennes favorisent également la réduction des pertes de nitrates. Eastman et al. (2010) ont rapporté qu'au sud du Québec, les ruissellements d'eau étaient plus élevés en culture de maïs-soya (0,21 mm d'eau sortant du champ par mm de précipitations) qu'en culture de foin (0,17 mm mm⁻¹) ou de luzerne (*Medicago sativa*, 0,06 mm mm⁻¹). Au sud de l'Ontario, Tan et al. (2002) ont montré qu'après 42 ans, la culture continue de maïs augmentait les volumes d'eau drainée et les pertes de nitrates, comparativement à une culture continue de pâturin des prés (*Poa pratensis*). De faibles taux de fertilisation peuvent néanmoins mener à des ruissellements d'eau similaires entre cultures annuelles et cultures pérennes, du fait d'une moindre croissance et biomasse des cultures pérennes (Zhang et al., 2015). Concernant les pertes de sédiments, Pesant et al. (1984) ont mesuré au Québec des pertes de sols de l'ordre de 13 t ha⁻¹ en culture de maïs-ensilage, mais presque aucune perte en pâturages. Grasser et al. (2016) ont également rapporté des pertes plus élevées de sédiments et de phosphore en rotation blé – soya – maïs par rapport à des cultures pérennes. Les pertes d'azote issues de prairies sont aussi globalement plus faibles que celles issues de cultures annuelles (Guillou, 2016). En Iowa, Schilling et al. (2015) ont comparé la qualité de l'eau s'écoulant d'une parcelle cultivée en rotation maïs – soya sur une ancienne prairie, d'une parcelle en prairie et d'une forêt : ils ont observé que la concentration en nitrates et la conductivité était plus élevées en cultures annuelles, tandis que les concentrations en PO₄, NH₄, carbone organique dissous et en oxygène dissous étaient plus faibles.

Des différences de ruissellement et de pertes en sédiments et en éléments nutritifs sont également observées entre cultures annuelles. Comme mentionné par Guillou (2018), certaines études ont montré une plus grande infiltration de l'eau en soya qu'en maïs, mais des ruissellements similaires (Drury et al. 1996; Tan et Zhang, 2011; Kaspar et al. 2012; Drury et al. 2014; Zhang et al. 2015; Zhang et al., 2017). Les pertes de phosphore sont aussi généralement plus élevées en soya qu'en maïs (Tan et Zhang, 2011), alors que les pertes en nitrates sont souvent similaires entre ces deux cultures malgré des niveaux de fertilisation différents (Guillou, 2018).

■ TRAVAIL DU SOL

Les méthodes de travail du sol influencent fortement les ruissellements d'eau, ainsi que les pertes de sédiments et d'éléments nutritifs. En semis direct, la plus grande porosité et la plus faible compaction du sol favorisent par exemple l'infiltration de l'eau. Dans une méta-analyse de 77 articles, Sun et al. (2015) ont évalué que le semis direct réduit de 22 à 27 % les ruissellements d'eau comparé au travail réduit et au labour respectivement, tandis que dans les systèmes en semis direct, le maintien des résidus sur le sol est plus bénéfique que leur exportation. À Lennoxville (Québec), Pesant et al. (1987) ont mesuré une réduction significative du ruissellement (de 64 %), des pertes de sol (de 92 %), de phosphore (de 73 %) et de potassium (de 94 %) dans le maïs-ensilage en semis direct, comparé au labour conventionnel, tandis que les pertes de nitrates étaient généralement plus élevées en semis direct et les rendements comparables entre ces deux systèmes. Toutefois, un labour suivant les courbes de niveaux (*contour tillage*) peut aussi permettre de limiter les pertes de sols (Van Doren, 1960). En Ontario, Patni et al. (1996) ont observé que l'infiltration de l'eau (mesurée à partir des écoulements de drainage) dans une culture de maïs était en moyenne 46 % plus élevée en semis direct par rapport au labour (les plus fortes différences étant mesurées à la fonte de la neige et au printemps), tandis que le système de travail du sol n'affectait pas les pertes de nitrates. Guertin et al. (2000) ont montré que le labour augmentait les ruissellements d'eau, comparé au semis direct, mais n'influçait pas le volume des écoulements de drainage dans des champs de maïs du Québec, alors que les charges en phosphore des eaux de drainage étaient plus élevées en semis direct et que l'effet du traitement sur les charges en nitrates dépendait de l'année considérée. Comme le souligne Guillou (2018), d'autres études ont toutefois montré un effet non significatif du semis direct par rapport au labour sur les écoulements d'eau (voire un effet négatif du semis direct), notamment attribué à une plus forte humidité du sol, une plus faible rugosité du sol, ou une moindre fissuration des sols argileux en semis direct (par exemple, Martin et Cassel, 1992; Drury et al., 1993, 1996; Gaynor et al. 1992; Gaynor et Findlay, 1995; Gasser et al., 2016).

Le semis direct favorise par ailleurs une meilleure qualité du sol. En culture de soya dans le sud de l'Ontario, Tan et al. (1999) ont montré que le semis direct comparé au labour améliore la structure du sol, le contenu en matière organique et la rétention de l'eau. Ils ont aussi montré qu'il favorise les populations de lombrics et les volumes d'eau drainée, mais également les pertes de nitrates. Ces auteurs concluent notamment que des systèmes de contrôle du drainage seraient bénéfiques pour limiter les pertes en nitrates depuis les parcelles en semis direct. Une méta-analyse incluant 47 articles a par ailleurs quantifié que le semis direct augmente les pertes de nitrates par lessivage d'environ 47 %, mais n'affecte pas les pertes en nitrates par ruissellement, comparé au labour traditionnel (Daryanto et al., 2017). Ces résultats suggèrent que le semis

direct doit s'accompagner de pratiques additionnelles (par exemple, la culture de couverture, la réduction de la fertilisation azotée ou les applications fractionnées) pour améliorer la rétention de l'azote dans le sol et la minéralisation. Des différences entre cultures en semis direct ont également été rapportées avec notamment un plus fort lessivage de l'azote dans le blé par rapport au maïs (mais un effet non significatif du type de travail du sol sur le lessivage de l'azote en soya). Selon Gaynor et Findlay (1995), les concentrations de phosphore dissous et particulaire ne seraient pas influencées par le type de travail du sol, tandis qu'une expérience en laboratoire menée par Messiga et al. (2009) a montré que le semis direct, comparé au labour, peut mener à une augmentation des pertes en phosphore lors des cycles de gel/dégel. De nombreuses études ont aussi montré un meilleur contrôle des adventices en labour profond, comparativement au semis direct, tandis qu'une réduction du labour est susceptible d'augmenter la dominance des graminées annuelles et des adventices pérennes aux dépens des dicotylédones annuelles. Le semis direct devrait donc s'accompagner de rotations de cultures diversifiées afin d'éviter les infestations sévères d'adventices (Nichols et al., 2015).

■ CONTRÔLE DU DRAINAGE

Les systèmes de contrôle du drainage permettent de maintenir des niveaux d'eau élevés dans des parcelles relativement planes en arrêtant les écoulements d'eau souterrains sortant des drains à l'aide d'une valve. Ces systèmes augmentent généralement les ruissellements de surface de 40 % (Guillou, 2018) du fait d'une saturation élevée des sols en eau (Tan et Zhang, 2011; Drury et al., 2009) et d'une diminution de l'infiltration (Drury et al., 1996; Drury et al. 2014; Drury et al., 2009; Tan et Zhang, 2011; Zhang et al., 2017) qui augmentent par ailleurs les risques d'érosion. Le contrôle du drainage permet toutefois de réduire les pertes de nitrates de 37 % en moyenne (Guillou, 2018) grâce à une dénitrification plus importante (Drury et al., 1996; Drury et al., 2009; Lalonde et al., 1995; Patni et al., 1996). Les pertes de phosphore totales diminuent aussi généralement de 24 % à 38 % avec les systèmes de contrôle du drainage (Guillou, 2018). Maintenir l'eau dans les parcelles agricoles peut ainsi prévenir dans une certaine mesure les pertes d'éléments nutritifs vers les milieux aquatiques, sans pour autant augmenter à l'excès les ruissellements d'eau lorsque des cultures de couverture sont mises en place.

■ FERTILISATION

Les pertes de nitrates vers les milieux aquatiques augmentent le plus souvent en fonction de la dose de fertilisants appliquée. À Soulanges (Québec), Kaluli et al. (1999) ont montré que les pertes annuelles d'azote dans le maïs augmentent de 2,6 kg N ha⁻¹ à 13,1 kg N ha⁻¹ et à 21,9 kg N ha⁻¹ lorsque la dose de fertilisants appliquée passe de 0 kg N ha⁻¹ à 180 kg N ha⁻¹ et à 210 kg N ha⁻¹, respectivement. De façon similaire, Drury et al. (2009) ont mesuré une augmentation des pertes annuelles d'azote dans le soya de 14 kg N ha⁻¹ sans fertilisation à 19 kg N ha⁻¹ avec une fertilisation de 50 kg N ha⁻¹. Réduire les doses de fertilisants ou les fractionner peut donc permettre de diminuer les pertes d'éléments nutritifs vers les milieux aquatiques. Les conditions climatiques lors de la fertilisation de même que les types de fertilisants influencent aussi

fortement le lessivage des éléments nutritifs, les fertilisants liquides étant généralement plus dommageables pour la qualité de l'eau.

■ PESTICIDES

La dégradation de la qualité de l'eau par les résidus de pesticides est une préoccupation environnementale grandissante. Au Québec, 9 à 45 % des rivières échantillonnées en milieu agricole montrent des teneurs en pesticides dans l'eau supérieures aux limites fixées pour la protection des espèces aquatiques, notamment en ce qui concerne les herbicides tels que l'atrazine, le métolachlore, le diméthénamide et l'EPTC, ainsi que les insecticides comme le diazinon, le chlorpyrifos, le carbaryl, le malathion, l'azinphos-méthyl et le carbofuran (Giroux, 2004). Une stratégie gouvernementale a toutefois été mise en place pour réduire l'usage de pesticides au Québec de 25 % entre 2011 et 2021 (Gouvernement du Québec, 2011). La réduction de l'utilisation d'herbicides peut notamment s'effectuer par l'établissement de pratiques alternatives permettant le contrôle des mauvaises herbes, comme par exemple diversifier les rotations de cultures, maintenir les résidus au sol, ajuster les densités de semis pour stimuler la compétition entre la culture et les mauvaises herbes, favoriser la faune invertébrée du sol pour promouvoir la prédation des graines de mauvaises herbes ou privilégier le désherbage mécanique (Nichols et al., 2015; Petit et al., 2018) .

■ AGRICULTURE BIOLOGIQUE

Comparée à l'agriculture conventionnelle, l'agriculture biologique est un mode de production reconnu pour favoriser la biodiversité en paysages agricoles. Elle est souvent proposée aux producteurs comme pratique améliorée lors de la mise en place de plans de restauration de bassins versants ou de plaines alluviales (par exemple dans les zones terrestres non régulièrement inondées du Rhin). Dans une méta-analyse de 66 articles scientifiques, Bengtsson et al. (2005) ont déterminé que la richesse en espèces augmentait de 30 % et leur abondance de 50 % en moyenne dans des parcelles en agriculture biologique comparativement à des parcelles en agriculture conventionnelle, tandis que 16 % des études analysées montraient un effet négatif de l'agriculture biologique. Ces réponses diffèrent également entre les groupes taxonomiques : les oiseaux, les insectes prédateurs, la faune du sol et les plantes répondent généralement positivement à l'agriculture biologique mais pas les insectes non-prédateurs, ni les espèces nuisibles. Bien que cette méta-analyse ait révélé que l'effet positif de l'agriculture biologique est plus important à l'échelle de la parcelle agricole qu'à l'échelle du paysage, une méta-analyse de 94 articles effectuée par Tuck et al. (2014) a montré que l'effet positif de l'agriculture biologique sur la richesse en espèces à l'échelle du paysage était d'autant plus élevé que ce paysage était géré de façon intensive, cette augmentation du nombre d'espèces étant de 30 % en moyenne. Selon Winqvist et al. (2011), l'agriculture biologique favorise également la lutte biologique en paysages hétérogènes. L'influence de l'agriculture biologique sur la faune aquatique a toutefois été peu étudiée. En plus de son impact sur la biodiversité, l'agriculture biologique se caractérise par une plus grande qualité des sols (teneur plus élevée des sols en carbone organique et en azote, meilleure stabilité des agrégats, plus forte activité et biomasse microbiennes et des vers de terre) et par

des pertes réduites d'éléments nutritifs et de pesticides, relativement à l'agriculture conventionnelle, tandis que les rendements des cultures sont en moyenne 20 % plus faibles (Birkhofer et al., 2016).

CULTURES DE COUVERTURE

Les cultures de couverture ont été étudiées dans de nombreuses publications scientifiques. Ce document insiste plus particulièrement sur les principaux mécanismes à l'œuvre dans la réponse des cultures ou de l'environnement à la mise en place de cultures de couverture. Il détaille en priorité les résultats obtenus à partir de revues de littérature, de méta-analyses ou d'études réalisées sur des espèces végétales d'intérêt pour la zone littorale du lac Saint-Pierre.

■ TERMINOLOGIE

Les cultures de couverture sont définies comme des cultures établies spécifiquement pour couvrir le sol afin de le protéger de l'érosion et de limiter les pertes d'éléments nutritifs par ruissellement ou par lessivage (Parker, 1915; Pieters et McKee, 1938; Reeves, 1994; Dabney et al., 2001). Les cultures de couverture peuvent aussi viser en priorité à augmenter la disponibilité en azote pour la culture subséquente, et sont, dans ce cas, communément appelées « engrais verts » (Thorup-Kristensen et al., 2003; Blanco-Canqui et al., 2015). Plus récemment, la Société américaine de science du sol a défini les cultures de couverture comme « des cultures à croissance rapide assurant la protection du sol, la protection des semis et l'amélioration de la qualité des sols entre les périodes normales de production; lorsque labourées ou incorporées au sol, les cultures de couverture peuvent être qualifiées d'engrais verts » (SASS, 2008). Bien que les cultures de couverture présentent de multiples bénéfices, les compromis et les synergies entre les services écosystémiques qu'elles fournissent, tout comme leurs impacts sur l'économie, ne sont pas encore tous bien compris, ce qui contribue à limiter leur adoption à grande échelle (Daryanto et al., 2019). Cette revue de littérature se concentre plus particulièrement sur deux types de systèmes de cultures de couverture communément mis en place en climat tempéré, dans des conditions de production agricole similaires à celles du Québec :

- Les systèmes en intercalaire (figure 7) : les cultures de couverture sont établies au semis ou durant la saison de croissance de la culture principale, puis cultivées simultanément à la culture principale (par exemple, *ray-grass* en intercalaire dans le maïs ou trèfle en intercalaire dans du blé d'automne ou de printemps).
- Les systèmes en dérobée (figure 7) : les cultures de couverture sont établies peu après la récolte de la culture principale ou durant les derniers stades de sa croissance (par exemple, radis ou pois fourrager semés après la récolte de céréales ou blé d'automne semé à la volée en prédéfoliation du soya).

En système intercalaire, la croissance simultanée de la culture principale et de la culture de couverture peut mener à une forte compétition pour la lumière, l'eau ou les éléments nutritifs. Les pratiques liées à la régie des cultures de couverture visent donc entre autres à limiter les impacts négatifs de la compétition pour la culture principale. Lors d'un semis simultané de la culture principale et de la culture de couverture, la

culture de couverture doit par exemple être choisie avec soin pour avoir un taux de croissance moins élevé que la culture principale. Au Québec, la production de céréales de printemps est particulièrement bien adaptée à ce type de pratique puisque la croissance des céréales est plus rapide et facilite l'établissement plus tardif de la culture de couverture, comme les différents types de trèfle (*Trifolium* spp.), qui peuvent être établis au semis ou durant la saison de croissance du blé (CRAAQ, 2000). Une autre pratique visant à réduire les effets négatifs de la compétition consiste à semer à la volée la culture de couverture seulement lorsque la culture principale a atteint une taille suffisante pour s'affranchir de la compétition. Dans les céréales d'automne (semées à l'automne et récoltées en été), l'établissement de cultures de couverture comme le trèfle rouge (*Trifolium pratense*) ou le trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum*) est retardé par rapport au semis de la culture principale : la culture de couverture est semée à la volée au début du printemps, lorsque la croissance de la culture principale redémarre (CRAAQ, 2000). En culture de céréales de printemps, si la culture de couverture a une croissance rapide comme le trèfle incarnat, son semis peut s'effectuer à un stade de croissance plus avancé de la culture principale. Au Québec, ce semis en deux étapes est aussi largement développé en culture de maïs, dans lequel le ray-grass (*Lolium* spp.), seul ou en mélange avec une légumineuse ou une crucifère, est semé à la volée au stade 4 à 8 feuilles du maïs (CRAAQ, 2000). Cultiver des cultures de couverture en intercalaire nécessite également d'ajuster les stratégies de désherbage (comme l'application d'herbicides) afin d'assurer le contrôle des mauvaises herbes sans nuire à l'établissement des cultures de couverture.

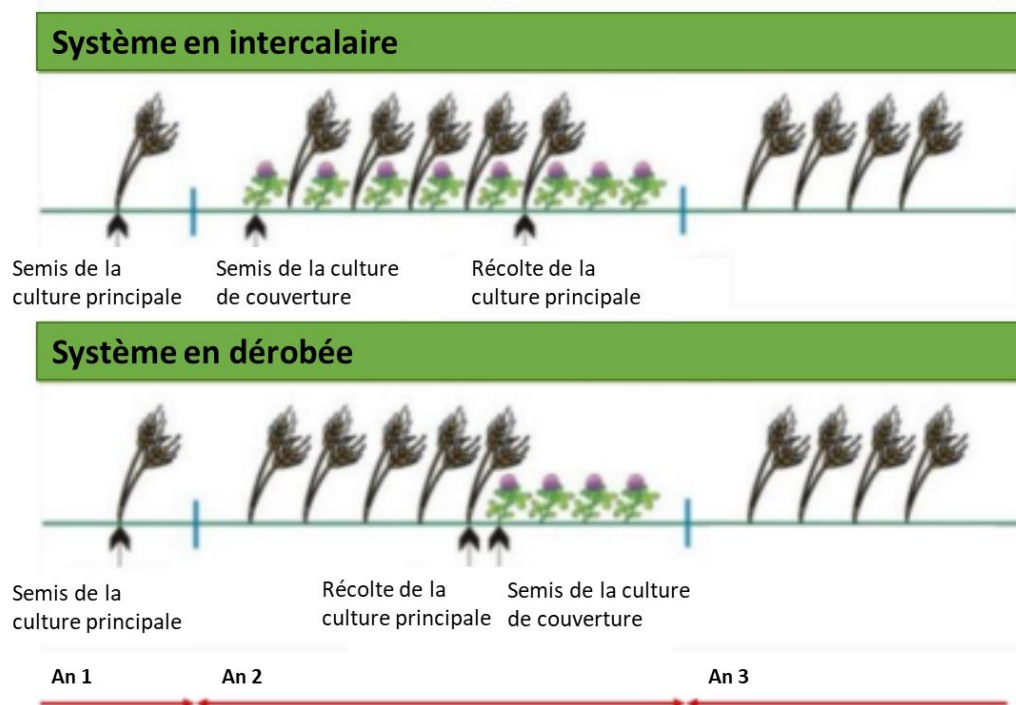


Figure 7 : Deux types de systèmes de cultures différant selon la date de semis de la culture de couverture relativement à celle de la culture principale (adapté de *Natural Systems Agriculture Laboratory*, Université du Manitoba).

Dans les systèmes en dérobée, les cultures de couverture succèdent la culture principale ou ne sont établies qu'à la fin de son cycle de culture. Lorsque la culture principale est d'abord récoltée, la culture de couverture est habituellement directement semée (plutôt que semée à la volée), de préférence sans incorporation des

résidus de culture afin de conserver une bonne couverture du sol. Si la culture principale n'est pas encore récoltée, mais en fin de cycle de culture, la culture de couverture doit alors être semée à la volée. Ce système en cultures successives limite la compétition entre la culture principale et la culture de couverture, mais réduit la période de temps propice à la croissance de la culture de couverture. En climat nordique, avec des saisons de croissance et des périodes de froid extrême, la culture de couverture doit être sélectionnée avec attention pour permettre la protection du sol et l'absorption des éléments nutritifs pendant l'automne et avant les conditions hivernales. Parmi les espèces à croissance rapide et tolérantes au froid, le seigle d'automne (*Secale cereale*) est probablement la plante la plus appropriée (Magdof et Van Es, 2009). Au Québec, la moutarde blanche (*Sinapis alba*), le radis fourrager (*Raphanus sativa*), le pois (*Pisum sativum*), le trèfle incarnat et la vesce commune (*Vicia sativa*), ainsi que les mélanges graminées – légumineuses – crucifères sont communément utilisés comme cultures de couverture en dérobée (CRAAQ, 2000). Établir par exemple du blé d'automne ou du seigle d'automne par semis direct après la récolte du soya ou par semis à la volée avant la défoliation du soya permet une bonne croissance de la céréale d'automne et une bonne couverture du sol avant la mauvaise saison, tandis que les grains peuvent être récoltés durant la saison de croissance suivante. Toutes les cultures d'automne ne sont toutefois pas de bonnes candidates pour être cultivées en pleine saison puisqu'elles doivent être capables de survivre à l'hiver. L'orge d'automne par exemple est particulièrement sensible aux températures froides et donc peu recommandé (Antikainen et Griffith, 1997). Dans les systèmes en dérobée, des cultures de couverture composées de légumineuses et de graminées peuvent aussi être récoltées comme fourrage au printemps, avant la mise en place d'une culture principale, et ainsi générer un revenu. De la même façon, le trèfle rouge ou les mélanges trèfle rouge-trèfle blanc (*Trifolium repens*) semés au printemps dans des céréales d'automne peuvent être récoltés comme fourrage vers la fin de l'automne.

Divers systèmes de culture ont ainsi été développés pour cultiver des cultures de couverture, mais leurs méthodes de destruction restent généralement similaires : la fauche, l'application d'herbicides, l'incorporation au sol par labour ou la destruction par les événements climatiques naturels (comme le gel), notamment.

En climats tempérés, les cultures de couverture sont le plus souvent cultivées selon deux principaux systèmes : les systèmes en intercalaire, dans lesquels la culture de couverture est semée en même temps que la culture principale, ou durant sa phase de croissance, et les systèmes en dérobée, dans lesquels la culture de couverture est semée à la fin du cycle de la culture principale, ou juste après sa récolte. Les types appropriés de cultures principales et de cultures de couverture diffèrent selon le système choisi.

■ ESPÈCES VÉGÉTALES D'INTÉRÊT

De nombreuses plantes peuvent être cultivées comme cultures de couverture en climat tempéré. Reeves (1994) a toutefois listé six critères pour qu'une espèce végétale puisse être utilisée comme culture de

couverture. Une culture de couverture doit ainsi (i) être facile à établir, (ii) avoir un taux de croissance élevé pour couvrir rapidement le sol, (iii) produire suffisamment de matière sèche pour que ses résidus restent au sol, (iv) être résistante aux maladies et ne pas agir comme hôte pour les pathogènes de la culture principale, (v) être facile à détruire et (vi) être économiquement viable. Les cultures de couverture sont au nombre de 29 espèces principalement cultivées avec le maïs, le soya, ou les céréales (blé, orge, avoine, seigle) dans les zones tempérées de l'Amérique du Nord et de l'Europe (tableau 2; CRAAQ, 2000; Clark, 2007; Wallace, 2017). Au Québec, de nouvelles espèces sont aussi à l'étude ou plus rarement utilisées comme, par exemple, le lin (*Linum usitatissimum*), la phacélie (*Phacelia tanacetifolia*), la vesce Cahaba (*Vicia sativa* cv. « cahaba white »), le sarrasin (*Fagopyrum esculentum*), le chia (*Salvia hispanica*) ou le chou kale (*Brassica napus* var. *pabularia*; CRAAQ, 2000; Isabelle Breune, données non publiées; Sylvie Thibodeau, données non publiées).

Les cultures de couverture peuvent être assemblées en trois groupes principaux, soit les graminées, les légumineuses et les brassicacées, qui diffèrent par leur morphologie, leurs tolérances environnementales (incluant la tolérance aux crues et au froid), leur taux de décomposition et finalement leurs usages potentiels. Les graminées ont ainsi un plus faible taux de décomposition que les légumineuses et leurs résidus couvrent donc le sol durant de plus longues périodes. Les annuelles d'automne et d'hiver s'acclimatent bien aux systèmes en dérobée, tandis que les plantes pérennes sont mieux adaptées aux systèmes intercalaires. Des pratiques de gestion additionnelles (fauche, labour, ou application d'herbicides) doivent être conduites à la sortie de l'hiver lorsque des cultures de couverture tolérantes au gel sont cultivées, ce qui n'est pas le cas pour les cultures de couverture sensibles au gel. Les cultures de couverture doivent donc être sélectionnées attentivement selon la rotation culturale prévue, les pratiques de gestion agricole et les conditions climatiques. De plus, les différentes caractéristiques des espèces cultivées comme cultures de couverture induisent d'importantes variations dans leur capacité à fournir différents services écosystémiques (figure 8; voir sections suivantes).

La morphologie des plantes (leur port), leur type de racines et leur taux de décomposition conditionnent par exemple leur capacité à réduire l'érosion et à améliorer la qualité de l'eau. Lorsque plusieurs services écosystémiques visent à être optimisés simultanément, les mélanges plurispécifiques de cultures de couverture semblent être les plus prometteurs d'après les théories de l'écologie des communautés végétales. Une culture de couverture composée de plusieurs espèces aux traits différents (par exemple, la capacité de fixation de l'azote, le système racinaire, le taux de croissance, le rapport C/N, l'indice de surface foliaire et la phénologie) devrait fournir une plus grande diversité de services écosystémiques qu'une monoculture ou qu'une communauté composée seulement de deux espèces (Smith et al., 2014). L'établissement de cultures de couverture diversifiées conduit aussi généralement à un meilleur contrôle des adventices (Molher et Teasdale, 1993; Mirsky et al., 2013). Cultiver un plus grand nombre d'espèces comme culture de couverture réduit en effet la quantité de ressources disponibles pour les adventices (Liebman et Davis, 2000) et permet un plus grand spectre d'effets allélopathiques (Creamer et al., 1997). Des cultures de couverture diversifiées devraient également être plus résilientes aux événements climatiques et aux perturbations (McCann, 2000; Lin, 2011) et moins sensibles aux ravageurs et maladies. Les cultures de couverture composées de graminées et de légumineuses, tels que les mélanges seigle/vesce velue (*Vicia villosa*), peuvent ainsi favoriser à la fois le contrôle des adventices et l'accumulation d'azote grâce à la complémentarité des traits des espèces en présence, mais toutefois dans une proportion variable selon l'abondance relative de chaque espèce dans le mélange semé (qui détermine l'équilibre entre les

différents services écosystémiques fournis; Hayden et al., 2014). Afin de favoriser la fourniture de différents services écosystémiques simultanément, des études plus approfondies sont toutefois requises pour identifier des espèces végétales complémentaires et suffisamment tolérantes à la compétition pour pouvoir s'établir ensemble.

Tableau 2 : Caractéristiques et utilisation des principales cultures de couverture cultivées en climats tempérés (d'après CRAAQ, 2000; Clark, 2007; Wallace, 2017).

	NOM COMMUN	NOM LATIN	CYCLE DE VIE ¹	PORT ²	SYSTÈME RACINAIRE ³	TOLÉRANCE ⁴				SYSTÈME DE CULTURE		STABILITÉ DES RÉSIDUS ⁴ (détermine la durée durant laquelle les résidus morts restent au sol)
						Chaleur	Sécheresse	Ombrage	Inondation	Intercalaire	Dérobée	
GRAMINÉES	Ray-grass italien	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	A/Ah	E	F	2	2	4	4	X	X	4
	Ray-grass vivace	<i>Lolium perenne</i> L.	P	E	F					X	X	5
	Orge de printemps	<i>Hordeum vulgare</i> L.	A	E	F	4	4	3	2		X	5
	Avoine de printemps	<i>Avena sativa</i> L.	A	E	F	2	2	2	3		X	3
	Seigle de printemps/d'automne	<i>Secale cereale</i> L.	A/Ah	E	F	3	4	4	3	X	X	5
	Blé de printemps/d'automne	<i>Triticum aestivum</i> L.	A/Ah	E	F	3	3	3	1	X	X	4
	Sorgho	<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	A	E	F	5	5	3	3			4
LEGUMINEUSES	Trèfle d'Alexandrie	<i>Trifolium alexandrinum</i> L.	A/Ah	E/sE		4	3	4	3?	X		3
	Trèfle incarnat	<i>Trifolium incarnatum</i> L.	A/Ah	E/sE		3	2	4	2	X	X	3
	Trèfle rouge	<i>Trifolium pratense</i> L.	Pc	E	Ps/F	4	1	4	4	X	X	2
	Trèfle blanc	<i>Trifolium repens</i> L.	P	P/sE	F	3	3	2	2	X		2
	Trèfle alsike	<i>Trifolium hybridum</i> L.	P	E	F	3	3	3	4	X		
	Trèfle souterrain	<i>Trifolium subterraneum</i> L.	A	P/sP		3	4	4	3	X		4
	Vesce velue	<i>Vicia villosa</i> Roth	A/Ah	G	P	3	3	3	3	X	X	2
	Vesce commune	<i>Vicia sativa</i> L.	A	G	P		2	3	2		X	2
	Luzerne	<i>Medicago sativa</i> L.	P	P/sE	P	5	5	3	2	X		3
	Méfilot jaune; Méfilot blanc	<i>Medicago officinalis</i> (L.) Lam.; <i>Medicago albus</i> Medik.	B?	E	P	4	5	2	2		X	4
	Lotier	<i>Lotus corniculatus</i> L.	P	P	P							
	Pois fourrager	<i>Pisum sativum</i> L.	A/Ah	G	Ps/F	2	2	2	2	X	X	2?
	Féverole	<i>Vicia faba</i> L.	A	E	P	1	1		3		X	
	Lupin	<i>Lupinus</i> spp.	A	E	P							
Lentille	<i>Lens culinaris</i> Medik.	A	E	Ps/F	2	4	2	1				
BRASSICACÉES	Moutardes	<i>Sinapis alba</i> L.; <i>Brassica nigra</i> (L.) W.D.J. Koch; <i>Brassica juncea</i> (L.) Czern.	A	E	P	3	4	3	2		X	2
	Radis fourrager	<i>Raphanus sativus</i> L.	A	E	P	3	2	3	2	X	X	2
	Colza	<i>Brassica napus</i> L.; <i>Brassica rapa</i> L.	A	E	P	2	3	3	2		X	3
AUTRES	Sarrasin	<i>Fagopyrum esculentum</i> Moench	A	E/sE	Ps/F	3	1	2	2		X	1
	Lin	<i>Linum usitatissimum</i> L.	A	E	P	1	3	2	1	X		5
	Tournesol	<i>Helianthus annuus</i> L.	A	E	P	4	3	1	1		X	4
	Phacélie	<i>Phacelia tanacetifolia</i> Berth.	A	E	F	4	4	4	2		X	4

¹ A: annuelle; Ah: annuelle d'hiver (peut survivre à l'hiver; dans le cas du blé et du seigle d'automne, produit des épis l'année suivante); B: bisannuelle; P: pérenne; Pc: pérenne à courte durée de vie

² E: érigé; sE: semi-érigé; G: grimpante; P: prostré; sP: semi-prostré

³ P: pivot; Ps: pivot superficiel; F: fibreuse

⁴ 1: faible; 2: modéré; 3: bon; 4: très bon; 5: excellent

N.B.: Ces informations proviennent de différents guides mais ne sont pas nécessairement adaptées aux conditions du Québec. Il faut donc utiliser ces données avec prudence. Les informations correspondent à des valeurs moyennes, qui peuvent fortement varier entre les cultivars.

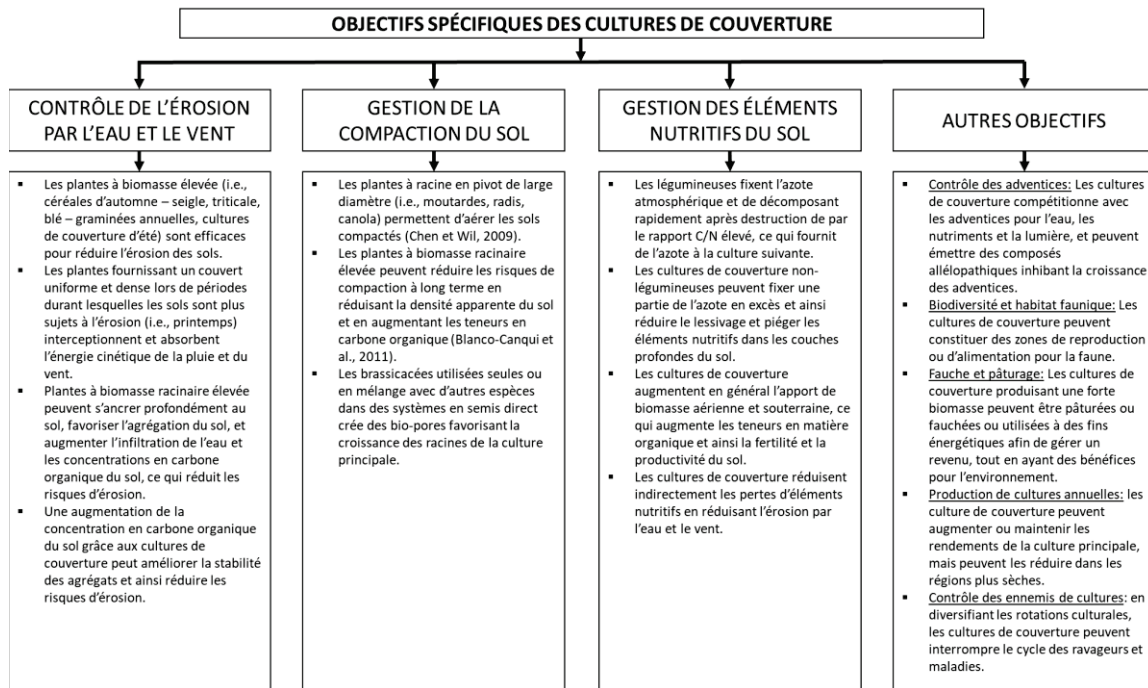


Figure 8 : Caractéristiques requises par les cultures de couverture pour assurer la fourniture de différents services écosystémiques (d'après Blanco-Canqui, 2015).

Plus d'une trentaine de plantes appartenant à trois groupes principaux (graminées, légumineuses et crucifères) sont classiquement cultivées comme cultures de couverture en climat tempéré. Ces espèces diffèrent fortement en matière de tolérance environnementale : le *ray-grass*, le trèfle rouge et le trèfle Alsike sont considérés comme plus tolérants aux inondations, le seigle et le lin ont des résidus persistants, le radis capture l'azote et le seigle d'automne est une espèce à croissance rapide et tolérante au froid. Les traits fonctionnels des plantes déterminent le plus souvent les services écosystémiques qu'elles fournissent : les espèces au système racinaire dense et profond améliorent l'infiltration de l'eau et la rétention des nutriments, tandis que celles avec une biomasse aérienne élevée limitent plus efficacement le ruissellement de l'eau et le développement d'adventices. D'après la théorie, des cultures de couverture composées de différentes espèces sont conseillées pour améliorer simultanément la fourniture de multiples services écosystémiques.

■ PRODUCTION DES CULTURES

Les impacts des cultures de couverture sur le rendement de la culture principale subséquente, bien que souvent positifs, sont parfois complexes à déterminer. Ils sont en effet souvent fortement dépendants du contexte d'étude, avec des rendements de la culture principale pouvant être améliorés, stables ou moindres, selon la littérature (Kuo et Jellum, 2000; Andraski et Bundy, 2005; Balkcom et Reeves, 2005; Olson et al., 2010; Blanco-Canqui et al., 2015; Vanasse et al., 2017). Assurer aux producteurs un revenu stable, sinon plus élevé, par l'établissement de cultures de couverture et de pratiques de régie adéquates est néanmoins une étape clef pour l'adoption à grande échelle des cultures de couverture. Le résultat de la relation entre la culture de couverture et le rendement de la culture principale dépend de multiples mécanismes, incluant des effets directs positifs (par exemple, la facilitation, compte tenu de l'augmentation du contenu du sol en azote) et indirects (par exemple, la compétition pour les ressources abiotiques), ainsi que des effets indirects potentiels, tels que le contrôle des adventices et le soutien des pollinisateurs ou des auxiliaires de culture. L'intensité de ces processus est aussi modulée par les caractéristiques de la culture de couverture, le type de culture principale et sa régie ou les conditions pédo-climatiques, qui influencent la réponse des rendements de la culture principale aux cultures de couverture (Blanco-Canqui et al., 2015; Vanasse et al., 2017).

Les réponses des cultures principales aux cultures de couverture diffèrent fortement. Dans une récente méta-analyse, Vanasse et al. (2017) ont révélé que les cultures de couverture induisent une augmentation de rendement ou un rendement stable dans 70 % des cas étudiés (sur 2 413 observations). L'effet positif des cultures de couverture sur le rendement (comparé à un traitement témoin sans culture de couverture) était le plus élevé chez les céréales (+22 %) et le maïs (+18 %), tandis qu'en soya, les rendements étaient indépendants de la présence d'une culture de couverture (c'est-à-dire stables). Cet effet dépendant de la culture principale suggère que les cultures de couverture doivent être attentivement sélectionnées en fonction de la rotation des cultures. De plus, pour le même type de culture principale, l'effet des cultures de couverture sur le rendement dépend largement des pratiques agricoles conduites. Parmi celles-ci, le type de travail du sol conditionne notamment la capacité des cultures de couverture à relarguer efficacement l'azote pour la culture suivante. En production de maïs, le semis direct, comparé au labour, est ainsi plus bénéfique aux rendements (Zhang et Blevins, 1996). De même, la fertilisation réduit l'effet des cultures de couverture sur le rendement de la culture principale suivante.

Les cultures de couverture diffèrent fortement dans leur capacité à augmenter les rendements de la culture principale. Les légumineuses, en particulier, grâce à leur capacité à augmenter le contenu en azote des sols par fixation de l'azote atmosphérique et à leur taux de décomposition rapide (faible rapport C/N) sont plus bénéfiques aux rendements de la culture subséquente que les graminées et les dicotylédones non légumineuses (comme les crucifères; Reddy et al., 1986; Mansoer et al., 1997; Blanco-Canqui et al., 2015). Vanasse et al. (2017) ont montré que les rendements du maïs augmentaient de 20 % lorsqu'il est cultivé après une culture de couverture composée d'une légumineuse ou d'un mélange de légumineuses et de non-légumineuses, tandis qu'ils restaient stables lorsqu'il est cultivé après une culture de couverture composée d'une non-légumineuse (crucifère) et qu'ils diminuaient de 5 % lorsqu'il est cultivé après une culture de couverture composée d'une graminée (selon une méta-analyse basée sur 87 études). Les rendements de céréales augmentaient de 27 % et de 19 % lorsque cultivées après une culture de couverture

composée d'une légumineuse et d'un mélange de légumineuses et de non-légumineuses respectivement, tandis qu'une culture de couverture de graminée n'augmentait pas significativement leurs rendements (Vanasse et al., 2017).

Des résultats similaires ont été observés dans une méta-analyse visant à quantifier l'impact des cultures de couverture hivernales sur le rendement du maïs. Basée sur 65 études étasuniennes et canadiennes (Marcillo et Miguez, 2017), cette autre méta-analyse donne les constats suivants : 1) une augmentation des rendements de 30 % à 33 % si le maïs est cultivé après une culture de couverture de légumineuse et lorsque les doses de fertilisation azotée étaient faibles ou qu'il s'agissait d'un système en semis direct, 2) des cultures de couverture de graminées n'influençaient pas significativement les rendements du maïs, 3) des cultures de couverture plurispécifiques augmentaient les rendements de 30 % lorsqu'elles étaient détruites tardivement (de zéro à six jours avant le semis du maïs au printemps). La réponse du rendement de la culture principale aux cultures de couverture de légumineuses peut également varier selon l'espèce de légumineuse choisie et, notamment, selon sa capacité à fixer l'azote. Des études comparatives récentes ont le plus souvent démontré que les cultures de couverture plurispécifiques avaient une productivité plus élevée que les cultures de couverture monospécifiques, mais avec des effets mitigés sur le rendement de la culture principale. Wortman et al. (2012; Nebraska) ont comparé la productivité de quatre légumineuses (vesce velue, gesse commune (*Lathyrus sativus*), pois fourrager, trèfle incarnat) et de quatre brassicacées (moutarde dite « Idagold », moutarde dite « Pacific Gold », radis huileux, canola dit « Dwarf Essex ») cultivées seules ou en mélange de deux, de quatre, de six ou de huit espèces et fertilisées avec 50 Mg ha⁻¹ de lisier liquide de bœuf de boucherie. Leur étude a montré que les monocultures de brassicacées étaient deux fois plus productives que les monocultures de légumineuses (2 428 kg ha⁻¹ par rapport à 1 216 kg ha⁻¹ de biomasse aérienne sèche) et que les cultures de couverture plurispécifiques étaient plus productives que les cultures de couverture monospécifiques (LER¹ > 1). De la même façon, Smith et al. (2014; New Hampshire) ont montré que les cultures de couverture de pois fourrager, de vesce velue, de moutarde, de seigle, de sarrasin et d'herbe de Soudan influençaient de la même manière la biomasse de l'avoine, que ces espèces soient cultivées seules ou en mélange, même si le mélange d'espèces permettait d'obtenir le LER le plus élevé. Ainsi, la diversité en espèces d'une culture de couverture n'est pas nécessairement corrélée positivement au rendement de la culture subséquente.

À de faibles doses de fertilisation azotée, les cultures de couverture de légumineuses augmentent généralement les rendements du maïs et du blé d'automne, tandis que les cultures de couverture de graminées les diminuent. L'effet des cultures de couverture (positif dans le cas des légumineuses, négatif dans le cas des graminées) diminue néanmoins avec la fertilisation (Miguez et Bollero, 2005; Blanco-Canqui et al., 2012; Vanasse et al., 2017). À de fortes doses de fertilisation azotée (supérieures à 60 kg N ha⁻¹), des rendements similaires de maïs sont le plus souvent observés en présence et en absence de culture de couverture. De plus, les paramètres physico-chimiques du sol, notamment la teneur en matière organique, interagissent avec le niveau de fertilisation pour moduler l'effet des cultures de couverture sur les rendements : l'impact positif des cultures de couverture augmente lorsque la teneur en matière organique des sols diminue (Vanasse et al., 2017). En absence de fertilisation, les rendements augmentent ainsi de 12 %, de 22 % et de 35 % pour des sols à teneur en matière organique de 5 à 10 %, 2 à 5 % et de moins de

¹ Le LER (ou *Land Equivalent Ratio*) permet d'évaluer les bénéfices de cultiver ensemble deux espèces ou plus, en comparant leurs rendements à celui de leur culture seule.

2 %, respectivement, tandis qu'à un niveau de fertilisation de 120 kg N ha⁻¹, l'influence positive des cultures de couverture sur le rendement n'est significatif que lorsque le contenu en matière organique du sol est inférieur à 2 % (augmentation de 9 % du rendement du maïs; Vanasse et al., 2017). À long terme, les cultures de couverture modifient toutefois les propriétés physico-chimiques des sols, notamment leur teneur en carbone organique, en azote et en eau, et améliorent ainsi la croissance et les rendements des cultures principales, en particulier en absence de fertilisation minérale (Blanco-Canqui et al., 2012).

Les effets bénéfiques des cultures de couverture sur les rendements augmentent généralement avec le temps. De nombreuses études suggèrent que plus de trois années sont nécessaires pour détecter un effet positif des cultures de couverture (Blanco-Canqui et al., 2015). Decker et al. (1994) ont mesuré une diminution des rendements de maïs de 5 % en moyenne la première année suivant l'établissement des cultures de couverture, mais une augmentation de 12 % trois années après établissement (culture de couverture monospécifique de vesce velue, de pois fourrager, de trèfle incarnat ou de blé d'automne semée après la récolte du maïs, à l'automne, en système de semis direct, comparativement au maïs cultivé sans culture de couverture, au nord-est des États-Unis).

La réponse des rendements des cultures diffère aussi selon que les cultures de couverture sont établies en intercalaire ou en dérobée l'année précédente. Les cultures de couverture composées de légumineuses augmentent les rendements du maïs, qu'elles soient cultivées en système intercalaire ou en dérobée (de 17 % et 27 % respectivement), tandis que les mélanges d'espèces incluant des légumineuses augmentent les rendements du maïs surtout s'ils ont été établis en dérobée l'année précédente (de 27 %; Vanasse et al., 2017). Chez les céréales, les cultures de couverture implantées en intercalaire ont un effet très positif sur les rendements subséquents de céréales, avec une augmentation de 23 %, alors que les cultures de couverture implantées en dérobée n'ont pas d'effet. Les cultures intercalaires composées de légumineuses sont aussi généralement plus bénéfiques aux rendements, du fait d'une plus longue période de croissance et d'une accumulation plus importante de biomasse (Mansoer et al., 1997; Schomberg et al., 2007).

Les relations entre les cultures de couverture et le rendement des cultures sont également déterminées en partie par certaines variables environnementales non contrôlées. Les précipitations en particulier constituent un facteur majeur affectant la performance des cultures de couverture et, donc, leurs impacts sur la culture suivante (Unger et Vigil, 1998). Les cultures de couverture sont en général mieux adaptées aux régions humides et subhumides qu'aux régions semi-arides, où la compétition pour les ressources en eau peut limiter les rendements, en interaction avec les conditions d'évapotranspiration de la parcelle et avec les techniques de travail du sol (Nielsen et Vigil, 2005; Holman et al., 2012; Burgess et al., 2014).

Les cultures de couverture composées de légumineuses ou d'un mélange de légumineuses et de non-légumineuses favorisent des rendements plus élevés, tandis que les cultures de couverture composées de graminées n'ont souvent pas d'effets, voire les réduisent. Les cultures diffèrent aussi dans leur réponse aux cultures de couverture : les céréales et le maïs bénéficient souvent de façon plus importante que le soya de la présence de cultures de couverture. De plus, un faible niveau de fertilisation, un faible contenu en carbone organique des sols et des précipitations élevées augmentent généralement l'effet positif des cultures de couverture. L'effet des cultures de couverture dépend aussi de leur système d'implantation (en intercalaire ou en dérobée), et leurs bénéfices se cumulent généralement au fil des saisons de culture (c'est-à-dire avec le temps, à partir du moment où elles sont cultivées). De multiples facteurs agronomiques et naturels doivent ainsi être pris en compte lors de la conception de systèmes agricoles durables et permettant des rendements acceptables.

■ CONTRÔLE DES ADVENTICES

Les cultures de couverture ont la capacité de contrôler, voire de supprimer les adventices par compétition directe pour les ressources (Hartwig et Ammon, 2002; Teasdale et al., 2007; Mirsky et al., 2013), étouffement (Hutchinson et McGiffen, 2000), allélopathie (Barnes et Putnam, 1987; Weston, 1996; Caamal-Maldonado et al., 2001; Kuntz et al., 2016), modification du microclimat au sol (Stigter et al., 1984) ou réduction de la levée des plantules d'adventices liée à la diminution de la pénétration de la lumière et aux obstacles physiques créés par les résidus (Creamer et al., 1996; Teasdale et Mohler, 2000). Les cultures de couverture sont donc une composante clef pour la gestion intégrée des adventices (Blackshaw et al., 2008) et fournissent une alternative pour limiter le recours aux stratégies classiques de travail du sol par labour ou d'application d'herbicides, qui ont des impacts environnementaux plus prononcés (comme l'érosion du sol et la pollution de l'eau).

Dans une récente méta-analyse de l'effet des cultures de couverture sur le contrôle des adventices et sur le rendement des cultures (basée sur 46 études), Osipitan et al. (2018) ont montré que les cultures de couverture induisent une suppression des adventices comparable aux méthodes classiques de lutte (labour et utilisation d'herbicides), sans affecter négativement les rendements du maïs, du soya et du blé. Cette étude a par ailleurs démontré qu'une forte production de biomasse et des résidus persistants déterminent la capacité des cultures de couverture à contrôler les adventices de façon plus déterminante que le type d'espèces (comme les plantes à feuilles larges par rapport aux graminées) ou la richesse en espèces (la monoculture par rapport au mélange). Certaines études ont néanmoins rapporté d'importantes variations entre espèces de la capacité des cultures de couverture à réprimer les adventices. Dans les systèmes en intercalaire de blé d'automne des prairies canadiennes semi-arides, la biomasse d'adventices diminue par exemple de deux à trois fois en présence de luzerne ou de pois fourrager semés à l'automne, alors qu'avec du trèfle rouge, la biomasse d'adventices était similaire à celle observée en l'absence d'une culture de couverture (biomasse aérienne sèche d'adventices du traitement témoin : 20 g m^{-2} ; Blackshaw et al., 2010), en accord avec de précédentes études identifiant une plus forte capacité compétitive de la luzerne contre les adventices, comparé au trèfle rouge (Exner et Cruse, 1993; Schlegel et Havlin, 1997).

Le seigle fournit un meilleur contrôle des adventices que la vesce velue puisque le poids sec d'adventices annuelles d'hiver diminue de 60 % en présence de vesce velue comparé à un traitement sans culture de couverture, de 65 % avec un mélange 67 %:33 % vesce velue/seigle, de 90 % avec un mélange 17 %:83 % vesce velue/seigle, et de plus de 90 % en présence de seigle uniquement, comme mesuré lors d'une expérience combinatoire conduite au Michigan (Hayden et al., 2014). Le seigle est en effet une espèce reconnue pour avoir un effet allélopathique contre les adventices à feuilles larges (Tabaglio et al., 2013). Wells et al. (2013; Caroline du Nord) ont montré que le seigle semé comme culture de couverture à l'automne et roulé immédiatement avant le semis du soya à la mi-mai réduit la densité d'amarante réfléchie (*Amaranthus retroflexus*) de 4 à 9 % comparé au traitement témoin et dans des proportions similaires au labour et à l'application d'herbicides après trois ans. Parmi les autres graminées, le *ray-grass* seul ou en mélange avec du trèfle semé dans des parcelles d'avoine ou de blé d'automne en agriculture biologique peut supprimer jusqu'à 70 à 74 % de la biomasse d'adventices en comparaison à un traitement sans culture de couverture, tandis qu'un engrais vert cultivé durant toute la saison de culture réduit la densité de graines dans la banque de graines des sols de 35 000 graines m⁻² à 15 000 graines m⁻² l'année suivante (Sjursen et al., 2012; Norvège).

Dans les cultures de couverture légumineuses incluant du mélilot ou des trèfles à croissance rapide, le contrôle des adventices s'effectue généralement par principe d'étouffement (De Hann et al., 1997; Fakhari et al., 2013). Les *Medicago* (*Medicago scutellata*, *M. polymorpha*, *M. lupulina*) peuvent réduire de 41 à 69 % la biomasse sèche d'adventices lorsqu'ils sont semés en intercalaire à de hautes densités (260 graines m⁻²) dans du maïs, tandis que leur capacité à contrôler les adventices diminue de façon logarithmique lorsque la densité de semis diminue (De Hann et al., 1997; Minnesota). Les trèfles diffèrent aussi dans leur capacité à contrôler les adventices en relation avec leur biomasse et avec leur taux de croissance (den Hollander et al., 2007), les cultures monospécifiques de trèfle de Perse (*Trifolium resupinatum*), de trèfle rouge, de trèfle Alsike, de trèfle d'Alexandrie et de trèfle incarnat étant les plus efficaces pour lutter contre les adventices, le trèfle blanc ayant un impact intermédiaire et le trèfle souterrain étant le moins efficace (den Hollander et al., 2012).

Une même espèce de culture de couverture diffère souvent dans sa capacité à contrôler les adventices à feuilles larges, comparé aux adventices graminéïdes (Worsham, 1991), ce qui peut rapidement modifier la composition des communautés adventices et, possiblement, aboutir à une augmentation des adventices les plus problématiques, comme observé avec l'amarante réfléchie, le chénopode blanc (*Chenopodium album*) et la morelle noire (*Solanum nigrum*) après trois ans de culture de seigle en intercalaire avec du maïs à faibles intrants dans le centre de l'Italie (Barberi et Mazzoncini, 2001). À l'inverse, le contrôle des adventices par les cultures de couverture a été montré comme stable au cours du temps par Uchino et al. (2012), au Japon, où le semis d'un mélange de vesce velue et de seigle d'automne dans le maïs et dans le soya a permis de contrôler efficacement les adventices, et ce, malgré des fortes variations interannuelles de climat et de conditions des parcelles liées à la rotation de cultures. Les pratiques agricoles interagissent en effet avec les espèces cultivées comme cultures de couverture pour moduler leur capacité de contrôle des adventices (Fakhari et al., 2013). Dans les prairies canadiennes, Bradshaw et al. (2010) ont montré que le mélilot officinal (*Melilotus officinalis*) semé avec du blé de printemps permettait de mieux lutter contre les adventices (notamment le cyprès d'été (*Kochia scoparia*) et la folle avoine (*Avena fatua*)). L'efficacité du contrôle des adventices dépendait toutefois de la méthode de destruction du mélilot : le labour avec incorporation complète du mélilot au sol était le plus favorable (73 adventices par m² en moyenne), en

comparaison avec un passage de disque avec incorporation partielle (126 adventices par m²), avec la fauche avec maintien des résidus au sol (101 adventices par m²) et avec la fauche à 30 cm de haut avec récolte du mélilot comme fourrage (161 adventices par m²). Cette dernière pratique permettait toutefois de réduire la quantité d'azote disponible dans les sols de 7 à 19 % grâce à l'exportation de la matière organique.

Baraibar et al. (2018) ont comparé le potentiel de contrôle des adventices de monocultures et de mélanges de cultures de couverture incluant deux légumineuses (le trèfle rouge et le pois autrichien), deux graminées (le seigle et l'avoine) et deux brassicacées (le radis fourrager et le canola) durant l'automne après la récolte du blé d'automne ou du maïs-ensilage en Pennsylvanie. Leur étude montre que les cultures de couverture composées de graminées ou les mélanges incluant trois, quatre ou six espèces étaient les plus efficaces pour lutter contre les adventices (41,4 et 54,2 kg d'adventices par ha, respectivement), alors que les cultures de couverture composées de brassicacées et de légumineuses étaient les moins efficaces (135,5 et 327,5 kg d'adventices par ha, respectivement). Les cultures de couverture n'incluant pas de seigle induisaient la plus forte production d'adventices au printemps suivant.

Une étude allemande a également démontré le potentiel contrasté de nouvelles espèces de cultures de couverture (sarrasin de Tartarie (*Fagopyrum tataricum*), radis fourrager, avoine rouge (*Avena byzantina*), amarante à grains (*Amaranthus cruentus*)) et d'espèces plus communes (moutarde blanche, radis huileux, phacélie) semées après la récolte du blé ou de l'orge d'automne à contrôler les adventices (Brust et al., 2014). Le contrôle précoce des adventices était favorisé par le radis huileux, seule espèce à réduire de huit fois la biomasse sèche d'adventices; la phacélie réduisait la densité d'adventices jusqu'à 77 %; le sarrasin de Tartarie offrait le meilleur couvert et diminuait le couvert d'adventices de plus de 96 %; le radis fourrager réduisait la densité d'adventices au printemps de plus de 81 % grâce à son importante biomasse racinaire. L'avoine rouge et l'amarante à grains ne contrôlaient que peu efficacement les adventices, du fait de leur lente émergence. De nouveaux mélanges d'espèces cultivées comme cultures de couverture pourraient donc être étudiées à l'avenir pour optimiser le contrôle des adventices et ainsi réduire l'utilisation d'herbicides.

Les cultures de couverture favorisent le contrôle des adventices en particulier par compétition directe et activité allélopathique. Elles permettent dans certains cas une réduction des adventices comparable à celle observée par labour ou par l'utilisation d'herbicides. L'efficacité de contrôle des adventices dépend notamment de la biomasse des cultures de couverture. Les graminées (en particulier le seigle) et les mélanges d'espèces permettent le plus souvent un contrôle des adventices plus efficace que les légumineuses seules. Certaines pratiques agricoles, comme de forts taux de semis des cultures de couverture ou l'absence de fauche, par exemple, favorisent aussi un meilleur contrôle des adventices.

■ SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES LIÉS À LA QUALITÉ DES SOLS ET DE L'EAU

Couvrir le sol pour le protéger de l'érosion et limiter les pertes d'éléments nutritifs par ruissellement et par lessivage est le but premier des cultures de couverture (Parker, 1915; Pieters et McKee, 1938; Reeves, 1994; Dabney et al., 2001). Les cultures de couverture améliorent généralement diverses propriétés interdépendantes des sols, incluant leur agrégation et leur stabilité, leur capacité de rétention des éléments nutritifs, leur stockage de carbone organique ou leur capacité d'infiltration de l'eau, qui contribuent ensemble à la fourniture de services écosystémiques (Blanco-Canqui et al., 2015). Étant donné les fortes interactions entre les services écosystémiques liés au sol et ceux liés à l'eau (figure 9), ces deux catégories de services sont présentées conjointement ci-après.

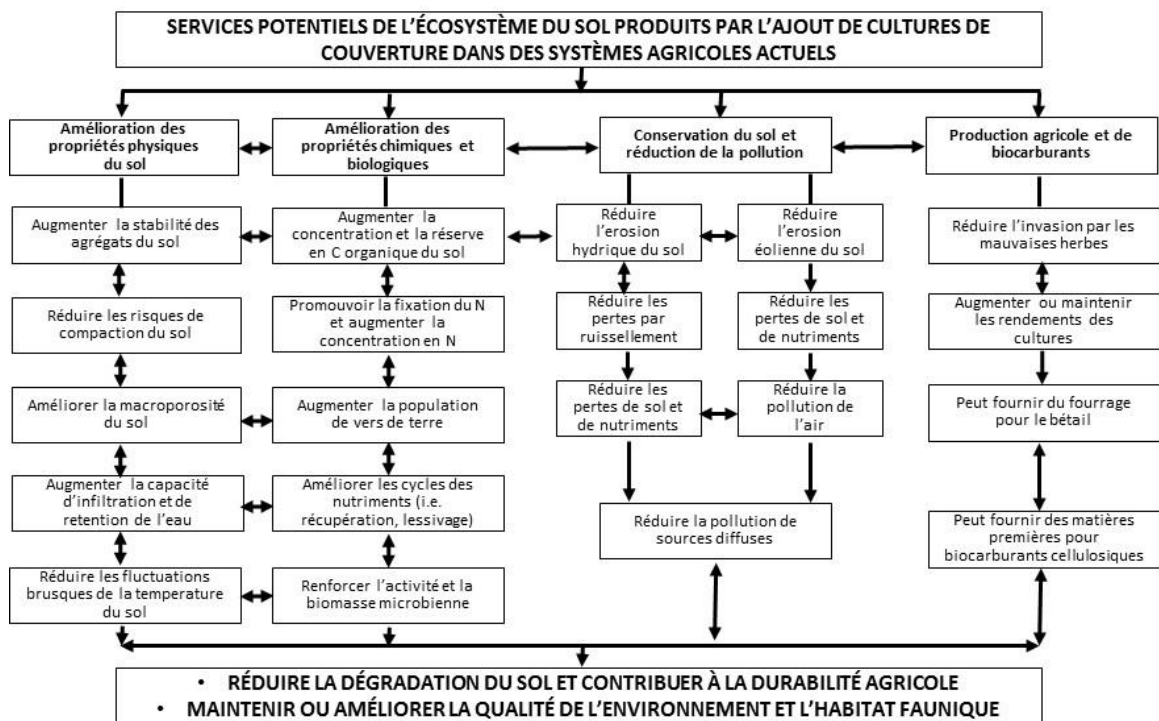


Figure 9 : Vue d'ensemble de la multifonctionnalité des cultures de couverture et de leur bénéfices écosystémiques (d'après Blanco-Canqui, 2015).

○ Interception des ruissellements

Les bénéfices des cultures de couverture associés à la réduction des ruissellements d'eau et à l'augmentation de l'infiltration sont largement reconnus, même si les pratiques agricoles (la période de culture des cultures de couverture, le type de culture principale ou la fertilisation) et les conditions naturelles (le type de sol, le climat, la pente) peuvent moduler ces bénéfices. Selon la littérature, la

magnitude de réduction des ruissellements d'eau induite par les cultures de couverture varie de 13 à 78 %, mais les études quantitatives restent rares (Blanco-Canqui et al., 2015). Sur loam limono-argileux de Hagerstown en Pennsylvanie, les ruissellements d'eau s'élevaient à 145 000 L ha⁻¹ en maïs labouré conventionnellement (pente de 14 %), à 14 900 L ha⁻¹ (-90 %) lorsque le maïs était semé sur un paillis constitué des résidus du maïs et à 6 350 L ha⁻¹ (-96 %) et à 5,925 L ha⁻¹ (-96 %) lorsque le maïs était semé sur un paillis constitué de lotier corniculé et de coronille changeante (*Securigera varia*) respectivement (Hall et al., 1984). Sur un loam limoneux du Michigan (pente : 3 %; précipitations : 996 mm an⁻¹), le ruissellement dans du maïs en semis direct, avec une culture de couverture composée de seigle, était réduit de 245 à 122 mm, comparé au même système sans culture de couverture (-50 %; Wendt et Burnell, 1985). Sur un loam sableux de Caroline du Nord (pente : 4 %; précipitations : 1 129 mm an⁻¹), un mélange de seigle et de vesce velue semé à l'automne, après la récolte d'ensilage de maïs et le passage d'un chisel, a permis de réduire le ruissellement à 19,7 mm contre 23,6 mm après le travail du sol à la charrue et sans culture de couverture (-13 %; Martin et Cassel, 1992). En Suisse, l'établissement de bandes de graminées et de légumineuses en alternance avec du maïs a conduit à une réduction des ruissellements de 118 242 L ha⁻¹ à 58 466 L ha⁻¹ (-50 %) relativement à du maïs cultivé de façon conventionnelle (Rüttiman, 2001). Lors d'une expérimentation de trois années conduite sur un loam fin de l'Oklahoma (pente : 2,8 à 6,0 %), Kaspar et al. (2001) ont montré que semer à la volée de l'avoine ou du seigle à la mi-août dans du soya ne réduisait pas significativement les taux de ruissellement la première année relativement à l'absence de culture de couverture (13,52 g m⁻² s⁻¹, 11,67 g m⁻² s⁻¹, 13,06 g m⁻² s⁻¹, respectivement), ni la deuxième année (15,14 g m⁻² s⁻¹, 17,25 g m⁻² s⁻¹, 16,39 g m⁻² s⁻¹, respectivement), mais que le ruissellement était intermédiaire avec l'avoine et significativement réduit avec le seigle la troisième année (20,24 g m⁻² s⁻¹, 19,02 g m⁻² s⁻¹, 21,14 g m⁻² s⁻¹, respectivement). Zhu et al. (1989) ont testé les effets de trois espèces de cultures de couverture semées à la volée sur un loam limoneux à la mi-septembre, avant la récolte de soya (le soya étant directement semé dans la culture de couverture les années suivantes) sur les ruissellements d'eau au Missouri (pente : 3 %; précipitations : 996 mm an⁻¹). La stellaire intermédiaire (*Stellaria media*), le pâturin du Canada (*Poa compressa*) et le brome des toits (*Bromus tectorum*) réduisaient les ruissellements de façon similaire (85 à 100 mm; -44 à -53 %), en comparaison avec l'absence de cultures de couverture (179 mm).

En plus de réduire les ruissellements d'eau, les cultures de couverture sont susceptibles d'améliorer différentes propriétés hydrauliques des sols, telles que la capacité d'infiltration de l'eau, la capacité de rétention de l'eau ou la conductivité hydraulique à saturation, et ce, par l'augmentation de l'agrégation du sol. Aux États-Unis, il a été montré que les cultures de couverture augmentent l'infiltration de l'eau de 1,1 à 2,7 fois sur des loams sableux ou limoneux à la fois en labour conventionnel et en semis direct (Folorunso et al. 1992; Blanco-Canqui et al., 2011; Steele et al., 2012). Ces effets ne sont néanmoins généralement détectés que sur le long terme. Aucun effet de cultures de couverture composées de vesce velue ou de blé d'automne n'a par exemple été observé dans du maïs en semis direct après trois années sur des loams sableux de la Caroline du Nord (Wagger et Denton, 1989), tandis que le seigle d'automne, la vesce velue et le trèfle incarnat augmentaient la porosité du sol, la conductivité hydraulique à saturation et la capacité de rétention de l'eau d'un loam limoneux de l'Arkansas après 17 ans (Keisling et al., 1994). Au Maryland (précipitations : 1 033 mm an⁻¹) après 15 ans d'expérimentation, le seigle a été plus efficace que l'absence de cultures de couverture pour augmenter les taux d'infiltration de l'eau lorsque semé durant la mauvaise saison dans des monocultures de maïs en semis direct (0,96 mm s⁻¹ par rapport à 2,30 mm s⁻¹ étant la plus forte différence observée), bien que de fortes variations aient été détectées entre les années et les sites d'étude (Steele et al., 2012). Lors d'une expérimentation de trois années, Kaspar et al. (2001) ont montré

que le seigle semé à la volée ou l'avoine semée à la volée comme culture de couverture dans du soya n'augmente les taux d'infiltration qu'à la troisième année, avec une augmentation significative pour le seigle ($13,00 \text{ g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) et intermédiaire pour l'avoine ($11,78 \text{ g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), comparé à l'absence de culture de couverture ($10,87 \text{ g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Au Kansas (précipitations : 830 mm an^{-1}), la crotalaire effilée (*Crotalaria juncea*) cultivée comme culture de couverture d'été dans une rotation de blé – sorgho en semis direct sur un loam limoneux durant 15 ans permettait d'augmenter plus fortement l'infiltration de l'eau que du soya à maturation tardive ou que l'absence de culture de couverture (infiltration cumulée : 15,5 cm, 11,4 cm, 5,7 cm, respectivement; Blanco-Canqui, 2011).

Les impacts des cultures de couverture sur la réduction des ruissellements d'eau et sur l'augmentation de l'infiltration dépendent de l'espèce utilisée, du nombre d'années depuis l'établissement de la culture de couverture, du type de travail du sol (le semis direct étant plus favorable que le labour, puisque ce dernier perturbe l'agrégation du sol et accélère la minéralisation du carbone organique; Sainju et al., 2003) et de la classe texturale du sol (les loams sablo-argileux répondant plus positivement que les loams argileux; McVay et al., 1989).

○ Contrôle de l'érosion

La présence de biomasse végétale (vivante ou morte) au sol conditionne largement les taux d'érosion (Pimentel et al., 1995). Certains auteurs ont par exemple estimé que les surfaces de l'Oklahoma non couvertes de seigle ou de blé d'automne perdaient de 2,5 à 4,8 fois plus d'eau que les surface couvertes (Sharpley et Smith, 1991). L'effet bénéfique des cultures de couverture pour la lutte contre l'érosion est largement reconnu. Les cultures de couverture permettent, en effet, de limiter les pertes de sédiments (et de nutriments) par ruissellement grâce à neuf mécanismes complémentaires. Ainsi, les cultures de couverture (i) fournissent un couvert végétal protégeant le sol, (ii) absorbent l'énergie des gouttes de pluie, (iii) réduisent le détachement des agrégats du sol, (iv) augmentent la rugosité de la surface du sol, (v) retardent l'infiltration des ruissellements, (vi) interceptent les ruissellements, (vii) réduisent la vélocité des ruissellements, (viii) augmente la période d'infiltration de l'eau et (ix) favorisent la formation d'agrégats stables (Blanco-Canqui et al., 2011). Les cultures de couverture représentent finalement une pratique intéressante pour diminuer la perte de sédiments par ruissellement et donc, potentiellement, la turbidité de l'eau dans les milieux aquatiques avoisinant les zones cultivées. Les sols de texture moyenne à fine, avec une faible teneur en matière organique et une structure peu développée, restent toutefois plus sensibles à l'érosion (Foster et al, 1985). L'efficacité du contrôle de l'érosion par les cultures de couverture dépend donc non seulement du type de travail de sol et de l'espèce cultivée comme culture de couverture (et de sa biomasse), mais aussi du type de sol (Blanco-Canqui et al., 2015).

