

**Rapport de recherche pour la Direction de l'agroenvironnement du
Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements
climatiques, de la Faune et des Parcs**

Conception et optimisation de bandes riveraines, de voies enherbées et
de petits ouvrages de captage de l'eau et des sédiments au champ à
l'aide de dispositifs expérimentaux et d'outils de modélisation
hydrologique distribuée

Présenté à

Direction de l'agroenvironnement

Par

Centre Eau Terre et Environnement, Institut National
de la recherche scientifique

Alain N. Rousseau, Ph.D. ing.
Cedrick Guedessou, Ph.D., CPI
Guillaume Morin, M.Sc., CPI
Etienne Foulon, Ph.D., CPI

Rapport final

Rapport No. R2200

Dépôt le 02 juillet 2024, mise à jour du rapport de juillet 2023

Table des matières

Liste des tableaux	7
Liste des figures	11
Synthèse	16
Sommaire exécutif.....	17
But des travaux.....	17
Méthode.....	17
Niveau actuel des travaux	18
Phase modélisation – Scénarios explorés.....	18
Phase de modélisation - Recommandations	19
1 Contexte de la recherche	25
1.1 Objectifs du projet	25
1.2 Contexte général	26
1.3 Le bassin versant du Castor	27
1.3.1 Présentation du bassin versant.....	27
1.3.2 Topographie du site.....	28
1.3.3 Occupation du sol.....	29
1.3.4 Les bandes riveraines sur le bassin versant du Castor	30
1.3.5 Type de sol	32
1.3.6 Données hydrométéorologiques.....	32
2 Objectif spécifique 1 – Revue de littérature relative aux bandes tampons	38
2.1 Résumé	38
2.2 Méthode	38
2.2.1 Bases de données utilisées et principe de recherche de la littérature	39
2.2.2 Sites institutionnels explorés et principe de recherche de la littérature	39
2.2.3 Principe de sélection des littératures retenues et organisation de la bibliothèque....	41
2.3 Principes de fonctionnement et fonctions écologiques des bandes tampons.....	42
2.3.1 Réduction de la vitesse d’écoulement de l’eau de ruissellement	43
2.3.2 Accroissement de l’infiltration de l’eau dans le sol	44
2.3.3 Rétention des sédiments	45

2.3.4	Rétention des nutriments, pesticides, et autres contaminants	47
2.3.5	Stabilisation des berges et protection contre l'érosion.....	49
2.3.6	Autres fonctions des bandes tampons	50
2.4	Types de zones tampons	51
2.4.1	Bandes tampons temporaires.....	51
2.4.2	Bandes tampons permanentes	52
2.4.3	Milieus humides.....	55
2.4.4	Ouvrages de captage et de rétention : les collinaires.....	56
2.5	Règlementations autour des bandes tampons	57
2.5.1	Règlementations – Canada	61
2.5.2	Règlementation – USA.....	63
2.5.3	Règlementation – Europe	66
2.5.4	Synthèse des réglementations en milieux agricoles	68
3	Objectif spécifique 2 – Modélisation et dimensionnement des ouvrages	70
3.1	Résumé	70
3.2	Méthode	71
3.2.1	Traitement des données physiographiques avec PHYSITEL	75
3.2.2	Modélisation hydrologique avec HYDROTEL.....	83
3.2.3	Scénarios de bandes riveraines à largeur optimale avec VFDM.....	85
3.2.4	Modélisation de collinaires sur le bassin versant	91
3.2.5	Modélisation de l'érosion avec GerosM	95
3.2.6	Modélisation de l'acheminement des sédiments avec ROTO et de la sédimentation dans les collinaires	97
3.2.7	Scénarios testés	98
3.2.8	Méthodes d'évaluation des scénarios	99
3.3	Résultats.....	99
3.3.1	Effet des PGB sur la réduction de la charge en MES du ruissellement de surface ..	99
3.3.2	Effet des PGB sur l'occurrence du dépassement du critère sur la concentration en MES pour la protection de la vie aquatique	101
3.3.3	Effet des PGB sur la quantité de MES à l'exutoire.....	102
3.3.4	Effet des PGB sur l'érosion des tronçons.....	103

3.3.5	Effet des collinaires sur la captation des sédiments	104
3.3.6	Effet distribué des bandes riveraines élargies sur l'accumulation de sédiments et sur l'érosion du lit des cours d'eau	110
3.4	Discussion.....	116
3.5	Conclusion	120
4	Objectif spécifique 3 – Validation terrain de la modélisation.....	123
4.1	Résumé	124
4.2	Questions de recherche	124
4.3	Sélection des sites.....	125
4.4	Dispositif expérimental.....	127
4.5	Variables à mesurer	130
4.6	Instrumentation.....	130
4.7	Collecte de données	137
4.8	Protocoles de laboratoire	137
	Phosphore total – TP	137
	Azote total – TN.....	138
	Phosphate (PO ₄) et Nitrite (NO ₂)-Nitrate (NO ₃).....	138
	Solides totaux	138
4.9	Données collectées	138
	Principe de calcul de l'efficacité des bandes riveraines	138
	Phosphore total	139
	Azote total	145
	Phosphore dissous	151
	Nitrite-Nitrate	158
	Solides totaux	164
	Taux d'infiltration de l'eau dans le sol.....	166
5	Objectif spécifique 4 – Analyses statistiques et recommandations.....	167
6	Objectif spécifique 5 – Vulgarisation et publication.....	167
7	Références	168
8	Annexe 1 : Mots clés et groupe de mots clé utilisés pour la recherche de la littérature dans les bases de données	185

8.1	Scopus.....	185
8.1.1	Bandes riveraines	185
8.1.2	Voies enherbées ou voies engazonnées.....	185
8.1.3	Milieus humides.....	185
8.1.4	Ouvrages de captage / Collinaires.....	185
8.2	Web of sciences	185
8.2.1	Bandes riveraines	186
8.2.2	Voies enherbées ou voies engazonnées.....	186
8.2.3	Milieus humides.....	186
8.2.4	Ouvrages de captage / Collinaires.....	186
8.3	Google scholar.....	186
8.3.1	Bandes riveraines	186
8.3.2	Voies enherbées ou voies engazonnées.....	186
8.3.3	Milieus humides.....	187
8.3.4	Ouvrages de captage / Collinaires.....	187
9	Annexe 2 : Mots clés et groupe de mots clé utilisés pour la recherche de la littérature sur les sites web institutionnels	188
9.1	Bandes riveraines.....	188
9.2	Voies enherbées ou voies engazonnées	189
9.3	Milieus humides.....	190
9.4	Ouvrages de captage / Collinaires	191
10	Annexe 3 : Efficacité des bandes tampons pour la rétention des sédiments	192
11	Annexe 4 : Efficacité des bandes tampons pour la rétention des nutriments	198
12	Annexe 5 : Règlementations généralistes autour des bandes tampons	218
12.1.1	Règlementations – Canada.....	218
12.1.2	Règlementation – USA.....	222
12.1.3	Règlementation – Europe	227

Liste des tableaux

Tableau 1 - Caractéristiques des produits CaPA considérés pour la modélisation hydrologique..	34
Tableau 2 - Caractéristiques des stations météorologiques dans un rayon de 25 km autour du bassin versant ayant des données à l'intérieur de la période 2000-2022.....	35
Tableau 3 - Statistiques de base des taux d'efficacité de piégeage des sédiments retrouvés dans la littérature	45
Tableau 4 - Statistiques des taux d'efficacité de piégeage des sédiments en fonction de la largeur et de la pente dans la bande tampon	46
Tableau 5 - Statistiques de base des taux d'efficacité de piégeage des nutriments retrouvés dans la littérature	48
Tableau 6 - Statistiques des taux d'efficacité de piégeage des formes d'azote et du nitrate en fonction de la largeur de bande tampon	48
Tableau 7 - Statistiques des taux d'efficacité de piégeage des formes de phosphore en fonction de la largeur de bande tampon	49
Tableau 8 - Statistiques des taux d'efficacité de piégeage des pesticides, insecticides, etc en fonction de la largeur de bande tampon	49
Tableau 9 - Forces et faiblesses de chaque famille de bande riveraine (Les bandes riveraines du Québec 2022)	53
Tableau 10 - Règlementations relatives aux bandes riveraines en milieux agricoles dans les provinces et territoires du Canada.....	61
Tableau 11 - Règlementations relatives aux bandes riveraines en milieux agricoles dans les États des USA (adapté de Gene, Hoekstra et al. (2019) et de Lee, Smyth et al. (2004)).....	63
Tableau 12 - Règlementations relatives aux bandes riveraines en milieux agricoles dans les pays européens.....	66
Tableau 13 - Effets des PGBs sur la quantité de MES présente dans le ruissellement de surface pour la période 2002-2011.....	101
Tableau 14 - Effet des PGB sur la probabilité de dépasser le critère de MES pour la protection de la vie aquatique. Les concentrations sont calculées pour les années 2002-2011.	102

Tableau 15 - Variation annuelle moyenne des charges de MES à l'exutoire par rapport au scénario de référence pour les années 2002 à 2011	103
Tableau 16 - Hauteur d'accumulation des dépôts sédimentaires au fond des collinaires à la fin de la période simulée (2002-2011)	110
Tableau 17 - Validité statistique du dispositif expérimental.....	128
Tableau 18 - Dispositif expérimental pour déterminer si le modèle VFDM évalue adéquatement la largeur des bandes riveraines	128
Tableau 19 - Dispositif expérimental pour déterminer si le modèle VFDM prédit la bonne efficacité	129
Tableau 20 - Dispositif expérimental pour déterminer quelle est la végétation la plus efficace .	129
Tableau 21 - Récapitulatif des données collectées pour le phosphore total.....	139
Tableau 22 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total	140
Tableau 23 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux de surface	141
Tableau 24 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines	142
Tableau 25 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)	143
Tableau 26 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)	144
Tableau 27 - Récapitulatif des données collectées pour l'azote total	145
Tableau 28 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total.....	146
Tableau 29 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux de surface	147
Tableau 30 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines	148

Tableau 31 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur).....	149
Tableau 32 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur).....	150
Tableau 33 - Récapitulatif des données collectées pour le phosphore dissous	152
Tableau 34 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous	152
Tableau 35 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux de surface	154
Tableau 36 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines	155
Tableau 37 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur).....	156
Tableau 38 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur).....	157
Tableau 39 - Récapitulatif des données collectées pour les nitrites-nitrates.....	158
Tableau 40 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates.....	159
Tableau 41 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux de surface	160
Tableau 42 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrates-nitrites dans les eaux souterraines	161
Tableau 43 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur).....	162
Tableau 44 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur).....	163
Tableau 45 - Récapitulatif des données collectées pour les solides totaux	164

Tableau 46 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les solides totaux.....	165
Tableau 47 – Littérature grise considérée relative aux bandes riveraines.....	188
Tableau 48 - Littérature grise considérée relative aux voies enherbées ou voies engazonnées ...	189
Tableau 49 - Littérature grise considérée relative aux milieux humides	190
Tableau 50 - Littérature grise considérée relative aux ouvrages de captage et aux collinaires ...	191
Tableau 51 - Règlements relatifs aux bandes tampons dans les provinces et territoires du Canada.....	218
Tableau 52 - Règlements relatifs aux bandes tampons dans les États des USA.....	222
Tableau 53 - Règlements relatifs aux bandes tampons dans les pays européens.....	227

Liste des figures

Figure 1 - Recommandations Largeurs réelles et emplacements des bandes riveraines (après modification de la modélisation avec l'ajout du module de drainage et des retenues collinaires) Efficacité visé → 80%	21
Figure 2 - Recommandations Largeurs réelles et emplacements des bandes riveraines (avant modification de la modélisation avec l'ajout du module de drainage et des retenues collinaires)	22
Figure 3 - Recommandations Emplacements et profondeur des retenues collinaires (Retenues collinaires de 3m de profondeur)	23
Figure 4 - Localisation du bassin versant du ruisseau au Castor	28
Figure 5 - Carte d'occupation du sol du bassin versant Castor correspondant à l'année 2021 (sources des données : Base de données des cultures assurées - BDCA).....	29
Figure 6 - Inventaire des bandes riveraines sur le bassin versant du Castor (Agrinova 2022, Turmel-Courchesne 2024).....	31
Figure 7 - Pédologie du bassin versant Castor (Source : Institut de recherche et de développement en agroenvironnement - IRDA).....	32
Figure 8 - Hydrogramme des débits journaliers moyens du ruisseau au Castor pour la période 2000-2013	33
Figure 9 - Plages de disponibilité des données de débit et de précipitations intrajournalières	36
Figure 10 - Diagramme à moustaches des précipitations mensuelles à la station Philipsburg d'ECCE de 1951 à 2014 (n = 759 mois). Les mois où les données étaient manquantes pour plus de 3 jours ont été retirés du jeu de données	36
Figure 11 - Diagramme des modèles utilisés pour simuler l'impact des PGBs sur la charge sédimentaire du bassin versant du ruisseau au Castor. Les boîtes grises représentent les paramètres externes à fournir aux modèles, les boîtes colorées représentent les modèles et les bulles mauves représentent les résultats.....	72
Figure 12 - MNT et réseau hydrographique du bassin versant importés dans le modèle PHSYITEL. Le trait rouge représente le tronçon exutoire du bassin versant. Les élévations vont de 29 m (en bleu) à 66 m (en rouge). À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHSYITEL.	76

Figure 13 - Carte d'occupation du sol telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL	77
Figure 14 - Carte des types de sols telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL.	78
Figure 15 - Matrice des pentes telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL	79
Figure 16 - Matrice des orientations telle que représentées dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL.	80
Figure 17 - Matrice d'accumulation telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL. La couleur verte représente une accumulation faible et la couleur bleue une accumulation élevée.....	81
Figure 18 - réseau hydrographique déterminé selon un seuil d'accumulation de 25 000 m ² (2,5 ha) tel que représenté dans l'interface de PHYSITEL	82
Figure 19 - Les 802 UHRH du bassin, telles que représentées dans l'interface de PHYSITEL. À noter que les couleurs servent seulement à distinguer les UHRH les unes des autres.	83
Figure 20 - Les réseaux hydrographiques principal et secondaire et les aires d'écoulements diffus et concentrés qui leur sont respectivement associées	87
Figure 21 - Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario conservateur (efficacité visée de 65%)	88
Figure 22 - Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario modéré (efficacité visée de 80%)	89
Figure 23 - Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario ambitieux (efficacité visée de 90%)	90
Figure 24 - Parcelles irriguées par les 14 collinaires. Les collinaires seront situés entre deux parcelles ayant le même numéro. Les différentes teintes de vert ne servent qu'à différencier les groupes de parcelles irriguées entre eux. PHYSITEL 1 (en bleu) représente le réseau déterminé à partir du seuil d'accumulation.....	92
Figure 25 - Représentation sur le bassin versant des collinaires de 2 m de profondeur	94
Figure 26 - Représentation sur le bassin versant des collinaires de 3 m de profondeur	94

Figure 27 - UHRH tributaires des collinaires. Les différentes teintes de bleu permettent de différencier les aires tributaires les unes des autres	95
Figure 28 - Taux d'érosion annuel moyen sur le bassin versant pour la période 2002-2011	97
Figure 29 - Cumul de la masse de MES à l'exutoire pour tous les scénarios, pour la période allant du 1 ^{er} janvier 2002 au 30 juin 2011	103
Figure 30 - Cumul de l'érosion du lit de tous les tronçons	104
Figure 31 - Évolution de l'accumulation des sédiments au fond des collinaires (courbes rouge et noir) et dans les tronçons correspondants du scénario de référence (courbes bleues)	109
Figure 32 - Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 65%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.	111
Figure 33 - Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 80%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.	112
Figure 34 - Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 90%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.	113
Figure 35 - Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 65%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.	114
Figure 36 - Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 80%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.	115
Figure 37 - Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 90%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.	116
Figure 38 - Largeur et emplacement des bandes riveraines sur le bassin versant du Castor	123
Figure 39 - Choix du site 1 – Bandes riveraines de 5 m de large.....	125
Figure 40 - Choix du site 2 – Bande riveraine de 8 m de large.....	126

Figure 41 - Site expérimental 1 – Largeur de bande riveraine de 5 m	126
Figure 42 - Site expérimental 2 – Largeur de bande riveraine de 8 m	127
Figure 43 - Collecteurs de surface.....	131
Figure 44 - De la gauche vers la droite : lysimètre de 35 cm de profondeur, lysimètre de 70 cm, piézomètre	132
Figure 45 - Mise à disposition des sites expérimentaux par les producteurs	133
Figure 46 - Transport des lysimètres et piézomètres.....	133
Figure 47 - Transport du sable et de la bentonite	134
Figure 48 - Mise en place des instruments de mesure.....	134
Figure 49 - Forage pour mise en place des lysimètres et piézomètres	135
Figure 50 - Lysimètres et piézomètres une fois installés	135
Figure 51 - Installation des instruments sur la lisière verte de 1 m de largeur.....	136
Figure 52 - Instrumentation achevée	136
Figure 53 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total.....	140
Figure 54 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux de surface	141
Figure 55 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines.....	142
Figure 56 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)	143
Figure 57 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)	144
Figure 58 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total	146
Figure 59 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux de surface	147

Figure 60 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines.....	148
Figure 61 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)	149
Figure 62 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)	150
Figure 63 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous	153
Figure 64 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux de surface.....	154
Figure 65 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines.....	155
Figure 66 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)	156
Figure 67 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)	157
Figure 68 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates.....	159
Figure 69 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux de surface	160
Figure 70 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines.....	161
Figure 71 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)	162
Figure 72 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)	163
Figure 73 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les solides totaux.....	165

Synthèse

Ce projet est relatif à la détermination des dimensions et emplacements optimaux des bandes tampons, à l'échelle d'un bassin versant, pour garantir une filtration efficace des sédiments, nutriments, pesticides et autres contaminants contenus dans les eaux de ruissellement avant qu'elles n'atteignent les cours d'eau. Le projet a lieu sur le bassin versant du Castor situé dans la région de Montérégie dans la partie sud de la province du Québec dans la municipalité régionale de comté (MRC) de Brome-Missisquoi. Il constitue une phase pilote d'un processus global de gestion des eaux agricoles avec comme finalité d'établir une méthode adéquate pour la mise en œuvre des bandes tampons sur les autres bassins versant de la province du Québec. Le projet est conçu autour de cinq objectifs spécifiques à savoir : (1) une revue de littérature pour établir l'état des connaissances relatives aux bandes tampons, (2) une modélisation de l'hydrologie du bassin versant du Castor et le dimensionnement des bandes tampons, (3) une validation des résultats de modélisation et de dimensionnement sur le terrain, (4) une analyse statistique des données collectées pendant la phase de validation terrain et l'émission de recommandations à l'endroit des producteurs et (5) une vulgarisation et une publication des résultats de la recherche. Les investigations menées jusqu'à ce jour ont couvert les objectifs spécifiques 1, 2 et 3. Le projet est actuellement à la phase de collecte des données de terrain qui serviront de données d'entrée à l'objectif spécifique (4). Une fois les données analysées, nous pourrons procéder à l'émission des recommandations de dimension, d'emplacement et de végétations efficaces pour les bandes riveraines sur le bassin versant. La méthodologie utilisée pour les investigations sera également documentée dans un manuscrit à soumettre à l'évaluation des pairs dans une revue scientifique à comité de lecture.

Sommaire exécutif

But des travaux

Les travaux sur le bassin versant du Castor ont pour but de déterminer les conditions de gestion idéales des eaux agricoles pour limiter la pollution du cours d'eau, réduire l'érosion du sol et favoriser la résilience face aux changements climatiques. Plus précisément, il s'agissait de concevoir (dimensions et emplacement optimaux) divers ouvrages d'hydraulique douce tels que des bandes tampons, des milieux humides et des ouvrages de captage au champ (collinaires) pour filtrer les sédiments, nutriments, pesticides et autres contaminants présents dans les eaux de ruissellement avant leur acheminement vers les cours d'eau. Les bandes tampons étaient conçues pour être positionnées soit à l'interface des champs agricoles et des cours d'eau (bandes riveraines) soit à l'intérieur des champs (voies enherbées ou engazonnées). Cependant, les interactions avec les producteurs partenaires au projet au fil du temps ont révélé un intérêt limité pour les voies enherbées. Elles ont donc été exclues du projet. Les travaux ont ensuite été axés sur les bandes riveraines.

Méthode

Les travaux ont été réalisés en deux phases :

La première est la phase de modélisation. Elle a consisté à utiliser une série de modèles notamment PHYSITEL, HYDROTEL, VFDM, GEROSM et ROTO pour créer un modèle hydrologique du bassin versant, déterminer l'emplacement et les dimensions optimaux des bandes riveraines et des milieux humides et des ouvrages de captage (collinaires) et prédire le niveau potentiel d'érosion et les quantités de sédiments susceptibles d'être charriés à l'exutoire. Il est à noter que le modèle VFDM n'a pas encore fait l'objet de validation terrain et le sera dans le cadre du projet CASTOR.

La seconde phase est la validation sur le terrain des résultats de la première phase. À cet effet, deux sites ont été sélectionnés sur le bassin versant à des emplacements prédits par la modélisation, le premier avec des bandes riveraines de largeur 5 m et le second avec des bandes riveraines de largeur 8 m. Sur chacun des sites, des échantillons d'eaux de surface et d'eaux souterraines ont été prélevés

pour comparer les concentrations de différents polluants (phosphore total, azote total, phosphore dissous, nitrites-nitrates, solides totaux) à l'entrée et à la sortie des bandes riveraines expérimentales permettant ainsi d'en évaluer l'efficacité. Des piézomètres, placés également à l'entrée et à la sortie des parcelles expérimentales permettent de mesurer le taux d'infiltration de l'eau dans le sol due à la présence des bandes riveraines.

Niveau actuel des travaux

Les travaux sont actuellement à l'étape de l'analyse statistique des données collectés qui permettra de confirmer ou non les recommandations issues de la phase de modélisation.

Phase modélisation – Scénarios explorés

Les recommandations issues de la phase de modélisation se basent sur les scénarios explorés dont le but est d'évaluer la capacité de diverses pratiques de gestion bénéfiques (PGB) à améliorer la qualité des eaux agricoles atteignant le cours d'eau, à limiter l'érosion du sol et à améliorer la rétention des sédiments sur le bassin versant. Les scénarios sont :

- 1- Le scénario de référence : il correspond pratiquement à la situation actuelle des bandes riveraines sur le bassin versant du Castor. Il s'agit de bandes riveraines de 2 m sur le talus pour tous les tronçons.
- 2- Les bandes riveraines élargies selon l'efficacité visée : ce scénario correspond à l'analyse de trois (3) efficacités, à savoir 65, 80 et 90% de rétention de sédiments lors de 95% des événements de ruissellement pendant la période du 15 avril au 15 décembre.
- 3- Retrait des bandes riveraines existantes : ce scénario correspond à un bassin versant nu sans aucune bande riveraine. Il permet d'évaluer les bénéfices associés à la présence des bandes riveraines actuelles sur le bassin versant.
- 4- Ajout de retenues collinaires : ce scénario consiste à intégrer des retenues collinaires (14) à la simulation et à évaluer leur effet de décantation et de réduction de l'érosion sur l'ensemble du bassin versant.
- 5- Conversion de toutes les cultures en foin : le foin est la culture qui a la plus grande capacité de réduction de l'érosion. Ce scénario permet de déterminer l'extrême supérieur des possibilités de réduction de l'érosion à partir des cultures mises en place sur le bassin.
- 6- Conversion de toutes les cultures en soya : le soya est la culture qui a la plus faible capacité de réduction de l'érosion. De même, ce scénario permet de déterminer l'extrême inférieur des possibilités de réduction de l'érosion à partir des cultures mises en place sur le bassin.

- 7- Toutes les pratiques de gestion bénéfiques (PGB) combinées : ce scénario combine le meilleur de tous les autres scénarios afin d'évaluer l'impact maximal que pourraient avoir les PGB considérés sur la réduction de la charge sédimentaire du bassin versant. Cela correspond à avoir toutes les cultures converties en foin, des bandes riveraines élargies selon une efficacité visée de 90% implantées sur tous les tronçons et les 14 retenues collinaires de 3 m de profondeur installées à leur emplacement respectif.

Phase de modélisation - Recommandations

La première recommandation aux producteurs sur le bassin versant du Castor est qu'au minimum il faut maintenir les bandes riveraines réglementaires actuelles (2 m sur le talus pour tous les tronçons). Les travaux de modélisations ont montré qu'elles représentent l'option la plus performante de toutes celles analysées. Leur retrait entraînerait une augmentation des charges de MES dans le ruissellement de surface et à l'exutoire du bassin de 746,2% et 716,2% respectivement. En d'autres mots, actuellement sur le bassin versant du Castor, les bandes riveraines règlementaires sont responsables d'une réduction de 87.5% et 88.1% de la charge en MES dans le ruissellement de surface et à l'exutoire respectivement par rapport à un scénario sans bandes riveraines. À ce stade de nos travaux, l'opportunité d'élargir les bandes riveraines (plus de 2 m sur le talus) ne semble pas alors évidente. Les travaux de modélisation, qui pour rappel, doivent encore être confirmés par les données de terrain, montre que les gains peuvent sembler marginal surtout quand on les compare aux superficies de terres agricoles perdues : 28.6 ha pour les bandes riveraines règlementaires contre 89.5 ha pour des bandes riveraines élargies avec une efficacité de 90% par exemple. Pour la charge de MES en surface, la réduction est de 1.5%, 3.1% et 4.2 % pour les bandes riveraines élargies avec une efficacité de 65, 80 et 90% respectivement. Pour la charge de MES à l'exutoire, elle est de 0.8% quelle que soit l'efficacité choisie. Cependant il faut regarder ces résultats sous un autre angle pour en faire une meilleure analyse. L'analyse de l'accumulation des sédiments dans les tronçons montre une augmentation du nombre de tronçons affichant une diminution des dépôts de sédiments lorsque l'efficacité visée des bandes riveraines augmente. Par exemple, la réduction de la quantité de sédiments accumulés, varie entre 5 et 50% pour une efficacité de 90%. Ceci réduirait d'une part le besoin de recreusage périodique du cours d'eau qui vise à limiter l'envasement des tronçons et d'autre part l'ensevelissement des sorties de drain qui limite le drainage efficace des parcelles agricoles. Les bénéfices sont donc économiques et

environnementaux. Ainsi, nonobstant les résultats en lien avec la réduction des charges de MES, on peut recommander les bandes riveraines élargies aux producteurs du bassin versant du Castor. Une efficacité de 80% pourrait être un compromis fonctionnel. Les recommandations en termes de largeur et d'emplacement pour chacun des champs sur le bassin versant sont présentées sur la Figure 1. Toutefois, tous les champs agricoles du bassin versant n'étant pas drainés à l'optimal et n'étant pas munis de retenues collinaires, il est pertinent de voir quelles seraient les recommandations dans cette situation. Elles sont présentées à la Figure 2. A la Figure 3, nous avons les recommandations pour l'emplacement des retenues collinaires. Celles recommandées ont une profondeur de 3m. Elles peuvent capter jusqu'à 11% des sédiments érodés sur les parcelles agricoles. Quant à la conversion de toutes les cultures en foin ou en soya, c'est le foin qui offre les meilleurs résultats. Bien que la valeur économique du foin soit faible, les travaux montrent tout le potentiel de cette culture dans la gestion des eaux agricoles, elle peut donc être envisagée de façon cyclique dans la rotation des cultures.

D'un point de vue scientifique, nos travaux à date ont permis d'identifier les principales fonctions écologiques des bandes tampons, l'influence de la pente, de la largeur et de l'emplacement dans leur efficacité à filtrer les sédiments, les nutriments, pesticides et autres contaminants dans les effluents en provenance des champs agricoles. Les investigations ont montré en outre leur capacité à stabiliser les berges des cours d'eau en luttant contre le détachement des particules. Quant à la modélisation, nos travaux ont montré une excellente cohésion entre les différents modèles utilisés et leur flexibilité à fonctionner avec des données facilement accessibles et parfois incomplètes. Les métriques de la modélisation se sont avérées très bonnes surtout avec l'introduction d'un module de drainage souterrain. Le tout reste encore à confirmer avec des données terrain et ce dernier point constitue la principale tâche pour la suite des travaux sur le projet Castor.

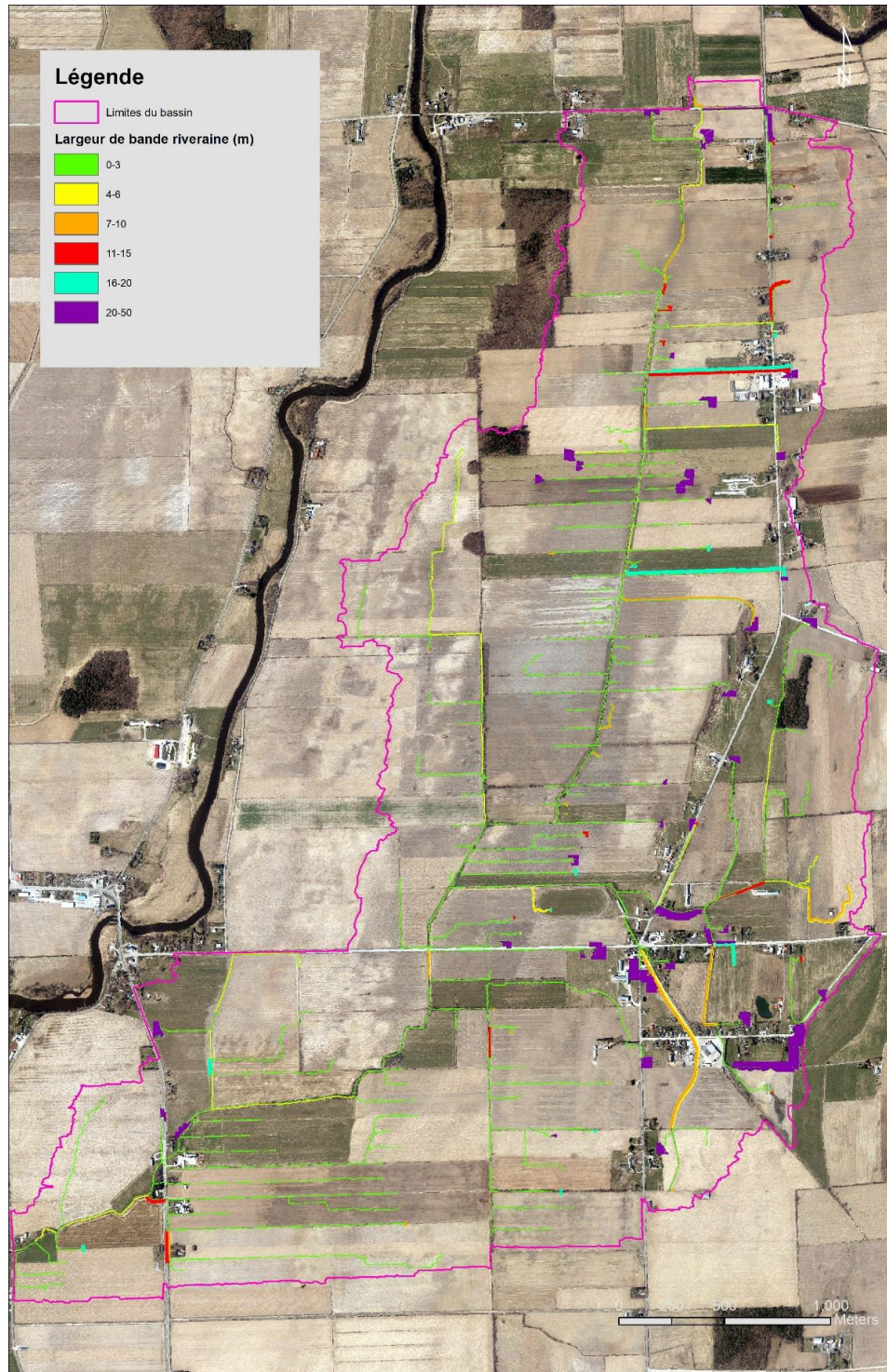


Figure 1 - Recommandations / Largeurs réelles et emplacements des bandes riveraines (après modification de la modélisation avec l'ajout du module de drainage et des retenues collinaires) Efficacité visé → 80%

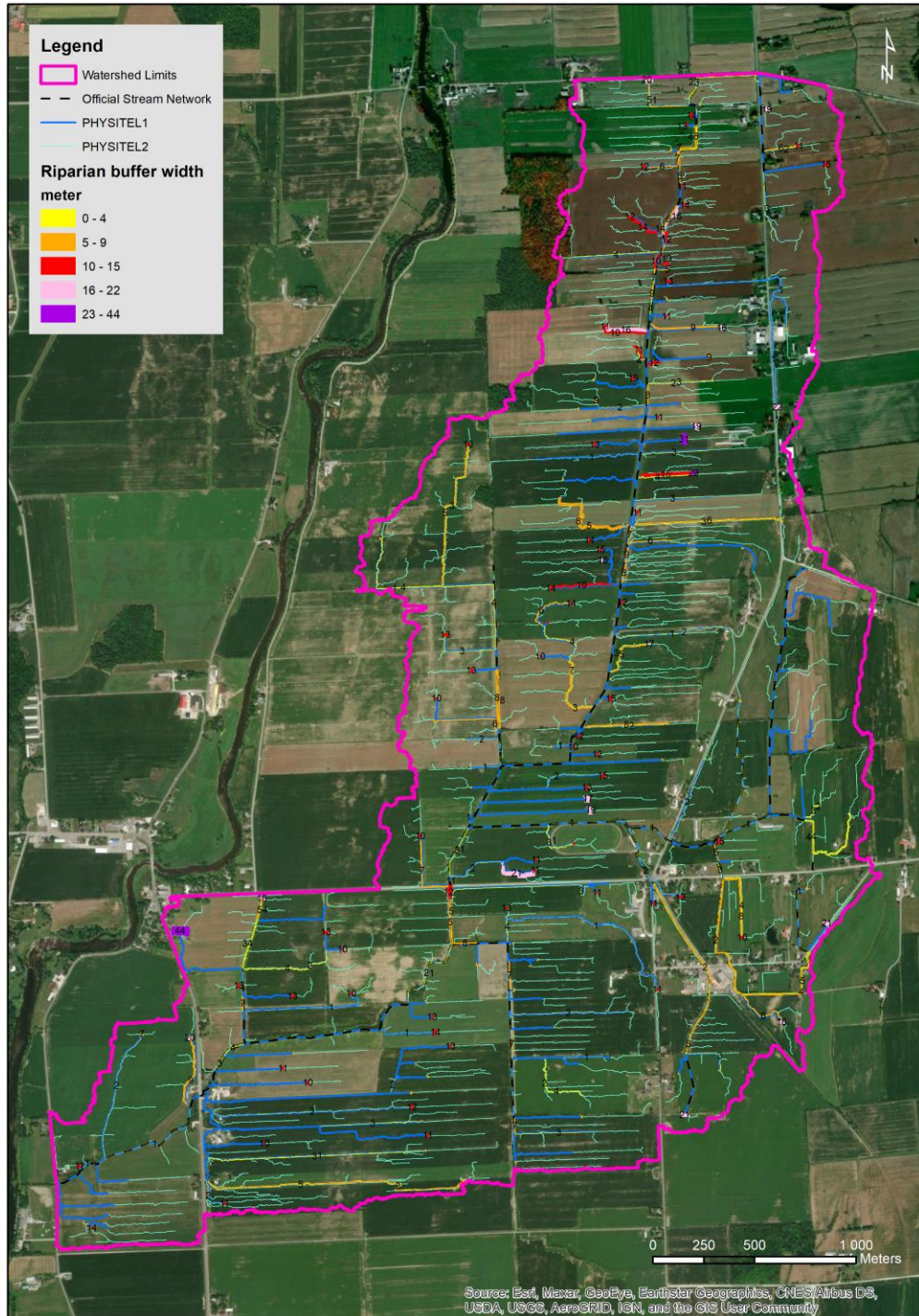


Figure 2 - Recommandations / Largeurs réelles et emplacements des bandes riveraines (avant modification de la modélisation avec l'ajout du module de drainage et des retenues collinaires)

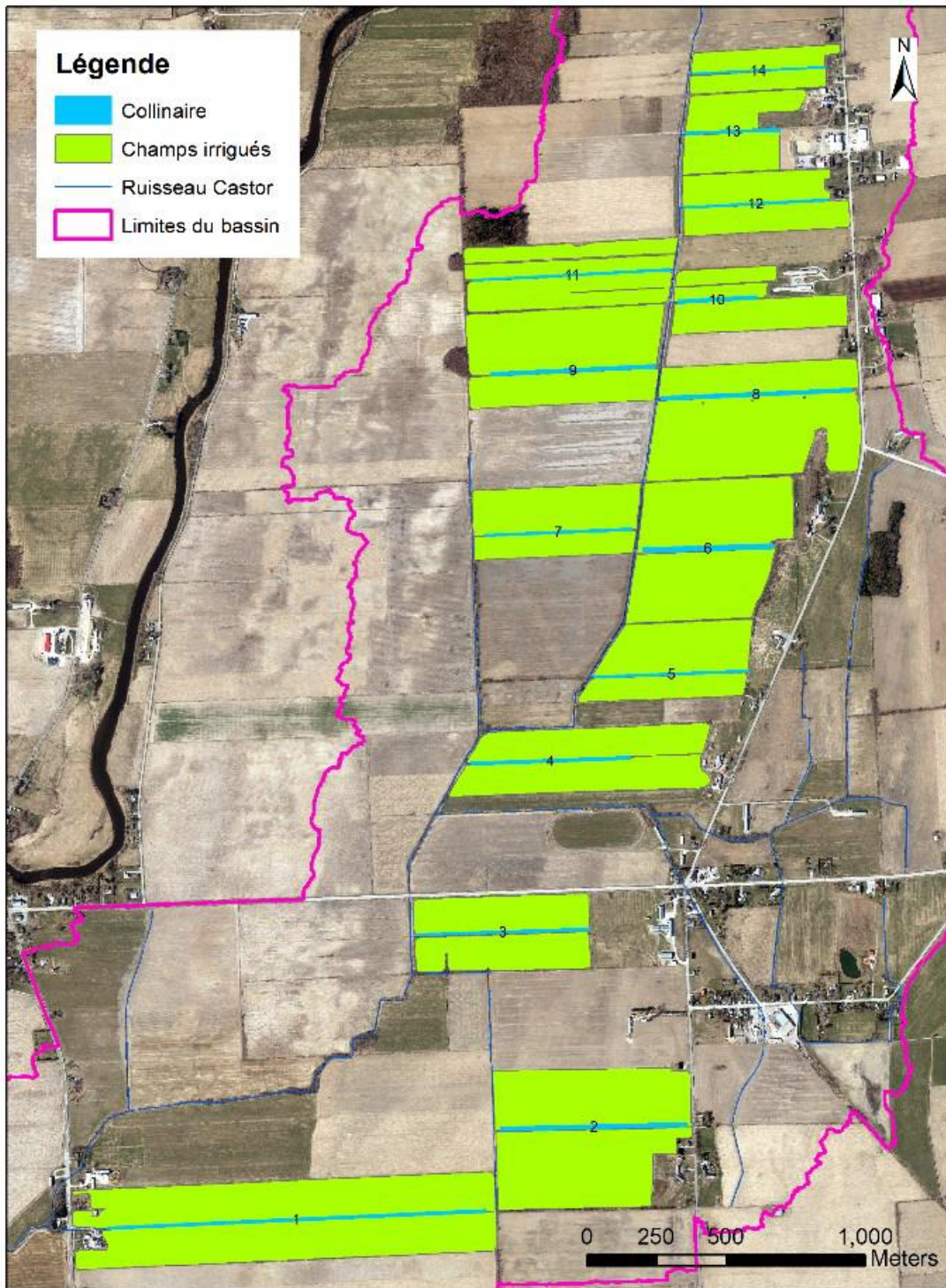


Figure 3 - Recommandations / Emplacements et profondeur des retenues collinaires (Retenues collinaires de 3m de profondeur)

Mises à jour faites par comparaison avec le rapport de 2023

Outre les corrections mineures d'ajustement des numéros de figures, de tableaux et petites corrections en réponse à certains commentaires, le lecteur trouvera ci-dessous les modifications majeures apportées au document par rapport à sa version de 2023 :

- 1- Suppression de la note technique sur le drainage
- 2- Ajustement de la synthèse suite à la suppression de la section sur le drainage
- 3- Ajout du sommaire exécutif
- 4- Ajustement du contexte de la recherche en annonçant les objectifs de recherche en premier et en bonifiant le texte
- 5- Bonification du texte à la section 1.3.1 (anciennement 1.2.1) Présentation du bassin versant
- 6- Ajout de la section 1.3.4 1.3.4 Les bandes riveraines sur le bassin versant du Castor
- 7- Bonification de la section : Données hydrométriques
- 8- Ajout de la figure 10
- 9- Ajout d'un résumé à chaque objectif spécifique déjà travaillé
- 10- Bonification de la méthode de la revue de littérature
- 11- Distinction de la section : Rétention des sédiments
- 12- Déplacement des tableaux relatifs aux taux de rétention en sédiments et en nutriments en annexe (anciennement tableaux 3 et 4)
- 13- Ajout des statistiques de base relatives aux taux de rétention en sédiments et en nutriments
- 14- Ajout de nouveaux tableaux pour une lecture des taux en fonction de la largeur et de la pente
- 15- Bonification de la section : Stabilisation des berges et protection contre l'érosion
- 16- Bonification de la section : Bandes tampons permanentes
- 17- Bonification de la section : Milieux humides
- 18- Ajout de la section : Ouvrages de captage et de rétention : les collinaires
- 19- Bonification de la section : Règlements autour des bandes tampons : amélioration du texte / ajout de nouveaux tableaux sur les règlements en milieux agricoles. Les anciens tableaux plus généralistes ont été envoyés en annexe / ajout d'une synthèse relative aux règlements
- 20- Bonification de la section 4 : Validation terrain en intégrant les références aux travaux de l'équipe de Uvalal
- 21- Ajout de la section 4.7 : Collecte de données
- 22- Ajout de la section 4.8 : Protocoles de laboratoire
- 23- Ajout de la section 4.9 Données collectées
- 24- Modification des articles scientifiques prévus dans la section 6 : Objectif spécifique 5

1 Contexte de la recherche

1.1 Objectifs du projet

Ce projet vise à optimiser la conception des bandes tampons et d'analyser les options relatives à la mise en place de mesures complémentaires bénéfiques pour la qualité de l'eau tels que les ouvrages de retenue (collinaires). L'idée est de répondre au besoin de filtration des eaux de ruissellement en provenance des parcelles agricoles avant qu'elles n'atteignent les cours d'eau tout en limitant les dimensions des ouvrages projetés qui peuvent être contraignantes pour l'agriculteur. Le projet est divisé en cinq lots de travail selon des objectifs spécifiques suivants:

Objectif spécifique 1 – Revue de littérature relative aux bandes tampons

Établir un portrait de la littérature technique relative à la mise en place des bandes tampons et autres ouvrages de captage de l'eau de surface riverains et au champ

Objectif spécifique 2 – Modélisation et dimensionnement des ouvrages

Utilisation de la modélisation hydrologique afin de déterminer l'emplacement des dispositifs expérimentaux permettant d'évaluer la performance des bandes riveraines (BR), des voies enherbées et petits ouvrages de retenue d'eau au champ et ainsi que les emplacements optimaux des ouvrages de retenue et de captage des sédiments à l'échelle du bassin versant.

Objectif spécifique 3 – Validation terrain de la modélisation

Mise en place des instruments de mesure sur le bassin versant du ruisseau au Castor (RAC) et collecte des données pour l'évaluation de l'efficacité des bandes tampon.

Objectif spécifique 4 – Analyses statistiques et recommandations

Analyse temporelle de l'efficacité des BR et construction d'une carte de recommandations des localisations optimales des ouvrages projetés pour l'ensemble du RAC.

Objectif spécifique 5 – Vulgarisation et publication

Production de connaissances de base visant à maximiser l'impact des BR et des bonnes pratiques de gestion sur la qualité de l'eau du RAC dans son ensemble et soumission d'articles scientifiques.

1.2 Contexte général

Au cours des dernières décennies, la pollution associée aux activités agricoles et forestières (pollution diffuse) a été reconnue comme une menace alarmante à la qualité des eaux de surface et souterraines partout en Amérique du Nord (Omernik, Abernathy et al. 1981, Lynch, Corbett et al. 1985, Sovell, Vondracek et al. 2000). La problématique a fait l'objet de nombreuses recherches et mesures administratives résultant en différents programmes de gestion de la pollution dont les bandes tampons se sont révélées être un élément central (Hickey and Doran 2004). Le terme « bande tampon » est utilisé dans divers contextes, mais globalement il désigne une parcelle de terre végétalisée qui sépare une terre en pente à vocation agricole d'un habitat aquatique (cours d'eau, lacs, zones humides) ou terrestre de valeur (forêt, autres terres agricoles, développement humain) (Gumiere, Le Bissonnais et al. 2011, Gene, Hoekstra et al. 2019). Dans leur usage courant, les bandes tampons sont des zones de transition entre les habitats terrestres et aquatiques. Leur rôle est de diminuer les charges en sédiments, nutriments, pesticides et autres contaminants contenus dans les eaux avant qu'elles n'atteignent les cours d'eau (United States Department of agriculture 2018, Stutter, Baggaley et al. 2021). Les bandes tampons peuvent être des ouvrages naturels ou artificiels, réparties dans le paysage où elles influencent les processus écologiques et fournissent divers biens et services à la population (Bentrup 2008).

Il existe plusieurs typologies de bandes tampons, la première étant en rapport avec leur position par rapport aux cours d'eau. On distingue alors, les voies enherbées implantées à l'intérieur des champs et les bandes riveraines implantées le long des cours d'eau. L'une ou l'autre sert de barrières biologiques et physiques pour protéger les terres contre une érosion excessive et/ou les eaux de surface contre les apports en divers contaminants en provenance des champs cultivés (Barling and Moore 1994, Ritchie 2000, Nigel, Chokmani et al. 2014). Dans un contexte d'agriculture durable, elles constituent, avec les milieux humides et les petits ouvrages de captage des eaux de ruissellement, des aménagements privilégiés pour la protection de la biodiversité. De plus, leur capacité à filtrer, à réduire la vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement et à protéger

les berges de l'érosion complètent l'ensemble pour en faire une option intéressante pour la gestion de la qualité des eaux que Hansen, Campbell et al. (2021) recommandent d'ailleurs de conceptualiser à l'échelle du bassin versant.

Cependant le dimensionnement des bandes tampons, c'est-à-dire leur largeur appropriée et leur emplacement précis sur un bassin versant reste une problématique presque entière. Devant ce constat, plusieurs législations ont adopté diverses politiques, lois, règlements prescrivant des largeurs minimales basées sur des critères empiriques qui ont souvent conduit à l'imposition d'une bande de largeur unique partout le long des cours d'eau sans pour autant garantir la protection de l'eau et des écosystèmes aquatiques, surtout au printemps (Ratté-Fortin, Rousseau et al. 2019). Dans ce contexte, il peut être pertinent d'évaluer à l'échelle d'un bassin versant et en fonction de ses caractéristiques, les largeurs de bandes tampons requises ainsi que leur position idoine permettant de garantir en tout temps une bonne protection des masses d'eau et de la biodiversité. Cet exercice a été effectué, dans une phase pilote, sur le bassin versant du Castor. Les investigations effectuées sont décrites dans les sections suivantes.

1.3 Le bassin versant du Castor

1.3.1 Présentation du bassin versant

Le ruisseau au Castor est long de 19,2 km et le bassin versant correspondant est principalement agricole avec 13.74 km² consacrés à l'agriculture sur un total de 15.26 km² (valeurs différentes de celles reportées dans les travaux de Guillaume Morin en raison des limites du bassin versant utilisées). Il est situé dans la région de Montérégie dans la partie sud de la province du Québec dans la municipalité régionale de comté (MRC) de Brome-Missisquoi (Figure 4). Le site est relativement plat avec une pente moyenne de 2,8% et reçoit en moyenne 1023 mm de précipitations telles que mesurées à la station de Phillipsburg d'Environnement et Changements climatiques Canada (ECCC), située à 11 km au sud du bassin versant. Environ 181 mm, soit 18% de cette précipitation tombent sous forme de neige. La température moyenne enregistrée à la station est de 7,3°C. Le bassin versant du Castor est principalement utilisé pour l'agriculture et est classé à l'ordre 3 selon la classification de Horton-Strahler. Des investigations de l'équipe de l'Université Concordia conduite par Pascale Biron (2023), on peut retenir que le ruisseau au Castor a une qualité

morphologique plutôt mauvaise sauf dans les secteurs boisés. Les secteurs dont les bandes riveraines sont les végétalisées sont en aval. La Figure 4 présente la localisation du bassin versant du ruisseau au Castor.