De nombreuses études ont été réalisées pour quantifier l'impact des cultures de couverture sur le contrôle de l'érosion. Elles démontrent que, dans certains cas, les cultures de couverture permettent de réduire l'érosion à des taux proches de zéro. Au Michigan, les pertes de sol (loam limoneux à 3 % de pente) en maïs en semis direct avec un couvert de seigle durant l'hiver étaient réduites à $0,9 \text{ t ha}^{-1}$, contre 22 t ha^{-1} sans culture de couverture (-96 %; Wendt et Burnell, 1985). En Caroline du Nord, sur un loam sableux à 4 % de pente, le seigle et la vesce velue semés à l'automne, après la récolte et le labour de l'ensilage de maïs, ont

réduit les pertes de sol de 92 % relativement à un labour sans culture de couverture (3,3 t ha⁻¹ par rapport à 41,3 t ha⁻¹; Martin et Cassel, 1992). Des résultats semblables ont été rapportés en Suisse, où des bandes de graminées-légumineuses, en alternance avec du maïs, ont diminué la quantité de sol érodé de 8,30 t ha⁻¹ à 0,25 t ha⁻¹ (-97 %), comparé à un maïs conventionnel (Rüttiman, 2001). La stellaire intermédiaire, le pâturin du Canada et le brome des toits permettent aussi de réduire les pertes de sol, mais de façon similaire entre les trois espèces (0,19 t ha⁻¹ à 0,08 t ha⁻¹; -87 % à -96 %), lorsque semés à la volée dans du soya, comparativement à l'absence de culture de couverture (1,52 t ha⁻¹; Zhu et al., 1989).

Une expérimentation conduite pendant trois ans sur des loams fins d'Oklahoma (pente : 2,8-6,0 %) a montré que l'avoine et le seigle semés comme cultures de couverture dans du soya à la mi-août ne permettaient pas de réduire significativement les taux d'érosion dès la première année, en comparaison avec l'absence de culture de couverture (0,83 t ha⁻¹ heure⁻¹, 0,43 t ha⁻¹ heure⁻¹, 0,86 t ha⁻¹ heure⁻¹, respectivement; Kaspar et al., 2001). Toutefois, les taux d'érosion étaient réduits avec les deux espèces lors de la deuxième année (0,68 t ha⁻¹ heure⁻¹, 0,54 t ha⁻¹ heure⁻¹, 1,40 t ha⁻¹ heure⁻¹, respectivement), et avec le seigle seulement la troisième année (1,30 t ha⁻¹ heure⁻¹, 0,79 t ha⁻¹ heure⁻¹, 1,51 t ha⁻¹ heure⁻¹, respectivement). Étant donné que l'efficacité des cultures de couverture à contrôler l'érosion dépend principalement de leur biomasse, les mélanges d'espèces (par exemple, graminées et légumineuses) qui produisent une canopée plus dense et uniforme, ainsi qu'une biomasse totale plus élevée, permettent en général un meilleur contrôle de l'érosion (Wortman et al., 2012). Toutefois, les données quantitatives vis-à-vis de l'efficacité à contrôler l'érosion d'une vaste gamme d'espèces ou de mélange d'espèces restent sporadiques (Blanco-Canqui et al., 2015). Il faut aussi noter que les précédentes études visant à évaluer la contribution des cultures de couverture à la lutte contre l'érosion ont exclusivement été réalisées dans des environnements non régulièrement inondés. Les capacités des cultures de couverture à lutter contre l'érosion (mentionnées ci-dessus) sont donc très susceptibles d'être différentes en cas d'inondations importantes.

En plus de protéger les sols de l'érosion hydrique, les cultures de couverture apportent également une protection contre l'érosion éolienne (Bilbro, 1991; Unger et Vigil, 1998). Généralement, les graminées sont plus efficaces que les légumineuses pour réduire l'érosion éolienne en raison de leur décomposition plus lente et de la plus grande hauteur de leurs résidus (Blanco-Canqui, 2015). Cette protection des sols contre l'érosion par le vent est notamment permise grâce à la protection physique de la surface du sol, à l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol, ainsi qu'à leur plus grande cohésion, induite par le système racinaire des cultures de couverture.

○ Réduction des pertes de contaminants

Les cultures de couverture influencent positivement le stockage et le recyclage des éléments nutritifs dans les sols agricoles (Dabney et al., 2001, 2010; Cherr et al., 2006; Blanco-Canqui et al., 2011; Kaspar et Singer, 2011) en favorisant notamment (i) la fixation de l'azote atmosphérique, (ii) le piégeage des nutriments, (iii) la réduction du lessivage et (iv) la diminution de l'érosion des nutriments (Blanco-Canqui et al., 2015).

■ Azote

En cultures annuelles, le lessivage de l'azote s'effectue principalement hors de la saison de culture, lorsqu'aucune plante n'est présente pour absorber les nitrates et l'eau du sol (c'est-à-dire, classiquement, de la récolte de la culture principale jusqu'au développement de la canopée de la culture subséquente au printemps suivant). Les pertes d'azote depuis les parcelles agricoles ont donc majoritairement lieu en hiver (61 %-95 %; Guillou, 2018) et beaucoup plus rarement durant la saison de culture (46 %-70 %; Drury et al., 2009; Kaluli et al., 1999). Toutefois, elles sont aussi influencées par le type de culture principale, le niveau de fertilisation et les conditions climatiques (Guillou, 2018). En couvrant le sol lorsque la culture principale n'est pas encore présente, les cultures de couverture allongent la période d'absorption des nitrates et de l'eau, ce qui peut permettre la réduction du lessivage, même si certaines études ont mis en évidence un effet non significatif des cultures de couverture (Kaspar et al., 2012).

De larges variations de l'effet des cultures de couverture sur la réduction du lessivage de l'azote sont rapportées dans la littérature. Dans une récente méta-analyse de 28 articles, Thapa et al. (2018) ont mis en évidence que les cultures de couverture composées d'espèces non légumineuses réduisent en moyenne le lessivage de l'azote de 53 %, mais que l'espèce utilisée (les non-légumineuses à larges feuilles étant plus efficaces que les légumineuses), la date de semis (un semis précoce favorisant la rétention des nitrates) et une plus grande biomasse aérienne, tout comme le labour, les précipitations ou le type de sol influençaient largement la magnitude de cet effet. En se basant sur 16 études, Kaspar et Singer (2011) ont montré que la réduction du lessivage de l'azote par le seigle, la vesce velue, l'avoine, le blé d'automne, la moutarde, la vesce d'Amérique (*Vicia americana*) ou le *ray-grass* pouvait varier de 6 à 94 %. Dans une méta-analyse de 31 études en culture de maïs et de sorgho, Tonitto et al. (2016) ont montré que le lessivage de l'azote était en moyenne réduit de 70 % avec des cultures de couverture non légumineuses d'hiver et de 40 % avec des cultures de couverture légumineuses, en comparaison avec une jachère. Dans les systèmes d'agriculture irriguée, la méta-analyse de 44 articles réalisée par Quemada et al. (2016) a montré que remplacer une jachère par une culture de couverture non légumineuse réduisait le lessivage de 40 %, tandis que les cultures de couverture légumineuses n'influençaient pas significativement le lessivage.

Dans les cas des pays nordiques (Danemark, Suède, Finlande, Norvège) où les conditions climatiques après la récolte de la culture principale peuvent limiter le développement de cultures de couverture automnales (comme le blé d'automne), la méta-analyse de Valkama et al. (2015) a montré que le semis de cultures de couverture au printemps réduit le lessivage de 50 % avec une non-légumineuse, tandis qu'aucune différence significative n'a été observée entre l'absence de culture de couverture et une culture de couverture légumineuse. Les graminées et les brassicacées sont en effet plus efficaces que les légumineuses pour piéger l'azote (Dabney et al., 2011), mais fournissent moins d'azote à la culture suivante (Hargrove et al., 1986). Les légumineuses sont en effet connues pour fixer l'azote atmosphérique, alors que les graminées utilisent principalement l'azote contenu dans les sols et ne le relarguent que lentement et graduellement après destruction, ce qui permet de réduire les pertes de nutriments et d'améliorer leur efficacité d'utilisation, comparativement aux engrais minéraux contenant de l'azote rapidement soluble (Blanco-Canqui et al., 2015).

La capacité des cultures de couverture à utiliser l'azote du sol dépend largement de l'architecture de leurs racines. Thorup-Kristensen (2001) a par exemple mesuré les quantités d'azote lessivées par le seigle, le *ray-grass* italien, l'avoine, la phacélie, le canola, le radis fourrager et la vesce velue en relation avec le système racinaire de ces espèces et a montré que les quantités de nitrates dans les sols étaient largement corrélées à la profondeur et à la densité des racines – mais différemment suivant l'horizon du sol considéré. Ainsi, la quantité de nitrates était faiblement corrélée aux propriétés des racines dans la couche superficielle du sol (0-0,5 m), mais fortement corrélée à la densité de racines dans l'horizon 0,5-1,0 m et à la profondeur des racines dans l'horizon le plus profond (1,0-1,5 m). Dans cette expérience, les brassicacées (radis fourrager et canola) absorbaient au total de plus grandes quantités que les graminées, en particulier du fait d'une plus grande absorption de nitrates dans le premier 1,5 m du sol. Dans l'horizon 1,0-1,5 m, les concentrations en nitrates du sol variaient de 119 $\mu\text{g NO}_3 \text{ L}^{-1}$ sans culture de couverture à 61 $\mu\text{g NO}_3 \text{ L}^{-1}$ avec du *ray-grass* italien, 23 $\mu\text{g NO}_3 \text{ L}^{-1}$ en présence de seigle et seulement 1,5 $\mu\text{g NO}_3 \text{ L}^{-1}$ avec du radis fourrager. Le système racinaire important et profond des brassicacées (jusqu'à 2,4 m de profondeur dans le cas du radis fourrager dans un loam sableux du Danemark) permet ainsi la plus forte réduction du lessivage de l'azote (Kristensen et Thorup-Kristensen, 2004; Sapkota et al., 2012).

De nombreuses études ont comparé le potentiel de réduction du lessivage de l'azote entre espèces cultivées comme cultures de couverture. Martinez et Guiraud (1990) ont mis en évidence qu'établir du *ray-grass* italien dans une rotation de blé d'automne – maïs (culture de couverture établie après la récolte du blé et incorporée au sol avant le semis du maïs) réduisait le lessivage de l'azote de 64 % durant la période d'interculture en comparaison avec une jachère (40 kg N ha⁻¹ par rapport à 110 kg N ha⁻¹, soit 18,1 % et 7,1 % de la dose de fertilisant appliquée). Dans la plaine côtière Atlantique de la région de la baie de Chesapeake (Maryland), des études ont montré que l'inclusion de seigle comme culture de couverture d'hiver dans du maïs (semis à l'automne après la récolte du maïs grain) réduisait le lessivage de l'azote de 77 à 80 % relativement à une jachère et permettait la réduction des concentrations d'azote dans la nappe phréatique superficielle de 10-20 mg L⁻¹ à moins de 5 mg L⁻¹ sept ans après le premier établissement de cultures de couverture (Staver et Brinsfield, 1998). Au Kentucky, McCracken et al. (1994) ont étudié l'influence du type de fertilisant (solution minérale de N-NH₄ par rapport à la biomasse aérienne de vesce velue) et du type de culture de couverture (seigle, vesce velue, jachère) en production de maïs. Ils ont montré que les cultures de couverture composées de graminées ou de légumineuses permettaient respectivement de réduire le lessivage de 94 % et de 48 % (moyenne cumulée sur trois ans de nitrates lessivés : 6,11, 4,85 et 2,51 g N m⁻² pour les traitements NH₄/jachère, NH₄/seigle et biomasse de vesce velue/vesce velue, respectivement). Un certain nombre d'études a évalué le potentiel du seigle cultivé comme culture de couverture d'hiver pour réduire le lessivage des nitrates : le lessivage était réduit de 65 à 70 % comparé à une jachère en production de maïs (Oregon; Brandi-Dohrn et al., 1997), de 28 à 29 % en production de maïs irrigué (Delaware; effet non significatif; Ritter et al., 1998), de 28 à 68 % dépendamment du taux de fertilisation en production de maïs (Michigan; Rasse et al., 2000) et de 61 % en production de maïs en semis direct (Iowa; Kaspar et al., 2007). Dans les rotations maïs – soya en semis direct de l'Indiana, une culture de couverture de blé d'automne en conjonction avec une réduction de la fertilisation a aussi permis de diminuer le lessivage des nitrates de 61 % (Kladivko et al., 2004).

Dans une méta-analyse sur les cultures de couvertures en céréales de printemps dans les pays nordiques, Valkama et al. (2015) ont montré que le *ray-grass* italien était plus efficace à réduire l'azote du sol (-60 %) comparé au *ray-grass* vivace et au *ray-grass* « Westerworlds » (-25 %). Durant 13 à 17 ans

d'expérimentation en France, Constantin et al. (2010) ont évalué les effets de différentes cultures de couverture (moutarde blanche, *ray-grass* italien, radis et céréale d'automne semés en début d'automne, puis soit incorporés au sol ou laissés à la surface dans les traitements en semis direct), du semis direct et de la réduction des doses de fertilisants sur le lessivage des nitrates. Leur étude a montré que les cultures de couverture étaient plus efficaces pour réduire les pertes d'azote (de 36 à 62 %) que la réduction de la fertilisation, en comparaison avec une jachère. Pour trois de leurs quatre sites expérimentaux, seules les cultures de couverture permettaient de réduire les concentrations de nitrates dans les eaux de drainage sous le seuil réglementaire de 50 mg L⁻¹ pour l'eau potable. Même dans les parcelles drainées, l'établissement de cultures de couverture permettaient de retenir les éléments nutritifs dans la zone racinaire et de diminuer leur perte par les drains. En Iowa, après trois années, le seigle cultivé comme culture de couverture après le maïs, dans une rotation maïs – soya, réduisait les concentrations de nitrates dans les eaux de drainage de 13 % comparativement à un système sans culture de couverture (Strock et al., 2014). En Ontario, l'établissement de blé d'automne en maïs et soya réduisait les concentrations en nitrates dans les eaux de drainage de 21 à 38 % relativement à l'absence de culture de couverture, tandis que le contrôle du drainage réduisait ces concentrations de 15 à 38 % relativement à l'absence de contrôle des écoulements d'eau, la réduction la plus importante ayant été observée lorsque ces deux pratiques étaient combinées (Drury et al., 2014).

Les pratiques de gestion des cultures de couverture influencent également leur capacité à réduire les pertes de nitrates par lessivage. En particulier, récolter la biomasse des cultures de couverture comme fourrage permet souvent de diminuer de façon plus importante les pertes d'azote (Gabriel et al., 2013). La magnitude de la réduction du lessivage de l'azote par les cultures de couverture dépend aussi de la durée de la période disponible pour la croissance des plantes. Dans une expérience conduite en Nouvelle-Zélande, Teixeira et al. (2016) ont montré que les cultures de couverture réduisaient de 50 % en moyenne le lessivage de l'azote ($-17 \pm 8,2$ kg N ha⁻¹), tandis que l'efficacité de réduction du lessivage de l'azote diminuait graduellement lorsque le semis de la culture de couverture était retardé, du fait d'une moins longue période disponible pour leur croissance (de plus de 80 % à moins de 25 % pour un semis en mars comparé à un semis en juin). Cet effet était plus important que celui des variations climatiques interannuelles et de la capacité de rétention des sols. De plus, la technique et la date de destruction des cultures de couverture peut directement affecter les quantités d'azote disponibles dans les sols pour la culture suivante. Si les cultures de couverture sont détruites tardivement ou à maturité, l'azote du sol peut être immobilisé et donc non disponible pour la culture suivante, indépendamment de l'espèce utilisée comme culture de couverture, ce qui peut potentiellement induire des pertes de rendement (Dabney et al., 2001; Schomberg et al., 2007). L'immobilisation des éléments nutritifs est aussi souvent plus importante dans les régions avec de faibles précipitations, les sols à texture fine et les systèmes en semis direct (Blanco-Canqui et al., 2015).

En plus de réduire le lessivage de l'azote, les cultures de couverture ont également le potentiel de favoriser la dénitrification lorsque le sol est saturé en eau puisqu'à la fois le carbone et les nitrates sont directement disponibles. Le processus de dénitrification requiert en effet des conditions anoxiques pour que les bactéries du sol transforment les nitrates en diazote (N₂). Lors d'une expérimentation en mésocosme utilisant des carottes de sol issues d'un champ de maïs, Rosecrance et al. (2000) ont mesuré que les taux de dénitrification, cinq jours après la destruction de la culture de couverture (75 % des pores du sol étant saturés d'eau), était plus élevés avec la vesce velue (plus de 10 mg N par carotte de sol) qu'avec le seigle, un mélange seigle et vesce velue (50 %:50 %) ou une jachère (1-2 mg N par carotte de sol), tandis que 15

jours après destruction, tous les traitements montraient un taux de dénitrification réduit de moins de 1 mg N par carotte de sol. Néanmoins, peu d'études ont évalué à ce jour le potentiel des cultures de couverture pour la dénitrification.

Une méta-analyse de Basche et al. (2014) basée sur 26 articles (106 observations) a montré que les cultures de couverture réduisaient les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) pour 40 % des observations étudiées, mais les augmentaient dans 60 % des cas. À de faibles taux de fertilisation azotée notamment, les légumineuses augmentent plus fortement ces émissions que les non-légumineuses. Les cultures de couverture en décomposition également induisent des émissions de protoxyde d'azote plus élevées que les vivantes, tout comme l'incorporation des résidus au sol, comparativement à leur maintien à la surface du sol. Des précipitations annuelles élevées et variables favorisent aussi généralement l'émission de protoxyde d'azote. Toutefois, les émissions de protoxyde d'azote étant temporellement très variables, il convient de réaliser régulièrement des mesures au cours d'une année pour évaluer de façon fiable l'effet net des cultures de couverture sur les émissions de N₂O.

■ Phosphore

Les pertes massives d'azote et de phosphore par les systèmes agricoles contribuent à l'eutrophisation et à l'anoxie des milieux aquatiques (Tilman et al., 2002). Le phosphore peut être transporté par les ruissellements d'eau comme composé soluble immédiatement biodisponible ou comme composé particulaire lié aux sédiments ou contenu dans la matière organique et moins rapidement biodisponible (Sharpley et Smith, 1991). Bien que les pertes de phosphore depuis les zones agricoles dépendent des taux de ruissellement, du transport des sédiments et du drainage (51 à 95 % du phosphore étant perdu en cultures annuelles par les drains souterrains; Kaspar et Singer, 2011; Guillou, 2018), les cultures de couverture réduisent généralement ces pertes notamment lorsque qu'elles sont complémentées par des systèmes de contrôle de drainage.

Dans une synthèse de six études scientifiques, Sharpley et Smith (1991) ont estimé que les réductions de pertes totales de phosphore par les cultures de couverture pouvaient varier de 54 à 94 %. La majorité de ces réductions sont relatives au phosphore particulaire, ce qui indique que l'effet positif des cultures de couverture est attribuable principalement à la réduction du ruissellement et à l'érosion des sédiments. L'effet des cultures de couverture sur les charges de phosphore soluble dans les ruissellements est beaucoup plus variable (Sharpley et Smith, 1991). Dans l'état de New York, Klausner et al. (1974) ont évalué qu'un mélange *ray-grass* et luzerne comme cultures de couverture dans du blé en semis direct réduisait les pertes de phosphore soluble de 48 % (0,15 lb acre⁻¹ an⁻¹), comparé à un travail du sol par labour sans culture de couverture (0,29 lb acre⁻¹ an⁻¹), tandis que le *ray-grass* dans du maïs en semis direct réduisait ces pertes de 73 % (0,12 lb acre⁻¹ an⁻¹), comparé à un système avec labour et sans culture de couverture (0,44 lb acre⁻¹ an⁻¹). Sur le bassin versant de la baie de Chesapeake (Maryland), Angle et al. (1984) ont montré de façon similaire que l'établissement d'orge comme culture de couverture après la récolte d'un maïs en semis direct diminuait les pertes de phosphore total à 0,01 lb acre⁻¹ an⁻¹ contre 0,13 lb acre⁻¹ an⁻¹ avec du maïs avec labour et sans culture de couverture, mais n'avait pas d'effet sur les pertes de phosphore soluble. Selon Langdale et al. (1985), le seigle permet également de réduire les pertes de phosphore totales d'environ 66 %, comparé à l'absence de culture de couverture (1,24 par rapport à 3,64 lb acre⁻¹ an⁻¹). En semis direct

dans le soya, les pertes de phosphore soluble peuvent être réduites de 68 % avec une culture de couverture de stellaire intermédiaire ($0,15 \text{ lb acre}^{-1} \text{ an}^{-1}$), de 41 % avec du brome des toits ($0,24 \text{ lb acre}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et de 7 % avec du pâturin du Canada ($0,38 \text{ lb acre}^{-1} \text{ an}^{-1}$), comparé à l'absence de culture de couverture ($0,41 \text{ lb acre}^{-1} \text{ an}^{-1}$; Zhu et al., 1989). Plus récemment, dans l'état de New-York, Kleinman et al. (2005) ont montré que les pertes de phosphore totales, depuis des parcelles en maïs-ensilage, pouvaient être réduites de 74 % lorsque celui-ci était semé avec du *ray-grass* vivace, du trèfle rouge ou de la luzerne (relativement à l'absence de culture de couverture). En Illinois, Villamil et al. (2006) ont évalué que la mise en place de seigle ou de vesce velue à l'automne, après la récolte du maïs ou du soya et jusqu'au semis de la culture suivante (rotation maïs – soya), réduisait les stocks de phosphore disponibles dans les sols de 2 à 10 %, cette réduction étant plus prononcée avec le seigle qu'avec la vesce velue.

Malgré tout, une récente revue de littérature axée sur les systèmes agricoles du sud de la Scandinavie a mis en évidence de fortes variations de l'effet des cultures de couverture sur le lessivage du phosphore total (allant d'une augmentation de 86 % à une diminution de 43 %), principalement liées aux conditions climatiques et aux cycles de gel-dégel (Aronsson et al., 2016). Des questions ont en effet été soulevées à propos des sources potentielles de phosphore réactif dissous dans les ruissellements d'eau que peuvent constituer les résidus de cultures et les cultures de couverture après la saison de culture, lorsque les résidus végétaux se décomposent ou sont exposés aux cycles gel/dégel et aux précipitations. Lors d'une étude en laboratoire simulant la pluie, Miller et al. (1994) ont mesuré de plus fortes quantités de phosphore total dans les ruissellements issus de radis huileux relativement à des ruissellements issus de trèfle rouge ou de *ray-grass* annuel, ce qui serait lié à la plus grande quantité de phosphore présente dans la biomasse du radis huileux. En Ontario, Lozier et al. (2017) ont mis en évidence que les résidus de blé d'automne et des cultures de couverture composées de trèfle rouge ou d'avoine captaient beaucoup plus de phosphore dans leur biomasse qu'ils n'en relarguaient dans les ruissellements d'eau à la fonte des neiges. La biomasse végétale contribuait ainsi à des charges en phosphore réactif dissous de $0,165$ à $0,245 \text{ kg ha}^{-1}$ et en phosphore total de $0,295$ à $0,360 \text{ kg ha}^{-1}$ dans les ruissellements, soit une faible proportion du phosphore contenu dans la biomasse ($7,70 \text{ kg ha}^{-1}$ pour l'avoine, $1,70 \text{ kg ha}^{-1}$ pour le trèfle rouge, $0,03$ – $0,06 \text{ kg ha}^{-1}$ pour les résidus de blé). Ces auteurs ont par ailleurs remarqué qu'après la fonte des neiges, le phosphore extractible de l'eau était présent en plus grande quantité dans les zones basses plus sujettes aux inondations que dans les zones hautes. Des études complémentaires basées sur des mesures régulières semblent néanmoins requises pour quantifier la dynamique du phosphore en présence de culture de couverture.

■ Résidus de pesticides

Étonnamment, peu d'études ont évalué l'effet des cultures de couverture sur la réduction des pertes de résidus de pesticides depuis les parcelles en cultures annuelles (indépendamment de leurs effets indirects potentiels par le contrôle des adventices). Parmi celles-ci, Hall et al. (1984) ont montré, sur un loam limono-argileux de Hagerstown en Pennsylvanie, que les pertes de cyanazine dans les eaux de ruissellement et dans les sédiments érodés pouvaient être réduites de 87 % et de 95 % respectivement lorsque du maïs en semis direct était directement semé sur les résidus de l'année précédente, et de 95 à 100 % lorsque du maïs en semis direct était semé avec du lotier corniculé ou de la coronille changeante – en comparaison avec un

traitement sans culture de couverture. En Suisse, alterner le semis de maïs avec des bandes herbacées de graminées-légumineuses a permis de réduire les pertes d'atrazine dans les eaux de ruissellement et les sédiments de 99 % et de 67 % respectivement, par rapport à du maïs en régie conventionnelle (Rüttimann, 2001).

○ Augmentation du taux de matière organique des sols

Les cultures de couverture contribuent à augmenter les stocks de matière organique des sols agricoles en fournissant notamment un apport additionnel de biomasse souterraine (Blanco-Canqui et al., 2013). Le carbone organique du sol, dont la matière organique représente généralement 50 à 58 % (Nelson et Sommers, 1996), est l'une des propriétés majeures contribuant à la productivité des sols et à leur stabilité. En liant physiquement, chimiquement ou biologiquement les particules de sol entre elles, le carbone organique favorise en effet la formation d'agrégats stables (Colazo et Buschiazzi, 2010), ainsi que le stockage et la rétention des éléments nutritifs et de l'eau (Rawls et al., 2003; Blanco-Canqui et al., 2013).

La capacité des cultures de couverture à augmenter le contenu en carbone organique des sols dépend de l'espèce cultivée, de son apport en biomasse, de son taux de décomposition, du nombre d'années depuis l'établissement des cultures de couverture, des techniques de travail du sol, des stocks initiaux de carbone présents dans le sol, ainsi que du type de sol et des conditions climatiques (Kaspar et Singer, 2011; Blanco-Canqui et al., 2015). Il est toutefois important de se rappeler que la séquestration de carbone dans les sols est un processus lent et que des variations significatives du taux de carbone du sol ne sont généralement détectables qu'à long terme, non pas dans les premières années suivant la mise en place de cultures de couverture (Acuna et Villamil, 2014; Blanco-Canqui et al., 2014). De plus, la texture du sol (à savoir sa proportion d'argiles et son érodabilité) détermine sa capacité à stocker du carbone et donc, indirectement, la magnitude potentielle des cultures de couverture à favoriser l'accumulation de carbone (Hassink et Whitmore, 1997; Berhe et al., 2007). Les espèces cultivées comme cultures de couverture diffèrent aussi par le taux de décomposition de leur biomasse, ce qui influence indirectement les apports de carbone. En particulier, la décomposition plus lente des graminées favorise généralement l'accumulation de carbone, comparativement aux légumineuses (Blanco-Canqui et al., 2013). La vesce velue, par exemple, se décompose plus rapidement que le seigle du fait de son plus faible rapport C/N, même si la disponibilité en eau et les températures influencent également les taux de décomposition (Ruffo et Bollero, 2003). Les systèmes en semis direct favorisent l'accumulation de carbone dans les sols par les cultures de couverture en réduisant la vitesse de décomposition de la biomasse. La production de biomasse par les cultures de couverture peut aussi être limitée par de faibles précipitations (< 500 mm); leurs bénéfices sur les stocks de carbone du sol sont donc potentiellement plus élevés en climat tempéré qu'en climat semi-aride.

Une récente méta-analyse basée sur 37 études (139 observations) a estimé que la mise en place d'une culture de couverture utilisée comme engrais vert augmentait les concentrations de carbone organique dans les sols, comparativement à l'absence de culture de couverture, avec un taux d'augmentation annuel de $0,32 \pm 0,08 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les 22 premiers centimètres du sol (Poeplau et Don, 2015). Dans l'état de Washington, Kuo et al. (1997) ont évalué l'impact de six espèces cultivées comme cultures de couverture d'hiver en production de maïs sur les propriétés du sol après six ans. Bien que le seigle, le *ray-grass* et la

vesce velue avaient un impact positif, de fortes variations du taux de carbone organique du sol étaient observées selon les années et la profondeur du sol. En Géorgie, Sainju et al. (2003) ont montré qu'après sept ans, l'augmentation de la quantité de carbone organique du sol était plus élevée avec du seigle (+12 %) qu'avec du trèfle incarnat ou de la vesce velue (+8 %), en comparaison avec l'absence de culture de couverture dans des systèmes de production de maïs-ensilage et de tomates. En Illinois, Villamil et al. (2006) ont comparé la quantité de matière organique de sols entre quatre rotations culturales, incluant des cultures de couverture d'hiver (semées à la volée dans des résidus de maïs ou de soya et détruites au glyphosate avant le semis de la culture de l'année suivante). Ces stocks de matière organique étaient plus élevés avec une rotation maïs – seigle – soya – seigle et vesce velue (39 kg ha⁻¹) ou maïs – seigle – soya – vesce velue (38 kg ha⁻¹) qu'avec une rotation maïs – seigle – soya – seigle (36 kg ha⁻¹) ou maïs – jachère – soya – jachère (35 kg ha⁻¹). Les mélanges d'espèces sont généralement plus bénéfiques à l'accumulation de carbone organique dans les sols que les cultures de couverture monospécifiques, du fait d'une plus grande production de biomasse (Fae et al., 2009). En Ohio, Stavi et al. (2012) ont mesuré de plus fortes concentrations de carbone organique après la culture d'un mélange de pois fourrager et de radis (19,4 g kg⁻¹), comparativement aux mêmes espèces cultivées seules (15,9 g kg⁻¹ pour le pois fourrager, 17,6 g kg⁻¹ pour le radis). En Illinois, la vesce velue et le seigle permettaient également une plus grande accumulation de carbone dans l'horizon 0-75 cm dans les systèmes de semis direct (880 kg ha⁻¹ an⁻¹) qu'avec un travail du sol au chisel (490 kg ha⁻¹ an⁻¹) ou à la charrue (100 kg ha⁻¹ an⁻¹) après 12 ans (Olson et al., 2014). Les cultures de couverture composées d'espèces avec des racines en pivot sont aussi souvent plus favorables à l'accumulation de carbone en profondeur que les espèces à racines fibreuses dans les systèmes en semis direct (Stavi et al., 2012).

○ Activité biologique des sols

L'impact positif des cultures de couverture sur les propriétés physico-chimiques du sol contribue à leur plus grande activité biologique (Kaspar et Singer, 2011; Blanco-Canqui et al., 2015). Reeleder et al. (2006) ont rapporté une densité de 33,3 vers de terre m⁻² dans le maïs avec culture de couverture de seigle contre 12,8 vers de terre m⁻² sans culture de couverture, ainsi qu'une plus forte densité de microarthropodes du sol après huit ans d'étude. Les cultures de couverture favorisent aussi l'activité des mycorhizes arbusculaires; elles contribuent ainsi indirectement à augmenter l'absorption et la disponibilité des éléments nutritifs (Dabney et al., 2001). L'activité microbienne des sols, qui est essentielle pour la minéralisation et le recyclage des éléments nutritifs et qui constitue le principal processus liant la matière organique du sol aux éléments nutritifs assimilables par les plantes, est aussi généralement favorisée par les cultures de couverture. Reddy et al. (2003) ont montré que le trèfle incarnat ou le seigle, cultivés comme cultures de couverture en hiver dans des champs de soya au Mississippi, augmentaient la densité microbienne totale et la densité de propagules de champignons dans les sols après trois ans, comparativement à l'absence de cultures de couverture – même si le trèfle incarnat était plus bénéfique que le seigle du fait de son plus faible ratio C/N (et donc d'acides aminés et de glucides plus rapidement assimilables). De façon similaire, la biomasse microbienne du sol, l'abondance de bactéries hétérotrophes et l'activité enzymatique du sol augmentaient après culture de trèfle incarnat en production de maïs en labour conventionnel (Kirchner et al., 1993; Caroline du Nord), après culture de pois fourrager en blé d'automne (Bolton et al., 1985; État de Washington), et après culture de vesce velue en production de maïs (Mullen et al., 1998; Tennessee).

L'augmentation de l'activité microbienne du sol en présence de cultures de couverture est généralement corrélée positivement avec l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol, tandis que les variations de la biomasse microbienne, de la structure des communautés microbiennes, de la biomasse de champignons et d'hyphes influencent plutôt l'agrégation du sol (Mullen et al., 1998). Les cultures de couverture peuvent aussi contribuer à contrôler les nématodes et les champignons parasites de cultures (Kaspar et Singer, 2011). Les brassicacées et le seigle, en particulier, produisent des composés tels que des glucosinolates ou des acides organiques qui agissent comme composés modérément à hautement nématicides en conditions de laboratoire (Potter et al., 1998; Sarwar et al., 1998; McBride et al., 2000).

○ Stabilité des agrégats du sol

Grâce à leurs apports en carbone organique, les cultures de couverture sont à long terme bénéfiques aux propriétés physiques des sols et, notamment, à la stabilité des agrégats (Dabney, 1998; Blanco-Canqui et al., 2015). La teneur en carbone organique est en effet positivement corrélée à la stabilité des agrégats du sol (Blanco-Canqui, 2013). Les agrégats sont ainsi de 1,2 à 2 fois plus larges et stables en présence de cultures de couverture, même en cas de labour conventionnel (McVay et al., 1989; Liu et al., 2005; Blanco-Canqui et al., 2015). En général, l'effet des cultures de couverture sur la stabilité des agrégats est aussi relativement rapide (moins de trois ans; Blanco-Canqui et al., 2012). Dans des parcelles de sorgho labourées conventionnellement en Géorgie, McVay et al. (1989) ont rapporté une plus forte proportion d'agrégats stables à l'eau avec des cultures de couverture composées de trèfle incarnat (37,9 %), de vesce velue (36,7 %) et une proportion intermédiaire avec une culture de couverture composée de blé d'automne (32,6 %), comparativement à l'absence de culture de couverture (28,9 %). Villamil et al. (2006) ont montré qu'inclure de la vesce velue et du seigle seul ou en mélange dans une rotation de maïs – soya permettait d'augmenter la proportion d'agrégats stables relativement à l'absence de culture de couverture (41 à 44 % par rapport à 38 %). À l'inverse, aucune variation de la proportion d'agrégats stables n'a été observée lorsque du trèfle incarnat, de la vesce velue ou du blé d'automne étaient cultivés dans du maïs en semis direct (McVay et al., 1989) ou lorsque du radis était cultivé dans du soya labouré de façon conventionnelle (Aucune et Villamil, 2014). En ce qui concerne la taille des particules de sol, Hermawan et Bomke (1997) ont noté en Colombie-Britannique que le diamètre moyen des agrégats était plus élevé avec du *ray-grass* (2,0 mm) et du seigle (1,7 mm) qu'avec de l'orge (1,3 mm) ou que sans culture de couverture. Au Maryland, Steele et al. (2012) ont rapporté une augmentation de 30 % du diamètre moyen des agrégats stables dans du maïs avec une culture de couverture de seigle que sans culture de couverture (0,56 par rapport à 0,42 mm). Les cultures de couverture à maturation tardive, tout comme la crotalaire effilée comme culture de couverture d'été cultivée en rotation blé – sorgho, permettait aussi d'augmenter le diamètre moyen des agrégats stables de 76 % après 15 ans. Finalement, la plus grande stabilité des sols induites par les cultures de couverture favorise un meilleur stockage de l'eau, du carbone et des éléments nutritifs, tout en réduisant les risques d'érosion (Blanco-Canqui et al., 2015).

À l'échelle mondiale, la séquestration du carbone dans les sols agricoles par l'établissement de cultures de couverture, carbone qui serait sinon relargué dans l'atmosphère sous forme de CO₂, a aussi été identifiée comme une perspective majeure pour atténuer les changements climatiques (Lal, 1999). Poeplau et Don (2014) ont par exemple estimé que 12 x 10⁷ t an⁻¹ de carbone organique pourraient être séquestrées dans

les sols si 25 % des surfaces de culture annuelles dans le monde (soit 4 millions de km²) comprenaient des cultures de couverture, ce qui compenserait 8 % des émissions directes de gaz à effet de serre par les activités agricoles.

○ Compaction des sols

La compaction des sols résulte généralement en une réduction des flux d'eau, de chaleur et d'air, de l'absorption des éléments nutritifs et de l'eau, de la croissance des racines et, ultimement, des rendements des cultures (Schafer-Landefeld et al., 2004). Les cultures de couverture ont la capacité de réduire les risques de compaction des sols, voire d'inverser ce processus, dans des proportions toutefois différentes dépendamment de l'espèce utilisée, de sa biomasse souterraine (à savoir la quantité et l'architecture des racines) et de la durée disponible pour sa croissance (Chen et Weil, 2010). En Illinois, Villamil et al. (2006) ont montré qu'inclure du seigle, de la vesce velue ou un mélange de seigle et de vesce velue comme culture de couverture d'hiver dans une rotation maïs – soya en semis direct réduit la densité apparente du sol à 1,23-1,24 g m⁻³, contre 1,32 g m⁻³ en absence de culture de couverture. Au Maryland, Steele et al. (2012) ont mesuré une densité apparente du sol de 1,30 g m⁻³ lorsque du seigle était établi comme culture de couverture d'hiver dans du maïs en semis direct, comparativement à 1,40 g m⁻³ sans culture de couverture. La capacité des racines des cultures de couverture à pénétrer les sols déjà compactés diffère toutefois entre les espèces. Une étude conduite sur différents types de sols du Maryland a montré que le nombre de racines pénétrant l'horizon 15-50 cm de sols compactés et cultivés en semis direct était deux fois plus élevé pour le radis fourrager, relativement au canola et au seigle (Chen et Weil, 2010). Les espèces possédant un système racinaire pivotant ont une capacité de pénétration des sols plus élevée que les espèces avec un système racinaire fibreux concentré proche de la surface (Cresswell et Kierkegaard, 1995). En cas de forte compaction, une décompaction mécanique doit toutefois être envisagée pour permettre l'enracinement des cultures de couverture. L'augmentation de l'agrégation du sol et de sa teneur en carbone organique par les cultures de couverture permet aussi de réduire les risques de compaction, puisque la densité apparente des sols diminue lorsque leur teneur en carbone organique augmente. Ce mécanisme requiert toutefois plus de temps que le processus direct de forage du sol par les racines.

○ Microclimat du sol

Les cultures de couverture favorisent la régulation de la température au sol en atténuant les variations abruptes (notamment les différences de température entre le jour et la nuit) et en interceptant les radiations solaires, dépendamment de leur canopée et de la biomasse de résidus (Dabney et al., 2001). L'effet des cultures de couverture sur la température au sol varie aussi selon la saison, le type de travail du sol, l'espèce cultivée comme culture de couverture et le couvert de résidus (Teasdale, 1993). Les techniques de semis direct maintenant les résidus au sol sont ainsi plus bénéfiques pour la régulation des températures que l'incorporation des résidus par travail du sol (Blanco-Canqui et al., 2015). La capacité des cultures de couverture à réguler la température décroît de plus généralement au fil du temps, en relation avec leur décomposition, dont le taux dépend ultimement de l'espèce et de sa biomasse : à biomasse identique, les

légumineuses tendent à se décomposer plus rapidement que les non-légumineuses et les graminées, du fait de leur plus faible rapport C/N (Blanco-Canqui et al., 2015).

Au Maryland et dans l'État de New York, le maintien au sol de résidus de seigle et de vesce velue en mélange a réduit la température maximale au sol de 4°C et augmenté la température minimale de 1°C en moyenne (Teasdale et Mohler, 1993). Dans les prairies canadiennes (Manitoba), semer du trèfle d'Alexandrie à l'automne dans de l'avoine en semis direct a augmenté la température au sol à l'automne de 3°C et de 1°C au printemps, comparativement à l'absence de culture de couverture, induisant respectivement un gel du sol retardé et moins profond (de 0,2 m), une meilleure infiltration de l'eau issue de la fonte des neiges et une percolation plus profonde (Kahimba et al., 2008). Ces auteurs suggèrent ainsi que la mise en place de cultures de couverture annuelles est une pratique favorable à la réduction de l'excès d'humidité du sol durant la saison de croissance estivale et à l'accumulation de l'eau dans les sols à l'automne, à l'hiver et au printemps.

Les résidus de seigle sont plus efficaces que ceux de la vesce velue pour réduire les températures maximales au sol, cette dernière se décomposant plus rapidement (Teasdale et al., 1993). Pour une même espèce, une plus grande biomasse permet généralement une meilleure régulation de la température au sol. En plus d'un dégel plus précoce du sol qui favorise l'infiltration de l'eau, le drainage, la minéralisation de l'azote et un semis plus précoce de la culture principale dans les régions froides, les cultures de couverture permettent de réduire les températures maximales en été et contribuent ainsi à la réduction de l'évapotranspiration, à une meilleure conservation de l'eau dans les sols, à la formation d'agrégats stables et à une plus forte activité microbienne (Blanco-Canqui et al., 2015).

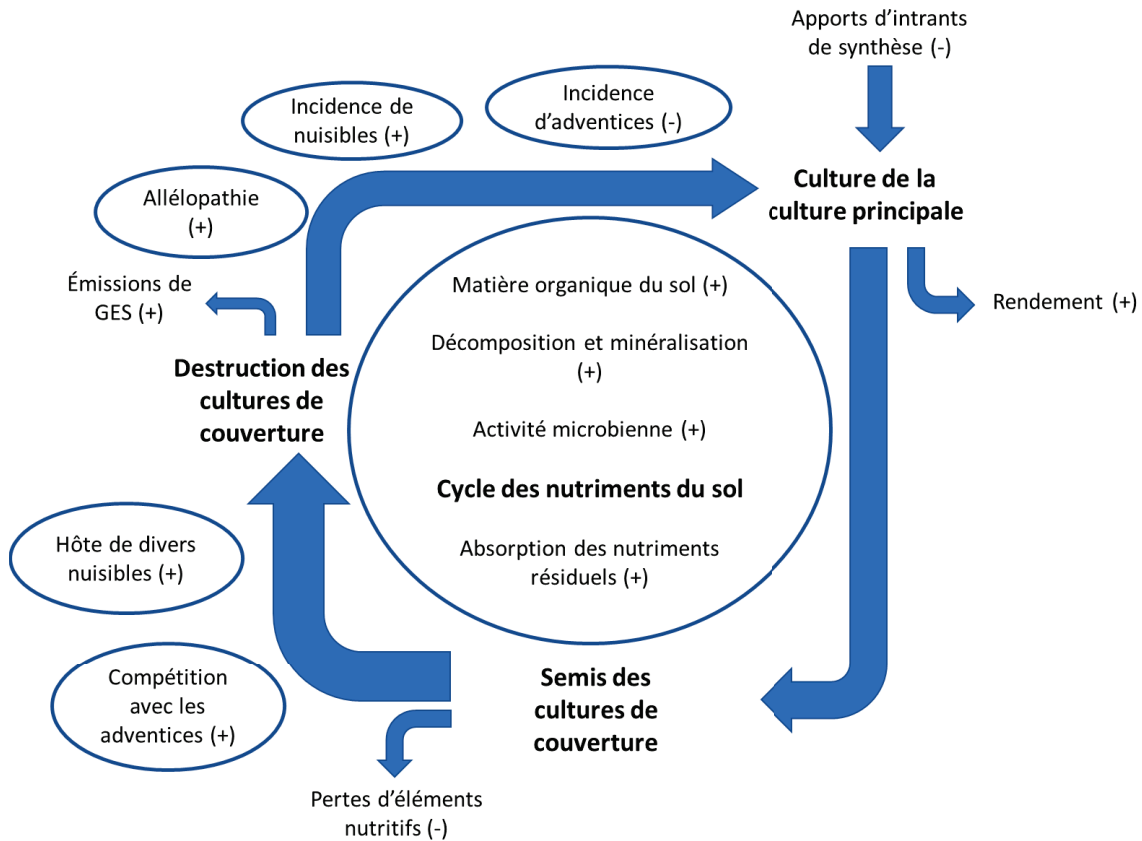


Figure 10 : Synthèse des bénéfices et des désavantages des cultures de couverture (d'après Daryanto et al., 2018).

Une récente méta-analyse de 377 études effectuée par Daryanto et al. (2018) a montré que les cultures de couverture ont un effet bénéfique pour la majorité des services écosystémiques étudiés, excepté l'émission de gaz à effet de serre et l'incidence de nématodes (figure 10). Les auteurs insistent toutefois sur le fait que la complexité de gestion des cultures de couverture ne doit pas être sous-estimée et que les conditions locales comme le climat, le type de sol, l'espèce cultivée et les techniques de travail du sol devraient être plus largement considérées pour optimiser les bénéfices environnementaux des cultures de couverture. Selon cette étude, des évaluations économiques détaillées sont également requises pour déterminer les bénéfices directs (par exemple, la réduction des doses de fertilisants minéraux) et indirects (par exemple, l'amélioration de la qualité des sols) des cultures de couverture.

Les cultures de couverture fournissent de multiples services écosystémiques liés à l'eau et au sol, incluant l'augmentation de l'interception des ruissellements, de l'infiltration de l'eau, du contrôle de l'érosion, de la teneur en carbone organique des sols et de leur activité microbienne, ainsi qu'une réduction des pertes d'azote et de phosphore. Ces effets dépendent toutefois de l'espèce cultivée, de sa biomasse, de son taux de décomposition ou de sa méthode de destruction. Les espèces à biomasse élevée, telle que le seigle, favorisent l'interception des ruissellements, tandis que les espèces au système racinaire dense et profond, comme les brassicacées, favorisent l'infiltration de l'eau et la rétention des éléments. En ce sens, les mélanges d'espèce sont susceptibles de fournir une plus grande diversité de services écosystémiques. Toutefois, les impacts positifs des cultures de couverture restent variables, augmentent généralement avec le temps et dépendent des techniques de travail du sol ou des conditions climatiques. Les cultures de couverture doivent donc être sélectionnées en fonction du contexte agricole et des enjeux environnementaux locaux. Par-dessus tout, les études ayant mis en évidence un impact positif des cultures de couverture sur l'eau et sur les sols ont majoritairement été réalisées dans des zones non régulièrement inondées. La façon dont les crues régulières peuvent moduler les bénéfices environnementaux des cultures de couverture reste méconnue.

■ CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

Peu d'études ont exploré l'effet des cultures de couverture sur la diversité faunique. Parmi celles-ci, Golawski et al. (2013) ont détecté en Pologne de fortes densités d'oiseaux hivernant dans les zones de maïs cultivé avec du seigle ou de l'avoine, des densités moyennes dans les zones de céréales d'automne (principalement le seigle) et des densités faibles dans les champs labourés ou cultivés avec de la moutarde blanche comme culture de couverture, même si peu de différences significatives ont été observées entre les habitats. À partir d'inventaires réalisés dans les vergers et vignobles de Californie, Smallwood (1996) a observé des abondances plus élevées de gaufre de Botta (*Thomomys bottae*) dans les parcelles de vesce « Cahaba » cultivée comme culture de couverture que dans les parcelles de graminées, de trèfle ou de medicago, et de plus grandes abondances de campagnols dans les parcelles de trèfle en semis direct. Au Kansas, Robel et Xiong (2001) ont montré qu'une culture de couverture de mélilots dans des parcelles de sorgho labourées augmentait la biomasse d'invertébrés, comparativement à l'absence de culture de couverture. Malgré un nombre restreint d'études, il est possible de penser que les cultures de couverture favorisent la faune en fournissant un abri, une zone d'alimentation ou une zone de reproduction, et en augmentant la diversité des habitats à l'échelle du paysage. Les oiseaux prédateurs peuvent ainsi être attirés par la plus grande abondance de vers de terre dans les sols cultivés avec des cultures de couverture, ou par la plus grande abondance d'insectes. En plaines inondables, lors des périodes de crues, les cultures de couverture sont aussi susceptibles de favoriser indirectement la vie aquatique, compte tenu de leur effet sur la qualité de l'eau. Des études approfondies restent toutefois nécessaires pour valider ces hypothèses et quantifier précisément les bénéfices que peuvent avoir les cultures de couverture sur la faune (tout

comme les effets que peut avoir la faune sur la production agricole – par exemple, les espèces auxiliaires par rapport aux indésirables).

PRAIRIES

■ TERMINOLOGIE

Les prairies correspondent aux écosystèmes terrestres, incluant les cultures fourragères, dont les communautés végétales sont dominées par des graminées et des herbacées à feuilles larges ou légumineuses, et dont les arbres et arbustes sont absents (voir également Gibson, 2009, pour une liste complète des différentes définitions des prairies). En plus des prairies naturelles (comme les écosystèmes naturels non gérés par l'homme, dominés par des plantes herbacées indigènes ou spontanées, non colonisés par les arbres du fait de la pression des herbivores sauvages et des perturbations naturelles régulières comme les crues ou les conditions climatiques; Allen et al., 2011), les prairies cultivées à des fins agricoles sont principalement vouées à la fauche pour la production d'ensilage ou de foin, ou utilisées pour le pâturage du bétail (Gibson et al., 2009). Le terme générique de prairies rassemble donc une grande diversité d'écosystèmes qui peuvent toutefois être classés selon leur longévité et l'origine des plantes qu'ils abritent (Allen et al., 2011) :

- Les prairies permanentes correspondent aux terres dont la végétation est composée de plantes fourragères pérennes ou annuelles se resemant naturellement et ayant la capacité de persister indéfiniment.
- Les prairies temporaires correspondent aux terres dont la végétation est composée de plantes fourragères annuelles, bisannuelles ou pérennes maintenues durant une courte période, le plus souvent quelques années.
- Les prairies annuelles constituent les cultures fourragères établies à chaque année, le plus souvent par semis de plantes annuelles, ce qui implique généralement un travail du sol, la destruction de la végétation existante ou d'autres pratiques agricoles.
- Les prairies semi-naturelles sont des écosystèmes gérés et dominés par des graminées et par des herbacées indigènes ou spontanées.
- Les prairies naturalisées sont composées d'espèces fourragères principalement introduites de diverses régions du monde et qui ont persisté dans les conditions environnementales et de gestion en place depuis une longue période de temps.
- Les prairies cultivées sont faites de plantes fourragères correspondant à des espèces domestiquées et introduites dont le maintien nécessite diverses pratiques agricoles comme le resemis, la fertilisation ou le contrôle des adventices.

Les prairies diffèrent ainsi des cultures de couverture étant donné que (i) les espèces qui les composent ne co-occurrent pas habituellement avec une culture annuelle, sauf si la prairie est établie avec une plante-abri de céréale, (ii) leur durée de culture est le plus souvent supérieure à une saison de croissance et (iii) leur principal objectif est la production de fourrages, bien que certaines cultures de couverture puissent servir de fourrage. Dans certains cas, une végétation pérenne est principalement établie pour favoriser la rétention des sédiments et des éléments nutritifs, comme dans le cas de bandes filtrantes composées de

panic érigé (*Panicum virgatum*). À la fois les prairies établies à l'échelle d'une parcelle entière et les bandes de végétation filtrante (c'est-à-dire les bandes de végétation herbacée pérenne établies au sein d'une parcelle en alternance avec des bandes de cultures annuelles) sont abordées dans cette revue de littérature.

Les prairies rassemblent une grande diversité d'écosystèmes dominés par des communautés herbacées plurispécifiques. En agriculture, les prairies sont surtout cultivées comme cultures fourragères pérennes (pâtures, ensilage, foin) avec de plus faibles doses de fertilisants que les cultures annuelles, mais peuvent aussi être établies sous forme de bandes de végétation pour limiter les pertes de sédiments et de contaminants.

■ ESPÈCES VÉGÉTALES D'INTÉRÊT

Les prairies sont naturellement constituées de communautés végétales diversifiées incluant de nombreuses espèces indigènes spontanées (Risser, 1988). Une liste restreinte d'espèces à intérêt agronomique peut toutefois être établie. Au Québec, ce sont 22 espèces (ou groupes d'espèces) qui ont été identifiées comme plantes fourragères (parmi lesquelles 12 sont recommandées et 10 couramment utilisées, mais non recommandées; tableau 3; CRAAQ, 2005). Cette liste compte 14 graminées et huit légumineuses, ainsi que 20 espèces pérennes et deux espèces annuelles (le *ray-grass* italien et le millet japonais) qui diffèrent par leur morphologie et leur tolérance environnementale. Parmi ces espèces, l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) et la fétuque élevée (*Schedonorus arundinaceus*) sont identifiés comme tolérants à très tolérants aux sols saturés d'eau et aux inondations temporaires (CRAAQ, 2005). En matière de survie à l'hiver, la fléole des prés (*Phleum pratense*) est considérée comme l'espèce la plus résistante au gel, tandis que la luzerne (*Medicago sativa*) et le dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*) sont les deux espèces les plus sensibles aux conditions hivernales (CRAAQ, 2005). Le taux d'établissement de ces espèces, leur persistance, leur tolérance à la fauche ou à l'herbivorie, leur appétence et leur digestibilité déterminent également leur utilisation agricole (tableau 3).

L'une des propriétés intéressantes des prairies est qu'elles sont le plus souvent implantées à partir de mélanges d'espèces qui, bien que pouvant être plus difficiles à gérer qu'une espèce seule (par rapport à la proportion relative des espèces et aux dates de récolte), offrent plusieurs avantages. Comparé aux prairies monospécifiques, les mélanges d'espèces fourragères incluant au moins une graminée et une légumineuse produisent notamment plus de biomasse, sont tolérants à une plus grande gamme de conditions pédologiques, ont une meilleure résilience face aux variations climatiques et contrôlent plus efficacement les adventices (CRAAQ, 2005; voir également les sections suivantes).

Tableau 3 : Principales caractéristiques des espèces fourragères recommandées ou couramment cultivées au Québec (d'après CRAAQ, 2005)

ESPÈCE	NOM LATIN	CYCLE DE VIE	PORT	TYPE DE RACINES	TOLÉRANCE ENVIRONNEMENTALE			CARACTÉRISTIQUES AGRONOMIQUES								
					Sol Inondé ou saturé d'eau	Gel	Chaleur / Sécheresse	Recommandé	Vitesse d'établissement	Persistence	Usage principal	Tolérance à la fauche	Tolérance au pâturage	Rendement potentiel	Risque de gonflement	
GRAMINÉES	Alpiste roseau	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	P	E	rhizome	très bonne	good	bonne / très bonne	oui	lente	très bonne	F / P	bonne			faible
	Brome des prés	<i>Bromus biebersteinii</i> Romer & J.A. Schultes	P	E	fibrous	très faible	bonne	bonne / très bonne	oui	lente	bonne	F / P	très bonne			faible
	Brome inerme	<i>Bromus inermis</i> Leyss.	P	E	rhizome	faible	bonne	bonne / très bonne	oui	lente	bonne	F / P	faible			faible
	Dactyle aggloméré	<i>Dactylis glomerata</i> L.	P	E	fibrous	faible	modérée	bonne	oui	rapide	moyenne	F / P	très bonne			faible
	Fétuque élevée	<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort.	P	E	fibrous	bonne	modérée	très bonne	oui	rapide	moyenne / bonne	F / P	très bonne			faible
	Fétuque rouge	<i>Festuca rubra</i> L.	P	sE	fibrous			très bonne	non, mais utilisé							faible
	Fétuque des prés	<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P. Beauv.	P	E	fibrous			très bonne								faible
	Fléole des prés	<i>Phleum pratense</i> L.	P	E	fibrous	modérée	très bonne	faible	oui	moyenne	très bonne	F / P	faible			faible
	Agrostides	<i>Agrostis spp.</i> L.	P	E / sE	fibrous				non, mais utilisé							faible
	Millet japonais	<i>Echinochloa frumentacea</i> Link	A	E			faible		non, mais utilisé			F				faible
	Pâturin des prés	<i>Poa pratensis</i> L.	P	sE	fibrous	modérée	bonne	faible	non, mais utilisé			P				faible
	Ray-grass vivace	<i>Lolium perenne</i> L.	P	E / sE	fibreux	modérée	modérée	faible	non, mais utilisé							faible
	Ray-grass italien	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	A	E	fibreux		faible		non, mais utilisé		lente	F / P				faible
	Panic érige	<i>Panicum virgatum</i> L.	P	E	rhizome											faible
LÉGUMINEUSES	Lotier corniculé	<i>Lotus corniculatus</i> L.	P	P / sE	pivot	modérée	bonne	modérée	oui	lente	moyenne / bonne	F / P	faible	très bonne	très bonne	élevé
	Luzerne	<i>Medicago sativa</i> L.	P	P / sE	pivot	faible	modérée	très bonne	oui	rapide	moyenne / bonne	F	modérée	faible	très bonne	élevé
	Trèfle blanc	<i>Trifolium repens</i> L.	P	P / sE	pivot	modérée	bonne	faible	oui	moyenne	bonne	F / P	très bonne	très bonne	bonne / très bonne	élevé
	Trèfle rouge	<i>Trifolium pratense</i> L.	P	P / sE	pivot	faible	faible	faible	oui	très rapide	faible	F	très faible	modérée	très bonne	élevé
	Trèfle alsike	<i>Trifolium hybridum</i> L.	P	P / sE	pivot	modérée	modérée	faible	non, mais utilisé	lente	moyenne	F				élevé
	Trèfle Kura	<i>Trifolium ambiguum</i> M. Bieb.	P	P / sE	rhizome	bonne	bonne	bonne	non, mais utilisé	lente		F				élevé
	Vesces	<i>Vicia</i> L.	P	P / sE	pivot				non, mais utilisé							
	Méillots	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Lam. <i>Melilotus albus</i> Medik.	P	E	pivot	faible	bonne	bonne	non, mais utilisé		moyenne					élevé

Cycle de vie: A : annuel; P : pérenne

Port: E : érigé; sE : semi-érigé; P : prostré

Usage principale: F : fourrage; P : pâturage

Les légumineuses permettent aussi de réduire les apports de fertilisants compte tenu de leur capacité à fixer l'azote atmosphérique et à augmenter la teneur en protéines des fourrages, leur valeur nutritive et leur digestibilité et compte tenu également des rendements acceptables qu'elles offrent durant les périodes chaudes et sèches. Pour leur part, les graminées réduisent le temps de séchage des fourrages, limitent les risques de gonflement chez les ruminants (pour une proportion de graminées supérieure à 40 %), contrôlent plus efficacement l'érosion des sols et le soulèvement gélival grâce à leur systèmes racinaires denses et augmentent la productivité des prairies grâce à leur plus grande longévité (CRAAQ, 2005). Au Québec, les mélanges recommandés pour la production de fourrages se basent soit sur 1) de la luzerne en association avec de la fléole, du brome inerme, du dactyle ou de la fétuque élevée, 2) du trèfle rouge en association avec de la fléole, du dactyle ou de l'alpiste roseau, ou 3) du lotier corniculé en association avec de la fléole (CRAAQ, 2005). Les mélanges à base de trèfle rouge ou de lotier corniculé sont généralement mieux adaptés aux sols mal drainés que les mélanges à base de luzerne (CRAAQ, 2005). En pâturages, les mélanges recommandés sont notamment les mélanges fléole – brome inerme, fléole – dactyle, fléole – fétuque élevée, fléole – alpiste roseau, dactyle – brome des prés, en association avec du trèfle blanc ou du lotier corniculé (CRAAQ, 2005). Avec le temps, les prairies sont également colonisées spontanément par d'autres espèces végétales.

Les conditions environnementales spécifiques au lac Saint-Pierre suggèrent l'alpiste roseau (tolérance élevée aux inondations malgré un taux d'établissement assez lent), la fléole (bonne tolérance au gel), le trèfle rouge et le lotier corniculé comme espèces les mieux adaptées aux cultures fourragères. Les mélanges fourragers incluant plus de deux espèces sont aussi susceptibles d'être plus résilients aux variations environnementales et aux perturbations naturelles fréquentes, selon l'hypothèse diversité – stabilité (d'après Tilman et Downing, 1994; et Tilman et al., 1996).

Environ 22 espèces sont communément cultivées comme plantes fourragères au Québec, celles-ci étant le plus souvent implantées en mélange pour une durée de deux à sept ans. Différents degrés de tolérance environnementale et de performance agronomique caractérisent ces espèces, l'alpiste roseau et la fléole étant les espèces considérées comme les plus tolérantes aux crues et au gel, respectivement.

■ QUALITÉ FOURRAGÈRE

La qualité d'un fourrage dépend principalement de sa valeur nutritionnelle et de sa digestibilité. La valeur nutritionnelle est définie comme la teneur et la forme des composés nutritifs (glucides et protéines solubles et non solubles, lipides, minéraux, vitamines) qui déterminent en partie la digestibilité. Elle est le plus souvent mesurée comme le rapport de la matière sèche absorbée sur la matière sèche éliminée soit par un animal *in vivo*, soit par la flore du rumen *in vitro* (CRAAQ, 2005).

Les glucides contenus dans les plantes fourragères constituent la principale source d'énergie pour les ruminants, 65 % à 75 % de cette énergie étant estimée provenir d'acides gras volatils qui résultent de la dégradation des glucides par la flore du rumen (CRAAQ, 2005). Ces glucides incluent des composés non fibreux (comme le glucose, le fructose, le maltose) rapidement dégradés et des composés fibreux (comme la cellulose, l'hémicellulose, la lignine), à dégradation plus lente (CRAAQ, 2005). Les légumineuses contiennent généralement de plus fortes teneurs en glucides non fibreux que les graminées (8 % par rapport à 1 % pour la pectine, par exemple). Une plus forte proportion de fibres non solubles dans un détergent acide (principalement la lignocellulose) réduit également la digestibilité des fourrages et leur valeur énergétique (CRAAQ, 2005). Les lipides (incluant les acides gras comme l'acide oléique, l'acide linoléique ou l'acide palmitique) ont une plus forte valeur énergétique que les glucides, mais ne sont généralement présents qu'en faible quantité dans les plantes fourragères (CRAAQ, 2005). La proportion de lipides dans la matière sèche des plantes fourragères varie par exemple de 1,58 % pour l'alpiste roseau à 2,11 % pour le dactyle (Gervais, 1991). La teneur en protéines des fourrages est le plus souvent évaluée par leur concentration en azote total, dont une première part correspond à l'azote contenu dans les protéines (comme les protéines solubles, les protéines à dégradation lente, l'azote lignifié), qui peuvent être dégradées ou non dans le rumen, et une seconde part à d'autres types de composés (comme l'urée, les purines, les amides, les alcaloïdes) rapidement dégradés par la flore du rumen (CRAAQ, 2005). En plus de la teneur et de la forme de ces éléments nutritionnels, la qualité du fourrage peut aussi décroître avec la présence de molécules potentiellement toxiques pour le bétail qui réduisent son appétence, comme par exemple certains alcaloïdes (Kuldau et Bacon, 2008; Repussard, 2014).

La plupart des variétés recommandées au Québec ont été sélectionnées pour leur valeur nutritionnelle élevée. En particulier, des cultivars d'alpiste roseau à faible teneur en alcaloïdes (gramine, hordenine, tryptamine, β -carboline) ont été développés pour améliorer leur appétence (Marten, 1973). Le contenu en alcaloïdes de l'alpiste roseau constitue un caractère héritable (Roe et Mottershead, 1962; Baker et Hovin, 1972) et peut varier de moins de 0,01 % du poids sec ($610 \mu\text{g g}^{-1}$ de matière sèche pour des repousses de trois semaines) à plus de 1 % ($4\,080 \mu\text{g g}^{-1}$ de matière sèche), dépendamment du génotype (Simons et Marten, 1972; Coulman et al., 1976). Les conditions environnementales telles que l'intensité lumineuse, l'humidité ou la fertilité du sol induisent toutefois des variations du contenu en alcaloïdes (Simons, 1970; Frelich et Marten, 1972). Les nouveaux cultivars à faible teneur en alcaloïdes développés à des fins de production fourragère incluent par exemple MN-76, Palaton ou Venture (Scheffer et al., 1990). Considérant la forte tolérance de l'alpiste roseau aux inondations, de nouvelles études semblent nécessaires pour évaluer le rôle de l'hybridation avec les populations sauvages, des conditions environnementales ou d'autres molécules que les alcaloïdes (cf. Coulman et al., 1977) dans la diminution de l'appétence des fourrages et, de ce fait, encourager la culture de cette espèce en zone inondable.

Le choix des espèces fourragères est généralement conditionné par les contraintes environnementales, les pratiques agricoles et leur valeur nutritionnelle. La qualité d'un fourrage dépend en effet du contenu énergétique, de la teneur en protéines, de la digestibilité et de l'appétence des espèces cultivées. En particulier, l'alpiste roseau, bien que très tolérant aux inondations, peut parfois produire des fourrages de faible qualité, même si de nouveaux cultivars à faible teneur en alcaloïdes ont été développés.

■ SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES LIÉS À LA QUALITÉ DES SOLS ET DE L'EAU

En fournissant une couverture végétale permanente, les prairies assurent différents services écosystémiques liés au sol et à l'eau, selon des mécanismes similaires aux cultures de couverture, incluant le contrôle de l'érosion, la diminution des pertes d'éléments nutritifs ou l'augmentation de la teneur en carbone organique des sols (figure 11). Dans de nombreux cas, les bénéfices des prairies pour l'environnement agissent néanmoins différemment des cultures de couverture à l'échelle temporelle (lorsque des prairies font partie de la rotation) ou spatiale (lorsque des bandes prairiales sont établies).

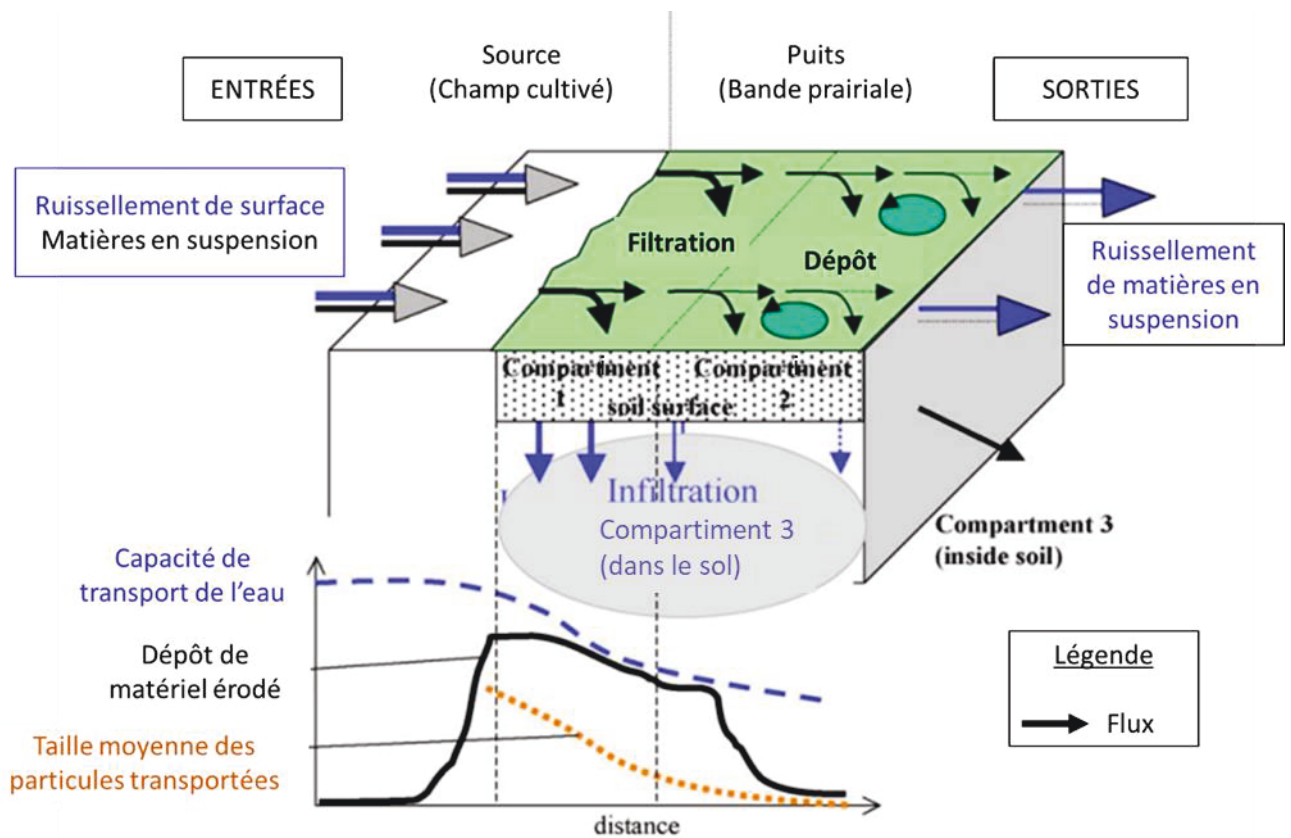


Figure 11 : Représentation schématique du fonctionnement des bandes prairiales (d'après Dorioz et al., 2006).

○ Contrôle du ruissellement et de l'érosion

De nombreuses études ont mis en évidence que la pérennialisation des agroécosystèmes (c'est-à-dire l'établissement de plantes pérennes sur des terres agricoles; Asbjornsen et al., 2013) par la mise en place

d'une rotation prairie – culture annuelle constitue une stratégie efficace pour réduire le ruissellement de l'eau et augmenter son infiltration, ce qui favorise le contrôle de l'érosion. Dans l'est des États-Unis, les pâturages permanents, comparés aux cultures annuelles labourées de façon conventionnelle, diminuent la proportion de précipitations résultant en ruissellements d'eau de 38 % (ca 32 % par rapport à 20 %) et les pertes de sols de 92 % (ca 6,5 t ha⁻¹ par rapport à 0,5 t ha⁻¹; Franzluebbbers, 2008; Franzluebbbers et al, 2014). En Serbie, Gajic et al. (2008) ont mesuré un taux d'infiltration 2,4 fois plus élevé sur un fluvisol cultivé en prairie (10,17 cm h⁻¹), comparativement à la culture de blé (4,26 cm h⁻¹), ainsi qu'une densité apparente 1,1 fois plus élevée (1,41-1,51 t m⁻³ par rapport à 1,31-1,44 t m⁻³), tandis que la capacité au champ était 0,9 fois plus faible de par la présence de macropores dans le sol cultivé en prairie. En Iowa, Bharati et al. (2002) ont toutefois mesuré des taux d'infiltration cumulés similaires entre une prairie de brome inerme, de fléole et de pâturin des prés continuellement pâturée et des champs de maïs et soya. Sur le bassin versant de la rivière Raccoon (9,364 km²; Iowa), des modèles prédictifs de l'effet des changements d'occupation des terres sur les ruissellements d'eau, basés sur 87 années de données historiques, ont révélé qu'une augmentation de 20 % des cultures annuelles (maïs et soya) aux dépens des pâturages et des cultures fourragères (avoine, luzerne, foin) conduisait à une augmentation de 20 mm des ruissellements d'eau (ruissellements de surface et souterrains; Schilling et al., 2008). Au Wisconsin, Brye et al. (2000) ont comparé les bilans hydrologiques entre une prairie naturelle restaurée depuis 21 ans et brûlée aux trois ans, du maïs en semis direct et du maïs labouré au chisel. Leurs résultats montrent que la prairie avait une plus grande rétention d'eau dans le sol en profondeur, une plus grande évapotranspiration et un plus faible ruissellement (199 mm d'eau), tandis que le ruissellement était similaire entre le maïs en semis direct et le maïs labouré (563 mm et 793 mm, respectivement). En Uruguay, l'érosion des sols a été estimée en moyenne à 19 t ha⁻¹ avec une rotation de cultures annuelles labourées conventionnellement, à 7 t ha⁻¹ avec une rotation de cultures annuelles labourées conventionnellement et de pâturages, à 3 t ha⁻¹ avec une rotation de cultures annuelles en semis direct et à moins de 2 t ha⁻¹ avec une rotation de cultures annuelles en semis direct et de pâturages ou avec un pâturage naturel permanent (Garcia-Prechac et al., 2004). En Lituanie, Jankauskas et Jankauskiene (2003) ont montré qu'inclure quatre années de cultures fourragères pérennes dans une rotation de cultures annuelles (seigle d'automne – orge de printemps – pommes de terre) réduisait les taux d'érosion de 21 à 24 % avec un mélange prairial composé de deux espèces (fléole et trèfle blanc, dont moins de 50 % de graminées) et de 77 à 81 % avec un mélange de cinq espèces (fléole, trèfle blanc, féruque rouge, pâturin des prés et lotier corniculé, dont plus de 50 % de graminées).

L'efficacité des prairies à réduire le ruissellement et à piéger les sédiments dépend en partie des pratiques de gestion. En particulier, le type de travail du sol après la récolte de cultures fourragères peut conduire à une importante augmentation des pertes de sols. Dans le Dakota du Sud, Lindstrom et al. (1998) ont mesuré des pertes de sols de 12,5 t ha⁻¹ après le labour d'une parcelle de luzerne – brome inerme, tandis que ces pertes étaient réduites à 0,2 t ha⁻¹ en semis direct. L'intensité de pâturage peut également être ajustée pour optimiser le contrôle de l'érosion. Une plus forte intensité d'herbivorie peut aboutir à un ruissellement plus élevé. Chanasyk et al. (2003) ont par exemple montré que le ruissellement induit par la fonte des neiges en Alberta était plus élevé dans des prairies très fortement pâturées (4,8 unités de bétail par mois et par hectare, AUM ha⁻¹) comparativement aux prairies fortement pâturées (2,4 AUM ha⁻¹), tandis que le ruissellement induit par les orages d'été était plus élevé dans les prairies fortement pâturées. La quantité de biomasse végétale récoltée peut aussi limiter l'efficacité de contrôle de l'érosion par les prairies. En Illinois, Wilson et al. (2011) ont montré que récolter la biomasse des cultures pérennes établies dans le cadre du US Conservation Reserve Program augmentait les ruissellements de 13 à 14 % et les pertes de

sédiments de 21 %, comparé à leur maintien. La même étude a également montré que les plantes pérennes C4 (barbon de Gérard (*Andropogon gerardii*), panic érigé) étaient plus efficaces pour réduire le ruissellement et les pertes de sédiments (de 27 % et de 30 % respectivement) que le brome durant la première année. À l'inverse, Rankins et al. (2001) n'ont pas détecté de différence de ruissellement et de perte de sédiments en comparant le barbon de Gérard, l'herbe grama (*Tripsacum dactyloides*), le panic érigé et la fétuque élevée. Des études plus approfondies semblent néanmoins nécessaires pour évaluer les différences de l'efficacité des plantes fourragères à contrôler l'érosion. Par exemple, Self-Davis et al. (2003) ont comparé l'effet du panic érigé, du *Bothriochloa caucasia*, du chiendent pied-de-poule (*Cynodon dactylon*), de l'herbe grama et de la fétuque élevée sur les ruissellements et l'infiltration d'eau après six semaines de croissance. Leurs résultats ont montré que la fétuque élevée était plus efficace que les quatre autres espèces pour réduire le ruissellement de 30 mm et l'infiltration de 19 %, même si le volume de ruissellement était réduit de 18 % pour toutes les espèces lorsque leur canopée n'était pas coupée. Schultz et al. (1997) ont suggéré que les espèces de saison chaude, grâce à leurs tiges rigides et à leur système racinaire développé (comme le panic érigé), sont plus efficaces pour retenir les sédiments et les éléments nutritifs que les herbacées de saison froide comme le brome ou la fétuque, qui tendent à s'aplatir sous le ruissellement.

En plus de la diversification dans le temps (à savoir l'inclusion de prairies dans des rotations de cultures annuelles), la réduction du ruissellement et de l'érosion depuis les cultures annuelles peut être favorisée par une pérennialisation spatiale des agroécosystèmes, c'est-à-dire par l'établissement de bandes prairiales. Ces bandes de végétation pérenne permettent en effet de contrôler l'érosion provenant des cultures annuelles adjacentes en piégeant les sédiments. Dans une méta-analyse de 73 articles incluant bandes prairiales et riveraines, Zhang et al. (2010) ont estimé une efficacité médiane de capture des sédiments par les bandes végétalisées de 86 %, tandis qu'Helmers et al. (2005) ont évalué une réduction des pertes de sédiments dans les ruissellements d'eau par les bandes prairiales de 45 à 100 % d'après une revue de 19 articles. Cette seconde étude, conduite au Nebraska, concluait aussi que des bandes prairiales composées de barbon de Gérard, de panic érigé et d'herbe des indiens (*Sorghastrum nutans*) pouvaient piéger jusqu'à 80 % des sédiments. En Iowa, Schulte et al. (2017) ont mesuré que l'établissement de bandes prairiales de 4 m de largeur et distantes de 36 m sur 10 à 20 % d'un bassin versant cultivé en maïs et soya (expérience STRIPS) réduisait le ruissellement de 1,6 fois et les pertes de sédiments de 20 fois après sept ans. Quatre ans après l'établissement de bandes prairiales, des pertes annuelles moyennes de sédiments de 0,36 t ha⁻¹ et 8,30 t ha⁻¹ ont également été mesurées lors de l'expérience STRIPS en présence et en absence de bandes prairiales respectivement, ce qui démontre une augmentation de 96 % de la capture de sédiments grâce aux bandes prairiales (Helmers et al., 2012). Lors de cette expérience, les ruissellements d'eau ont aussi diminué de 29, 44 et 46 % entre 2008 et 2010, ce qui suggère une amélioration du contrôle de l'érosion allant avec l'âge des bandes prairiales (Hernandez-Santana et al., 2013). Au Missouri, Veum et al. (2009) ont montré que des bandes prairiales de 4,5 m de large composées d'agrostide géante (*Agrostis gigantea*), de brome et de lotier (*Lotus maizeiculatus*) établies le long des courbes de niveaux dans un paysage agricole cultivé en maïs et soya, sur approximativement 8 à 10 % des surfaces, permettaient après neuf ans de réduire les ruissellements de 8,4 %, comparé à l'absence de bandes prairiales. Robinson et al. (1996) ont montré que des bandes de brome de 9,1 m de large pouvait piéger jusqu'à 85 % des sédiments contenus dans les ruissellements issus d'une jachère de 18,3 m de large. Le Bissonnais et al. (2004) ont montré qu'une bande prairiale de 6 m de large en bordure d'un blé d'automne augmentait l'infiltration de l'eau de 87 % et diminuait les pertes de sols de 76 à 98 % relativement à l'absence de bandes prairiales.

Parmi les études conduites *in situ* et basées sur les précipitations naturelles, l'un des plus faibles contrôles de l'érosion de sédiments de tous ceux observés (-45 %, comparé au témoin) a été mesuré sur un loam sableux de Caroline du Nord avec une bande prairiale de 3 m de large composée de fétuque élevée, tandis que le meilleur taux de capture des sédiments (100 %) a été mesuré sur un loam limoneux en France avec des bandes de seigle de 12 à 18 m de largeur placées en bas de pente, à la bordure d'un champ de maïs, avec 10 % de pente (Patty et al., 1997).

L'efficacité du piégeage des sédiments par les bandes végétalisées dépend de multiples facteurs. Dans une méta-analyse de 80 articles scientifiques incluant les bandes prairiales et riveraines, Liu et al. (2008) ont identifié la largeur des bandes de végétation pérenne et la pente comme des facteurs clefs déterminant l'efficacité de rétention des sédiments, mais ont détecté peu de différences dans la proportion moyenne de capture des sédiments entre les voies d'eau engazonnées (93 %), les bandes prairiales (86,5 %) et les bandes riveraines tampons (86,5 %). De nombreuses études ont montré un meilleur contrôle de l'érosion avec des bandes de végétation plus larges (Van Dijk et al., 1996; Patty et al., 1997; Tingle et al., 1998). En particulier, Abu-Zreig et al. (2004) ont testé la rétention des sédiments avec des précipitations simulées par des bandes prairiales de différentes largeurs (2, 5, 10, 15 m), pente (1, 3, 5 %) et végétation (mélange de graminées, mélange de graminées – légumineuses, espèces herbacées indigènes), pour un total de 20 traitements expérimentaux. Leurs résultats montrent que la capture de sédiments varie de 68 % avec des bandes de 2 m à 98 % avec des bandes de 15 m. La largeur des bandes était le facteur prédominant affectant le dépôt des sédiments jusqu'à une largeur de 10 m, tandis que l'augmentation du couvert de végétation (plutôt que la composition en espèces) constituait le second facteur affectant positivement le contrôle de l'érosion. Dans leur méta-analyse incluant les bandes prairiales et riveraines, Liu et al. (2008) concluent également qu'une largeur de 10 m et une pente de 9 % optimisent la capture de sédiments par les bandes végétalisées. De même, la méta-analyse de Zhang et al. (2010), basée sur 73 articles incluant les bandes prairiales et riveraines, a montré que la largeur des zones tampons expliquait à elle seule 37 % de la variance de l'efficacité de rétention des sédiments, avec une proportion de sédiments retenus augmentant rapidement entre 0 et 10 m, puis relativement stable au-delà de 10 m de large. Cette étude montrait également que l'efficacité de capture des sédiments était positivement corrélée à la pente pour des pentes inférieures à 10 %, mais négativement pour des pentes supérieures à 10 %, tandis que les bandes composées uniquement d'herbacées étaient plus efficaces que celles incluant des arbres et des herbacées.

Les bandes prairiales composées de panic érigé en mélange avec de la fétuque ou du vétiver (*Vetiveria zizanioides*) ont notamment été montrées comme particulièrement efficaces pour améliorer la capture de sédiments (Meyer et al., 1995; Blanco-Canqui et al., 2004). Le ratio de surface de bandes prairiales (rapport de la surface du bassin de drainage sur la surface de bandes prairiales) est aussi un facteur clef pour le contrôle de l'érosion. Bien que de nombreuses études se basent sur un ratio inférieur à 5:1 (voir Helmers et al., 2005), les guides du NCRS (1999) recommandent un ratio de 30:1, en moyenne, et un maximum de 50:1 à 70:1, dépendamment du type de sol et de la quantité de précipitations. Dans l'expérience STRIPS, par exemple, aucune différence de rétention des sédiments n'a été détectée, que les bandes prairiales soient réparties en bas de pente et le long des courbes de niveaux sur un total de 10 % ou de 20 % de la surface du bassin de drainage (Schulte et al., 2017). Dans les environnements non régulièrement inondés, la localisation des bandes prairiales dans le bassin versant influence largement l'efficacité de rétention des sédiments. Helmers et al. (2012) ont ainsi montré que 10 % de bandes prairiales en bas de pente capture plus efficacement les sédiments (-61 %, comparé à l'absence de bandes prairiales) que 10 % de bandes

prairiales réparties à la fois en bas de pente et le long des courbes de niveau (-29 %) ou que 20 % de bandes prairiales réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau (-25 %). Les approches par modélisation constituent également des outils intéressants pour déterminer l'agencement optimal de bandes végétalisées à l'intérieur d'un bassin versant et, ainsi, identifier les stratégies économiquement optimales, comme c'est le cas des modèles estimant les charges de sédiments à différentes localisations d'un bassin versant (voir Geza et al., 2009). En conclusion, la largeur des bandes prairiales, leur surface relative par rapport à celle du bassin versant, leur localisation et leur composition végétale sont parmi les principaux facteurs à considérer lors de la mise en place de stratégies de pérennialisation spatiale des agroécosystèmes dans un but de contrôle de l'érosion.

○ Réduction des pertes d'éléments nutritifs et capture des contaminants

Les cultures pérennes cultivées à l'échelle d'une parcelle agricole sont généralement gérées avec des doses réduites de fertilisants et leur biomasse régulièrement récoltée pour produire du fourrage. Ces pratiques contribuent à réduire le lessivage de l'azote et les pertes de phosphore dans les rotations de cultures annuelles intégrant des cultures pérennes, relativement à la monoculture de cultures annuelles (même si les pertes d'azote dues au bétail dans les pâturages peuvent parfois être élevées; voir Ryden et al., 1984). Les bandes prairiales, quant à elles, permettent de réduire efficacement les pertes d'éléments nutritifs appliqués dans les cultures annuelles avoisinantes.

■ Azote

De nombreuses études ont évalué l'efficacité des bandes prairiales à réduire les pertes d'azote et, en particulier, le lessivage des nitrates. Dans des parcelles de Caroline du Nord, Daniels et Gilliam (1996) ont mesuré que des bandes prairiales composées de fétuque permettent de réduire l'azote total, l'ammonium et les nitrates de respectivement 35-40, 25-45 et 85-90 % avec une largeur de 3 m, alors que la réduction est respectivement de 55-65, 40-50 et 85 % avec une largeur de 6 m. Patty et al. (1997) ont évalué les concentrations en nitrates du ruissellement s'écoulant depuis des parcelles de maïs et de blé d'automne dans des bandes prairiales composées de seigle et ont montré que les pertes en nitrates étaient réduites respectivement de 86, 95 et 97 % avec des bandes de 6, 12 et 18 m.

En Iowa, Zhou et al. (2010) ont évalué l'efficacité des bandes prairiales à limiter le lessivage de l'azote en zones de cultures annuelles. Les traitements testés incluaient des bandes de végétation pérenne composées d'herbe des indiens, de *Schizachyrium scoparium*, de barbon de Gérard et d'asteracées placées soit en bas de pente sur 10 % de la surface de drainage, soit réparties en bas de pente et le long des courbes de niveaux sur 10 % de la surface de drainage, soit réparties en bas de pente et le long des courbes de niveaux sur 20 % de la surface de drainage. Bien que la conversion des prairies en cultures annuelles ait conduit à une augmentation des concentrations de nitrates des sols et des eaux souterraines, les bandes prairiales réduisaient fortement le lessivage des nitrates (relativement à l'absence de bandes prairiales), en

particulier lorsqu'elles étaient placées en bas de pente. Après cinq ans, Zhou et al. (2014) ont montré que les bandes prairiales réduisaient les concentrations annuelles moyennes de nitrates et d'azote total dans les ruissellements respectivement de 35 et de 73 %, de même que les pertes annuelles de nitrates et d'azote total de 67 et de 84 %, tandis qu'aucune différence n'a été observée selon la surface relative des bandes prairiales (10 ou 20 % du bassin de drainage) et selon leur localisation (bas de pente ou suivant les courbes de niveaux). Perez-Suarez et al. (2014) ont toutefois montré que 20 % (de la surface de drainage) de bandes prairiales réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau réduisent fortement les pertes de nitrates en augmentant la rétention de l'azote total dans les sols de presque 100 %. Après sept ans de l'expérience STRIPS, Schulte et al. (2017) ont montré qu'établir des bandes prairiales de 4 m de large sur 10 % de la surface de drainage réduisait les concentrations d'azote total dans les ruissellements de surface de 3,3 fois et dans les eaux souterraines de 3,6 fois. En plus de la largeur, de la structure de végétation, de la localisation et de la surface relative des bandes prairiales par rapport au bassin de drainage, le type de fertilisant appliqué sur les cultures annuelles influence fortement la capacité des bandes prairiales à filtrer les ruissellements d'eau. Par exemple, les bandes prairiales peuvent réduire les pertes d'azote dans les eaux de ruissellement de 94 % et les pertes de phosphore de 98 % lorsque des fertilisants minéraux sont utilisés, tandis les pertes issues de fertilisants organiques sont généralement moins efficacement réduites (75 % pour l'azote et seulement 10 % pour le phosphore; Heathwaite et al., 2006).

Comme pour le contrôle de l'érosion, les approches par modélisation peuvent permettre d'optimiser la taille et la localisation des bandes prairiales pour définir des stratégies économiquement parcimonieuses. Sahu et Gu (2009) ont ainsi utilisé le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool, qui se base sur la topographie, le type de sol, l'occupation des terres, les pratiques agricoles et le climat) pour déterminer l'efficacité de bandes pérennes de panic érigé de taille variable (10, 20, 30 et 50 % de la surface de drainage) placées le long des cours d'eau (bandes riveraines) ou à mi-pente pour réduire les pertes de nitrates. Leur étude montre que la mise en place de bandes végétalisées peut permettre de réduire de 55 à 90 % les pertes de nitrates durant une année aux précipitations moyennes. De plus, bien que les pertes de nitrates soient négativement corrélées à la surface relative des bandes prairiales, la réduction de ces pertes étaient plus prononcées entre 10 et 20 % de surface relative qu'entre 20 et 50 %, suggérant un couvert relatif de 20 % de bandes prairiales comme une surface optimale pour réduire les pertes de nitrates. Les bandes couvrant de 10 à 20 % de la surface de drainage étaient aussi plus efficaces lorsqu'elles étaient placées à l'intérieur des parcelles, le long des courbes de niveau, plutôt qu'en bordure de parcelles, le long des cours d'eau.

Lors d'une expérience de terrain, Iqbal et al. (2015) ont évalué si les mécanismes de réduction des pertes en nitrates par les bandes prairiales provenaient de processus de dénitrification ou de l'émission d'oxyde nitreux, en comparant un bassin versant cultivé exclusivement en maïs – soya et un bassin versant cultivé à 90 % en maïs – soya et à 10 % en bandes prairiales en bas de pente. Ces auteurs ont montré que l'établissement de bandes prairiales réduit les émissions d'oxyde nitreux de plus de quatre fois (ca. 3 g ha⁻¹ jour⁻¹ par rapport à 12 g ha⁻¹ jour⁻¹ sans bandes prairiales), tandis que les taux de dénitrification mesurés par l'activité des enzymes impliqués dans ce processus augmentaient de plus de trois fois. Cette étude suggère ainsi que les bandes prairiales permettent une meilleure dénitrification tout en émettant moins d'oxyde nitreux que les cultures annuelles, du fait d'une plus grande disponibilité de carbone minéralisable requis pour compléter la dénitrification. La mise en place de stratégies économiquement viables pour réduire les pertes d'azote dans les bassins versants agricoles ne nécessite donc pas seulement d'identifier

les espèces végétales, la localisation et les surfaces de bandes prairiales les plus appropriées, mais doit également s'assurer de favoriser les processus de dénitrification plutôt que les émissions d'oxyde nitreux.

■ Phosphore

La mise en place de bandes prairiales pérennes, tout comme la récolte de la biomasse végétale, le travail réduit du sol et les cultures de couverture constituent des pratiques de conservation clefs pour contrôler le transfert du phosphore d'origine agricole du sol vers les milieux aquatiques et, ainsi, réduire les risques d'eutrophisation des zones humides avoisinantes (Sharpley et al., 2000). Les bandes de végétation pérenne contribuent en effet à la capture du phosphore en zones agricoles. Dans une méta-analyse de 73 articles scientifiques incluant bandes prairiales et riveraines, Zhang et al. (2010) ont estimé que les zones tampons végétalisées permettent une rétention médiane du phosphore de 71,9 % (soit plus que pour l'azote, mais moins que pour les sédiments) avec des valeurs minimales et maximales s'échelonnant de 22 à 99,9 %. Cette méta-analyse a également identifié la largeur des zones tampons végétalisées comme un facteur clef influençant l'efficacité de rétention du phosphore, puisque la largeur expliquait à elle seule 35 % de la variance totale de phosphore capturé. Les zones tampons composées d'arbres sont aussi généralement plus efficaces que les zones tampons composées d'herbacées ou composées d'un mélange d'arbres et d'herbacées (98 % par rapport à 69 % pour des bandes de 10 m de large), alors que le type de drainage du sol (trois catégories : bon, modéré, faible) n'influencait pas l'efficacité des zones tampons dans cette méta-analyse. Patty et al. (1996) ont montré que les charges de phosphore soluble étaient réduites de 40, 52 et 87 % avec des bandes de seigle localisées en bas de pente de 6, 12 et 18 m de largeur respectivement. Daniels et Gilliam (1996) ont montré que des bandes de fétuque de 6 m de large étaient plus efficaces pour réduire les pertes de phosphore total (diminution de 65 à 70 %) que des bandes de 3 m de largeur (diminution de 40 à 55 %).

L'augmentation de l'infiltration d'eau par les bandes prairiales, tout comme les conditions climatiques, peuvent dans certains cas limiter l'efficacité des bandes prairiales à capturer le phosphore. Au Nebraska, Al-wadaey et al. (2012) ont évalué l'effet de bandes prairiales composées de fétuque élevée (70 %) et de dactyle aggloméré (30 %) situées en bas de pente de placettes de soya ou de maïs, représentant 1,1 ou 4,3 % de la surface de la placette, sur les pertes en phosphore à partir des ruissellements naturels issus de la fonte des neiges ou de trois épisodes de pluie. Leurs résultats montrent que les bandes prairiales n'influençaient pas les volumes de ruissellement à la fonte des neiges ($86,6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ avec 1,1 % de bandes prairiales, $40,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ avec 4,3 % de bandes prairiales, $34,6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ sans bandes prairiales), tandis que 4,3 % de bandes prairiales réduisait les volumes de ruissellement durant les épisodes de pluie par rapport à 1,1 % de bandes prairiales ($44,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) ou sans bandes prairiales ($72,4 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). Les ruissellements issus de la fonte des neiges avaient aussi des concentrations en phosphore dissous de 56 % plus élevées que les ruissellements causés par la pluie. La présence de bandes tampons à la fonte de neiges ne réduisait pas significativement les concentrations de phosphore total (3,89-4,80 g L^{-1}), de phosphore dissous (3,24-4,29 g L^{-1}) ni de phosphore particulaire (0,51-0,61 g L^{-1}). Par contre, lors des épisodes de pluie, la présence de bandes pérennes réduisait les charges de phosphore total (112-151 $\text{g ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), de phosphore dissous (43-54 $\text{g ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et de phosphore particulaire (58-108 $\text{g ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), comparé à l'absence de bande pérenne (473 $\text{g ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, 160 $\text{g ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, 314 $\text{g ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, respectivement), bien qu'aucune différence n'ait été détectée

entre les deux surfaces relatives de bandes pérenne testées. Les auteurs concluent ainsi que les zones tampons herbacées réduisent principalement les pertes en phosphore par la réduction des volumes de ruissellement, plutôt que par la réduction des concentrations en phosphore.

Zhou et al. (2014) ont mesuré des pertes en phosphore total issues de parcelles de maïs et soya en semis direct incluant 10 % de bandes herbacées pérennes en bas de pente, 10 % de bandes herbacées pérennes réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau, 20 % de bandes herbacées pérennes réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau ou aucune bande pérenne (expérience STRIPS). Leurs résultats montrent que la mise en place de bandes pérennes réduit les concentrations annuelles moyennes de phosphore total de 82 % et les pertes annuelles de phosphore total de 90 %. Cinq ans après l'établissement de ces bandes, aucune différence de pertes de phosphore n'a été détectée selon la surface relative de ces bandes et leur localisation. Sept ans après la mise en place de l'expérience STRIPS, Schulte et al. (2014) ont rapporté que des bandes prairiales de 4 m de largeur couvrant 10 % de la surface de drainage diminuait les pertes de phosphore total de 4,3 fois relativement à l'absence de bandes, mais n'ont pas observé de différences que les bandes soient situées seulement en bas de pente ou réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau, ou bien qu'elles couvrent 10 ou 20 % de la surface de drainage. Les auteurs concluent ainsi que la mise en place de bandes en bas de pente uniquement et couvrant 10 % de la surface de drainage permettrait de limiter efficacement les pertes de phosphore sans pour autant fortement entraver les activités agricoles.

Le phosphore retenu par les bandes herbacées est toutefois susceptible d'être relargué à long terme dans l'environnement. Une revue de littérature réalisée par Dorioz et al. (2006) suggère que l'efficacité de rétention du phosphore ne dépend pas seulement des dimensions des bandes herbacées, mais aussi de leur composition végétale (notamment du couvert des espèces présentes et de leur phénologie), de la pente, ainsi que de la structure et de la texture du sol. Par exemple, Rogers et Schumm (1991) ont mesuré en laboratoire qu'un couvert minimal de végétation de 40 % est requis pour obtenir une rétention du phosphore supérieure à 40 % par la diminution des vitesses de ruissellement, tandis que cette rétention atteint généralement un seuil au-delà de 60-70 %. Leeds et al. (1994) recommandent l'utilisation de plantes de saisons fraîches pour obtenir un couvert maximal durant la saison des pluies. La dégradation de la structure du sol par le pâturage peut de plus réduire l'efficacité de filtration des bandes de végétation (Cooper et al., 1995). Lorsque les ruissellements excèdent la capacité de la zone tampon, la saturation du sol en eau et la diminution de son temps de résidence diminuent l'efficacité de rétention du phosphore. Les pluies répétées et les crues en particulier s'accompagnent souvent d'une diminution temporaire de la rétention de sédiments et d'un relargage du phosphore dissous (Dillaha et al., 1986; Uusi-Kämpä et al., 2000). Les variations saisonnières de la capture de phosphore sont aussi communes du fait des variations des ruissellements et de la phénologie des plantes. L'accumulation de biomasse végétale en période de dormance peut par ailleurs se traduire par un relargage périodique du phosphore dissous, notamment lors des tempêtes hivernales ou les événements de neige, tandis que la mobilité du phosphore s'accroît en cas d'inondations (Turtola and Jaakkola, 1995; Uusi-Kämpä et al., 1997; Yli-Halla et al., 1995).

L'efficacité de filtration du phosphore par la végétation ne peut donc être considérée que sur le long terme. Après plusieurs années, l'accumulation de sédiments et de phosphore dans les zones tampons peut aussi induire une plus forte érosion interne. La récolte régulière de la biomasse végétale et un travail superficiel du sol peuvent alors aider à réduire à long terme le relargage de sédiments et de phosphore par les zones

de végétation filtrante (Dorioz et al., 2006). Ces changements d'efficacité de rétention du phosphore également liés aux facteurs locaux et aux conditions climatiques rendent difficile la définition de règles générales pour la gestion des zones tampons. Dorioz et al. (2006) suggèrent malgré tout qu'une fonctionnalité optimale des zones de végétation filtrante peut être atteinte en 1) utilisant une approche hydrologique pour déterminer la meilleure localisation des bandes tampons, 2) en identifiant les conditions environnementales en amont (comme la pente et le risque d'érosion) et en aval (comme le niveau de contamination et la vulnérabilité des cours d'eau) pour optimiser la dimensionalité des bandes tampons (largeur, longueur, surface relative), les zones tampons de 5 à 10 m étant considérées comme acceptables sur des pentes de 1 à 10 %, 3) en établissant une végétation possédant un système racinaire dense et un couvert important, maintenue par une fauche régulière, deux à trois fois par année (le choix précis des espèces étant considéré comme secondaire) et 4) en ajustant la gestion de ces bandes tampons pour favoriser à long terme le stockage du phosphore et la résistance aux événements climatiques extrêmes, comme les tempêtes ou les écoulements de boue.

Comme l'ont souligné Kieta et al. (2018), la plupart des études sur l'efficacité des zones de végétation filtrante à réduire les concentrations en phosphore ont été menées en climat tempéré ou chaud, tandis qu'en climat froid les ruissellements d'eau se déroulent principalement durant la fonte des neiges lorsque les sols sont gelés et que la végétation aplatie au sol par la neige et la glace absorbe peu de nutriments. Dans ces conditions, l'efficacité des zones tampons peut être fortement réduite, d'autant plus que les cycles de gel/dégel favorisent le relargage du phosphore par les plantes. Kieta et al. (2018) ont ainsi rapporté une efficacité de rétention du phosphore variant de -36 à +89 % au Canada et au nord des États-Unis et de l'Europe, mettant ainsi en évidence la nécessité de développer des méthodes d'établissement et de gestion des zones de végétation filtrante pour limiter les pertes de phosphore en climat froid.

■ Pesticides

Les bandes prairiales contribuent à la réduction des pertes de pesticides dans les ruissellements d'eau issus de parcelles en cultures annuelles. Dans une revue de littérature incluant 180 articles et portant sur les stratégies d'atténuation des contaminations de l'eau par les pesticides, Reichenberger et al. (2007) ont évalué que des bandes herbacées localisées au bas de parcelles agricoles étaient généralement plus efficaces que les bandes riveraines pour réduire les pertes de pesticides, bien que cette efficacité soit extrêmement variable et ne dépende pas uniquement de la largeur de végétation. La revue de littérature réalisée par Baker et al. (1995) a notamment montré que des bandes herbacées peuvent réduire les pertes d'atrazine de 30-91 %, de métribuzine de 50-75 % et de métolachlore de 50-75 %.

Patty et al. (1997) ont mesuré les concentrations de quatre herbicides appliqués aux doses recommandées (lindane et atrazine dans le maïs, isoproturon et diflufenican dans le blé d'automne) dans des parcelles soumises aux pluies et ruisselant à travers des bandes de *ray-grass* de 6, 12 ou 18 m de largeur. Leurs résultats montrent que la végétation herbacée réduit les pertes de lindane de 72-100 %, d'atrazine (et de ses métabolites) de 44-100 %, de résidus d'isoproturon de plus de 99 % et de résidus de diflufenican de 97 %. Les bandes de 6 m de largeur réduisaient ces pertes de 44 à 99,7 % dépendamment de la molécule considérée, cette efficacité de rétention des herbicides augmentait à 97-100 % avec des bandes de 12 m de

largeur. En plus de la largeur de la zone tampon, l'efficacité de rétention des herbicides dépend aussi du comportement de la molécule considérée : les pertes d'atrazine (une molécule relativement soluble dans l'eau et modérément adsorbée par le sol) n'étaient réduites que de 44 % avec des bandes de 6 m (97 % avec des bandes de 12 m), tandis que les pertes de diflufenican (une molécule peu soluble dans l'eau et fortement adsorbée par le sol) était réduite de 97,4 % avec des bandes de 6 m de large. Dépendamment des herbicides utilisés (et possiblement du type de sol), il est donc possible d'optimiser la largeur des bandes de végétation filtrante à établir : de plus larges bandes sont requises pour capter les molécules solubles.

Dans une étude de terrain de trois ans basée sur des précipitations simulées, Rankins et al. (2000) ont évalué l'effet de bandes de végétation monospécifique de 30 cm de largeur composées de barbon de Gérard, d'herbe grama, de panic érigé ou de fétuque élevée sur les pertes de fluométuron et de norflurazon. Cette étude montre que 5 à 12 % des quantités totales d'herbicides appliqués étaient lessivées en l'absence de bandes de végétation, contre 3 à 5 % en présence de végétation herbacée. La concentration des ruissellements de surface en fluométuron était réduite de 59-84 % en présence de bandes de végétation, indépendamment de leur composition, tandis que le barbon de Gérard et l'herbe grama étaient plus efficaces pour réduire les pertes de norflurazon que le panic érigé ou la fétuque élevée (63-86 % par rapport à 45-51 %). Même si cette étude n'avance aucun mécanisme pour expliquer ces différences entre espèces, les auteurs suggèrent que les espèces végétales implantées doivent être choisies sur la base de leur longévité, de leur compétitivité, de leur tolérance aux herbicides et aux conditions environnementales et de leur facilité d'établissement. Le panic érigé, en particulier, a été identifié comme plus tolérant aux dérives d'herbicides que le barbon de Gérard ou l'herbe grama (Rankins et al., 1999).

Belden et Coats (2004) ont étudié l'effet de la composition en espèces végétales (brome inerme, barbon de Gérard, fétuque élevée, panic érigé seul ou dans un mélange de cinq espèces comprenant également l'herbe des Indiens) sur le lessivage de l'atrazine et du métolachlore dans des colonnes de sol de 30 cm de haut. Dans cette expérience, la colonne de sol était arrosée avec une solution d'eau enrichie en herbicides (représentant les doses appliquées au champ) aux jours 0 et 7, tandis que seule de l'eau était utilisée aux jours 14 et 21 (représentant ainsi l'eau de pluie). Leurs résultats montrent que ni la présence ni la composition d'herbacées ne réduisait la quantité d'herbicides lessivés (solution enrichie en herbicides), bien que la présence d'herbacées doublait le temps nécessaire à l'infiltration de l'eau. Toutefois, la quantité d'herbicide lessivée après arrosage à l'eau (sans herbicide) était fortement influencée par la composition végétale : la fétuque élevée était la moins efficace et réduisait les quantités lessivées d'atrazine et de métolachlore de 13 et de 33 % respectivement, alors que le mélange d'espèces était le plus efficace avec des réductions respectives de 43 et de 44 %. De plus, le mélange herbacé augmentait la minéralisation de l'atrazine de 2,6 fois et la formation de résidus liés de métolachlore de 7,6 fois. La diversité et la composition des bandes prairiales peuvent ainsi être des éléments importants à considérer pour réduire les pertes d'herbicides.

Plus récemment, Hladik et al. (2017) ont évalué le potentiel des bandes prairiales à réduire les pertes de néonicotinoïdes. Leur étude a évalué les résidus de néonicotinoïdes dans les eaux souterraines, les ruissellements de surface, le sol et la biomasse végétale aux abords de champs plantés durant six ans (2008-2013) avec des semences de maïs et de soya enrobées de néonicotinoïdes (clothianidine et imidaclopride) et incluant ou non des bandes prairiales composées principalement de brome inerme sur 10 % de la surface de drainage (dosage de néonicotinoïdes réalisé en 2015-2016, soit 2-3 ans après le dernier usage de

semences enrobées). Parmi les six néonicotinoïdes analysés, trois ont été détectés (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame) dans au moins une des matrices testées (eaux souterraines, ruissellements de surface, sol et biomasse végétale). Les résultats montrent aussi que les champs comportant des bandes prairiales avaient de plus faibles concentrations en néonicotinoïdes dans les eaux souterraines (11 par rapport à 20 ng L⁻¹) et dans les sols (< 1 par rapport à 6 ng L⁻¹) en bas de pente, alors que les concentrations en néonicotinoïdes dans les ruissellements de surface étaient similaires en présence et en absence de bandes prairiales. Aucun néonicotinoïde n'a par ailleurs été détecté dans le feuillage ou dans les racines des herbacées composant les bandes prairiales, ce qui suggère une exposition aux néonicotinoïdes moindre des insectes et des pollinisateurs utilisant ces bandes après l'arrêt de l'utilisation de semences enrobées. Cette étude démontre finalement qu'en plus des herbicides, les bandes prairiales peuvent constituer des filtres efficaces pour limiter les pertes d'insecticides.

○ Matière organique du sol

La végétation pérenne améliore la structure et les propriétés hydrauliques des sols en augmentant le nombre et la taille des macropores, leur contenu en carbone organique, leur porosité et leur agrégation (Asbjornsen et al., 2013), ce qui limite les risques d'érosion et leurs effets négatifs sur les rendements des cultures. Les prairies agissent le plus souvent comme des puits de carbone, une grande partie de leur production de biomasse étant racinaire (Conant et al., 2001; Freibauer et al., 2004). Conant et al. (2001) ont ainsi estimé à partir d'une vingtaine d'études que la conversion des terres arables en prairies permettait une augmentation annuelle moyenne de 3 % du contenu et de 5 % de la concentration en carbone du sol. Cette étude a aussi estimé que les taux de séquestration du carbone dans les sols étaient plus importants dans les 10 premiers centimètres et dans les 40 premières années après la mise en place d'une stratégie de restauration incluant la conversion de cultures annuelles en prairies. Au Kansas, Glover et al. (2009) ont évalué que les cultures pérennes maintenaient 43 t ha⁻¹ de carbone organique de plus que les cultures annuelles dans le premier mètre de sol.

L'accumulation de carbone dans les sols par les cultures pérennes est généralement un processus à long terme. Dans le contexte de restauration de la plaine alluviale de la rivière Crawfish (Wisconsin), Jelinsk et Kucharik (2009) ont montré que le sol des prairies restaurées depuis moins de sept ans après la production de cultures annuelles ne différait pas des sols actuellement encore cultivés, mais qu'après sept à 45 ans, les prairies restaurées avaient un contenu en carbone organique et en azote total plus élevé que les terres arables. En Ontario, Gregorich et al. (2001) ont montré qu'après 35 ans, les sols soumis à une rotation maïs – avoine – luzerne avaient 20 t ha⁻¹ de carbone de plus dans l'horizon 0-70 cm et 40 % plus de carbone issu de plantes en C3 dans l'horizon 0-30 cm que ceux soumis à une monoculture de maïs. Au Nebraska, Varvel (2006) a montré que la monoculture ou les rotations peu diversifiées (maïs – soya ou sorgho – soya) induisaient un déclin du contenu en carbone organique des sols dans l'horizon 0-30 cm, tandis qu'une rotation plus diversifiée (soya – sorgho – mélange avoine trèfle – maïs) permettait de maintenir ces stocks de carbone organique pendant 18 ans. De plus, l'inclusion de cultures fourragères dans les rotations n'induit généralement pas de pertes de rendements des cultures annuelles. Pendant 16 ans, une rotation diversifiée basée sur des cycles de quatre ans a par exemple été montrée comme efficace pour réduire la variabilité des rendements, relativement aux monocultures (Varvel, 2000). Une étude menée durant huit ans en Iowa

a montré que les rendements en grain du maïs et du soya étaient plus élevés avec une rotation maïs – soya – avoine – luzerne qu’avec une rotation maïs – soya (12,8 par rapport à 12,2 t ha⁻¹ pour le maïs et 3,8 par rapport à 3,4 t ha⁻¹ pour le soya; Davis et al., 2012). Du fait de ces meilleurs rendements, cette étude a aussi montré que les bénéfices économiques étaient aussi plus élevés qu’avec une rotation maïs – soya (701 \$ ha⁻¹ année⁻¹ par rapport à 609 \$ ha⁻¹ année⁻¹). De façon similaire, Persson et al. (2007) ont montré en Suède qu’inclure deux années d’herbacées pérennes dans une rotation de cultures de six ans (incluant canola, blé d’automne, avoine de printemps et orge de printemps) réduisait les pertes de carbone du sol sans pour autant diminuer les rendements des cultures annuelles à long terme (sur 31 ans).

Des résultats comparables ont été obtenus dans le cas de l’établissement de bandes prairiales. Après cinq ans, Pérez-Suàrez et al. (2014) ont par exemple montré que l’établissement de bandes pérennes de brome inerme en bas de pente sur 10 % de la surface de drainage améliorait la qualité du sol en augmentant la disponibilité en carbone organique de 37 % et la disponibilité en azote total de 100 %, tandis que l’absence de bande prairiale (c’est-à-dire 100 % de maïs et soya) diminuait ces paramètres de 31 et 28 % respectivement. Bien que les bandes de végétation pérenne puissent constituer des sources de carbone organique dissous et contribuer à la dégradation des eaux de surface, Veum et al. (2009) ont montré que l’établissement de bandes tampons n’augmente pas les pertes de carbone organique dissous comparativement aux pertes observées dans des parcelles de maïs ou de soya. L’accumulation de carbone organique dans les sols dépend également de la composition végétale et bénéficie notamment de la présence de légumineuses à biomasse élevée, comme le lotier corniculé ou le trèfle blanc, comme l’a montré une expérience combinatoire comparant une, deux, trois ou six espèces appartenant à trois groupes fonctionnels distincts (De Deyn et al., 2009). En synthétisant 12 années d’expériences comparant des prairies dont la richesse en espèces était variable, Fornara et Tilman (2008) ont également montré que les légumineuses et les graminées C4 avaient un rôle clef dans l’accumulation de carbone dans les sols. La présence de ces espèces dans les prairies augmentait en effet l’accumulation de carbone dans les sols de 522 % et de 193 % pour les légumineuses et les graminées C4, respectivement.

○ Activité biologique des sols

La structure et le fonctionnement des communautés microbiennes du sol sont largement influencés par la mise en place de cultures pérennes. En comparant des cultures annuelles de maïs en semis direct à des cultures pérennes de panic érigé durant deux ans en Iowa, Hargreaves et al. (2015) ont observé que la culture pérenne de panic augmente la diversité de Shannon et l’équitabilité des communautés microbiennes du sol, relativement au maïs, bien que la composition de ces communautés soit similaire entre les deux systèmes. Les cultures pérennes semblent principalement influencer la structure des communautés microbiennes du sol plutôt que d’induire des variations de leur composition.

Les réseaux trophiques du sol déterminent fortement les vitesses de transformation du carbone et de l’azote, la minéralisation des nutriments et l’absorption des nutriments par les plantes (Bardgett et al., 1999; Chapin et al., 2002; Schroter et al., 2003). Les nématodes s’alimentant de microorganismes ou de biomasse racinaire ont en particulier un rôle clef pour le fonctionnement écosystémique des prairies (Bardgett et al., 1999). Culman et al. (1999) ont montré que les cultures pérennes abritent, dans les 40

premiers centimètres du sol, des communautés microbiennes et de nématodes dont la composition diffère fortement de celles qu'abritent les cultures annuelles. Les cultures pérennes permettent aussi de maintenir des communautés de nématodes 25 à 37 % plus riches en espèces, ce qui démontre l'existence de réseaux trophiques plus diversifiés dans les sols. Glover et al. (2009) ont observé que les réseaux trophiques des sols cultivés en cultures pérennes sont plus complexes et stables que ceux caractérisant les cultures annuelles.

La réponse des communautés microbiennes du sol est en partie déterminée par la composition végétale des prairies qui y sont cultivées. Bardgett et al. (2002) ont par exemple montré que la biomasse microbienne n'est pas influencée par la présence de *ray-grass* vivace, tandis qu'elle augmente en présence d'agrostide commune (*Agrostis capillaris*), d'houlque laineuse (*Holcus lanatus*) et de fétuque rouge, ces deux premières espèces augmentant aussi la proportion relative de champignons, relativement aux bactéries. Le *ray-grass* vivace et l'agrostide commune réduisaient toutefois l'équitabilité des acides gras phospholipidiques microbiens, ce qui suggère un possible effet négatif de ces plantes sur la diversité des communautés microbiennes du sol. Un choix approprié des espèces cultivées peut donc bénéficier à la qualité biologique des sols, bien que peu de données précises soient disponibles à ce sujet.

La culture de prairies peut fortement bénéficier à la qualité de l'eau et des sols. Les rotations comportant des cultures pérennes et annuelles, tout comme les bandes prairiales, réduisent les ruissellements de surface et augmentent l'infiltration de l'eau, ce qui favorise la capture de sédiments, d'azote, de phosphore et de résidus de pesticides. De nombreux facteurs influencent toutefois la capacité des cultures pérennes à filtrer l'eau, parmi lesquels 1) les caractéristiques racinaires et foliaires des espèces végétales, 2) la structure, la composition, la biomasse et le recouvrement des communautés végétales, 3) la largeur, la surface relative et la localisation des bandes prairiales, 4) le type de régie (fauche ou pâturage), 5) le type de travail du sol et 6) les conditions environnementales (type de sol, hydrologie et pente). Le contenu en carbone organique des sols et leur activité microbienne sont aussi généralement favorisés par la culture de prairies, ce qui peut limiter les risques d'érosion et les pertes de nutriments, en plus de bénéficier aux rendements des cultures annuelles subséquentes.

La plupart des bénéfices environnementaux associés aux prairies ont été identifiés en zones non inondables. L'impact des crues récurrentes sur les services écologiques rendus par les prairies est donc incertain. La fonte des neiges ou les tempêtes peuvent par exemple faire passer les prairies de puits à source de sédiments et de nutriments. Les inondations régulières et les conditions froides, avec des cycles de gel/dégel, sont susceptibles d'induire un relargage du phosphore dissous et du carbone organique, tandis que la saturation des sols en eau favorise la dénitrification plutôt que les émissions d'oxyde nitreux. La gestion des prairies et des bandes prairiales doit de plus être envisagée à long terme afin de prévenir leur saturation en sédiments. Il s'avère nécessaire d'évaluer les bénéfices environnementaux des prairies dans un contexte de zone inondable afin d'optimiser leur gestion et de promouvoir les services écologiques liés à l'eau et au sol.

■ CONTRÔLE DES ADVENTICES

L'inclusion des cultures fourragères pluriannuelles dans la rotation des cultures annuelles favorise le contrôle des adventices dans les cultures annuelles subséquentes. La diminution de l'abondance d'adventices due aux cultures pérennes s'effectue notamment par 1) l'établissement de nouvelles conditions abiotiques, souvent défavorables aux adventices de cultures annuelles (Entz et al., 2002), 2) l'augmentation des perturbations par la fauche régulière ou le pâturage, 3) l'absence de travail du sol sur de longues périodes, ce qui limite la germination des adventices annuelles (Huarte et Arnold, 2003), 4) le fort recouvrement et le système racinaire dense des cultures pérennes, qui favorisent l'exclusion des adventices par compétition (Schoofs et Entz, 2000) et par 5) l'activité allélopathique de certaines espèces fourragères, comme la luzerne (Khanh et al., 2005). En favorisant le contrôle des adventices, ces processus complémentaires peuvent notamment contribuer à un moindre recours aux herbicides.

De nombreuses études ont démontré le fort impact des cultures annuelles sur les espèces et communautés adventices. Ce contrôle amélioré des adventices résulte le plus souvent d'une baisse de l'abondance et de la diversité d'espèces adventices. En France, Fried et al. (2008) ont observé que les cultures annuelles établies après une culture fourragère (luzerne ou mélange *ray-grass* – trèfle rouge) abritent en moyenne deux fois moins d'adventices que les monocultures annuelles (23 espèces par rapport à 12). Bien que Meiss et al. (2010a) aient observé une richesse et une diversité de Shannon en adventices similaires entre des parcelles cultivées en blé depuis au moins cinq ans et des parcelles de blé établies après une luzerne pluriannuelle, ces deux systèmes montraient de fortes différences de groupes écologiques. Les parcelles cultivées après une luzerne avaient une plus grande abondance d'adventices dicotylédones pérennes et une moindre abondance de dicotylédones annuelles grimpantes ou érigées. De telles différences ont aussi été démontrés au Manitoba, où les parcelles de céréales établies après une luzerne avaient de plus faibles densités de graminées (folle avoine et sétaires (*Setaria* spp.)) et de dicotylédones annuelles (moutarde des champs (*Brassica kaber*) et gaillet gratteron (*Galium aparine*)), en comparaison à des monocultures de céréales, tandis que les densités de dicotylédones pérennes pouvaient soit diminuer (chardon (*Cirsium arvense*)), soit augmenter (pissenlit (*Taraxacum officinale*) et tabouret des champs (*Thlapsi arvense*); Ominski et al., 1999). En France, les adventices comme le pissenlit, la véronique de Perse (*Veronica persica*), les crépides (*Crepis* spp.), le pâturin commun (*Poa trivialis*), la silène à larges feuilles (*Silene latifolia*), la capselle (*Capsella bursa-pastoris*) ou les picrides (*Picris* spp.) sont notamment caractéristiques des cultures pérennes de luzerne, tandis que la mercuriale annuelle (*Mercurialis annua*), le gaillet gratteron, la renouée faux liseron (*Fallopia convolvulus*), le chénopode blanc ou le chardon des champs sont surtout associées aux cultures annuelles (blé, canola, pois, tournesol, maïs et sorgho; Meiss et al., 2010b). Des bénéfiques similaires des prairies pour le contrôle des adventices (parfois rapportés comme équivalents à l'utilisation de pesticides) ont été mis en évidence en Suisse (Hiltbrunner et al., 2008), en Californie (Norris et Ayres, 1991) ou en Australie (Gill et Holmes, 1997). En Iowa, Heggenstaller and Liebman (2006) ont montré qu'un an et demi de luzerne, en rotation avec du maïs et du soya, permet de réduire l'usage d'herbicides de 75 % (comparativement à une rotation sans luzerne). L'efficacité du contrôle des adventices dépend toutefois de la composition végétale des prairies. En Suède, une rotation de six ans (navette, blé, avoine et orge) incluant

deux ans de prairies (fléole et fétuque des prés) induisait après 26 ans une plus grande biomasse d'adventices (38-84 g de matière sèche m⁻²) qu'une rotation incluant deux ans de prairies composées de luzerne, trèfle rouge et fléole (18-29 g de matière sèche m⁻²), mais une diversité d'adventices similaire (Andersson et Milberg, 1996, 1998).

De nombreuses études ont attribué l'effet positif des prairies sur le contrôle des adventices à une variation des banques de graines. Bellinder et al. (2004) ont montré que la culture de luzerne ou de trèfle pendant deux ans provoque une variation des banques de graines d'adventices similaire à celle observée avec un labour et une application d'herbicides en maïs, alors que deux années de culture de seigle induisaient de plus fortes densités de graines d'adventices. L'établissement de légumineuses peut donc s'avérer une solution de rechange efficace à l'utilisation d'herbicides. En agriculture biologique en Allemagne, Albrecht et al. (2005) ont montré que les densités de graines d'adventices dans le sol augmentaient de 30-40 % après une céréale d'automne ou un tournesol, mais diminuaient de 39 % après la culture d'un mélange trèfle – graminée (sauf pour deux adventices pérennes, le chiendent (*Elymus repens*) et le pissenlit). Au Maryland, Teasdale et al. (2004) ont comparé une rotation maïs – soya de deux ans en agriculture biologique à une rotation maïs – soya – blé de trois ans et à une rotation maïs – soya – blé – mélange trèfle rouge et dactyle de quatre ans. Cette étude montre que les densités d'amarante hybride (*Amaranthus hybridus*) et de chénopode blanc dans les banques de graines des champs de maïs étaient plus faibles lorsque cette culture était précédée d'une prairie plutôt que d'un soya ou d'un blé, tandis que la densité de graminées annuelles était plus élevée.

L'effet des prairies sur le contrôle des adventices interagit de plus avec le type de travail du sol et les apports d'azote. Au Dakota du Sud, Clay et Aguilar (1998) ont observé que les champs de maïs précédant deux années de luzerne avaient de plus faibles densités de plantules de graminées adventices (principalement de sétaires et d'échinochloa pied-de-coq (*Echinochloa crus-galli*)) à de faibles apports d'azote, ainsi qu'une densité d'adventices à feuilles larges (amarantes, chénopode blanc, ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*)) réduite de 60 à 80 %. L'effet positif de la luzerne sur le contrôle des graminées adventices en cas de faible fertilisation azotée était notamment lié à une plus faible proportion de graines dans les sols. À des niveaux moyens et élevés de fertilisation azotée, la densité de plantules de graminées adventices était similaire entre les rotations, tandis que la densité d'adventices à feuilles larges pouvait soit diminuer, soit augmenter. En Ohio, Cardina et al. (2002) ont documenté les banques de graines de champs cultivés en monocultures de maïs ou en rotation maïs – avoine-prairie durant 35 ans. Cette étude montre que la densité de graines adventices dans les sols était réduite de 40 à 45 % en rotation maïs – avoine-prairie dans les systèmes en semis direct, mais augmentait de 45 à 72 % dans les systèmes avec travail du sol. Les banques de graines adventices en rotation maïs – avoine-prairie avaient également une plus grande diversité d'espèces et une meilleure équitabilité qu'en monoculture de maïs (Sosnoskie et al., 2006). Entz et al. (2002) ont évalué la perception des producteurs vis-à-vis de l'effet des cultures pérennes sur le contrôle des adventices au Manitoba et en Saskatchewan : 83 % des producteurs enquêtés ont décrit un effet positif de ce contrôle pour les cultures annuelles un an (11 %), deux ans (50 %) et plus de deux ans (33 %) après la destruction des cultures pérennes.

Ces études démontrent que la diversification des rotations culturales avec des cultures pérennes peut, dans certains cas, dépendamment des groupes d'espèces (dicotylédones et graminées annuelles par rapport aux vivaces), favoriser le contrôle des adventices associés aux cultures annuelles en relation avec une variation

de la composition des banques de graines. Des études complémentaires pourraient permettre d'optimiser la durée de culture des prairies ou leur composition végétale afin de renforcer cet effet positif, tout comme les pratiques de travail du sol et de fertilisation. Peu d'études ont de plus étudié l'impact des bandes prairiales sur le contrôle des adventices. Bien que les bandes prairiales puissent réduire la pression d'adventices dans les cultures annuelles avoisinantes, cet effet mériterait d'être quantifié plus précisément.

Les cultures fourragères pérennes favorisent généralement le contrôle des adventices grâce à leur recouvrement dense, la fauche régulière et l'absence de travail du sol, défavorables notamment aux adventices annuelles. Diversifier les rotations culturales en alternant cultures pérennes et annuelles peut donc promouvoir une réduction de l'utilisation d'herbicides. La composition en espèces fourragères (beaucoup d'études ayant été menées sur la luzerne), leur biomasse, tout comme la fertilisation azotée et le type de travail du sol des cultures annuelles peuvent toutefois affecter l'efficacité du contrôle des adventices.

■ CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

De nombreuses études ont montré un effet positif des prairies sur la biodiversité terrestre de l'échelle locale à celle du paysage. Sept ans après la mise en place de l'expérience STRIPS, l'établissement de bandes prairiales de 4 m de large en bas de pente ou à mi-pente de parcelles de maïs et de soya induisait, comparativement à l'absence de bandes prairiales, une augmentation de la richesse en insectes de 2,6 fois, de l'abondance de pollinisateurs de 3,5 fois et de la richesse, de la diversité et de l'abondance d'oiseaux de 2,1, 2,6 et 1,9 fois respectivement (Schulte et al., 2017). Que ces bandes prairiales représentant 10 % de la surface de drainage soient mises en place en bas de pente uniquement ou réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau n'avait toutefois pas d'effet sur ces taxa. La richesse, la diversité et l'abondance d'oiseaux étaient en revanche plus élevées lorsque les bandes prairiales couvraient 20 % de la surface de drainage, réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau (Schulte et al., 2017). Après quatre ans, Hirsch et al. (2013) ont mesuré une augmentation de 380 % de la diversité végétale en comparant les bandes prairiales établies aux cultures annuelles, un résultat attribuable notamment à une augmentation de la diversité d'espèces prairiales indigènes plutôt qu'à une augmentation de la diversité d'adventices. Cox et al. (2014) ont observé que les bandes herbacées abritent une plus grande abondance d'insectes aphidiphages que les cultures annuelles adjacentes, sans que cela ne bénéficie toutefois au contrôle biologique. Une plus grande diversité de plantes, d'arthropodes herbivores, d'abeilles et d'oiseaux caractérise également les cultures bioénergétiques de panic érigé, comparativement aux champs de maïs, bien que la diversité de plantes et d'arthropodes y soit plus faible qu'en prairie (Werling et al. 2014). Les prairies semi-naturelles supportent aussi une plus grande diversité de papillons et de bourdons que les bordures non cultivées de cultures annuelles (Öckinger et Smith, 2007). À l'échelle du paysage, les prairies favorisent la biodiversité en augmentant la diversité d'habitats et la complexité du paysage. L'abondance d'oiseaux champêtres et de pollinisateurs comme les abeilles augmente le plus souvent avec la proportion de prairies dans le paysage (voir Holzschuh et al., 2010). Les prairies forment en effet des habitats moins

fréquemment perturbés que les cultures annuelles et renferment de plus une grande diversité de ressources trophiques et de sites de reproduction, qui favorisent le développement de réseaux complexes d'interactions entre espèces. L'établissement de prairies devrait donc être considéré comme une mesure clef pour le maintien de la biodiversité en paysages agricoles.

Moins de données sont toutefois disponibles au sujet des bénéfices des cultures pérennes pour la biodiversité aquatique. Certains projets de restauration de prairies humides dans un objectif de conservation (c'est-à-dire de prairies non principalement restaurées à des fins agricoles) fournissent des éléments de réponse partiels quant à ces effets. En Illinois, Meyer et Whiles (2008) ont montré que des prairies anciennement pâturées ou brûlées et restaurées depuis 5 à 16 ans présentaient une abondance, une biomasse et une diversité de macro-invertébrés similaires à celles de zones humides naturelles. Au Wisconsin, Dodson et Lilie (2001) ont caractérisé les communautés de zooplancton de 56 zones humides palustres catégorisées comme agricoles (c'est-à-dire situées à moins de 30 m de cultures annuelles et dans des bassins versants contenant au moins 25 % de cultures annuelles ou de prairies intensément pâturées), peu perturbées ou restaurées hydrologiquement après usage agricole pour favoriser la sauvagine. Cette étude montre une plus grande diversité zooplanctonique dans les sites restaurés (7,29 espèces en moyenne par site), comparativement aux sites agricoles (3,88 espèces). Environ six années étaient requises après restauration pour atteindre une diversité similaire à celle des sites peu perturbés. En Saskatchewan, Bortolotti et al. (2016) ont comparé les communautés biologiques de la région des cuvettes des prairies dans des sites restaurés depuis 1 à 3 ans après drainage et pâturage ou mise en culture (prairies de fauche ou cultures annuelles), des sites restaurés depuis 7 à 14 ans et des sites jamais drainés. En ce qui concerne le phytoplancton, la composition des communautés diatomées ne différait pas entre les sites. Cependant, l'abondance de cystes de chrysophytes et d'*Enotia binularis* était plus élevée dans les sites restaurés, alors que celle de *Cocconeis* spp. était plus élevée dans les sites naturels. Les sites restaurés avaient également une plus grande abondance de cyanobactéries. En ce qui concerne le zooplancton, les sites restaurés avaient une plus grande abondance de *Chaoborus*. Toutefois, la concentration en carbone et en oxygène dissous et la présence de poissons déterminaient plus fortement la composition des communautés de zooplancton que le statut de restauration des sites. En ce qui a trait aux macro-invertébrés, les sites récemment restaurés avaient une plus grande abondance de larves de *Chaoborus* que les sites plus anciennement restaurés et les sites naturels, mais une moins grande abondance d'amphipodes. Bien que ces études tendent à démontrer un effet positif de la restauration de milieux humides sur la biodiversité aquatique après abandon des activités agricoles, plus d'études semblent requises pour vérifier si ces résultats valent aussi pour les cultures annuelles en zones inondables converties en cultures fourragères pérennes régulièrement fauchées.

L'impact positif des prairies sur la biodiversité terrestre est bien renseigné dans la littérature. Les cultures pérennes et les bandes prairiales abritent généralement une plus grande diversité et abondance d'arthropodes, de pollinisateurs et d'oiseaux champêtres que les cultures annuelles, ce qui favorise le maintien de la biodiversité à l'échelle des paysages. Peu de données sont toutefois disponibles concernant l'effet des cultures fourragères sur la biodiversité aquatique. Bien que certaines études aient montré une diversité et une abondance en phytoplancton, en zooplancton et en macro-invertébrés plus élevées dans des prairies humides restaurées après usage agricole, ces résultats restent à prouver dans un contexte de conversion de cultures annuelles en cultures pérennes.

BANDES RIVERAINES

■ TERMINOLOGIE

La zone riveraine correspond à l'interface semi-terrestre entre un écosystème aquatique et un écosystème terrestre. Elle s'étend de la limite du plan d'eau jusqu'à la lisière des communautés terrestres (Naiman et al., 2005). Le terme « bande riveraine » est souvent utilisé et désignerait plus spécifiquement la zone protégée, restaurée ou aménagée entre les cours d'eau et les champs cultivés afin de maximiser la rétention de sédiments et l'infiltration d'eau dans les bassins versants agricoles. Selon Sweeney et Newbold (2014), les bandes riveraines sont conçues pour créer « un espace suffisant pour intercepter les polluants générés par les activités au champ avant qu'ils n'atteignent le cours d'eau ». Elles sont généralement végétalisées dans ce but. La préservation d'une bande riveraine composée de végétation spontanée de trois mètres de largeur entre les champs cultivés et les cours d'eau est une mesure obligatoire dans la province de Québec depuis l'adoption de la Politique de protection des rives du littoral et des plaines inondables du gouvernement du Québec, en 1987.

La zone riveraine est un écosystème naturellement dynamique, fortement influencé par les variations du régime hydrologique, qui définit quatre gradients multidimensionnels : un gradient longitudinal agissant de l'amont à l'aval, un gradient latéral s'étendant du système terrestre au système aquatique, un gradient vertical des échanges entre l'eau de surface et l'eau souterraine et un gradient temporel résultant des perturbations hydrologiques naturelles et de la morphologie dynamique des rivières (Petts et Amoros, 1996; Poff et al., 1997); Ward, 1989, 1998; Tockner et al., 2010).

À l'échelle régionale, les zones riveraines correspondent à des réserves de biodiversité puisque leurs dynamiques spatiotemporelles favorisent le développement d'une mosaïque d'habitats diversifiée, capable d'héberger des espèces avec des niches écologiques distinctes, voire de structurer la biodiversité du paysage en agissant comme des corridors de dispersion importants pour les espèces. De plus, les zones riveraines procurent plusieurs services écologiques, c'est-à-dire les bénéfices que l'humain tire directement

ou indirectement des écosystèmes (voir la section « Approche par traits » du présent document), en particulier ceux liés à la qualité de l'eau.

Les communautés végétales des milieux riverains sont hautement diversifiées. Les espèces les plus emblématiques de ces milieux appartiennent notamment à la famille des salicacées (exemple : *Populus alba*, *Populus nigra*, *Salix alba*), mais les zones riveraines hébergent également plusieurs hydrophytes (c'est-à-dire des espèces qui poussent en partie ou en totalité dans l'eau, grâce à des adaptations spécifiques telles que des bourgeons dormants immergés), des héliophytes émergentes (c'est-à-dire des espèces poussant dans des sols saturés avec une tige aérienne érigée et qui repoussent à partir d'organes de stockage souterrains tels que *Calamagrostis* spp., *Phragmites* spp. ou *Typha* spp.), les cypéracées (notamment les *Carex* spp.) et les joncacées (exemple : *Juncus* spp.), qui ont développé des stratégies pour tolérer la nature dynamique des systèmes fluviaux, en plus des plantes éphémères capables de compléter leur cycle vital rapidement, lors des courts moments où les conditions leur sont propices.

Traditionnellement, les plantes de milieux riverains étaient classées en quatre grandes catégories définies par les stratégies écologiques spécifiques qu'elles développent pour s'établir dans des environnements riverains saturés en eau et régulièrement perturbés : les « envahisseuses » produisent de larges quantités de propagules disséminées par le vent et l'eau pour coloniser des substrats alluviaux; les « endurentes » possèdent des organes végétatifs qui permettent une repousse à la suite d'un bris ou de l'enfouissement de la tige et des racines en raison d'inondations à haute énergie; les « résistantes » peuvent supporter une inondation prolongée pendant la saison de croissance; et les « évitantes » sont des espèces pionnières sans adaptation spécifique aux perturbations hydrologiques, mais qui peuvent germer et pousser rapidement pendant des fenêtres temporelles favorables (Naiman et al., 1998).

Plusieurs typologies basées sur les caractéristiques hydrologiques, géomorphologiques ou biologiques ont été proposées pour classer les zones riveraines en unités homogènes et en favoriser la gestion : 1) la classification géomorphologique hiérarchique délimitant l'étendue spatiale des cours d'eau, segments, tronçons et habitats; 2) la classification de Rosgen basée sur les caractéristiques géomorphologiques et sur les caractéristiques du chenal, telles que la sinuosité, la composition du lit ou le confinement du chenal d'écoulement; 3) le *Process Domain Concept* classifiant les zones riveraines en pentes, dépressions, chenaux ou plaines d'inondation selon les processus physiques définissant la structure et les dynamiques d'habitat; et 4) les classifications biotiques telles que le *Riparian, Channel and Environment Inventory* (ou RCE : voir Naiman et al., 2005). Une classification basée sur la structure de la végétation pourrait cependant être utile en contexte agricole, considérant que le type de communauté végétale du milieu riverain a une influence sur les services écologiques qu'il procure (Quinn et al., 2001 : voir la section « Services écologiques liés au sol et à l'eau ») et considérant le rôle clef des arbres et arbustes pour les écosystèmes riverains (Standford et al., 1996; Lyons et al. 2002).

Les services écologiques peuvent être classés en différentes catégories : les services *d'approvisionnement* font référence à la nourriture, à l'eau, au bois et aux fibres fournis par les écosystèmes; les services *culturels*, aux bénéfiques récréatifs, esthétiques et spirituels; et les services de *soutien* ou de *régulation*, qui comprennent la formation du sol, la photosynthèse et le recyclage des éléments nutritifs, qui n'ont pas une valeur immédiate pour les humains, mais contribuent à la livraison des autres services (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2005). Les zones riveraines ont le potentiel de fournir des services correspondant à

l'ensemble de ces catégories. Ceux-ci incluent, mais ne se limitent pas à : la régulation de l'eau¹, la stabilité du sol, la fertilité du sol et le recyclage des éléments nutritifs, la régulation climatique, la régulation biotique, ainsi que des services d'approvisionnement (fourrage, fibres, etc.; de Bello et al., 2010; Asbjornsen et al., 2013; Capon et Pettit, 2018).