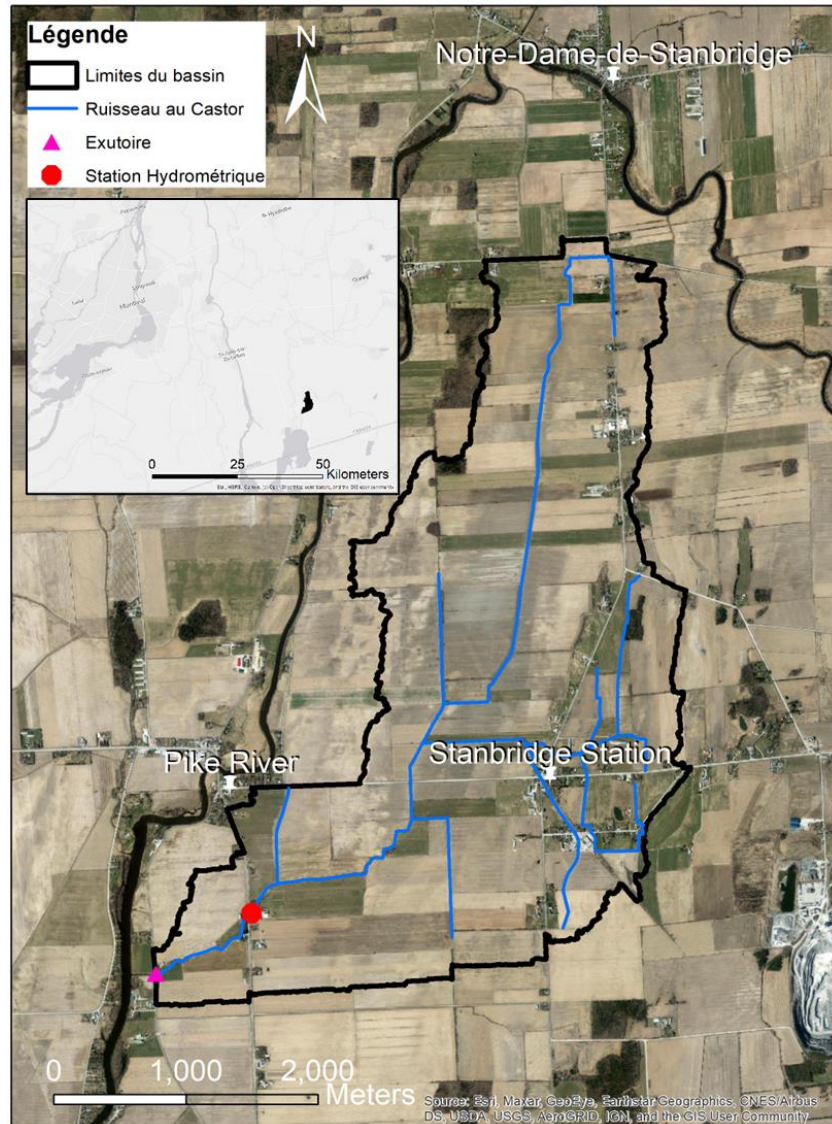


Figure 4 - Localisation du bassin versant du ruisseau au Castor

1.3.2 Topographie du site

La topographie du site est obtenue par relevés LiDAR (*Light Detection and Ranging*) sous forme d'un modèle numérique de terrain (MNT). Le MNT est une représentation numérique tridimensionnelle reflétant les variations d'altitude à la surface du bassin. Les relevés ont été

effectués en décembre 2021 et constituent une actualisation des relevés existant datant de 2013, ceux-ci étant devenus obsolètes entre temps suite à des travaux de nivellement et remblaiement sur plusieurs champs du bassin.

1.3.3 Occupation du sol

Le maïs-grain et le soya sont les cultures dominantes du bassin versant du Castor cependant les producteurs locaux cultivent également entre autres, du maïs ensilage, du blé, de l'orge et du foin (Figure 5).

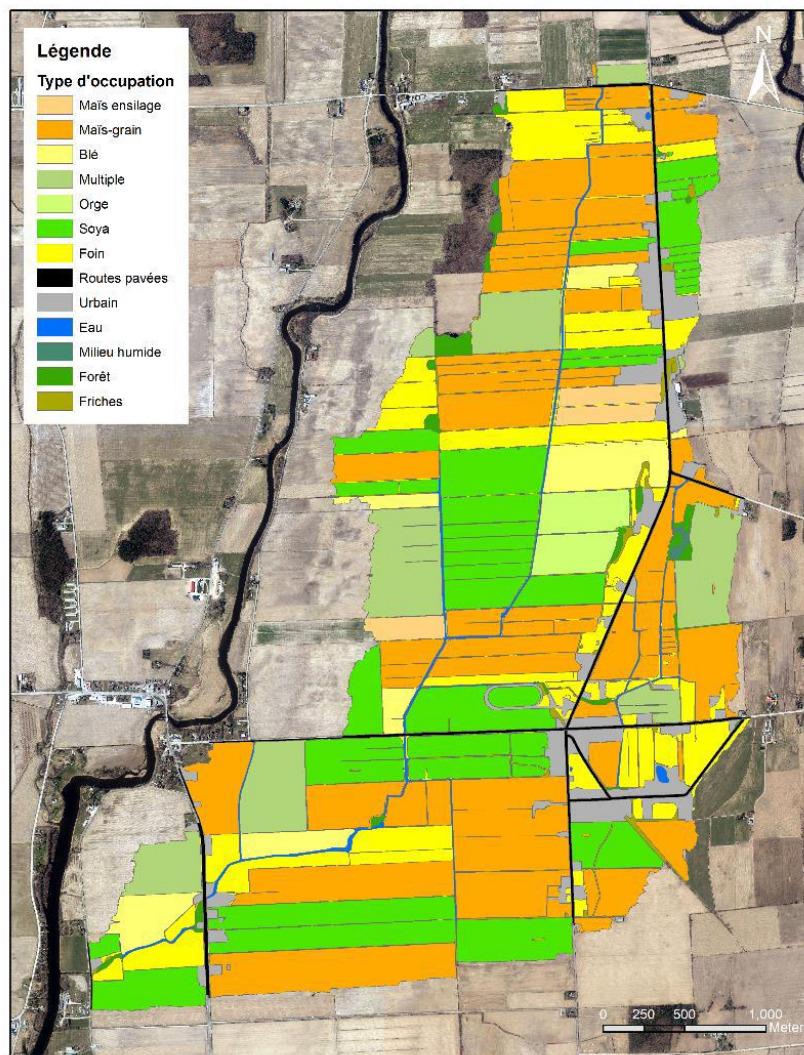


Figure 5 - Carte d'occupation du sol du bassin versant Castor correspondant à l'année 2021 (sources des données : Base de données des cultures assurées - BDCA)

1.3.4 Les bandes riveraines sur le bassin versant du Castor

En règle générale, au Québec, il est nécessaire de préserver une zone riveraine de 10 à 15 mètres en fonction de la pente et de la hauteur du talus, conformément aux dispositions du Règlement sur les activités dans des environnements humides, hydriques et sensibles (Q-2 r. 0.1, 2022). Cependant, il y a des cas exceptionnels. Dans un environnement forestier, il est nécessaire de préserver une zone boisée de 20 mètres aux abords des cours d'eau et des lacs, conformément à l'article 27 du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État (MFFP, 2023). En milieux agricoles, une bande riveraine de 3 m à partir de la ligne des hautes eaux et comprenant au moins 1 m sur le dessus du talus doit être conservée (Q-2 r. 0.1, 2022). La municipalité régionale de comté (MRC) de Brome-Missisquoi, dans laquelle est situé le bassin versant du ruisseau au Castor, a cependant adopté un règlement plus restrictif pour l'aménagement de son territoire agricole (MRC de Brome-Missisquoi, 2014). Ce règlement prévoit une largeur de bande riveraine de 2 m sur le dessus du talus, plutôt que le 1 m prévu minimalement par le Règlement sur les activités dans des milieux humides, hydriques et sensibles. Ceci correspond pratiquement à la situation actuelle des bandes riveraines sur tout le bassin versant du Castor et constitue d'ailleurs le scénario de base adopté pendant nos travaux.

Il y a environ 19.4 km de bandes riveraines sur le bassin versant du Castor ayant entre 1 et 10 m de largeur sur le talus. Elles sont réparties en végétation arboré simple (1936 m), arboré double (2656 m), arbustif simple (3392 m), arbustif double (68 m), épars (4574 m) et herbacé (6795 m) (Figure 6). Elles sont adjacentes à une culture annuelle dans 65% des cas et à une prairie dans 27% des cas. Dans 8% des cas, elles bordent d'autres milieux, tels que des résidences privées par exemple.

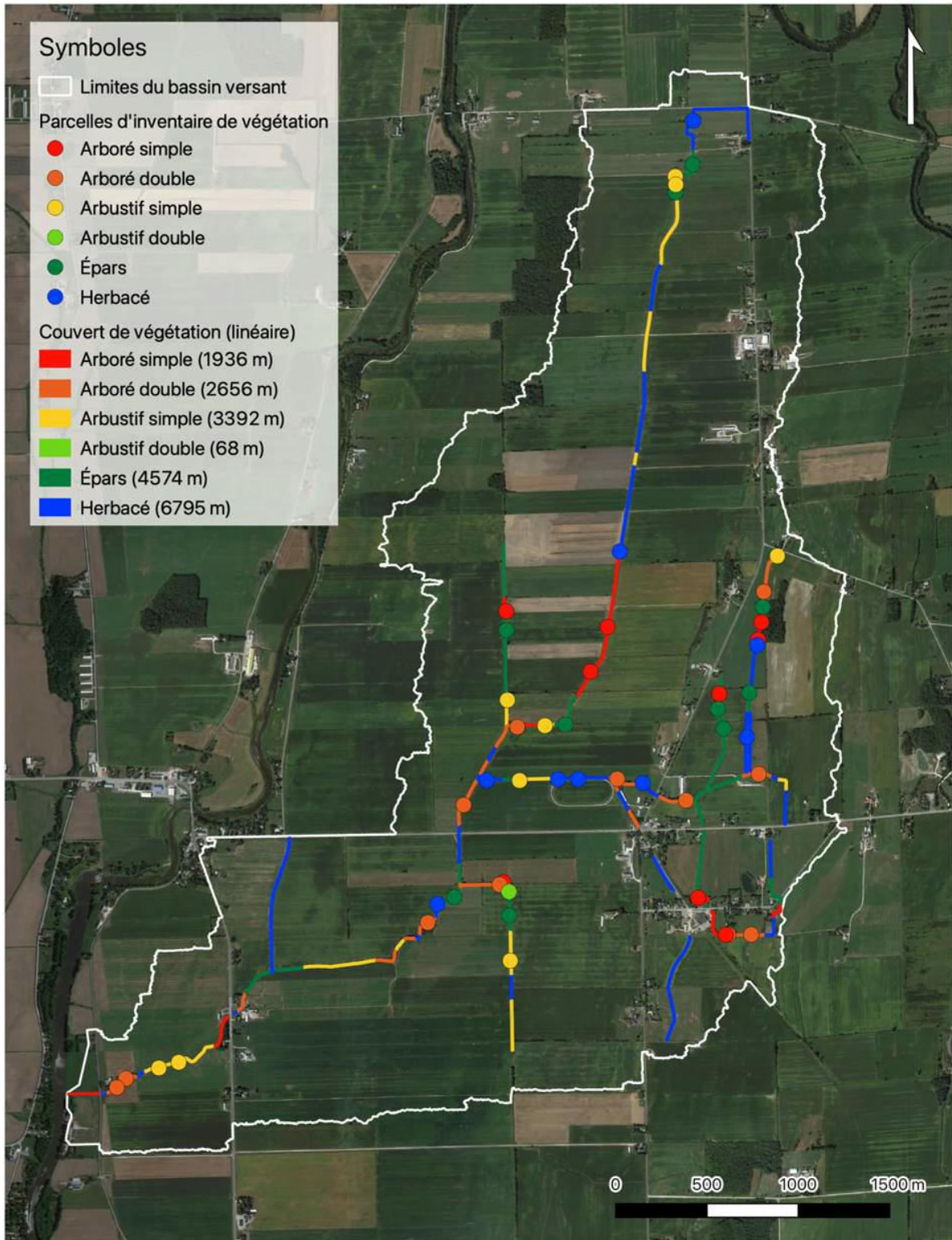


Figure 6 - Inventaire des bandes riveraines sur le bassin versant du Castor (Agrinova 2022, Turmel-Courchesne 2024)

1.3.5 Type de sol

Les sols du bassin versant du Castor sont essentiellement du loam argileux mais on distingue également, par endroit, du loam sablonneux et du loam sablonneux-argileux (Figure 7).

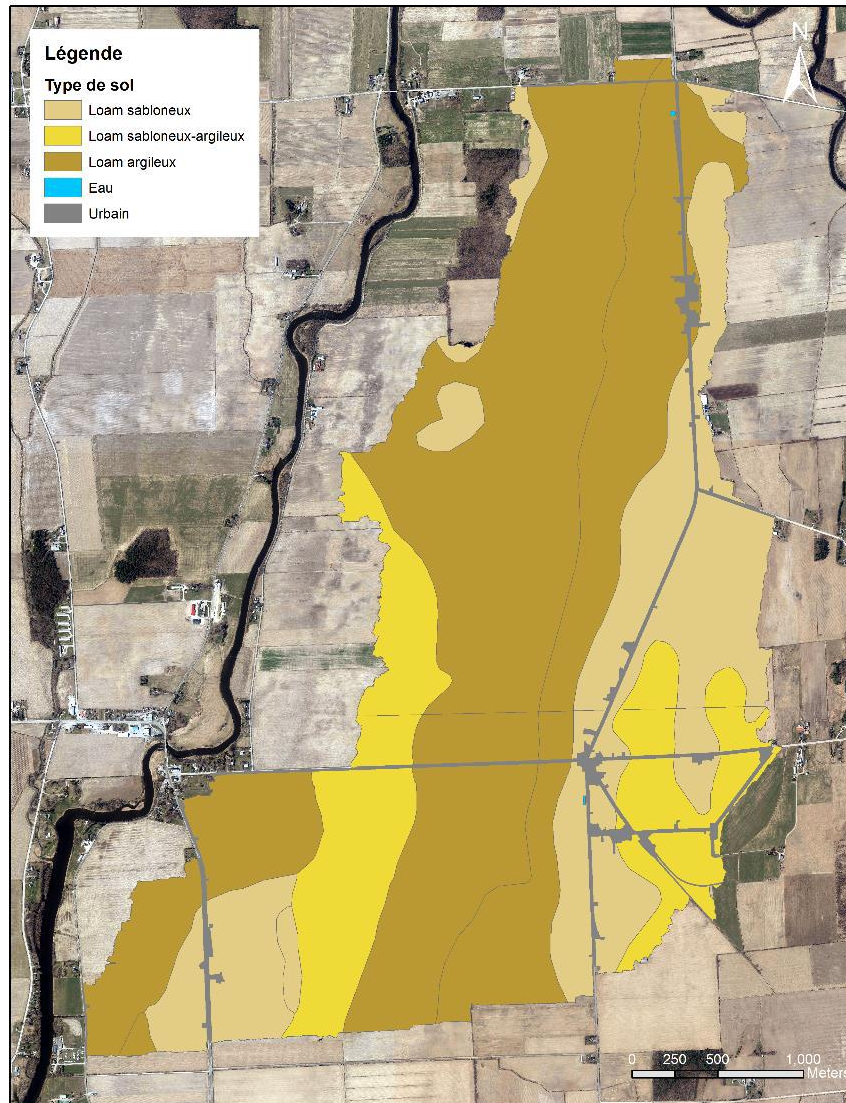


Figure 7 - Pédologie du bassin versant Castor (Source : Institut de recherche et de développement en agroenvironnement - IRDA)

1.3.6 Données hydrométéorologiques

Les données hydrométéorologiques comprennent les données hydrométriques (mesure du débit du ruisseau au Castor) et les données météorologiques (données de précipitation et données de

températures). Les données météorologiques servent à la modélisation hydrologique et à la modélisation de l'érosion et les données hydrométriques servent au calage du modèle hydrologique.

Données hydrométriques

Les données proviennent d'une station hydrométrique opérée jusqu'en 2007 par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) et ensuite par l'IRDA. La station est située à 1,2 km à l'amont de l'exutoire (Figure 4 / Point circulaire rouge) et les données disponibles couvrent la période 1997-2013 avec des débits journaliers pour la période 1997-2000 et des débits au 15 minutes pour la période 2001-2013. Les données collectées entre 1997 et 1999 ont cependant été écartées suite à l'analyse d'un avis de qualité médiocre des données émis par le CEHQ.

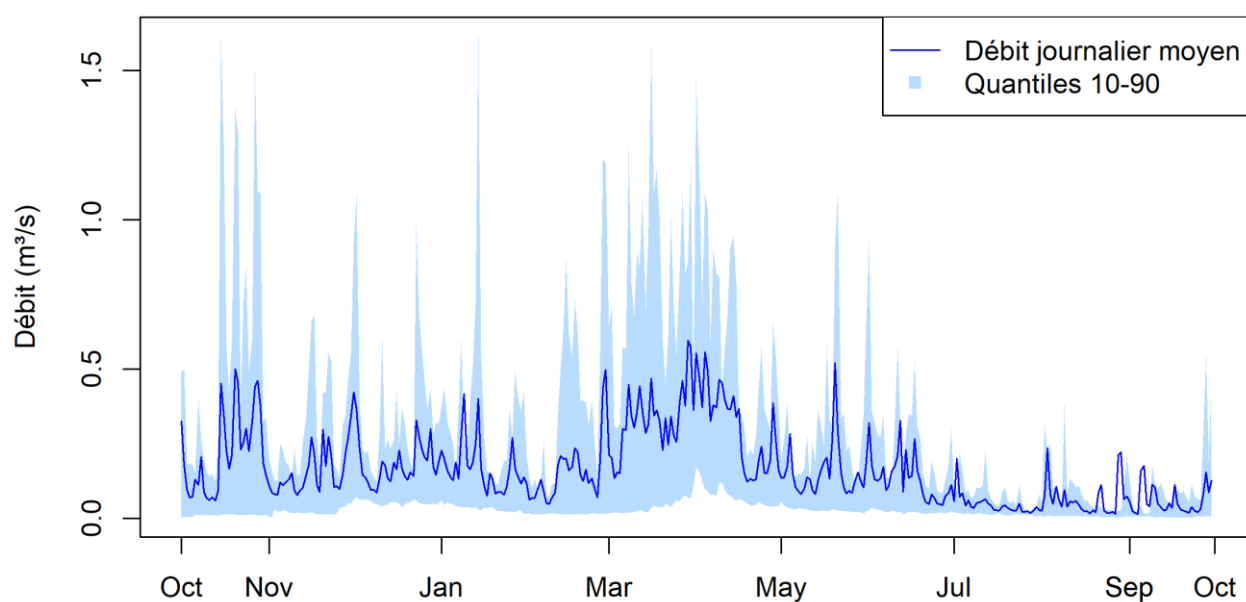


Figure 8 - Hydrogramme des débits journaliers moyens du ruisseau au Castor pour la période 2000-2013

La Figure 8 ci-dessus présente l'hydrogramme des débits journaliers moyens au ruisseau au Castor avec l'intervalle des débits compris entre le 10^e et le 90^e percentile en bleu pâle. On distingue deux crues annuelles, la première au printemps (médiane → 0.096 m³/s) lors de la fonte de la neige et la seconde en automne (médiane → 0.081 m³/s), lorsque l'évapotranspiration diminue. L'étiage estival est très sévère avec un débit moyen qui avoisine les 0 m³/s.

Données de précipitation

Les données de précipitation retenues pour la modélisation sont des données sur grille CaPA, système canadien d'analyse des précipitations (*Canadian Precipitation Analysis*), suite à une analyse comparative avec des données disponibles au niveau des stations météorologiques situées dans un rayon de 25 km autour du bassin versant.

Les données CaPA sont issues d'une régression optimale des précipitations sur grille par combinaisons des relevés provenant de capteurs de précipitation, des estimés radars et des champs d'essai générés par un système de prévision de la météorologie. Les prévisions sont effectuées avec une résolution temporelle de 6 hres et une résolution spatiale de 10 km. Trois produits CaPA ont été considérés : (i) le CaPA Coarse qui est la version opérationnelle de l'analyse de précipitation canadienne à résolution 10 km, (ii) le CaPA Coarse Experimental qui est une version expérimentale du CaPA Coarse et le RDRS (Regional Deterministic Reanalysis System) (Mai, Kornelsen et al. 2020) (Voir Tableau 1).

Tableau 1 - Caractéristiques des produits CaPA considérés pour la modélisation hydrologique

Produit CaPA	Résolution spatiale km ²	Résolution temporelle hre	Date de début	Date de fin
CaPA Coarse	10	6	1er janvier 2002	30 juin 2012
Experimental				
CaPA Coarse	10	6	17 septembre 2012	En cours
RDRS	10	1	1 janvier 1980	31 décembre 2018

En ce qui concerne les stations météorologiques, nous en avons identifié 10 dans le voisinage du bassin versant. Cinq sont opérés par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et les cinq autres par le Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) (Tableau 2).

Tableau 2 - Caractéristiques des stations météorologiques dans un rayon de 25 km autour du bassin versant ayant des données à l'intérieur de la période 2000-2022

Station	Exploitant	Distance du bassin versant km	Début des données	Fin des données	Pas de temps
Philipsburg	ECCC	11	1950	2015	Journalier
Sainte-Sabine	ECCC	11	2003	2006	Horaire
Sabrevois	ECCC	16	1975	2021	Journalier
Frelighsburg	ECCC	18	1994	2023	Journalier, Horaire
Farnham	ECCC	23	1917	2022	Journalier
Sabrevois	MELCC	20	2009	2020	Minute
Philipsburg	MELCC	18	2008	2014	Minute
Henryville	MELCC	10	2008	2014	Minute
Farnham	MELCC	24	2009	2021	Minute
Dunham2	MELCC	18	2008	2014	Minute

Trois critères ont servi à sélectionner la source des données de précipitation à utiliser pour la modélisation :

- 1- La disponibilité des données couvrant les mêmes périodes que les données de débit.
- 2- La distance du bassin versant pour les stations météorologiques ou la résolution spatiale dans le cas des données sur grille. L'une ou l'autre devrait être le plus petit possible.
- 3- Le pas de temps. Pour un bassin versant de petite taille, un pas de temps intra journalier est indiqué pour minimiser les erreurs pendant la modélisation des processus hydrologiques.

La Figure 9 ci-dessous montre que seules les sources RDRS et CaPA Coarse expérimentale répondent adéquatement au besoin de la modélisation. Une modélisation hydrologique préliminaire utilisant les données RDRS n'ayant pas produit des résultats concluants, c'est le produit CaPA Coarse expérimental qui est retenu pour la modélisation.

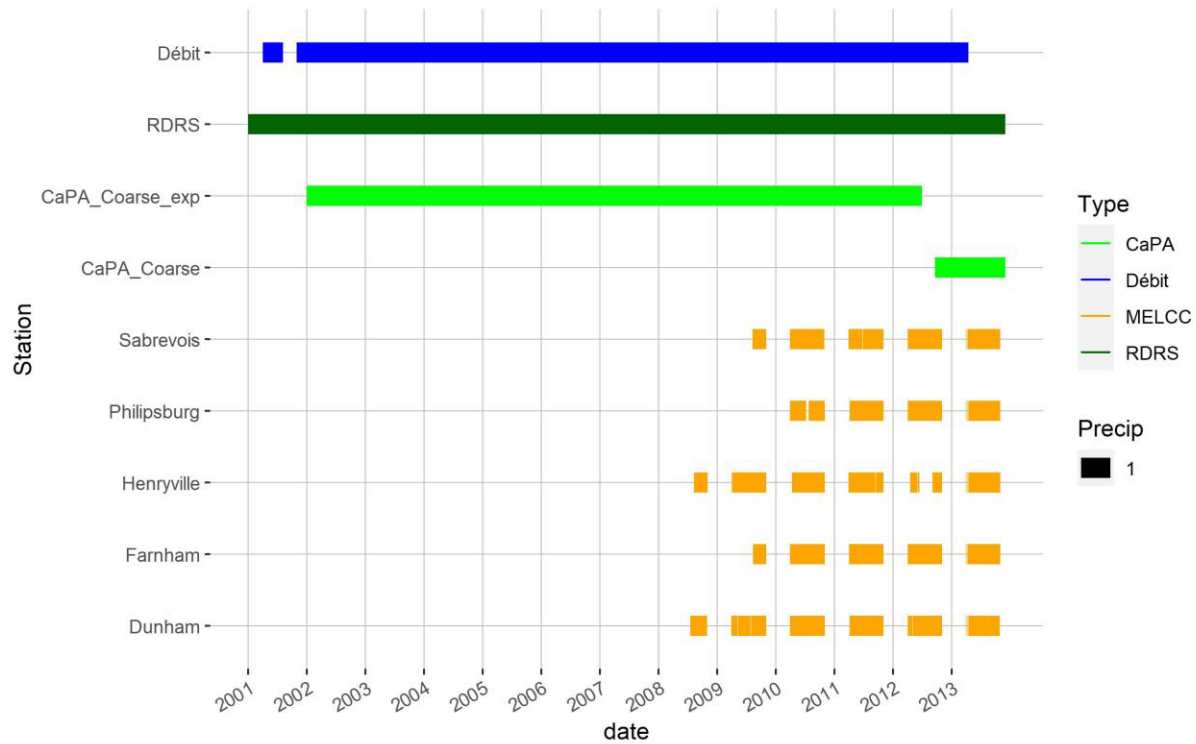


Figure 9 - Plages de disponibilité des données de débit et de précipitations intrajournalières

La Figure 10 montre un diagramme à moustaches des précipitations mensuelles à la station Philipsburg d'ECCC de 1951 à 2014.

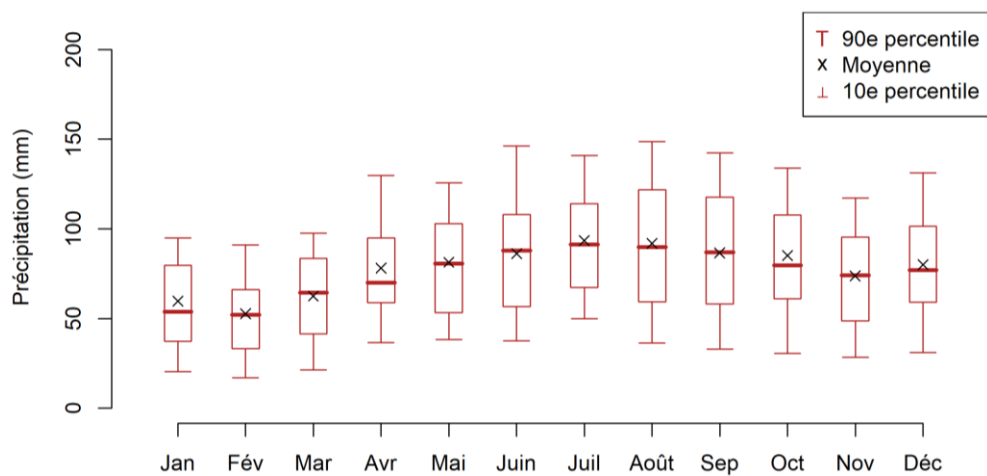


Figure 10 - Diagramme à moustaches des précipitations mensuelles à la station Philipsburg d'ECCC de 1951 à 2014 (n = 759 mois). Les mois où les données étaient manquantes pour plus de 3 jours ont été retirés du jeu de données

Données de température

Une seule station météorologique dans le rayon de 25 km autour du bassin versant comporte des données de température intra journalières sur une période adéquate. Il s'agit de la station Frelighsburg d'ECCC. C'est donc celle qui est utilisée pour la modélisation hydrologique.

2 Objectif spécifique 1 – Revue de littérature relative aux bandes tampons

2.1 Résumé

La revue de littérature a été réalisée avec la méthode du *scoping review* et met en lumière les principes de fonctionnement et les principales fonctions écologiques des bandes tampons. Elle souligne leur importance dans la réduction de la vitesse d'écoulement de l'eau de ruissellement (entre 14.5 et 99.9% en fonction de la pente du terrain et de la largeur de la bande tampon), dans l'accroissement du taux d'infiltration de l'eau dans le sol (entre 36 et 87% en fonction des caractéristiques hydrauliques du sol) et dans la rétention des sédiments (entre 15 et 100%) et des polluants (entre 0 et 100%) contenus dans les effluents en provenance des champs. Les bandes tampons, précisément les bandes riveraines ont également un rôle crucial dans la stabilisation des berges et dans leur protection contre la force érosive des eaux de ruissellement. La revue de littérature fait également le point sur les types de zones tampons, notamment les zones tampons temporaires qui sont essentiellement des zones d'épandages et les zones tampons permanentes qui peuvent être soit des bandes riveraines (le long des cours d'eau) ou des voies enherbées (voies d'eau enherbée à l'intérieur des champs). On distingue également les milieux humides, des points d'accumulation et/ou de traitement des effluents, qui peuvent, quand ils sont associés aux autres zones tampons compléter efficacement le système de gestion des eaux agricoles avant qu'elles n'atteignent les cours d'eau. Chacun de ces ouvrages fait l'objet d'une réglementation et celles en lien avec les bandes tampons ont été explorées au Canada, aux Etats-Unis et en Europe. Les recommandations que nous y avons retrouvées sont fonction de l'habitat à protéger et du type d'application. Elles se présentent sous la forme d'une largeur minimum ou recommandée à respecter et celle-ci varie entre 1 m et 8 km. Les largeurs comprises entre 5 et 10 m sont cependant les plus fréquentes et correspondent aux meilleurs taux de filtration en milieux en agricoles.

2.2 Méthode

La méthode utilisée est celle correspondant à une revue exploratoire (*scoping review*) selon la méthodologie et la nomenclature proposée par Colquhoun, Levac et al. (2014). Ce type de revue

de littérature permet « d’explorer une question de recherche en identifiant les concepts clés, la typologie des réponses apportées et les lacunes existantes en sélectionnant et synthétisant systématiquement les connaissances actuelles ».

Les littératures explorées comprennent la littérature révisée par les pairs et la littérature grise. La littérature révisée par les pairs comprend les articles de recherche, les articles de revue, les articles de synthèses, les livres ou chapitres de livres. La littérature grise comprend essentiellement des rapports de recherche publiés par les organisations et les institutions étatiques.

2.2.1 Bases de données utilisées et principe de recherche de la littérature

Les bases de données (i) *Scopus*, (ii) *Web of Science* et (iii) *GoogleScholar* ont été consultées. La recherche dans les bases de données s’est faite en français et en anglais en utilisant des mots clés et groupes de mots clés incluant la symbologie nécessaire et spécifique à chaque base de données pour considérer les variantes d’orthographe ainsi que le pluriel des mots. Les lignes de codes exactes appliquées sont disponibles à l’Annexe 1. On notera que pour *Google Scholar*, la recherche a été adaptée puisque ce moteur de recherche n’est pas optimisé pour une logique booléenne. Les résultats étant présentés par ordre de pertinence, ils ont été limités systématiquement aux 15 premières pages correspondant à 300 références.

2.2.2 Sites institutionnels explorés et principe de recherche de la littérature

Les sites web institutionnels consultés sont ceux des instances de gestion agricoles et environnementales du Québec, du Canada, des États-Unis ainsi que leurs équivalents européens et internationaux. Une liste des sites web est présentée ci-dessous.

Québec

- Ministère de l’Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs : www.environnement.gouv.qc.ca
- Ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation : www.mapaq.gouv.qc.ca
- Regroupement des organismes de bassins versants du Québec : www.robvq.qc.ca
- Institut de recherche et de développement en agroenvironnement : www.irda.qc.ca

- Bande riveraine : www.banderiveraine.org
- Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ): www.cehq.gouv.qc.ca
- Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec : www.agriconseils.qc.ca

Canada

- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) : www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique.html
- Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAFC) : www.agriculture.canada.ca
- Fédération canadienne de l'agriculture (FCA) : www.cfa-fca.ca
- Conservation de la nature Canada : www.natureconservancy.ca

Etats-Unis

- Environmental Protection Agency (US EPA) : www.epa.gov
- U.S Department of agriculture (USDA) : www.usda.gov
- United States Geological Survey (USGS) : www.usgs.gov

France

- Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires : www.ecologie.gouv.fr
- Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire : www.agriculture.gouv.fr
- Institut national de la recherche agronomique (INRAE) : www.inrae.fr

Suisse

- Office fédéral de l'environnement (OFEV) : www.bafu.admin.ch
- Office fédéral de l'agriculture (OFAG) : www.blw.admin.ch
- Association suisse pour l'aménagement des eaux (SWV) : www.swv.ch

Internationaux

- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) : www.fao.org

- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) : www.iucn.org

Les mots clés et groupes de mots clés utilisés pour la recherche de la littérature grise sont présentés à l'Annexe 2.

2.2.3 Principe de sélection des littératures retenues et organisation de la bibliothèque

Nous avons commencé la recherche de la littérature pertinente par celle révisée par les pairs. Ainsi les bases de données *Scopus*, *Web of Sciences* et *Google Scholar* ont été consultées dans cet ordre. Pour chacun des mots clés ou groupes de mots clés explorés (bande riveraine, voie enherbée ou engazonnée, milieu humide, ouvrages de captage et collinaires) les lignes de codes sont utilisées l'une après l'autre et les littératures retrouvées rangées dans une bibliothèque Endnote jointe à ce rapport. Les résultats d'une recherche sont comparés aux références déjà contenues dans la bibliothèque et celles dupliquées sont supprimées. Le même exercice est fait pour la littérature grise en limitant à 30 le nombre de références explorées sur chaque site web institutionnel. A ce stade, la bibliothèque compte un total de 5692 références réparties en 8 groupes dont les quatre (4) premiers contiennent les références labélisées comme étant « évaluée par les pairs » (un groupe par mots clés ou groupes de mots clés). Les 4 groupes restant contiennent les références trouvées sur les sites web institutionnels également un groupe par mots clés ou groupes de mots clés dans le même ordre. La même bibliothèque ayant servie à stocker les références liées aux autres objectifs du projet nous avons créé un neuvième groupe intitulé « autres références » qui regroupe essentiellement les références supportant la méthode de réalisation de la revue à la section 2 et les investigations à la section 3.

L'étape suivante a consisté à évaluer la pertinence des références avec pour objectif de ne garder que celles qui supportent le mieux les objectifs spécifiques du projet (voir section 1.1). L'exercice ici a été fait en deux (2) étapes. La première a consisté en une validation de l'intérêt de la référence selon son titre et son résumé. A chaque référence ayant passé cette étape il est attribué une ou deux (2) étoiles dans la bibliothèque Endnote : une étoile pour une pertinence moyenne et deux pour une pertinence élevée. La seconde étape a été une validation de l'intérêt de la référence selon son introduction et sa conclusion. Ici également une étoile est attribuée pour une pertinence moyenne et deux pour une pertinence élevée. Avant d'aller plus loin dans les investigations, toutes les

références ayant moins de trois (3) étoiles ont été supprimées de la bibliothèque et celles ayant trois (3) étoiles ont fait l'objet d'une seconde évaluation. Celle-ci a été faite en reprenant au besoin la lecture du titre, du résumé, de l'introduction et de la conclusion. Le but était de reconsidérer leur suppression ou non de la bibliothèque. Quelques références ont passé cette étape et se sont vu attribuer une quatrième étoile. Toutes les autres ont été alors supprimées de la bibliothèque. À ce stade la bibliothèque contient 894 références réparties comme suit :

- 1-Evaluée par les pairs-Bandes riveraines → 267
- 2-Evaluée par les pairs-Voies enherbées → 72
- 3-Evaluée par les pairs-Milieus humides → 255
- 4-Evaluée par les pairs-Ouvrages de captage → 81
- 5-Littérature grise-Bandes riveraines → 119
- 6-Littérature grise-Voies enherbées → 7
- 7-Littérature grise-Milieus Humides → 27
- 8-Littérature grise-Ouvrages de captage → 13
- 9-Autres références → 58

Ceux sont ces 894 références qui ont été traitées en identifiant à partir des précédentes étapes les références les plus pertinentes à lire en premier. Finalement ceux sont 201 références qui ont été retenues pour intégrer le rapport.

2.3 Principes de fonctionnement et fonctions écologiques des bandes tampons

Les bandes tampons forment l'interface entre les écosystèmes terrestres et riverains et jouent un rôle clé à travers leur structure de végétation dans l'atténuation de la pollution diffuse et conséquemment dans la détermination de la biodiversité des cours d'eau, le fonctionnement des écohydrosystèmes et la régulation des impacts humains (Sargac, Johnson et al. 2021, Stutter, Baggaley et al. 2021). L'atténuation de la pollution diffuse par une bande tampon est essentiellement une filtration des eaux de ruissellement. Celles-ci sont constituées des eaux en provenance des précipitations, de l'irrigation ou du dégel et transportent les sédiments, les nutriments, les pesticides et les autres contaminants des champs vers les eaux de surface et/ou les terres non agricoles (Wood, Wood et al. 1999, Rice, McConnell et al. 2001, Berry, Woodbury et

al. 2007). Le principe de l'atténuation de la pollution diffuse par une bande tampon repose sur différents processus (i) physique tel que la sédimentation et l'infiltration, (ii) chimique tel que l'adsorption et la volatilisation et (iii) biologique tel que l'absorption et la décomposition. Le principe est tel que la végétation dans une bande tampon, tel un obstacle sur le parcours de l'eau ruisselante, divise l'écoulement, réduisant sa vitesse et son volume (Rice, McConnell et al. 2001, Gumiere, Le Bissonnais et al. 2011). Le ralentissement du flux provoque une sédimentation des matières en suspension et une infiltration des eaux dans le sol (Rose, Hogarth et al. 2002, Borin, Vianello et al. 2005). Les nutriments, pesticides et autres contaminants contenus dans le sol sont alors adsorbés par les tiges de la végétation, les matières en suspension déposées à la surface du sol et les particules de sol une fois que l'eau s'y infiltre (Haycock and Pinay 1993, Norris 1993). Ils peuvent également être absorbés par les racines de la végétation dans la bande riveraine, se transformer en gaz et se volatiliser vers l'atmosphère ou se retrouver décomposer par les micro-organismes présents dans la bande riveraine (Barling and Moore 1994, Hénault-Ethier, Gomes et al. 2017).

La composition et la fonction d'une bande tampon varient selon sa proximité avec un cours d'eau, de la permanence de l'écoulement de l'eau, du type de sol et de l'objectif pour lequel la bande tampon est établie. Dans le processus d'atténuation de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement, on distingue essentiellement deux types de flux et cinq agents filtrants dont les interactions permettent de définir les principales fonctions écologiques remplies par la bande tampon. Il s'agit des flux d'eaux de surface et des flux d'eaux souterraines. Quant aux agents filtrants, on distingue : (1) la partie en surface de la végétation (tige et feuille de la végétation), (2) la communauté microbienne dans la bande riveraine, (3) la partie souterraine de la végétation (*i.e.* la zone racinaire), (4) le pouvoir épurateur du sol et (5) la communauté microbienne dans le sol.

2.3.1 Réduction de la vitesse d'écoulement de l'eau de ruissellement

La première action de la bande tampon sur les eaux de ruissellement en provenance des champs est le ralentissement du flux. Il est provoqué par une interaction entre le flux de surface et le premier agent filtrant c'est-à-dire la partie en surface de la végétation. Celle-ci, de par sa présence sur le parcours de l'eau augmente la rugosité de la section d'écoulement et provoque ainsi une diminution de la vitesse (Borin, Vianello et al. 2005, Gumiere, Le Bissonnais et al. 2011). La rugosité est

optimale et favorable à la filtration des eaux quand le flux de surface est peu profond, lent et qu'il pénètre dans la bande tampon uniformément sur toute sa longueur (Dillaha, Reneau et al. 1989, Barling and Moore 1994). Les taux de réduction de la vitesse d'écoulement du flux varient selon les contextes. Aux Pays-Bas, Van Dijk, Kwaad et al. (1996) rapportent des taux de diminution de la vitesse d'écoulement entre 14,5 et 85,5% pour des bandes tampon de largeurs variants entre 1 et 10 m et des pentes entre 2,3 et 8,5%. En France, ces taux varient entre 43 et 99,9% pour des largeurs de bandes tampons entre 6 et 18 m avec des pentes entre 7 et 15% selon les travaux de Patty, Real et al. (1997) et entre 71 et 84 % pour des largeurs de bandes tampons entre 3 et 6 m avec une pente de 4% selon les travaux de Le Bissonnais, Lecomte et al. (2004). Au Royaume-Uni, les taux de réduction varient entre 15 et 87 % pour une largeur de 6,2 m et une pente de 7,8 % (Deletic and Fletcher 2006).

2.3.2 Accroissement de l'infiltration de l'eau dans le sol

L'accroissement de l'infiltration des eaux de ruissellement dans le sol est une conséquence de la diminution de la vitesse de l'écoulement due à l'interaction entre le flux de surface et la partie en surface de la végétation (Le Bissonnais, Lecomte et al. 2004, Borin, Vianello et al. 2005). En effet, la présence de la végétation dans la bande tampon, crée un réseau racinaire dense. Cette dernière améliore la structure du sol, crée des canaux et des fissures dans le sol et augmente sa perméabilité. Elle favorise ainsi l'infiltration des eaux de ruissellement dans le sol une fois que celles-ci ont été ralenties par la bande tampon. Les résultats de mesures effectuées en France par Le Bissonnais, Lecomte et al. (2004) rapportent un accroissement moyen de l'infiltration de 80 et 87% pour des bandes tampon de 3 et 6 m de large respectivement par rapport à une situation où il n'y avait pas de bande tampon. Il faut noter aussi que le taux moyen de l'accroissement de l'infiltration des eaux dans le sol dépend de plusieurs facteurs tels que le type de sol notamment, ses caractéristiques hydrauliques, la densité de la végétation, et la qualité de son réseau racinaire et de la largeur de la bande tampon. Schmitt, Dosskey et al. (1999) rapportent que doubler la largeur d'une bande tampon de 7,5 à 15 m, double le taux d'accroissement moyen de l'infiltration des eaux de ruissellement dans le sol de 36 % jusqu'à 82%.

2.3.3 Rétention des sédiments

La rétention des sédiments dans une bande tampon repose essentiellement sur deux mécanismes à savoir la filtration et la décantation. Elle est due également à une interaction entre le flux de surface et la partie en surface de la végétation. L'effet de filtration a lieu quand le flux de surface passe à travers la végétation. Les tiges et les feuilles de la végétation agissent comme des filtres naturels en piégeant les matières en suspension. L'effet de la décantation est dû à la diminution de la vitesse du flux une fois qu'il rentre en contact avec la végétation dans la bande tampon. Lorsque l'eau ralentit, les particules les plus lourdes se déposent dans le fond de la bande tampon en premier et ensuite, de façon progressive et selon de leur poids, les particules les moins lourdes se déposent en fonction de la largeur de la bande tampon et de la vitesse actuelle du flux. Selon Liu, Mang et al. (2008) et Bentrup (2008), la largeur des bandes tampons devraient être plus élevée et la vitesse du flux plus faible pour favoriser le dépôt des particules fines comme l'argile. Les sédiments sont les polluants les plus efficacement éliminés des eaux de ruissellement par les zones tampons (Bentrup 2008). Les taux d'efficacité retrouvés dans la littérature sont présentés à l'Annexe 3 à partir de 197 observations dont les statistiques de base sont présentées dans le Tableau 3. Une lecture des données en fonction de la largeur de la bande tampon est présentée au

Tableau 4.

Tableau 3 - Statistiques de base des taux d'efficacité de piégeage des sédiments retrouvés dans la littérature

Statistique	Piégeage sédiment (%)
Nb. D'observations	197
Minimum	15
Maximum	100
1er Quartile	67
Médiane	85
3ème Quartile	95
Moyenne	79
Variance (n-1)	370
Écart-type (n-1)	19

Tableau 4 - Statistiques des taux d'efficacité de piégeage des sédiments en fonction de la largeur et de la pente dans la bande tampon

Largeur (m)	Nbre Obs	Pente (%)	Nbre Obs	Piégeage sédiment (%)		
				Minimum	Maximum	Moyenne
0-5	72	0-5	42	26	97	73
		5-10	23	15	99	69
		10-15	5	60	87	80
		15-20	2	53	76	65
		20 et plus	0	—	—	—
5-10	61	0-5	32	17	100	79
		5-10	19	61	99.9	83
		10-15	6	76	98	89
		15-20	2	70	88	79
		20 et plus	2	41	87	84
10-15	17	0-5	9	68	100	94
		5-10	7	93	100	97
		10-15	1	97	97	97
		15-20	0	—	—	—
		20 et plus	0	—	—	—
15-20	12	0-5	7	44	100	89
		5-10	4	49	100	81
		10-15	1	98	98	98
		15-20	0	—	—	—
		20 et plus	0	—	—	—
20 et plus	33	0-5	23	44	100	76
		5-10	10	67	98	89
		10-15	0	—	—	—
		15-20	0	—	—	—
		20 et plus	0	—	—	—

Le taux de rétention le plus faible retrouvé est de 15% reporté par Webber, Mickelson et al. (2010) en Iowa (USA) pour une bande tampon de 2.3 m de large sur une pente de 15%. Les taux de rétention les plus élevés, 99.9 – 100%, sont retrouvés en France (Patty, Real et al. 1997) et aux États-Unis (Barfield, Blevins et al. 1998). À partir de 147 bandes tampons dont les caractéristiques ont été collectées dans 49 articles, Gumiere, Le Bissonnais et al. (2011) rapportent n'avoir identifié aucune relation statistiquement significative entre la largeur, la pente, l'écoulement et le taux de rétention des sédiments.

2.3.4 Rétention des nutriments, pesticides, et autres contaminants

Pendant les évènements de pluie, de dégel, ou d'irrigation, le ruissellement des champs agricoles vers les cours d'eau peuvent transporter des quantités relativement élevées de nutriments, de pesticides et autres contaminants sous forme dissoute ou adsorbée par les particules de sol érodées (Prosser, Hoekstra et al. 2020). Elles représentent un risque potentiel pour les écosystèmes aquatiques et devraient être réduites avant l'atteinte des cours d'eau (Blann, Anderson et al. 2009). Leur rétention résulte essentiellement de cinq interactions entre les flux d'eau de surface ou souterrain et les cinq agents filtrants existant dans un système de bandes tampons. (1) La première interaction est entre le flux de surface et la partie en surface de la végétation (tige et feuille de la végétation) qui résulte d'une part en une adsorption des nutriments et contaminants sur les feuilles et les tiges de la végétation et d'autre part en une sédimentation des particules de sol érodées transportant des contaminants (Prosser, Hoekstra et al. 2020, IBIS France 2021). (2) La seconde interaction est entre le flux de surface et la communauté microbienne dans la bande tampon. Celle-ci dégrade les nutriments, pesticides et les autres contaminants en des composés moins nocifs (Bentrup 2008, Paul F. Hoekstra 2017). Un exemple type de ces procédés est la dénitrification où les communautés microbiennes du sol permettent de réduire la quantité de nitrates qui atteignent les cours d'eau en les transformant en azote gazeux. (3) La troisième interaction est entre le flux souterrain et la zone racinaire dans la bande riveraine qui résulte en une absorption (séquestration) des nutriments, pesticides et contaminants par les racines de la végétation (Magette, Brinsfield et al. 1989, Gene, Hoekstra et al. 2019). (4) La quatrième interaction est entre le flux souterrain et les particules de sols exploitant le pouvoir épurateur du sol. Il en résulte une adsorption des nutriments, pesticides et contaminants sur les particules du sol. Delgado, Periago et al. (1995) rapportent des expériences sur des colonnes de sables qui montrent que les concentrations en polluants de l'eau peuvent être atténués en partie par le sol lui-même. (5) La cinquième et dernière interaction est entre le flux souterrain et la communauté microbienne dans le sol de la bande riveraine. Elle est similaire à la deuxième interaction.

Plusieurs paramètres influencent ces interactions, comme par exemple la largeur de la bande tampon, la végétation, la qualité du drainage, la distribution granulométrique des particules du sol et l'intensité des précipitations, et définissent l'efficacité des bandes tampons à retenir les

nutriments, les pesticides et les autres contaminants (Lacas, Voltz et al. 2005, Zhang, Liu et al. 2010). Quelques valeurs de l'efficacité mesurée des bandes tampons retrouvées dans la littérature sont présentées à l'Annexe 2. Elles sont comprises entre 0% (Dillaha, Sherrard et al. 1988, Patty, Real et al. 1997) et 100% (Patty, Real et al. 1997, Schoonover, Williard et al. 2005) avec une variabilité plutôt élevée. Celle-ci s'explique, selon Lacas, Voltz et al. (2005) en partie par la multiplicité des processus et des facteurs contributifs et par le fait que ces derniers sont de nature dynamique et spécifique aux sites. Les statistiques de base globales sont présentées dans le Tableau 5 en celles spécifiques à chaque type de nutriments et en fonction de la largeur sont présentées dans les Tableau 6, Tableau 7 et Tableau 8.