■ ESPÈCES VÉGÉTALES D'INTÉRÊT

Trois types de végétation de milieu riverain peuvent être distingués facilement à partir des types biologiques dominants : les forêts riveraines dominées par les arbres, les zones riveraines arbustives dominées par les arbustes et les prairies riveraines dominées par des espèces herbacées, mono- et dicotylédones. Dans les zones riveraines naturelles, ces trois types de végétation coexistent pour former une mosaïque d'habitats dont l'étendue spatiale dépend notamment de la fréquence et de l'intensité des inondations, ainsi que des surfaces géomorphologiques (c'est-à-dire que l'abondance d'arbres et d'arbustes augmente généralement le long de gradients latéraux allant de la rivière au champ, mais leur étendue reste limitée quand les pentes sont prononcées).

Dans leur revue exhaustive de la littérature, Lyons et al. (2000) ont comparé des zones boisées comprenant des arbres et des arbustes avec des zones enherbées comprenant surtout des graminées, démontrant que ces deux types de végétation apportent des services écologiques différents, soit en servant d'habitats pour des espèces différentes de macro-invertébrés ou, encore, en offrant une meilleure rétention de l'azote dissous dans le cas des zones boisées. Il apparaît toutefois que lorsqu'une zone riveraine est restaurée ou mise en place dans le but d'améliorer la qualité de l'eau dans les paysages agricoles, les assemblages plurispécifiques de plantes apportent généralement plus de bénéfices que des bandes de végétation monospécifiques (Osborne et Kovacic, 1993; Mayer et al., 2007). Plus particulièrement, les bandes riveraines à trois zones de 15 à 20 m de largeur composées, du champ à la rive, de plantes herbacées dominées par le panic érigé sur 7 m, de deux rangées d'arbustes (comme *Physocarpus opulifolius*, *Prunus virginiana* ou *Cornus sericea*) et de quatre à cinq rangées d'arbres à croissance rapide (tels que *Populus* spp., *Salix* spp., *Acer saccharinum*, *Quercus macrocarpa*, ou *Fraxinus pennsylvanica*) ont été identifiées comme particulièrement efficaces pour améliorer la qualité de l'eau (Schultz et al., 1995). Elles sont généralement recommandées par le USDA (exemple : NCRS, 2006). La première zone constituée de panic érigé est semblable à ce qui est appelé bande enherbée (Blanco-Canqui et al., 2006; Bentrup, 2008). Le rôle d'une telle bande est d'augmenter l'efficacité de la zone riveraine de plusieurs façons, soit en interceptant le ruissellement, en diminuant sa vitesse d'écoulement et en favorisant sa dispersion, tout en captant les sédiments en suspension et les éléments nutritifs qui y sont adsorbés (Dabney et al., 1995; Gilley et al., 2000; Blanco-Canqui et al., 2004; Blanco-Canqui et al., 2006).

De façon plus générale, un paysage agricole dans lequel des bandes riveraines forestières ont été établies peut être considéré comme un système agroforestier, puisque l'agroécosystème inclut ainsi la présence

¹ Régulation du moment et de l'ampleur du ruissellement, des inondations et de la recharge des aquifères (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2005).

d'espèces arborescentes, tout comme dans le cas des systèmes de cultures intercalaires avec arbres ou avec haies brise-vent. Ces pratiques différentes et non exclusives ont un grand potentiel pour soutenir la livraison de services écologiques et devraient donc toutes être considérées dans les stratégies de restauration, même si les bandes riveraines sont d'abord intéressantes pour ce qui est de l'amélioration de la qualité de l'eau en raison de leur proximité avec les écosystèmes aquatiques.

Pour certains services en particulier, la classification de la végétation en grandes catégories n'est cependant pas le seul facteur à considérer. Dosskey et al. (2010) mentionnent des différences importantes entre les espèces, même au sein de types similaires (graminées, dicotylédones herbacées, arbustes, arbres, etc.). Parmi les espèces citées dans la littérature, par exemple, l'utilisation d'une combinaison de panic érigé avec la fétuque élevée dans la bande riveraine est plus efficace que l'utilisation de la fétuque élevée seule. Cette combinaison a permis de retirer 4,9 fois plus d'azote (N) organique, 2,3 fois plus d'ammonium (NH₄) et 3,7 fois plus de phosphore (P) particulaire que des bandes riveraines composées uniquement de fétuque élevée (Blanco-Canqui et al., 2004). L'espèce *Arundinaria gigantea* a aussi été identifiée comme une excellente espèce pour réduire la charge en nutriments des bassins versants agricoles dans le sud de l'Illinois (Schoonover et al., 2005). Au Texas, le chiendent pied-de-poule s'est révélé être meilleur pour retirer le P, comparé au sorgho ou au blé, alors qu'en Ontario, les espèces graminées indigènes seraient meilleures pour retirer le P, par rapport au *ray-grass* et à la fétuque rouge (Abu-Zreig et al., 2004; McFarland and Hauck, 2004; rapporté par Zhang et al., 2010). Le panic érigé est recommandé pour les bandes enherbées en raison de sa grande taille et de ses tiges denses et rigides, qui peuvent retenir le ruissellement sous forme d'eau stagnante pendant de fortes pluies et ainsi disperser les écoulements concentrés (Dabney et al., 1995; Dabney et al., 2004; Bentrup, 2008). La capacité de certains peupliers (hybrides et clones) à retirer le P des eaux de ruissellement serait plus grande que celle des graminées. Kelly et al. (2007) ont trouvé que des boutures de peupliers à croissance rapide (*Populus deltoides*, clone 42-7) prélevaient plus de P que le panic érigé, la luzerne et le brome inerme dès la deuxième année suivant la plantation. Ceci était également dû au fait que le peuplier accumulait davantage de P dans sa biomasse aérienne que dans les racines, contrairement aux graminées. Fortier et al. (2015) ont trouvé que le fait de remplacer des bandes riveraines herbacées par des clones de peupliers hybrides (*Populus deltoides x nigra* DxN-3570, aussi nommé *Populus x canadensis*; *P. canadensis x maximowiczii* DNxM-915508; et *Populus maximowiczii x balsamifera* MxB-915311) pouvait augmenter le stockage de P de 29 à 141 kg ha⁻¹ sur neuf ans, si les arbres n'étaient pas récoltés. Hénault-Éthier (2016) mentionne que l'intérêt de planter des saules arbustifs, comme recommandé par le gouvernement du Québec pour les zones riveraines, est lié à leur croissance rapide et à leur capacité à capter différents polluants. Les auteurs mentionnent que le *Salix miyabeana* SX64, une variété très productive, a un grand potentiel de phytoremédiation. Les espèces de peupliers et de saules ont de plus été identifiées comme des espèces arbustives capables de réduire l'érosion des berges (Rood et al., 2015).

De nombreuses études ont été publiées à propos de l'efficacité des bandes riveraines pour diminuer la charge en nutriments des bassins versants agricoles et sur la façon de les concevoir afin de favoriser ce service écologique. Plusieurs questions demeurent cependant sans réponse, en particulier celles ayant trait à la composition et la distribution spatiale des bandes riveraines pour optimiser plusieurs services écologiques (Lovell et Sullivan, 2006).

○ Approche par traits

L'étude des liens entre la végétation et les services écologiques devrait également être abordée à partir de la perspective des traits fonctionnels, c'est-à-dire en utilisant l'approche de l'écologie fonctionnelle (Faucon et al., 2017). Alors qu'il est important de considérer le type de végétation (arbres, arbustes, herbacées dicotylédones, graminées) ou les espèces à inclure dans les bandes riveraines afin d'en maximiser les services écologiques, il peut être avantageux de considérer la bande riveraine du point de vue des traits fonctionnels. Les services écologiques sont rendus par différents processus (ou propriétés) des écosystèmes. Par exemple, les services de régulation de l'eau sont rendus par des processus spécifiques tels que l'évapotranspiration, l'infiltration, la rétention de l'humidité du sol et l'écoulement de l'eau en surface. Considérant le compartiment végétal, ces processus sont modulés par des traits spécifiques des plantes. Selon Garnier et al. (2016), les traits des organismes sont définis comme « les caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques héréditaires, mesurables au niveau de l'individu, de la cellule à l'organisme complet ». Dans l'exemple de la régulation de l'eau, ce service pourrait être modulé par la densité et l'étendue du couvert végétal de la communauté, sa surface foliaire, sa composition en formes de croissance¹, etc. Ces traits affectent l'évapotranspiration, l'infiltration, ainsi que d'autres processus des écosystèmes.

Découlant de ce paradigme, le concept de diversité fonctionnelle, important en écologie fonctionnelle, est généralement défini comme « la valeur et l'amplitude des traits fonctionnels des organismes dans un écosystème donné » (Tilman 2001). La diversité fonctionnelle agit comme vecteur des processus écosystémiques d'une communauté, contrairement à la diversité taxonomique. Les approches centrées sur la diversité spécifique sont principalement limitées par le fait que la taxonomie des espèces est relativement pauvre en information en ce qui a trait aux mécanismes écologiques sous-jacents aux patrons observés. L'intégration des traits fonctionnels dans les études de restauration du milieu riverain devrait améliorer notre capacité à comprendre et à optimiser les fonctions écologiques riveraines et, ainsi, les services écologiques qui sont rendus par ces écosystèmes. En effet, le succès reproducteur individuel des espèces de la bande riveraine est déterminé par leurs caractéristiques propres, qui définissent leur réponse aux filtres écologiques (McGill et al. 2006; Lavorel et al. 2007; Violle et al. 2007; Merritt et Poff, 2010). Il est donc important de comprendre les liens entre les espèces, les traits et les services écologiques lors de la conception d'une bande riveraine. Une telle liste a été réalisée par de Bello et al. (2010), qui ont lié services écologiques, processus écologiques, organismes et traits en utilisant la classification des services écologiques suggérée par le *Millenium Ecosystem Assessment* (2005). En utilisant ce tableau, Garnier et al. (2016) ont ensuite fait la liste des traits spécifiques aux plantes qui sont liés aux processus écologiques et par lesquels sont rendus les différents services écologiques. Nous en fournissons un extrait présentant uniquement les services liés aux bandes riveraines (tableau 4).

Parmi les traits rapportés dans la littérature, la profondeur racinaire est citée comme l'un des plus importants : c'est un enracinement profond qui donne au panic érigé son efficacité contre l'érosion si on le compare à d'autres herbacées (Blanco-Canqui et al., 2004) et c'est ce même trait qui confère à certains arbres leur grande capacité d'absorption du N soluble (Lyons et al., 2000; Izydorczyk et al., 2018). La densité et la biomasse racinaire favorisent la stabilité du sol (Tufekcioglu, 1998; Dabney et al., 2004) et la biomasse

¹ Traduction de *growth form composition*.

racinaire est aussi une source de carbone organique, ce qui stimule la dénitrification (Tufekcioglu, 1998). Wynn et al. (2004) ont étudié la densité de longueur racinaire (longueur totale de toutes les racines comprises dans une unité de volume de sol). Ils ont trouvé que les sites forestiers ont une plus grande densité de longueur pour les racines fines s'étendant sous une profondeur de 30 cm comparativement à des bandes riveraines herbacées et qu'ainsi, ils pouvaient mieux retenir le sol contre l'érosion. Izydorczyk et al. (2018) ont mentionné que la « répartition spatiale [racinaire] bien développée » des prairies en faisait des communautés efficaces en bandes riveraines.

Tableau 4 : Relation entre les processus des écosystèmes et les traits des plantes. La relation positive (+) ou négative (-) de l'effet des traits sur le processus écologique (c'est-à-dire si la variation du trait induit une variation similaire du processus) est indiquée entre parenthèses (adapté de Garnier et al., 2016)

Service écologique	Processus/Propriétés	Traits fonctionnels des plantes
Régulation de l'eau	Évapotranspiration	Étendue et densité du couvert végétal (+); surface foliaire (+); composition en formes de croissance (C ₃ /C ₄); phénologie; profondeur racinaire; conductance stomatique.
	Infiltration/Rétention de l'humidité du sol	Étendue et densité du couvert végétal (+); composition en formes de croissance; quantité de litière (-).
	Écoulement de surface/Ruissellement	Étendue et complexité du couvert végétal (-); diversité des formes de croissance (-); et composition en formes de croissance.
Purification de l'eau	Rétention des nutriments/Sédiments	Facilité de décomposition (-); diversité des formes de croissance (+); composition en formes de croissance; surface foliaire (+).
Régulation du climat	Séquestration du carbone dans la végétation et dans le sol	Étendue et architecture du couvert végétal; densité du bois (+); hauteur (+); phénologie de la floraison (-); formes de croissance; qualité de la litière; taille des racines; densité des racines (+); taux de croissance relative (+); concentration d'azote des feuilles (+).
	Échanges thermiques	Complexité du couvert végétal; composition en formes de croissance; taux de photosynthèse.
Stabilité des sols	Prévention de l'érosion	Étendue et architecture du couvert végétal (+); forme de croissance; profondeur/densité des racines.

La forme de croissance, telle qu'un port érigé et des tiges raides, comme chez le panic érigé ou le vétiver, a été mentionnée pour le choix d'espèces utilisées en bandes afin de réduire la vitesse du ruissellement (Dabney et al., 1995; Dabney et al., 2004). Kervroëdan et al. (2018) recommandent de choisir des communautés végétales qui ont une densité de tiges, un diamètre et une surface foliaire élevées pour l'aménagement de bandes tampons afin de limiter au minimum l'érosion du sol. Izydorczyk et al. (2018)

mentionnent également que la capacité de former des associations mycorhiziennes, qu'on trouve souvent chez les plantes capables de tolérer des inondations périodiques, peuvent être bénéfiques pour les services de purification de l'eau. Ces associations sont présentes chez des plantes telles que le phragmite (*Phragmites australis*), l'alpiste roseau, la canche cespiteuse (*Deschampsia cespitosa*), ainsi que chez des espèces du genre *Carex*, augmentant leur capacité à absorber des éléments nutritifs. L'accumulation de phosphore dans les bandes riveraines (et donc leur potentiel de retrait) a été liée à leur production de biomasse et à l'aire de la surface racinaire par Kelly et al. (2007). Roberts et al. (2012) ont suggéré que certains traits des végétaux pourraient améliorer la rétention physique et biologique du P réactif dissous dans les bandes riveraines; cependant, plus de recherche est requise sur le sujet.

■ PRODUCTIONS VÉGÉTALES

Les bandes riveraines sont susceptibles d'influencer les productions végétales des champs adjacents par différents processus, bien que l'information à ce sujet soit parcellaire dans la littérature scientifique. Établir des bandes riveraines en bordure de champ peut occasionner une perte des superficies agricoles et, par conséquent, une diminution directe des profits; c'est cependant également une façon de réduire les pertes de sol des agroécosystèmes. Alors qu'il existe une croyance répandue chez les producteurs voulant que les bandes riveraines peuvent abriter des espèces indésirables pour la culture, des mauvaises herbes ou des insectes, certains auteurs ont trouvé que cette influence était négligeable (Boutin et al., 2003). Dans les systèmes agroforestiers, bien que la présence d'arbres affecte la croissance des rangs d'une culture principale situés à une distance équivalente à la moitié de la hauteur des arbres, ceux-ci n'affectent généralement pas les rendements des cultures principales considérées dans l'ensemble du champ (Carrier et al. 2019). En augmentant la biodiversité du milieu et en agissant comme refuge d'espèces, les bandes riveraines pourraient en fait contribuer au contrôle des ravageurs (Asbjornsen et al., 2013), ainsi qu'abriter des pollinisateurs, ce qui, en retour, augmente les profits agricoles. De plus, les bandes riveraines influencent les conditions microclimatiques, notamment en régulant les extrêmes de température, fournissant des conditions plus adaptées aux cultures. Par ailleurs, les arbres dans les bandes riveraines peuvent agir comme brise-vent, ce qui peut améliorer la productivité des cultures de 15 à 20 % par la réduction de l'érosion éolienne et la gestion de la neige (Brandle et al., 2004, 2009; rapporté par Alam et al., 2014).

■ SERVICES ÉCOLOGIQUES LIÉS AU SOL ET À L'EAU

○ Régulation de l'eau

En réduisant le ruissellement de l'eau et en augmentant l'infiltration, les bandes riveraines contribuent au retrait des polluants, réduisant ainsi leur charge dans les écosystèmes riverains. Cela concerne d'abord les sédiments et les pesticides, pathogènes et éléments nutritifs qui y sont adsorbés. De plus, les bandes riveraines créent des conditions favorables à la transformation et au retrait des éléments nutritifs solubles se retrouvant dans l'écoulement souterrain, tels que l'N inorganique lessivé, grâce aux processus

microbiens et à l'absorption par les végétaux. Lyons et al. (2000) ont trouvé que les bandes riveraines boisées et engazonnées avaient toutes deux de bonnes capacités d'infiltration de l'eau, réduisant ainsi le ruissellement.

Dans une méta-analyse sur la réduction de la pollution diffuse incluant bandes prairiales et riveraines, Zhang et al. (2010) ont mesuré l'impact des caractéristiques de ces bandes sur leur capacité à réduire les polluants. Pour différentes largeurs (0,5-35 m), valeurs de pente (2-16 %) et types de végétation (herbacées, arbres, ou mélange des deux), les auteurs ont trouvé que la capacité médiane de réduction des polluants était de 86 % pour les sédiments, de 72 % pour le P et de 68 % pour l'N. Alors que les chiffres pour l'efficacité de captage de sédiments étaient plutôt stables, variant entre 45 et 100 %, les bandes tampons montraient une plus grande variation pour les autres polluants (exemple : l'efficacité de retrait de l'N variait entre 2,2 et 99,9 %). On doit toutefois noter que les expériences sélectionnées pour cette méta-analyse étaient principalement des expériences réalisées en environnement contrôlé, conçues pour la réplicabilité (Sweeney et Newbold 2014). Ces expériences sont menées sur des parcelles rectangulaires et physiquement confinées, où l'écoulement est distribué uniformément. Leur applicabilité au champ, où le ruissellement peut être causé par des pluies beaucoup plus fortes, est donc limitée en comparaison avec des expériences plus réalistes incluant des simulations de tempêtes ou pour lesquelles l'écoulement mesuré provient d'une grande superficie de champ en amont plutôt que d'un système simulant une pluie uniformément répartie.

○ Captage des sédiments

La végétation riveraine peut être très efficace pour capter les sédiments, réduisant les pertes de sol des bassins agricoles et les charges de sédiments dans les rivières. Les sédiments dans les rivières peuvent être néfastes pour le recrutement des poissons, la productivité et la diversité des macrophytes, ainsi que pour les communautés de macroinvertébrés (Riley et al., 2018). Cela mène également à une plus grande turbidité, ce qui en soi peut favoriser le réchauffement des cours d'eau (Grégoire et Trencia, 2007). Sweeney et Newbold (2014) ont trouvé que, par des études évaluant l'efficacité de rétention des sédiments en contexte réaliste (plutôt qu'en expériences confinées avec un ruissellement limité, telles que celles sélectionnées pour la méta-analyse incluant bandes prairiales et riveraines de Zhang et al. (2010)), 21 à 97 % des sédiments peuvent être captés par des bandes riveraines de 3 à 65 m de largeur, les bandes étroites (3-10 m) pouvant en capter entre 21 et 78 % (figure 12). McKergow et al. (2003), par exemple, ont estimé que la charge et la concentration de sédiments en suspension étaient 90 % plus faibles après l'établissement d'une bande riveraine le long d'un tronçon de ruisseau de 1,7 km dans un bassin versant de 6 km² de l'est de l'Australie (pour différentes largeurs de bandes riveraines mises en place par l'installation de clôtures et la plantation d'eucalyptus). Au sud-est du Brésil, une modélisation de la charge sédimentaire a montré que des bandes riveraines forestières de 52 m sont capables de retenir 54 % de la charge totale en sédiments (Sparovek et al., 2002). Intégrer des bandes riveraines dans les bassins versants agricoles est donc une mesure bénéfique pour réduire l'érosion du sol et les pertes de sédiments dans les rivières (Verstraeten et al., 2006).

Les facteurs ayant un impact sur l'efficacité de captage des sédiments des bandes riveraines incluent la largeur, la pente et le type de ruissellement. Plus la bande riveraine est large, plus le ruissellement doit traverser une grande surface : il y a un impact direct de la largeur de la bande riveraine sur son efficacité de captage des sédiments (figure 12) et de réduction de l'N, du P et des pesticides (Zhang et al. 2010). Dans une revue de littérature plus récente, Sweeney et Newbold (2014) ont conclu que la largeur optimale d'une bande riveraine en ce qui a trait au captage des sédiments est de 30 m, ce qui peut diminuer la charge totale de sédiments de >80 %. Il doit être noté que ceci contraste avec des résultats passés, ce dont les auteurs ont discuté : dans des expériences en environnement contrôlé, une largeur de 10 m est généralement optimale, alors qu'en conditions réelles, 30 m sont nécessaires pour atteindre la même efficacité. La valeur de la pente de la bande riveraine affecte également l'efficacité de captage, l'optimum estimé étant de 10 %, c'est-à-dire que des pentes ayant une valeur plus ou moins élevée seraient moins efficaces (figure 13; Zhang et al., 2010). De plus, le type de ruissellement affecte le fonctionnement de la bande riveraine, puisque, dans un contexte réaliste, le ruissellement tend à être concentré dans des chemins d'écoulement préférentiels (rigoles), rendant les bandes riveraines inefficaces (Dillaha et al., 1989). Dans ces conditions d'écoulement concentré, Dosskey et al. (2002) ont trouvé que pour des bandes ayant des efficacités de captage des sédiments attendues de 99 %, 67 %, 59 % et 41 %, les efficacités effectives mesurées étaient de 43 %, 15 %, 23 % et 34 % respectivement. Des gains d'efficacité peuvent être réalisés par une meilleure distribution du ruissellement (c'est-à-dire par le maintien de l'écoulement laminaire; voire la section « Autres facteurs affectant les services écologiques »; Dosskey et al., 2002; Zhang et al., 2010). Pour ce qui est du type de végétation, les graminées et les arbres se sont montrés aussi efficaces les uns que les autres dans la revue de Lyons et al. (2000) et la méta-analyse de Zhang et al. (2010) incluant bandes prairiales et riveraines.

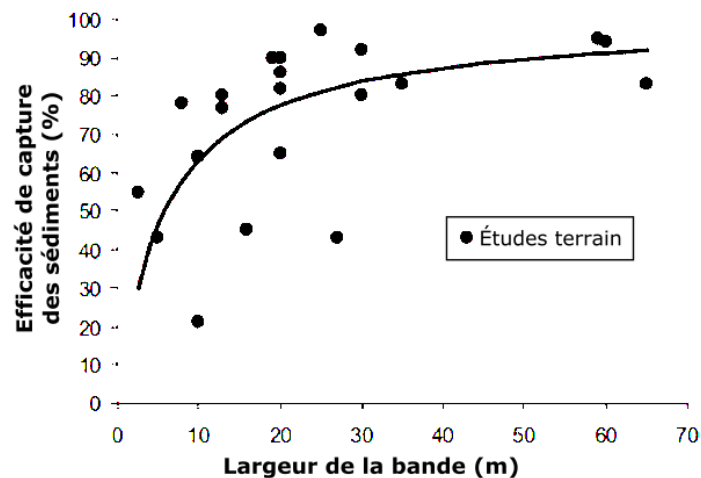


Figure 12 : Effet de la largeur de la bande riveraine sur le captage des sédiments (adapté de Sweeney et Newbold, 2014).

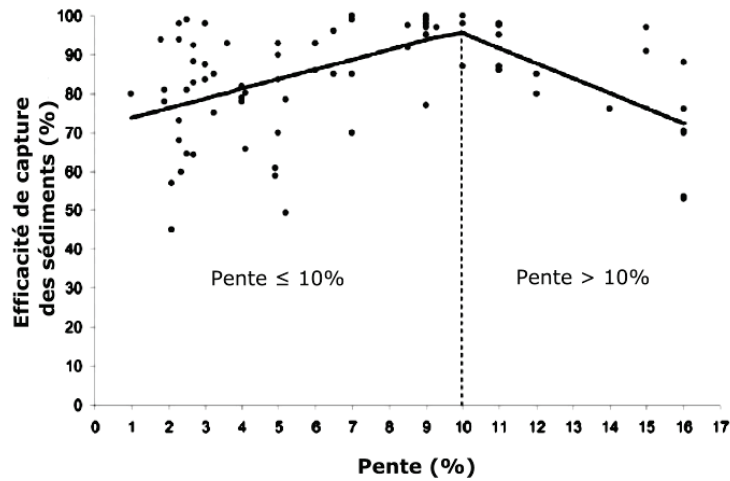


Figure 13 : Effet de la pente de la bande riveraine sur l'efficacité de captage des sédiments (adapté de Zhang et al., 2010).

○ Retrait de l'azote

Dans les bassins versants agricoles, l'N peut prendre une variété de formes, soit organiques ou minérales (principalement nitrate (NO_3) et NH_4). Les bandes riveraines sont capables de retirer jusqu'à 100 % de l'N dans l'eau de ruissellement (Zhang et al., 2010) et jusqu'à 100 % de l'N de l'écoulement souterrain (Mayer et al., 2007; Sweeney et Newbold, 2014). Alors que l'N organique et le NH_4 adsorbé aux particules du sol peuvent être retirés par le captage de sédiments, le NO_3 reste en solution (Blanco-Canqui et al., 2004; Fronczyk et al., 2016). Les bandes riveraines peuvent retirer cet N inorganique par la dénitrification ou par l'absorption directe (Hefting et al., 2005; Neilen et al., 2017). La dénitrification dans la bande riveraine a lieu en conditions anoxiques, en présence de carbone organique, et est également influencé par l'hydrologie (par exemple, par la profondeur de la nappe phréatique ou par l'écoulement souterrain, voir figure 14; Ranalli et Macalady, 2010) et par des facteurs physicochimiques tels que le pH (Burgin et al., 2013). On considère que la dénitrification est le principal processus de retrait de l'N dans les bandes riveraines (Sovik et Syversen, 2008); la charge en NO_3 et le gradient hydraulique, ou l'hydrologie, se sont révélés être de meilleurs prédicteurs du retrait de NO_3 que le couvert végétal (ou que les conditions climatiques; Sabater et al., 2003; Zhang et al., 2010), considérant qu'une nappe phréatique élevée, combinée avec la disponibilité en carbone organique, favorise les conditions anoxiques requises pour la dénitrification. On doit noter cependant que Hefting et al. (2005) ont observé que l'absorption d'N par les plantes était le processus dominant dans les sols plus secs. Les facteurs ayant un impact sur l'efficacité de retrait de l'N par les bandes riveraines incluent leur largeur et l'hydrologie, ainsi que leur type de végétation, dont l'effet est controversé.

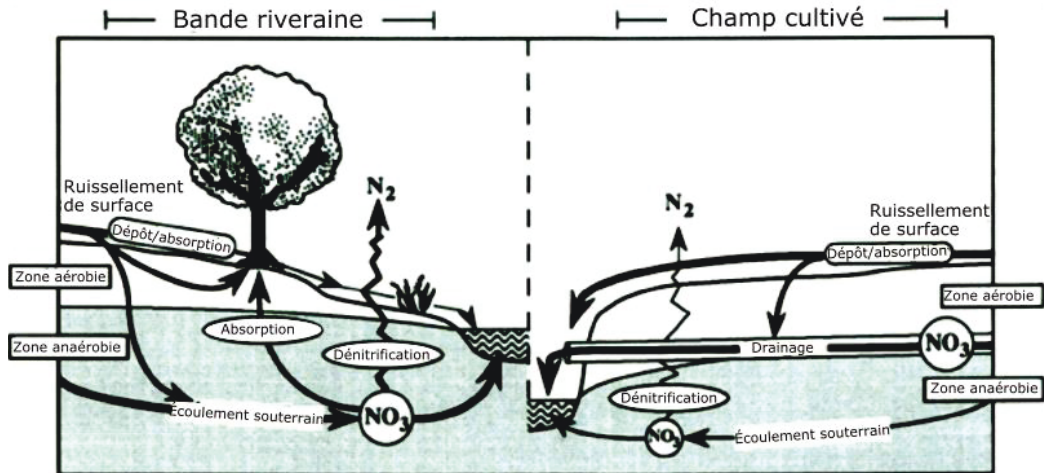


Figure 14: Flux d’N dans la bande riveraine (tiré de Vought et al., 1994).

Outre les composantes hydrologiques ayant un impact sur le retrait de l’N mentionnées plus haut (hauteur de la nappe, quantité d’oxygène dissous, types d’écoulement), Shilling et al. (2018) mentionnent l’importance de l’ordre des cours d’eau étudiés. L’ordre d’un cours d’eau est son positionnement par rapport aux autres cours d’eau par lesquels il est connecté au bassin versant. Strahler (1957) définit les « plus petits tributaires » des extrémités comme des cours d’eau de premier ordre, alors que chaque ordre supérieur est formé par la jonction de deux segments d’ordre inférieur. Schilling et al. (2018) affirment que la création de bandes riveraines devrait être une priorité pour les cours d’eau d’ordre peu élevé, puisque ceux-ci ont des sédiments plus fins, contiennent davantage de carbone organique dissous et moins d’oxygène dissous que les ruisseaux d’ordre plus grand, ce qui fait qu’ils constituent de meilleurs milieux pour la dénitrification. Les auteurs concluent que les cours d’eau des ordres élevés (< 4) ont peu de potentiel pour la dénitrification.

Par ailleurs, le retrait de l’N est influencé par la largeur de la bande riveraine : plus la bande est large et plus elle est efficace (Zhang et al. 2010). Enfin, plusieurs articles mentionnent que le type de végétation a une influence sur l’efficacité de retrait de l’N : comparativement à des bandes riveraines engazonnées, des bandes riveraines comprenant des arbustes ou des arbres sont plus performantes (Sovik et Syversen, 2008; Zhang et al., 2010) et sont particulièrement efficaces lorsque cet N voyage sous forme soluble par écoulement souterrain (Lyons et al., 2000). Les auteurs expliquent que cet avantage des arbres et des arbustes vient de leur système racinaire plus profond et plus efficace. Les différences entre la végétation herbacée et les arbres ne sont toutefois pas toujours claires selon Sabater et al. (2003), qui, dans une étude pan-européenne, n’ont trouvé aucune différence significative entre des bandes riveraines herbacées ou boisées, ayant obtenu des taux de retrait de l’N inorganique de 4,43 % m⁻¹ et de 4,21 % m⁻¹ pour chacune d’elles, respectivement (il faut noter cependant que, dans la catégorie herbacée, les auteurs incluaient également des bandes riveraines comprenant des arbustes). Plus tard, Hefting et al. (2005) ont trouvé une plus grande absorption et rétention d’N dans des bandes riveraines boisées que dans des espèces herbacées. Dans une méta-analyse plus récente, Valkama et al. (2018) ont trouvé, comme cela avait été noté par Sweeney et Newbold (2014), que le retrait d’N de l’eau souterraine par les bandes riveraines était largement influencé par le mouvement de l’eau, dans ce cas-ci la vitesse d’écoulement de l’eau souterraine dans le cours d’eau : l’N retiré est directement proportionnel au temps de résidence de l’eau dans la bande

riveraine. Les auteurs ont également trouvé que les arbres étaient moins efficaces que les graminées pour retirer l'N du ruissellement de surface, mais ne présentaient aucun avantage significatif pour ce qui était du retrait d'N souterrain (Valkama et al., 2018). Les arbres ne présentaient qu'un avantage marginal (10-15 % d'efficacité supplémentaire), non significatif dans cette étude.

À partir de précipitations simulées, Schmitt et al. (1999) ont testé l'effet de bandes de 7,5 ou de 15 m de structure de végétation différente (mélange de graminées composé de panic érigé, de fétuque élevée et d'herbacées spontanées; mélange d'herbacées, d'arbustes et d'arbres composé de panic érigé, de fétuque élevée, de chèvrefeuille de Maack (*Lonicera maacki*), de groseiller doré (*Ribes aureum*), de peuplier deltoïde (*Populus deltoides*) et d'érable argenté (*Acer saccharinum*)) sur la réduction des pertes d'azote total et du lessivage des nitrates. Leur étude montre que les plus larges bandes végétalisées étaient plus efficaces de 18 à 19 % pour réduire les pertes d'azote et le lessivage de l'azote, tandis que la présence d'arbustes et d'arbres n'influait pas significativement ces pertes. Dans cette expérience, les bandes herbacées de 15 m de large permettaient de filtrer 48 et 36 % de l'azote total et des nitrates, respectivement. Au Québec, Duchemin et Hogue (2009) ont évalué l'efficacité de bandes herbacées et de bandes composées d'herbacées et de peupliers à réduire les pertes d'azote s'écoulant depuis des parcelles de maïs fertilisées avec du lisier de porc. Après un an, les bandes herbacées composées de fétuque rouge (45 %), de pâturin des bois (*Poa nemoralis*, 45 %) et de ray-grass vivace (10 %) réduisaient les pertes d'ammonium et de nitrates dans les ruissellements de surface de 57 et de 33 % respectivement et, dans les eaux de drainage, de 8 et de 63 % respectivement. Les bandes incluant des peupliers montraient une efficacité similaire aux bandes herbacées avec une réduction des pertes d'ammonium et de nitrates dans les ruissellements de surface de 47 et de 30 % respectivement et, dans les eaux de drainage, de 11 et de 68 % respectivement.

Il est important de noter que, bien qu'étant liée aux services de purification de l'eau, la dénitrification ayant lieu dans les sols de la bande riveraine transforme non seulement le NO_3 en diazote (N_2), un gaz inoffensif, mais relâche également de l'oxyde nitreux (N_2O), un gaz avec un potentiel de réchauffement climatique de 298 (ce qui signifie qu'il est 298 fois plus puissant que le CO_2) sur une période de 100 ans (Forster et al., 2007). Ce relâchement en N_2O est considéré comme un *disservice*¹ et doit être pris en compte lors de l'estimation de la contribution des bandes riveraines aux services écologiques. Le pH du sol est un des facteurs les plus importants régulant les émissions de N_2O , les pH plus faibles étant associés à des émissions de N_2O plus élevées (Samad et al., 2016). Hefting et al. (2013) font justement une mise en garde, mentionnant que les sols ayant un pH inférieur à 5 peuvent favoriser les pertes en N_2O au point de dépasser les bénéfices de la réduction d'N de l'écoulement. Ces valeurs de pH du sol ne sont toutefois pas si communes en zone agricole, le pH idéal pour des sols agricoles se situant à des valeurs comprises entre 6 et 7 (USDA, 1998). Hefting et al. (2013) ont noté que ces valeurs de pH inférieures à 5 sont plutôt associées à des milieux humides riverains ayant des sédiments sablonneux en bordure de cours d'eau d'ordre peu élevé. Il est néanmoins difficile d'établir des valeurs absolues de pH pour lesquelles les émissions de N_2O deviennent trop importantes, puisqu'elles varient selon le protocole de laboratoire utilisé (Samad et al., 2016). Il est important de noter que, dans la majorité des cas, les bienfaits écologiques du retrait de l'N dépassent les *disservices* liés à la production de N_2O (Hefting et al., 2013).

¹ L'inverse d'un service, qui cause un tort (mot emprunté de l'anglais *disservice*).

Le compromis entre services et *disservices* est discuté dans un article de Burgin et al. (2013) dans lequel les auteurs considèrent la destinée des pertes agricoles d’N. Il passera d’abord du champ à l’eau souterraine, puis aux ruisseaux et aux rivières (ou sera apporté directement aux cours d’eau par le ruissellement de surface), avant de finir dans l’océan. Lors de son parcours, il sera partiellement dénitrifié, émettant potentiellement du N₂O à chaque étape. Retirer l’N directement dans la bande riveraine ne représenterait donc pas une augmentation des émissions *totales* de N₂O, mais représenterait plutôt un changement spatial dans les processus de dénitrification. Afin de s’en assurer, il sera nécessaire de comparer le rendement en N₂O (la proportion de N₂O des émissions totales de gaz dues à la dénitrification) de la dénitrification dans les bandes riveraines avec le rendement en N₂O de la dénitrification ayant lieu en aval. Alors qu’il a été démontré que les plantes peuvent augmenter ce rendement en N₂O par transpiration, en permettant le mouvement du gaz de la solution du sol directement à l’atmosphère (Chang et al., 1998), peu d’études ont investigué l’impact du type de plante sur le rendement en N₂O de la dénitrification du sol. Le Roux et al. (2003) ont évalué l’impact de la composition d’espèces sur les émissions en N₂O d’une prairie et ont trouvé que c’était le régime de pâturage ou de coupe et la fertilisation, plutôt que la composition botanique, qui expliquaient les différences de rendement en N₂O. Enfin, il est intéressant de noter que, dans une étude de cas, Burgin et al. (2013) ont été en mesure de faire une analyse de coûts pour trois champs disposant d’une bande riveraine dans le Southern New England, aux États-Unis. En utilisant des chiffres fournis par le Comité conseil sur les crédits d’azote (Nitrogen Credit Advisory Board), ainsi que par la Banque et bourse internationale de carbone (International Carbon Bank and Exchange), ils ont trouvé que les services étaient beaucoup plus avantageux que les *disservices* : les bénéfices liés au retrait d’N dans les bandes riveraines, calculés à partir du prix réellement payé pour le retrait d’N dans l’État du Connecticut, ont été estimés à 4 158,00 \$ par année et les coûts de compensation pour les émissions de N₂O, à 9,45 \$ par année.

○ Retrait du phosphore

Tout comme l’N, le P peut se trouver sous deux formes dans les sols, soit soluble ou particulaire. Des analyses soit du P total, du P dissous total, du P réactif dissous ou de l’ortho-phosphate (PO₄ soluble) sont généralement présentes dans la littérature portant sur le P (Kieta et al., 2018). Alors que le P particulaire est la principale forme de P transportée dans le ruissellement lorsque celui-ci est causé par la pluie, le P soluble domine dans le ruissellement venant de la fonte des neiges, qui est généralement moins érosive. Le P soluble est par conséquent la forme principale de phosphore qu’on trouve dans le ruissellement en climat plus froid, comme celui de l’est du Canada et des plaines du nord des États-Unis, où la majeure partie du ruissellement total annuel provient de la fonte des neiges (McConkey et al., 1997; Jensen et al., 2011; Kieta et al., 2018). Dans les bassins versants agricoles, une bande riveraine de 10 m de largeur permet une réduction de 95 % de la charge en PO₄ (Vought et al., 1995). Dans une revue de la dynamique du P dans les bandes tampons en climat froid¹, Kieta et al. (2018) ont obtenu des résultats pour le retrait du P total variant entre -36 % et 89 % d’efficacité (les valeurs négatives indiquant une augmentation de la charge en P). Les facteurs ayant un impact sur l’efficacité des bandes riveraines à retirer le P incluent, outre leur largeur, leur gestion et le type de végétation.

En l’absence de gestion, les bandes riveraines fonctionnent comme une boucle de modification du cycle du P plutôt que comme un réservoir, modifiant l’intensité et le moment du relâchement du P du champ au

¹ Études provenant du Canada (Alberta, Saskatchewan et Manitoba), de Finlande, de Norvège, de Lituanie et de Suède.

cours d'eau, ainsi que sa forme, mais laissant en fin de compte la plupart du P se rendre au cours d'eau (Roberts et al., 2012). Alors que le P s'accumule efficacement dans les bandes riveraines par infiltration, adsorption, déposition ou prélèvement par les plantes, puis par la biomasse microbienne (selon sa forme), il peut cependant aussi être remobilisé, soit par le transport de sédiments de la bande riveraine, par la désorption du sol, par la décomposition des plantes et par les fluctuations de la biomasse microbienne (Roberts et al., 2012). Par exemple, dans une expérience à long terme, Uusi-Kämpä (2005) a remarqué que les bandes riveraines non gérées laissaient s'échapper davantage de P (réactif dissous) que des bandes riveraines fauchées dont les résidus étaient exportés, compte tenu du lessivage du matériel végétal en décomposition. À moins que le P soit retiré physiquement (par le retrait de la biomasse végétale), les bandes riveraines peuvent en effet devenir des sources de P (Uusi-Kämpä, 2005; Roberts et al., 2012; Kieta et al., 2018). La gestion de la bande riveraine est donc un facteur important affectant le retrait de P et des stratégies de gestion comme le pâturage par le bétail, la récolte ou la tonte régulière se sont montrées efficaces pour réduire la charge en P des bandes riveraines (Kieta et al., 2018). Certains auteurs mentionnent que l'âge de la bande riveraine peut affecter son efficacité de retrait du P. Une hypothèse voudrait qu'avec l'accumulation de P, les sols de la bande riveraine deviennent saturés, ce qui causerait une diminution de son efficacité (Lyons et al., 2000; Kieta et al., 2018). Il est cependant difficile de dire à quel moment les bandes riveraines perdent leur efficacité avec le temps et si elles le perdent effectivement, puisque la plupart des études sont réalisées sur le court terme (moins de 4 ans; Liu et al., 2017). Dans une revue de littérature sur la dynamique du P dans les bandes riveraines par Roberts et al. (2012), cependant, les auteurs ont conclu que, contrairement à ce qui est généralement présumé, les sols de bandes riveraines n'ont pas un niveau de saturation plus élevé que les sols des champs adjacents, ce niveau étant même parfois inférieur. L'apport continu de P au sol de la bande riveraine, plutôt que d'être lié à une plus grande saturation en P, serait plutôt lié à de plus grandes quantités de P soluble, ce qui les rend plus vulnérables au lessivage (Roberts et al., 2012). Cela s'expliquerait par la capacité des bandes riveraines à modifier la forme du P (de P particulaire à P réactif dissous) par l'entremise des communautés végétales et microbiennes qui accélèrent le taux de renouvellement du P. En considérant ces résultats, les auteurs affirment que les priorités de recherche devraient être l'amélioration de la rétention physique et biologique des formes solubles du P. À ce sujet, Kiedrzyńska et al. (2008), par exemple, ont estimé que l'implantation de bosquets d'un saule à croissance rapide (*Salix viminalis*) sur une superficie couvrant de 24 à 48 % du sol d'une plaine d'inondation en Pologne centrale augmente de 30 à 56 % l'accumulation de P dans le compartiment végétal, ce qui amène un grand potentiel de retrait du P par la récolte.

Kelly et al. (2007) ont estimé la quantité de P qui pourrait être exportée en retirant la biomasse végétale d'une bande riveraine multi-espèces composée de panic érigé, de luzerne et de peuplier (*Populus deltoides*, clone 42-7). Considérant le recouvrement relatif de chaque espèce, la récolte régulière de cette bande riveraine permettrait de retirer environ 101 kg P ha⁻¹ sur une période de 4 ans, soit 20 kg ha⁻¹ pour la luzerne, 19 kg ha⁻¹ pour le panic érigé et 62 kg ha⁻¹ pour les peupliers. Quant aux arbres (peupliers), les auteurs recommandent de les récolter sur un cycle plus long de 7 à 10 ans, plutôt qu'à chaque année. Les producteurs pourraient ainsi en faire des copeaux, ce qui représenterait une source de revenus supplémentaire. Cela doit être fait lors de la saison de dormance, afin que les arbres puissent se régénérer par croissance végétative.

Le type de végétation, tout comme l'N, a un impact sur l'efficacité de la bande riveraine à retirer le P, bien que les effets rapportés dans la littérature soient contradictoires. Les bandes riveraines boisées seraient

plus efficaces pour réduire le P (total ou dissous; Sovik et Syversen, 2008; Zhang et al., 2010; Neilen et al., 2017) que les bandes engazonnées. D'autres auteurs, cependant, obtiennent des résultats contraires, observant que les graminées sont plus efficaces que les arbres pour retirer le P (Lyons et al., 2000). La question de la forme de P à l'étude doit être posée, puisque l'efficacité du retrait des différentes formes de P peut varier. La plupart des études mentionnées n'ont pas considéré spécifiquement le P particulaire, mais ont pris en compte le P soluble et/ou total. Il est donc difficile de conclure au sujet d'un type de végétation idéal pour maximiser la rétention de P selon sa forme dans la bande riveraine.

Schmitt et al. (1999) ont montré que des bandes pérennes de 15 m de large capturaient plus de phosphore total et de phosphore dissous que des bandes de 7,5 m de largeur, tandis que la présence d'arbustes (chèvrefeuille de Maack, groseiller doré) ou d'arbres (peuplier deltoïde, érable argenté) avec les herbacées (panic érigé, fétuque élevée) ne conduisait pas à une plus grande rétention du phosphore. Au Québec, Duchemin et Hogue (2009) ont montré qu'après un an, des bandes prairiales de fétuque rouge, de pâturin des bois et de *ray-grass* vivace diminuaient le phosphore total et le phosphore dissous dans les ruissellements issus de parcelles de maïs fertilisé au lisier de porc de 86 et de 64 %, respectivement. Dans cette étude, les bandes uniquement herbacées ou à la fois herbacées et arborescentes (peupliers) augmentaient toutefois le drainage de l'eau de 16 et de 8 %, respectivement (par rapport à l'absence de bandes végétalisées), ce qui conduisait à une augmentation de pertes en phosphore total et en phosphore dissous (de 418 et de 347 % pour le phosphore total, et de 23 et de 27 % pour le phosphore dissous). Au final, ces bandes herbacées de 5 m de large permettaient de capturer 75 % du phosphore total et 30 % du phosphore dissous après un an.

○ Retrait des pesticides

Les pesticides peuvent être retirés efficacement du ruissellement par les bandes riveraines. Dans leur méta-analyse incluant bandes prairiales et riveraines, Zhang et al. (2010) ont trouvé que les bandes riveraines de 30 m ont le potentiel de retirer 93 % des pesticides testés. Les facteurs affectant cette efficacité sont la largeur de la bande et les propriétés physicochimiques des pesticides, comme le coefficient de partage eau/sol (K_{oc}), indiquant la tendance d'un pesticide à être adsorbé au carbone organique du sol (Zhang et al., 2010; Moore et al., 2014). Plus le coefficient est élevé, c'est-à-dire plus le pesticide est fortement adsorbé, plus il est à même d'être retiré avec les sédiments, considérant que les bandes riveraines sont très efficaces à cet égard. Les pesticides testés dans la méta-analyse de Zhang et al. (2010), incluant bandes prairiales et riveraines, avaient un K_{oc} plutôt faible (entre 100 et 1 000) et les auteurs affirment que l'efficacité de retrait pourrait être encore plus élevée pour d'autres pesticides plus fortement hydrophobes, tels que les pyréthroïdes et les organophosphorés.

Les facteurs affectant l'efficacité de retrait des pesticides par la bande riveraine, outre sa largeur, sont les régimes d'écoulement de surface et souterrain. Bereswill et al. (2011) ont trouvé que les rigoles peuvent court-circuiter les bandes riveraines et les rendre complètement inefficaces. Pour les contaminants solubles, Allaire et al. (2015) ont trouvé que l'efficacité des bandes riveraines agricoles de 3 m, recommandées au Québec, n'était pas aussi élevée qu'attendu, et mentionnent l'importance des écoulements souterrains tels que les drains, les flux concentrés, les ravins et les flux latéraux préférentiels.

En utilisant des traceurs (rhodamine et bleu FD&C), ils ont noté que la vitesse à laquelle ces solutés plus ou moins sorbants voyageaient du champ ou cours d'eau était de cinq jours, alors qu'une vitesse de quelques mois à cinq années était attendue, pour une distance au cours d'eau de 15 à 165 m. Les auteurs suggèrent d'utiliser des plantes avec un système racinaire fin et profond ou encore des agents filtrants dans les points chauds souterrains afin de réduire ce type de pollution en particulier. Un exemple de ce type de filtres est développé par l'Institut d'études géologiques des États-Unis à partir de résidus miniers afin de retirer le P des eaux usées (USGS 2017).

À partir de précipitations simulées, Schmitt et al. (1999) ont testé l'efficacité de rétention de résidus de pesticides associés aux sédiments (perméthrine) ou principalement dissous (atrazine, alachlore) par des bandes de 7,5 m ou de 15 m composées d'espèces herbacées (semis de panic érigé et de fétuque élevée contenant des espèces spontanées) ou d'espèces herbacées, arbustives et arborescentes (panic érigé et fétuque élevée associées à du chèvrefeuille de Maack, du groseiller doré, du peuplier deltoïde ou de l'érable argenté). Les résultats de cette étude ont montré qu'une plus grande largeur de végétation favorisait une meilleure rétention de résidus de pesticides pour toutes les molécules testées (182 à 199 $\mu\text{g L}^{-1}$ d'alachlore dans les ruissellements avec des bandes de 7,5 m avec et sans arbres et arbustes, respectivement, contre 135 à 173 $\mu\text{g L}^{-1}$ avec des bandes de 15 m avec et sans arbres et arbustes, respectivement; 3,5 à 4,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ de perméthrine dans les ruissellements avec des bandes de 7,5 m avec et sans arbres et arbustes, respectivement, contre 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ avec des bandes de 15 m sans ou avec arbres), bien que cet effet n'ait pas été significatif dans le cas de l'atrazine. Aucune différence d'efficacité de rétention des résidus de pesticides n'a par ailleurs été observée entre les types de végétation.

Enfin, les bandes riveraines peuvent également agir comme sources de pesticides lors de pluies, par l'eau s'écoulant de la couronne des arbres et pouvant apporter les pesticides directement au ruisseau.

○ Retrait des pathogènes

Les bandes riveraines peuvent aussi contribuer efficacement à réduire la charge en pathogènes du ruissellement, dépendamment de certains facteurs tels que les niveaux de pathogènes présents *in situ*. Dans une étude de Miller et al. (2015), des réductions de 61 à 94 % d'*E. Coli* et de coliformes totaux ont été observées pour des bandes riveraines de largeur comprise entre 1,5 et 6 m. Ces bandes jouaient un rôle de captage, mais pouvaient également être une source de pathogènes s'il y avait des matières fécales de vaches et d'autres animaux dans les parcelles expérimentales.

○ Température de l'eau des cours d'eau

Les bandes riveraines contribuent à la régulation de la température de l'eau des cours d'eau dans les bassins versants agricoles, particulièrement lors des jours les plus chauds de l'été. La température de l'eau est généralement contrôlée par plusieurs facteurs, incluant les échanges d'eau (avec l'amont de la rivière, les tributaires ou l'eau souterraine), la radiation (du soleil et de l'atmosphère) et les échanges thermiques avec l'air et le sol (le chenal; Moore et al., 2005).

La végétation des bandes riveraines procure de l'ombrage, un processus écologique majeur pour la réduction du réchauffement des cours d'eau (Moore et al., 2005; Grégoire et Trenchia, 2007). Les bandes riveraines limitent également le réchauffement de l'eau indirectement en diminuant sa turbidité (Grégoire et Trenchia, 2007). Alors que les bandes engazonnées et boisées ont toutes deux la capacité de fournir de l'ombrage aux cours d'eau (Lyons et al., 2000), les bandes riveraines forestières comprenant de grands arbres avec des canopées denses sont les plus efficaces, comparé aux bandes comportant d'autres types de végétation, puisque l'ombrage porté au cours d'eau est fonction de sa largeur, ainsi que de la hauteur des arbres (Seixas et al., 2018). Même si les arbres sont les plus efficaces à cet égard, il est tout de même intéressant de noter que Blann et al. (2002) ont trouvé que, pour des cours d'eau de moins de 2,5 m de largeur, les bandes riveraines composées d'herbacées à feuilles larges et de graminées offraient autant d'ombrage que des bandes riveraines boisées. Pour les cours d'eau de moins de 3,5 m de largeur, d'autres ont trouvé que les arbustes fournissent suffisamment d'ombrage au cours d'eau et que des arbres plus grands n'apportent pas d'avantage du point de vue des conditions d'ombrage (Davies-Colley et Quinn, 1998; Seixas et al., 2018).

Dans une simulation, Blann et al. (2002) ont étudié les différences de température de l'eau en se basant sur un segment de rivière expérimental de 11 km. Pour des cours d'eau de moins de 2,5 m de largeur, ils ont trouvé que, lorsque ceux-ci sont bordés de bandes riveraines pâturées, les températures moyennes de l'eau étaient 2,5 °C plus élevées que lorsqu'ils sont bordés de bandes riveraines forestières. Lors d'années normales, des segments boisés diminuent la température de l'eau de 0,2 °C par km, alors que des segments en cours de succession (mélange de graminées, d'herbacées à feuilles larges et d'arbustes) l'augmentent légèrement (< 0,1 °C par km) et des segments pâturés l'augmentent de 0,2 °C par km. Wilkerson et al. (2006) ont comparé les fluctuations journalières de température dans des cours d'eau de 1,9 à 4,5 m de largeur situés dans une forêt où le bois est récolté par coupe à blanc, considérant des parcelles expérimentales correspondant à une longueur de 300 m de cours d'eau et une largeur de 200 m de chaque côté. Les parcelles expérimentales ont été réalisées en laissant en place des bandes riveraines de 0,11 et 23 m, où aucune récolte n'avait lieu. Les auteurs ont trouvé que, comparé aux parcelles contrôles où aucune coupe n'avait eu lieu, les cours d'eau sans bande riveraine avaient une augmentation de 1,4 à 4,4 °C de leur température moyenne maximale hebdomadaire et des fluctuations journalières de 3,8 °C, comparé aux fluctuations précoupe (1,5 °C) ou aux parcelles témoins (1,2 °C). Une bande riveraine de 11 m était suffisante pour maintenir les fluctuations de températures journalières (2,5 °C) dans une amplitude comparable aux parcelles témoins, tout comme pour les températures moyennes maximales hebdomadaires, qui augmentaient de 1,1 à 1,4 °C, comparé aux températures précoupe. Les parcelles avec des bandes riveraines de 23 m de largeur n'ont quant à elles subi aucun changement de température après la coupe à blanc.

En 2007, Grégoire et Trenchia ont mesuré la différence de température de l'eau de segments de rivières (largeurs non mentionnées) bordés par de la forêt, comparé avec des segments ouverts (sans arbres) des rivières Boyer et Petite Sainte-Marguerite au Québec, leur permettant d'affirmer que les cours d'eau parcourant entre 800 et 1 330 m en milieu ouvert subissaient une augmentation de température de 1 à 2 °C, ce qui pourrait nuire à leur colonisation par l'omble de fontaine. Les facteurs spécifiques aux bandes riveraines ayant une influence sur la température de l'eau incluent le type de végétation, ainsi que la longueur, la largeur et la géomorphologie du cours d'eau.

Dans une étude de Liquori et Jackson (2001), les arbustes sont associés avec des températures plus fraîches dans les cours d'eau, soit en raison d'un ratio largeur-profondeur rendu plus faible, soit par la modification de l'environnement hydrogéographique (échanges hyporhéiques¹ améliorés, en raison d'une plus grande proportion de sable dans le substrat). Les graminées ont une capacité similaire de réduire la température des cours d'eau par la réduction du ratio largeur-profondeur du chenal.

Quant à la largeur de la bande riveraine, Moore et al. (2005) ont trouvé qu'une bande « d'une hauteur d'arbre » (largeur de la bande riveraine correspondant à la hauteur d'un arbre, soit 15 à 60 m dans cette étude) était suffisante pour limiter l'impact de la coupe d'arbres sur les températures du cours d'eau. Jones et al. (2006) ont comparé des bandes riveraines de 15 et de 40 m de largeur et ont trouvé que les bandes de 15 m génèrent des températures maximales plus élevées dans les cours d'eau, les rendant impropres pour la survie des populations de truite en Géorgie, aux États-Unis. Les auteurs recommandent de ce fait une largeur de 30 m. Bien qu'ils aient remarqué une légère augmentation (non significative) des températures avec des bandes forestières de 11 m, Wilkerson et al. (2006) ont suggéré des bandes riveraines de 23 m de largeur le long de cours d'eau où les espèces aquatiques ont un statut préoccupant. Enfin, il faut également noter que, dans le cas de la température, la longueur de la bande riveraine joue un rôle important. Des voûtes forestières intactes de 130, 200 et 300 m de longueur dans l'état de Washington, en Colombie-Britannique et en Oregon respectivement ont permis de réduire la température de cours d'eau de 1,5, 2,5 et 2,0 °C (Caldwell et al., 1991; Story et al., 2003; Zwieniecki et Newton, 1999; rapporté par Wilkerson et al., 2006).

○ Stabilité du sol

L'établissement de bandes riveraines profite grandement à la conservation du sol (Mekonnen et al., 2015). En couvrant le sol, la végétation riveraine protège d'abord les berges de pertes de sol dues aux inondations régulières, augmentant la stabilité du chenal et jouant un rôle important dans les dynamiques de l'eau et des sédiments dans les écosystèmes riverains (McKergow et al., 2003; Wainwright et al., 2004; Gao, 2008). L'efficacité des bandes riveraines à contrôler l'érosion est cependant grandement dépendante de leur structure de végétation, de leur composition et de leur largeur. La densité des racines, c'est-à-dire la longueur totale de racines par volume de sol, est reconnue comme un facteur important pour la protection contre l'érosion (Vannoppen et al., 2015).

La présence d'arbres est généralement très favorable à la conservation du sol (Wynn et al., 2004). Rood et al. (2015) ont trouvé que les forêts riveraines résistent mieux aux inondations majeures que les prairies, particulièrement lorsqu'elles comprennent des arbres à enracinement profond et des espèces arbustives telles que les saules et les peupliers, qui se retrouvent naturellement dans la zone riveraine. Les auteurs mentionnent l'intérêt de choisir de telles espèces, qui sont de bons indicateurs de résistance à l'érosion et aux pertes de sol. Un exemple donné est le saule de l'intérieur (*Salix exigua*, possiblement synonyme du *Salix interior*; Rood et al., 2011), qui se trouve à l'interface de l'eau et de la terre, largement répandu en Amérique du Nord : il est à la fois très résistant aux inondations et à l'érosion. Liquori et Jackson (2001) ont

¹ Échanges entre l'eau souterraine et l'eau de surface.

trouvé que les arbustes sont associés à une plus grande cohésion des berges, en raison de leur grande densité de tiges et leur capacité à s'enraciner profondément le long des sols saturés, contrairement aux conifères riverains. Il a aussi été observé que les graminées formant des tapis et s'enracinant profondément telles que l'alpiste roseau confèrent une bonne résistance à l'inondation (Rood et al., 2015). Lyons et al. (2000) concluent que les graminées sont meilleures contre l'érosion des berges à faible pente et les arbres sont meilleurs pour les berges à $\geq 45^\circ$ de pente. De plus, les auteurs suggèrent qu'une bande riveraine d'une largeur minimale de 15 m est généralement requise pour maximiser les services écologiques liés à la conservation du sol en milieu agricole (Castelle et al., 1993).

L'âge de la bande riveraine peut aussi avoir un impact sur son efficacité à réduire l'érosion : quelques années, voire quelques décennies peuvent être nécessaires, suivant une plantation d'arbres, pour que le lit de la rivière s'ajuste à une morphologie forestière. De l'érosion et de la sédimentation peuvent avoir lieu selon que le cours d'eau est en processus d'élargissement ou de rétrécissement (Hugues et al., 2016). Les cours d'eau bordés d'arbres (les forêts riveraines) qui sont dans un état plus naturel tendent à avoir des chenaux plus larges et plus complexes, exhibant plus de fonctions écologiques et ayant des taux d'érosion plus faibles en comparaison avec des cours d'eau gérés par l'humain et caractérisés par une végétation herbacée, principalement graminée (Sweeney et al., 2004). En Amérique du Nord¹, des résultats indiquent que des bandes riveraines engazonnées ou dominées par des arbustes ont des chenaux plus profonds et plus étroits que les bandes forestières (Sweeney et al., 2004; Jackson et al., 2015), celles ayant des bandes engazonnées étant jusqu'à 2,5 fois plus étroites (Sweeney, 1993) et celles ayant des bandes arbustives, 1,7 fois (Liquori et Jackson, 2001). Hugues et al. (2016) se penchent sur ce compromis des bandes riveraines forestières en zone agricole : les avantages d'avoir de gros débris ligneux et une diversité d'habitats pour les poissons et les macro-invertébrés sont associés aux chenaux plus larges et peuvent aussi être liés à une augmentation de l'érosion et de la charge sédimentaire. Les auteurs ont observé ce processus dans les années suivant la restauration d'habitats riverains en Nouvelle-Zélande, où des bandes riveraines engazonnées ont été reboisées. Ils reconnaissent que, selon les circonstances, les projets de restauration peuvent entraîner l'élargissement des cours d'eau, auquel cas l'ajustement résulte en une érosion marquée, suivie d'un retour à une morphologie riveraine plus naturelle, un processus qui peut durer plusieurs années, voire des décennies. Quant au processus opposé, où la déforestation mène à l'empiètement des graminées sur les berges, celui-ci a été observé par Sweeney et al. (2004), qui ont noté que des segments forestiers et déforestés étaient différents en ce qui a trait au type de végétation et à la largeur. Selon l'état actuel ou souhaité, les conclusions peuvent ainsi varier quant à l'impact de la végétation sur l'érosion du chenal ou des berges : l'élargissement du chenal peut être souhaitable puisqu'un chenal large favorise le traitement de la matière organique, des éléments nutritifs et des polluants à l'intérieur même du cours d'eau (Sweeney et al., 2004). Ce dilemme a aussi été mentionné par Montgomery (1997), qui met en évidence le compromis entre une augmentation de la productivité et de la diversité d'habitats pour le poisson grâce aux arbres et, par ailleurs, l'augmentation des niveaux d'érosion. Il dit aussi que l'échelle considérée est importante, puisqu'il y a un compromis entre des augmentations d'érosion locales (causées par exemple par les gros débris ligneux) et une augmentation de la stabilité des berges à grande échelle.

¹ Études des États-Unis (Maryland, Pennsylvanie, Tennessee, Washington).

■ DIVERSITÉ BIOLOGIQUE

Dans les paysages peu complexes dominés par une agriculture intensive, où les perturbations anthropiques sont régulières, les bandes riveraines représentent des habitats semi-naturels qui fonctionnent comme des refuges de biodiversité et qui jouent ainsi un rôle clef dans ce milieu particulier (Naiman et al., 1993; Sabo et al., 2005). Les bandes riveraines accroissent l'hétérogénéité du cours d'eau comme habitat, par la présence de racines et les apports en gros débris ligneux (Catford et Jansson, 2014). Les changements dans le micro-habitat riverain, comme une humidité relative plus élevée, est également favorable aux macro-invertébrés, aux amphibiens, ainsi qu'aux plantes dépendantes de l'humidité (Danehy et Kirpes, 2000).

La végétation riveraine sert par ailleurs d'habitat et de source de nourriture pour les macro-invertébrés, les arbres et les graminées pouvant jouer ces rôles (Harrison et Harris, 2002; Menninger et Palmer, 2007). Bien qu'une végétation riveraine composée de graminées puisse être une source importante de matière organique (énergie allochtone) pour le cours d'eau, les arbres feuillus en fournissent davantage, en particulier par leurs feuilles, qui représentent un apport majeur à l'automne (Lyons et al., 2000). Par leur apport en gros débris ligneux, les arbres peuvent de plus modifier directement l'habitat du poisson, en plus d'avoir le potentiel de modifier les débits de base du cours d'eau (Lyons et al., 2000); l'ombrage porté par les arbres dans une bande riveraine boisée peut également limiter la croissance de la végétation de sous-étage, favorisant la recolonisation par des espèces indigènes, ce qui est positif pour la diversité végétale (Fortier et al., 2011). De plus, les forêts riveraines modifient l'environnement benthique, complexifiant les habitats disponibles pour les macroinvertébrés et augmentant leur nombre (Sweeney, 1993). Les deux types de végétation, cependant, favorisent des assemblages de macroinvertébrés différents et sont donc complémentaires : les arbres favorisent les broyeurs et les détritivores, alors que les graminées, les brouteurs, les racleurs et d'autres phytophages (Lyons et al., 2000). Les graminées et les arbres peuvent tous deux servir de refuges pour le poisson dans les cours d'eau soumis à une forte pression de pêche, mais à différents moments dans la saison. En effet, la pêche dans les zones boisées est plus difficile que dans les zones engazonnées au printemps, alors qu'une croissance herbacée importante rend la pêche plus difficile dans ces zones à l'été (Lyons et al., 2000). Plus généralement, une grande diversité végétale spécifique dans les bandes riveraines augmente leurs apports à la faune (Schultz et al., 1997; Harrison et Harris, 2002) et les bandes riveraines boisées abritent la plupart du temps une plus grande richesse d'espèces que les bandes engazonnées (Freemark et al., 2002; Paine et Ribic, 2002; Jobin et al., 2004).

En servant de corridor écologique, les bandes riveraines facilitent également le mouvement de la faune au sein des paysages agricoles (en fonction de leur longueur et de leur largeur; Machtans et al., 1996; Henry et al., 1999; Schuller et al., 2000; Grillmayer, 2002; Ma et al., 2002), ce qui réduit le risque d'extinctions locales des populations grâce aux processus de colonisation, mais augmente par le fait même les risques d'invasion par des espèces exotiques (Planty-Tabacchi et al., 1996). De tels habitats en bordure de champ ont cependant une surface trop faible à l'échelle du paysage agricole pour servir de réservoir d'espèces de mammifères nuisibles (Sellers et al., 2018). Tout comme dans les forêts boréales (Whitaker et Montevecchi, 1999), les bandes riveraines en milieu agricole augmentent la diversité et l'abondance d'oiseaux, car elles fournissent des aires d'alimentation et de nidification, en particulier lorsqu'elles sont boisées (Henningsen et Best, 2012). Jobin et al. (2001) ont obtenu des résultats similaires au Québec pour des haies, dont des haies brise-vent, qui, bien que n'étant pas adjacentes à un cours d'eau, abritaient un plus grand nombre

d'espèces d'oiseaux, compte tenu de la structure de végétation plus complexe en comparaison des bordures de champ herbacées. Les auteurs ont aussi noté que la végétation en bordure de champ n'avait aucun impact sur les oiseaux nuisibles qui peuvent causer des pertes dans les champs adjacents, puisqu'elle sert également d'habitat pour des oiseaux potentiellement utiles au contrôle des espèces nuisibles.

Puisque les bandes riveraines réduisent la température des cours d'eau par l'ombrage, ce qui mène à une augmentation des niveaux d'oxygène, elles favorisent indirectement la faune aquatique, y compris les poissons et les invertébrés (Wilzbach et Hall, 1985; Davis, 2000).

L'étendue des forêts riveraines dans les bassins versants agricoles influence fortement les assemblages de macroinvertébrés des cours d'eau adjacents dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick, même avec une différence de seulement 20 % de couvert forestier, selon Chase et al. (2016). Pour cette étude, les auteurs ont dû considérer le gradient de couverture forestière riveraine comme une variable catégorique. En regroupant leurs sites en deux catégories, ils ont trouvé que, malgré une différence inférieure à 20 % entre les sites ayant une couverture végétale riveraine « faible » et les sites ayant une couverture végétale riveraine « élevée », il y avait une différence significative entre les assemblages de macroinvertébrés.

Dans une étude de Wang et al. (2006), les auteurs ont trouvé que, parmi plusieurs des « meilleures pratiques » de gestion de l'agriculture, les bandes riveraines végétalisées étaient celles ayant entraîné la plus grande amélioration de l'habitat du poisson, car elles permettent une charge sédimentaire réduite et un ratio largeur/profondeur réduit. Ces résultats correspondent à ceux de Nerbonne et Vondracek (2001), qui ont aussi trouvé que, pour l'habitat du poisson, l'influence de la gestion riveraine était plus importante que les pratiques appliquées au champ. Les auteurs émettent cependant un avertissement, à savoir que cette conclusion pourrait être due à leur plan d'expérience (voir la section « Méthodes pour mesurer les services écologiques »).

Dans une revue de littérature réalisée par Kail et al. (2015), les effets de la restauration des bandes riveraines étaient plus importants sur la biomasse et sur l'abondance des macroinvertébrés et des poissons que sur leur diversité, ce qui s'explique par le fait qu'il est plus facile d'avoir un impact sur les communautés déjà présentes que d'en établir de nouvelles.

Le type de végétation a un impact sur les communautés de poissons : il s'avère que les graminées sont favorables aux espèces de petite taille et que des berges végétalisées avec un mélange plus diversifié d'arbres et d'arbustes favorisent les plus grandes espèces, ce qui met en évidence l'importance de la diversité des habitats riverains à l'échelle du segment de rivière (Growth et al., 2003). Wooster et de Bano (2006) ont étudié l'impact de la taille de parcelles d'arbres riverains et ont trouvé que, non seulement la largeur, mais, dans ce cas-ci, la longueur de la parcelle était corrélée avec la diversité et l'abondance de macroinvertébrés (broyeurs et racleurs). Ils ont affirmé que ce facteur de longueur est très important, bien que peu étudié dans les bandes riveraines, et qu'il pourrait être encore plus important que la largeur pour comprendre l'influence des bandes riveraines sur les écosystèmes riverains. Enfin, non seulement la largeur et la longueur, mais d'autres facteurs à l'échelle étendue du bassin versant ont une influence sur la capacité des bandes riveraines à favoriser la biodiversité. Wang et al. (2006) ont échantillonné des poissons pendant 13 ans dans un ruisseau et n'ont pas détecté d'amélioration dans l'abondance ni dans la diversité de communautés de poissons, malgré des améliorations de l'habitat (par la diminution des apports en

éléments nutritifs et en sédiments), ce qui a mis en évidence l'importance de facteurs autres que locaux qui, par exemple, pourraient affecter la présence d'espèces de poissons à l'échelle du bassin versant.

Des stratégies de gestion visant à maximiser l'hétérogénéité de l'habitat et la biodiversité comptent l'implantation d'une alternance de courts segments de bandes riveraines engazonnées et de longs segments de bandes boisées (Lyons et al., 2000). Pour un maximum de diversité végétale, ces segments seraient combinés au pâturage, au brûlis ou à la tonte, afin de réduire la compétition d'espèces exotiques envahissantes (Paine et Ribic, 2002), ce qui peut également être obtenu grâce à l'ombrage porté par des arbres (Fortier et al., 2011). Alors que certaines études s'intéressent aux caractéristiques d'habitat du cours d'eau plutôt qu'aux communautés de poissons, Jones et al. (2006) plaident pour une approche plus transparente mesurant les changements dans les populations de poissons directement, comme on s'y attendrait après la mise en place de meilleures pratiques de gestion, plutôt que pour une approche mesurant uniquement les caractéristiques d'habitat. Cette approche permet de fournir une feuille de route plus facilement interprétable par les politicien(ne)s et par les citoyen(ne)s. Il doit être gardé à l'esprit cependant que la diversité et l'abondance des poissons sont corrélées davantage aux caractéristiques d'habitat du cours d'eau qu'au type de végétation riveraine, qui n'est que l'un des facteurs qui affectent sa qualité (Smiley et al., 2011).

Cela dit, l'impact des bandes riveraines sur les communautés de poissons en paysage agricole est bien peu documenté. Dans une revue de littérature récente de 1 072 articles de recherche visant à fournir des preuves du rôle multifonctionnel des bandes végétalisées en paysage agricole, seulement six articles ont étudié les poissons (incluant un article dans les néotropiques brésiliens; Haddaway et al., 2018). Smiley et al. (2009) ont proposé des principes généraux pour mettre en place un processus d'évaluation de la réponse écologique des cours d'eau aux pratiques de conservation. Ils ont appliqué ces principes pour évaluer l'influence de bandes riveraines herbacées sur des cours d'eau canalisés de la zone amont du centre de l'Ohio. Cette étude a montré que la richesse en espèces de poissons et l'abondance des *Percidae* étaient plus grandes dans les ruisseaux minimalement perturbés (où une bande riveraine forestière subsistait), comparé aux fossés de drainage avec ou sans bande riveraine (8,7 espèces contre 7,0 et 7,9 espèces; 95,5 individus contre 24,2 et 27,4 individus respectivement). Toutefois, compte tenu d'une forte variabilité intra-traitement, aucune des différences rapportées par l'étude n'était significative. Dans le centre de l'Ohio, Smiley et al. (2011) ont évalué les impacts de bandes riveraines engazonnées (équivalentes à des bandes prairiales) établies selon le protocole du Programme de réserve de conservation du USDA sur la biodiversité du cours d'eau après 4 à 6 ans. Ils ont trouvé que les poissons insectivores et les vairons étaient moins abondants dans les cours d'eau bordés de ces bandes engazonnées que dans les cours d'eau canalisés ayant une bande riveraine spontanée de moins de 15 m. Par contre, la richesse spécifique, l'abondance, l'équitabilité des communautés et l'abondance des poissons de l'amont, des poissons omnivores et des vairons (ainsi que des communautés d'amphibiens) ne répondaient pas au traitement suivant les premières années. Ce résultat suggère que la seule pratique des bandes engazonnées n'est pas suffisante pour améliorer significativement la biodiversité aquatique. Au Minnesota, Sovell et al. (2000) ont observé que les communautés de poissons étaient davantage corrélées au type de végétation de la bande riveraine qu'au régime de pâturage. Elles présentaient une plus grande densité et abondance dans les zones adjacentes à des graminées que dans les zones boisées dans l'un des cinq cours d'eau étudiés.

Stephenson et Morin (2009) ont évalué l'effet du couvert forestier sur les écosystèmes riverains à une échelle spatiale croissante (segment, rivière, bassin versant) dans l'est de l'Ontario et dans l'ouest du Québec. Cette étude montrait que le couvert forestier à l'échelle du bassin versant influençait davantage la biomasse que la structure de communauté (richesse et équitabilité) des algues, des invertébrés et des poissons. Le couvert forestier à l'échelle du bassin versant (l'entièreté du bassin versant en amont de la zone échantillonnée) avait un impact plus grand sur les communautés riveraines que le couvert forestier à l'échelle de la rivière (l'aire riveraine de 100 m à plusieurs centaines de mètres de largeur en amont des zones échantillonnées). Ce résultat suggère que les programmes de conservation devraient inclure l'ensemble de l'aire drainée (voir à ce sujet les plans de gestion de bassins versants dans la section sur les études de cas). De façon similaire, dans un bassin versant agricole du Midwest des États-Unis, Roth et al. (1996) ont trouvé que des indices d'intégrité biotique des cours d'eau (basés sur les assemblages de poissons) et de la qualité d'habitat (basés sur des mesures physiques) étaient négativement corrélés avec l'étendue de l'aire agricole dans le bassin versant et positivement corrélés avec l'étendue des milieux humides et des forêts, alors que la végétation riveraine locale était un prédicteur secondaire faible de l'intégrité du cours d'eau.

■ AUTRES FACTEURS AFFECTANT LES SERVICES ÉCOLOGIQUES DES BANDES RIVERAINES

Les bandes riveraines ont la capacité de fournir plusieurs services écologiques, selon une variété de facteurs (tableau 5).

Dans les sections précédentes, nous avons rapporté des études montrant que : le retrait de polluants du ruissellement est dépendant du type de végétation, de la pente et de la largeur de la bande, de la gestion, du régime d'écoulement de l'eau et l'hydrologie; la régulation de la température est dépendante du type de végétation de la bande riveraine, de sa largeur, de sa longueur, de son orientation, ainsi que de la géomorphologie du cours d'eau; la stabilité du sol dépend du type de végétation, de sa largeur et de son âge; alors que la régulation biotique est dépendante du type de végétation de la bande, de sa largeur, de sa longueur et de facteurs de l'échelle du bassin versant. Ces facteurs sont abordés à nouveau dans cette section afin de compléter les sections précédentes pour les cas précis où ils affectent plusieurs services à la fois, considérant les multiples effets qu'ils peuvent avoir.

Tableau 5 : Type de végétation et largeur optimales des bandes riveraines pour la livraison de différents services écologiques

	Type de végétation	Largeur	Autre
Sédiment	NS ^{7,15}	Optimum à 30 m ^{11,12} , minimum absolu à 9 m ¹² .	Valeur de pente optimale à 10 % ¹⁵ .
Azote	Controversé. Arbres meilleurs pour le N dissous ^{7,15} ? Graminées meilleures pour le N souterrain ⁹ ?	Optimum à 30 m (pour un écoulement d'eau moyen) ¹¹ , largeur suffisante: 15 m ¹² .	
Phosphore	Controversé. Publications récentes: arbres plus efficaces ¹⁵ .	Les bandes plus larges sont plus efficaces ¹⁵ .	Récoltes régulières de biomasse nécessaire pour efficacité à long terme ⁵ .
Température	NS pour cours d'eau larges de < 2,5 m ¹ . Arbres et arbustes offrent plus d'ombre pour des largeurs de 2,5 à 3,5 m ⁸ . Arbres offrent plus d'ombre pour des largeurs > 3,5 m ⁸ .	Optimum à 30 m ¹¹ .	
Poissons	Graminées favorisent les petits poissons, arbres et arbustes, les gros ⁴ .	Optimum à 30 m ¹¹ .	
Macroinvertébrés	Différents types de végétation favorisent différentes communautés ⁷ . Une grande proportion de forêt est bénéfique ³ .	Optimum à 30 m ¹¹ .	Relation positive avec la longueur du cours d'eau ¹³ .
Conservation du sol	Arbres et arbustes meilleurs pour la cohésion des berges ^{14,6} . Arbres associés à des chenaux larges ¹⁰ .	Optimum à minimum 15 m ² .	

NS: non significatif; 1 Blann et al., 2002; 2 Castelle et al., 1993; 3 Chase et al., 2016; 4 Grown et al., 2003; 5 Kieta et al., 2018; 6 Liquori et Jackson, 2001; 7 Lyons et al., 2000; 8 Seixas et al., 2018; 9 Sovik et Syversen, 2008; 10 Sweeney, 1993; 11 Sweeney et Newbold, 2014; 12 Wenger, 1999; 13 Wooster et de Bano, 2006; 14 Wynn et al., 2004; 15 Zhang et al., 2010.

○ Type de végétation de la bande riveraine

Le meilleur type de végétation à préserver ou à restaurer dans les bandes riveraines dans le but de conserver l'habitat aquatique est la forêt naturelle (Wenger, 1999), puisqu'elle contribue à la régulation de la température et peut apporter de gros débris ligneux aux cours d'eau, ainsi que de la matière organique, bénéfique pour les macroinvertébrés aquatiques. Cela est en accord avec une recommandation de Montgomery (1997), qui suggérait que « le mieux, c'est le naturel », signifiant que la restauration des bandes riveraines devrait viser la restauration de la végétation naturelle. C'est également la conclusion de

Sweeney et al. (2004), qui ont étudié la perte des services écologiques des cours d'eau après la déforestation et ont trouvé que les cours d'eau qui étaient bordés par une végétation plus naturelle (plus grande proportion de forêt) livraient davantage de services.

○ Largeur de la bande riveraine

Dans une revue approfondie de la littérature, Sweeney et Newbold (2014) ont tenté de répondre à la question de la largeur que devraient avoir les bandes riveraines. Ils ont rassemblé des articles concernant les cours d'eau d'ordre de Strahler 1 à 5 (correspondant à des bassins versants de 0,5 à 100 km² et représentant plus de 90 % de la longueur totale des cours d'eau aux États-Unis). Ils se sont concentrés sur l'impact de la largeur de la bande sur deux compartiments : les berges, s'intéressant à la réduction des polluants, et le cours d'eau, s'intéressant à la qualité de l'habitat. Les auteurs ont notamment rassemblé la littérature traitant de deux des polluants les plus importants en matière de volume et de dégradation environnementale, à savoir : les sédiments et l'N. L'habitat aquatique a quant à lui été examiné par des articles traitant de : largeur des cours d'eau, déplacement du chenal, température, gros débris ligneux, macroinvertébrés et poissons. Les auteurs concluent en affirmant qu'une largeur minimale de 30 m est requise afin que la bande riveraine livre les bénéfices attendus : retrait de l'N, apports en gros débris ligneux et qualité de l'habitat pour les macroinvertébrés et les poissons. De la même façon, une largeur de 30 m est recommandée pour tirer la plupart des bénéfices liés au retrait des sédiments (particulièrement dans la fraction la plus fine) ou au contrôle de la température de l'eau. Selon les auteurs, pour les deux bénéfices mentionnés plus haut, une largeur de 10 m montre certes des avantages, mais le fait de l'élargir jusqu'à 30 m représente une amélioration non négligeable des services (une rétention des sédiments fins améliorés et une protection complète contre les variations de températures par rapport à un contrôle). Enfin, pour maintenir une largeur de cours d'eau idéale, la largeur optimale de la bande était de 25 m, alors qu'aucune conclusion n'a pu être faite en ce qui a trait à l'érosion des berges et à la réduction du mouvement du chenal, les études dans ce domaine étant trop peu nombreuses. Dans une revue complémentaire par Wenger et al. (1999), les auteurs ont aussi affirmé que des bandes riveraines forestières étroites peuvent offrir des bénéfices pour l'habitat de plusieurs espèces, mais que certaines de ces bandes riveraines devraient avoir une largeur minimale de 100 m afin d'être en mesure de protéger les communautés terrestres.

Au Québec, les agriculteurs et agricultrices sont sujets à une réglementation stipulant qu'ils et elles doivent respecter une bande riveraine de 3 m de part et d'autre des cours d'eau en milieu agricole (MDDEP, 2005). Ces bandes très étroites seraient inefficaces pour la protection de la vie aquatique par la réduction de la charge en pesticides (glyphosate) et en éléments nutritifs (N et P; Hénault-Éthier, 2016). Jobin et al. (2004) ont suggéré de conserver un minimum de 5 à 10 m de bandes riveraines végétalisées afin que les herbacées, arbustes et arbres puissent s'établir naturellement.

○ Échelle d'implantation des meilleures pratiques de gestion

Il est important de prendre en compte le contexte dans lequel les bandes riveraines sont établies, considérant que l'échelle et l'étendue à laquelle les meilleures pratiques sont mises en place, seules ou en combinaison, ont un impact sur les bénéfices que l'on peut en tirer. Dans une étude de Smiley et al. (2011), les auteurs ont étudié pendant quatre à six ans l'impact sur les cours d'eau d'une implantation de bandes riveraines comme meilleure pratique de gestion, pour trouver qu'il y avait seulement de faibles différences entre les cours d'eau étudiés et des cours d'eau sans bande riveraine. Les auteurs ont suggéré que la faible amélioration observée pourrait être due au fait que les stations expérimentales étaient drainées, une pratique qui court-circuite la bande riveraine, et ont conclu que, afin d'améliorer l'habitat du cours d'eau, les bandes riveraines devraient être couplées à d'autres pratiques dans le cours d'eau ou dans le champ.

Tel que mentionné par Schilling et al. (2018), les cours d'eau d'ordre peu élevé représentent une longueur bien plus importante que les cours d'eau d'ordre élevé. À cet égard, les politiques visant l'implantation de bandes riveraines pour les cours d'eau d'ordre peu élevé concerneraient bien plus de longueur de ruisseau et, par conséquent, beaucoup plus d'aire riveraine, mais cela a un prix. Afin d'équilibrer coûts et bénéfices, les auteurs suggèrent de cibler l'implantation de bandes riveraines sur les cours d'eau d'ordres 2 et 3.

○ Type d'écoulement

Bien que potentiellement très efficaces, particulièrement lorsque considérées à l'échelle du champ (Zhang et al., 2010), les bandes riveraines peuvent être court-circuitées par un nombre de phénomènes. Les drains sous-terrains sont le type de court-circuit le plus extrême. Par ces drains, l'eau peut s'écouler directement du champ au cours d'eau (Burgin et al., 2013). Le ruissellement concentré de surface et les fossés de drainage peuvent causer une réduction de l'aire des bandes riveraines mises à contribution (c'est-à-dire une réduction de la surface qui recevra le ruissellement) allant jusqu'à 78 %, réduisant significativement leur efficacité (Wallace et al., 2018). Les rigoles d'érosion pourraient rendre les bandes riveraines complètement inefficaces pour la réduction des pesticides lors des événements de pluie (Bereswill et al., 2011; Stehle et al., 2016). Ces voies d'écoulement concentré ont tendance à se former naturellement dans les champs avec des longueurs de pentes de plus de 100 m (Dillaha et al., 1989). Selon Pankau et al. (2012), qui ont rapporté la présence de tels écoulements concentrés dans 82,5 à 100 % des champs de leurs sites d'études dans le sud de l'Illinois, ce problème est lié à l'âge de la bande riveraine, dont les fonctions diminueraient avec le temps. Afin de répondre à ces problèmes, il a été suggéré de concevoir des bandes riveraines en considérant plus de facteurs que leur seule largeur (Stehle et al., 2016) et qu'elles soient gérées à long terme. Les solutions incluent des modifications du terrain (lissage de la surface), afin de réduire l'écoulement concentré (Kieta et al., 2018); l'utilisation de bandes étroites d'herbacées raides (par exemple, le panic érigé), afin de disperser l'écoulement et le réduire de beaucoup (Dabney et al., 1995; Gilley et al., 2000); ou, plus largement, la prise en compte de la présence de courts-circuits hydrologiques lors de la mise en place ou de la gestion des bandes riveraines, par exemple en implantant des mesures de conservation comme des canaux engazonnés le long de voies d'écoulement préférentielles (Wallace et al., 2018). Une autre façon de faire, par exemple, est l'utilisation de la technologie de la bande riveraine intégrée venant du nord-est de l'Europe (figure 15; Zak et al., 2018), décrite par Osborne et Kovacic (1993),

qui est similaire au milieu humide latéral. Les bandes riveraines intégrées comprennent un étang-fossé qui collecte l'eau des drains avant qu'elle ne passe à travers un lit filtrant végétalisé. Dans cette étude, l'étang et le lit filtrant avaient tous deux une largeur de 5 m. L'aulne européen (*Alnus glutinosa*) était utilisé : ces bandes riveraines ont retiré 10-67 % de l'N total et 31-69 % du P total. Finalement, un autre type de court-circuit des bandes riveraines sont les écoulements elliptiques (figure 16), par lesquels les contaminants solubles peuvent être lessivés du champ et se glisser dans le cours d'eau sans avoir été purifiés par la zone biologiquement active de la bande riveraine (Burgin et al., 2013).

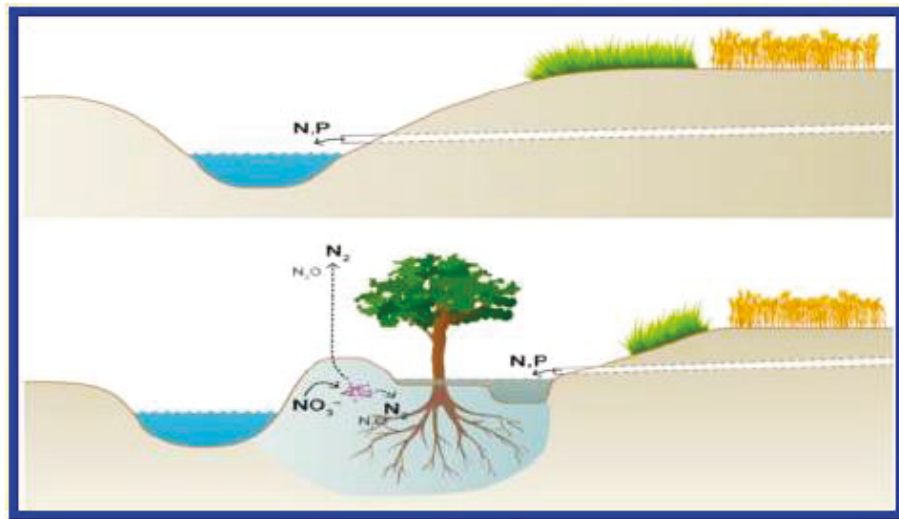


Figure 15: Bande riveraine intégrée pour la réduction de la pollution de champs drainés (tiré de Zak et al., 2018).

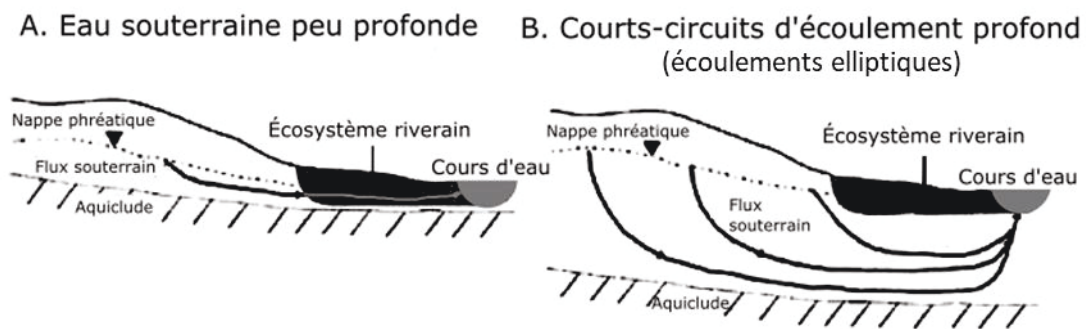


Figure 16: Types de mouvements d'eau elliptiques dans la bande riveraine (adapté de Gold et al., 2001).

■ MÉTHODES POUR MESURER LES SERVICES ÉCOLOGIQUES – DES EXEMPLES

Cette section vise à rassembler différentes méthodologies utilisées afin d'étudier différents aspects des bandes riveraines, sans égard aux résultats.

Afin d'évaluer les services écologiques fournis par les bandes riveraines, de Sosa et al. (2018) ont étudié un grand bassin versant (580 km²) en Angleterre. Ils ont identifié les cinq types d'habitat qui s'y trouvaient (prairies améliorées, prairies non-améliorées (semi-naturelles), boisés de feuillus, boisés de conifères, ainsi que bruyères et tourbières de montagne) et ont sélectionné aléatoirement cinq sites d'échantillonnage pour chacun d'eux. Ils ont utilisé des échantillons de sol afin de mesurer la capacité d'adsorption du P dissous, la survie des pathogènes, la sorption et la dégradation des pesticides et la perte de NO₃ par la dénitrification. Ils ont utilisé une méthodologie basée sur les SIG afin de mesurer la régulation de la température de l'eau, en utilisant un jeu de données au LiDAR pour évaluer l'ombrage fourni par les bandes riveraines. Ils ont ainsi été capables de comparer les services écologiques livrés par les sols riverains des différents habitats. Même si leur objectif n'était pas de mesurer les services écologiques de façon quantitative, ils ont pu conclure que le type d'habitat était le principal facteur expliquant les variations dans les propriétés du sol.

Izydorczyk et al. (2018) ont étudié les services écologiques de retrait des phosphates et du NO₃ des bandes riveraines adjacentes à des prairies dans le centre de la Pologne en sélectionnant cinq sites représentatifs. Ils ont utilisé deux piézomètres (pairés) par site (localisés dans la culture, aux limites de la bande riveraine et au bord du cours d'eau) afin de collecter des échantillons d'eau souterraine. L'échantillonnage a été réalisé mensuellement pour un total de 44 dates et l'eau a été analysée pour le N et le P solubles (NO₂, NO₃, NH₄ et PO₄).

Smiley et al. (2011) ont étudié les impacts des bandes riveraines dans un bassin versant du centre de l'Ohio en utilisant six cours d'eau canalisés de l'amont, choisis à l'aide de critères d'habitat *a priori* basés sur l'ordre du cours d'eau, l'utilisation des terres et l'accessibilité. Ils ont recherché des cours d'eau et des fossés d'ordre 1 ou 2, adjacents à des terres drainées servant à la culture en rangs, ne gardant que les sites assez longs pour que deux zones d'échantillonnage puissent être établies à plus de 150 m de distance l'une de l'autre le long du cours d'eau. Trois de ces sites avaient des bandes riveraines herbacées établies selon le protocole des bandes prairiales du USDA, conçues spécifiquement pour réduire l'érosion et les pertes de contaminants dans les cours d'eau, et trois autres avaient plutôt une bande riveraine étroite (< 15 m) constituée de végétation spontanée. Deux zones (des sites de 125 m de longueur) ont ainsi été sélectionnées le long de chaque cours d'eau, séparées de 170 à 1 938 m. Pour chacune de ces zones, des échantillonnages ponctuels de l'eau ont été réalisés trois fois par année (au printemps, à l'été et à l'automne) pour les quatre années de l'étude afin de comparer les concentrations en éléments nutritifs (N soluble, P réactif dissous, P total) et de pesticides, ainsi que la turbidité (également mesurée *in situ*); les caractéristiques d'habitat du cours d'eau ont été mesurées simultanément.

Sabater et al. (2003) ont étudié le retrait de l'N par les bandes riveraines à travers un gradient climatique dans 14 sites en Europe, dont huit avaient un couvert forestier et six un couvert herbacé. Ces sites étaient situés en France, aux Pays-Bas, en Pologne, en Roumanie, en Espagne, en Suisse et au Royaume-Uni. L'eau a été échantillonnée grâce à des piézomètres disposés en grilles de quatre rangs, chacune ayant quatre à huit puits (pour un total de 16 à 32 puits par site). L'eau était par la suite analysée pour son contenu en NO₃

et en NH_4 , à partir de piézomètres situés près du champ et de ceux situés plus loin dans la bande pour comparer ce qui y entre et ce qui en ressort, en tenant compte de la distance entre les piézomètres et en prenant soin qu'il n'y ait aucune influence de l'eau du cours d'eau dans la zone échantillonnée (les piézomètres situés près du cours d'eau n'auront pas été échantillonnés). Cela a permis aux auteurs de calculer le retrait de l'N par la bande riveraine, en utilisant la différence entre les concentrations de NO_3 entrantes et sortantes. Les efficacités de retrait de l'N du tampon variaient entre 0 et 30 % annuellement, selon les sites.

Afin d'étudier la dénitrification à la fois dans la bande riveraine et dans le cours d'eau, Reisinger et al. (2013) ont sélectionné deux sites dans des sous-bassins versants de 67 et 137 ha, pâturés ou non pâturés. Chaque site comportait trois segments avec leur végétation propre (dominée par les graminées, les arbres ou bien déforestées). Pour chaque segment, dix échantillons de sol de la bande riveraine ont été collectés le long d'un transect de 30 m à quatre moments lors de la première année, puis cinq échantillons ont été pris à deux moments lors de la seconde année de l'étude. Pour le compartiment benthique, des échantillons ont été collectés en triplicata dans les segments à cinq reprises au cours de l'étude lorsque ce compartiment était présent. Il incluait des sédiments, des tas de feuilles, des mottes racinaires de graminées et des algues filamenteuses. Des expériences d'incubation en laboratoire ont par la suite été réalisées afin de mesurer la dénitrification potentielle (pour les deux compartiments) et effective (pour les sols riverains uniquement) des échantillons. Les auteurs mentionnent que la dénitrification potentielle est une sous-estimation de la dénitrification effective, puisque la méthode d'incubation inhibe la nitrification, qui peut être couplée à la dénitrification. Cela ne les a pas empêchés d'obtenir des résultats statistiquement significatifs au sujet de l'impact de la végétation sur la dénitrification, bien que le nombre limité de réplicats restreint la généralisation des conclusions à l'échelle du bassin versant. Ils ont trouvé que les sites déforestés avaient les plus hauts taux de dénitrification (suivis des bandes riveraines boisées et, enfin, des bandes riveraines herbacées). Cela était lié à différents facteurs favorisant la dénitrification, comme de plus fortes teneurs du sol en NO_3 et en C labile causées par la décomposition des racines d'arbres et des conditions anoxiques causées par un contenu en eau plus élevé à la suite de la récolte.

Dans une étude visant à déterminer l'impact de l'échelle d'implantation des bandes riveraines sur leur efficacité, Schilling et al. (2018) ont utilisé des résultats de plusieurs études au sujet de cours d'eau d'ordres variés sur une période de plus de 10 ans. Pour chaque ordre de cours d'eau (1-6, correspondant à des bassins versants de 0,07 à 17 280 km^2), ils ont utilisé cinq à 18 puits d'observation disposés le long d'un ou de plusieurs transects perpendiculaires au cours d'eau (pour les ruisseaux d'ordres 2, 3 et 4) ou placés aléatoirement dans la zone de collecte des eaux (pour les sites d'ordres 1 et 6). Les échantillons d'eau étaient utilisés pour déterminer la concentration en N (NO_3 et NH_4) et en P (PO_4). Des échantillons de sol étaient collectés pour déterminer la composition des sédiments riverains. Les résultats ont révélé que la taille des particules du substrat, l'oxygène dissous et le potentiel d'oxydo-réduction augmentaient avec l'ordre du cours d'eau, alors que la conductance spécifique diminuait; les résultats pour la charge en nutriments étaient moins fiables, montrant une grande variabilité.

Afin d'étudier l'efficacité de bandes riveraines pour la réduction des concentrations en pesticides du ruissellement, Bereswill et al. (2011) ont étudié neuf sites situés dans six cours d'eau en Allemagne. Ils ont utilisé des systèmes d'échantillonnage passifs activés lors d'événements de pluie, constitués de bouteilles de verre attachées à des tiges de métal, l'ouverture placée 10 ou 30 cm au-dessus de la surface de l'eau. Les

échantillons de sédiments en suspension ont été collectés avec des bouteilles de plastique ayant une ouverture de 2 cm de diamètre, installés dans le cours d'eau en étant attachés à deux tiges de métal et vidées aux deux semaines. Le ruissellement de bord de champ a été échantillonné à la fois à la main lors d'événements de pluie intenses et à l'aide de bouteilles de plastique installées dans les rigoles d'érosion. Pour cette expérience, les événements de précipitations qui ont été suivis sont ceux pour lesquels on considérait qu'il y avait des pertes en pesticides venant du champ (plus de 10 mm jour⁻¹), ce qui est arrivé trois fois lors de la période de l'expérience. Les concentrations de pesticides pour les phases eau et sédiment ont été analysées, ainsi que les concentrations de cuivre, qui est utilisé dans les champs comme fongicide (en viticulture). Les quantités de pesticides étant au-dessus des limites de détection, les auteurs ont pu comparer les concentrations présentes dans les rigoles d'érosion, dans le ruissellement de bord de champ et dans le cours d'eau afin d'évaluer l'efficacité des bandes riveraines et l'impact de l'écoulement concentré.

Enfin, Allan et al. (1997) ont trouvé que le plan d'expérience pouvait influencer les résultats obtenus, comparant et discutant les résultats de deux études menées dans un même bassin versant dans le Michigan (Lammert, 1995; Roth et al., 1996; rapporté par Allan et al., 1997). L'une des études, dont le plan d'expérience incluait plusieurs sites (6) pour quelques cours d'eau (3) d'un même bassin versant (pour un total de 18 sites) a conclu que l'utilisation locale des terres (la zone riveraine) expliquait la plus grande part de la variation de l'intégrité biotique des sites et des index d'habitat (R^2 de 0,224 et 0,257; Lammert, 1995). Inversement, dans l'une étude située dans le même bassin versant, mais incluant quelques sites seulement (3-4) pour un nombre plus élevé de cours d'eau (7; pour un total de 23 sites), on concluait que c'est l'utilisation des terres à l'échelle du bassin versant qui expliquait la variabilité des sites en matière d'intégrité biotique et en ce qui concerne les index d'habitat, et ce, avec des coefficients de détermination beaucoup plus forts (R^2 de 0,496 et 0,758 respectivement; Roth et al., 1996). Cette différence s'explique par le fait que Lammert (1995) avait une bien meilleure résolution spatiale pour chaque cours d'eau. Il était capable de discriminer entre différentes conditions locales, alors que Roth et al. (1996) avaient un plan d'expérience plus à même de détecter les effets à grande échelle. Cela dit, les meilleurs coefficients de détermination ont été obtenus dans l'expérience portant sur un nombre plus élevé de cours d'eau, ce qui est donc un gage de puissance statistique. Il importe ainsi de considérer ce compromis entre le choix des cours d'eau et le choix des sites lors de la conception d'une telle expérience; pour évaluer les effets de l'implantation de meilleures pratiques à grande échelle, le fait de maximiser le nombre de cours d'eau étudiés plutôt que le nombre de sites par cours d'eau permettrait d'obtenir des résultats plus significatifs.

Zhang et al. (2010) ont aussi trouvé une différence entre les efficacités attendues de bandes riveraines implantées de façon isolée ou à l'échelle du bassin versant. Dans leur cas, l'échelle à laquelle les bandes riveraines étaient évaluées avait un impact sur leur efficacité. En effet, plus l'échelle était réduite, plus l'expérience était contrôlée, alors que les études à grande échelle passaient à côté de certains facteurs de variation (tels que les écoulements préférentiels). Ces facteurs, associés à une évaluation des bandes riveraines à plus grande échelle, doivent être pris en compte pour une bonne gestion des bandes riveraines.

ÉTUDES DE CAS

■ PANORAMA DES POLITIQUES AGRICOLES LIÉES À LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LES PAYS DÉVELOPPÉS

L'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a publié en 2012 un rapport intitulé *Qualité de l'eau et agriculture : un défi pour les politiques publiques*. L'ouvrage fournit un portrait à l'échelle mondiale des réglementations adoptées pour concilier pratiques agricoles et amélioration de la qualité de l'eau. Ce rapport identifie l'intensification agricole comme la cause majeure de dégradation de la qualité de l'eau en raison des pertes de sédiments, de matière organique, de nutriments (azote et phosphore), de résidus de pesticides ou d'autres contaminants qu'elle engendre. La contribution de l'agriculture aux pollutions de l'eau par l'azote et par le phosphore y est évaluée à 40 %. Bien que les impacts négatifs de l'agriculture sur les écosystèmes aquatiques se soient généralement résorbés, entre 1990 et 2000, grâce à une meilleure gestion des fertilisants et pesticides et grâce aux pratiques de conservation des sols (OCDE, 2008), le rapport de 2012 note peu d'améliorations entre 2000 et 2010. Les projections estiment également que la dégradation de la qualité de l'eau devrait s'accroître au Canada, aux États-Unis, au Mexique, en Turquie, en Australie et en Nouvelle-Zélande d'ici 2020 en raison d'une forte croissance de la production agricole, mais devrait diminuer dans l'Union européenne et au Japon, où la conjoncture économique est moins favorable à l'intensification agricole. L'augmentation du prix des fertilisants et herbicides (corrélée à la hausse des prix du pétrole), les nouvelles technologies (par exemple, les systèmes de guidage GPS et les procédés améliorés de traitement de l'eau), de même que les pressions de l'opinion publique et la mise en place de nouvelles politiques publiques sont néanmoins identifiées comme des leviers majeurs qui permettront d'atténuer les impacts de l'agriculture sur la qualité de l'eau. Les changements climatiques sont par ailleurs listés parmi les causes potentielles de la dégradation progressive de la qualité de l'eau.

Selon l'OCDE, la valeur monétaire des impacts des l'agriculture sur la qualité de l'eau sont très rarement pris en compte dans les débats politiques (qui s'appuient plutôt sur des mesures directes non économiques de la qualité de l'eau), alors que l'estimation des coûts et bénéfices des pratiques agricoles sur l'environnement devrait être la base nécessaire à la mise en place de politiques publiques efficaces. Certaines évaluations économiques ont néanmoins proposé des estimations du coût annuel de la pollution de l'eau (non nécessairement liée uniquement à l'agriculture). Annuellement, les coûts de traitement de l'eau potable s'élèvent ainsi à 167-214 millions \$ US en Belgique (Dogot et al., 2010), les dommages liés à la pollution par les nitrates et le phosphore à 371-695 millions \$ US aux Pays-Bas (Howarth et al., 2001) et à 228 millions \$ US en Espagne (Hernandez-Sancho et al., 2010), les coûts de la pollution agricole à 690 millions \$ US en Suisse, les coûts de l'eutrophisation sur les eaux de surface et côtières à 97 et à 1 389 millions \$ US en France (Bommelaer et al., 2010) et les coûts sur les milieux d'eau douce à 2 200 millions \$

US aux États-Unis (Dodds et al., 2009). Des études plus approfondies restent néanmoins nécessaires pour quantifier précisément les impacts économiques de la dégradation de la qualité de l'eau par les activités agricoles et guider adéquatement les politiques publiques. Une meilleure prise en compte de la complexité des processus biophysiques, de la variation spatiotemporelle de la qualité de l'eau et des bénéfices non marchands (comme les activités récréatives) figurent parmi les enjeux clefs pour cette meilleure évaluation économique.

Les 34 pays membres de l'OCDE ont adopté une large diversité de mesures pour réduire la dégradation de la qualité de l'eau liée à l'agriculture. Parmi celles-ci figurent des instruments économiques (*stimulation*, souvent volontaire), des règles environnementales (*réglementation*) et des campagnes d'information et de sensibilisation (*persuasion*), appliqués à diverses échelles spatiales (locale, bassin versant, provinciale, internationale). En 2004, l'OCDE a listé 34 moyens d'action pour réduire les pollutions diffuses, dont 57 % sont dédiés aux nutriments, 34 % aux pesticides et 8 % à ces deux types de contaminants. Bien qu'un éventail diversifié de mesures permette de renforcer les résultats de chaque action, leur complémentarité doit être suffisante pour ne pas entraver leur efficacité.

Les instruments économiques comptent notamment les taxes de pollution (principe pollueur-payeur), les paiements agroenvironnementaux et des systèmes d'échanges de crédits de qualité de l'eau (ECQE). Bien que des taxes de pollution aient été établies dans certains pays (tableau 6), celles-ci restent généralement rares et difficiles à mettre en place du fait de la complexité d'estimer *in situ* les impacts de la pollution par les intrants agricoles et de la nécessité de fixer des taxes très élevées pour atteindre les objectifs de qualité de l'eau. Au Danemark, l'usage des pesticides a été réduit de 50 % entre 1986 et 2000 (sans perte de revenus pour les agriculteurs grâce à un soutien agronomique actif). En Irlande, il a été estimé qu'une taxe de 260 % sur les fertilisants de synthèse serait nécessaire pour réduire leur utilisation de façon à atteindre les objectifs de qualité de l'eau fixés par l'Union Européenne.

Les paiements agroenvironnementaux (par retour de taxes, par aide à l'investissement ou, plus rarement, par paiements directs) sont largement utilisés dans les pays de l'OCDE dans des objectifs de préservation de la biodiversité, de réduction des risques de pollution, de conservation des sols, d'établissement de zones tampons ou de restauration de zones humides (tableau 7). Ces paiements sont susceptibles de contribuer directement ou indirectement à l'amélioration de la qualité de l'eau. Certaines estimations ont ainsi évalué la valeur annuelle des paiements agroenvironnementaux à 7 milliards \$ US dans l'Union européenne pour la période de 2007 à 2009, à 5 milliards \$ US aux États-Unis, à 155 millions \$ US en Norvège, à 240 millions \$ US en Suisse ou à 325 millions \$ US en Australie. Le nombre de paiements agroenvironnementaux varient aussi fortement entre les pays : neuf types de paiements ont été recensés au Canada, 15 en France, 14 aux États-Unis, et seulement deux au Japon.

Les systèmes d'échanges de crédits de qualité de l'eau (ECQE) sont des outils économiques plus récents, notamment expérimentés en Australie, au Canada, en Nouvelle-Zélande ou aux États-Unis. De la même façon que les crédits de carbone, ces systèmes permettent aux acteurs économiques (les producteurs agricoles, les industries et les autorités locales) émettant plus d'azote, de phosphore ou de sédiments que ne leur permettent leurs quotas d'acheter des droits d'émission supplémentaire (ou crédits) aux acteurs ayant émis des quantités de contaminants inférieures à leur quota. Ces systèmes permettent ainsi une certaine flexibilité dans les quantités d'émission de chaque acteur économique tout en respectant des

quotas d'émissions globales à l'échelle du marché. Bien que l'établissement de systèmes ECQE puisse être complexe (compte tenu des méthodes de calcul des quotas par des mesures directes ou par estimation, de la fixation d'un prix de quota suffisamment élevé pour inciter à la réduction des émissions ou de la fixation de règles d'échange de quotas simples, mais supervisées officiellement), ceux-ci ont démontré leur efficacité à améliorer la qualité de l'eau lorsqu'ils sont suffisamment dynamiques (à savoir lorsque suffisamment de quotas sont échangés pour stimuler la réduction des émissions de contaminants).

Tableau 6 : Exemples de taxation environnementale des contaminants de l'eau d'origine agricole (d'après OCDE, 2012)

	Descriptif du taux d'imposition appliqué en janvier 2010	Total des recettes fiscales annuelles (en millions USD)
Belgique	Taxes sur les effluents et sur la pollution de l'eau en Flandre	Non disponible
Canada ¹ (Colombie britannique)	Pesticides : 0.7568 EUR par litre de pesticide	Non disponible
Danemark ²	Pesticides : 35 % de la valeur au détail pour les produits chimiques destinés à la désinfection des sols et les insecticides ; 25 % de la valeur au détail des répulsifs chimiques pour insectes et mammifères, des produits chimiques freinant la pousse des végétaux, des fongicides et des herbicides ; 3 % de la valeur au détail des répulsifs anti-rongeurs et des fongicides servant à la protection du bois. Éléments fertilisants : 0.67 EUR par kg d'azote	80 USD (2007)
France	Pesticides : sept catégories de pesticides, avec des taux oscillant entre 0.38 EUR par kg et 1.68 EUR par kg	Non disponible
Italie	Éléments fertilisants : taxe sur les éléments fertilisants et les pesticides	Non disponible
Pays-Bas	Éléments fertilisants : taxe sur les excédents d'azote et de phosphates par rapport au budget d'éléments fertilisants autorisé pour l'exploitation. Taxe sur la pollution de l'eau, et taxe sur la pollution des eaux de surface.	Non disponible
Norvège	Pesticides : taxe par kg ou litre de pesticides agricoles = (taux de base*facteur)*1 000/dose standard pour la superficie. La dose standard pour la superficie est le taux d'application maximal, en kg ou en litres, par hectare, pour la culture pour laquelle le pesticide en question est utilisé. Le taux de base est fixé par les pouvoirs publics. Il est le même pour tous les produits (soit 3.12 EUR par kg ou litre en 2005). Le facteur est un coefficient de pondération déterminé en fonction du niveau de risque relatif du pesticide. ³	11.5 USD (2007)
Suède ⁴	Pesticides : 3.11 EUR par kg entier de composant actif Éléments fertilisants : taxe	Non disponible
États-Unis ⁵	Éléments fertilisants : taxe de 0.001 à 0.004 EUR par kg en Louisiane	Non disponible

1. Affecté au programme de gestion des résidus.

2. Hors exportations. Prévus pour les secteurs de l'environnement et de l'agriculture. S'applique uniquement à l'azote utilisé en dehors du secteur agricole. Le Danemark applique aussi une taxe de 4 DKK (0.54 EUR) par kilogramme de phosphore minéral dans l'alimentation animale (voir encadré 5.1).

3. Les coefficients de pondération sont les suivants :

0.5 : produits présentant peu de dangers pour la santé humaine et l'environnement ; 3 : produits présentant peu de dangers pour la santé humaine et un risque moyen pour l'environnement, ou produits présentant un danger moyen pour la santé humaine et faible pour l'environnement ; 5 : produits présentant un faible danger pour la santé humaine et un risque élevé pour l'environnement, ou produits présentant un risque moyen pour la santé humaine et l'environnement, ou produits présentant un risque élevé pour la santé humaine et faible pour l'environnement ; 7 : produits présentant un risque moyen pour la santé humaine et élevé pour l'environnement, ou produits présentant un risque élevé pour la santé humaine et moyen pour l'environnement ; 9 : produits présentant un risque élevé pour la santé humaine et pour l'environnement ; 50 : produits de jardinage concentrés ; 150 : produits de jardinage prêts-à-l'emploi.

4. Hors produit de protection du bois.

5. Affecté aux activités d'inspection des financements.

Sources : Secrétariat de l'OCDE, d'après : OCDE (2010), *La fiscalité, l'innovation et l'environnement*, OCDE, Paris; Vojtěch, V. (2010), "Les mesures prises face aux problèmes agro-environnementaux", *Documents de travail OCDE, Alimentation, Agriculture et Pêcheries*, n° 24, Éditions de l'OCDE, www.oecd.org/dataoecd/57/44/44970440.pdf, et la base de données de l'OCDE sur les taxes liées à l'environnement, voir : www.oecd.org/env/policies/database

L'adoption de règlements environnementaux reste l'instrument économique le plus utilisé dans les pays de l'OCDE pour permettre la réduction des pollutions d'origine agricole. Ces règles ou normes sont généralement obligatoires, et aboutissent à des pénalités, à des amendes ou à une suspension des paiements agroenvironnementaux lorsqu'elles ne sont pas respectées. Les objectifs de ce type de mesures comprennent en particulier l'interdiction de déverser des contaminants agricoles directement dans des systèmes aquatiques, la mise en place de limites aux ventes de pesticides pour protéger la santé humaine et l'environnement, l'établissement de distances minimales entre les infrastructures de stockage de déjections animales et les écosystèmes aquatiques, des guides de fertilisation et d'application de pesticides (par exemple en lien avec les conditions climatiques). Même si ces outils réglementaires peuvent générer un changement des pratiques agricoles, la difficulté d'identifier précisément les sources de pollutions diffuses et d'effectuer des opérations de contrôle administratif sur de vastes territoires peut mener à une limitation de leur efficacité.

Tableau 7 : Types de paiements agroenvironnementaux mis en place dans les pays de l'OCDE (d'après OCDE, 2012)

Programme/Pays	Autriche	Australie ¹	Belgique ²	Canada	République tchèque	Danemark	Finlande ³	France	Allemagne	Grèce ³	Hongrie	Irlande	Italie	Japon	Corée	Mexique	Pays-Bas ³	Nouvelle-Zélande ¹	Norvège	Pologne	Portugal	Espagne	République slovaque	Suède	Suisse	Turquie	États-Unis	Royaume-Uni ⁴
1. Paiements ayant un impact direct sur la qualité de l'eau																												
Amélioration des terres (chaulage, prévention de l'érosion)	X	X	X	X			X	X	X				X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Paiements au titre de la réduction des nitrates	X	X	X			X	X	X	X	X			X		X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Plan de gestion des éléments nutritifs		X		X		X					X	X	X								X		X				X	X
Entretien des zones humides et des mares ⁵		X	X		X	X		X			X		X		X	X	X		X		X		X	X	X	X	X	X
Conversion des terres agricoles en zones humides et mares						X	X										X						X				X	X
Brise-vent/Zones tampons	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X			X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
2. Paiements ayant un impact indirect sur la qualité de l'eau																												
Production extensive des cultures	X						X	X		X		X	X							X	X	X		X	X			X
Agriculture biologique	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Production intégrée de vin, fruits et légumes	X		X	X			X			X		X				X					X	X						X
Agriculture intégrée			X	X	X		X			X		X								X	X			X				X
Travail réduit du sol/Désherbage mécanique	X	X	X	X			X	X		X	X	X						X		X	X				X	X	X	X
Engrais verts		X																										
Mise en réserve/Jachère verte	X	X		X		X	X			X		X		X		X				X				X		X	X	X
Cultures dérobées, couvert végétal/hivernal	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X		X				X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
Gestion extensive de toutes les terres						X	X				X				X					X	X			X				
Gestion extensive des herbages (pâturages/prairies)			X	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Conversion des terres arables en herbages (pâturages/prairies)				X	X	X	X	X		X		X									X	X		X		X	X	X
Herbages/biodiversité/habitats	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Maintien et amélioration de la couverture végétale des sols		X																									X	
Mise en réserve sur le long terme	X	X				X		X	X		X	X									X					X	X	X
Boisement		X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X
Conversion des pâturages en végétation pérenne		X																										

Les campagnes d'information et de sensibilisation sont largement répandues dans les pays de l'OCDE pour soutenir les programmes de paiements agroenvironnementaux et la réglementation. Ces outils incluent diverses stratégies telles que la recherche et développement publique ou privée, le transfert de

technologies aux utilisateurs, ou les écolabels incitant les consommateurs à acheter des produits respectueux de l'environnement. D'autres outils de persuasion moins courants comprennent aussi les règlements privés ou volontaires (par exemple, l'établissement de codes, de conventions ou d'engagement par les industries ou par les syndicats) et les systèmes coopératifs de contrôle de la pollution (par exemple, la concertation entre producteurs et citoyens pour le développement de solutions).

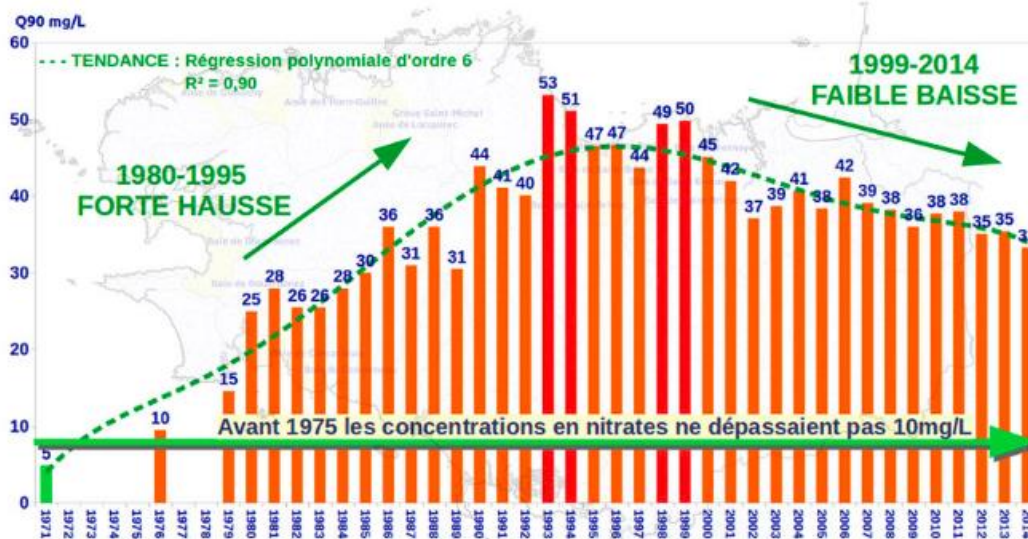
Afin d'améliorer l'efficacité des politiques publiques liant l'agriculture et la qualité de l'eau, le rapport de l'OCDE fournit quelques recommandations clefs, notamment :

- Intégrer les actions de préservation de la qualité de l'eau au sein des politiques nationales de l'eau pour fournir un cadre intégratif aux enjeux liés à la qualité de l'eau;
- Assurer le respect des règlements et normes actuels;
- Fixer des objectifs réalistes de qualité de l'eau permettant d'observer des progrès motivants;
- Promouvoir une large diversité de mesures (règlements, incitations, sensibilisation);
- Éviter les dommages collatéraux sur l'environnement et encourager les effets indirects positifs;
- Supprimer les incitations financières ayant un impact négatif sur la qualité de l'eau;
- Encourager les pratiques agricoles améliorées pour internaliser les coûts environnementaux sur les fermes par l'application du principe du pollueur-payeur;
- Établir des instruments innovants et des approches marchandes (par exemple, des contrats privés et les systèmes d'ECQE);
- Évaluer le rapport coût-efficacité des différentes options disponibles pour les pouvoirs publics;
- Améliorer le ciblage géographique des mesures sur les territoires où l'eau est la plus polluée;
- Investir dans des programmes qui permettront d'obtenir des résultats durables (à long terme);
- Développer de meilleures informations techniques et socioéconomiques et créer des systèmes de transfert des connaissances vers les producteurs agricoles et les gestionnaires de l'eau;
- Adopter une approche holistique face aux problèmes de pollution d'origine agricole;
- Développer des programmes de gestion concertée des bassins versants.

Pour aller plus loin : OCDE (2012). *Qualité de l'eau et agriculture : Un défi pour les politiques publiques*, Études de l'OCDE sur l'eau, Paris, Éditions OCDE, 174 p. DOI : <https://doi.org/10.1787/9789264121119-fr>.

■ LE PROGRAMME D' ACTIONS NITRATES (BRETAGNE)

La directive 91/676/CEE, dite directive « Nitrates », a été adoptée en 1991 par l'Union européenne (UE) afin de réduire la contamination de l'eau par les nitrates à partir de sources agricoles sur son territoire. Selon ce cadre réglementaire, les pays de l'UE ont l'obligation 1) d'identifier les masses d'eau polluées (à savoir les eaux douces de surface ou souterraines contenant ou pouvant contenir plus de 50 mg L⁻¹ de nitrates, ainsi que les eaux douces, les estuaires, les zones côtières ou marines eutrophes ou susceptibles de le devenir), 2) d'établir des zones vulnérables aux nitrates (à savoir les territoires se drainant vers des eaux polluées ou risquant de l'être et qui contribuent à la pollution par les nitrates) dans lesquelles de « bonnes » pratiques agricoles doivent être mises en place par les producteurs sur une base volontaire ou obligatoire (par exemple, des doses maximales de fertilisants azotés, une période restreinte pour la fertilisation azotée, des rotations améliorées, des cultures de couverture), et 3) d'effectuer un suivi régulier de la qualité de l'eau afin de produire un rapport d'avancement tous les quatre ans. Les États membres de l'UE ont le choix des moyens d'actions à mettre en place, mais l'obligation d'atteindre ces objectifs sous peine d'amendes. La France, en particulier, a été condamnée en 2013 à une amende de 20 millions d'euros (plus une pénalité mensuelle estimée à 3,5 millions d'euros) en raison d'efforts limités pour réduire les applications de fertilisants et d'une faible désignation de zones vulnérables aux nitrates, deux facteurs ayant empêché l'atteinte des objectifs fixés par l'UE. Bien que cette amende ait été annulée en 2016 (l'UE ayant considéré les actions correctives établies par la France après 2013 comme acceptables), la pollution de l'eau par les intrants d'origine agricole reste un enjeu récurrent dans certaines régions françaises, comme c'est notamment le cas en Bretagne.



Sources : Agence de l'eau, DREAL, OSUR

Figure 17 : Évolution des concentrations de nitrates dans les rivières bretonnes entre 1971 et 2014 (d'après www.eau-et-rivieres.org).

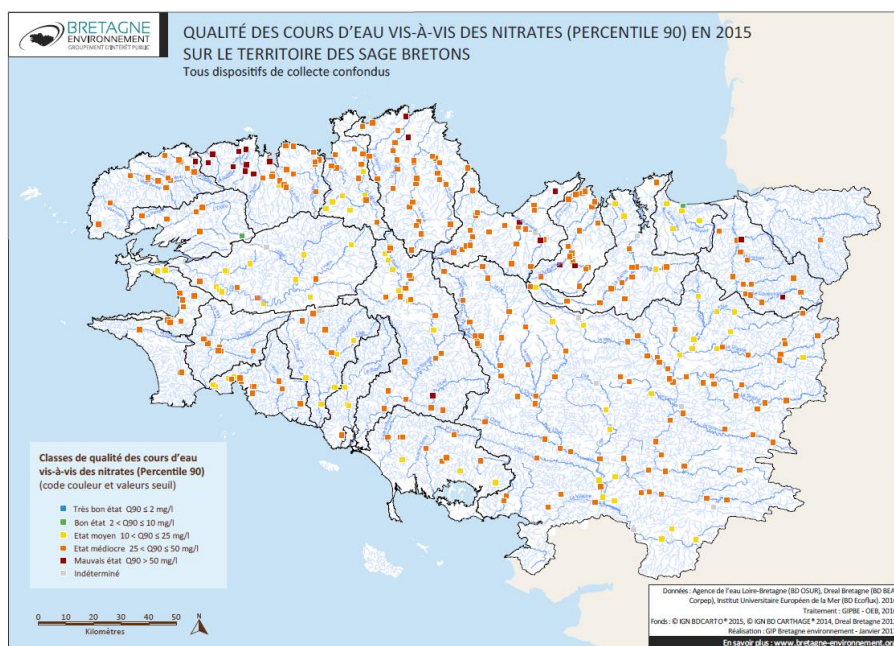


Figure 18 : Carte de la qualité de l'eau des rivières bretonnes relativement aux concentrations en nitrates en 2015 (d'après www.bretagne-environnement.org).

En raison de la forte concentration de bétail associée à la présence de sols superficiels et à d'importantes précipitations, la plupart des rivières et nappes phréatiques de Bretagne contiennent de fortes concentrations en nitrates (figure 17; figure 18) conduisant à une eutrophisation des rivières et à des marées vertes (blooms algaux) dans les zones côtières. La région est ainsi classée comme zone vulnérable aux nitrates depuis 1994, cette zone incluant encore en 2018 l'ensemble des territoires agricoles de Bretagne. Afin de limiter la dégradation de la qualité de l'eau et de respecter les objectifs fixés par l'UE, la région de la Bretagne, en collaboration avec les autorités locales en charge de l'agriculture, a établi différents programmes d'actions successifs, le cinquième et dernier de ces programmes couvrant la période 2014-2018. Comparativement aux précédents programmes, ce cinquième plan identifie six principales actions de conservation devant être mises en place par les producteurs agricoles. Il établit des zones d'actions renforcées dans lesquelles les actions de conservation sont plus restrictives (figure 19). Ces actions définissent notamment des règles strictes pour l'application de fertilisants (dose, période, conditions climatiques) et le stockage de déjections animales. Elles étendent aussi la mise en place de cultures de couverture et de zones tampons le long des rivières. L'adoption de ces actions de conservation est obligatoire et régie par un règlement régional (*Arrêté établissant le programme d'actions régional en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole*). Leur non-respect peut donc aboutir à des sanctions financières pour les producteurs agricoles. Relativement peu de paiements agroenvironnementaux sont prévus par ce programme, à l'exception du soutien financier des Agences de l'Eau pour la construction d'équipements de stockage des déjections animales.

Les cinq premières actions prévues par le cinquième programme d'actions correspondent à la gestion de la fertilisation (plan de fertilisation, doses maximales autorisées, équipements de stockage des déjections animales, conditions pour l'application de fertilisants relatives à la proximité d'une rivière ou à la pente),

tandis que la dernière action de conservation concerne la mise en place de cultures de couverture (et, plus précisément, de cultures intermédiaires pièges à nitrates). Les cultures de couverture sont ainsi obligatoires durant les longues périodes d'interculture (de mi-septembre à janvier), durant les courtes périodes d'interculture entre la récolte du colza et une céréale d'automne (de juillet à octobre) et après la récolte du maïs (de novembre à janvier). Ces cultures de couverture doivent de plus être maintenues au moins jusqu'au 1^{er} février de chaque année. Les types de cultures de couverture autorisés comprennent les cultures incorporées au sol, les cultures de couverture récoltées pour le fourrage ou pâturées, les repousses de colza denses et spatialement homogènes maintenues durant au moins un mois ou les résidus de maïs-grain, de sorgho ou de tournesol incorporés au sol dans les cinq jours après la récolte. Une liste des espèces autorisées comme cultures de couverture est de plus fournie par les autorités locales (tableau 8). L'utilisation de fertilisants et de pesticides est strictement interdite sur les cultures de couverture. Le long des rivières, une bande de végétation pérenne de 5 m de large (10 m dans les zones d'actions renforcées) doit être implantée, le pâturage y étant autorisé, mais pas l'application de fertilisants. Dans les zones humides, le remblai, le drainage et le creusage de fossés sont interdits, tandis que, dans les zones inondables, le labour des prairies est interdit. Dans les autres zones, les prairies de plus de trois ans ne peuvent pas être labourées avant le 1^{er} février de chaque année.

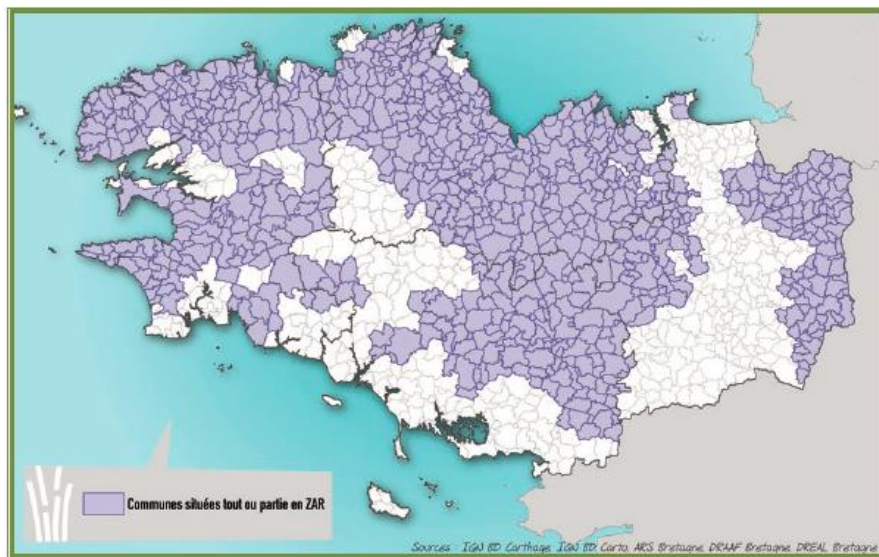


Figure 19 : Localisation des zones d'actions renforcées de Bretagne en 2014 (d'après www.bretagne-environnement.org).

Le cinquième programme d'actions nitrates (établi après quatre programmes nationaux instaurés à partir de 1996) a permis de réduire de 33 % entre 1995 et 2016 l'indice Q90 (i.e., la valeur pour laquelle 90 % des mesures de concentration en nitrates d'une station sont inférieures), alors qu'en 1993 cet indicateur était supérieur à 50 mg L⁻¹ (limite maximale autorisée). En 2016, l'indice Q90 s'élevait à 30 mg L⁻¹ et la concentration moyenne en nitrates des eaux de surface à 25 mg L⁻¹. Entre 2007 et 2017, la proportion de stations très fortement polluées (> 50 mg L⁻¹) a diminué de 14 %, tandis que la proportion de stations avec moins de 25 mg L⁻¹ était restée stable (mais avait diminué avant 2011). Malgré ces tendances positives, la plupart des stations de mesure montraient encore une concentration en nitrates supérieure à 18 mg L⁻¹,

soit la valeur-seuil pour le risque d'eutrophisation permettant de classer un territoire comme zone vulnérable aux nitrates. Une forte variabilité spatiale de la qualité de l'eau est également observée. Une proportion importante des eaux de surface et souterraine étaient encore dans un état écologique jugé mauvais en 2016. Ces résultats mitigés appellent à une poursuite des efforts pour améliorer la qualité de l'eau en Bretagne. Dans le sixième programme d'actions établi pour la période 2018-2022, l'interdiction de l'application de fertilisants organiques dans le maïs a ainsi été étendue d'un mois, un indice de jours de présence au pâturage a été mis en place, pour éviter les pertes d'azote liées au surpâturage en ferme laitière, et la restauration des systèmes de drainage existants a été rendue possible en cas d'établissement d'une zone tampon au niveau du tributaire.

Tableau 8 : Liste des espèces autorisées comme cultures de couverture en Bretagne durant les périodes à fort risque de lessivage de l'azote (d'après www.cotes-darmor.gouv.fr)

Sont autorisées au titre du Programme d'Actions Régional en tant que Culture Intermédiaire Piège à Nitrate (CIPAN) :

- Les espèces suivantes :

Espèce	Espèce gélive
Avoines	X (variétés de printemps et avoine diploïde)
Bromes	
Cresson alénois	X
Dactyle	
Fétuques	
Fléole des prés	
Moha (millet des oiseaux ou millet italien)	X
Moutardes	X
Navette fourragère	
Nyger	X
Pâturin commun	
Phacélie	X
Radis fourrager	X (radis chinois)
Ray-grass	
Sorgho	X
Sarrasin	X
Seigle	
Tournesol	X

- Le mélange de ces espèces, entre elles seules
- Le mélange de ces espèces avec 20 % de légumineuses au maximum dans le mélange.

Pour aller plus loin, consulter le ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/; www.eau-et-rivieres.org/nitrates-etat-des-lieux; www.observatoire-eau-bretagne.fr; Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Bretagne (2014), [directive « Nitrates » : 5^e programme d'actions régional](#); Préfecture de la région Bretagne (2018), [Bilan du cinquième programme d'actions relatif à la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole](#); Préfecture de

la région Bretagne (2018), [Réglementation nitrates : 6^e programme d'actions régional \(PAR 6\) – Note d'informations sur les principales mesures.](#)

■ GESTION DES HABITATS AGRICOLES CLASSÉS SITE NATURA 2000 (UNION EUROPÉENNE)

Natura 2000 forme un réseau européen de sites d'importance majeure pour la conservation des espèces et des habitats rares ou menacés. Il a été établi en 1992, en application de la directive 92/43/CEE dite directive « Habitats » et de la directive 2009/47/CE (dite directive « Oiseaux »). En 2017, le réseau Natura 2000 rassemblait 27 312 sites pour une surface totale de 787 600 km², soit 18 % des surfaces terrestres de l'Union Européenne. Les sites Natura 2000 varient selon leur surface, leur contexte paysager (zones forestières, agricoles et urbaines) et leurs pratiques de gestion (lesquelles sont fixées par chaque État membre de l'UE). Cependant, tous ont en commun l'objectif de conserver les espèces et habitats d'intérêt patrimonial. Bien qu'il vise à conserver les habitats dans un bon état écologique, le réseau Natura 2000 ne correspond pas à une protection stricte puisque les activités humaines y sont autorisées (lorsqu'elles sont durables).

Parmi les 200 types d'habitats (et 1 000 espèces animales et végétales) listés par la directive « Habitats » comme nécessitant des actions de conservation, 58 types (dont 23 sont considérés comme prioritaires) constituent des habitats agricoles dans la mesure où leur maintien est dépendant ou associé à l'agriculture, comme par exemple les prairies alpines, les steppes, les landes ouvertes ou les prairies humides. Les zones agricoles représentent ainsi 38 % de la surface totale du réseau Natura 2000, tandis que 10,6 % des territoires agricoles de l'UE (soit 2,2 millions d'hectares) font partie du réseau Natura 2000. La plupart des habitats agricoles du réseau Natura 2000 ont été façonnés par l'agriculture extensive; leur pérennité dépend donc du maintien de ce type d'agriculture. L'objectif principal de la conservation de ces habitats est ainsi de conserver des systèmes agricoles qui soient écologiquement et économiquement viables. Les habitats agricoles faisant partie du réseau Natura 2000 se sont généralement développés au fil du temps, en lien avec des pratiques agricoles étroitement adaptées aux conditions locales. Ces habitats incluent notamment :

- Les systèmes de production animale dans lesquels les zones en fourrage sont principalement constituées de végétation semi-naturelle incluant les pâturages, les landes ou les friches;
- Les systèmes de production végétale peu intensifs (établis par exemple sur des sols pauvres, secs, salés ou périodiquement submergés), le plus souvent en rotation avec des jachères semi-naturelles;
- Les cultures permanentes peu intensives telles que les vieux vergers ou les oliveraies;
- Les systèmes de polyculture (production de bétail et de cultures annuelles et permanentes). Ces systèmes agricoles incluent aussi les paysages formant une mosaïque d'habitats agricoles peu intensifs et d'éléments paysagers naturels, susceptibles d'accueillir une importante biodiversité.

Certaines espèces prioritaires peuvent également être associées à des habitats agricoles plus intensifs. C'est notamment le cas pour la bernache nonette (*Branta leucopsis*) ou le cygne chanteur (*Cygnus cygnus*), qui s'alimentent en hiver dans les prairies intensives ou dans les cultures de céréales. Le hamster d'Europe (*Cricetus cricetus*; listé à l'annexe IV de la directive « Habitat » et requérant à ce titre une protection stricte)

habite les zones arables où les ressources alimentaires sont suffisantes et où des zones de refuge sont disponibles (cultures fourragères et végétation non cultivée). Afin d'aider les acteurs locaux dans l'élaboration de plans de gestion des sites Natura 2000, la Commission européenne a développé des guides (voir plus loin les détails pour trois types de prairies humides). Les paiements agroenvironnementaux pour la mise en place de ces pratiques sont notamment financés par la Politique Agricole Commune, le Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural, le programme Life+ ou par les gouvernements nationaux.