Tableau 5 - Statistiques de base des taux d'efficacité de piégeage des nutriments retrouvés dans la littérature

Statistique	Piégeage nutriment (%)
Nb. d'observations	708
Minimum	0
Maximum	100
1er Quartile	46
Médiane	70
3ème Quartile	90
Moyenne	65
Variance (n-1)	758
Écart-type (n-1)	28

Tableau 6 - Statistiques des taux d'efficacité de piégeage des formes d'azote et du nitrate en fonction de la largeur de bande tampon

Largeur (m)	Nb observations	Piégeage Différentes formes d'azote & Nitrate (%)		
		Minimum	Maximum	Moyenne
0-5	88	0	98	50
5-10	106	0	98	56
10-15	23	39	98	82
15-20	25	44	100	78
20 et plus	29	9	99	67

Tableau 7 - Statistiques des taux d'efficacité de piégeage des formes de phosphore en fonction de la largeur de bande tampon

Largeur (m)	Nb observations	Piégeage Différentes formes de phosphore (%)		
		Minimum	Maximum	Moyenne
0-5	54	2	91	52
5-10	81	0	100	60
10-15	21	22	97	76
15-20	29	16	99	75
20 et plus	19	41	100	78

Tableau 8 - Statistiques des taux d'efficacité de piégeage des pesticides, insecticides, etc en fonction de la largeur de bande tampon

Largeur (m)	Nb observations	Piégeage Pesticide, Insecticides etc (%)		
		Minimum	Maximum	Moyenne
0-5	78	7	100	70
5-10	60	21	100	79
10-15	52	26	100	76
15-20	4	97	100	99
20 et plus	36	13	100	65

2.3.5 Stabilisation des berges et protection contre l'érosion

La stabilisation des berges des cours d'eau est due aux racines des arbres, des arbustes et des herbacées qui stabilisent et limitent le détachement des particules de sol en leur donnant une plus grande cohésion (Hickey and Doran 2004, MELCCFP 2023). Les racines agissent comme des ancrages qui renforcent la structure du sol et protègent les berges contre le décrochage et le ravinement. Au fur et à mesure que la végétation s'établit dans la bande tampon et sur les berges des cours d'eau, elle forme un réseau racinaire de plus en plus dense permettant de retenir les particules de sol et de minimiser l'action érosive de l'eau de ruissellement. C'est ainsi que les bandes riveraines freinent l'érosion des berges et réduisent la perte de sol agricole dans les cours d'eau. Cela permet de prévenir les problèmes d'envasement et de diminuer les coûts liés aux éventuels travaux de réparation des berges et d'entretien des cours d'eau. En outre, cet effet combiné avec le ralentissement du flux de surface par la végétation dans la bande riveraine permet de lutter non seulement contre l'érosion du sol dans la bande riveraine mais également dans le champ en

allant des bandes riveraines vers l'intérieur des champs (Ritchie 2000). En effet, la sédimentation se produisant dans la bande riveraine, favorise le dépôt des particules de sol qui remplissent généralement les zones basses des champs. Ainsi, lors des évènements de pluie suivant, l'eau de ruissellement est encore plus dispersée et donc moins érosive. Comme pour la rétention des nutriments, pesticides et autres contaminants, le niveau de performance des bandes tampons à ralentir l'érosion dépend cependant de plusieurs paramètres tels que ceux cités précédemment auxquels il faut ajouter en particulier le type de sol et la cohésion naturelle entre les particules (Lacas, Voltz et al. 2005). Ces deux derniers paramètres ont un fort impact sur la capacité des particules du sol à résister au détachement sous l'action des eaux de ruissellement, de la battance des pluies ou de la force érosive des vents.

2.3.6 Autres fonctions des bandes tampons

Au-delà des fonctions citées ci-dessus, les bandes tampons offrent plusieurs autres fonctions écologiques. On peut citer entre autres :

- Régularisation de la température de l'eau (Bentrup 2008, MELCCFP 2023)
- Réduction de l'évapotranspiration (MELCCFP 2023)
- Limitation de la productivité autochtone des plans d'eau (MELCCFP 2023)
- Source d'apports allochtones au cours d'eau (MELCCFP 2023)
- Régularisation de l'hydrosystème (MELCCFP 2023)
- Recharge et protection de la nappe phréatique (Bentrup 2008, MELCCFP 2023)
- Création d'habitats pour les communautés benthiques et piscicoles (Claessens, Rondeux et al. 2009, Gene, Hoekstra et al. 2019)
- Maintien de la biodiversité aquatique et terrestre (US EPA 2022, Fondation de la faune du Québec 2023)
- Protection de la qualité de l'air (Paul F. Hoekstra 2017)
- Pâturage et élevage (Norris 1993, Polyakov, Fares et al. 2005)
- Zone d'expansion des crues (Bentrup 2008)
- Embellissement des paysages (Cole, Stockan et al. 2020, IBIS France 2021)
- Activités récréatives (Bentrup 2008)
- Sécurité des travaux au champ (Bentrup 2008)
- Perspectives économiques (Yuan, Dabney et al. 2002, Hénault-Ethier, Gomes et al. 2017)

2.4 Types de zones tampons

Gene, Hoekstra et al. (2019) identifient deux types généraux de bandes tampons en agriculture : les bandes tampons temporaires et celles permanentes.

2.4.1 Bandes tampons temporaires

Les bandes tampons temporaires sont saisonnières et constituent soit une partie de la culture soit une partie du paysage destinée à être non traitée. C'est généralement une zone de retrait observée à proximité d'habitats et d'écosystèmes sensibles, encore appelées zones d'épandage pour éviter les dérives lors de l'application des pesticides (Stewart 2010, Government of Ontario 2022). La largeur des bandes tampons, qui correspondent aux distances d'épandage sont évaluées au cas par cas en fonction des caractéristiques de la substance à appliquer, notamment :

- La volatilité du pesticide qui détermine sa capacité à sortir de la zone d'application
- La persistance du pesticide qui détermine sa capacité à rester actif pendant un certain temps dans l'environnement (eau, sol, plantes, etc)
- La toxicité du pesticide qui détermine sa capacité à causer des effets néfastes chroniques ou aigus aux organismes vivant incluant la faune et la flore aquatique et terrestre et les humains.

Pour définir la largeur appropriée de la zone de retrait, les recommandations sont de consulter les étiquettes des produits qui sont considérées comme des documents juridiques en Amérique du Nord (Gouvernement du Canada 2009, US EPA 2022) et de se conformer aux réglementations locales, qui sont soit égales ou plus contraignantes que les prescriptions du fabricant. Cependant il peut arriver que l'étiquette ne comporte pas l'information recherchée ou qu'elle soit incomplète, le cas échéant, il faut avoir recours au gestionnaire agricole du bassin versant. Le gestionnaire agricole a alors pour rôle d'émettre un avis spécifique pour l'application visée et de veiller à reporter le manque d'information constatée sur l'étiquette du produit. Par exemple en 2017, Santé Canada (2017) a publié un avis relatif aux étiquettes des produits contenant du Glyphosate indiquant qu'elles devraient être mises à jour pour inclure des instructions concernant l'aménagement des zones tampons durant la pulvérisation. Il peut arriver également que les conditions météorologiques

locales soient telles que les largeurs des bandes tampons inscrites sur les étiquettes des pesticides ne sont pas les plus appropriées. Santé Canada (2023) dispose alors d'un calculateur permettant aux préposés à l'application de pesticides de modifier la largeur de la bande tampon en combinant les renseignements sur les conditions météorologiques au moment du traitement et la configuration du pulvérisateur. Les informations requises sont l'étiquette du produit, la configuration du pulvérisateur, la vitesse et la direction du vent, la température et l'humidité relative.

2.4.2 Bandes tampons permanentes

Les zones tampons permanentes sont généralement destinées à contribuer au maintien et à l'amélioration de la qualité des écosystème à long terme avec une végétation permanente établie soit par plantation, régénération naturelle ou vestige de l'écosystème initial (Gene, Hoekstra et al. 2019). On distingue essentiellement les bandes riveraines et les voies enherbées.

Bandes riveraines

Les bandes riveraines sont installées en bordure des cours d'eau et peuvent avoir différents rôles en fonction de la famille de bandes riveraines implantées. Elles peuvent être herbacée, arbustive et/ou arborescente, chacune ayant une vocation précise (Les bandes riveraines du Québec 2022). Les bandes riveraines herbacées sont principalement dédiées à la filtration des eaux de ruissellement. Elles sont composées de plantes basses telles que les herbacées vivaces, les graminées, les fleurs sauvages et très souvent il s'agit de plantes aquatiques ou des plantes adaptées aux environnements humides. Leur système racinaire est moins important que ceux des bandes riveraines arbustives et arborescente et donc moins stable. Les bandes riveraines arbustives sont dédiées à la stabilité des sols comme par exemple celle des berges des cours d'eau non sujettes à une régression de fond du lit ou à une migration latérale active du lit. Elles sont composées d'arbustes et généralement mélangés à des plantes herbacées. La bande riveraine arborescente est composée d'arbres, d'arbustes et de plantes herbacées avec un système racinaire fourni et performant. Les arbres le long des cours d'eau procurent un ombrage qui régule la température de l'eau et favorise la diversité de la faune aquatique. Le Tableau 9 présente les forces et faiblesses de chaque famille de bande riveraine (herbacée, arbustive, arborescente).

Tableau 9 - Forces et faiblesses de chaque famille de bande riveraine (Les bandes riveraines du Québec 2022)

Avantages	Herbacée	Arbustive	Arborescente
Stabilisation des berges	Faible	Élevée	Élevée
Filtration des sédiments	Élevée	Moyenne	Moyenne
Habitat faunique aquatique	Faible	Moyen	Élevé
Habitat faunique terrestre	Faible	Moyen	Élevé
Diversité visuelle	Faible	Moyenne	Élevée
Protection contre les inondations	Faible	Moyenne	Élevée
Séquestration de carbone	Faible	Moyenne	Élevée
Fraîcheur de l'eau	Faible	Moyenne	Élevée
Effet brise-vent	Faible	Moyen	Élevé

Indépendamment du type de végétation, on distingue trois zones dans une bande riveraine dont la première est appelée la zone aquatique. Elle est la plus proche du cours d'eau et est caractérisée par une végétation adaptée aux conditions humides. Elle peut tolérer des inondations périodiques. Cette zone contribue à filtrer les sédiments et les polluants et à fournir un habitat aux organismes aquatiques. La seconde zone est une zone de transition servant d'intermédiaire entre la zone aquatique et la troisième zone (la zone montagne). Cette zone se compose d'un mélange de végétation, notamment d'herbes, d'arbustes et de petits arbres, et sert de filtre pour piéger les sédiments, les nutriments et les autres polluants avant qu'ils n'atteignent la source d'eau. La troisième est la zone montagne. Elle est la plus éloignée du cours d'eau. Cette zone comprend généralement de la végétation existante ou plantée qui peut servir de barrière pour empêcher les eaux de ruissellement de pénétrer dans la zone tampon. Elle assure une filtration supplémentaire et réduit le risque d'apports directs de pollution provenant des utilisations des sols adjacents.

Les combinaisons d'aménagement possibles, incluant chaque famille de bande riveraine, chaque zone et la largeur sur laquelle elles sont déployés sont presque infinies. Il existe cependant sept modèles de base ayant pour rôle d'inspirer les producteurs à identifier le modèle le plus adapté à leur contexte (Gestrie Sol 2014). On distingue : l'extra miel, la paire riveraine, la « panic » générale, l'extra biomasse, l'arbustive, l'arborescente et la « trois services ».

Voies enherbées

Les voies enherbées (aussi appelées voies d'eau engazonnées dans certaines littératures) font référence aux bandes végétalisées conçues selon les mêmes principes de fonctionnement que les bandes riveraines mais à l'intérieur des champs. Selon Gene, Hoekstra et al. (2019), les voies enherbées peuvent se retrouver dans quatre contextes différents comme voies enherbées proprement dites, comme bandes tampons en courbe de niveau, comme barrières végétales ou comme tampons brise-vent.

Les voies enherbées sont des zones spécifiques à l'intérieur des champs agricoles où la végétation est permanente. Elles sont soit naturelles ou stratégiquement construites et ont pour rôle de ralentir l'écoulement de l'eau empêchant ainsi l'érosion des ravines. Elles sont conçues pour y éviter la sédimentation afin qu'elle conserve leur capacité hydraulique.

Les bandes tampons en courbe de niveau (ou terrasses) sont des bandes enherbées qui alternent entre les bandes cultivées et qui sont spécialement conçues en suivant une ligne formée des points à la même altitude à l'intérieur d'un champ. Ce procédé permet de diriger les voies préférentielles d'écoulement vers les voies enherbées et d'éviter autant que possible les écoulements concentrés (Bentrup 2008). Elles contribuent aussi à réduire le risque d'érosion en nappe et de ravinement et de ruissellement de pesticides en divisant les grandes zones cultivées en petites bandes (Sahu and Gu 2009).

Les barrières végétales sont également des voies enherbées. Elles sont similaires aux bandes tampons en courbe de niveau et contiennent des plantes vivaces à tige rigide, denses et hautes, qui n'alternent pas dans une zone aussi petite que les bandes tampons de courbe de niveau (Gene, Hoekstra et al. 2019). Les barrières végétales sont placées parallèlement les unes par rapport aux autres et perpendiculairement à la pente. Procéder ainsi permet de disperser le flux concentré et de piéger les sédiments grâce à une meilleure infiltration.

Les bandes tampons peuvent également être utilisées comme brise-vents efficaces dans les exploitations agricoles. Ils consistent en une ou plusieurs rangées d'arbres et parfois en une barrière herbacée. Selon les travaux de (Cleugh 1998) et de (Boldes, Golberg et al. 2002), les brise-vents

permettent de réduire les dommages causés aux cultures par les vents en diminuant leur vitesse. Les auteurs reportent également qu'ils peuvent améliorer les conditions microclimatiques locales pour la croissance des plantes améliorant ainsi la quantité et la qualité des rendements. Les brise-vents permettent enfin de protéger la couche arable du sol contre l'érosion éolienne. Selon (Gene, Hoekstra et al. 2019), en abaissant la vitesse du vent, les brise-vent contribuent également à réduire la dérive des pesticides. Quand le brise-vent est une barrière herbacée, il est fait de hautes herbes plantées en fines rangées, perpendiculaires à la direction générale du vent. Il réduit alors la vitesse du vent et intercepte les nutriments et pesticides transportés par le vent.

2.4.3 Milieux humides

Les milieux humides ne sont pas des zones tampons fonctionnant exactement selon le même principe qu'une bande riveraine ou une voie enherbée mais ils peuvent non seulement offrir des avantages similaires en matière de qualité de l'eau, mais aussi des avantages supplémentaires lorsqu'elles sont combinées à des zones tampons végétales (Gene, Hoekstra et al. 2019). Les milieux humides, comme les bandes riveraines ou les voies enherbées, favorisent la réduction des nutriments, les polluants et les contaminants. Les plantes des zones humides et les particules de sol dans les zones humides peuvent efficacement éliminer de l'eau accumulée les nutriments (azote, phosphore et autres polluants) par adsorption sur les particules de sol ou les racines des plantes, par absorption par les racines des plantes, par décomposition biologique ou en favorisant l'infiltration de l'eau dans le sol. Elles peuvent agir comme un filtre naturel, en piégeant et en décomposant ces substances, améliorant ainsi la qualité de l'eau. Pour des travaux menés en Europe, notamment en Norvège, en Suède et au Danemark (Uusi-Kämpä, Braskerud et al. 2000) reportent une diminution du taux de phosphore total de 41% dans des milieux humides construits et de 17% dans des étangs. Aux Etats-Unis, Kovacic, David et al. (2000) ont observé que les zones humides construites réduisaient de 37 % la charge totale d'azote dans les effluents de drainage souterrain et qu'une réduction supplémentaire de 9 % était obtenue lorsqu'une bande tampon était construite entre les zones humides construites et la rivière. En ayant un certain temps de séjour dans les milieux humides, les eaux de ruissellement subissent une décantation telle que les particules grossières restent piégées améliorant la qualité des masses d'eau en aval. La végétation et les systèmes racinaires complexes des plantes des zones humides contribuent également à piéger

et à retenir les sédiments, empêchant ainsi l'érosion et réduisant la sédimentation dans les masses d'eau en aval. Cela permet de maintenir une eau de meilleure qualité et de protéger les habitats aquatiques. Kynkäänniemi, Ulén et al. (2013) reportent une réduction de 36% des matières en suspension par un milieu humide représentant 0,3% de la surface du bassin versant en Suède ou d'ailleurs les milieux humides représentent une des solutions les plus utilisées pour atténuer l'eutrophisation des eaux.

Une variante des milieux humides est la zone tampon saturée. Le principe est tel que les sorties de drains apparaissent dans la zone racinaire du tampon qui stocke le ruissellement et le libère lentement vers le drainage naturel au fur et à mesure que le profil d'humidité est réduit. Selon (Steve Bradbury 2019), les zones tampons saturées peuvent réduire de 40 à 100 % les nitrates dans les eaux de surface s'écoulant à travers les systèmes de drainage souterrains. Les zones tampons saturées pourraient également contribuer à réduire le débit de pointe des cours d'eau, en agissant comme des structures de rétention qui retardent l'écoulement et aplatissent l'hydrogramme du cours d'eau (Transforming Drainage 2018).

2.4.4 Ouvrages de captage et de rétention : les collinaires

Les retenues collinaires sont des petits ouvrages de captation du ruissellement de surface. Ils sont également connus sous d'autres appellations, comme réserve, bassin de rétention, étang ou retenue (Lebon 2021). Leur capacité est généralement inférieure à 1 million de m³ (Habets, Molénat et al. 2018). Ces ouvrages sont typiquement construits (FAO 2020) en terre et ont habituellement comme vocation principale l'accumulation d'eau lorsque la ressource est abondante (par exemple au printemps) pour fins d'irrigations lors des étiages. D'autres usages peuvent toutefois leur être attribués, comme la recharge de la nappe dans le cas de bassins d'infiltrations (Standen, Costa et al. 2020), la réduction des pointes de débits (Roberts, Geris et al. 2023), le contrôle des sédiments (Ahadi, Bergstrom et al. 2020), ou encore l'amélioration de la biodiversité (Clifford and Heffernan 2018, Swartz and Miller 2021). L'irrigation des territoires actuellement exploités en agriculture pluviale est perçue comme une solution possible à la croissance de la demande globale en nourriture et à la menace que posent les changements climatiques sur les rendements agricoles (Rosa, Chiarelli et al. 2020). Ainsi, les retenues collinaires pourraient permettre d'améliorer la résilience des agriculteurs face aux aléas climatiques en assurant une réserve d'eau pour l'irrigation (Rao,

Rejani et al. 2017). Sur le bassin versant du ruisseau au Castor, quatre sécheresses ont eu lieu entre 2003 et 2012 et sept ont eu lieu entre 2013 et 2022 selon agriculture et agroalimentaire Canada. Aux effets bénéfiques des retenues collinaires qui ont été mentionnés dans ce paragraphe peuvent toutefois s'ajouter des conséquences négatives sur l'hydrologie d'un bassin versant. En effet, si les impacts sur l'hydrologie d'une seule retenue collinaire sont minimes en raison de sa taille restreinte, l'accumulation de celles-ci à l'échelle d'un bassin versant pourrait avoir des impacts substantiels sur l'aggravation des régimes de sécheresses (Ribeiro Neto, Melsen et al. 2022) et des débits d'étiages (Habets, Molénat et al. 2018). Cela pourrait donc vouloir dire une diminution de la disponibilité de l'eau sur un bassin versant par temps sec. Une meilleure gestion de ces ouvrages à l'échelle du bassin versant pourrait permettre d'atténuer ces problématiques.

2.5 Règlementations autour des bandes tampons

Bien que les avantages potentiels des bandes tampons soient intuitivement attrayants, selon Briggs, Riley et al. (1994), leurs critères d'établissement sont souvent subjectifs et une surveillance détaillée après leur mise en place fait souvent défaut. Hickey and Doran (2004) rapportent que bien souvent, ces critères sont établis à la discrétion des biologistes ou des techniciens de restauration ou encore, dans de nombreux cas, les largeurs des bandes tampons sont définies en fonction de ce qui est politiquement acceptable ou de ce que les propriétaires fonciers peuvent raisonnablement « abandonner ». Face à ce constat, plusieurs législations ont adopté diverses réglementations sous forme de politiques, lois, règlements prescrivant des largeurs minimales basées sur des critères empiriques qui ont souvent conduit à l'imposition d'une bande de largeur unique sans pour autant garantir la protection de l'eau et des écosystèmes aquatiques, surtout au printemps (Ratté-Fortin, Rousseau et al. 2019).

En Amérique du Nord comme en Europe, les réglementations concernent essentiellement des bandes tampons obligatoires pour encadrer l'usage des pesticides et des nutriments. En Amérique du Nord, les pesticides et les stratégies de gestion correspondantes sont supervisés par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ALRA) qui est une entité de Santé Canada et par l'EPA des États-Unis, en vertu de la *Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act* (FIFRA) (Gouvernement du Canada 2009, US EPA 2023). Les deux agences, l'ARLA et l'US EPA

réglent et déterminent les conditions dans lesquelles l'utilisation de ces produits est acceptable et finalement établissent les réglementations nationales. En Europe, la référence commune est la Directive-cadre sur l'eau (DCE) (Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne 2000) qui donne des directives globales et laisse ses États membres prendre l'initiative d'émettre des réglementations qui permettent d'atteindre un résultat commun. Pour les États non-membres, les réglementations sont généralement émises par des Directions spécifiques au sein du Ministère de l'Agriculture et/ou de l'Environnement. Les réglementations ont généralement comme finalité la protection des masses d'eau, des espèces en danger, des populations sensibles ou la protection des bassins versants et la prévention de l'érosion.

Généralement, en passant du niveau fédéral au niveau des États ou des provinces, les réglementations sont équivalentes ou plus sévères. Il en est de même quand l'on passe du niveau des États ou des provinces au niveau des comtés et des municipalités qui parfois sont autorisées par les États et les provinces à réglementer les zones tampons. Les réglementations peuvent donc varier considérablement d'une juridiction à l'autre et parfois être contraignantes pour les producteurs essentiellement de par les largeurs de bandes tampon exigées. Cependant, il existe bien souvent, au niveau des juridictions, différents programmes qui permettent de financer une partie des coûts de mises en œuvre et de gestion (Agriculture et Agroalimentaire Canada 2017, Natural Resources Conservation Service 2018). Il s'agit d'incitatifs sur financements fédéraux, provinciaux et étatiques mis en place par le biais d'allègements fiscaux ou de programmes de partage des coûts. Ce ne sont pas des programmes spécifiquement orientés vers les bandes tampons, ils concernent plutôt de manière générale toutes les bonnes pratiques bénéfiques à une agriculture durable et à la sauvegarde des écosystèmes.

Au Québec, par exemple, le gouvernement a mis en place depuis 2022 et ce jusqu'en 2027, un programme de rétribution de pratiques agroenvironnementales durables (La Financière agricole du Québec 2023) qui cible entre autres l'implantation de bandes riveraines arbustives ou arborées élargies ou de haies et d'îlots boisés (biodiversité). Au Canada, il existait le Partenariat Canadien pour l'Agriculture (PCA) (Gouvernement du Canada 2022) qui a pris fin en mars 2023 et remplacé par le Partenariat canadien pour une agriculture durable (PCA durable) sur la période avril 2023 – mars 2028 (Gouvernement du Canada 2023). À l'instar du PCA, le PCA durable est un programme

de partage des coûts entre le gouvernement fédéral (60%) et les gouvernements provinciaux (40%) (Agriculture et Agroalimentaire Canada 2023). Il existe également le programme ProAction qui est un programme national d'assurance de la qualité pour le secteur agricole canadien qui vise à promouvoir des pratiques agricoles responsables et durables. Aux États-Unis, un soutien technique et financier est offert aux agriculteurs qui s'engagent dans des activités de conservation par le programme *Conservation Reserve Program (CRP) de la Farm Service Agency (FSA)* (Farm Service Agency 2023) et l'*Environmental Quality Incentives Program (EQIP)* du *Natural Resources Conservation Service* (Natural Resources Conservation Service 2018). Il existe également le *Conservation Reserve Enhancement Program (CREP)* qui fait partie du CRP et qui est un programme conjoint des États et avec le gouvernement fédéral (Farm Service Agency 2018). En Europe, précisément dans l'Union Européenne, la Directive-Cadre sur l'eau (Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne 2000) – DCE - est une politique de l'Union Européenne dont le but est d'établir un cadre commun pour la gestion des ressources en eau pour l'ensemble des États membres. La DCE ne mentionne pas explicitement les bandes tampon comme solution pour la protection environnementale mais encourage les États membres à prendre des mesures appropriées pour la protection des eaux de surface. Les directives font état de mesures pour la protection des eaux contre la pollution par les nutriments, pour réduire les rejets, émissions et pertes de substances et pour la conservation des habitats et des espèces aquatiques. Une autre politique européenne pertinente est la politique agricole commune (PAC) dont une des dernières réformes majeures est le règlement (UE) n° 1306/2013 (Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne 2013) du 17 décembre 2013 relatif au financement, à la gestion et au suivi de la politique agricole commune et abrogeant les règlements (CEE – Communauté économique européenne) no 352/78, (CE – Communauté européenne) no 165/94, (CE) no 2799/98, (CE) no 814/2000, (CE) no 1200/2005 et no 485/2008 du Conseil. Le règlement n° 1306/2013, dans son annexe II, encourage, pour les normes relatives aux bonnes conditions agricoles et environnementales des terres, l'établissement de bandes tampons le long des cours d'eau. En Europe, il existe également des programmes incitatifs à la mise en place des bandes tampons. À l'échelle de l'Union Européenne par exemple, il existe l'aide au revenu (Commission européenne 2023) qui constitue la stratégie de l'Union européenne pour promouvoir auprès de ses États membres la sécurité alimentaire et les systèmes agricoles durables.

La réglementation est le socle juridique à partir duquel on peut évaluer les services environnementaux en surplus à compenser. En ce qui concerne les bandes tampon, elle est essentiellement relative à la largeur de la bande qui peut varier en fonction des conditions locales principalement en fonction de la pente du site. Les tableaux suivants présentent un bref résumé des réglementations en vigueur au Canada, aux États-Unis et en Europe.

2.5.1 Règlements – Canada

Les règlements relatifs aux bandes riveraines en milieux agricoles retrouvées dans les provinces et territoires du Canada sont regroupées dans le Tableau 10.

Tableau 10 - Règlements relatifs aux bandes riveraines en milieux agricoles dans les provinces et territoires du Canada

Province	Largeur minimum (m)	Variation	Principe	Sources
Fédéral	—	—	Aucun	
Québec	3 (10-15)	En fonction de la pente et du sol	Loi	(MAPAQ 2015, Melccfp 2024)
Alberta	6 (6-30)	En fonction de la masse d'eau	Volontaire	(Alberta Agriculture Food and Rural Development 2002)
Colombie-Britannique	15 (3-30)	En fonction de la masse d'eau	Loi	(Kuglerová, Jyväsjärvi et al. 2020)
Île-du-Prince-Édouard	15	Dépend des conditions du site	Loi	(Prince Edward Island Legislative Counsel Office 2021)
Manitoba	3 (3-35)	En fonction de l'utilisation des sols	Recommandations	(Government of Manitoba 2008)
Nouveau-Brunswick	30	En fonction de la masse d'eau	Loi	(Agriculture and agri-food Canada 2012)
Nouvelle-Écosse	20	En fonction de la masse d'eau	Loi	(Agriculture and agri-food Canada 2012)
Nunavut	—	—	—	—
Ontario	30	Dépend des conditions du site	Loi	(Catarqui region conservation authority 2005)
Saskatchewan	—	—	—	—
Terre-Neuve-et-Labrador	15	En fonction de la masse d'eau	Recommandations	(Agriculture and agri-food Canada 2012)

Territoires du Nord-Ouest	30	Dépend des conditions du site	Volontaire	(Government of the Northwest Territories S.D)
Yukon	30	En fonction de l'utilisation des sols	Volontaire	(Gene, Hoekstra et al. 2019)

2.5.2 Règlementation – USA

Les réglementations relatives aux bandes riveraines en milieux agricoles retrouvées dans les États des USA sont regroupées dans le Tableau 11.

Tableau 11 - Règlementations relatives aux bandes riveraines en milieux agricoles dans les États des USA (adapté de Gene, Hoekstra et al. (2019) et de Lee, Smyth et al. (2004))

État	Largeur minimum (m)	Variation	Principe
Fédéral	—	—	—
Alabama	9.1	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Alaska	7.6 (7.6 - 30.5)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Arizona	—	—	Volontaire
Arkansas	7.6	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Californie	15.2	En fonction de la région et de la masse d'eau	Volontaire
Caroline du Nord	15.2	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Caroline du Sud	9.1	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Colorado	15.2	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Connecticut	15	En fonction de la pente et de l'utilisation des sols	Recommandations
Dakota du Nord	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Dakota du Sud	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Delaware	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Recommandations
Floride	9.1	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Géorgie	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Hawaii	15	En fonction de la région et de la masse d'eau	Recommandations
Idaho	9.1	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Illinois	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Volontaire
Indiana	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations

Iowa	6.1	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Volontaire
Kansas	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Volontaire
Kentucky	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Louisiane	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Maine	15.2	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Maryland	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Recommandations
Massachusetts	30	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Michigan	15.2	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Minnesota	15.2	En fonction de la masse d'eau	Loi
Mississippi	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Missouri	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Volontaire
Montana	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Nebraska	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Volontaire
Nevada	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
New Hampshire	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
New Jersey	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Recommandations
New Mexico	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
New York	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Volontaire
Ohio	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Volontaire
Oklahoma	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Oregon	15.2	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Pennsylvanie	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Volontaire
Rhode Island	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Recommandations
Tennessee	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Texas	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations
Utah	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations

Vermont	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Loi
Virginie	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Recommandations
Virginie-Occidentale	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Recommandations
Washington	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Loi
Wisconsin	15.2	En fonction de l'utilisation des sols et de la masse d'eau	Volontaire
Wyoming	7.6 (7.6 - 15.2)	En fonction de la masse d'eau	Recommandations

2.5.3 Règlementation – Europe

Les réglementations retrouvées dans les pays européens sont regroupées dans le Tableau 12.

Tableau 12 - Règlementations relatives aux bandes riveraines en milieux agricoles dans les pays européens

Pays	Largeur minimum (m)	Variation	Principe	Sources
Allemagne	5 (5-18)	En fonction de l'État fédéral	Loi	(Vormeier, Liebmann et al. 2023)
Autriche	3 (3-20)	En fonction de la masse d'eau	Loi	(Federal Ministry Republic of Austria - Agriculture and Water 2023)
Belgique	5 (2-12)	En fonction des régions (Flandre, Wallonie)	Loi	(Le sillon belge 2018, Lavallée 2020)
Bosnie-Herzégovine	5 (5-15)	En fonction de la masse d'eau	Loi	(European Network of Environmental Law Organizations 2013)
Bulgarie	5 (5-30)	En fonction de la masse d'eau	Loi	(WWF – Danube-Carpathian Programme Bulgaria 2018)
Finlande	15.3 (5-30)	En fonction de la masse d'eau	Volontaire/Bonne pratique	(Kuglerová, Jyväsjärvi et al. 2020)
France	5 (5-20)	En fonction de la masse d'eau	Loi	(Chambre d'agriculture Hauts-de-France 2023)
Hongrie	2(2-10)	En fonction de la masse d'eau	Loi	(European Network of

Roumanie	2(15-30)	En fonction de la masse d'eau	Loi	Environmental Law Organizations 2013) (European Network of Environmental Law Organizations 2013)
Royaume-Uni	2 (2-20)	En fonction des pays (Angleterre, Écosse, Pays de Galles, Irlande du Nord)	Loi	(Balana, Lago et al. 2012)
Suède	4 (2-20)	En fonction de la masse d'eau	Volontaire/Bonne pratique	(Kuglerová, Jyväskylä et al. 2020)

2.5.4 Synthèse des réglementations en milieux agricoles

De la littérature consultée, on peut retenir que la réglementation des bandes riveraines est souvent un mélange de directives provinciales, de règlements municipaux et de pratiques recommandées qui peuvent avoir force de loi ou fonctionner sur une base volontaire. Au Canada au niveau fédéral, il n'existe pas de loi spécifique imposant une largeur minimale pour les bandes riveraines en milieu agricole. La gestion des bandes riveraines relève principalement de la compétence des provinces et des territoires. Cependant, il émet des lignes directrices et des recommandations à travers diverses agences telles que : Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement et Changement climatique Canada, Pêches et Océans Canada, etc. Au niveau provincial, le Québec, l'Ontario, la Colombie-Britannique, le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île-du-Prince-Édouard ont mis en place des législations ou des réglementations spécifiques qui encadrent la gestion des bandes riveraines. Dans les autres provinces et territoires (Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest et Nunavut) la gestion des bandes riveraines repose généralement sur des recommandations, des pratiques volontaires, et parfois des règlements municipaux, plutôt que sur une législation provinciale ou territoriale spécifique. Aux États-Unis, le principe est similaire. Au niveau fédéral, il n'y pas de loi spécifique sur les bandes riveraines mais plutôt des programmes incitatifs pour encourager leur mise en place. Au niveau des États, on distingue les États ayant les lois strictes (comme le Vermont par exemple) et ceux ayant une approche plus volontaire (comme l'Iowa). En règle générale, l'approche est moins systématique qu'au Canada, avec une emphase sur l'éducation et les incitations économiques. En Europe, la réglementation des bandes riveraines en milieu agricole varie selon les pays, mais est généralement influencée par les directives de l'Union Européenne (Directive Cadre sur l'Eau – DCE, Politique Agricole Commune - PAC). Ici, l'approche est souvent plus réglementaire qu'incitative, contrairement aux États-Unis. De plus, on note une tendance à plus d'uniformité due à l'influence de l'Union Européenne.

Les lois, directives, recommandations etc relatives aux bandes riveraines sont émises sous forme de largeurs minimums ou recommandées à observer. Celles-ci peuvent varier considérablement d'un contexte à un autre telles que l'information est généralement constituée d'une largeur minimum ou recommandée plus une fourchette de variation due aux réglementations locales et aux

caractéristiques spécifiques des sites (voir les Tableau 10, Tableau 11 et Tableau 12). Ces dernières peuvent justifier des largeurs de bandes riveraines relativement élevées très souvent en fonction de l'usage et/ou de la taille de la masse d'eau et de l'utilisation des sols. En milieux typiquement agricoles, les largeurs de bandes riveraines élevées retrouvées dans la littérature sont pratiquement de 30 m partout (Tableau 10, Tableau 11, Tableau 12) sauf au Manitoba où elles sont de 35 m (Tableau 10). Elles peuvent être encore plus élevées quand les distances d'épandage sont prises en compte (voir Tableau 51, Tableau 52 et Tableau 53) ou quand un espace de liberté est projeté (Pascale Biron 2023). Quant aux largeurs minimums, la plus petite largeur trouvée est de 2 m applicable en Belgique, en Hongrie, aux Royaumes Unis et en Suède (voir Tableau 12). Ensuite nous avons 3 m applicable au Québec, en Colombie-Britannique et au Manitoba (voir Tableau 10 et Tableau 12). La plus petite largeur retrouvée aux États-Unis est de 7.6 m applicable dans de nombreux États comme l'Alaska ou l'Indiana (voir Tableau 11). Dans de nombreuses régions, elle a force d'une loi. Dans 46% des provinces du Canada dont le Québec (Tableau 10, Tableau 11 et Tableau 12) et dans 82% des pays de l'Europe répertoriés (Tableau 12), la largeur minimale d'une bande riveraine en milieux agricoles est une loi. On y remarque alors une certaine uniformité dans la protection des cours d'eau. Dans les autres provinces du Canada et pays de l'Europe, elle se présente comme une recommandation ou une suggestion à considérer sur une base volontaire. La tendance est contraire aux États-Unis. Seulement dans 6% des États elle se présente comme une loi. Dans le reste des cas c'est une recommandation appliquée avec diverses incitatives. Cela induit une diversité des pratiques et reflète les différentes priorités environnementales et contextes hydrologiques à travers le pays. Cependant, bien que flexibles, ces méthodes peuvent manquer de cohérence et de rigueur, réduisant potentiellement leur efficacité comparée aux approches obligatoires.

3 Objectif spécifique 2 – Modélisation et dimensionnement des ouvrages

Cette section est une présentation des résultats des travaux de maîtrise de Guillaume Morin qui seront joints à ce rapport. Le lecteur y trouvera tous les détails techniques en lien avec les informations données ici. Le but de cette section est d'utiliser la modélisation hydrologique pour déterminer l'emplacement des dispositifs expérimentaux permettant d'évaluer l'efficacité des bandes riveraines. L'analyse à l'échelle du bassin versant permet d'évaluer différents scénarios de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) et leur effet sur la charge en sédiments.

3.1 Résumé

Cette section vise à utiliser la modélisation pour évaluer l'efficacité des pratiques de gestion bénéfiques (PGB) telles que les bandes riveraines et les zones humides (collinaires) dans la réduction de la charge en matières en suspension (MES) provenant du ruissellement de surface dans le bassin versant du Castor. Le principe consiste à modéliser le fonctionnement hydrologique du bassin versant pour déterminer l'emplacement et les dimensions des ouvrages étudiés. L'objectif est d'améliorer la qualité de l'eau et de réduire l'érosion des sols, tout en prenant en compte les impacts potentiels sur l'irrigation et la résilience face aux changements climatiques. Pour ce faire, plusieurs modèles ont été utilisés, notamment PHYSITEL et HYDROTEL pour la modélisation hydrologique, VFDM pour la conception des bandes riveraines, GerosM pour la modélisation de l'érosion et ROTO pour l'acheminement des sédiments. Différents scénarios ont été testés, incluant des bandes riveraines et des collinaires à emplacement et dimensions optimaux pour évaluer leur impact sur la réduction de la charge en MES du ruissellement de surface, l'occurrence du dépassement du critère sur la concentration en MES pour la protection de la vie aquatique, la quantité de MES à l'exutoire, l'érosion des tronçons, la captation des sédiments (effet des collinaires) et sur l'accumulation de sédiments et sur l'érosion du lit des cours d'eau (effet distribué des bandes riveraines élargies). Les principaux résultats montrent que la présence des bandes riveraines est très bénéfique pour la réduction de la charge de MES dans les eaux de ruissellement. De par leur présence sur le bassin versant du Castor (scénario de référence → largeurs réglementaires de bandes riveraines de 2 m sur le talus pour tous les tronçons) les bandes riveraines

actuelles permettent d'éviter une augmentation de 746,2 % de la quantité de sédiments dans le ruissellement. Par contre, selon le modèle utilisé, les bandes riveraines élargies ne présenteraient qu'un intérêt limité avec des pourcentages de -1,5%, -3.1% et -4,2% pour des bandes riveraines élargies à efficacité de 65%, 80% et 90% respectivement. Les résultats sont similaires pour l'occurrence du dépassement du critère sur la concentration en MES pour la protection de la vie aquatique, la quantité de MES à l'exutoire. Quant aux collinaires, les principaux résultats montrent qu'ils ont la capacité de retenir une proportion significative des sédiments érodés des parcelles agricoles, avec des taux de rétention de 7% et 11% respectivement pour les collinaires de 2 et 3 mètres de profondeur. Cela contribue à réduire l'envasement des cours d'eau et à limiter le transport de sédiments vers l'exutoire. La conversion de toutes les cultures offre également d'excellents résultats. En fait selon la modélisation, idéalement, le meilleur scénario à adopter est celui qui combine efficacement dans le temps et dans l'espace l'ensemble des scénarios étudiés, c'est-à-dire des bandes riveraines de 90% d'efficacité, la présence de collinaires et la conversion de toutes les cultures en foin.

3.2 Méthode

La méthode pour investiguer cet objectif spécifique s'appuie sur différents modèles : les modèles PHYSITEL et HYDROTEL pour la modélisation hydrologique, VFDM pour la conception et le dimensionnement des bandes riveraines, GerosM pour la modélisation de l'érosion et ROTO pour l'acheminement des sédiments vers l'exutoire du bassin versant. Un module de collinaire et un module de drainage ont été ajoutés au code du modèle HYDROTEL pour le captage des eaux de ruissellement à des fins d'irrigation et la prise en compte du drainage souterrain dans le bilan hydrologique respectivement. La Figure 11 présente les interactions entre les modèles.

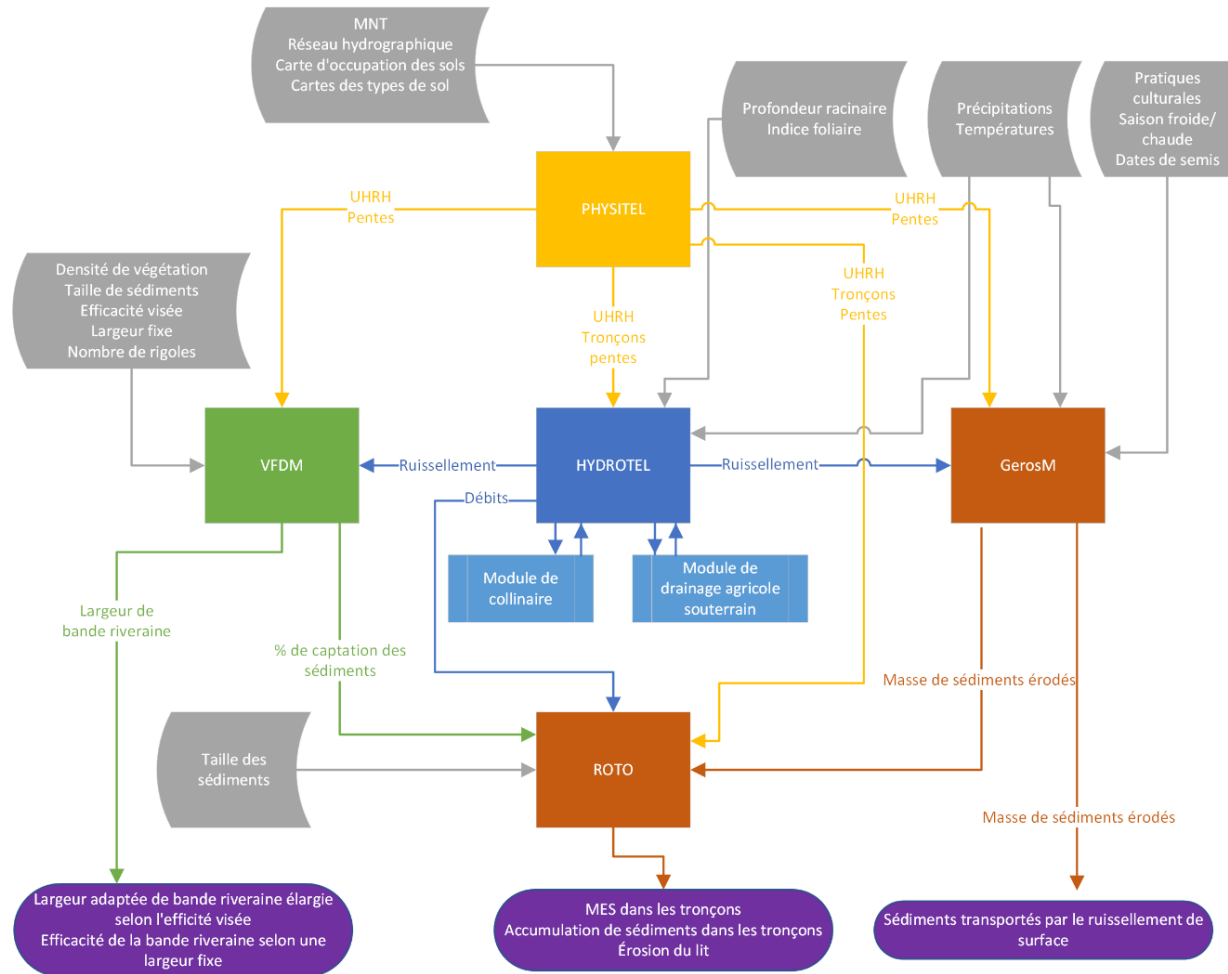


Figure 11 - Diagramme des modèles utilisés pour simuler l'impact des PGBs sur la charge sédimentaire du bassin versant du ruisseau au Castor. Les boîtes grises représentent les paramètres externes à fournir aux modèles, les boîtes colorées représentent les modèles et les bulles mauves représentent les résultats.

PHYSITEL (Fortin, Turcotte et al. 2001, Turcotte, Fortin et al. 2001, Rousseau, Fortin et al. 2011, Noël, Rousseau et al. 2014) est un outil SIG utilisé en hydrologie pour préparer les données physiographiques nécessaires aux modèles hydrologiques distribués, tels que HYDROTEL. Il calcule en premier la pente et la direction de l'écoulement pour chaque pixel d'un modèle numérique de terrain (MNT), puis il calcule l'aire drainée par chaque pixel. PHYSITEL peut alors générer un réseau d'écoulement qui doit être vérifié et ajusté à l'aide de réseau hydrographique réel tel que relevé sur le terrain. Le bassin est ensuite découpé en versants, appelés Unités Hydrologiques Relativement Homogènes (UHRH) servant de plus petite échelle de calcul pour HYDROTEL, en superposant les cartes d'occupation et de type de sol. Chaque versant est associé à un type de sol principal et conserve les proportions d'occupation du sol pour les calculs.

HYDROTEL (Fortin, Moussa et al. 1995, Fortin, Turcotte et al. 2001, Turcotte, Rousseau et al. 2003, Turcotte, Fortin et al. 2007) est un modèle hydrologique permettant la simulation des processus physiques à l'échelle des UHRH et des tronçons. Le modèle utilise une série de sous-modèles pour représenter différents processus tels que l'interpolation des données météorologiques, la simulation du manteau neigeux, l'évapotranspiration, le bilan d'eau vertical, le bilan hydrique des milieux humides et l'acheminement du ruissellement vers les tronçons en aval. L'outil est flexible et permet à l'utilisateur de choisir le sous-modèle à utiliser pour chaque processus, tel que par exemple, pour l'évapotranspiration, on a le choix entre l'équation de Penman-Monteith, celle de McGuinness, de Linacre ou de Thorntwaite. HYDROTEL fournit une multitude de résultats pour chaque UHRH et tronçon, tels que les quantités d'eau infiltrée et ruisselée, l'évapotranspiration réelle et potentielle, la hauteur et l'équivalent en eau du manteau neigeux, l'apport en eau des précipitations et de la fonte, le flux d'eau souterraine acheminé vers le tronçon en aval ainsi que les débits et les hauteurs d'eau dans les tronçons. La distribution spatiale et temporelle des résultats facilite la connexion avec d'autres modules, tels que les modèles d'érosion ou de PGB.

VFDM (Vegetated Filter Dimensioning Model) (Gumiere, Rousseau et al. 2013, Gumiere, Rousseau et al. 2015) est un modèle de dimensionnement des bandes riveraines. Pour un certain taux d'efficacité choisi, VFDM permet d'évaluer la largeur appropriée des bandes riveraines pour la filtration des sédiments. Le modèle peut également effectuer le calcul inverse, c'est à dire fixer la valeur de la largeur des bandes riveraines et évaluer leur efficacité. Le principe de calcul se base

sur une relation empirique résultant des travaux en laboratoire de Deletic and Fletcher (2006) avec de l'herbe artificielle. Celle-ci dépend de la largeur de la bande riveraine, la vitesse du ruissellement, la hauteur du ruissellement et la vitesse de sédimentation. Le principe permet également de prendre en compte la concentration de l'écoulement par des chemins préférentiels. La plupart des paramètres d'entrée de VFDM sont évalués avec PHYSITEL et HYDROTEL, le choix des paramètres restant, notamment la taille de sédiments ou l'efficacité de la bande riveraine incombe à l'utilisateur. VFDM est encore un modèle théorique qui n'a pas encore fait l'objet d'une validation formelle, autrement dit, ses résultats n'ont pas encore été comparés à ceux d'une situation de terrain.

GerosM (Duchemin, Lachance et al. 2001) est un modèle d'érosion basé sur les facteurs de l'Équation Universelle des Pertes de Sol et sa version révisée (USLE/RUSLE)(Wischmeier and Smith 1978, Renard 1997). Il considère cinq facteurs contribuant à l'érosion des sols dont la combinaison permet d'évaluer l'érosion annuelle moyenne par unité de surface (A). On note le facteur de ruissellement et d'érosivité des précipitations (R), le facteur d'érodabilité des sols (K), le facteur lié à la topographie (LS), le facteur lié au type de culture (C), et le facteur lié aux pratiques culturales (P). Pour l'évaluation de la quantité de sédiments exportés vers le milieu récepteur par le ruissellement, GerosM compare la capacité de transport du ruissellement avec la charge des sédiments érodés. Si la capacité de transport est plus grande que la charge en sédiments, tous les sédiments sont transportés vers le milieu récepteur. Si la charge est plus élevée que la capacité de transport, l'excédent de charge reste sur l'UHRH par déposition. Pour déterminer la capacité de transport de l'écoulement, GerosM utilise la version modifiée par Foster and Meyer (1972) et Finkner, Hearing et al. (1989) de l'équation de Yalin (1963) qui relie la force de cisaillement de l'écoulement à sa capacité de transport.