Les prairies alluviales inondables du *Cnidion dubii* (*Alluvial meadows of river valleys of the Cnidion dubii*; alliance phytosociologique) correspondent aux plaines alluviales situées dans les zones en aval de larges rivières aux régimes hydrologiques naturels et qui sont régulièrement inondées, mais asséchées en été en raison d'un climat continental. Ce type d'habitat se retrouve notamment en Hongrie, en Pologne, en Allemagne, en Slovaquie, en France, en Autriche et en République Tchèque. Il représente un total de 223 sites Natura 2000, soit 58 240 hectares. Ces prairies sont généralement dominées par les plantes herbacées telles qu'*Agrostis stolonifera*, *Alopecurus pratensis*, *Carex praecox*, *Carex vulpina*, *Cirsium canum*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus*, *Poa palustris*, *Poa pratensis*, *Sanguisorba officinalis* et *Serratula tinctoria*. Elles constituent des aires privilégiées pour la reproduction, le nichage et l'hivernage d'oiseaux tels que les échassiers (comme le chevalier gambette (*Tringa totanus*), le courlis (*Numenius spp.*) et le barge à queue noire (*Limosa limosa*)), les passereaux (comme la bergeronnette printanière (*Motacilla flava*), le pipit des arbres (*Anthus trivialis*) et le tarier des prés (*Saxicola rubetra*)), le râle des genêts (*Crex crex*), le busard cendré (*Circus pygargus*) ou le hibou des marais (*Asio flammeus*). La régulation des rivières, l'intensification de la gestion des prairies, la pollution des eaux de surface, la conversion des prairies alluviales, la réduction ou l'absence de fauches et les espèces envahissantes sont parmi les principales menaces à la conservation de ces prairies alluviales. Les recommandations européennes pour la gestion de ces prairies sont de combiner des régimes d'inondations naturelles sur de vastes étendues avec une occupation durable des sols. En particulier, la fauche est requise pour conserver ces milieux ouverts, mais ne doit pas être effectuée plus de deux fois par année, de préférence avec un équipement léger, soit entre le 15 et le 30 juin ou après le 30 septembre. Une hauteur de coupe de 5 à 10 cm au-dessus du sol est conseillée. Dans les prairies s'asséchant durant l'été, une fauche en fin d'été reste possible à condition que 10 à 20 % des surfaces soient non fauchées. Le foin doit également être enlevé dans les trois semaines suivant la fauche. Le pâturage est autorisé, mais doit être correctement supervisé pour éviter la dégradation des sols et des communautés végétales. Le pâturage dans ces prairies alluviales est par exemple déconseillé en fin de saison humide et en début de saison sèche. Il est aussi primordial de retirer le bétail des zones basses jusqu'à ce qu'elles s'assèchent. Ces prairies alluviales devraient également être séparées des zones terrestres par une clôture afin de contrôler l'accès des animaux. Le pâturage par les chèvres est par ailleurs déconseillé et la fertilisation interdite. L'UE fournit également des recommandations précises de fauche lorsque des oiseaux d'intérêt patrimonial nichent sur les sites (en Hongrie par exemple, la première fauche doit être retardée après le 31 juillet lorsque des râles des genêts sont présents) et propose une stratégie de restauration en quatre étapes si nécessaire.

Les prairies alluviales boréales nordiques (*Northern Boreal alluvial meadows*) forment des habitats semi-naturels situés le long de cours d'eau couverts de glace en hiver. Ces prairies sont caractérisées par des inondations régulières au printemps et par l'influence des fauches. Les sédiments alluviaux y constituent le substrat dominant, tandis que les limons transportés par la rivière sont la principale source de nutriments pour la végétation. Ces sites Natura 2000 sont principalement situés en Estonie, en Lettonie, en Finlande,

en Suède et en Lituanie, pour un total de 28 066 hectares répartis sur 120 sites. Les principales plantes caractéristiques de cet habitat sont *Calamagrostis canescens*, *Calamagrostis purpurea*, *Carex acuta*, *Carex aquatilis*, *Convallaria majalis*, *Deschampsia cespitosa*, *Elymus fibrosus*, *E. mutabilis*, *Equisetum fluviatile*, *Festuca ovina*, *Filipendula ulmaria*, *Galium boreale*, *Molinia caerulea*, *Nardus stricta*, *Phalaris arundinacea*, *Salix triandra*, *Solidago virgaurea*, *Thalictrum simplex* subsp. *boreale*, *Trollius europaeus* et *Veronica longifolia*. Diverses espèces d'oiseaux nichent ou hivernent dans ces prairies. Les principales menaces pour leur conservation sont notamment l'abandon de la fauche et la régulation des régimes hydriques. La fertilisation, le chaulage, le drainage, l'apport d'alimentation au bétail et l'introduction d'espèces envahissantes y sont interdits, mais la fauche demeure essentielle pour conserver cet habitat. La fauche doit être conduite à 10-12 cm de hauteur avec un équipement léger une fois par année en milieu d'été ou en fin d'été si la période d'inondation est plus longue. Le foin doit être laissé séché au sol durant quelques jours, puis transporté à la ferme afin d'éviter l'eutrophisation du milieu. Il est également conseillé de changer la direction de la fauche de 90 degrés d'une année sur l'autre pour maintenir une surface plane plus facile à gérer. Le maintien de l'inondation durant l'hiver est recommandé lorsque possible. Vers la fin de l'hiver, à la fonte des neiges, il est possible d'assécher graduellement la prairie pour éviter la formation d'embâcles et le lessivage des sédiments. La fauche ne peut alors intervenir qu'au moins deux à trois semaines après le retrait des eaux. Pour maintenir de bonnes conditions pour la reproduction des canards, le niveau d'eau peut être abaissé à 20-30 cm début juin. La restauration par coupe des arbres est aussi possible si une fauche n'a pas été réalisée depuis quelque temps.

Les tourbières basses alcalines (*Alkaline fens*) sont des écosystèmes occupés par des communautés de *Carex* et de mousses brunes produisant de la tourbe. Ils se développent sur des sols saturés d'eau calcaire en permanence avec de faibles fluctuations des niveaux d'eau. Ces tourbières sont le plus souvent riches en bryophytes et espèces vasculaires. Les tourbières basses alcalines ont largement été drainées au cours des derniers siècles et sont devenues en Europe des habitats rares à priorité de conservation élevée. Environ 142 000 hectares de tourbières basses alcalines sont protégés dans 2 212 sites Natura 2000 répartis dans 21 pays membres de l'UE. Leur végétation se caractérise par des tapis de mousses brunes (*Campylium stellatum*, *Drepanocladus cossonii*, *Cratoneuron commutatum*, *Caliergonella cuspidata*), des herbacées graminoides (*Schoenus nigricans*, *S. ferrugineus*, *Eriophorum latifolium*, *Carex davalliana*, *C. flava*, *Juncus subnodulosus*, *Trichophorum cespitosum*) et une forte diversité d'espèces herbacées à feuilles larges (*Dactylorhiza incarnata*, *D. traunsteinerioides*, *D. russowii*, *D. majalis* ssp. *brevifolia*, *D. cruenta*, *Liparis loeselii*, *Herminium monorchis*, *Epipactis palustris*). De nombreux papillons et libellules, dont certaines espèces menacées, dépendent de cet habitat. Le drainage, la diminution des niveaux d'eau, l'eutrophisation et les changements de végétation induits par les activités humaines sont parmi les principales menaces pour la conservation des tourbières basses alcalines. La suppression des systèmes de drainage et de fossés, ainsi que l'amélioration de la qualité de l'eau, sont donc des éléments clefs pour leur conservation. La fauche, permettant le maintien de la diversité en espèces, doit être conduite une à deux fois par année à environ 5 à 15 cm de hauteur. La biomasse doit être exportée avec un équipement léger entre le 15 juillet et le 30 septembre, dans les deux semaines suivant la fauche. Alternier chaque année 50 % de surfaces fauchées avec 50 % de surfaces non fauchées est également conseillé. La fertilisation y est interdite. Le pâturage est déconseillé, mais lorsque qu'aucune autre option n'est disponible, il doit être modéré et fait avec des animaux rustiques (des vaches de race Highland cattle ou Bretonne pie noire, des chevaux Konik Polski ou des moutons Solognot) durant les mois les plus secs, avec une pression de pâturage de 0,2 à 0,8 unités de cheptel ha⁻¹.

Pour aller plus loin, consulter le ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm.

■ US CONSERVATION RESERVE PROGRAM (ÉTATS-UNIS)

Le programme de réserve de conservation (CRP) est un programme de coût partagé et de location de terres du Département de l'agriculture des États-Unis (USDA) créé en 1985 par l'intermédiaire du Farm Bill dans l'objectif de promouvoir la conversion de cultures annuelles en végétation pérenne et, ainsi, de réduire l'érosion des sols, d'améliorer la qualité de l'eau et de protéger la diversité faunique.

Des guides de gestion, des conditions d'éligibilité et de paiements agroenvironnementaux sont établis par le USDA pour chacune des 16 pratiques de conservation du programme. Dans la dernière version du CRP couvrant la période 2008-2018, ces pratiques de conservation comprennent notamment :

- L'établissement de végétation pérenne composée de graminées et de légumineuses introduites ou d'herbacées indigènes sur des terres arables (à savoir cultivées en cultures annuelles);
- L'établissement de haies brise-vent ou brise-neige composées de lignes d'arbres et d'arbustes et placées en bordure de parcelles en cultures annuelles perpendiculairement aux vents dominants;
- L'établissement de voies d'eau engazonnées et de bandes prairiales à mi-pente situées dans les parcelles de cultures annuelles suivant les courbes de niveaux;
- L'établissement de bandes riveraines tampons constituées d'arbres et bordant un cours d'eau, une étendue d'eau permanente ou temporaire, une zone inondable ou un milieu humide. Ces bandes riveraines doivent mesurer entre 10 et 30 m de large (ou représenter 30 % de la zone inondable), débiter dans la partie supérieure de la berge d'un cours d'eau et être constituées d'espèces d'arbres et arbustes adaptés au site, soit introduits, soit en recolonisation spontanée;
- La restauration de zones humides peu profondes, de 15 à 45 cm de profondeur, incluant une zone tampon composée d'une végétation pérenne et fournissant une source d'eau la majorité de l'année;
- La restauration (ou la création) de milieux humides non alluviaux, qui doivent être situés à l'extérieur de la zone de récurrence 0-100 ans d'une plaine inondable ou d'un cours d'eau, et protégés par une zone tampon composée d'arbres et d'herbacées indigènes dont la surface doit être au maximum quatre fois égale à celle du milieu humide;
- La restauration (ou la création) de milieux humides alluviaux, qui doivent être situés à l'intérieur de la zone de récurrence 0-100 ans d'une plaine inondable ou d'un cours d'eau, et protégés par une zone tampon composée d'arbres et d'herbacées indigènes dont la surface doit être au maximum trois fois égale à celle du milieu humide;
- La restauration d'anciennes zones humides correspondant à des parcelles agricoles régulièrement inondées, cultivées en cultures annuelles durant au moins trois ans au cours des dix années précédant la restauration (*Farmable Wetlands Program*) et incluant une zone tampon d'au maximum quatre fois la surface de la zone humide, tout en n'excédant pas 16 ha au total (zone humide + zone tampon);
- La restauration d'anciennes prairies périodiquement inondées, cultivées en cultures annuelles durant au moins trois ans au cours des dix années précédant la restauration (*Farmable Wetlands Program*) et d'un maximum de 8 ha;

- La construction de zones humides sur des terrains recevant les écoulements d'eau issus d'un système de drainage de parcelles de cultures annuelles, dont au moins 25 % du bassin versant est cultivé en cultures annuelles, incluant une zone tampon créée principalement pour le piégeage de l'azote d'au maximum quatre fois la surface de la zone humide, tout en n'excédant pas 16 ha au total;
- La restauration de corridors fauniques et d'habitats permanents qui correspondent à l'établissement d'une végétation herbacée, arbustive ou arborescente, selon une bande linéaire d'au moins 20 m de large, ou à la conversion de cultures annuelles en habitat faunique.

Sauf mention contraire, chacune de ces actions de conservation n'est éligible au CRP que si les parcelles agricoles ont été cultivées en cultures annuelles durant quatre des six années précédant la mise en place de la mesure de conservation. Le producteur doit également s'engager en règle générale à contrôler les espèces envahissantes nuisibles (plantes et animaux), à ne pas récolter ou faire pâturer l'aire de conservation (sauf sous certaines conditions strictes), à réaliser périodiquement les opérations de gestion des zones humides ou tampons prévues par le plan de gestion du site approuvé par le USDA et à maintenir la pratique de conservation pour la durée de son contrat. De plus, chaque État établit une liste approuvée par le USDA d'espèces d'arbres, d'arbustes et d'herbacées autorisées et interdites, parmi lesquelles le producteur doit sélectionner les espèces à planter (voir le Maryland NRCS Conservation Planting Guide, 2016). Sous ces conditions, le producteur a la garantie de recevoir des paiements agroenvironnementaux couvrant jusqu'à 90 % des coûts d'implantation de la pratique de conservation, un loyer annuel durant 10 à 15 ans, ainsi que différents incitatifs à la mise en place et au maintien de la pratique. Selon des critères d'éligibilité, ces paiements agroenvironnementaux peuvent également être combinés avec les aides du programme Conservation Reserve Enhancement établi par chaque État pour les zones de conservation prioritaires (comme le Rio Grande, la baie de Chesapeake, les rivières Missouri et Madison, les lacs Syracuse et Erie, le bassin versant de la rivière James, l'aquifère de l'Eastern Snake Plain).

Des actions de conservation additionnelles visent également la restauration d'habitats et d'espèces rares ou en déclin (comme les prairies d'herbes hautes, les prairies humides et les steppes), la restauration d'habitats pour les oiseaux champêtres, pour la nidification des canards ou pour les pollinisateurs, comme la restauration de forêts à Pins des marais (*Pinus palustris*; au sud-est des États-Unis) et l'établissement de forêts humides, par exemple.

En 2016, plus de 2 500 000 ha étaient engagés dans le CRP, incluant approximativement 850 000 ha de zones humides et 680 000 ha de zones tampons, pour des réductions estimées de 190 000 000 de tonnes des pertes de sédiments, 230 000 tonnes des pertes en azote, et 46 000 tonnes des pertes en phosphore. Des évaluations ont également montré que les pertes d'azote et de phosphore étaient respectivement 95 % et 86 % inférieures dans les parcelles engagées dans le CRP en comparaison des cultures annuelles. Certaines études ont également rapporté une augmentation des populations de canards de 37 millions d'individus dans le Dakota du Nord entre 1992 et 2012, des densités de colin de Virginie (*Colinus virginianus*) de 70 à 75 % plus élevées durant la période de reproduction dans les parcelles engagées dans le CRP, comparativement aux cultures annuelles. On a aussi noté une augmentation du nombre de faisans de 22 % après une augmentation de 4 % de la végétation pérenne établie par le CRP. Le nombre de bruants de Henslow (*Ammodramus henslowii*) en Illinois était 25 fois plus élevé au printemps après l'établissement du CRP. Bien que les pratiques de conservation du CRP soient restreintes aux territoires à fort risque d'érosion,

358 673 fermes étasuniennes étaient engagées dans ce programme en septembre 2017, pour un total de 638 723 contrats. En moyenne, ces contrats prévoyaient un loyer annuel de 52 \$ US ha⁻¹ pour le maintien des pratiques de conservation, de 58 \$ US ha⁻¹ pour le programme Farmable Wetlands et 61 \$ US ha⁻¹ pour le programme Conservation Reserve Enhancement, ce qui représentait en 2017 un total de 1,676 millions \$ US en loyers versés, auxquels s'ajoutent 113 millions \$ US de partage des coûts d'établissement et 85 millions \$ US d'incitatifs additionnels.

Pour aller plus loin, consulter le www.fsa.usda.gov.

■ PROGRAMME DE RESTAURATION DE LA BAIE DE CHESAPEAKE (ÉTATS-UNIS)

La baie de Chesapeake, située dans la région du milieu de l'Atlantique entre le Maryland et la Virginie, est le plus large estuaire des États-Unis (320 km de long; 5-50 km de large; 11 600 km² incluant les affluents côtiers), bien que sa profondeur soit relativement faible (6,5 m en moyenne). Le bassin versant de la baie de Chesapeake est principalement couvert de forêts fragmentées (55 %), de zones agricoles (23 %) et urbaines (12 %), ainsi que de 150 rivières et cours d'eau drainant une surface totale de 165 000 km². Cette baie constitue le premier estuaire des États-Unis ayant bénéficié d'un programme de restauration intégré à l'échelle du bassin versant. Il a débuté en 1983.

La région de la baie de Chesapeake possède une riche biodiversité puisqu'elle abrite plus de 3 600 espèces animales et végétales, incluant 173 espèces de crustacés et 348 espèces de poissons, dont la perchaude. Cette région accueille également 29 espèces de sauvagines, pour près d'un million d'individus (soit un tiers de la population migratrice de la côte Atlantique) et, en particulier, 500 000 bernaches du Canada.

Dans les années 1970, la baie de Chesapeake a été identifiée comme l'une des premières zones mortes du monde. À cette époque, les importants ruissellements de sédiments, de phosphore et d'azote vers la baie constituaient sa principale cause de dégradation et provoquaient une forte turbidité de l'eau et des blooms algaux (dont des blooms de *Pfiesteria piscicida*, espèce toxique pour les poissons et les populations humaines), ce qui conduisait à des phénomènes d'hypoxie. Cette dégradation a notamment abouti à une surmortalité des populations de poissons et a mis en péril (en combinaison avec la surexploitation) la durabilité de la production ostréicole. La Fondation de la baie de Chesapeake déclarait même en 2008 que « la surexploitation, la pollution de l'eau et les processus de sédimentation avaient transformé la baie en une vaste mare boueuse ». En 2015, les activités agricoles contribuaient pour 42, 55 et 60 % respectivement aux charges d'azote, de phosphore et de sédiments entrant dans la baie de Chesapeake.

Face à ces enjeux écologiques, le gouvernement fédéral, par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA), le maire du district de Columbia et les gouverneurs des États du Maryland, de Virginie et de Pennsylvanie ont signé en 1983 la Convention de la baie de Chesapeake (The Chesapeake Bay agreement), qui s'est traduite en 1987 par la création du conseil exécutif du Programme de la baie de Chesapeake. Ce conseil a alors établi les objectifs de ce programme de restauration et, en particulier la réduction de 40 % des quantités de nutriments (azote et phosphore principalement) entrant dans la baie avant l'an 2000 (un objectif clef renouvelé jusqu'à aujourd'hui). En juin 2000, le Programme de la baie de Chesapeake a adopté un accord (Chesapeake 2000) visant à guider les stratégies de restauration sur l'ensemble du bassin versant de la baie de Chesapeake jusqu'en 2010, en incluant en plus les trois États en amont du bassin versant (le Delaware, l'État de New York et la Virginie-Occidentale). Ces efforts de restauration ont été intensifiés en 2010 par le règlement intitulé « Total des charges journalières maximales dans la baie de Chesapeake » (Chesapeake Bay Total Maximum Daily Loads) du gouvernement fédéral, émis par l'EPA. Il fixe les limites maximales des quantités de nutriments et de sédiments pouvant être lessivés vers la baie afin de respecter les objectifs de qualité de l'eau. Ce document a ensuite été transposé par chacune des sept juridictions partenaires en matière de gestion de bassin versant (selon le Watershed

Implementation Plan) afin de détailler les actions spécifiques et les étapes à réaliser pour atteindre les directives fédérales de réduction des pollutions à l'horizon 2025. L'Accord du bassin versant de la baie de Chesapeake (Chesapeake Bay Watershed Agreement) signé en 2014 combine quant à lui l'ensemble des efforts de restauration fédéraux, nationaux et locaux dans un document unique et fixe différents objectifs de restauration pour 2025. En plus des juridictions fondatrices, le Programme de la baie de Chesapeake inclut aujourd'hui 19 agences fédérales, 40 agences et programmes nationaux, 1 800 autorités locales, 20 institutions d'enseignement et plus de 60 organisations non gouvernementales. Depuis 2015, le programme de la baie de Chesapeake coordonné par l'EPA a reçu 73 millions \$ US de fonds publics, privés ou associatifs pour soutenir, coordonner, mettre en œuvre et assurer le suivi de ces actions de restauration.

Bien que certains des objectifs des trois documents officiels ayant successivement encadré la restauration de la baie de Chesapeake (1987 Chesapeake Bay Agreement, Chesapeake 2000, et 2014 Chesapeake Bay Watershed Agreement) aient évolué au fil du temps pour intégrer les territoires en tête de bassins versants, inclure de nouveaux enjeux (comme les changements climatiques) ou relocaliser la gouvernance, la plupart sont restés similaires. Ces objectifs se résument en cinq axes principaux : 1) l'axe ressources vivantes, visant à établir des stratégies de gestion durable des pêcheries et à assurer la protection des populations de poissons et de crustacés, 2) l'axe protection des habitats vitaux, qui vise la conservation des systèmes naturels ayant un impact positif sur la turbidité de l'eau (comme les végétations submergées, les zones humides, les forêts et les systèmes riverains), 3) l'axe restauration et protection de la qualité de l'eau, qui vise la réalisation d'actions concrètes pour résoudre les problèmes de dégradation de la qualité de l'eau liés à l'enrichissement en nutriments, 4) l'axe occupation durable des sols, qui vise à instaurer des zones protégées sur 20 % du bassin versant de la baie, et 5) l'axe gouvernance et engagement citoyen, qui vise à informer les communautés humaines et à les amener à s'investir dans les actions de restauration.

Environ 83 000 fermes cultivent les zones agricoles du bassin versant de la baie de Chesapeake, pour une valeur totale de production agricole estimée à 10 millions \$ US par année. Le dernier plan de restauration de la baie (2014 Chesapeake Bay Watershed Agreement) identifie six actions de restauration principales proposées aux agriculteurs pour diminuer les charges en sédiments et nutriments et atteindre les objectifs fixés par l'EPA, à savoir :

- Assurer la conservation des sols par des techniques de semis direct ou de travail réduit;
- Pratiquer des cultures de couverture;
- Implanter des zones tampons arborescentes en bordure des fermes, des rivières et des cours d'eau;
- Clôturer le long des berges de cours d'eau pour exclure le bétail de ces secteurs;
- Suivre un plan de gestion des nutriments pour ajuster la fertilisation aux besoins des cultures;
- Instaurer des systèmes de gestion des fumiers et litières de volaille (incluant les équipements de stockage).

Certaines de ces actions sont volontaires ou font l'objet d'incitatifs financiers, tandis que d'autres sont obligatoires, comme, au Maryland, les plans de gestion des fertilisants. Leur mise en place est principalement coordonnée par le Service de conservation des ressources naturelles (NCRS) du USDA.

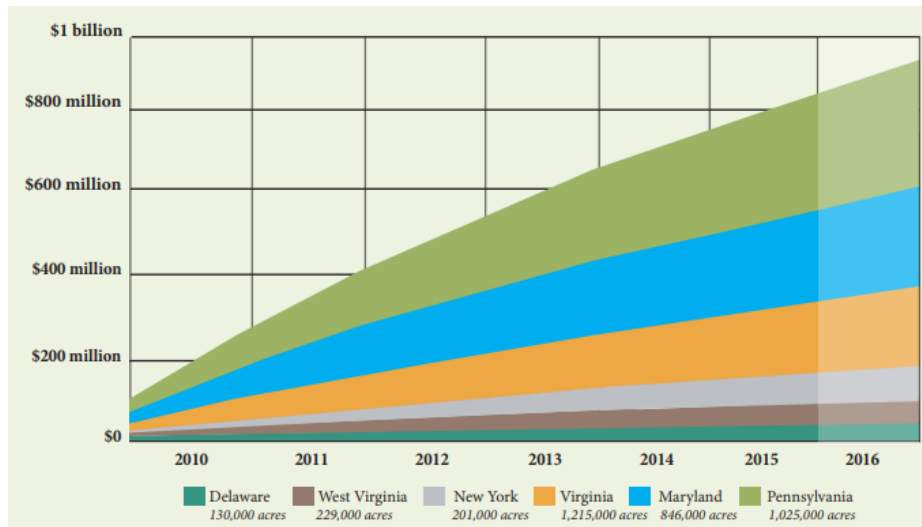


Figure 20 : Investissements cumulés du Programme de la baie de Chesapeake (d'après www.nrcs.usda.gov).

Selon le rapport d'avancement produit par le USDA NCRS pour la période 2009-2016, ce service a investi durant cette période plus d'un milliard \$ US en assistance technique et financière (figure 20) et s'était engagé à mobiliser 68 millions \$ US supplémentaires entre 2014 et 2018 grâce au Programme de partenariat régional de conservation (RCPP, Regional Conservation Partnership Program) du Farm Bill, tandis que les organisations partenaires du RCPP ont amené ces fonds à hauteur de 119 millions \$ US. Les équipes du NCRS aident par ailleurs les producteurs agricoles et les propriétaires forestiers à planifier leurs actions de conservation sur plus de 120 000 hectares chaque année. Entre 2009 et 2016, ce sont ainsi plus de 800 000 hectares situés en zones prioritaires qui ont été restaurés par la mise en place d'au moins une pratique de conservation avec l'aide du soutien technique et financier du NCRS. Dans le rapport d'évaluation de l'impact des mesures de conservation (CEAP, Conservation Effects Assessment Project) du USDA, on a évalué que les surfaces de terres arables semées en cultures de couverture chaque année ont triplé entre 2006 et 2016 et qu'une culture de couverture était mise en place sur 52 % de l'ensemble des surfaces cultivées du bassin versant de la baie de Chesapeake au moins une fois tous les quatre ans. Le CEAP a également déterminé que l'adoption des pratiques de conservation avait permis de réduire les taux d'érosion de 57 % et les pertes de sédiments en bordure de parcelles agricoles de 62 % entre 2006 et 2016. Entre 2006 et 2011, les pertes de sédiments en bordure de parcelles agricoles ont ainsi diminué de 15,1 millions de tonnes par année. Les estimations du NCRS montrent, pour la période 2006-2011, que la gestion améliorée des nutriments (par la gestion des résidus et du travail du sol, les plans de fertilisation et les équipements de stockage des effluents d'élevage) a permis de diminuer les pertes d'azote de 38 % et celles de phosphore de 45 %. Entre 2009 et 2016, le NCRS, en partenariat avec les producteurs agricoles, a mis en place plus de 5 500 km de bandes riveraines et de clôture et restreint l'accès du bétail aux cours d'eau sur 4 000 ha.

En plus des incitations financières, l'adoption à grande échelle des pratiques de conservation par les producteurs est favorisée par la publication régulière de guides techniques par les panels d'experts du programme de la baie de Chesapeake. En particulier, le *Guide de référence des pratiques agricoles améliorées (Quick Reference Guide for Best Management Practices; Chesapeake Bay Program, 2018)* résume en 120 pages différents rapports de panels d'experts définissant les bonnes pratiques de conservation des sols (*Conservation Tillage Practices for Use in Phase 6.0 of the Chesapeake Bay Program*

Watershed Model), de régie des cultures de couverture (*Cover Crops Practices for Use in Phase 6.0 of the Chesapeake Bay Program Watershed Model*) ou de gestion de la fertilisation (*Nutrient Management Practices for Use in Phase 6.0 of the Chesapeake Bay Program Watershed Model*). Parmi les 25 pratiques agricoles améliorées présentées dans ce document figurent notamment :

- Le retrait de l'agriculture et l'instauration de cultures alternatives, afin d'abandonner les pratiques agricoles sur certaines terres arables ou de les convertir en zones de gestion plus extensives par la mise en place de plantes fourragères et herbacées, notamment dans les zones à forts risques d'érosion;
- Les plans de gestion des nutriments basés sur les sources, doses, localisation et période d'application de fertilisants;
- Les pratiques de conservation du sol incluant les pratiques à faible teneur en résidus, de conservation, ou à forte teneur en résidus;
- Les cultures de couverture (dites traditionnelles) comme les cultures d'hiver non récoltées (seigle, blé, orge, avoine, triticales, radis fourrager, légumineuses annuelles, *ray-grass* annuel, brassicacées);
- Les cultures de couverture (dites de commodité) comme les cultures de seigle, de blé ou d'orge récoltées au printemps;
- Les pratiques de bonne gestion des pâturages relatives aux rotations améliorées et aux charges de bétail;
- La restauration des cours d'eau par le réaménagement des canaux naturels et le dragage des sédiments;
- Les zones tampons arborées ou herbacées;
- Les zones tampons arborées ou herbacées avec exclusion du bétail par clôture;
- Le traitement des fumiers par compostage ou processus thermochimiques;
- Les bonnes pratiques d'incorporation des fumiers.

Le *Guide de référence des pratiques agricoles améliorées (Quick Reference Guide for Best Management Practices)* présente en outre des estimés de réduction des pertes de sédiments, d'azote et de phosphore pour chaque pratique de conservation, identifie les catégories d'occupation des sols éligibles (par exemple, le soya, les céréales à grain, les légumineuses fourragères), évalue les délais nécessaires à chaque pratique pour observer un impact positif sur la qualité de l'eau et fournit des recommandations pour la mise en place de chaque pratique (par exemple, les techniques de travail du sol avec faible couvert de résidus doivent maintenir 15 à 29 % des résidus après le semis et les techniques de travail de conservation, de 30 à 59 %; les cultures de couverture doivent être semées à la volée entre deux semaines avant et trois semaines après la date moyenne des premiers gels; les zones tampons arborées et herbacées sont divisées en bandes étroites (3-10 m) et élargies (plus de 10 m). Ce guide de référence fournit aussi pour chaque pratique les incitations financières fédérales et nationales disponibles (comme les subventions, les paiements agroenvironnementaux, les avantages fiscaux, les outils de prêt et les produits d'assurance).

Dans la dernière version du plan d'action du USDA NCRS pour la période 2018-2010 (*Chesapeake Bay Watershed Action Plan*), les principaux engagements du NCRS incluent :

- La mise en place de pratiques de conservation sur 370 000 hectares supplémentaires (équipements de stockage des effluents d'élevage, gestion des nutriments, travail réduit et semis direct, cultures de couverture, gestion des pâturages, voies d'eau engazonnées, bandes riveraines);
- Une amélioration de la santé des sols sur 280 000 hectares par des rotations culturales améliorées, des cultures de couverture ou le semis direct;
- L'amélioration de la qualité des habitats fauniques (notamment aquatiques) sur 40 000 ha additionnels par la restauration des cours d'eau, des zones humides et des végétations pionnières;
- La formation de 47 000 spécialistes de la conservation (publics ou privés) pour mettre en place ces nouvelles pratiques;
- La participation de 27 000 partenaires publics, privés et citoyens dans les rencontres et comités pilotés par le NCRS afin d'améliorer de façon concertée les programmes du NCRS et répondre aux enjeux clés;
- L'engagement actif de 15 900 nouveaux propriétaires jusqu'alors peu desservis dans les zones prioritaires;
- Le développement du transfert de connaissances vers les producteurs et le développement de l'information technique disponible.

Vingt-cinq années d'efforts de restauration sur le bassin versant de la baie de Chesapeake ont contribué à réduire les pertes annuelles de sédiments vers la baie de 4 900 tonnes en 1985, de 3 900 tonnes en 2009 et de 3 500 tonnes en 2017. Les pertes d'azote sont passées de 144 000 tonnes en 1985 à 118 000 tonnes en 2009 et à 107 000 tonnes en 2017, tandis que les pertes de phosphore étaient respectivement de 11 600 tonnes, de 8 700 tonnes et de 6 800 tonnes aux mêmes dates. Pour la dernière décennie, plus de 75 % de la réduction de pertes de sédiments et 50 % de la réduction de pertes de phosphore étaient attribuables aux pratiques agricoles améliorées mises en place par les producteurs. Les surfaces d'herbiers aquatiques dans la baie ont augmenté de 42 000 ha (une surface supérieure aux objectifs de restauration). Malgré tout, 42 % des cours d'eau du bassin versant de la baie de Chesapeake se trouvaient dans un état écologique jugé mauvais en 2010, tandis que l'objectif de restaurer 1 400 km de bandes riveraines forestières par année (jusqu'à ce qu'au moins 70 % des zones riveraines du bassin versant de la baie de Chesapeake aient une végétation arborescente) n'a pas été atteint. Diverses actions de restauration restent encore à être déployées pour restaurer directement l'habitat des populations d'huîtres. Bien que la période de présence de la zone morte dans la baie de Chesapeake ait été réduite de quatre mois entre 1985 et 2010, son volume était encore de $7,50 \times 10^9$ m³ en 2017 (contre un volume annuel moyen de 7×10^9 m³ depuis 1985). Les efforts de restauration de la baie de Chesapeake semblent donc devoir être poursuivis.

Pour aller plus loin, on consulte le www.chesapeakebay.net, le www.chesapeakeprogress.com ou le www.nrcs.usda.gov.

■ PROGRAMME DU BASSIN DU LAC CHAMPLAIN (ÉTATS-UNIS – CANADA)

Le lac Champlain se situe entre les États du Vermont (55 % du bassin versant), de New York (37 %) et la province de Québec (7 %), où ses eaux rejoignent le fleuve Saint-Laurent à Sorel via la rivière Richelieu. Ce lac d'eau douce mesure 196 km de long pour 19 km de large (pour 1 127 km²) et draine un bassin versant de 121 500 ha.

Afin de prévenir et de contrôler la pollution du lac Champlain, un premier plan de restauration a été adopté en 1996 par l'EPA, l'État du Vermont et l'État de New York, ensuite rejoints en 2003 par la province de Québec. Le Programme du bassin du lac Champlain est la structure mandatée pour mettre en œuvre un plan de restauration dont l'objectif prioritaire est de réduire les pertes de phosphore, responsables de blooms algaux, vers le lac. À cet objectif s'ajoutent ceux de réduire les contaminants toxiques, de minimiser, pour les populations humaines, les risques sanitaires liés à la dégradation de la qualité de l'eau et de contrôler l'introduction, la dissémination et l'impact des espèces exotiques indésirables afin de préserver l'intégrité écologique du lac Champlain dans son ensemble. Sur son bassin versant, en 2001, les ruissellements issus des zones développées et urbaines contribuaient pour 46 % des pertes de phosphore vers le lac, tandis que les ruissellements issus des zones agricoles y contribuaient pour 38 % (70 % pour le bassin versant de la rivière Missisquoi). En 2002, les gouvernements du Vermont et du Québec se sont engagés à réduire de 60 % et de 40 % respectivement les pertes de phosphore par la mise en place de mesures de conservation visant le secteur agricole, l'établissement de stratégies de gestion des eaux pluviales ou l'interdiction des détergents à base de phosphore (une mesure adoptée en 2007 au Vermont).

Le document intitulé *Lake Champlain Opportunities for Actions Management Plan* définit officiellement la stratégie de restauration du lac Champlain. Différentes versions successives de ce document ont été adoptées par les autorités fédérales et provinciales en 1996, 2003, 2010 et 2017. Dans sa dernière version (2017-2022), ce plan de restauration combine quatre objectifs généraux (nous traduisons) :

- Une eau de qualité : L'eau du bassin du lac Champlain, incluant les lacs, étangs, rivières et ruisseaux, permettra le maintien d'écosystèmes diversifiés, de communautés dynamiques et de paysages fonctionnels. Elle offrira des possibilités de loisirs sécuritaires.
- Des écosystèmes sains : Les écosystèmes fourniront une eau de qualité pour la consommation et les activités récréatives et offriront des habitats intacts, résilients aux événements extrêmes et exempts d'espèces aquatiques envahissantes, dans lesquels la faune sauvage prospérera.
- Des communautés prospères : Les communautés humaines apprécient les ressources naturelles et culturelles. Elles ont la capacité de mettre en œuvre des actions qui aboutiront à une gestion saine de ces ressources tout en maintenant une économie locale dynamique.
- Une population informée et engagée : Les résidents du bassin versant et les visiteurs comprendront et apprécieront les ressources du bassin du lac Champlain. Ils auront un sens des responsabilités qui se traduira par des changements de comportement et des actions visant à réduire la pollution.

Ces objectifs généraux se déclinent selon des tâches spécifiques pour atteindre chaque objectif. Ces tâches visent entre autres : la mise en place de programmes de suivi et de recherche; l'établissement de mesures de conservation ciblant les zones agricoles, forestières ou développées; la protection et la restauration des habitats riverains ou humides, clefs et de la diversité en espèces indigènes (et du contrôle des espèces envahissantes); l'éducation et l'engagement citoyens; ainsi que le soutien au développement d'activités économiques durables. Concernant les pratiques de conservation pour le secteur agricole, huit actions principales sont définies, telles que la mise en place de bonnes pratiques agricoles, la stabilisation des berges des cours d'eau et la restauration des habitats riverains, la réduction des doses de fertilisants, la conversion de 30 % des cultures annuelles en cultures pérennes dans les zones inondables, la création d'équipements de rétention du phosphore le long des drains et fossés agricoles ou l'assistance technique aux producteurs (tableau 9).

Tableau 9 : Exemples d'actions de restauration visant la réduction des pertes en nutriments dans les zones agricoles, prévues par le Plan de gestion du lac Champlain 2017 (d'après www.lcbp.org)

Objectif 1.C.			
Réduction des charges de nutriments			
<i>Réduire les charges de nutriments pour toutes les catégories d'occupation des sols, incluant les zones agricoles, urbaines, forestières et les berges de rivières.</i>			
Stratégie	Action	Impact anticipé	Cible
Stratégie 1.C.1 : Financer la recherche et les interventions sur le bassin versant visant à réduire les apports de nutriments aux berges de rivières.	1.C.1.a : Financer les projets favorisant la stabilité des berges dans les zones vulnérables du bassin versant. Améliorer la compréhension vis-à-vis de la vulnérabilité des berges et de la qualité des corridors riverains. Connecter les rivières à leur plaine inondable dans les sous-bassins versants vulnérables.	Identifier les berges de rivières de mauvaise qualité dans les sous-bassins versants vulnérables, prioriser leur restauration et mettre en place de bonnes pratiques de gestion dans cinq secteurs critiques.	Prioriser une liste de berges de rivières pour cibler les ressources d'intervention.
	1.C.1.b : Financer les projets visant à protéger ou à améliorer la contribution des corridors de rivières par rapport à la réduction des nutriments et à la résilience aux inondations. Encourager les programmes visant à améliorer la qualité des corridors riverains et à les connecter à leurs plaines inondables dans les bassins	Gérer 40 ha supplémentaires pour la qualité des habitats riverains; restorer 915 mètres de corridor riverain; effectuer des opérations de sensibilisation pour la conservation des habitats riverains auprès d'au moins 100 propriétaires.	Augmenter la surface des zones de conservation des milieux riverains vulnérables.

	versants vulnérables, en prenant en compte la réglementation sur la qualité de l'eau et les effets anticipés des changements climatiques sur la période, la fréquence et l'intensité des précipitations.		
Stratégie 1.C.2 : Financer les programmes visant à réduire les charges de nutriments liées aux activités agricoles. Préciser les mécanismes permettant de réduire les charges de contaminants agricoles.	1.C.2.a : Fournir une assistance technique pour les plans de gestion ou d'aménagement des terres (Land Treatment Plans, LTPs) et pour les plans de gestion des nutriments (Nutrient Management Plans, NMPs). Fournir une aide aux producteurs pour développer ou pour maintenir des LTPs et des NMPs qui rencontrent les conditions appropriées pour obtenir un financement.	Faire que 90 % des fermes intéressées par les programmes du USDA aient complété leurs LTPs et leurs NMPs au moment de postuler.	Augmenter le nombre de fermes participant aux programmes de financement du USDA ou des États.
	1.C.2.b : Développer et promouvoir des programmes pour optimiser l'application de fertilisants et pour réduire les charges de nutriments. Encourager le développement de programmes pour travailler avec les producteurs afin de calibrer l'application de fertilisants.	Faire que 90 % des fermes grandes à moyennes et 25 % des petites fermes situées dans des bassins versants vulnérables aient reçu une formation sur la calibration des fertilisants, de même que 25 % des fermes dans les bassins versants non vulnérables.	Réduire l'application de fertilisants par les grandes et moyennes fermes dans les bassins versants vulnérables grâce à une plus grande précision d'application.
	1.C.2.c : Réduire les superficies cultivées en terres inondables. Travailler avec les agences partenaires et les ONGs pour identifier les parcelles agricoles situées en zones inondables afin d'y arrêter la production agricole ou de les convertir en cultures pérennes, et ce, dans l'objectif d'améliorer la stabilité des sols et la résilience aux changements climatiques.	Réduire de 30 % les surfaces en cultures annuelles dans les zones inondables des bassins versants vulnérables.	Réduire les pertes de sol et de cultures dans les parcelles agricoles du fait des inondations.

	<p>1.C.2.d : Aider les producteurs à rencontrer les objectifs de la réglementation sur la qualité de l'eau, avec de l'aide financière pour les petites fermes.</p> <p>Fournir aux producteurs une aide financière pour mettre en place de bonnes pratiques de gestion dans les bassins versants vulnérables.</p>	<p>Fournir 100 % d'aide financière pour la mise en place de bonnes pratiques de gestion dans les bassins versants prioritaires. Proposer des aides financières dans les autres bassins versants, si possible.</p>	<p>Prolonger la participation aux programmes de bonnes pratiques de gestion.</p>
	<p>1.C.2.e : Développer et promouvoir les pratiques visant la réduction des charges en phosphore dans les drains et fossés agricoles.</p> <p>Travailler avec les partenaires fédéraux, provinciaux et locaux pour financer des programmes de recherche innovants visant à identifier des technologies et des pratiques à même de réduire les contaminations par le phosphore.</p>	<p>Financer un nouveau programme de recherche pour explorer les systèmes d'élimination du phosphore dans les drains et fossés.</p>	<p>Informers les politiques sur les systèmes de drainage afin de réduire leur contribution aux pertes de nutriments vers le lac et ses tributaires.</p>
	<p>1.C.2.f : Développer et promouvoir les pratiques agricoles durables et économiquement viables visant à améliorer la qualité de l'eau.</p> <p>Explorer les pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'eau dans une perspective environnementale et socioéconomique.</p>	<p>Promouvoir un programme de recherche pour explorer les pratiques agricoles qui répondent aux enjeux de qualité de l'eau et qui améliorent la viabilité économique de fermes.</p>	<p>Exemplifier les bonnes pratiques en matière de réduction des nutriments apportant des bénéfices économiques aux producteurs.</p>

Pour l'axe Écosystèmes sains, les principales actions de restauration comprennent l'identification de zones prioritaires pour la restauration, la conservation des habitats vulnérables comme les corridors riverains, la protection des espèces indigènes menacées ou vulnérables, la gestion des espèces envahissantes, ainsi que la mise en place de programmes de suivi et de recherche.

Le Programme du bassin du lac Champlain est principalement financé par l'EPA, la Commission des pêcheries des Grands Lacs et le Service des parcs nationaux des États-Unis. Ils soutiennent la gouvernance

et la mise en œuvre des actions de restauration locales, tandis que les secteurs économiques spécifiques comme celui de l'agriculture sont soutenus par les programmes fédéraux ou nationaux réguliers (comme le Programme de conservation de réserve – le Conservation Reserve Program géré par le USDA). Les financements directs octroyés par le Programme du bassin du lac Champlain financent notamment les programmes de suivi et de recherche et offrent des subventions aux organisations régionales pour des projets visant à améliorer la qualité de l'eau. Entre 2011 et 2015, le Programme du bassin du lac Champlain a ainsi décerné 13 millions \$ US de subventions (500 000 \$ US pour les projets de sensibilisation et d'information et 12,5 millions \$ US pour les projets techniques), la plupart de ces fonds étant complétés par des programmes fédéraux ou nationaux. Plus de 75 projets (soit 2 millions \$ US) étaient subventionnés en particulier pour limiter et pour contrôler les espèces envahissantes. Environ 50 projets (pour 1 million \$ US) visaient l'amélioration de la qualité des habitats aquatiques et riverains avec, notamment, la plantation de 58 000 arbres, la restauration de 7 km de bandes riveraines et la conservation de 360 hectares de zones prioritaires. Les programmes de suivi et de recherche ont quant à eux bénéficié de près de 5 millions \$ US. Plus de 4 millions \$ US ont permis l'adoption de bonnes pratiques visant à réduire la pollution par les nutriments, par les sédiments et par les autres contaminants issus des zones agricoles, forestières ou urbaines. Pour le secteur agricole, cela représentait la mise en place de 500 actions de conservation pour le contrôle des pertes de phosphore dans 300 fermes (soit sur 25 000 ha), pour un total de 2,7 millions \$ US entre 2011 et 2015.

Le rapport d'avancement intitulé *2018 State of the Lake and Ecosystem Indicators Report* fournit une évaluation du succès du Programme de restauration du lac Champlain. En matière de qualité de l'eau, les pertes de contaminants industriels toxiques ont été réduites, notamment les concentrations en mercure. Les autres substances toxiques telles que les microplastiques, les produits pharmaceutiques, les sels de route, les pesticides, les chlorures ou les polychlorobiphényles persistent dans les eaux du lac. Les pathogènes continuent également à détériorer la qualité de l'eau, mais restent difficiles et coûteux à éliminer. Les blooms algaux sont encore présents, notamment en période chaude, même si leur étendue et leur durée ont diminué. À long terme, les charges en phosphore n'ont pas réellement été réduites dans les tributaires du lac et les rivières du bassin du lac Champlain continuent de déverser chaque année 921 tonnes métriques de phosphore dans ses eaux. Les concentrations en phosphore sont ainsi supérieures aux objectifs fixés dans la plupart des zones du lac (notamment dans les baies peu profondes) et aucune tendance à la baisse n'a été détectée lors des dernières décennies.

Ces constats démontrent que le lac Champlain subit encore de fortes pressions anthropiques induites notamment par la perte d'habitats naturels et par les espèces envahissantes. À cela s'ajoute l'influence grandissante des changements climatiques, qui menacent l'intégrité du lac : les températures moyennes des eaux de surface du lac ont en effet augmenté durant les dernières décennies, si bien que le lac a gelé beaucoup moins fréquemment lors des cinquante dernières années que durant le demi-siècle précédent. Certains habitats prioritaires ont toutefois largement bénéficié d'actions de conservation, comme par exemple l'extension du périmètre de protection du Otter Creek Swamp (considéré comme le plus vaste complexe de marécages de Nouvelle-Angleterre, avec 896 ha), la reclassification en catégorie 1 (le niveau de protection le plus élevé) des zones humides du Sandbar (système deltaïque de 550 ha situé entre la rivière Lamoille et le lac Champlain) et l'intégration des Boreas Ponds Tracts (8 300 ha) à la réserve forestière intégrale du parc des Adirondaks (Adirondack Park's High Peaks Wilderness Area). Les populations de truites du lac Champlain, qui bénéficient d'un programme de restauration depuis 40 ans,

ont récemment montré des signes encourageants : l'abondance des individus juvéniles est passée de 24 % de l'ensemble des individus capturés en 2015 à 50 % en 2017. Les poissons exotiques et envahissants restent néanmoins un enjeu important au lac Champlain, ces espèces ayant induit des modifications profondes et à long terme des communautés planctoniques à la base des réseaux trophiques. Certaines zones du lac, comme la baie Missisquoi, continuent d'être fortement affectées par les activités humaines. Ces améliorations relativement modérées des indicateurs de l'intégrité écologique du lac Champlain ont probablement incité la reconduction du programme de restauration jusqu'en 2022.

Pour aller plus loin, on consulte le www.lcbp.org.

■ PROGRAMME DE RESTAURATION DU SAUMON ATLANTIQUE DU LAC ONTARIO (CANADA)

La population de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) du lac Ontario était l'une des plus importantes au monde, et ce, jusqu'à ce que cette espèce disparaisse du lac à la fin des années 1880 en raison de la surpêche et des pertes d'habitats dans les cours d'eau affluents. Après de nombreuses tentatives infructueuses de repeuplement par lâchers d'individus provenant du Nouveau-Brunswick dans les années 1940 et 1960, le ministère des Richesses Naturelles et des Forêts d'Ontario, en collaboration avec plus de 30 partenaires, a lancé en 2006 un programme de restauration de 20 ans visant à rétablir les populations de saumon de l'Atlantique du lac Ontario. Ce programme se structure en quatre phases de cinq ans, les progrès effectués étant évalués au terme de chaque phase afin de développer une stratégie de conservation adaptative par apprentissage itératif.

Le Programme de restauration du saumon de l'Atlantique du lac Ontario, ou *Bring Back the Salmon*, combine quatre axes principaux : la production et le lâcher de saumons, l'amélioration de la qualité de l'eau et des habitats, l'information et la sensibilisation du public, ainsi que la recherche scientifique et le suivi.

L'amélioration de la qualité de l'eau et des habitats se base notamment sur six mesures de conservation :

- La protection des zones humides afin de promouvoir la qualité de l'eau;
- La mise en œuvre de projets de stabilisation des berges afin de minimiser l'érosion et le colmatage des zones de fraie et de croissance des alevins;
- La plantation d'arbres en milieux riverains afin de stabiliser les berges et de réduire la sédimentation et la température des eaux de surface;
- L'installation de clôtures et de systèmes d'abreuvoirs pour éviter le pâturage et l'érosion des milieux riverains, ainsi que la destruction des habitats aquatiques;
- La gestion des embâcles, afin de favoriser ou de restaurer l'écoulement naturel des eaux, d'éviter le colmatage du substrat et d'améliorer la qualité de l'habitat pour les poissons juvéniles et adultes;
- La destruction ou la modification des barrages et l'installation de passes à poissons afin de rétablir des faciès naturels d'écoulement de l'eau, de diminuer la température de l'eau et de permettre le mouvement des poissons.

Ces actions de restauration se sont traduites en de multiples collaborations entre les propriétaires, les autorités locales et les associations. Elles se sont principalement concentrées sur les habitats critiques de chacun des cinq cours d'eau ciblés par le programme de restauration pour leurs potentialités fauniques.

Les actions emblématiques de l'axe d'information et de sensibilisation du public comprennent notamment des possibilités de volontariat pour participer aux actions de conservation ou aux lâchers de saumons, le programme scolaire d'accueil d'écloserie (combinant des cours pratiques sur le saumon de l'Atlantique et

la biodiversité du lac Ontario répartis sur cinq mois, ainsi que l'accueil, par les écoles, de petites écloséries à saumons) ou la possibilité d'adopter un saumon pour la somme de 10 \$ CAD.

Les programmes de suivis et de recherche visent à évaluer la survie, le succès reproductif et la distribution spatiale du saumon de l'Atlantique à différentes étapes du cycle de vie afin de déterminer les stratégies optimales pour optimiser le rétablissement des populations. Les passes à poissons et les déversoirs sont également suivis pour évaluer le retour des individus adultes. Les lignées génétiques des saumons, tout comme leurs sources de proies, sont aussi évaluées, de manière à identifier les stress majeurs pour la survie, la croissance et la reproduction. Des données relatives aux communautés de poissons et à l'environnement biophysique des cours d'eau sont quant à elles utilisées pour identifier les zones prioritaires à restaurer et pour fournir une base de référence permettant de mesurer le succès des stratégies de restauration.

Le rapport d'avancement du programme de restauration publié en 2014 a notamment démontré que :

- Le nombre de frayères à saumons et de juvéniles sauvages (issus de la reproduction naturelle des jeunes individus relâchés) était supérieur à celui attendu, démontrant la capacité de l'espèce à compléter son cycle de vie;
- La santé des saumons Atlantique était suffisante pour soutenir une reproduction naturelle;
- La plupart des adultes provenaient des lâchers;
- La survie et la croissance des jeunes saumons en fin de premier été dépassaient les seuils de référence;
- La survie des individus émigrant des cours d'eau était faible et nécessitait une amélioration;
- Le suivi des adultes regagnant le lac était complexe en raison de facteurs confondants;
- La compétition entre le saumon de l'Atlantique et d'autres espèces de salmonidés devait être surveillée, mais ne constituait pas pour le moment un facteur limitant.

Les résultats du programme de restauration du saumon de l'Atlantique sont globalement positifs. Durant les cinq premières années de ce programme (financé à hauteur de 5 millions \$ CAD), plus de 2,5 millions de poissons ont été relâchés dans les trois tributaires ciblés (Credit River, Duffins Creek, Cobourg Brook), environ 100 projets de restauration d'habitats ont été complétés et plusieurs milliers d'étudiants et de volontaires se sont investis dans ces actions. Au cours des quatre premières années du programme, le premier saumon de l'Atlantique né en milieu naturel a été observé pour la première fois depuis 100 ans. Durant la seconde phase du projet (2011-2016), 3,4 millions d'individus supplémentaires ont été relâchés; 198 projets de restauration des habitats (comprenant la plantation de 85 000 arbres et arbustes et la mise en place de techniques de stabilisation des berges) ont été complétés dans cinq bassins versants au total; une nouvelle pêche récréative (avec lâcher des captures) a été mise en place; un examen approfondi des résultats des dix premières années du programme a été entrepris afin d'optimiser les stratégies de restauration; un nouveau tributaire a été ciblé pour les lâchers de saumons (Ganaraska River) et un nouvel axe de conservation visant à suivre l'abondance et les mouvements des saumons adultes a été établi. Bien que ces résultats démontrent que le repeuplement actif des populations de saumon constitue une stratégie efficace pour restaurer les populations du lac Ontario, leur capacité naturelle de renouvellement et de maintien ne devrait être atteinte qu'avec 10 à 15 ans d'efforts supplémentaires. De plus, selon Glass (2010), la réintroduction en milieu naturel d'une espèce qui s'est naturellement éteinte en se concentrant simplement sur sa survie

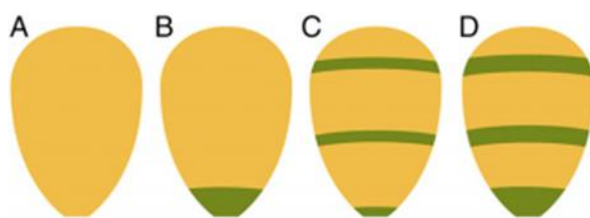
et ses habitats ne permet pas de résoudre de façon intégrative l'ensemble des problématiques environnementales rencontrées sur le bassin versant du lac Ontario.

Pour aller plus loin, on consulte le www.bringbackthesalmon.ca, le <https://news.ontario.ca> ou Glass C. (2010). An Evaluation of the Reintroduction of Atlantic Salmon to Lake Ontario and its Tributaries, M.Sc. thesis in Environmental Studies, University of Waterloo, Ontario, Canada.

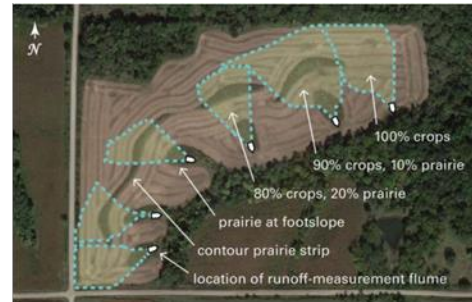
■ EXPÉRIENCE DE RECHERCHE STRIPS (ÉTATS-UNIS)

L'expérience STRIPS (sigle utilisé pour « Science-based Trials for Rowcrops Integrated with Prairie Strips » ou, littéralement, « essai d'intégration de bandes prairiales en cultures annuelles ») a été instaurée en 2007 sur le bassin versant de la Walnut Creek (comté de Jasper, en Iowa) par une équipe interdisciplinaire rassemblant des chercheurs et des praticiens de l'Université de l'Iowa, de l'Université du New Hampshire, du Laboratoire national pour l'agriculture et l'environnement du USDA-ARS (Agricultural Research Service), du Service des forêts des États-Unis (USDA Forest Service), du Centre Leopold pour l'agriculture durable (Leopold Center for Sustainable Agriculture), et de la réserve faunique Neal Smith.

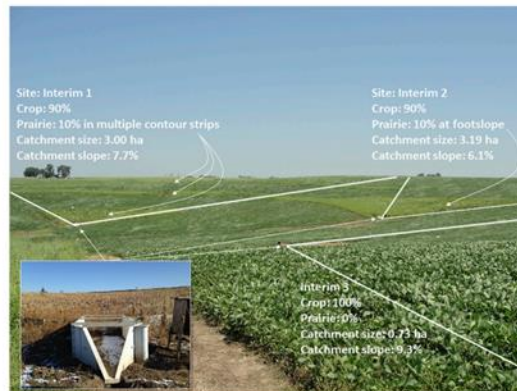
Cette expérience visait à identifier les bénéfices pour la qualité de l'eau et la biodiversité d'intégrer des bandes de végétation pérenne dans des bassins versants cultivés en maïs – soya.



Représentation schématique de l'expérience STRIPS. Les traitements correspondent à : 100% de cultures annuelles (A, témoin), 90% de cultures annuelles et 10% de bandes prairiales en bas de pente (B), 90% de cultures annuelles et 10% de bandes prairiales réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau (C), et 80% de cultures annuelles et 20% de bandes prairiales réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau (D).



Parcelle expérimentale avec différentes combinaisons de cultures annuelles et de bandes prairiales.



Trois des 12 bassins versants expérimentaux montrant trois des quatre traitements: 100% de cultures annuelles (Interim 3), 90% de cultures annuelles et 10% de bandes prairiales en bas de pente (Interim 2), et 90% de cultures annuelles et 10% de bandes prairiales réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau (Interim 1). Tous les ruissellements d'un bassin versant s'écoulent vers une station d'échantillonnage automatisée afin de collecter les eaux de surface.

Figure 21 : Représentation schématique de l'expérience STRIPS (d'après www.nrem.iastate.edu et Schulte et al., 2017).

Dans cet objectif, 12 bassins versants (0,4-6,2 ha; 6-10 % de pente) cultivés en maïs – soya ont été étudiés. Les traitements expérimentaux, organisés selon un dispositif aléatoire en blocs incomplets (chaque traitement était répliqué trois fois pour un total de quatre blocs), correspondaient à différents couverts relatifs et positions de bandes prairiales. Plus précisément, ces traitements incluait 1) 100 % de cultures

annuelles (témoin), 2) 90 % de cultures annuelles et 10 % de bandes prairiales en bas de pente, 3) 90 % de cultures annuelles et 10 % de bandes prairiales réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau et 4) 80 % de cultures annuelles et 20 % de bandes prairiales réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau (figure 21). Ces traitements ont été sélectionnés sur la base de précédentes recherches et de travaux de modélisation.

Les cultures annuelles correspondaient dans cette expérience à une rotation de maïs – soya cultivée en semis direct à l'aide des techniques classiques de désherbage. Les graines étaient aussi traitées aux néonicotinoïdes jusqu'à leur interdiction en 2013, tandis que les variétés cultivées étaient résistantes au glyphosate. Le glyphosate était appliqué chaque année au moment du semis et à la mi-juin. Les doses de fertilisants appliquées étaient choisies en fonction du résultat des analyses de sols. L'azote était appliqué au printemps avant le semis du maïs. Les bandes prairiales ont été semées en juillet 2007 avec un mélange de 25 espèces herbacées indigènes¹ (une espèce supplémentaire ayant aussi été semée au printemps 2008). Le brome inerme a néanmoins rapidement dominé ces communautés dans l'ensemble des quatre blocs expérimentaux. Ces bandes prairiales avaient une largeur minimale de 4 m, mais étaient plus larges au niveau des écoulements préférentiels de l'eau; la distance minimale entre deux bandes était de 36 m afin d'accommoder les travaux au champ avec des équipements standards.

Les bassins versants étudiés ont été instrumentalisés et régulièrement suivis pour collecter des données agronomiques, biologiques, hydrologiques et économiques. Les rendements de maïs et soya ont été respectivement mesurés tous les 2,2 m à l'aide de capteurs lors des récoltes de 2008, 2010, 2012, 2014 et 2009, 2011, 2013 et 2015 (pour un total de huit années de suivi). Les couverts d'adventices ont quant à eux été évalués annuellement entre 2009 et 2011. Dans les bandes prairiales, le recouvrement de chaque espèce a été noté entre 2008 et 2011 dans chacun des neuf bassins versants comprenant des bandes prairiales lors de la pointe de floraison (juillet-août). Les insectes étaient collectés mensuellement par échantillonnage, au filet, de mai à septembre 2010 dans les bandes prairiales, puis entre juin et septembre 2011 dans les bandes prairiales et les cultures annuelles. En 2010, les insectes présents sur les feuilles de maïs ont de plus été collectés mensuellement par succion (à l'aide d'une souffleuse à feuilles modifiée) entre juin et août. Les individus capturés étaient ensuite stockés à -20°C jusqu'à identification à l'espèce ou à la famille. Un inventaire des communautés d'oiseaux indigènes a été effectué annuellement entre 2008 et 2012. Ils ont été classifiés en deux catégories : espèces champêtres et espèces à fort intérêt de conservation. Chaque bassin versant expérimental était équipé d'une station de mesures automatisées permettant de suivre les volumes de ruissellements d'eau et leurs paramètres physico-chimiques durant la saison de culture (tels que la concentration en nitrates, en azote total ou en phosphore total). Les échantillons d'eau souterraine étaient quant à eux collectés mensuellement durant la saison de croissance à l'aide de piézomètres installés en haut et en bas de pente. Ces échantillons ont été analysés pour mesurer leurs concentrations en nitrates et en orthophosphates jusqu'en 2014. Des modèles économiques à l'échelle de la ferme ont par ailleurs été développés pour évaluer les coûts annuels d'établissement et de régie des cultures annuelles et des bandes prairiales pour la période 2008-2015, ainsi que les paiements

¹ *Ambrosia artemisiifolia*, *Ambrosia trifida*, *Amorpha* spp., *Andropogon gerardii*, *Asclepias* spp., *Aster* spp., *Bidens polylepis*, *Bouteloua curtipendula*, *Brickellia eupatorioides*, *Chamaecrista fasciculata*, *Chenopodium album*, *Coreopsis* spp., *Daucus carota*, *Elymus canadensis*, *Elymus virginicus*, *Heliopsis helianthoides*, *Lactuca serriola*, *Lespedeza capitata*, *Liatris* spp., *Monarda fistulosa*, *Muhlenbergia* spp., *Polygonum convolvulus*, *Polygonum pennsylvanicum*, *Ratibida* spp., *Rumex crispus*, *Schizacium scoparium*, *Setaria faberi*, *Solidago rigida*, *Sorghastrum nutans*, *Sporobolus* spp. et *Trifolium repens* en 2007, *Anemone canadensis* en 2008 (se référer à Hirsch et al., 2014, pour plus de détails).

agroenvironnementaux disponibles. Les données utilisées pour calculer les revenus agricoles à l'échelle des bassins versants incluaient notamment les rendements des cultures annuelles, les coûts associés à la régie des cultures, les coûts des semis et de régie des bandes prairiales, ainsi que les taxes foncières. Ces coûts et revenus étaient évalués sur un horizon de 15 ans, période correspondant à la durée maximale des contrats du Programme de réserves de conservation (CRP) du USDA. Une enquête a également été réalisée de 2011-2012 auprès de 2 400 résidents de l'Iowa, choisis aléatoirement, pour évaluer les préoccupations et attentes des citoyens vis-à-vis des enjeux environnementaux concernant le secteur agricole. Ce sondage (47 % de taux de réponse) a notamment permis de comparer les priorités relatives aux programmes et politiques agricoles des habitants de l'Iowa ne vivant pas sur une ferme à celles de personnes vivant sur une ferme à l'époque du sondage (13 % des personnes interrogées).

Les résultats de l'expérience STRIPS ont été publiés dans différentes revues scientifiques et synthétisés par Schulte et al. (2017) pour l'ensemble de la durée de l'expérience (2008-2015). Cet article révèle qu'intégrer une faible surface de bandes prairiales en cultures de maïs – soya peut amener des bénéfices très élevés (relativement à la surface de ces bandes) pour plusieurs services écosystémiques. En particulier, l'établissement de bandes prairiales (par rapport à leur absence) induit une augmentation de 2,6 fois la richesse en insectes à l'échelle du bassin versant, de 3,5 fois l'abondance de pollinisateurs, de 2,1 fois l'abondance d'oiseaux à fort intérêt de conservation. Par ailleurs, l'établissement de bandes prairiales (par rapport à leur absence) réduit les ruissellements d'eau de 37 %, ce qui se traduit par une diminution par 20 fois des pertes en sédiments, par 4,3 fois des pertes en phosphore total et par 3,3 fois des concentrations en azote total dans les ruissellements de surface (3,6 fois dans les eaux souterraines). Les rendements des cultures et des couverts d'adventices étaient également stables entre les bassins versants cultivés avec ou sans bandes prairiales pour les zones en cultures annuelles. À l'échelle du bassin versant, les rendements étaient néanmoins inférieurs en présence de bandes prairiales, du fait de la moindre surface de cultures annuelles, ce qui se traduisait par une tendance à de plus faibles revenus nets pour ces bassins. Bien que ces pertes de revenus nets (calculs incluant les taxes foncières, les coûts de production des cultures annuelles et leurs bénéfices, de même que les coûts d'établissement et de maintien des bandes prairiales) ne soient pas significativement différentes entre les traitements, le revenu net moyen était inférieur de 124 \$ US ha⁻¹ pour les années en maïs et de 88 \$ US ha⁻¹ pour les années en soya pour les bassins versants incluant des bandes prairiales. Les deux groupes d'habitants de l'Iowa sondés (qu'ils occupent ou non une ferme) classaient par ailleurs tout deux la protection de la qualité de l'eau potable comme première priorité, ce qui démontre une forte demande sociale pour la mise en place de pratiques agricoles durables. Ces deux groupes classaient également tout deux la protection de la qualité de l'eau à des fins récréatives ou fauniques, la réduction des gaz à effet de serre et le développement touristique comme objectifs prioritaires.

Peu de différences ont par ailleurs été détectées entre les trois traitements de bandes prairiales étudiés. Parmi ces différences, le traitement à 20 % de bandes prairiales abritait une plus grande richesse, abondance et diversité d'oiseaux, ainsi que de plus faibles concentrations en carbone organique dissous dans les eaux de surface, comparé aux traitements à 10 % de bandes prairiales. Les concentrations en phosphore dissous dans les eaux souterraines étaient aussi quatre fois plus élevées pour le traitement incluant 10 % de bandes prairiales en bas de pente par rapport aux deux autres traitements (10 ou 20 % de bandes réparties en bas de pente et le long des courbes de niveau). Le couvert et la richesse en espèces indigènes augmentait avec la surface de bandes prairiales, du fait notamment de l'introduction d'espèces

lors du semis de ces bandes. L'abondance de pollinisateurs tendait à être plus élevée lorsque les bandes prairiales étaient réparties le long des courbes de niveau. Le traitement comprenant 20 % de bandes prairiales avait des rendements de maïs légèrement mais significativement plus élevés dans les portions en cultures annuelles, mais cette différence n'apparaissait pas à l'échelle du bassin versant (c'est-à-dire en incluant les portions de bandes prairiales). Ces rendements plus élevés n'induisaient également pas de plus hauts revenus nets, ceux-ci ne différant pas entre les trois traitements incluant des bandes prairiales.

En résumé, les auteurs concluent de cette expérience que l'intégration de 10 % de bandes prairiales en bas de pente dans les zones de cultures annuelles permettrait d'optimiser de nombreux services écologiques tout en permettant le maintien de la production agricole. Selon leurs estimations, 3,9 millions d'hectares de cultures annuelles en Iowa (soit 40 % des surfaces en cultures annuelles de cet État) possèdent des pentes similaires à celles des bassins versants expérimentaux de l'expérience STRIPS (à savoir 4-10 %) et pourraient être aménagés avec cette pratique, tout comme une grande proportion des 69 millions d'hectares de maïs et soya cultivés aux États-Unis. L'expérience STRIPS propose, de plus, une approche expérimentale intéressante pouvant servir de base pour restaurer la zone littorale du lac Saint-Pierre.

Pour aller plus loin, on consulte le www.nrem.iastate.edu/research/STRIPS; Helmers, A. (2014). "STRIPS: Science-based Trials for Rowcrops Integrated with Prairie Strips", *Resource Magazine* 21: 12-13; Hirsch et al. (2013). "Diversifying Agricultural Catchments by Incorporating Tallgrass Prairie Buffer Strips", *Ecological Restoration*, 31: 201-211; Schulte et al. (2017). "Prairie Strips Improve Biodiversity and the Delivery of Multiple Ecosystem Services from Corn-Soybean Croplands", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 114: 11247-11252.