Le modèle ROTO (Routing Output To the Outlet) (Arnold, Williams et al. 1995) est utilisé pour simuler l'acheminement des sédiments d'un tronçon du bassin versant jusqu'à l'exutoire. Les processus simulés comprennent le transport des sédiments par l'écoulement, la déposition, le réentraînement des particules déposées et l'érosion du lit du cours d'eau. À chaque pas de temps et pour chaque tronçon, la quantité de sédiments provenant des UHRH riveraines (calculée par le modèle GerosM) et des tronçons amont (calculée par le modèle ROTO) est déterminée. Selon la

puissance de l'écoulement, évaluée selon la formule de Bagnold (1977), les sédiments peuvent être déposés ou entraînés vers le tronçon en aval. Si l'écoulement est suffisamment puissant, les sédiments précédemment déposés peuvent être réentraînés et transportés vers l'aval. En l'absence de sédiments déposés, l'écoulement peut alors provoquer l'érosion du lit de la rivière et transporter les sédiments érodés vers l'aval. ROTO nécessite la connaissance de la hauteur d'eau dans les tronçons, qui est déterminée en utilisant l'équation de Manning avec des sections trapézoïdales et des pentes 1:1. L'équation de Manning est résolue numériquement à l'aide de la méthode de Newton-Raphson (Tiwari, Das et al. 2012).

3.2.1 Traitement des données physiographiques avec PHYSITEL

La première étape du traitement des données physiographiques avec PHYSITEL consiste à importer le modèle numérique de terrain (MNT) du bassin versant. Le MNT utilisé dans le projet est composé de 4084 x 5841 tuiles avec une résolution spatiale de 1 mètre et une précision verticale inférieure à 10 centimètres. Il est basé sur le système de coordonnées NAD 83 UTM zone 18N. La couche de données suivante est le réseau hydrographique, relevé sur le terrain et représenté sous forme de fichier shapefile (Figure 12). Ensuite viennent les couches relatives aux classes d'occupation du territoire (Figure 13) et celles relatives aux types de sols (Figure 14).

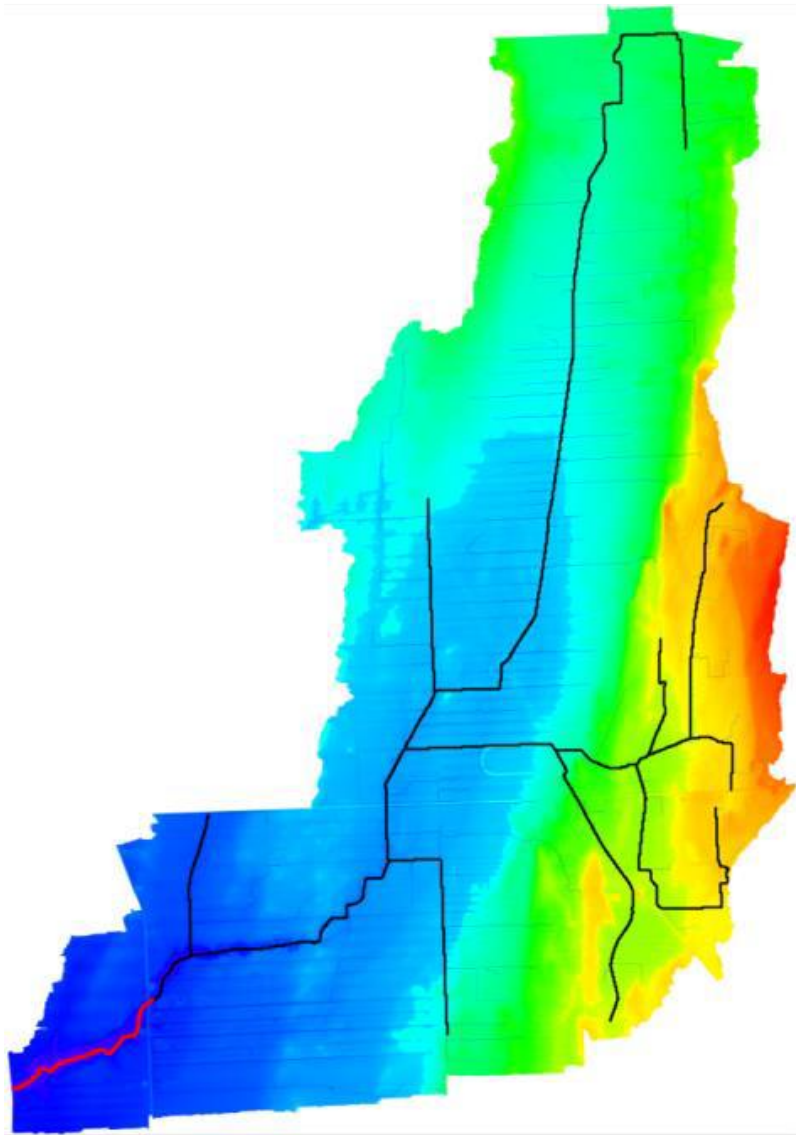


Figure 12 - MNT et réseau hydrographique du bassin versant importés dans le modèle PHSYITEL. Le trait rouge représente le tronçon exutoire du bassin versant. Les élévations vont de 29 m (en bleu) à 66 m (en rouge). À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL.

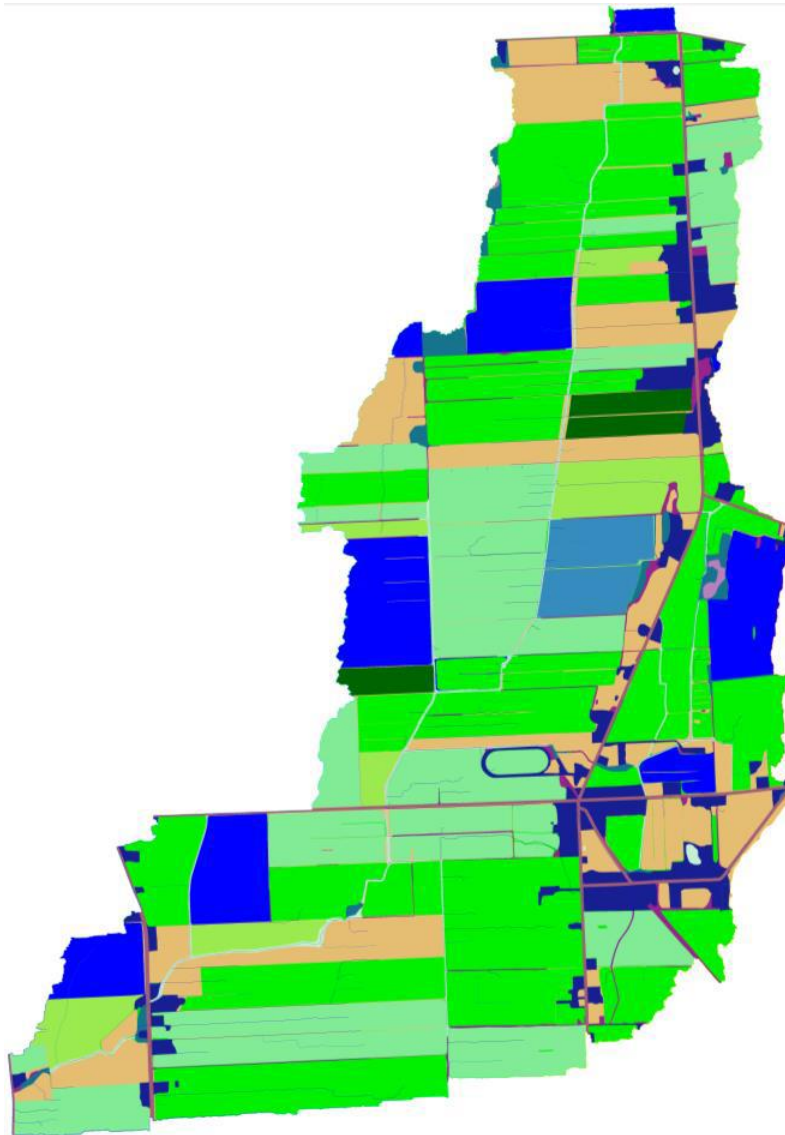


Figure 13 - Carte d'occupation du sol telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL

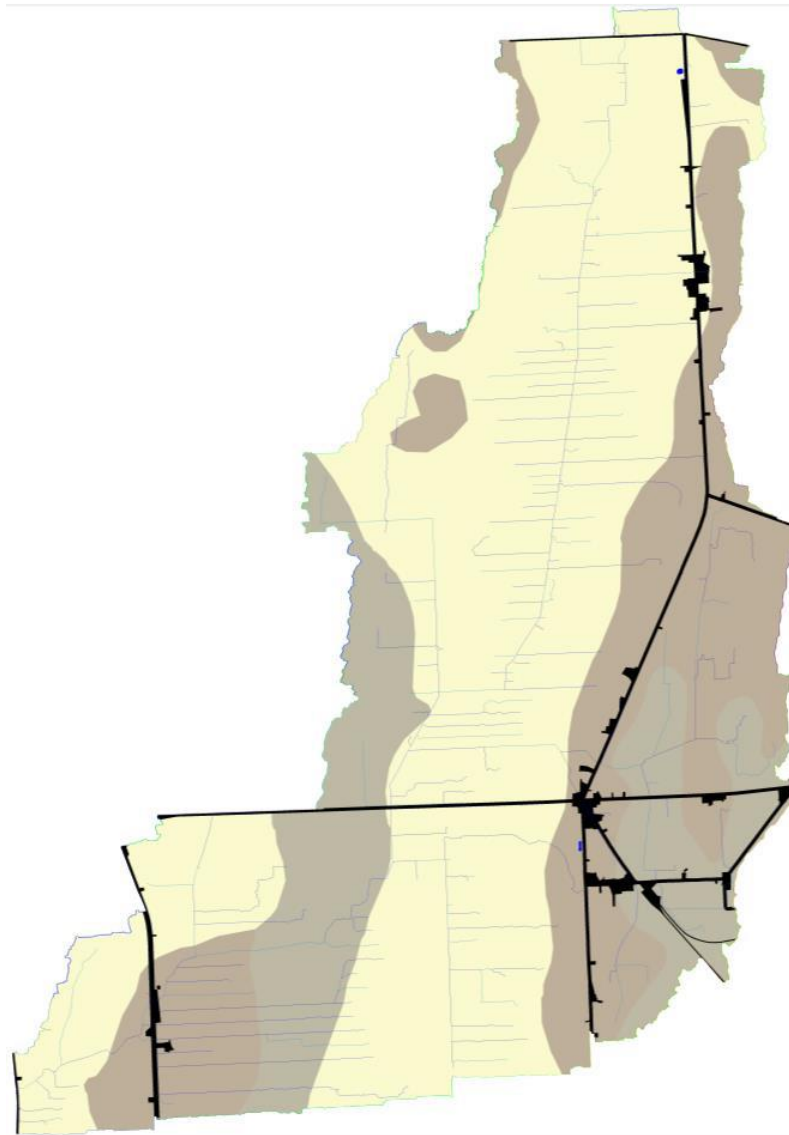


Figure 14 - Carte des types de sols telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL.

L'ensemble de ces couches servent de données d'entrée pour le calcul des pentes (Figure 15) et de l'orientation de l'écoulement de chaque cellule (Figure 16). La couleur bleue à la Figure 15 représente des pentes faibles ($< 2^\circ$). Les seuls endroits où les pentes sont plus accentuées (en jaune-vert) sont à l'endroit des berges.

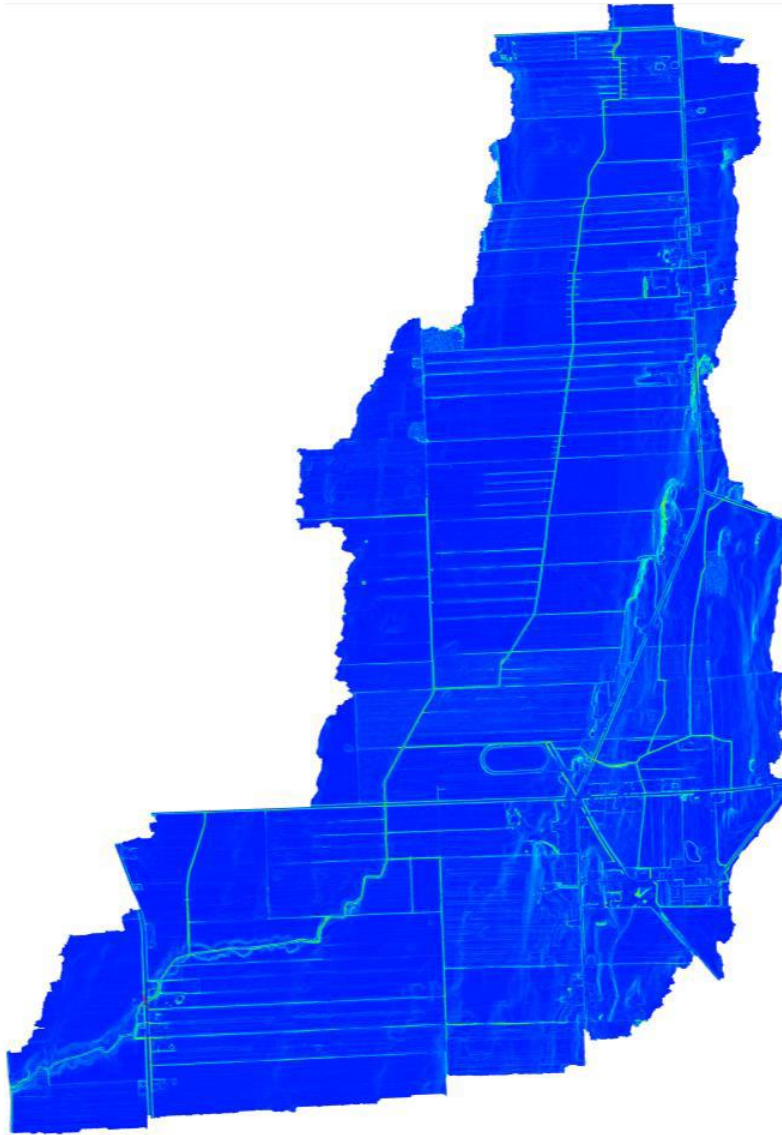


Figure 15 - Matrice des pentes telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL

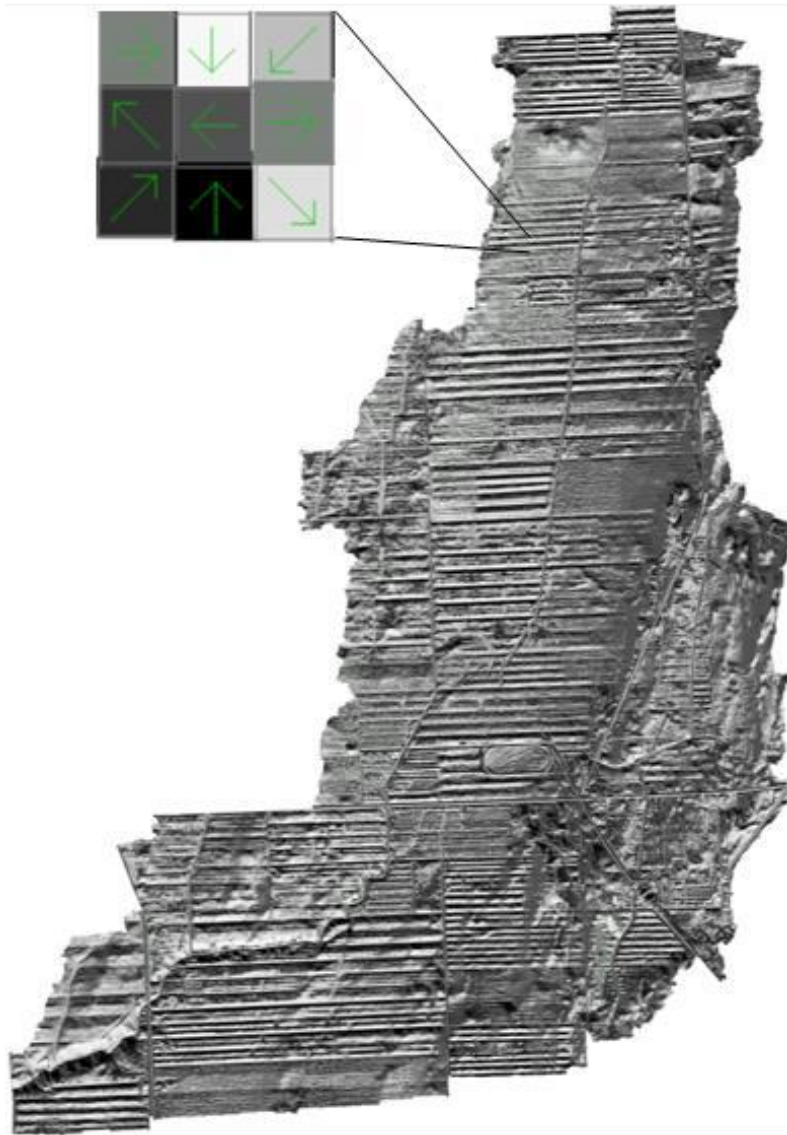


Figure 16 - Matrice des orientations telle que représentées dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL.

À partir de l'orientation des tuiles, le modèle PHYSITEL détermine de manière récursive le nombre de tuiles qui se drainent dans chaque tuile, ce qui permet de créer une matrice d'accumulation. À partir de cette matrice, un réseau hydrographique peut être défini en utilisant un seuil d'accumulation. Dans le cas du bassin Castor, un seuil d'accumulation de 25 000 tuiles (ou 25 000 m²) a été choisi, ce qui permet une résolution suffisamment fine pour inclure les fossés de ferme dans le réseau hydrographique. Ainsi, 324 tronçons sont créés. La Figure 17 présente la matrice d'accumulation, tandis que la Figure 18 montre le réseau hydrographique résultant. Pour chacun

des 324 tronçons de la Figure 18, les versants correspondants sont identifiés (voir Figure 19). Ces versants correspondent aux UHRH, qui sont la plus petite unité de calcul d'HYDROTEL. Huit-cent-deux (802) UHRH sont créées à partir des tronçons du réseau hydrographique.

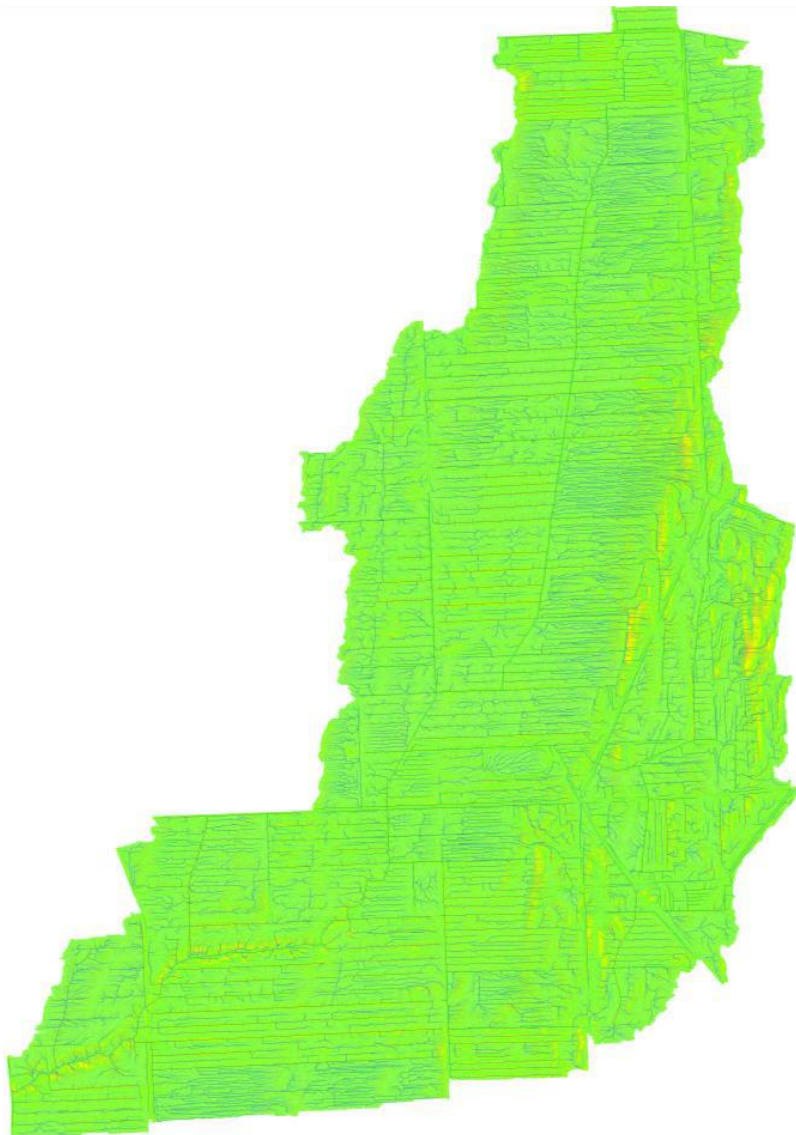


Figure 17 - Matrice d'accumulation telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL. À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL. La couleur verte représente une accumulation faible et la couleur bleue une accumulation élevée.



Figure 18 - réseau hydrographique déterminé selon un seuil d'accumulation de 25 000 m² (2,5 ha) tel que représenté dans l'interface de PHYSITEL



Figure 19 - Les 802 UHRH du bassin, telles que représentées dans l'interface de PHYSITEL. À noter que les couleurs servent seulement à distinguer les UHRH les unes des autres.

3.2.2 Modélisation hydrologique avec HYDROTEL

Les résultats du modèle PHYSITEL auxquels on ajoute les données relatives à l'indice foliaire, celles relatives aux profondeurs racinaires des types de végétations couverts par l'étude et les données hydrométéorologiques servent de données d'entrée au modèle HYDROTEL. L'indice de surface foliaire représente la surface superposée totale de canopée des plantes par unité de surface de sol. La profondeur racinaire indique la profondeur atteinte par les racines et permet d'indiquer au modèle la zone du sol qui est soumise au prélèvement en eau par les plantes. L'indice de surface

foliaire et la profondeur racinaire varient tous les deux en fonction des plantes et selon leurs stades de croissance.

Plusieurs phénomènes sont modélisés, chacun par un sous-modèle sélectionné en fonction du contexte de l'étude et des données disponibles. L'interpolation des données météorologiques est faite avec les polygones de Thiessen, les autres méthodes disponibles requérant au moins trois stations, contre une seule station de température disponible pour la période modélisée. La méthode de degré-jour modifié est utilisée pour simuler le couvert nival. La seconde option disponible, celle du degré-jour bande est plutôt destinée à la simulation de la fonte dans les zones montagneuses. Pour l'estimation de l'évapotranspiration potentielle, le choix a été porté sur l'équation de McGuinness and Bordne (1972) car ne requérant que les températures minimales et maximales journalières. De plus elle a été prouvée pour être de bonne performance lorsqu'utilisée dans des modèles de type pluie-débit (Oudin, Hervieu et al. 2005). En raison de ses performances et de sa meilleure représentation des processus physiques, le sous-modèle BV3C (Bassin Versant 3 Couches) est généralement celui utilisé pour les projets avec HYDROTEL pour effectuer le bilan d'eau vertical. Les sous-modèles correspondant à l'onde cinématique et l'onde cinématique modifiée ont été utilisés pour simuler l'écoulement de l'eau vers et dans le réseau hydrographique respectivement. HYDROTEL, dans sa forme actuelle, ne contient aucun sous-modèle spécifique pour simuler l'effet du drainage souterrain. Celui-ci est en fait implicitement pris en compte par le sous-modèle BV3C, qui peut être insuffisant pour des bassins versants fortement drainés comme le Castor. Afin de remédier à cette situation, un module de drainage est ajouté au sous-modèle BV3C en s'inspirant des travaux de Tiemeyer, Moussa et al. (2007) relatif au modèle MHYDAS-Drain. Une comparaison du modèle avec et sans module de drainage montre que l'ajout du module de drainage améliore les performances de prédiction du modèle en faisant baissé le biais de prédiction de 19% (sans) à 1% (avec).