QUESTIONS CLEFS POUR LA RECHERCHE

Les plaines alluviales constituent depuis toujours des territoires privilégiés pour le développement humain et l'agriculture, mais elles ont été fortement dégradées dans l'intensification agricole des dernières décennies. L'adaptation limitée des pratiques agricoles aux inondations régulières et, dans certains cas, la régulation des régimes hydrologiques afin de prévenir les risques de crues et les pertes de rendements, se sont traduites par une fragmentation des plaines alluviales, une perte de connectivité écologique, une dégradation de la qualité de l'eau et un appauvrissement de la biodiversité. Le lac Saint-Pierre, la plus vaste plaine alluviale d'eau douce du Québec, bien que reconnu comme un point chaud de biodiversité et désigné zone humide d'importance internationale depuis 1998, ne fait pas exception à cette tendance. Le déclin abrupt de ses populations de perchaude depuis les années 1980 l'a mis en lumière. La principale cause de ce déclin sont les changements d'utilisation des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre, en particulier la conversion massive de prairies en cultures annuelles. Ces changements ont en effet conduit à la perte de sites de reproduction pour la perchaude (à savoir la perte de zones de 30 à 100 cm de profondeur d'eau caractérisées par des substrats végétaux auxquels la perchaude attache ses œufs), à une connectivité réduite entre le lac et sa zone littorale et à une qualité de l'eau moins favorable. Des stratégies de restauration active ciblant les secteurs agricoles de la zone littorale doivent donc être identifiées et mises en place considérant que l'interdiction de la pêche n'a pas été une mesure suffisante pour rétablir des populations viables de perchaude.

À l'échelle mondiale, le rétablissement des régimes hydrologiques naturels par démantèlement des barrages, l'exclusion des cultures annuelles et la conversion des zones agricoles en prairies ou en zones humides constituent clairement les stratégies principales de restauration des plaines alluviales, comme l'illustrent les programmes de restauration des plaines alluviales du Rhin ou du Danube ou ceux de zones inondables ciblées par des plans de gestion de bassins versants (comme le lac Champlain). Étant donné le rôle clef des régimes de crues pour l'intégrité écologique des plaines alluviales et les plus grands bénéfices environnementaux fournis par la culture de prairies, par rapport aux cultures annuelles, ces stratégies sont généralement fructueuses. Toutefois, la façon dont la régie des cultures annuelles pourrait être adaptée aux conditions d'inondation pour prévenir leurs impacts négatifs sur les systèmes aquatiques reste encore peu étudiée, tout comme la proportion de territoires pouvant soutenir durablement ce type de cultures. Dans cette revue de littérature, trois pratiques agroécologiques apportant des bénéfices en matière de qualité de l'eau et de biodiversité aquatique sont décryptées et de possibles adaptations aux conditions environnementales de la zone littorale du lac Saint-Pierre sont proposées.

Ces trois pratiques (cultures de couverture, cultures pérennes, bandes riveraines), bien que définies à différentes échelles spatiotemporelles (de la parcelle agricole au paysage et de la saison de culture à plusieurs années), permettent toutes la diversification des systèmes agricoles et la réduction des pollutions diffuses par la mise en place d'une végétation couvrant le sol et agissant comme filtre naturel. L'interception des ruissellements d'eau et leur infiltration, la rétention des sédiments et des nutriments, l'amélioration de

la qualité et de la stabilité des sols ou le contrôle des adventices figurent parmi les principaux bénéfices de ces pratiques agroenvironnementales, qui peuvent aussi, dans une certaine mesure, fournir des habitats fauniques. Les bénéfices de ces pratiques dépendent toutefois du type de plantes établies. Les légumineuses utilisées comme cultures de couverture favorisent les rendements des cultures, tandis que les graminées et les brassicacées favorisent la réduction des pertes de nutriments. Par ailleurs, les bandes riveraines arborées retiennent mieux les sédiments que les bandes herbacées. Les bénéfices de ces pratiques dépendent aussi de leur largeur, de leur proportion et de leur localisation dans le bassin versant. Par exemple, des bandes herbacées de 10 m de large sont optimales pour la rétention des sédiments, tandis qu'une localisation en bas de pente peut être plus favorable que le long des courbes de niveau. La régie agricole influence aussi les bénéfices fournis par ces pratiques (le type de cultures, le travail du sol, la fertilisation et la méthode de destruction), tout comme des facteurs naturels (pente, précipitations, type de sol). Ces pratiques peuvent aussi, dans certains cas, avoir quelques inconvénients, comme la réduction des rendements ou l'émission de gaz à effet de serre. Plus important encore, les bénéfices environnementaux de ces pratiques ont généralement été quantifiés dans des zones non régulièrement inondées; il reste donc à définir si les conditions environnementales propres aux zones inondables modifient l'intensité de ces bénéfices. De plus, les coûts et bénéfices socioéconomiques de ces pratiques ont pour le moment été peu renseignés. Cette revue de littérature permet finalement de dresser une liste de questions de recherche clefs pour définir des pratiques agricoles durables et adaptées au contexte de la zone littorale du lac Saint-Pierre.

- Relativement à la gestion du paysage :
 - Quels secteurs du littoral doivent être priorités pour la restauration?
 - Quelles pratiques complémentaires aux cultures pérennes sont durables?
 - Sur quelle proportion du paysage des pratiques agroenvironnementales devraient être établies pour promouvoir la restauration écologique?
 - Quelles caractéristiques du paysage peuvent favoriser ou diminuer le succès de restauration?
 - Comment les pratiques agroécologiques peuvent-elles être conçues afin de fournir de multiples services écosystémiques?
 - Différentes stratégies de restauration doivent-elles être proposées localement pour promouvoir une diversité d'habitats à l'échelle du paysage?

- Relativement à la provision de services écosystémiques :
 - Quels sont les compromis et les synergies entre les services écosystémiques d'intérêt?
 - Quelles stratégies de restauration peuvent être bénéfiques à différents services?
 - Quelles sont les liens entre diversité taxonomique ou fonctionnelle et services écosystémiques?

- Relativement à la gestion des cultures de couverture :
 - Quelles espèces utilisées comme cultures de couverture peuvent survivre et s'établir en conditions d'inondation?
 - Est-ce que l'utilisation de cultures de couverture composées d'un mélange d'espèces aux tolérances environnementales et aux traits différents peut optimiser plusieurs services écosystémiques, et ce, pendant différentes saisons?

- Quelle pratique agricole adaptée (période de semis, dose de fertilisant, choix de culture principale, méthode de destruction) peut permettre l'utilisation de cultures de couverture sans affecter le rendement des cultures?
 - Quelle est l'influence des cultures de couverture sur la qualité de l'eau (en tenant compte à la fois de la rétention de nutriments et de leur relargage potentiel), sur la physicochimie du sol et sur le contrôle des adventices dans un environnement régulièrement inondé?
 - Quels sont les bénéfices des cultures de couverture pour la biodiversité aquatique et, en particulier, pour la fraie de la perchaude ou la productivité du zooplancton?
- Relativement aux cultures pérennes et à la gestion des bandes prairiales :
 - Quelles espèces ou quels mélanges d'espèces peuvent être cultivés en conditions froides et inondées, tout en produisant un fourrage de qualité acceptable?
 - Quelle est la largeur, la localisation ou la proportion du bassin versant requis pour optimiser les bénéfices des bandes prairiales ou des cultures pérennes sur la qualité de l'eau, et ce, selon quelle gestion agricole (récolte de fourrage, pâturage, absence de gestion)?
 - Quels sont les bénéfices directs et indirects des cultures pérennes sur la faune aquatique et/ou terrestre?
- Relativement à la gestion des bandes riveraines :
 - Comment les bénéfices environnementaux précédemment identifiés des bandes riveraines sont-ils modulés par des inondations récurrentes?
 - Quelles espèces et quels modes d'implantation (graines, rhizomes, jeunes plants) facilitent l'établissement d'une végétation riveraine malgré des inondations récurrentes?
 - Quels sont les impacts des bandes riveraines sur la biodiversité, en particulier sur la perchaude?
 - Comment doivent être restaurées les bandes riveraines pour ne pas entraver la connectivité hydrologique et les mouvements du poisson?
- Relativement à la complémentarité des pratiques :
 - Quels sont les compromis et les synergies entre les différentes pratiques agroécologiques?
 - Différentes pratiques agroécologiques peuvent-elles être proposées pour atteindre un but spécifique?
- Relativement à d'autres pratiques bénéfiques potentielles :
 - Des cultures alternatives (comme le sarrasin, le riz sauvage, les plantes médicinales ou petits fruits) plus durables peuvent-elles être cultivées dans la zone littorale?
 - Des actions supplémentaires sont-elles requises dans les zones en amont à la zone littorale et, le cas échéant, lesquelles (bassins de rétention de sédiments, élargissement des lits des rivières, gestion hydrologique)?
- Relativement aux aspects socioéconomiques :
 - Quels sont les coûts et les bénéfices, directs ou indirects, des pratiques agroécologiques?

- Quels paramètres favorisent l'adoption de pratiques agroécologiques par les producteurs?
 - Quels instruments financiers ou réglementaires peuvent être mis en place pour favoriser l'adoption de pratiques agroécologiques?
 - Comment favoriser l'adhésion des citoyens aux projets de restauration et encourager leur engagement?
- Relativement aux défis méthodologiques :
 - Comment évaluer précisément l'effet des pratiques agroécologiques sur la qualité de l'eau durant la crue alors que les masses d'eau se mélangent? Une approche expérimentale par bassin versant peut-elle être appropriée?
 - Comment mesurer et prendre en compte les variations intersaisonniers dans la fourniture de services écosystémiques (comme la rétention par rapport au relargage de nutriments en lien avec le climat) ?
 - La modélisation hydrologique peut-elle permettre de définir la localisation ou la largeur des traitements expérimentaux à tester?
 - Comment transférer les résultats d'expériences locales à l'ensemble de la zone littorale?
 - Relativement à la gestion à long terme :
 - Comment varie la fourniture de services écosystémiques dans le temps et quelles opérations peuvent permettre de les maintenir à long terme?
 - Quelles pratiques agroécologiques peuvent supporter des changements environnementaux à long terme, tels que les changements climatiques, ou résister aux invasions biologiques?

BIBLIOGRAPHIE

- Abu-Zreig, M., R.P. Rudra, M.N. Lalonde, H.R. Whiteley, and N.K. Kaushik (2004). "Experimental Investigation of Runoff Reduction and Sediment Removal by Vegetated Filter Strips", *Hydrol. Processes*, 18: 2029-2037.
- Acuna, J.C.M., and M.B. Villamil (2014). "Short-term Effects of Cover Crops and Compaction on Soil Properties and Soybean Production in Illinois", *Agron. J.*, 106: 860-870. DOI: [10.2134/agronj13.0370](https://doi.org/10.2134/agronj13.0370).
- Albrecht H. (2005). "Development of Arable Weed Seedbanks During the 6 Years After the Change From Conventional to Organic Farming", *Weed Res.*, 45: 339-350.
- Allaire, S.E., C. Sylvain, S.F. Lange, G. Thériault, and P. Lafrance (2015). "Potential Efficiency of Riparian Vegetated Buffer Strips in Intercepting Soluble Compounds in the Presence of Subsurface Preferential Flows", *PLoS ONE*, 10 (7): e0131840. DOI: [10.1371/journal.pone.0131840](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131840).
- Allan, J.D., D.L. Erickson, and J. Fay (1997). "The Influence of Catchment Land Use on Stream Integrity Across Multiple Spatial Scales", *Freshwater Biology*, 37: 149-161.
- Allen V.G., C. Batello, E.J. Berretta, J. Hodgson, M. Kothmann, X. Li, J. Mclvor, J. Milne, C. Morris, A. Peeters, and M. Sanderson (2011). "An International Terminology for Grazing Lands and Grazing Animals". *Grass and Forage Science*, 66: 2-28.
- Al-wadaea, A., C.S. Wortmann, T.G. Franti, C.A. Shapiro, D.E. Eisenhauer (2012). "Effectiveness of Grass Filters in Reducing Phosphorus and Sediment Runoff", *Water Air Pollut*, 223: 5865-5875
- Andersson T.N., and P. Milberg (1996). "Weed Performance in Crop Rotations With and Without Leys and at Different Nitrogen Levels", *Ann. Appl. Biol.*, 128: 505-518.
- Andersson T.N., and P. Milberg (1998). "Weed Flora and the Relative Importance of Site, Crop, Crop rotation, and Nitrogen, *Weed Sci*", 46: 30-38.
- Andraski, T.W., and L.G. Bundy (2005). "Cover Crop Effects on Corn Yield Response to Nitrogen on an Irrigated Sandy Soil", *Agron. J.*, 97: 1239-1244. DOI: [10.2134/agronj2005.0052](https://doi.org/10.2134/agronj2005.0052).
- Angle, J.S., G. Mc Clung, M.S. Mc Intosh, P.M. Thomas, and D.C. Wolf (1984). "Nutrient Losses in Runoff from Conventional and No-Till Corn Watersheds", *J. Environ. Qual.*, 13: 431-435. DOI: [10.2134/jeq1984.00472425001300030021x](https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300030021x).
- Antikainen, M., and M. Griffith (1997). "Antifreeze Protein Accumulation in Freezing-tolerant Cereals", *Physiologia Plantarum*, 99: 423-432. DOI: [10.1111/j.1399-3054.1997.tb00556.x](https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1997.tb00556.x).
- Aronsson, H., E.M. Hansen, I.K. Thomsen, J. Liu, A.F. Øgaard, H. Känkänen, B. Ulén (2016). "The Ability of Cover Crops to Reduce Nitrogen and Phosphorus Losses from Arable Land in Southern Scandinavia and Finland – A Review", *J. Soil Water Conserv.*, 71: 41-55.
- Asbjornsen, H., V. Hernandez-Santana, M. Liebman, J. Bayala, J. Chen, M. Helmers, C.K. Ong, and L.A. Schulte (2014). "Targeting Perennial Vegetation in Agricultural Landscapes for Enhancing Ecosystem Services", *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29 (2): 101-125.
- Baker, J.L., S.K. Mickelson, J.L. Hatfield, R.S. Fawcett, D.W. Hoffman, T.G. Franti, D.P. Tierney (1995). "Reducing Herbicide Runoff: Role of Best Management Practices", *British Crop Prot. Conf. — Weeds*, Farnham, BCPC Publications, Vol. 2.
- Balkcom, K.S., and D.W. Reeves (2005). "Sunn-Hemp Utilized as a Legume Cover Crop for Corn Production", *Agron. J.*, 97: 26-31. DOI: [10.2134/agronj2005.0026](https://doi.org/10.2134/agronj2005.0026).
- Baraibar, B., M.C. Hunter, M.E. Schipanski, A. Hamilton, and D.A. Mortensen (2018). "Weed Suppression in Cover Crop Monocultures and Mixtures", *Weed Sci.* (in press). DOI: [10.1017/wsc.2017.59](https://doi.org/10.1017/wsc.2017.59).
- Bärberi, P., and M. Mazzoncini (2001). "Changes in Weed Community Composition as Influenced by Cover Crop and Management System in Continuous Corn", *Weed Science*, 49 (4), 491-499. DOI: [10.1614/0043-1745\(2001\)049\[0491:CIWCCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0491:CIWCCA]2.0.CO;2).
- Bardgett, R.D., J.L. Mawdsley, S. Edwards, P.J. Hobbs, J.S. Rodwell, and W.J. Davies (2002). "Plant Species and Nitrogen Effects on Soil Biological Properties of Temperate Upland Grasslands", *Functional Ecology*, 13: 650-660. DOI: [10.1046/j.1365-2435.1999.00362.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1999.00362.x).
- Bardgett, R.D., R. Cook, G.W. Yeates, C.S. Denton (1999). "The Influence of Nematodes on Below-ground Processes in Grassland Ecosystems", *Plant and Soil*, 212: 23-33.
- Barker, R.E., and A.W. Hovin (1972). "Inheritance of Indole Alkaloids in Phalaris Arundinacea", *L. Agron. Abstr.*, p. 23.
- Barnes, J.-P., and A.-R. Putnam (1987). "Role of Benzoxazinones in Allelopathy by Rye (*Secale cereale* L.)", *Journal of Chemical Ecology*, 13: 889-906.
- Basche, A.D., F.E. Miguez, T.C. Kaspar, M.J. Castellano (2014). "Do Cover Crops Increase or Decrease Nitrous Oxide Emissions? A Meta-analysis", *J. Soil Water Conserv.*, 69: 471-482.
- Beale, O.W., G.B. Nutt, and T.C. Peele (1955). "The Effects of Mulch Tillage on Runoff, Erosion, Soil Properties, and Crop Yields", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 19: 244-247. DOI: [10.2136/sssaj1955.03615995001900020035x](https://doi.org/10.2136/sssaj1955.03615995001900020035x).
- Becker, G.C. (1983). *Freshwater Fishes of Wisconsin*, Madison, University of Wisconsin Press, 1052 p.
- Belden, J.B., and J.R. Coats (2004). "Effect of Grasses on Herbicide Fate in the Soil Column: Infiltration of runoff, movement, and degradation", *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23: 2251-2258. DOI: [10.1897/03-422](https://doi.org/10.1897/03-422).
- Bellinder, R.R., H.R. Dillard, D.A. Shah (2004). "Weed Seedbank Community Responses to Crop Rotation Schemes", *Crop Prot.*, 23, 95-101.
- Bendwell et associés Ltée (1985). Détermination de l'abondance du zooplancton dans le lac Saint-Pierre pour la période de crue printanière de 1984, gouvernement du Québec, rapport d'étude préparé pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, direction régionale de Trois-Rivières, gouvernement du Québec, 57 p.
- Bengtsson, J., J. Ahnström, and A. Weibull (2005). "The Effects of Organic Agriculture on Biodiversity and Abundance: A Meta-Analysis, *Journal of Applied Ecology*, 42: 261-269. DOI: [10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x)
- Bentrup, G. (2008). *Zones tampons de conservation : lignes directrices pour l'aménagement de zones tampons, de corridors boisés et de trames vertes*, General Technical Reports SRS-109, Asheville, NC, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, 115 p.

Bereswill, R., B. Golla, M. Strelake, and R. Schulz (2013). "Entry and Toxicity of Organic Pesticides and Copper in Vineyard Streams: Erosion Rills Jeopardise the Efficiency of Riparian Buffer Strips", *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146: 81-92.

Berhe, A.A., J. Harte, J. Harden, and M.S. Torn (2007). "Significance of the Erosion-induced Terrestrial Carbon Sink", *BioScience*, 57: 337-346. DOI: [10.1641/B570408](https://doi.org/10.1641/B570408).

Bernatchez L., and J. Dynes (2017). « Confirmation de la présence de carpes asiatiques au Québec », Avis scientifique. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs et Université Laval, 2 p.

Bharati, L., K.H. Lee, T. Isenhardt et al. (2002). "Soil-water Infiltration Under Crops, Pasture, and Established Riparian Buffer in Midwestern USA", *Agroforestry Systems*, 56: 249-257. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1021344807285>.

Bilbro, J.D. (1991). "Cover Crops for Wind Erosion Control in Semiarid Regions", in W.L. Hargrove, editor, *Cover Crops for Clean Water: Proceedings of an International Conference, Jackson, TN. 9-11 Apr. 1991*, Ankeny, IA, Soil Water Conserv. Soc., p. 36-38.

Birkhofer, K., H.G. Smith, and M. Rundlöf (2016). *Environmental Impacts of Organic Farming*, in eLS, John Wiley & Sons Ltd (editors). DOI: [10.1002/9780470015902.a0026341](https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026341).

Blackshaw, R., K. Harker, J. O'Donovan, H. Beckie, and E. Smith (2008). "Ongoing Development of Integrated Weed Management Systems on the Canadian Prairies", *Weed Science*, 56 (1): 146-150. DOI: [10.1614/WS-07-038.1](https://doi.org/10.1614/WS-07-038.1).

Blackshaw, R.E., L.J. Molnar, and J.R. Moyer (2010). "Sweet Clover Termination Effects on Weeds, Soil Water, Soil Nitrogen, and Succeeding Wheat Yield", *Agron. J.*, 102: 634-641. DOI: [10.2134/agronj2009.0307](https://doi.org/10.2134/agronj2009.0307).

Blanco-Canqui H.B., T.M. Shaver, J.L. Lindquist, C.A. Shapiro, R.W. Elmore, C.A. Francis, G.W. Hergert (2015). "Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils", *Agron. J.*, 107: 2449-2474. DOI: [10.2134/agronj15.0086](https://doi.org/10.2134/agronj15.0086).

Blanco-Canqui, H., C.J. Gantzer, and S.H. Anderson (2006). "Performance of Grass Barriers and Filter Strips under Interrill and Concentrated Flow", *Journal of Environmental Quality*, 35: 1969-1974.

Blanco-Canqui, H., C.J. Gantzer, S.H. Anderson, and E.E. Alberts (2004). "Grass Barriers for Reduced Concentrated Flow Induced Soil and Nutrient Loss", *Soil Science Society of America Journal*, 68 (6): 1963-1972.

Blanco-Canqui, H., C.J. Gantzer, S.H. Anderson, E.E. Alberts, and A.L. Thompson (2004). "Grass Barrier and Vegetative Filter Strip Effectiveness in Reducing Runoff, Sediment, Nitrogen, and Phosphorus Loss", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 1670-1678. DOI: [10.2136/sssaj2004.1670](https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1670).

Blanco-Canqui, H., J.D. Holman, A.J. Schlegel, J. Tatarko, and T. Shaver (2013). "Replacing Fallow with Cover Crops in a Semiarid Soil: Effects on Soil Properties", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 77: 1026-1034. DOI: [10.2136/sssaj2013.01.0006](https://doi.org/10.2136/sssaj2013.01.0006).

Blanco-Canqui, H., M.M. Claassen, and D.R. Presley (2012). "Summer Cover Crops Fix Nitrogen, Increase Crop Yield, and Improve Soil-crop Relationships", *Agron. J.*, 104: 137-147. DOI: [10.2134/agronj2011.0240](https://doi.org/10.2134/agronj2011.0240).

Blanco-Canqui, H., M.M. Mikha, D.R. Presley, and M.M. Claassen (2011). "Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 75: 1471-1482. DOI: [10.2136/sssaj2010.0430](https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0430).

Blanco-Canqui, H., R.B. Ferguson, V.L. Jin, M.R. Schmer, B.J. Wienhold, and J. Tatarko (2014). "Can Cover Crop and Manure Maintain Soil Properties after Stover Removal from Irrigated No-Till Corn?" *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 78: 1368-1377. DOI: [10.2136/sssaj2013.12.0550](https://doi.org/10.2136/sssaj2013.12.0550).

Blann, K., J. F. Nerbonne, and B. Vondracek (2002). "Relationship of Riparian Buffer Type to Water Temperature in the Driftless Area Ecoregion of Minnesota", *North American Journal of Fisheries Management*, 22 (2): 441-451.

Bolton, H., Jr., L.F. Elliott, R.I. Papendick, and D.F. Bezdicsek (1985). "Soil Microbial Biomass and Selected Soil Enzyme Activities: Effect of Fertilization and Cropping Practices", *Soil Biol. Biochem*, 22: 208-213.

Bortolotti, L.E., R.D. Vinebrooke, and V.L. St. Louis, (2016). "Prairie Wetland Communities Recover at Different Rates Following Hydrological Restoration", *Freshw Biol.*, 61: 1874-1890. DOI: [10.1111/fwb.12822](https://doi.org/10.1111/fwb.12822).

Boutin, C., B. Jobin, and L. Bélanger (2003). "Importance of Riparian Habitats to Flora Conservation in Farming Landscapes of Southern Québec, Canada", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94 (1): 73-87.

Brandi-Dohrn, F.M., M. Hess, J.S. Selker, R.P. Dick, S. M. Kauffman, and D.D. Hemphill (1997). "Nitrate Leaching under a Cereal Rye Cover Crop", *J. Environ. Qual.*, 26: 181-188. DOI: [10.2134/jeq1997.00472425002600010026x](https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600010026x).

Brown, T.G., B. Runciman, M.J. Bradford, and S. Pollard (2009). "A Biological Synopsis of Yellow Perch (*Perca flavescens*)", Can. Manuscr. Rep., *Fish. Aquat. Sci.*, 2883: v + 28 p.

Brust, J., W. Claupein, R. Gerhards (2014). "Growth and Weed Suppression Ability of Common and New Cover Crops in Germany", *Crop Protection*, 63: 1-8.

Brye, K.R., J.M. Norman, L.G. Bundy, and S.T. Gower (2000). "Water-Budget Evaluation of Prairie and Maize Ecosystems", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 715-724. DOI: [10.2136/sssaj2000.642715x](https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642715x).

Buijse, A.D., H. Coops, M. Staras, L.H. Jans, G.J. Van Geest, R.E. Griff, B.W. Ibelings, W. Oosterberg, F.C.J.M. Roozen (2002). "Restoration Strategies for River Floodplains Along Large Lowland Rivers in Europe", *Freshw. Biol.*, 47: 889-907.

Burgess, M., P. Miller, C. Jones, and A. Bekkerman (2014). "Tillage of Cover Crops Affects Soil Water, Nitrogen, and Wheat Yield Components", *Agron. J.*, 106: 1497-1508. DOI: [10.2134/agronj14.0007](https://doi.org/10.2134/agronj14.0007).

Burgin, A., J.G. Lazar, P.M. Groffman, A.J. Gold, and D.Q. Kellogg (2013). "Balancing Nitrogen Retention Ecosystem Services and Greenhouse Gas Disservices at the Landscape Scale", *Ecological Engineering*, 56: 26-35.

Caamal-Maldonado, J.A., J.J. Jiménez-Osorio, A. Torres-Barragán, and A.L. Anaya (2001). "The Use of Allelopathic Legume Cover and Mulch Species for Weed Control in Cropping Systems", *Agron. J.*, 93: 27-36. DOI: [10.2134/agronj2001.93127x](https://doi.org/10.2134/agronj2001.93127x).

Caldwell, J.E., K. Doughty, and K. Sullivan (1991). *Evaluation of Downstream Temperature Effects of Type 4/5 Waters, Timber/Fish/Wildlife Rep. No. TFW -WQ5-91-004*, Olympia, WA., Washington Department of Natural Resources, 71 p.

Capon, S.J., and N.E. Pettit (2018). "Turquoise is the New Green: Restoring and Enhancing Riparian Function in the Anthropocene", *Ecological Management & Restoration*, 19: 44-53.

Cardina, J., C.P. Herms, D.J. Doohan (2002). "Crop Rotation and Tillage System Effects on Weed Seedbanks", *Weed Sci.*, 50: 448-460.

Carreker, J.R. (1946). "Proper Cropping Practices Strengthen Terraces on Sloping Ground", *Agric. Eng.*, 27: 311-313.

Carrier, M., F.-A. Rhéaume Gonzalez, A. Cogliastro, A. Olivier, A. Vanasse et D. Rivest (2019). "Light Availability, Weed Cover and Crop Yields in Second Generation of Temperate Tree-based Intercropping Systems", *Field Crops Research*, 239: 30-37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.05.004>.

Castelle, A.J., A.W. Johnson, and C. Conolly (1994). "Wetland and Stream Buffer Size Requirements – A Review", *J. Environ. Qual.*, 23: 878-882. DOI: [10.2134/jeq1994.00472425002300050004x](https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050004x).

Catford, J.A., and R. Jansson (2014). Drowned, Buried and Carried Away: Effects of Plant Traits on the Distribution of Native and Alien Species in Riparian Ecosystems", *New Phytologist*, 204 (1): 19-36.

Cavigelli, M.A., S.J. Del Grosso, M.A. Liebig, C.S. Snyder, P.E. Fixen, R.T. Venterea, A.B. Leytem, J.E. McLain, and D.B. Watts (2012). "US Agricultural Nitrous Oxide Emissions: Context, Status, and Trends", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (10): 537-546.

Chanasyk, D.S., E. Mapfumo, and W. Willms (2003). "Quantification and Simulation of Surface Runoff from Fescue Grassland Watersheds", *Agric. Water Mgmt*, 59 (2): 137-153.

Chang, C., H.H. Janzen, C.M. Cho, and E.M. Nakonechny (1998). "Nitrous Oxide Emission through Plants", *Soil Science Society of America Journal*, 62: 35-38.

Chapin, F.S., P.A. Matson, and H.A. Mooney (2002). *Principles of Ecosystem Ecology*, New York, Springer.

Chase, J.W., G.A. Benoy, S.W. R. Hann, and J.M. Culp (2016). "Small Differences in Riparian Vegetation Significantly Reduce Land Use Impacts on Stream Flow and Water Quality in Small Agricultural Watersheds", *Journal of Soil and Water Conservation*, 71 (3): 194-205. DOI: [10.2489/jswc.71.3.194](https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.194).

Chen C., M. Westcott, K. Neill, D. Wichman, M. Knox (2004). "Row Configuration and Nitrogen Application for Barley-pea Intercropping in Montana", *Agronomy J.*, 96: 1730-1738.

Chen, G., and R.R. Weil (2010). Penetration of Cover Crop Roots Through Compacted Soils", *Plant Soil*, 331: 31-43. DOI: [10.1007/s11104-009-0223-7](https://doi.org/10.1007/s11104-009-0223-7).

Cherr, C.M., J.M.S. Scholberg, and R. McSorley (2006). "Green Manure Approaches to Crop Production: A Synthesis", *Agron. J.*, 98: 302-319. DOI: [10.2134/agronj2005.0035](https://doi.org/10.2134/agronj2005.0035).

Clark, A. (2017). *Managing Cover Crops Profitably*, 2nd edition, Beltsville, MA., SARE Handbook Series Outreach Publications, Book 3, 212 p.

Clay, S.A., and I. Aguilar (1998). "Weed Seedbanks and Corn Growth Following Continuous Corn or Alfalfa", *Agron. J.*, 90: 813-818.

Colazo, J.C., and D.E. Buschiazzi (2010). "Soil Dry Aggregate Stability and Wind Erodible Fraction in a Semiarid Environment of Argentina", *Geoderma*, 159: 228-236. DOI: [10.1016/j.geoderma.2010.07.016](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.016).

Comité ZIP du lac Saint-Pierre (2016). Caractérisation des cours d'eau de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Données géographiques vectorielles.

Conant, R.T., K. Paustian, and E.T. Elliott (2001), "Grassland Management and Conversion into Grassland: Effects on Soil Carbon", *Ecological Applications*, 11: 343-355. DOI: [10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:GMACIG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2).

Constantin, J., B. Mary, F. Laurent, G. Aubrion, A. Fontaine, P. Kerveillant, N. Beaudoin (2010). "Effects of Catch Crops, No Till and Reduced Nitrogen Fertilization on Nitrogen Leaching and Balance in Three Long-term Experiments", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 135: 268-278.

Cooper, A.B., C.M. Smith, and M.J. Smith (1995). "Effects of Riparian Set-aside on Soil Characteristics in an Agricultural Landscape: Implications for Nutrient Transport and Retention", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 55: 61-67.

Coulman, B.E., D.L. Woods, and K.W. Clark (1977). "Distribution Within the Plant, Variation with Maturity, and Heritability of Gramine and Hordenine in Reed Canary Grass", *Canadian J. Plant Sci.*, 57: 771-777.

Coulman, B.E., K.W. Clark, and D.L. Woods (1977). "Effects of Selected Reed Canary Grass Alkaloids on in Vitro Digestibility", *Can. J. Plant Sci.*, 57: 779-785.

Coulman, B.E., D.L. Woods, and K.W. Clark (1976). "Identification of Low Alkaloid Genotypes of Reed Canarygrass Cultivars", *Can. J. Plant Sci.*, 56: 837-845.

Cox, R., M. O'Neal, R. Hessel, L.A. Schulte, M. Helmers (2014). "The Impact of Prairie Strips on Aphidophagous Predator Abundance and Soybean Aphid Predation in Agricultural Catchments", *Environmental Entomology*, 43 (5): 1185-1197. DOI: <https://doi.org/10.1603/EN13129>.

CRAAQ (2000). *Guide des pratiques de conservation en grandes cultures. Engrais verts et cultures intercalaires*, 24 p.

CRAAQ (2005). *Les plantes fourragères*, 244 p.

Creamer, N.G., M.A. Bennett, and B.R. Stinner (1997). "Evaluation of Cover Crop Mixtures for Use in Vegetable Production Systems", *J. Ag. Food Chem.*, 45: 866-870.

Creamer, N.G., M.A. Bennett, B.R. Stinner, J. Cardina, and E.E. Regnier (1996). "Mechanisms of Weed Suppression in Cover Crop-based Production Systems", *HortScience*, 31: 410-413.

Creasman, L., N.J. Craig, and M. Swan (1992). *The Forested Wetlands of the Mississippi River: An Ecosystem in Crisis*, Baton Rouge, The Nature Conservancy of Louisiana.

Cresswell, H.P., and J.A. Kierkegaard (1995). "Subsoil Amelioration by Plant Roots – The Process and the Evidence", *Aust. J. Soil Res.*, 33: 221-239. DOI: [10.1071/SR9950221](https://doi.org/10.1071/SR9950221).

Culman, S.W., S.T. DuPont, J.D. Glover, D.H. Buckley, G.W. Fick, H. Ferris, and T.E. Crews (2009). "Long-term Impacts of High-input Annual Cropping and Unfertilized Perennial Grass Production on Soil Properties and Belowground Food Webs in Kansas, USA", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137: 13-24.

Dabney, S.M. (1998). "Cover Crop Impacts on Watershed Hydrology", *J. Soil Water Conserv.*, 53: 207-213.

Dabney, S.M., F.D. Shields Jr., D.M. Temple, and E.J. Langendoen (2004). "Erosion Processes in Gullies Modified by Establishing Grass Hedges", *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 47 (5): 1561-1571.

Dabney, S.M., J.A. Delgado, and D.W. Reeves (2001). "Using Winter Cover Crops to Improve Soil and Water Quality", *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 32 (7-8): 1221-1250. DOI: [10.1081/CSS-100104110](https://doi.org/10.1081/CSS-100104110).

- Dabney, S.M., J.A. Delgado, J.J. Meisinger, H.H. Schomberg, M.A. Liebig, T. Kaspar, et al. (2010). "Using Cover Crops and Cropping Systems for Nitrogen Management", in J.A. Delgado and R.F. Follett (editors), *Advances in nitrogen management for water quality*, Ankeny, IA, Soil Water Conserv. Soc., p. 231–282.
- Dabney, S.M., L.D. Meyer, W.C. Harmon, C.V. Alonso, and G.R. Foster (1995). "Depositional Patterns of Sediment Trapped by Grass Hedges", *Transactions of the ASAE*, 38: 1719-1729.
- Danehy, R.J., and B.J. Kirpes (2000). "Relative Humidity Gradients Across Riparian Areas in Eastern Oregon and Washington Forests", *Northwest Science*, 74 (3): 224-233.
- Daniels, R.B., and J.W. Gilliam (1996). "Sediment and Chemical Load Reduction by Grass and Riparian Filters", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60: 246-251. DOI: [10.2136/sssaj1996.03615995006000010037x](https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000010037x).
- Daryanto S., B. Fu, L. Wang, P.-A. Jacinthe, W. Zhao (2018). "Quantitative Synthesis on the Ecosystem Services of Cover Crops", *Earth-Science Reviews*, 185: 357-373. DOI: doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.013.
- Daryanto, S., L. Wang, P.A. Jacinthe (2017). "Impacts of No-Tillage Management on Nitrate Loss from Corn, Soybean and Wheat Cultivation: A meta-analysis", *Scientific Reports*.
- Dauphin, D. et B. Jobin (2016). « Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997 », *Le Naturaliste canadien*, 140 (1) : 42-52. DOI: <https://doi.org/10.7202/1034097ar>.
- Davidson, E.A., M. Keller, H.E. Erickson, L.V. Verchot, and E. Veldkamp (2000). "Testing a Conceptual Model of Soil Emissions of Nitrous and Nitric Oxides", *Bioscience*, 50 (8): 667-680.
- Davis A.S., J.D. Hill, C.A. Chase, A.M. Johanns, M. Liebman (2012). "Increasing Cropping System Diversity Balances Productivity, Profitability and Environmental Health", *PLoS ONE*, 7 (10): e47149. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047149>.
- Davis, W., and J. Scott (2000). *Mid-Atlantic Highlands Streams Assessment: Technical Support Document*. DOI: 10.13140/2.1.4104.5283.
- De Bello, F., S. Lavorel, S. Diaz, R. Harrington, J.H.C. Cornelissen, R.D. Bardgett, M.P. Berg, P. Cipriotti, C.K. Feld, D. Hering, P.M. da Silva, S.G. Potts, L. Sandin, J.P. Sousa, J. Storkey, D.A. Wardle, and P.A. Harrison (2010). "Towards an Assessment of Multiple Ecosystem Processes and Services via Functional Traits", *Biodiversity and Conservation*, 19 (10): 2873-2893.
- De Deyn, G.B., H. Quirk, Z. Yi, S. Oakley, N.J. Ostle, and R.D. Bardgett (2009). "Vegetation Composition Promotes Carbon and Nitrogen Storage in Model Grassland Communities of Contrasting Soil Fertility", *Journal of Ecology*, 97: 864-875. DOI: [10.1111/j.1365-2745.2009.01536.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01536.x).
- De Haan, R.L., C.C. Sheaffer, and D.K. Barnes (1997). "Effect of Annual Medic Smother Plants on Weed Control and Yield in Corn", *Agron. J.*, 89: 813-821. DOI: [10.2134/agronj1997.00021962008900050016x](https://doi.org/10.2134/agronj1997.00021962008900050016x).
- De la Chenelière, V., P. Brodeur et M. Mingelbier (2014). « Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude », *Le Naturaliste canadien*, 138 (2), 50-61. DOI: <https://doi.org/10.7202/1025070ar>.
- De Ruyter Van Steveninck, E.D., W. Admiraal, and B. Van Zanten (1990). "Changes in Plankton Communities in Regulated Reaches of the Lower River Rhine", *Regulated Rivers: Research & Management*, 5: 67-75.
- De Sosa, L.L., H.C. Glanville, M.R. Marshall, A.P. Williams, and D.L. Jones (2018). "Quantifying the Contribution of Riparian Soils to the Provision of Ecosystem Services", *Science of the Total Environment*, 624: 807-819.
- Decker, A.M., A.J. Clark, J.J. Meisinger, F.R. Mulford, and M.S. McIntosh (1994). "Legume Cover Crop Contributions to No-Tillage Corn Production", *Agron. J.*, 86: 126-135. DOI: [10.2134/agronj1994.00021962.008600010024x](https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962.008600010024x).
- Dillaha, T.A., R.B. Reneau, S. Mostaghimi, and D. Lee (1989). "Vegetative Filter Strips for Agricultural Nonpoint Source Pollution-control", *Trans. ASAE*, 32: 513-519.
- Dillaha, T.A., J.H. Sherrard, D. Lee (1986). "Long-term Effectiveness and Maintenance of Vegetative Filter Strips", *Virginia Water Resources Research Center – Virginia Polytechnic Institute and State University Bulletin*, 153, 1-39.
- Dodson, S.I., and R.A. Lillie (2001). "Zooplankton Communities of Restored Depressional Wetlands in Wisconsin, USA", *Wetlands*, 21: 292-300.
- Dorioz, J.M., D. Wang, J. Poulenard, D. Trevisan, (2006). "The Effect of Grass Buffer Strips on Phosphorus Dynamics – A Critical Review and Synthesis as a Basis for Application in Agricultural Landscapes in France", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 117: 4-21.
- Dosskey, M. G., P. Vidon, N. P. Gurwick, C. J. Allan, T. P. Duval, and R. Lowrance (2010). "The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams", *Journal of the American Water Resources Association*, 46 (2): 261-277. DOI: [10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x](https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x).
- Dosskey, M.G., M.J. Helmers, and D.E. Eisenhauer (2002). "Assessment of Concentrated Flow Through Riparian Buffers", *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (6): 336-343.
- Drury C.F., C.S. Tan, T.W. Welacky, W.D. Reynolds, T.Q. Zhang, T.O. Oloya, N.B. McLaughlin, J.D. Gaynor (2014). "Reducing Nitrate Loss in Tile Drainage Water with Cover Crops and Water-table Management Systems", *J. Environ. Qual.*, 43 (2): 587-98.
- Drury, C.F., C.S. Tan, J.D. Gaynor, T.O. Oloya, and T.W. Welacky (1996). "Influence of Controlled Drainage-subirrigation on Surface and Tile Drainage Nitrate Loss", *J. Environ. Qual.*, 25: 317-324.
- Drury, C.F., C.S. Tan, W.D. Reynolds, T.W. Welacky, T.O. Oloya, and J.D. Gaynor (2009). "Managing Tile Drainage, Subirrigation, and Nitrogen Fertilization to Enhance Crop Yields and Reduce Nitrate Loss", *J. Environ. Qual.*, 38: 1193-1204.
- Drury, C.F., D.J. McKenney, W.I. Findlay, J.D. Gaynor (1993). "Influence of Tillage on Nitrate Loss in Surface Runoff and Tile Drainage", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 797-802.
- Duchemin, M., and R. Hogue (2009). "Reduction in Agricultural Non-point Source Pollution in the First Year Following Establishment of an Integrated Grass/tree Filter Strip System in Southern Quebec (Canada)", *Agriculture Ecosystems and Environment*, 131: 85-97.
- Eastman, M., A. Gollamudi, N. Stampfli, C.A. Madramootoo, and A. Sarangi (2010). "Comparative Evaluation of Phosphorus Losses from Subsurface and Naturally Drained Agricultural Fields in the Pike River Watershed of Quebec, Canada", *Agricultural Water Management*, 97: 596-604.
- Entz, M.H., V.S. Baron, P.M. Carr, D.W. Meyer, S.R. Smith, W.P. McCaughey (2002) "Potential of Forages to Diversify Cropping Systems in the Northern Great Plains", *Agron. J.*, 94, 240-250.

- European Environment Agency (2016). "Flodd Risks and Environmental Vulnerability – Exploring the Synergies Between Floodplain Restoration, Water Policies and Thematic Policies", *EEA Report*, 1: 84 p.
- Exner, D.N., and R.M. Cruse (1993). "Interseeded Forage Legume Potential as Winter Ground Cover, Nitrogen Source, and Competitor", *J. Prod. Agric.*, 6: 226-231. DOI: [10.2134/jpa1993.0226](https://doi.org/10.2134/jpa1993.0226).
- Fae, G.S., R.M. Sulc, D.J. Barker, R.P. Dick, M.L. Eastridge, and N. Lorenz (2009). "Integrating Winter Annual Forages into a No-Till Corn Silage System", *Agron. J.*, 101: 1286-1296. DOI: [10.2134/agronj2009.0144](https://doi.org/10.2134/agronj2009.0144).
- Fakhari, R., G. Didehbaz, A. Nobahar, and T. Bahrampour (2013). "Optimal Conditions Cover Crops for Weed Suppression: A Review", *International Journal of Agronomy and Plant Production*, 4 (5): 1092-1097.
- Faucon, M.-P., D. Houben, H. Lambers (2017). "Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services", *Trends in Plant Science*, 22: 385-394. DOI: [10.1016/j.tplants.2017.01.005](https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.01.005).
- Firestone, M.K., and E.A. Davidson (1989). "Microbiological Basis of NO and N₂O Production and Consumption in Soil", in *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, M.O. Andreae and D.S. Schimel (editors), New York, NY: John Wiley & Sons.
- Folorunso, O.A., D.E. Rolston, T. Prichard, and D.T. Louie (1992). "Soil Surface Strength and Infiltration Rate as Affected by Winter Cover Crops", *Soil Technol.*, 5: 189-197. DOI: [10.1016/0933-3630\(92\)90021-R](https://doi.org/10.1016/0933-3630(92)90021-R).
- Fornara, D.A., and D. Tilman (2008). "Plant Functional Composition Influences Rates of Soil Carbon and Nitrogen Accumulation", *Journal of Ecology*, 96: 314-322. DOI: [10.1111/j.1365-2745.2007.01345.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01345.x).
- Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz, and R. Van Dorland (2007). "Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing", in *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (editors), Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press.
- Fortier J., D. Gagnon, B. Truax, and F. Lambert (2011). "Understory Plant Diversity and Biomass in Hybrid Poplar Riparian Buffer Strips in Pastures", *New Forests*, 42 (2): 241-265.
- Fortier, J., B. Truax, D. Gagnon et F. Lambert (2015). "Biomass Carbon, Nitrogen and Phosphorus Stocks in Hybrid Poplar Buffers, Herbaceous Buffers and Natural Woodlots in the Riparian Zone on Agricultural Land", *Journal of Environmental Management*, 154: 333-345. DOI: [10.1016/j.jenvman.2015.02.039](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.039).
- Foster G.R., R.A. Young, M.J.M. Ronkens, C.A. Onstad, in R.F. Follett and B.A. Stewart (1985), *Soil Erosion and Crop Productivity*, Madison, WI, American Society of Agronomy and Crop Science Society of America, p. 137-162.
- Franzluebbers A.J., J. Sawchik, and M.A. Taboada (2014). "Agronomic and Environmental Impacts of Pasture-crop Rotations in Temperate North and South America", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 18-26. DOI: [10.1016/j.agee.2013.09.017](https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017).
- Franzluebbers, A.J. (2008). "Linking Soil and Water Quality in Conservation Agricultural Systems", *J. Integr. Biosci.*, 6: 15-29.
- Freemark, K.E., C. Boutin, and C.J. Keddy (2002). "Importance of Farmland Habitats for Conservation of Plant Species", *Conservation Biology*, 16: 399-412. DOI: [10.1046/j.1523-1739.2002.00387.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00387.x).
- Freibauer, A., M.D.A. Rounsevell, P. Smith, J. Verhagen (2004). "Carbon Sequestration in the Agricultural Soils of Europe", *Geoderma*, 122: 1-23.
- Frelch, J.R., and G.C. Marten (1972). "Factors Influencing Indole Alkaloids in Reed Canarygrass, *Phalaris arundinacea* L.", *Agron. Abstr.*, p. 68.
- Fremling, C.R., J.L. Rasmussen, R.E. Sparks, S.P. Cobb, C.F. Bryan, and T.O. Claffin (1989). "Mississippi River Fisheries: A Case History", in D.P. Dodge (editor), *Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science*, 106: 309-351.
- Fried G., L.R. Norton, and X. Reboud (2008) "Environmental and Management Factors Determining Weed Species Composition and Diversity in France", *Agr. Ecosys. Environ.*, 128: 68-76.
- Fronczyk, J., A. Sieczka, M. Lech, M. Radziemska, and Z. Lechowicz (2016), "Transport of Nitrogen Compounds through Subsoils in Agricultural Areas: Column Tests", *Polish Journal of Environmental Studies*, 25 (4): 1505-1514.
- Gabriel, J.L., A. Garrido, and M. Quemada (2013). "Cover Crops Effect on Farm Benefits and Nitrate Leaching: Linking Economic and Environmental Analysis", *Agric. Syst.*, 121: 23-32. DOI: [10.1016/j.agsy.2013.06.004](https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.06.004).
- Gajić, B. et al. (2008). "Effect of Different Vegetation Types on Infiltration and Soil Water Retention", *Cereal Research Communications*, 36: 991-994. URL: www.jstor.org/stable/90002873.
- Galloway, G.E., Jr. (1980). "Ex-post Evaluation of Regional Water Resources Development: The Case of the Yazoo-MS Delta", U.S. Army COE Institute for Water Resources, Report IWR-80-D-1.
- Gao, P. (2008). "Understanding Watershed Suspended Sediment Transport", *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 32 (3): 243-263. DOI: [10.1177/0309133308094849](https://doi.org/10.1177/0309133308094849).
- Garcia-Prechac, F., O. Ernst, G. Siri-Prieto, and J.A. Terra (2003). "Integrating No-Till into Crop-pasture Rotations in Uruguay", *Soil Tillage Res.*, 77: 1-13.
- Garnier, E., M.-L. Navas, and K. Grigulis (2016). *Plant Functional Diversity: Organism Traits, Community Structure, and Ecosystem Properties*, Oxford, Oxford University Press.
- Gasser, M.O., M.E. Tremblay, M. Girard, S. Martel, A. Levesque (2016). Efficacité agronomique et environnementale de l'incorporation immédiate des lisiers sous cultures annuelles en semis direct et en travail conventionnel du sol, rapport final présenté au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), PSIA811106, 52 p.
- Gaynor, J.D., MacTavish, D.C., Findlay W.I. (1992). "Surface and Subsurface Transport of Atrazine and Alachlor from a Brookston Clay Loam under Continuous Corn Production", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 23: 240-245.
- Gaynor, J.D., and W.I. Findlay (1995). "Soil and Phosphorus Loss from Conservation and Conventional Tillage in Corn Production", *J. Environ. Qual.*, 24 : 734-741.

- Gervais, P. (1991). « Composition morphologique et chimique, à trois stades de croissance, de certains cultivars de quatre graminées fourragères pérennes cultivées au Québec », dans CPFQ, Comité des plantes fourragères, Bulletin technique, 236 p., AGDEX 120/21 16 : 82-97.
- Geza, M., B.J. Barfield, R.L. Huhnke, A. Stoecker, D.E. Storm, and E.W. Stevens (2009). "Comparison of Targeted Replacement and Vegetative Filter Strips for Sediment Control and Cost Effectiveness", *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135: 406-409.
- Gibson, D.J. (2009). *Grasses and Grassland Ecology*, New York, Oxford University Press, 305 p.
- Gill G.S., and J.E. Holmes (1997). "Efficacy of Cultural Control Methods for Combating Herbicide-resistant *Lolium Rigidum*", *Pestic. Sci.*, 51 : 352-358.
- Gilley, J.E., B. Eghball, L.A. Kramer, and T.B. Moorman (2000). "Narrow Grass Hedge Effects on Runoff and Soil Loss", *Journal of Soil and Water Conservation*, 55 (2): 190-196.
- Giroux, I. (2004). La présence de pesticides dans l'eau en milieu agricole au Québec, Québec, ministère de l'Environnement, direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2004/0309, collection n° QE/151, 40 p.
- Glover, J.D., S.W. Culman, S.T. DuPont, W. Broussard, L. Young, M.E. Mangan, J.G. Mai, T.E. Crews, L.R. DeHaan, D.H. Buckley, H. Ferris, R.E. Turner, H.L. Reynolds, D.L. Wyse (2009). "Harvested Perennial Grasslands Provide Ecological Benchmarks for Agricultural Sustainability", *Agriculture Ecosystems & Environment*. DOI: [10.1016/j.agee.2009.11.001](https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.001).
- Golawski, A., Z. Kasprzykowski, M. Jobda, and I. Duer (2013). "The Importance of Winter Catch Crops Compared with Other Farmland Habitats to Birds Wintering in Poland", *Pol. J. Ecol.*, 61: 357-364.
- Gold, A.J., P.M. Groffman, K. Addy, D.Q. Kellogg, M. Stolt, and A.E. Rosenblatt (2001). "Landscape Attributes as Controls on Groundwater Nitrate Removal Capacity of Riparian Zones", *Journal of American Water Resources Association*, 37 (6): 1457-1464.
- Gouvernement du Québec (2013). Le lac Saint-Pierre : un joyau à restaurer, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 28 p.
- Gouvernement du Québec (1987). Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Ministère de la conservation et du patrimoine écologique, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, 1997
- Gouvernement du Québec (2011). *Stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture 2011-2021*, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, 32 p.
- Grégoire, Y., and G. Trencia (2007). Influence de l'ombrage produit par la végétation riveraine sur la température de l'eau : un paramètre d'importance pour le maintien d'un habitat de qualité pour le poisson, ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, secteur Faune Québec, direction de l'aménagement de la faune de la région de la Chaudière-Appalaches, Lévis, 29 p.
- Gregorich, E.G., C.F. Drury, and J.A. Baldock (2001). "Changes in Soil Carbon under Long-term Maize in Monoculture and Legume-based Rotation", *Canadian Journal of Soil Science*, 81: 21±31.
- Grillmayer, Roland (2002). *Landscape Structure Model*. URL: https://www.researchgate.net/publication/290964866_Landscape_Structure_Model
- Growns, I., P.C. Gehrke, K.L. Astles, and D.A. Pollard (2003). "A comparison of Fish Assemblages Associated with Different Riparian Vegetation Types in the Hawkesbury-Nepean River System", *Fisheries Management and Ecology*, 10 (4): 209-220.
- Guertin, S.P., G.M. Barnett, M. Giroux, A.F. Mackenzie, A. Pesant et L.E. Parent (2000). « Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage », Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), *Agrosol*, 11 (2): 107-113.
- Guillou, M. (2016). Effet des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau : impacts et solutions, fiche technique, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec et Agriculture et Agroalimentaire Canada, 29 p.
- Haddaway, N.R., C. Brown, J. Eales, S. Eggers, J. Josefsson, B. Kronvang, N.P. Randall, and J. Uusi-Kamppa (2018). "The Multifunctional Roles of Vegetated Strips Around and Within Agricultural Fields", *Environmental Evidence*, 7 (14). DOI: [10.1186/s13750-018-0126-2](https://doi.org/10.1186/s13750-018-0126-2).
- Hall, J.K., N.L. Hartwig, and L.D. Hoffman (1984). "Cyanazine Losses in Runoff from No-Tillage Corn in "Living Mulch" and Dead Mulches vs. Unmulched Conventional Tillage", *J. Environ. Qual.*, 13: 105-110.
- Hansen, N.C., B.L. Allen, R.L. Baumhardt, and D.J. Lyon (2012). "Research Achievements and Adoption of No-Till, Dryland Cropping in the Semiarid U.S. Great Plains", *Field Crops Res.*, 132: 196-203. DOI: [10.1016/j.fcr.2012.02.021](https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.02.021).
- Hargreaves, S.K., R.J. Williams, and K.S. Hofmockel (2015). "Environmental Filtering of Microbial Communities in Agricultural Soil Shifts with Crop Growth", *PLoS ONE*, 10 (7): e0134345. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134345>.
- Hargrove, W.L. (1986). "Winter Legumes as a Nitrogen Source for No-Till Grain Sorghum", *Agron. J.*, 78: 70-74.
- Harrison, S.S.C., and I.T. Harris (2002). "The Effects of Bankside Management on Chalk Stream Invertebrate Communities", *Freshwater Biology*, 47 (11): 2233-2245.
- Hartwig, N.L., and H.U. Ammon (2002). "Cover Crops and Living Mulches", *Weed Sci.*, 50: 688-699.
- Hassink, J., and A.P. Whitmore (1997). "A Model of the Physical Protection of Organic Matter in Soils", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 131-139. DOI: [10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x](https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x).
- Hayden, Z.D., M. Ngouajio, and D.C. Brainard (2014). "Rye-Vetch Mixture Proportion Tradeoffs: Cover Crop Productivity, Nitrogen Accumulation, and Weed Suppression", *Agron. J.*, 106: 904-914. DOI: [10.2134/agronj2013.0467](https://doi.org/10.2134/agronj2013.0467).
- Heathwaite, A.L., S. Burke, and L. Bolton (2006). "Field Drains as a Route of Rapid Nutrient Export from Agricultural Land Receiving Biosolids", *Sci. Total Environ.*, 365: 33-46.
- Hefting, M.M., J.-C. Clement, P. Bienkowski, D. Dowrick, C. Guenat, A. Butturini, S. Topa, G. Pinay, and J.T.A. Verhoeven (2005). "The Role of Vegetation and Litter in the Nitrogen Dynamics of Riparian Buffer Zones in Europe", *Ecological Engineering*, 24: 465-482.
- Hefting, M.M., R.N. van den Heuvel, and J.T.A. Verhoeven (2013). "Wetlands in Agricultural Landscapes for Nitrogen Attenuation and Biodiversity Enhancement: Opportunities and Limitations", *Ecological Engineering*, 56: 5-13.
- Heggenstaller, A.H., and M. Liebman (2006). "Demography of *Abutilon theophrasti* and *Setaria faberi* in Three Crop Rotation Systems", *Weed Res.*, 46: 138-151.

- Helmets, M.J. et al. (2012). "Sediment Removal by Prairie Filter Strips in Row-cropped Ephemeral Watersheds". *J. Environ. Qual.*, 41: 1531-1539.
- Helmets, M.J., D.E. Eisenhauer, M.G. Dosskey, T.G. Franti, J.M. Brothers, and M.C. McCullough (2005). "Flow Pathways and Sediment Trapping in a Field-scale Vegetative Filter", *Trans.*, 48: 955-968.
- Hénault-Ethier, L. (2016). Usage de bandes riveraines composées de saules arbustifs pour limiter les flux agrochimiques des grandes cultures vers les cours d'eau et produire de la biomasse dans la plaine agricole du Saint-Laurent, thèse, Université du Québec à Montréal.
- Hendrickson, B.H., A.P. Barnett, J.R. Carreker, and W.E. Adams (1963). "Runoff and Erosion Control Studies on Cecil Soil in the Southern Piedmont", *US Dept. of Agric. Tech. Bull.*, 1281.
- Henningsen, J.C., and L.B. Best (2005). "Grassland Bird Use of Riparian Filter Strips in Southeast Iowa", *The Journal of Wildlife Management*, 69: 198-210. DOI: [10.2193/0022-541X\(2005\)069<0198:GBUORF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069<0198:GBUORF>2.0.CO;2).
- Henry Jr., A.C., D.A. Hosack, C.W. Johnson, D. Rol, and G. Bentrup (1999). "Conservation Corridors in the United States: Benefits and Planning Guidelines", *Journal of Soil and Water Conservation*, 54 (4): 645-650.
- Hermawan, B., and A.A. Bomke (1997). "Effects of Winter Cover Crops and Successive Spring Tillage on Soil Aggregation", *Soil Tillage Res.*, 44: 109-120. DOI: [10.1016/S0167-1987\(97\)00043-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00043-3).
- Hernandez-Santana, V. et al. (2013). "Native Prairie Filter Strips Reduce Runoff from Hillslopes Under Annual Row-crop Systems in Iowa, USA", *J. Hydrol. (Amst)*, 477: 94-103.
- Hiltbrunner, J., C. Scherrer, B. Streit, P. Jeanneret, U. Zihlmann, R. Tschachtli (2008). "Long-term Weed Community Dynamics in Swiss Organic and Integrated Farming Systems", *Weed Res.*, 48: 360-369.
- Hirsh, S.M., C.M. Mabry, L.A. Schulte, and M.Z. Liebman (2013). "Diversifying Agricultural Catchments by Incorporating Tallgrass Prairie Buffer Strips", *Ecol. Res.*, 31: 201-211.
- Hladik, M.L., S. Bradbury, L.A. Schulte, M. Helmers, C. Witte, D.W. Kolpin et al. (2017). "Neonicotinoid Insecticide Removal by Prairie Strips in Row-cropped Watersheds with Historical Seed Coating Use", *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 241: 160-167.
- Hollander, N.G.d. (2012). Growth Characteristics of Several Clover Species and their Suitability for Weed Suppression in a Mixed Cropping Design, Ph.D. Thesis, Wageningen University, 140 p.
- Hollander, N.G.d., L. Bastiaans, M.J. Kropff (2007b). "Clover as a Cover Crop for Weed Suppression in an Intercropping Design: II. Competitive Ability of Several Clover Species", *Eur. J. Agron.*, 26: 104-112. DOI: [10.1016/j.eja.2006.08.005](https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.08.005).
- Holman, J., T. Dumler, T. Roberts, and S. Maxwell (2012). *Fallow Replacement Crop Effects of Wheat Yield*, Rep. Progr. 1070, Manhattan, Kansas State Univ. Coop. Ext. Serv.
- Holzschuh, A., I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharntke (2010). "How do Landscape Composition and Configuration, Organic Farming and Fallow Strips Affect the Diversity of Bees, Wasps and their Parasitoids?", *Journal of Animal Ecology*, 79: 491-500. DOI: [10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x).
- Huarte H.R., and R.L.B. Arnold (2003). "Understanding Mechanisms of Reduced Annual Weed Emergence in Alfalfa", *Weed Sci.*, 51: 876-885.
- Hughes, A.O. (2016). "Riparian Management and Stream Bank Erosion in New Zealand", *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 50 (2): 277-290. DOI: [10.1080/00288330.2015.1116449](https://doi.org/10.1080/00288330.2015.1116449).
- Hutchinson, C.M., and M.E. McGiffen, Jr. (2000). "Cowpea Cover Crop Mulch for Weed Control in Desert Pepper Production", *HortScience*, 35: 196-198.
- International Commission for the Protection of the Danube River (2015). *The Danube River Basin District Management Plan*, 192 p.
- International Commission for the Protection of the Rhine (2001). *Rhine 2020, Program on the Sustainable Development of the Rhine*, 27 p.
- Iqbal, J., T.B. Parkin, M.J. Helmers, X. Zhou, and M.J. Castellano (2015). "Denitrification and Nitrous Oxide Emissions in Annual Croplands, Perennial Grass Buffers, and Restored Perennial Grasslands", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 79: 239-250.
- Izydorczyk, K., D. Michalska-Hejduk, P. Jarosiewicz, F. Bydalek, and W. Fratzczak (2018). "Extensive Grasslands as an Effective Measure for Nitrate and Phosphate Reduction from Highly Polluted Subsurface Flow – Case Studies from Central Poland", *Agricultural Water Management*, 203: 240-250.
- Jackson, C.R., D.S. Leigh, S.L. Scarborough, and J.F. Chamblee (2015). "Herbaceous versus forested riparian vegetation: narrow and simple versus wide, woody and diverse stream habitat", *River Research and Applications*, 31: 847-857.
- Jankauskas, B., and G. Jankauskiene (2003). "Erosionpreventive Crop Rotations for Landscape Ecological Stability in Upland Regions of Lithuania", *Agriculture Ecosystems and Environment*, 95 (1): 129-142.
- Jelinski, N.A., and C.J. Kucharik (2009). "Land-use Effects on Soil Carbon and Nitrogen on a U.S. Midwestern Floodplain", *Soil Science Society of America Journal*, 73: 217-225.
- Jensen, T., K. Tiessen, E. Salvano, A. Kalischuk, and D.N. Flaten (2011). "Spring Snowmelt Impact on Phosphorus Addition to Surface Runoff in the Northern Great Plains", *Better Crops*, 95 (1): 28-31.
- Jobin, B., L. Bélanger, C. Boutin, and C. Maisonneuve (2004). "Conservation Value of Agricultural Riparian Strips in the Boyer River Watershed, Québec (Canada)", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103: 413-423. DOI: [10.1016/j.agee.2003.12.014](https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.014).
- Jobin, B., L. Choinière, and L. Bélanger (2001). "Bird Use of Three Types of Field Margins in Relation to Intensive Agriculture in Québec, Canada", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 131-143.
- Jones, K.L., G.C. Poole, J.L. Meyer, W. Bumback, and E.A. Kramer (2006). "Quantifying Expected Ecological Response to Natural Resource Legislation: A Case Study of Riparian Buffers, Aquatic Habitat, and Trout Populations", *Ecology and Society*, 11 (2): 26 p. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art15/>.
- Kahimba, F.C., R. Sri Ranjan, J. Froese, M. Entz, and R. Nason (2008). "Cover Crop Effects on Infiltration, Soil Temperature and Soil Moisture Distribution in the Canadian Prairies", *Appl. Eng. Agric.*, 24: 321-333. DOI: [10.13031/2013.24502](https://doi.org/10.13031/2013.24502).
- Kail, J., K. Brabec, M. Poppe, and K. Januschke (2015). "The Effect of River Restoration on Fish, Macroinvertebrates and Aquatic Macrophytes: A Meta-analysis", *Ecological Indicators*, 58: 311-321.

- Kaluli, J.W., C.A. Madramootoo, X. Zhou, A.F. MacKenzie, and D.L. Smith (1999). "Subirrigation systems to minimize nitrate leaching", *J. Irrig. Drain. Eng.*, 125 (2): 52-58.
- Kaspar, T.C., and J.W. Singer (2011). "The Use of Cover Crops to Manage Soil", in J.L. Hatfield, and T.J. Sauer, editors, *Soil management: Building a stable base for agriculture*, Madison, WI, Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Amer., p. 321-337.
- Kaspar, T.C., D.B. Jaynes, T.B. Parkin, and T.B. Moorman (2007). "Rye Cover Crop and Gamagrass Strip Effects on NO₃ Concentration and Load in Tile Drainage", *J. Environ. Qual.*, 36: 1503-1511. DOI: [10.2134/jeq2006.0468](https://doi.org/10.2134/jeq2006.0468).
- Kaspar, T.C., J.K. Radke, and J.M. Lafen (2001). "Small Grain Cover Crops and Wheel Traffic Effects on Infiltration, Runoff, and Erosion", *J. Soil Water Conserv.*, 56: 160-164.
- Kaspar, T.C., D.B. Jaynes, T.B. Parkin, T.B. Moorman, J.W. Singer (2012). "Effectiveness of Oat and Rye Cover Crops in Reducing Nitrate Losses in Drainage Water", *Agricultural Water Management*, 110: 25-33.
- Keisling, T.C., H.D. Scott, B.A. Waddle, W. Williams, and R.E. Frans (1994). "Winter Cover Crops Influence on Cotton Yield and Selected Soil Properties", *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 25: 3087-3100. DOI: [10.1080/00103629409369250](https://doi.org/10.1080/00103629409369250).
- Keith, E. S., P.J. Jacobson, and J.A. Vogelgesang (2015). "Agricultural Conversion of Floodplain Ecosystems: Implications for Groundwater Quality", *Journal of Environmental Management*, 153, p. 74-83. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.004>.
- Kelly, J.M., J.L. Kovar, R. Sokolowsky, T.B. Moorman (2007). "Phosphorus Uptake During Four Years by Different Vegetative Cover Types in a Riparian Buffer", *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78: 239-251. DOI: [10.1007/s10705-007-9088-4](https://doi.org/10.1007/s10705-007-9088-4).
- Kervroedan, L., R. Armand, M. Saunier, J.F. Ouvry, and M.P. Faucon (2018). "Plant Functional Trait Effects on Runoff to Design Herbaceous Hedges for Soil Erosion Control", *Ecological Engineering*, 118: 143-151.
- Khanh, T.D., M.I. Chung, T.D. Xuan, S. Tawata (2005). "The Exploitation of Crop Allelopathy in Sustainable Agricultural Production", *J. Agron. Crop Sci.*, 191: 172-184.
- Kieta, K.A., P.N. Owens, D.A. Lobb, J.A. Vanrobaeys, and D.N. Flaten (2018). "Phosphorus Dynamics in Vegetated Buffer Strips in Cold Climates: A review", *Environmental Reviews*, 26 (3): 255-272.
- Kirchner, M.J., A.G. Wollum, and L.D. King (1993). "Soil Microbial Populations and Activities in Reduced Chemical Input Agroecosystems", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 1289-1295. DOI: [10.2136/sssaj1993.03615995005700050021x](https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700050021x).
- Kladivko, E.J., J.R. Frankenberger, D.B. Jaynes, D.W. Meek, B.J. Jenkinson, and N.R. Fausey (2004). "Nitrate Leaching to Subsurface Drains as Affected by Drain Spacing and Changes in Crop Production System", *J. Environ. Qual.*, 33: 1803-1813. DOI: [10.2134/jeq2004.1803](https://doi.org/10.2134/jeq2004.1803).
- Klausner, S.D., P.J. Zwerman, and D.F. Ellis (1974). "Surface Runoff Losses of Soluble Nitrogen and Phosphorus Under Two Systems of Soil Management", *J. Environ. Qual.* 3 (1): 42-46. DOI: [10.2134/jeq1974.00472425000300010013x](https://doi.org/10.2134/jeq1974.00472425000300010013x).
- Kleinman, P.J.A., P. Salon, A.N. Sharpley, and L.S. Saporito (2005). "Effect of Cover Crops Established at Time of Corn Planting on Phosphorus Runoff from Soils Before and After Dairy Manure Application", *J. Soil Water Conserv.*, 60: 311-322.
- Kristen, A. Kieta, P.N. Owens, D.A. Lobb, J.A. Vanrobaeys, and D.N. Flaten (2018). "Phosphorus Dynamics in Vegetated Buffer Strips in Cold Climates: A Review", *Environmental Reviews*, 26: 255-272. DOI: <https://doi.org/10.1139/er-2017-0077>.
- Kristensen, H.L., and K. Thorup-Kristensen (2004). "Root Growth and Nitrate Uptake of Three Different Catch Crops in Deep Soil Layers", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 529-537. DOI: [10.2136/sssaj2004.5290](https://doi.org/10.2136/sssaj2004.5290).
- Kuldau, G., and C. Bacon (2008). "Clavicipitaceous Endophytes: Their Ability to Enhance Resistance of Grasses to Multiple Stresses", *Biol. Control*, 46: 57-71.
- Kunz, C., D.J. Sturm, D. Varnholt, F. Walker, R. Gerhards (2016). "Allelopathic Effects and Weed Suppressive Ability of Cover Crops", *Plant, Soil and Environment*, 62: 60-66.
- Kuo, S., and E.J. Jellum (2000). "Long-term Winter Cover Cropping Effects on Corn (*Zea mays* L.) Production and Soil Nitrogen Availability", *Biol. Fertil. Soils*, 31: 470-477.
- Kuo, S., U. M. Sainju, and E. J. Jellum (1997). "Winter Cover Crop Effects on Soil Organic Carbon and Carbohydrate in Soil", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 145-152. DOI: [10.2136/sssaj1997.03615995006100010022x](https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010022x).
- Lal, R., J.M. Kimble, R.F. Follett, and C.V. Cole (1999). *The Potential of U.S. Cropland to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*, Chelsea, MI, Ann Arbor Press.
- LaLonde, V., C.A. Madramootoo, L. Trenholm, and R.S. Broughton (1996). "Effects of Controlled Drainage on Nitrate Concentrations in Subsurface Drain Discharge", *Agric. Water Manage.*, 29: 187-199.
- Lammert, M. (1995). *Assessing Land Use and Habitat Effects on Fish and Macroinvertebrate Assemblages: Stream Biological Integrity in an Agricultural Watershed*, MS thesis, University of Michigan, 84 p.
- Langdale, G.W., R.A. Leonard, and A.W. Thomas (1985). "Conservation Practice Effects on Phosphorus Losses from Southern Piedmont Watersheds", *J. Soil Water Conserv.*, 40: 157-160.
- Le Bissonnais, Y., V. Lecomte, and O. Cerdan (2004). "Grass Strip Effects on Runoff and Soil Loss", *Agronomie*, 24 (3), p.129-136.
- Le Roux, X., M. Bardy, P. Loiseau, and F. Louault (2003). « Stimulation of Soil Nitrification and Denitrification by Grazing in Grasslands: Do Changes in Plant Species Composition Matter?», *Oecologia*, 137: 417-425. DOI: [10.1007/s00442-003-1367-4](https://doi.org/10.1007/s00442-003-1367-4).
- Leclerc, E., Y. mailhot, M. mingelbier et L. bernatchez (2008). "The Landscape Genetics of Yellow Perch (*Perca flavescens*) in a Large Fluvial Ecosystem", *Molecular Ecology*, 17: 1702-1717.
- Leeds, R., L.C. Brown, M.R. Sule, L. VanLieshout (1994). *Vegetative Filter Strips: Application, Installation and Maintenance*, Ohio State University Extension Fact Sheet AEX-467-94, Department of Food, Agricultural and Biological Engineering, Ohio State University.
- Liebman, M., and A.S. Davis (2000). "Integration of Soil, Crop and Weed Management in Low-external-input Farming Systems", *Weed Res.*, 40: 27-47.
- Lin, B.B. (2011). "Resilience in Agriculture Through Crop Diversification: Adaptive Management for Environmental Change", *Bioscience*, 61 (3): 183-193. DOI: [http://dx.doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.4](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.4).
- Lindstrom, M.J., T.E. Schumacher, N.P. Cogo, and M.L. Blecha (1998). "Tillage Effects on Water Runoff and Soil Erosion after Sod", *J. Soil Water Conserv.*, 53: 59-63.

- Liquori, M., and C.R. Jackson (2001). "Channel Response from Shrub Dominated Riparian Communities and Associated Effects on Salmonid Habitat", *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (6): 1639-1651.
- Liu, A.G., B.L. Ma, and A.A. Bomke (2005). "Effects of Cover Crops on Soil Aggregate Stability, Total Organic Carbon, and Polysaccharides", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69: 2041-2048. DOI: [10.2136/sssaj2005.0032](https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0032).
- Liu, X., X. Zhang, and M. Zhang (2008). "Major Factors Influencing the Efficacy of Vegetated Buffers on Sediment Trapping: A Review and Analysis", *J. Environ. Qual.*, 37: 1667-1674. DOI: [10.2134/jeq2007.0437](https://doi.org/10.2134/jeq2007.0437).
- Liu, Y., B.A. Engel, D.C. Flanagan, M.W. Gitau, S.K. McMillan, and I. Chaubey (2017). "A Review on Effectiveness of Best Management Practices in Improving Hydrology and Water Quality: Needs and Opportunities", *Science of the Total Environment*, 601-602: 580-593. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.05.212](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.212).
- Lovell, S.T., and W.C. Sullivan (2006). "Environmental Benefits of Conservation Buffers in the United States: Evidence, Promise, and Open Questions", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (4): 249-260.
- Lozier, T.M., M.L. Macrae, R. Brunke, and L.L. Van Eerd (2017). "Release of Phosphorus from Crop Residue and Cover Crops Over the Non-growing Season in a Cool Temperate Region", *Agric. Water Manage.*, 189: 39-51. DOI: [10.1016/j.agwat.2017.04.015](https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.04.015).
- Lyons, J., S.W. Trimble, and L.K. Paine (2000). "Grass Versus Trees: Managing Riparian Areas to Benefit Streams of Central North America", *Journal of the American Water Resources Association*, 36 (4): 919-930.
- Ma, M., S. Tarmi, and J. Helenius (2002). "Revisiting the Species-area Relationship in a Semi-natural Habitat: Floral Richness in Agricultural Buffer Zones in Finland", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89 (1-2): 137-148.
- Machtans, C.S., M. Villard, and S.J. Hannon (1996). "Use of Riparian Buffer Strips as Movement Corridors by Forest Birds", *Conservation Biology*, 10: 1366-1379. DOI: [10.1046/j.1523-1739.1996.10051366.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10051366.x).
- Magdof, F., and H. Van Es (2009). *Building Soils for Better Crops – Sustainable Soil Management*, 3rd edition, Beltsville, MA, SARE Handbook Series Outreach Publications, Book 10, 310 p.
- Magnan, P., P. Brodeur, É. Paquin, N. Vachon, Y. Paradis, P. Dumont et Y. Mailhot (2017). État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre en 2016, comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre, Chaire de recherche du Canada en écologie des eaux douces, Université du Québec à Trois-Rivières et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, vii + 34 pages + annexes.
- Mansoer, Z., D.W. Reeves, and C.W. Wood (1997). "Suitability of Sunn Hemp as an Alternative Late-summer Legume Cover Crop", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 246-253. DOI: [10.2136/sssaj1997.03615995006100010034x](https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010034x).
- Marcillo, G.S., and F.E. Miguez (2017). "Corn Yield Response to Winter Cover Crops: An Updated Metaanalysis", *Journal of Soil and Water Conservation*, 72 (3): 226-239. DOI: [10.2489/jswc.72.3.226](https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.226).
- Marten, G.C. (1973). "Alkaloids in Reed Canarygrass", in A.G. Matches (editor), *AntiQuality Components of Forages*. Madison, Crop Science Society of America, p. 15-31.
- Martin, C.K., and D.K. Cassel (1992). "Soil Loss and Silage Yield for Three Tillage Management Systems", *J. Prod. Agric.*, 5: 581-586.
- Martinez, J., and G. Guiraud (1990). "A Lysimeter Study of the Effects of a Ryegrass Catch Crop During a Winter Wheat-Maize Rotation on Nitrate Leaching and on the Following Crop", *J. Soil Sci.*, 41, 5-16.
- Martin, C.K., and D.K. Cassel (1992). "Soil Loss and Silage Yield for Three Tillage Management Systems", *J. Prod. Agric.*, 5: 581-586.
- Mayer, P.M., S.K. Reynolds, Jr., M.D. McCutchen, and T.J. Canfield (2007). "Meta-analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers", *J. Environ. Qual.*, 36: 1172-1180.
- McBride, R.G., R.L. Mikkelsen, and K.R. Barker (2000). "The Role of Low Molecular Weight Organic Acids from Decomposing Rye in Inhibiting Root-knot Nematode Populations in Soil", *Appl. Soil Ecol.*, 15: 243-251.
- McCann, K.S. (2000). "The Diversity-Stability Debate", *Nature*, 405, 228-233.
- McConkey, B.G., W. Nicholaichuk, H. Steppuhn, and C.D. Reimer (1997). "Sediment Yield and Seasonal Soil Erodibility for Semiarid Cropland in Western Canada", *Canadian Journal of Plant Science*, 77 (1): 33-40. DOI: [10.4141/S95-060](https://doi.org/10.4141/S95-060).
- McCracken, D.V., M.S. Smith, J.H. Grove, R.L. Blevins, and C.T. Mackown (1994). "Nitrate Leaching as Influenced by Cover Cropping and Nitrogen Source", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 1476-1483. DOI: [10.2136/sssaj1994.03615995005800050029x](https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050029x).
- McFarland, A.M.S., and L.M. Hauck (2004). "Controlling Phosphorus in Runoff from Long Term Dairy Waste Application Fields", *Journal of the American Water Resources Association*, 40: 1293-1304.
- McKergow, L.A., D.M. Weaver, I.P. Prosser, R.B. Grayson, and A.E.G. Reed (2003). "Before and After Riparian Management: Sediment and Nutrient Exports from a Small Agricultural Catchment, Western Australia", *Journal of Hydrology*, 270 (3-4): 253-272.
- McVay, K.A., D.E. Radcliffe, and W.L. Hargrove (1989). "Winter Legume Effects on Soil Properties and Nitrogen Fertilizer Requirements", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 1856-1862. DOI: [10.2136/sssaj1989.03615995005300060040x](https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300060040x).
- Meiss, H., S. Médiène, R. Waldhardt, J. Caneill, and N. Munier-Jolain (2010b). "Contrasting Weed Species Composition in Perennial Alfalfas and Six Annual Crops: Implications for Integrated Weed Management", *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (3), p. 657-666.
- Meiss, H., S. Médiène, R. Waldhardt, J. Caneill, V. Bretagnolle, X. Reboud, and N. Munier-Jolain (2010a). "Perennial Lucerne Affects Weed Community Trajectories in Grain Crop Rotations", *Weed Research*, 50: 331-340. DOI: [10.1111/j.1365-3180.2010.00784.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00784.x).
- Mekonnen, M., S.D. Keesstra, L. Stroosnijder, J.E.M. Baartman, and J. Maroulis (2015). "Soil Conservation Through Sediment Trapping: A Review", *Land Degradation and Development*, 26: 544-556. DOI: [10.1002/ldr.2308](https://doi.org/10.1002/ldr.2308).
- Menninger, H.L., and M.A. Palmer (2007). "Herbs and Grasses as an Allochthonous Resource in Open-canopy Headwater Streams", *Freshw. Biol.*, 52: 1689-1699.
- Messiga, A.J., N. Ziadi, C. Morel, and L.E. Parent (2009). "Soil Phosphorus Availability in No-Till Versus Conventional Tillage Following Freezing and Thawing Cycles", *Can. J. Soil Sci.*, 90 (3): 419-428.
- Meyer, C.K., and M.R. Whiles (2008). "Macroinvertebrate Communities in Restored and Natural Platte River Slough Wetlands", *Journal of the North American Benthological Society*, 27: 626-639.
- Meyer, L.D., S.M. Dabney, and W.C. Harmon (1995). "Sediment-Trapping Effectiveness of Stiff-Grass Hedges", *Trans. ASAE*, 38: 809-815.

Miguez, F.E., and G.A. Bollero (2005). "Review of Corn Yield Response Under Winter Cover Cropping Systems Using Meta-analytic Methods", *Crop Sci.*, 45: 2318-2329. DOI: [10.2135/cropsci2005.0014](https://doi.org/10.2135/cropsci2005.0014).

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*, Washington, DC, World Resources Institute.

Miller, J.J., T. Curtis, D.S. Chanasyk, and S. Reedyk (2015). "Influence of Mowing and Narrow Grass Buffer Widths on Reductions in Sediment, Nutrients, and Bacteria in Surface Runoff", *Canadian Journal of Soil Science*, 95: 139-151.

Miller, M.H., E.G. Beauchamp, and J.D. Lauzon (1994). "Leaching of Nitrogen and Phosphorus from the Biomass of Three Cover Crop Species", *J. Environ. Qual.*, 23: 267-272. DOI: [10.2134/jeq1994.00472425002300020007x](https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300020007x).

Mingelbier, M., P. Brodeur, and J. Morin (2008). "Spatially Explicit Model Predicting the Spawning Habitat and Early Stage Mortality of Northern Pike (*Esox lucius*) in a Large System: The St. Lawrence River Between 1960 and 2000", *Hydrobiologia*, 601: 55-69. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9266-z>.

Mirsky, S.B., M.R. Ryan, J.R. Teasdale, W.S. Curran, C.S. Reberg-Horton, J.T. Spargo, M.S. Wells, C.L. Keene, J.W. Moyer (2013). "Overcoming Weed Management Challenges in Cover Crop-based Organic Rotational No-Till Soybean Production in the Eastern United States", *Weed Technol.*, 27, 193-203.

Mohler, C.L., and J.R. Asdale (1993). "Response of Weed Emergence to Rate of Vicia villosa Roth and Secale Cereale L. Residue", *Weed Research*, 33: 487-499. DOI: [10.1111/j.1365-3180.1993.tb01965.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1993.tb01965.x).

Mohsin, T., S.A. Anjum, S. Hussain, A. Cerdà, and U. Ashraf (2017). "Relay Cropping as a Sustainable Approach: Problems and Opportunities for Sustainable Crop Production", *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8), p. 6973-6988.

Montgomery, D.R. (1997). "What's Best on the Banks?", *Nature*, 388: 328-329.

Moore, M.T., R. Kröger, M.A. Locke, R.E. Lizotte Jr., S. Testa, and C.M. Cooper (2014). "Diazinon and Permethrin Mitigation Across a Grass-Wetland Buffer", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 93: 574-579.

Moore, R.D., D.L. Spittlehouse, and A. Story (2005). "Riparian Microclimate and Stream Temperature Response to Forest Harvesting: A Review", *Journal of the American Water Resources Association*, 41 (4): 813-834.

Moyer, J.R., R.E. Blackshaw, and H.C. Huang (2007). "Effect of Sweetclover Cultivars and Management Practices on Following Weed Infestations and Wheat Yield", *Can. J. Plant Sci.*, 87: 973-983.

Moyle, P.B. (2002). *Inland Fishes of California*, Los Angeles, CA, University of California Press, 502 p.

Mullen, M.D., C.G. Melhorn, D.D. Tyler, and B.N. Duck (1998). "Biological and Biochemical Properties in No-Till Corn with Different Corn Crops", *J. Soil Water Conserv.*, 53: 219-224.

Naiman, R.J., H. Décamps, and M. Pollock (1993). "The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity", *Ecological Applications*, 3: 209-212. DOI: [10.2307/1941822](https://doi.org/10.2307/1941822).

Naiman, R.J., H. Décamps, and M.E. McClain (2005). *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*, Burlington, MA, Elsevier Academic Press.

Naiman, R.J., K.L. Fetherston, S. McKay, and J. Chen (1997). "Riverine Forests", in R.J. Naiman and R.E. Bilby (editors), *Ecology and Management of Streams in the Pacific Northwest*, New York, Springer-Verlag, p. 289-323.

Natural Resources Conservation Service (2006). Riparian Forest Buffer: Michigan Conservation Reserve Program CREP – CP22, Washington, D.C., U.S. Department of Agriculture, 4 p. URL: https://www.michigan.gov/documents/mda_CP-22_riparian_9618_7.pdf.

Natural Resources Conservation Service (1999). Filter strip, National Standard No. 393, Washington, DC, U.S. Department of Agriculture.

Neilen, A.D., C.R.R. Chen, B.M. Parker, S.J. Faggetter, and M.A. Burford (2017). "Differences in Nitrate and Phosphorus Export Between Wooded and Grassed Riparian Zones from Farmland to Receiving Waterways under Varying Rainfall Conditions", *Science of the Total Environment*, 598: 188-197.

Nelson, D.W., and L.E. Sommers (1996). "Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter: Laboratory methods" n D.L. Sparks et al. (editors), *Methods of soil analysis. Part 3*, SSSA Book Ser. 5, Madison, WI, Soil Science Society of America, p. 961-1010.

Nerbonne, B.A., and B. Vondracek (2001). "Effects of Local Land Use on Physical Habitat, Benthic Macroinvertebrates, and Fish in the Whitewater River, Minnesota, USA", *Environmental Management*, 28 (1): 87-99.

Nichols V., N. Verhulst, R. Cox, and B. Govaerts (2015), "Weed Dynamics and Conservation Agriculture Principles: A Review", *Field Crops Research*, 183: 56-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.012>.

Nielsen, D.C., and M.F. Vigil (2005). "Legume Green Fallow Effect on Soil Water Content at Wheat Planting and Wheat Yield", *Agron. J.*, 97: 684-689. DOI: [10.2134/agronj2004.0071](https://doi.org/10.2134/agronj2004.0071).

Nilsson, C., C.A. Reidy, M. Dynesius, and C. Revenga (2005). "Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems", *Science*, 308 (5720), p. 405-408. DOI: [10.1126/science.1107887](https://doi.org/10.1126/science.1107887).

Norris, R.F., and D. Ayres (1991). "Cutting Interval and Irrigation Timing in Alfalfa: Yellow Foxtail Invasion and Economic Analysis", *Agron. J.*, 83: 552-558.

North American Bird Conservation Initiative Canada (2012). *The State of Canada's Birds, 2012*, Ottawa, Environment Canada, 36 p.

Öckinger, E., and H.G. Smith (2007), "Semi-natural Grasslands as Population Sources for Pollinating Insects in Agricultural Landscapes", *Journal of Applied Ecology*, 44: 50-59. DOI: [10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x).

Olson, K., S.A. Ebelhar, and J.M. Lang (2014). "Long-term Effects of Cover Crops on Crop Yields, Soil Organic Carbon Stocks and Sequestration", *Open J. Soil Sci.*, 4: 284-292. DOI: [10.4236/ojss.2014.48030](https://doi.org/10.4236/ojss.2014.48030).

Olson, K.R., S.A. Ebelhar, and J.M. Lang (2010). "Cover Crop Effects on Crop Yields and Soil Organic Carbon Content", *Soil Sci.*, 175: 89-98. DOI: [10.1097/SS.0b013e3181cf7959](https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181cf7959).

Ominski, P.D., M.H. Entz, and N. Kenkel (1999). "Weed Suppression by *Medicago sativa* in Subsequent Cereal Crops: A Comparative Survey", *Weed Sci.*, 47: 282-290.

Osborne, L.L., and D.A. Kovacic (1993). "Riparian Vegetated Buffer Strips in Water-Quality Restoration and Stream Management", *Freshwater Biology*, 29: 243-258. DOI: [10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x).

Ospitan, O.A., J.A. Dille, Y. Assefa, and S.Z. Knezevic (2018). "Cover Crop for Early Season Weed Suppression in Crops: Systematic Review and Meta-Analysis", *Agron. J.*, 110: 2211-2221. DOI: [10.2134/agronj2017.12.0752](https://doi.org/10.2134/agronj2017.12.0752).

Ouellet-Cauchon, G., M. Mingelbier, F. Lecomte, and L. Bernatchez (2014). "Landscape Variability Explains Spatial Pattern of Population Structure of Northern Pike (*Esox lucius*) in a Large Fluvial System", *Ecology and evolution*, 4 (19): 3723-3735.

Paine, L.K., and C.A. Ribic (2002). "Comparison of Riparian Plant Communities Under Four Land Management Systems in Southwestern Wisconsin", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 92 (1): 93-105. DOI: [10.1016/S0167-8809\(01\)00269-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00269-9).

Pankau, R.C., J.E. Schoonover, K.W.J. Williard, and P.J. Edwards (2012). "Concentrated Flow Paths in Riparian Buffer Zones of Southern Illinois", *Agroforestry Systems*, 84 (2): 191-205.

Parker, E.C. (1915). *Fieldmarragement and crop rotation*, St. Paul, MN, Webb Publishing Co.

Patni, N.K., L. Masse, P.Y. Jui (1996). "Tile Effluent Quality and Chemical Losses under Conventional and no Tillage – Part 1: Flow and Nitrate", *Transactions of the ASAE*, 39 (5): 1665-1672. DOI: [10.13031/2013.27683](https://doi.org/10.13031/2013.27683).

Patty L., B. Real, and J.J. Gril (1997). "The Use of Grassed Buffer Strips to Remove Pesticides, Nitrate and Soluble Phosphorus Compounds from Runoff Water", *Pestic. Sci.*, 49: 243-251.

Paukert, C.P., D.W. Willis, and J.A. Klammer (2002). "Effects of Predation and Environment on Quality of Yellow Perch and Bluegill Populations in Nebraska Sandhill Lakes", *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 86-95. DOI: [10.1577/1548-8675\(2002\)022<0086:EOPAEO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2002)022<0086:EOPAEO>2.0.CO;2).

Pérez-Suárez, M., M.J. Castellano, R. Kolk, H. Asbjornsen, and M. Helmers (2014). "Nitrogen and Carbon Dynamics in Prairie Vegetation Strips Across Topographical Gradients in Mixed Central Iowa Agroecosystems", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 188: 1-11. DOI: [10.1016/j.agee.2014.01.023](https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.023).

Persson, T., G. Bergkvist, and T. Katterer (2007). "Long-term Effects of Crop Rotations With and Without Perennial Leys on Soil Carbon Stocks and Grain Yields of Winter Wheat", *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 81: 193-202.

Pesant, A.R., J.L. Dionne, and J. Genest (1987). "Soil and Nutrient Losses in Surface Runoff from Conventional and No-Till Corn Systems", *Can. J. Soil. Sci.*, 67: 835-843.

Pesant, A. (1984). "The Dangers of Growing Corn on Hilly Terrain", *Canadian Agriculture*, 30 (2): 34-36.

Petit, S., S. Cordeau, B. Chauvel et al. (2018). "Biodiversity-based Options for Arable Weed Management. A review", *Agron. Sustain. Dev.*, 38 (article 48). DOI: <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0525-3>.

Pieters, A.J., and R. McKee (1938). "The Use of Cover and Green-manure Crops", in *Soils and Men: A Yearbook of Agriculture*, Washington, DC, U.S. Government Printing Office, p. 431-444.

Pimentel, D., C. Harvey, P. Resosudarmo, K. Sinclair, D. Kurtz, M. McNair et al. (1995). "Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits", *Science*, 267, p. 1117-1123.

Pittcock, J., and M. Xu (2010). "World Resources Report Case Study. Controlling Yangtze River Floods: A New Approach", *World Resources Report*, Washington, DC. URL: <https://www.wri.org/our-work/project/world-resources-report/controlling-yangtze-river-floods-new-approach>.

Planty-Tabacchi, A., E. Tabacchi, R.J. Naiman, C. Deferrari, and H. Décamps (1996). "Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones", *Conservation Biology*, 10: 598-607. DOI: [10.1046/j.1523-1739.1996.10020598.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10020598.x).

Poeplau, C., and A. Don (2015). "Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops: A meta-analysis", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 200: 33-41. DOI: [10.1016/j.agee.2014.10.024](https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024).

Poff, N.L., D.J. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard et al. (1997). "The Natural Flow Regime: A Paradigm for Conservation and Restoration of Riverine Ecosystems", *BioScience*, 47: 769-84.

Potter, M.J., K. Davies, and A.J. Rathjen (1998). "Suppressive Impact of Glucosinolates in Brassica Vegetative Tissues on Root Lesion Nematode *Pratylenchus neglectus*", *J. Chem. Ecol.*, 24: 67-80.

Quemada, M., M. Baranski, M.N.J. Nobel-de Lange, A. Vallejo, and J.M. Cooper (2013). "Meta-analysis of Strategies to Control Nitrate Leaching in Irrigated Agricultural Systems and Their Effects on Crop Yield", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 174: 1-10. DOI: [10.1016/j.agee.2013.04.018](https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.018).

Quinn, J.M., P.M. Brown, W. Boyce, S. Mackay, A. Taylor, and T. Fenton (2001). "Riparian Zone Classification for Management of Stream Water Quality and Ecosystem Health", *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 1509-1515. DOI: [10.1111/j.1752-1688.2001.tb03656.x](https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03656.x).

Raith, S. (1999). "The Rhine Action Program: Restoring Value to the Rhine River", *Restoration and Reclamation Review*, 4 (2), University of Minnesota, Department of Horticultural Science. University of Minnesota Digital Conservancy: <http://hdl.handle.net/11299/59277>.

Ranalli, A.J., and D.L. Macalady (2010). The Importance of the Riparian Zone and In-stream Processes in Nitrate Attenuation in Undisturbed and Agricultural Watersheds – A Review of the Scientific Literature", *Journal of Hydrology*, 389 (3-4): 406-415.

Rankins, A., D. Shaw, and M. Boyette (2001). "Perennial Grass Filter Strips for Reducing Herbicide Losses in Runoff", *Weed Science*, 49 (5): 647-651. DOI: [10.1614/0043-1745\(2001\)049\[0647:PGFSFR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0647:PGFSFR]2.0.CO;2).

Rankins, A. Jr., D.R. Shaw, and M.W. Shankle (1999). "Phytotoxic Effects of Selected Herbicides on Perennial Grasses Used as Filter Strip", *Weed Sci. Soc. Am.*, 39: 173-174.

Rasse, D.P., J.T. Ritchie, W.R. Peterson, J. Wei, and A.J.M. Smucker (2000). "Rye Cover Crop and Nitrogen Fertilization Effects on Nitrate Leaching in Inbred Maize Fields", *J. Environ. Qual.*, 29: 298-304.

Rawls, W.J., Y.A. Pachepsky, J.C. Ritchie, T.M. Sobecki, and H. Bloodworth (2003). "Effect of Soil Organic Carbon on Soil Water Retention", *Geoderma*, 116: 61-76. DOI: [10.1016/S0016-7061\(03\)00094-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00094-6).

Reddy, K., R. Zablotowicz, M. Locke, and C. Koger (2003). "Cover Crop, Tillage, and Herbicide Effects on Weeds, Soil Properties, Microbial Populations, and Soybean Yield", *Weed Science*, 51 (6): 987-994. DOI: [10.1614/P2002-169](https://doi.org/10.1614/P2002-169).

Reddy, K.C., A.R. Soffes, and G.M. Prine (1986). "Tropical Legumes for Green Manure: I. Nitrogen Production and the Effects on Succeeding Crop Yields", *Agron. J.*, 78: 1-4. DOI: [10.2134/agronj1986.00021962007800010001x](https://doi.org/10.2134/agronj1986.00021962007800010001x).

Reeves, D.W. (1994). "Cover Crops and Rotations", in: Hatfield, J.L. and Stewart, B.A. (editors), *Crops Residue Management. Advances in Soil Science*, Boca Raton, Lewis Publishers, p. 125-172.

- Reichenberger, S., M. Bach, A. Skitschak, and H. Frede (2007). "Mitigation Strategies to Reduce Pesticide Inputs into Ground- and Surface Water and Their Effectiveness: A Review", *Science of the Total Environment*, 48: 1-35.
- Reisinger, A.J., J.M. Blair, C.W. Rice, and W.K. Dodds (2013). "Woody Vegetation Removal Stimulates Riparian and Benthic Denitrification in Tallgrass Prairie", *Ecosystems*, 16 (4): 547-560.
- Releeder, R.D., J.J. Miller, B.R. Ball Coelho, R.C. Roy (2006). "Impacts of Tillage, Cover Crop, and Nitrogen on Populations of Earthworms, Microarthropods, and Soil Fungi in a Cultivated Fragile Soil", *Appl. Soil Ecol.*, 33, p. 243-257.
- Reussard, C. (2014). Étude des facteurs de production d'alcaloïdes toxiques par des *epichloe endophytes* de graminées fourragères dans le sud de la France, thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Toulouse, 149 p.
- Rice, C.P., K. Bialek, C.J. Hapeman, and G.W. McCarty (2016). "Role of Riparian Areas in Atmospheric Pesticide Deposition and Its Potential Effect on Water Quality", *Journal of the American Water Resources Association*, 52 (5): 1109-1120. DOI: [10.1111/1752-1688.12444](https://doi.org/10.1111/1752-1688.12444).
- Riley, W.D., E.C.E. Potter, J. Biggs, A.L. Collins, H.P. Jarvie, J.I. Jones, M. Kelly-Quinn, S.J. Ormerod, D.A. Sear, R.L. Wilby, S. Broadmeadow, C.D. Brown, P. Chanin, G.H. Copp, I.G. Cowx, A. Grogan, D.D. Hornby, D. Huggett, M.G. Kelly, M. Naura, J.R. Newman, and G.M. Siriwardena (2018). "Small Water Bodies in Great Britain and Ireland: Ecosystem Function, Human-generated Degradation, and Options for Restorative Action", *Science of the Total Environment*, 645: 1598-1616.
- Risser, P.G. (1988). "Diversity in and Among Grasslands", in : Wilson E.O., Peter F.M. (editors), *Biodiversity*, Washington, DC, National Academies Press (US), p. 176-180. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK219294/>.
- Ritter, W.F., R.W. Scarborough, and A.E.M. Chirnside (1998). "Winter Cover Crops as a Best Management Practice for Reducing Nitrogen Leaching", *J. Contam. Hydrol.*, 34: 1-15.
- Robel, R.J., and C. Xiong (2001). "Vegetation Structure and Invertebrate Biomass of Conventional and Sustainable Sorghum Fields in Kansas", *Prairie Nat.*, 33: 1-19.
- Roberts W.M., M.I. Stutter, and P.M. Haygarth (2012). "Phosphorous Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review", *Journal of Environmental Quality*, 41: 389-399. DOI: [10.2134/jeq2010.0543](https://doi.org/10.2134/jeq2010.0543).
- Robinson, C.A., M. Ghaffarzadeh, and R.M. Cruse (1996). "Vegetative Filter Strip Effects on Sediment Concentration in Cropland Runoff", *J. Soil Water Conserv.*, 50: 227-230.
- Roe, R., and B.E. Mottershead (1962). "Palatability of *Phalaris arundinacea L.*", *Nature*, 193: 255-257.
- Rogers, R.D., and S.A. Schumm (1991). "The Effect of Sparse Vegetative Cover on Erosion and Sediment Yield", *J. Hydrol.*, 123: 19-24.
- Rood, S.B., S.G. Bigelow, M.L. Polzin, K.M. Gill, and C.A. Coburn (2015). "Biological Bank Protection: Trees are More Effective than Grasses at Resisting Erosion from Major River Floods", *Ecology*, 8 (5): 772-779.
- Rosecrance, R.C., G.W. McCarty, D.R. Shelton, and J.R. Teasdale (2000). "Denitrification and N Mineralization from Hairy Vetch (*Vicia villosa Roth*) and Rye (*Secale cereale L.*) Cover Crop Monocultures and Bicultures", *Plant Soil*, 227: 283-290. DOI: [10.1023/A:1026582012290](https://doi.org/10.1023/A:1026582012290).
- Roth, N.E., J.D. Allan, and D.L. Erickson (1996). "Landscape Influences on Stream Biotic Integrity Assessed at Multiple Spatial Scales", *Landscape Ecology*, 11: 141-156. DOI: [10.1007/BF02447513](https://doi.org/10.1007/BF02447513).
- Ruffo, M.L., and G.A. Bollero (2003). "Modeling Rye and Hairy Vetch Residue Decomposition as a Function of Degree-Days and Decomposition-Days", *Agron. J.*, 95: 900-907. DOI: [10.2134/agronj2003.9000](https://doi.org/10.2134/agronj2003.9000).
- Rüttimann, M. (2001). Boden-, Herbizid-, und Nährstoffverluste durch Abschwemmung bei konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat von Silomais, *Physiogeographika*, 30: 1-238.
- Ryden, J.C., P.R. Ball, and E.A. Garwood (1984). "Nitrate Leaching from Grassland", *Nature*, 311: 50-53.
- Sabater, S., A. Butturini, J.-C. Clement, T. Burt, D. Dowrick, M. Hefting, V. Maître, G. Pinay, C. Postolache, M. Rzepecki, and F. Sabater (2003). "Nitrogen Removal by Riparian Buffers Along a European Climatic Gradient: Patterns and Factors of Variation", *Ecosystems*, 6: 20-30.
- Sabo, J.L., R. Sponseller, M. Dixon, K. Gade, T. Harms, J. Heffernan, A. Jani, G. Katz, C. Soykan, J. Watts, and A. Welter (2005). "Riparian Zones Increase Regional Species Richness by Harboring Different, Not More, Species", *Ecology*, 86: 56-62.
- Sahu, M., and R.R. Gu (2009). Modeling the Effects of Riparian Buffer Zone and Contour Strips on Stream Water Quality", *Ecological Engineering*, 35: 1167-1177.
- Sainju, U.M., W.F. Whitehead, and B.P. Singh (2003). "Cover Crops and Nitrogen Fertilization Effects on Soil Aggregation and Carbon and Nitrogen Pools", *Can. J. Soil Sci.*, 83: 155-165. DOI: [10.4141/S02-056](https://doi.org/10.4141/S02-056).
- Samad M.S., L.R. Bakken, S. Nadeem, T.J. Clough, C.A.M. de Klein, K.G. Richards, G.J. Lanigan, and S.E. Morales (2016). "High-Resolution Denitrification Kinetics in Pasture Soils Link N₂O Emissions to pH, and Denitrification to C Mineralization", *PLoS ONE*, 11 (3): e0151713. DOI: [10.1371/journal.pone.0151713](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151713).
- Sapkota, T.B., M. Askegaard, M. Laegdsmdend, J.E. Olesen (2012). "Effects of Catch Crop Type and Root Depth on Nitrogen Leaching and Yield of Spring Barley", *Field Crops Res.*, 125: 129-138.
- Sarwar, M., J.A. Kierkegaard, P.T.W. Wong, and J.M. Desmarchelier (1998). "Biofumigation Potential of Brassicas: III. In Vitro Toxicity of Isothiocyanates to Soil-borne Fungal Pathogens", *Plant Soil*, 201: 103-112.
- Schafer-Landefeld, L., R. Brandhuber, S. Fenner, H.J. Koch, and N. Stockfisch (2004). "Effects of Agricultural Machinery with High Axle Load on Soil Properties of Normally Managed Fields", *Soil Tillage Res.*, 75: 75-86. DOI: [10.1016/S0167-1987\(03\)00154-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00154-5).
- Schilling, K.E., P.J. Jacobson, and C.F. Wolter (2018). "Using Riparian Zone Scaling to Optimize Buffer Placement and Effectiveness", *Landscape Ecology*, 33 (1): 141-156.
- Schilling, K.E., M.K. Jha, Y.-K. Zhang, P.W. Gassman, and C.F. Wolter (2008). "Impact of Land Use and Land Cover Change on the Water Balance of a Large Agricultural Watershed: Historical Effects and Future Directions", *Water Resour. Res.*, 44, W00A09. DOI: [10.1029/2007WR006644](https://doi.org/10.1029/2007WR006644).
- Schlegel, A.J., and J.L. Havlin (1997). "Green Fallow for the Central Great Plains", *Agron. J.*, 89: 762-767. DOI: [10.2134/agronj1997.00021962008900050009x](https://doi.org/10.2134/agronj1997.00021962008900050009x).
- Schmitt, T.J., M.G. Dosskey, and K.D. Hoagland (1999). "Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants", *J. Environ. Qual.*, 28: 1479-1489.

- Schomberg, H.H., N.L. Martini, J.C. Diaz-Perez, S.C. Phatak, K.S. Balkcom, and H.L. Bhardwaj (2007). "Potential for Using Sunn Hemp as a Source of Biomass and Nitrogen for the Piedmont and Coastal Plains Regions of the Southeastern USA", *Agron. J.*, 99: 1448-1457. DOI: [10.2134/agronj2006.0294](https://doi.org/10.2134/agronj2006.0294).
- Schoofs A., and M.H. Entz (2000). "Influence of Annual Forages on Weed Dynamics in a Cropping System", *Can. J. Plant Sci.*, 80: 187-198.
- Schoonover, J.E., K.W.J. Williard, J.J. Zaczek, J.C. Mangun, and A.D. Carver (2005). "Nutrient Attenuation in Agricultural Surface Runoff by Riparian Buffer Zones in Southern Illinois, USA", *Agroforest Systems*, 64: 169-180. DOI: [10.1007/s10457-004-0294-7](https://doi.org/10.1007/s10457-004-0294-7).
- Schroter, D., V. Wolters, P.C. De Ruiter (2003). "C and N Mineralisation in the Decomposer Food Webs of a European Forest Transect", *Oikos*, 102: 294-308.
- Schuller, D., H. Brunken-Winkler, P. Busch, M. Förster, P. Janiesch, R. v. Lemm, R. Niedringhaus, and H. Strasser (2000). "Sustainable Land Use in an Agriculturally Misused Landscape in Northwest Germany Through Ecotechnical Restoration by a 'Patch-Network-Concept'", *Ecological Engineering*, 16 (1): 99-117.
- Schulte, L.A., J. Niemi, M.J. Helmers, M. Liebman, J.G. Arbuckle, D.E. James, R.K. Kolka, M.E. O'Neal, M.D. Tomer, J.C. Tyndall, and H. Asbjornsen (2017). "Prairie Strips Improve Biodiversity and the Delivery of Multiple Ecosystem Services from Corn-Soybean Croplands", *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 114: 11247-11252. DOI: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1620229114>.
- Schulte-Wulver-Leidig, A. (1992). "International Commission for the Protection of the Rhine against Pollution – The Integrated Ecosystem Approach for the Rhine", *European Water Pollution Control*, 2 (3): 37-41.
- Schultz R., J. Collettil, T. Isenhardt, W. Simpkins, C. Mize, and M. Thompson (1995). "Design and Placement of a Multi-species Riparian Buffer Strip System", *Agroforestry Systems*, 29 (3): 201-226.
- Schultz, R.C. T.M. Isenhardt, and J.P. Colletti (2005). "Riparian Buffer Systems in Crop and Rangelands", *Natural Resource Ecology and Management Conference Papers, Posters and Presentations*, 23, p. 13-28.
- Schultz, R.C., A. Kuehl, J.P. Colletti, P.H. Wray, and T.M. Isenhardt (1997). *Riparian Buffer Systems*, Agriculture and Environment Extension Publications, 219, 12 p.
- Schultz, R.C., P.H. Wray, J.P. Colletti, T.M. Isenhardt, C.A. Rodriguez, and A. Kuehl (1997). *Buffer Strip Design, Establishment, and Maintenance*, Agriculture and Environment Extension Publications, 216, 8 p.
- Schwarz, U. (2010). *Assessment of the Restoration Potential Along the Danube and Main Tributaries*, Vienna, WWF International Danube-Carpathian Programme, 58 p.
- Scott, W.B., and E.J. Crossman (1973). "Freshwater Fishes of Canada", *Fish. Res. Board Can. Bull.*, 184, 966 p.
- Self-Davis, M.L., P.A. Moore, Jr., T.C. Daniel, D.J. Nichols, T.J. Sauer, C.P. West, G.E. Aiken, and D.R. Edwards (2003). "Forage Species and Canopy Cover Effects on Runoff from Small Plots", *Journal of Soil and Water Conservation*, 58 (6): 349-359.
- Sellers, L.A., R.F. Long, M.T. Jay-Russell, X. Li, E.R. Atwill, R.M. Engeman, and R.A. Baldwin (2018). "Impact of Field-edge Habitat on Mammalian Wildlife Abundance, Distribution, and Vectored Foodborne Pathogens in Adjacent Crops", *Crop Protection*, 108: 1-11. DOI: [10.1016/j.cropro.2018.02.005](https://doi.org/10.1016/j.cropro.2018.02.005).
- Sharpley, A., B. Foy, and P. Withers (2000). "Practical and Innovative Measures for the Control of Agricultural Phosphorus Losses to Water: An Overview", *J. Environ. Qual.*, 29: 1-9. DOI: [10.2134/jeq2000.00472425002900010001x](https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010001x).
- Sharpley, A.N., and S.J. Smith (1991). "Effects of Cover Crops on Surface Water Quality", in W.L. Hargrove (editors), *Cover Crops for Clean Water*, Ankeny, IA, Soil and Water Conservation Society, p. 41-49.
- Sheaffer C.C., G.C. Marten, D.L. Rabas, N.P. Martin, and D.W. Miller (1990). *Reed canarygrass. Station Bulletin 595*, Minnesota Agricultural Experiment Station.
- Simoneau, M. (2017). *Qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Pierre : évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-76229-4, 54 p. + 13 ann. URL: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/qualite-eau-tributaires.pdf>.
- Simons, A.B. (1970). Relationship of Indole Alkaloids to Alatability to *Phalaris arundinacea* L. and Influence of Several Factors on Alkaloid Concentration, Ph.D. Thesis, University of Minnesota, 146 p. (Order No. 71-18,817) Univ. Microfilms, Ann Arbor, Mich. (Diss. Abstr. 32:39-B).
- Simons, A.B., and G.C. Marten. (1971). "Relationship of Indole Alkaloids to Palatability of *Phalaris arundinacea* L.", *Agron. J.*, 63: 915-919.
- Smallwood, K.S. (1996). "Managing Vertebrates in Cover Crops: A First Study", *Am. J. Altern. Agric.*, 11: 155-160. DOI: [10.1017/S088918930006998](https://doi.org/10.1017/S088918930006998).
- Smiley, P.C., K.W. King, and N.R. Fausey (2011). "Influence of Herbaceous Riparian Buffers on Physical Habitat, Water Chemistry, and Stream Communities Within Channelized Agricultural Headwater Streams", *Ecological Engineering*, 37 (9): 1314-1323.
- Smiley, P.C., R.B. Gillespie, K.W. King, and C.H. Huang (2009). "Management Implications of the Relationships Between Water Chemistry and Fishes Within Channelized Headwater Streams in the Midwestern United States", *Ecohydrology*, 2 (3): 294-302.
- Smith, R.G., L.W. Atwood, and N.D. Warren (2014). "Increased Productivity of a Cover Crop Mixture Is Not Associated with Enhanced Agroecosystem Services", *PLoS ONE*, 9 (5): e97351. DOI : <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097351>.
- SOLÉCO Consultants inc. (1983). Analyse et interprétation d'échantillons de benthos et de zooplancton récoltés dans divers habitats de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre. Rapport d'étude, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 54 p.
- Sosnoskie L.M., N.P. Herms, and J. Cardina (2006). "Weed Seedbank Community Composition in a 35-yr-old Tillage and Rotation Experiment", *Weed Sci.*, 54: 263-273.
- Sovell, L., B. Vondracek, J. Frost, and K.G. Mumford (2000). "Impacts of Rotational Grazing and Riparian Buffers on Physicochemical and Biological Characteristics of Southeastern Minnesota, USA Streams", *Environmental Management*, 26: 629-641. DOI: [10.1007/s002670010121](https://doi.org/10.1007/s002670010121).
- Sovik, A.K., and N. Syversen (2008). "Retention of Particles and Nutrients in the Root Zone of a Vegetative Buffer Zone – Effect of Vegetation and Season", *Boreal Environment Research*, 13: 223-230.

- Sparks, R.E. (1992). "Can we Change the Future by Predicting it?", in *Proceedings of the 48th Annual Meeting of the Upper Mississippi River Conservation Committee, March 10-12*, Red Wing, MN.
- Sparovek, G., S.B. L. Ranieri, A. Gassner, I.C. De Maria, E. Schnug, R.F. dos Santos, and A. Joubert (2002). "A Conceptual Framework for the Definition of the Optimal Width of Riparian Forests", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90 (2): 169-175.
- Soil Science Society of America (2008). *Glossary of soil science terms*, Madison, WI, Soil Science Society of America. DOI: [10.2136/2008.glossarysoilscienceterms](https://doi.org/10.2136/2008.glossarysoilscienceterms).
- Stanford, J.A., J.V. Ward, W.J. Liss, C.A. Frissell, R.N. Williams, J.A. Lichatowich, and C.C. Coutant (1996). "A General Protocol for Restoration of Regulated Rivers", *Regulated Rivers Research & Management*, 12: 391-413. DOI: [10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199607\)12:4/5<391::AID-RRR436>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<391::AID-RRR436>3.0.CO;2-4).
- Staver, K.W., and R.B. Brinsfield (1998). "Using Cereal Grain Winter Cover Crops to Reduce Groundwater Nitrate Contamination in the Mid-Atlantic Coastal Plain", *Journal of Soil and Water Conservation*, 53: 230-240.
- Stavi, I., R. Lal, S. Jones, and R.C. Reeder (2012). "Implications of Cover Crops for Soil Quality and Geodiversity in a Humid-Temperate Region in the Midwestern USA", *Land Degrad. Dev.*, 23: 322-330. DOI: [10.1002/ldr.2148](https://doi.org/10.1002/ldr.2148).
- Steele, M.K., F.J. Coale, and R.L. Hill (2012). "Winter Annual Cover Crop Impacts on No-Till Soil Physical Properties and Organic Matter", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 76: 2164-2173. DOI: [10.2136/sssaj2012.0008](https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0008).
- Stefani, D., P.-A. Jacinthe, B. Fu, W. Zhao, and L. Wang (2019). "Valuing the Ecosystem Services of Cover Crops: Barriers and Pathways Forward", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 270-271: 76-78. DOI: doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.021.
- Stehle, S., J.M. Dabrowski, U. Bangert, and R. Schulz (2016). "Erosion Rills Offset the Efficacy of Vegetated Buffer Strips to Mitigate Pesticide Exposure in Surface Waters", *Science of the Total Environment*, 545: 171-183.
- Stephenson, J.M., and A. Morin (2009). "Covariation of Stream Community Structure and Biomass of Algae, Invertebrates and Fish with Forest Cover at Multiple Spatial Scales", *Freshwater Biology*, 54: 2139-2154. DOI: [10.1111/j.1365-2427.2008.02142.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02142.x).
- Stigter, C.J. (1984). "Mulching as a Traditional Method of Microclimate Management", *Meteorology and Atmospheric Physics*, 35: 1-2.
- Story, A., R.D. Moore, and J.S. Macdonald (2003). "Stream Temperature in Two Shaded Reaches Below Cutblocks and Logging Roads: Downstream Cooling Linked to Subsurface Hydrology", *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 1383-1396.
- Strahler, A.N. (1957). "Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology", *Transactions American Geophysical Union*, 38 (6): 913-920.
- Strock, J.S., P.M. Porter, and M.P. Russelle (2004). "Cover Cropping to Reduce Nitrate Loss through Subsurface Drainage in the Northern U.S.", *J. Environ. Qual.*, 33: 1010-1016. DOI: [10.2134/jeq2004.1010](https://doi.org/10.2134/jeq2004.1010).
- Sweeney, B.W. (1993). "Effects of Streamside Vegetation on Macroinvertebrate Communities of White Clay Creek in Eastern North America", *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 144: 291-340.
- Sweeney, B.W., and J.D. Newbold (2014). "Streamside Forest Buffer Width Needed to Protect Stream Water Quality, Habitat, and Organisms: A Literature Review", *Journal of the American Water Resources Association*, 50 (3): 560-584. DOI: [10.1111/jawr.12203](https://doi.org/10.1111/jawr.12203).
- Sweeney, B.W., T.L. Bott, J.K. Jackson, L.A. Kaplan, J.D. Newbold, L.J. Standley, W.C. Hession, and R.J. Horwitz (2004). "Riparian Deforestation, Stream Narrowing, and Loss of Stream Ecosystem Services", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101 (39): 14132-14137.
- Tabaglio, V., A. Marocco, and M. Schulz (2013). "Allelopathic Cover Crop of Rye for Integrated Weed Control in Sustainable Agroecosystems", *Italian Journal of Agronomy*, 8 (1), e5. DOI: <https://doi.org/10.4081/ija.2013.e5>.
- Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre (2017). Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre, fiche synthèse, 38 p.
- Tan, C.S, C.F. Drury, W.D. Reynolds, P.H. Groenevelt, H. Dadfar (2002b). "Water and Nitrate Loss Through Tiles Under a Clay Loam Soil in Ontario after 42 Years of Consistent Fertilization and Crop Rotation", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93 : 121-130.
- Tan, C.S., and T.Q. Zhang (2011). "Surface Runoff and Sub-surface Drainage Phosphorus Losses Under Regular Free Drainage and Controlled Drainage with Sub-irrigation Systems in Southern Ontario", *Canadian Journal of Soil Science*, 91 (3), p. 349-359.
- Tan, C.S., C.F. Drury, M. Soutani, I.J. Van Wesenbeeck, H.Y.F. Ng, J.D. Gaynor, and T.W. Welacky (1998). "Effect of Controlled Drainage and Tillage on Soil Structure and Tile Drainage Nitrate Loss at Field Scale", *Wat. Sci. Tech.*, 38: 103-110.
- Teasdale, J.R., R.W. Mangum, J. Radhakrishnan, and M.A. Cavigelli (2004). "Weed Seedbank Dynamics in Three Organic Farming Crop Rotations", *Agron. J.*, 96, 1429-1435.
- Teasdale, J.R., and C.L. Mohler (2000). "The Quantitative Relationship Between Weed Emergence and the Physical Properties of Mulches", *Weed Science*, 48: 385-392.
- Teasdale, J.R., L.O. Brandsater, A. Calegari, and F. Skora Neto (2007). "Cover Crops and Weed Management", in Upadhyaya, M.K., Blackshaw, R.E. (editors), *Non-Chemical Weed Management: Principles, Concepts and Technology*, Wallingford, CAB International, p. 49-64.
- Teasdale, J.R. (1993). "Reduced-Herbicide Weed Management Systems for No-Tillage Corn (*Zea mays*) in a Hairy Vetch (*Vicia villosa*) Cover Crop", *Weed Technol.*, 7: 879-883.
- Teasdale, J.R., and C.L. Mohler (1993). "Light Transmittance, Soil Temperature, and Soil Moisture Under Residue of Hairy Vetch and Rye", *Agron. J.*, 85: 673-680. DOI: [10.2134/agronj1993.00021962008500030029x](https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500030029x).
- Teixeira, E.I., P. Johnstone, E. Chakwizira, J. de Ruiter, B. Malcolm, N. Shaw, R. Zyskowski, E. Khaembah, J. Sharp, E. Meenken, P. Fraser, S. Thomas, H. Brown, and D. Curtin (2016). "Sources of Variability in the Effectiveness of Winter Cover Crops for Mitigating N Leaching", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 220: 226-235. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.019>.
- Thapa, R., S.B. Mirsky, and K.L. Tully (2018). "Cover Crops Reduce Nitrate Leaching in Agroecosystems: A Global Meta-Analysis", *J. Environ. Qual.*, 47: 1400-1411. DOI: [10.2134/jeq2018.03.0107](https://doi.org/10.2134/jeq2018.03.0107).
- The Nature Conservancy (2002). Conservation Planning in the Mississippi Alluvial Plain, 162 p.
- Thomas, H., U. Schwarz, H. Habersack, I. Niersu, S. Preiner, N. Willby, and G. Weigelhofer (2016). "Current Status and Restoration Options for Floodplains Along the Danube River", *Science of The Total Environment*, 543, Part A, p. 778-790. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.073>.

- Thorup-Kristensen, K. (2001). "Are differences in Root Growth of Nitrogen Catch Crops Important for their Ability to Reduce Soil Nitrate-N Content, and How Can this be Measured?", *Plant Soil*, 230: 185-195.
- Thorup-Kristensen, K., J. Magid, and L.S. Jensen (2003). "Catch Crops and Green Manures as Biological Tools in Nitrogen Management in Temperate Zones", *Adv. Agron.*, 79: 227-302.
- Tilman, D., and J.A. Downing (1994). "Biodiversity and Stability in Grasslands", *Nature*, 367: 363-365.
- Tilman, D., D. Wedin, and J. Knops (1996). "Productivity and Sustainability Influenced by Biodiversity in Grassland Ecosystems", *Nature*, 379: 718-720.
- Tilman, D. (2001). "Functional Diversity", in Levin, S.A. (editor), *Encyclopedia of Biodiversity*, Academic Press, p. 109-120.
- Tilman, D., K.G. Cassman, P.A. Matson, R. Naylor, and S. Polasky (2002). "Agricultural Sustainability and Intensive Production Practices", *Nature*, 418: 671-677.
- Tingle, C.H., D.R. Shaw, M. Boyette, and G.P. Murphy (1998). "Metolachlor and Metribuzin Losses in Runoff as Affected by Width of Vegetative Filter Strips", *Weed Sci.*, 46: 475-479.
- Tockner, K., and J.A. Stanford (2002). "Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends", *Environmental Conservation*, 29 (03). DOI: [10.1017/S037689290200022X](https://doi.org/10.1017/S037689290200022X).
- Tockner, K., U. Uehlinger, and C.T. Robinson (editors), (2009). *Rivers of Europe*, 1st edition, Amsterdam, Academic Press.
- Tonitto, C., M.B. David, and L.E. Drinkwater (2006). "Replacing Bare Fallows with Cover Crops in Fertilizer-intensive Cropping Systems: A Meta-analysis of Crop Yield and N Dynamics", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 112: 58-72. DOI: [10.1016/j.agee.2005.07.003](https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003).
- Tremblay, N., Y.M. Bouroubi, C. Bélec, R.W. Mullen et al. (2012). "Corn Response to Nitrogen is Influenced by Soil Texture and Weather", *Agronomy Journal*, 104 (6): 1658-1671.
- Tuck, S.L., C. Winqvist, F. Mota, J. Ahnström, L.A. Turnbull, and J. Bengtsson (2014). "Land-use Intensity and the Effects of Organic Farming on Biodiversity: A Hierarchical Meta-analysis", *J. Appl. Ecol.*, 51: 746-755. DOI: [10.1111/1365-2664.12219](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219).
- Tufekcioglu, A., J.W. Raich, T.M. Isenhardt, and R.C. Schultz (1998). "Fine Root Dynamics, Coarse Root Biomass, Root Distribution, and Soil Respiration in a Multispecies Riparian Buffer in Central Iowa, USA", *Agroforestry Systems*, 44 (2-3): 163-174.
- Turtola, E., and A. Jaakkola (1995). "Loss of Phosphorus by Surface Runoff and Leaching from a Heavy Clay Soil under Barley and Grass Ley in Finland", *Acta Agric. Scand. section B – Soil and Plant Science*, 45: 159-165.
- United States Army Corps of Engineers (1988). Final Environmental Impact Statement: Second Lock at Locks and Dam n° 26 (replacement), Mississippi River, Alton, Illinois, and Missouri, vol. 1 Main Report.
- United States Department of Agriculture (1989). The Second RCA Appraisal: Soil, Water, and Related Resources on Nonfederal Land in the United States: Analysis of Conditions and Trends, Washington, DC, U.S. Department of Agriculture.
- United States Department of Agriculture Forest Service (1999). Restoring the Delta – Partnerships for Water Quality and Bottomland Hardwood Restoration in the Lower Mississippi Alluvial Valley, 51 p.
- United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service (2013). Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Lower Mississippi River Basin, 203 p.c
- United States Department of the Interior, U.S. Geological Survey (2017). New USGS Filter Removes Phosphorus from Waste Water. URL: <https://www.usgs.gov/news/new-usgs-filter-removes-phosphorus-waste-water>.
- United States Environmental Protection Agency (2013). Inventory of US Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2011. Washington, DC. <http://www.epa.gov/climatechange/Downloads/ghgemissions/US-GHG-Inventory-2013-Chapter-6-Agriculture.pdf>.
- Uchino, H., K. Iwama, Y. Jitsuyama, K. Ichiyama, E. Sugiura, T. Yodate, S. Nakamura, and J. Gopal (2012). "Effect of Interseeding Cover Crops and Fertilization on Weed Suppression Under an Organic and Rotational Cropping System: 1. Stability of Weed Suppression Over Years and Main Crops of Potato, Maize and Soybean", *Field Crops Research*, 127: 9-16. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.10.007>.
- Unger, P.W., and M.F. Vigil (1998). "Cover Crop Effects on Soil Water Relationships", *J. Soil Water Conserv.*, 53: 200-207.
- Uusi-Kämpmä, J., B. Braskerud, H. Jansson, N. Syversen, and R. Uusitalo (2000). "Buffer Zones and Constructed Wetlands as Filters for Agricultural Phosphorus", *J. Environ. Qual.*, 29 (1): 151-158.
- Uusi-Kämpmä, J., E. Turtola, H. Hartikainen, and T. Ylärinta (1997). "The Interactions of Buffer Zones and Phosphorus Runoff. Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection", in Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., Pinay, G. (editors), *Proceedings of the International Conference on Buffer Zones*, Heythrop Park, UK, September 1996, p. 43-53.
- Uusi-Kämpmä, J. (2005). "Phosphorus Purification in Buffer Zones in Cold Climates", *Ecological Engineering*, 24: 491-502. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2005.01.013](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.013).
- Valkama, E., R. Lemola, H. Känkänen, and E. Turtola (2015). "Meta-Analysis of the Effects of Undersown Catch Crops on Nitrogen Leaching Loss and Grain Yields in the Nordic Countries", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 203: 93-101. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.023>.
- Van Dijk, P.M., F. Kwaad, and M. Klapwijk (1996). "Retention of Water and Sediment by Grass Strips", *Hydrol. Processes*, 10: 1069-1080.
- Van Doren, C.A., R.S. Stauffer, and E.H. Kidder (1950). "Effect of Contour Forming on Soil Loss and Runoff", *Soil Science Society Proceedings*, p. 413-417.
- Vanasse, A., A. Charles, and N. Tremblay (2017). Méta-analyse sur la contribution des cultures de couverture à la dynamique de l'azote, à la qualité des sols et aux rendements des grandes cultures – rapport final, projet Innov'Action Agroalimentaire IA214152, 68 p.
- Vannoppen, W., M. Vanmaercke, S. De Baets, and J. Poesen (2015). "A Review of the Mechanical Effects of Plant Roots on Concentrated Flow Erosion Rates", *Earth-Science Reviews*, 150: 666-678. DOI: [10.1016/j.earscirev.2015.08.011](https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.08.011).
- Varvel, G.E. (2000). "Crop Rotation and Nitrogen Effects on Normalized Grain Yields in a Long-Term Study", *Agron. J.*, 92: 938-941. DOI: [10.2134/agronj2000.925938x](https://doi.org/10.2134/agronj2000.925938x).
- Varvel, G.E. (2006). "Soil Organic Carbon Changes in Diversified Rotations of the Western Corn Belt", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 426-433. DOI: [10.2136/sssaj2005.0100](https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0100).
- Venterea, R.T., A.D. Halvorson, N. Kitchen, M.A. Liebbig, M.A. Cavigelli, S.J. Del Grosso, P.P. Motavalli, K.A. Nelson, K.A. Spokas, B. Pal Singh, C.E. Stewart, A. Ranaivoson, J. Strock, and H. Collins (2012). "Challenges and Opportunities for Mitigating Nitrous Oxide Emissions from Fertilized Cropping Systems", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (10): 562-570.

- Verhoeven, J.T., and T.L. Setter (2009). "Agricultural Use of Wetlands: Opportunities and Limitations", *Annals of Botany*, 105 (1): 155-163.
- Verstraeten, G., J. Poesen, K. Gillijns, and G. Govers (2006). "The Use of Riparian Vegetated Filter Strips to Reduce River Sediment Loads: An Overestimated Control Measure?", *Hydrological Processes*, 20: 4259-4267. DOI: [10.1002/hyp.6155](https://doi.org/10.1002/hyp.6155).
- Veum, K.S., K.W. Goynes, P.P. Motavalli, and R.J. Udawatta (2009). "Runoff and Dissolved Organic Carbon Loss from a Paired-Watershed Study of Three Adjacent Agricultural Watersheds", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 130: 115-122.
- Villamil, M.B., G.A. Bollero, R.G. Darmody, F.W. Simmons, and D.G. Bullock (2006). "No-Till Corn/Soybean Systems Including Winter Cover Crops: Effects on Soil Properties", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 1936-1944. DOI: [10.2136/sssaj2005.0350](https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0350).
- Vought, L. B.-M., G. Pinay, A. Fuglsang, and C. Ruffinoni (1995). "Structure and Function of Buffer Strips from a Water Quality Perspective in Agricultural Landscapes", *Landscape and Urban Planning*, 31 (1-3): 323-331.
- Wagner, M.G., and H.P. Denton (1989). "Influence of Cover Crop and Wheel Traffic on Soil Physical Properties in Continuous No-Till Corn", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 1206-1210. DOI: [10.2136/sssaj1989.03615995005300040036x](https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300040036x).
- Wainwright, J., A.J. Parsons, K. Michaelides, D.M. Powell, and R. Brazier (2003). "Linking Short- and Long-Term Soil – Erosion Modelling", in A. Lang, R. Dikau, K. Henrich (editors), *Long Term Hillslope and Fluvial System Modelling. Lecture Notes in Earth Sciences*, 101, Springer, Berlin, Heidelberg.
- Wallace, J. (2017). *Organic Field Crop Handbook*, 3rd edition, Ottawa, Canadian Organic Growers, 448 p.
- Wallace, C.W., G. McCarty, S. Lee, R.P. Brooks, T.L. Veith, P.J.A. Kleinman, and A.M. Sadeghi (2018). "Evaluating Concentrated Flowpaths in Riparian Forest Buffer Contributing Areas Using LiDAR Imagery and Topographic Metrics", *Remote Sensing*, 10 (4), 614.
- Wang, L., J. Lyons, and P. Kanehl (2006). "Habitat and Fish Responses to Multiple Agricultural Best Management Practices in a Warm Water Stream", *Journal of the American Water Resources Association*, 42 (4): 1047-1062.
- Warner, B.P., R.E. Schattman, and C.E. Hatch (2017). "Farming the Floodplain: Ecological and Agricultural Tradeoffs and Opportunities in River and Stream Governance in New England's Changing Climate", *Case Studies in the Environment*. DOI: [10.1525/cse.2017.sc.512407](https://doi.org/10.1525/cse.2017.sc.512407).
- Wells, M.S., S.C. Reberg-Horton, A.N. Smith, and J.M. Grossman (2013). "The Reduction of Plant-Available Nitrogen by Cover Crop Mulches and Subsequent Effects on Soybean Performance and Weed Interference", *Agron. J.*, 105: 539-545. DOI: [10.2134/agronj2012.0396](https://doi.org/10.2134/agronj2012.0396).
- Wendt, R.C., and R.E. Burwell (1985). "Runoff and Soil Losses from Conventional, Reduced, and No-Till corn", *J. Soil Water Conserv.*, 40: 450-454.
- Wenger, S. (1999). A Review Of The Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation, Athens, University of Georgia. URL: <http://wolfrunwater.org/Stream-Restoration/riparianbuffer%201%20.pdf>.
- Werling, B.P. et al. (2014). "Perennial Grasslands Enhance Biodiversity and Multiple Ecosystem Services in Bioenergy Landscapes", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111: 1652-1657.
- Weston, L.A. (1996). "Utilization of Allelopathy for Weed Management in Agroecosystems", *Agron. J.*, 88: 860-866. DOI: [10.2134/agronj1996.00021962003600060004x](https://doi.org/10.2134/agronj1996.00021962003600060004x).
- Whitaker, D.M., and W.A. Montevecchi (1999). "Breeding Bird Assemblages Inhabiting Riparian Buffer Strips in Newfoundland, Canada", *The Journal of Wildlife Management*, 63 (1): 167-179. DOI: [10.2307/3802498](https://doi.org/10.2307/3802498).
- Wilkerson, E., J.M. Hagan, D. Siegel, and A.A. Whitman (2006). "The Effectiveness of Different Buffer Widths for Protecting Headwater Stream Temperature in Maine", *Forest Science*, 52: 221-231.
- Wilson, H.M., R.M. Cruse, and C.L. Burras (2011). "Perennial Grass Management Impacts on Runoff and Sediment Export from Vegetated Channels in Pulse Flow Runoff Events", *Biomass and Bioenergy*, 35: 429-436.
- Wilzbach, M.A. (1985). "Relative Roles of Food Abundance and Cover in Determining the Habitat Distribution of Stream-Dwelling Cutthroat Trout (*Salmo clarki*)", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1668-1672. DOI: [10.1139/f85-208](https://doi.org/10.1139/f85-208).
- Winqvist, C., J. Bengtsson, T. Aavik, F. Berendse, L.W. Clement, S. Eggers, C. Fischer, A. Flohre, F. Geiger, J. Liira, T. Pärt, C. Thies, T. Tschardt, W.W. Weisser, and R. Bommarco (2011). "Mixed Effects of Organic Farming and Landscape Complexity on Farmland Biodiversity and Biological Control Potential across Europe", *Journal of Applied Ecology*, 48: 570-579. DOI: [10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x).
- Wooster, D.E., and S.J. de Bano (2006). "Effect of Woody Riparian Patches in Croplands on Stream Macroinvertebrates", *Archiv für Hydrobiologie*, 165 (2): 241-268.
- Worsham, A.D. (1991). "Role of Cover Crops in Weed Management and Water Quality", in Hargrove, W.L. (editor), *Cover Crops for Clean Water. Proceedings of the International Conference on Cover Crop for Clean Water*, Jackson, TN, p. 141-145.
- Wortman, S.E., C.A. Francis, and J.L. Lindquist (2012). "Cover Crop Mixtures for the Western Corn Belt: Opportunities for Increased Productivity and Stability", *Agron. J.*, 104: 699-705. DOI: [10.2134/agronj2011.0422](https://doi.org/10.2134/agronj2011.0422).
- Wynn, T.M., S. Mostaghimi, J.A. Burger, A.A. Harpold, M.B. Henderson, and L.-A. Henry (2004). "Variation in Root Density Along Stream Banks", *Journal of Environmental Quality*, 33 (6): 2030-2039.
- Yanni, S., Y. Zeng, Q. Shi, X. Pan, and S. Huang (2015). "No-Tillage Controls on Runoff: A Meta-Analysis", *Soil and Tillage Research*, 153: 1-6. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.04.007>.
- Yli-Halla, M., H. Hartikainen, P. Ekholm, E. Turtola, M. Puustinen, and K. Kallio (1995). "Assessment of Soluble Phosphorus Load in Surface Runoff by Soil Analyses", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 56: 53-62.
- Zak, D., B. Kronvang, M.V. Carstensen, C.C. Hoffmann, A. Kjeldgaard, S.E. Larsen, J. Audet, S. Egemose, C.A. Jorgensen, P. Feuerbach, F. Gertz, and H.S. Jensen (2018). "Nitrogen and Phosphorus Removal from Agricultural Runoff in Integrated Buffer Zones", *Environmental Science & Technology*, 52 (11): 6508-6517. DOI: [10.1021/acs.est.8b01036](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01036).
- Zhang T.Q., Tan C.S., Zheng Z.M., Welacky T., Wang Y.T. (2017). "Drainage Water Management Combined with Cover Crop Enhances Reduction of Soil Phosphorus Loss", *Sci. Total Environ.*, 586: 362-371.
- Zhang, T.Q., C.S. Tan, Z.M. Zheng, and C.F. Drury (2015). "Tile Drainage Phosphorus Loss with Long-Term Consistent Cropping Systems and Fertilization", *J. Environ. Qual.*, 2: 503-511.

- Zhang, X., X. Liu, M. Zhang, R.A. Dahlgren, and M. Eitzel (2010). "A Review of Vegetated Buffers and a Meta-Analysis of Their Mitigation Efficacy in Reducing Nonpoint Source Pollution", *Journal of Environmental Quality*, 39: 76-84. DOI: [10.2134/jeq2008.0496](https://doi.org/10.2134/jeq2008.0496).
- Zhang, Z. and R.L. Blevins (1996). "Corn Yield Response to Cover Crops and N Rates under Long-Term Conventional and No-Tillage Management", *J. Sustain. Agric.*, 8: 61-72.
- Zhou, X., M.J. Helmers, H. Asbjornsen, R. Kolka, M.D. Tomer et al. (2014). "Nutrient Removal by Prairie Filter Strips in Agricultural Landscapes", *J. Soil Water Conserv.*, 69: 54-64.
- Zhou, X., M.J. Helmers, H. Asbjornsen, R. Kolka, and M.D. Tomer. (2010). "Perennial Filter Strips Reduce Nitrate Levels in Soil and Shallow Groundwater after Grassland-to-Cropland Conversion", *Journal of Environmental Quality*, 39: 2006-2015.
- Zhu, J.C., C.J. Gantzer, S.H. Anderson, E.E. Alberts, and P.R. Beuselinck (1989). "Runoff, Soil, and Dissolved Nutrient Losses from No-Till Soybean with Winter Cover Crops", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 1210-1214. DOI: [10.2136/sssaj1989.03615995005300040037x](https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300040037x).
- Zwiniecki, M.A., and M. Newton (1999). "Influence of Streamside Cover and Stream Features on Temperature Trends in Forested Streams of Western Oregon", *Western Journal of Applied Forestry*, 14 (2): 106-113.