Une fois HYDROTEL configuré et les sous-modèles fixés, il doit être calé. Cette étape consiste à ajuster les paramètres du modèle de manière à reproduire au mieux les caractéristiques observées du système hydrologique réel. Cela implique de comparer les sorties simulées du modèle aux données observées sur le terrain. Le processus de calage vise en effet à minimiser les différences entre les simulations du modèle et les observations. Deux algorithmes sont utilisés pour le calage

de HYDROTEL, le programme OSTRICH selon les travaux de Matott (2017) et le programme PADDs selon les travaux de Asadzadeh and Tolson (2009). Les performances sont mesurées avec deux indicateurs à savoir le coefficient de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash and Sutcliffe 1970) et le coefficient de Kling-Gupta (KGE) (Gupta, Kling et al. 2009). Le KGE est une décomposition du NSE (corrélation, biais sur la variance, biais sur la moyenne), mais son principe d'interprétation fait l'objet de débat au sein de la communauté scientifique notamment pour l'interprétation de $KGE = 0$. Pour les autres valeurs, les deux indicateurs s'interprètent de la même manière. Ils varient entre 1 et $-\infty$ (infini). Une valeur de 1 correspond à une prédiction parfaite et une valeur au-dessus de 0 indique un gain de performance par rapport à la prédiction de la moyenne. A partir d'une valeur de 0.5, ils peuvent être considérés comme satisfaisant (Moriassi, Arnold et al. 2007, Rogelis, Werner et al. 2016). Pour le Nash, une valeur de 0 indique que la prédiction est aussi bonne celle correspondante à la moyenne (Knoben, Freer et al. 2019) par contre pour le KGE, une valeur de 0 n'a pas de signification précise. Certains auteurs suggèrent une interprétation analogue à celle du Nash (Koskinen, Tahvanainen et al. 2017, Castaneda-Gonzalez, Poulin et al. 2018) et d'autres estiment qu'il ne faudrait pas (Mosier, Hill et al. 2016, Gelati, Decharme et al. 2018).

3.2.3 Scénarios de bandes riveraines à largeur optimale avec VFDM

Dans son fonctionnement, VFDM requiert un certain nombre de paramètres pour évaluer la largeur optimale des bandes riveraines pour la filtration. En dehors des résultats de PHYSITEL et de HYDROTEL, il faut déterminer la taille des sédiments, l'efficacité attendue, la densité de la végétation constituant la bande riveraine et les percentiles des largeurs à utiliser. L'ensemble de ces informations servent de données d'entrée à VFDM. La taille des sédiments définit la vitesse de sédimentation qui impacte directement l'efficacité de la bande riveraine à filtrer les eaux de ruissellements. En s'inspirant des travaux de Angers (1998) et de Messiga, Ziadi et al. (2011), les tailles de particules de sols 50, 180, 250, 500 et 1000 μm ont été testés lors de la modélisation. L'efficacité de la bande riveraine se définit comme le rapport entre la masse de sédiments en suspension à l'entrée et à la sortie de la bande riveraine. Les valeurs retenues pour le bassin versant du Castor sont 65, 80 et 90% en se basant sur les travaux de Gumiere, Le Bissonnais et al. (2011). La densité de la végétation est la part de la section de l'écoulement des eaux de ruissellement occupée par la végétation. Une densité de 1 représenterait alors un mur et une densité de 0

représenterait une absence totale de végétation. Suite à une analyse des travaux de Deletic and Fletcher (2006) et de Gumiere, Rousseau et al. (2013) nous avons retenu d'effectuer les simulations avec une densité de végétation de 0.67. Le choix des percentiles à utiliser est arbitraire et consiste à identifier le percentile approprié correspondant à l'ensemble des largeurs calculées pour chaque pas de temps étudié. Ce choix doit également trouver un équilibre entre les largeurs réellement efficaces et celles que les producteurs pourraient consentir à céder. Les 80e, 85e, 90e, 95e et 100e percentiles ont été testés.

Un autre aspect important du dimensionnement des bandes riveraines est l'analyse des chemins préférentiels qui correspondent à un réseau hydrographique secondaire du bassin versant, le réseau hydrographique principal étant celui correspondant au tracé du cours d'eau. Les chemins préférentiels sont des zones de concentration du ruissellement de surface qui permettent de distinguer les zones d'écoulement diffus et de celles d'écoulement concentrés. Le principe de détermination des chemins préférentiels est identique à celui utilisé pour déterminer le réseau principal à la différence du seuil d'accumulation qui est de 5000 au lieu de 25 000 tuiles. Le réseau secondaire est ainsi déterminé et les zones d'écoulement concentré et diffus sont présentés à la Figure 20. Il est observé que le réseau d'écoulement secondaire (surface rosée) draine principalement le bassin versant. La part de la surface du bassin qui s'écoule de manière diffuse vers le réseau principal (surface verte) est beaucoup plus faible en comparaison. Sur le bassin versant, il y a 561 rigoles qui traversent la bande riveraine, avec une moyenne de 0,7 rigole par UHRH.

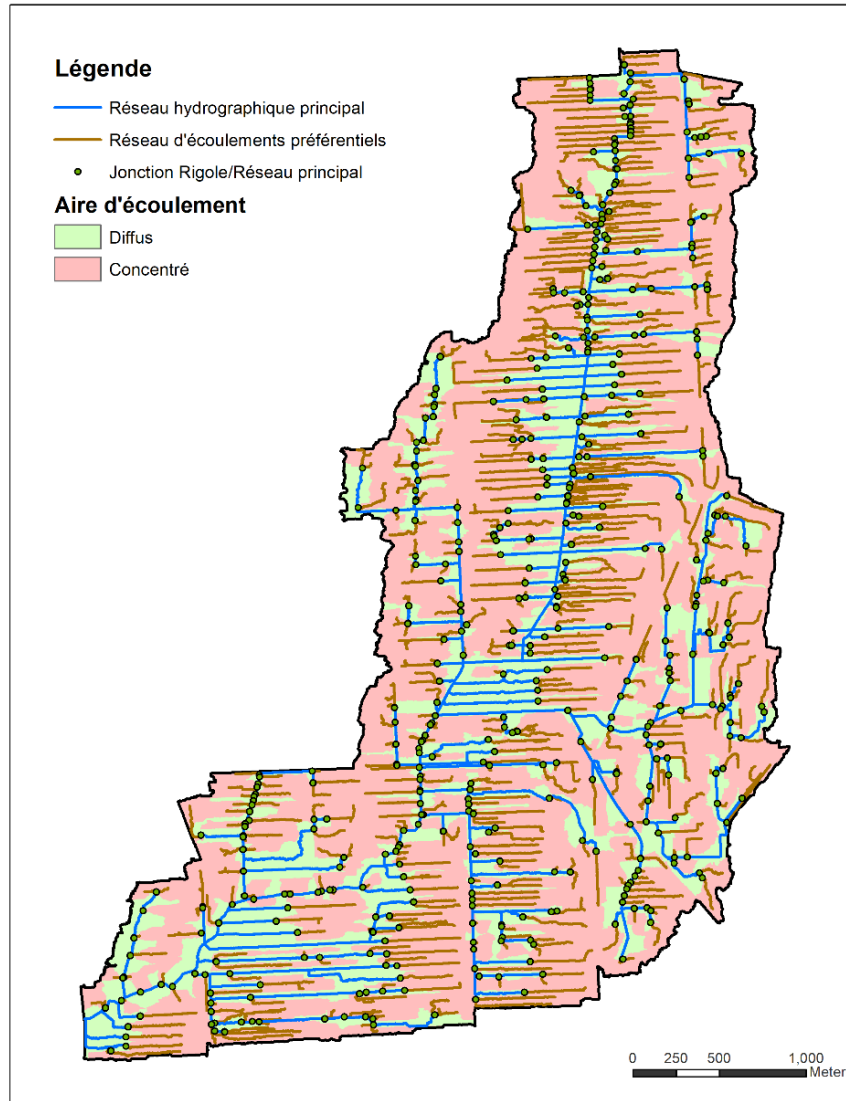


Figure 20 - Les réseaux hydrographiques principal et secondaire et les aires d'écoulements diffus et concentrés qui leur sont respectivement associées

A l'issue du choix des paramètres d'entrée, 75 simulations ont été effectuées pour tester toutes les combinaisons des paramètres entre eux. Trois groupes de scénarios réalistes ont été ensuite identifiées correspondant chacun à un certain niveau d'efficacité des bandes riveraines à filtrer les sédiments. Le scénario conservateur correspond à une efficacité visée de 65%, le modéré à 80% et le scénario ambitieux correspond à une efficacité visée de 90%. A chacun de ces scénarios, correspond une carte des largeurs de bandes riveraines présentées sur les Figure 21, Figure 22 et Figure 23.

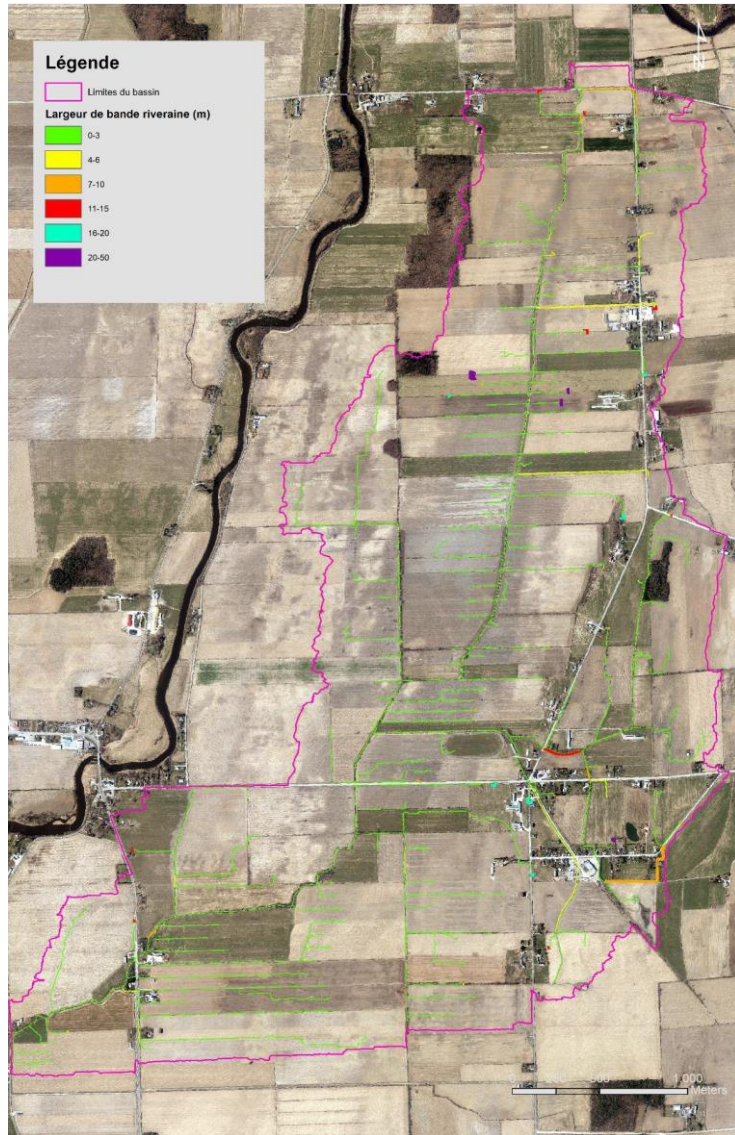


Figure 21 - Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario conservateur (efficacité visée de 65%)

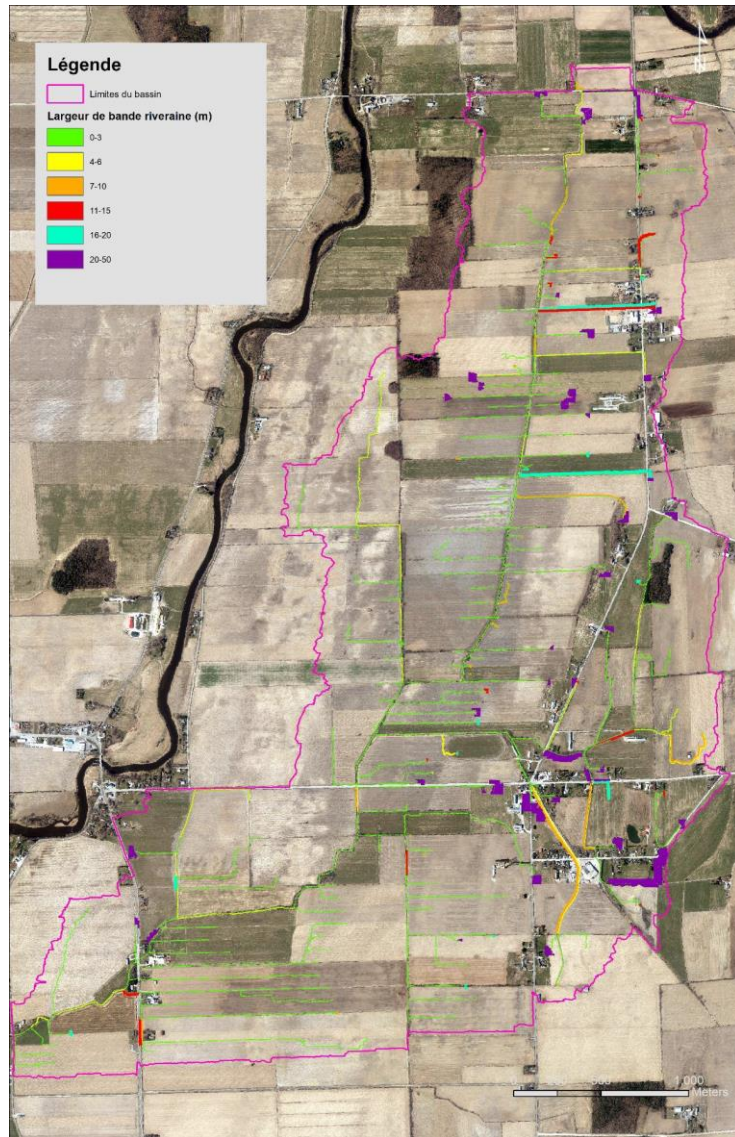


Figure 22 - Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario modéré (efficacité visée de 80%)

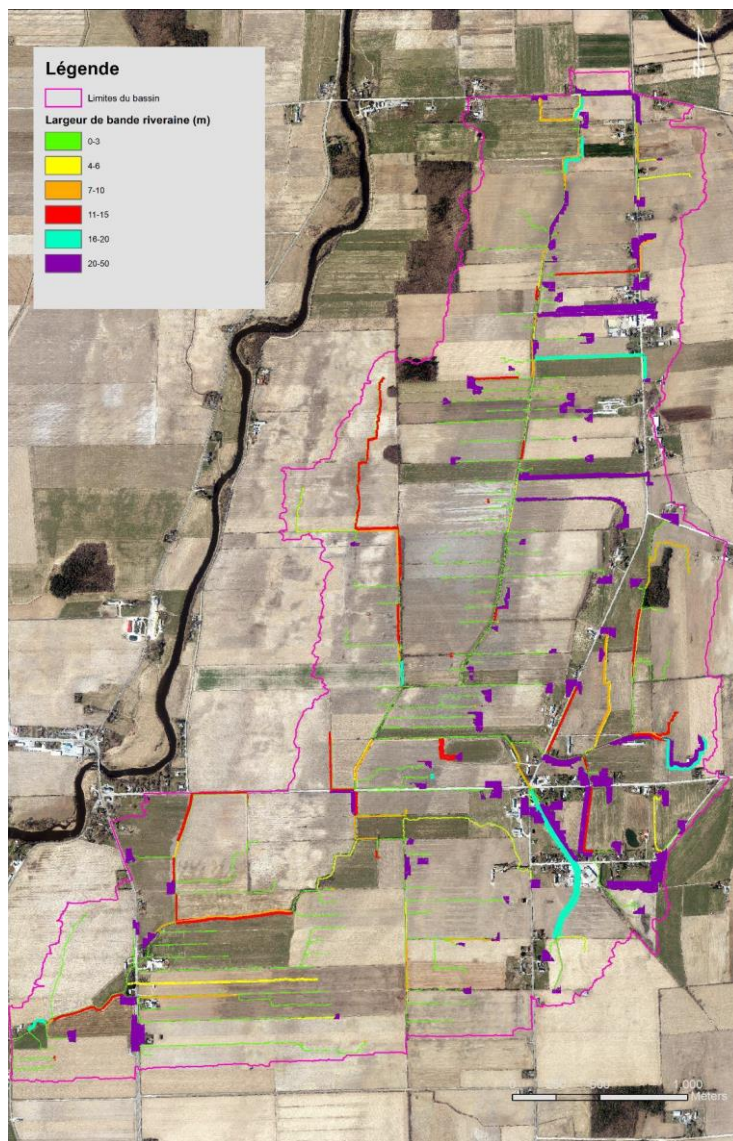


Figure 23 - Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario ambitieux (efficacité visée de 90%)

Dans le scénario conservateur (Figure 21), peu de bandes riveraines sont requises. Les UHRH de tête, pour lesquels la largeur du cours d'eau est par définition égale à la résolution du MNT, soit 1 m, sont les seuls endroits qui nécessitent des bandes riveraines supérieures à 15 m. Cela crée des bandes riveraines sur la carte qui ont l'apparence de points plutôt que de lignes. Ces endroits peuvent se traduire sur le terrain par des dépressions et des endroits de stagnation vers lesquels le ruissellement est naturellement concentré. Dans le scénario modéré (Figure 22), les bandes riveraines sont plus larges et elles sont linéaires (par opposition aux bandes riveraines en forme de points discuté plus haut) avec des largeurs parfois supérieures à 20 m. De façon générale, la moitié

Est du bassin versant semble requérir davantage de bandes riveraines élargies que la moitié Ouest. Cela peut s'expliquer par des pentes plus prononcées sur cette partie du bassin. Le scénario ambitieux (Figure 23) requiert clairement une plus grande superficie consacrée aux bandes riveraines. Les bandes riveraines de plus de 20 m de large sont nombreuses et une grande proportion de fossés de ferme ont des bandes riveraines élargies à leur extrémité amont, à l'emplacement des UHRH de tête. La superficie totale occupée par les bandes riveraines représente 8% de la superficie cultivée contre 2.9% dans le scénario conservateur.

3.2.4 Modélisation de collinaires sur le bassin versant

Les retenues collinaires sont de petits ouvrages en terre, qui peuvent servir de zone tampon au ruissellement des eaux de surface et de sources d'eau d'irrigation pour des besoins ponctuels au champ. Dans sa version actuelle, HYDROTEL ne comporte aucun module pour la conception de collinaire. Un module a donc été conçu et ajouté à son code source en analysant sa représentation conceptuelle et comment l'intégrer à HYDROTEL. Les retenues collinaires sont assimilées à des lacs avec une surface limitée et une profondeur variant selon le bilan des débits entrants et sortants. Ceci simplifie grandement leur intégration à la plateforme PHYSITEL-HYDROTEL, notamment pour leur ajout au MNT et à la carte d'occupation des sols. Il faut cependant intégrer un mode de prélèvement d'eau pour l'irrigation en fonction du besoin en eau des cultures et modifier la gestion du niveau d'eau et le calcul de l'évaporation tel qu'ils se présentent dans la structure de lac existante dans HYDROTEL.

L'emplacement des collinaires sur le bassin versant est également un aspect important. Les collinaires ne doivent pas être situés sur le cours d'eau verbalisé. En effet, au Québec, il est interdit, entre autres, de creuser ou modifier un cours d'eau, de même que d'y construire un barrage ou des digues (MELCCFP 2023). Ils devraient également être situés sur des fossés de ferme existant pour faciliter la captation des eaux et limiter les superficies cultivables perdues. En se situant entre deux champs contigus, les collinaires pourront irriguer de part et d'autre limitant ainsi les besoins en aménagement. Pour être considérés comme viables, les fossés-collinaires devraient drainer un certain seuil minimum de terres. Un seuil arbitraire de 50 000 m² a été retenu correspondant au double du seuil minimum utilisé pour tracer le réseau principal (25 000 m²). En observant ces critères, 14 emplacements pour des collinaires ont été identifiés (Figure 24).

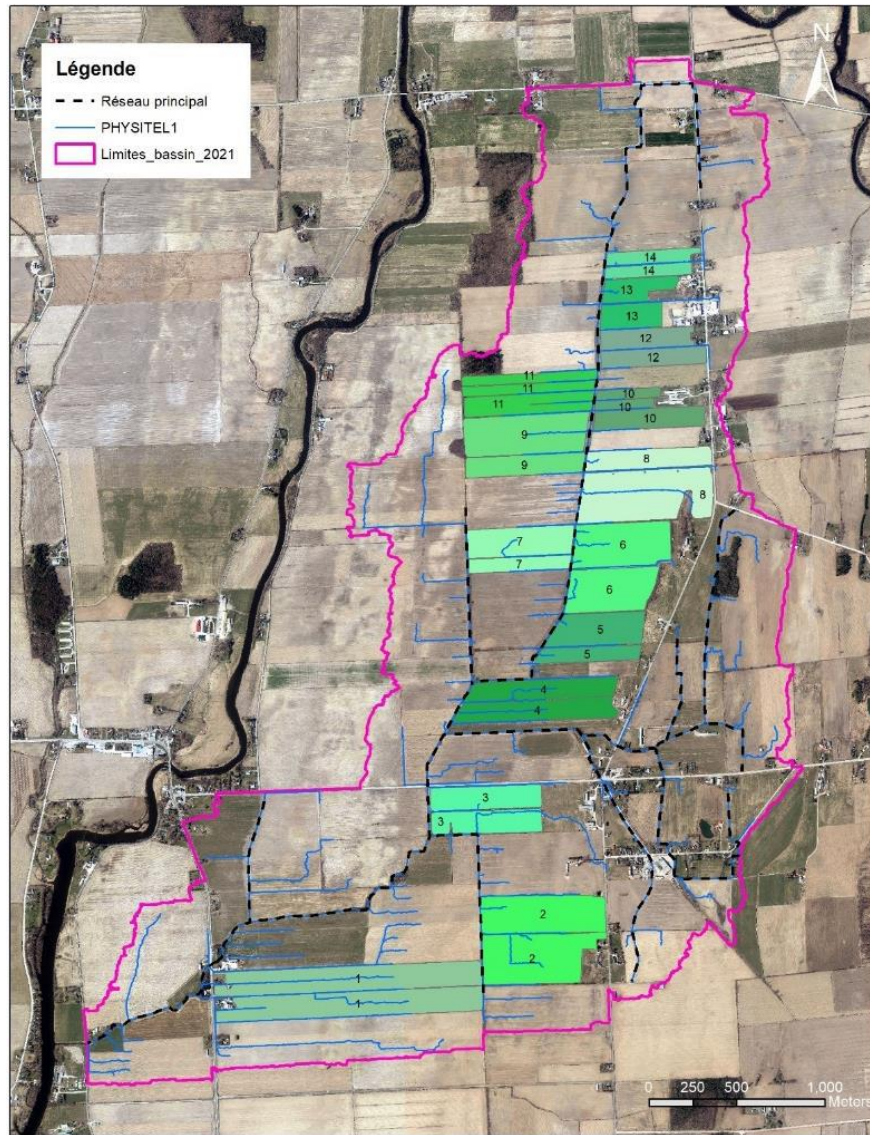


Figure 24 - Parcelles irriguées par les 14 collinaires. Les collinaires seront situés entre deux parcelles ayant le même numéro. Les différentes teintes de vert ne servent qu'à différencier les groupes de parcelles irriguées entre eux. PHYSITEL 1 (en bleu) représente le réseau déterminé à partir du seuil d'accumulation.

L'évaluation de la dimension appropriée des collinaires inclut l'évaluation des besoins en eaux des cultures. Le principe de calcul prend en compte la culture et le mois pour lesquels la demande en eau potentielle est la plus forte, soit le maïs pour le mois de juillet. Deux scénarios de profondeurs, 2m (Figure 25) et 3m (Figure 26), ont été explorés. La surface occupée par les collinaires représente 4,8% des parcelles irriguées lorsque la profondeur est de 2 m, alors qu'elle représente 3,3% lorsque la profondeur est de 3 m. Le volume des collinaires est compris entre 6 981 et 39 495 m³ pour une profondeur de 2 m et entre 7 094 et 40 132 m³ pour une profondeur de 3 m. La longueur des

collinaires est équivalente à la longueur des fossés sur lesquels ils sont placés. La largeur quant à elle dépend de la surface du collinaire. La surface des collinaires de 2 m de profondeur est plus grande que celle des collinaires de 3 m de profondeur, bien que la différence soit difficilement visible à cette échelle. En termes d'aire drainée, les collinaires de 2 m de profondeur permettent la captation des eaux pour une portion de territoire de 147 ha, alors que pour les collinaires de 3 m cette superficie est de 146 ha. Les UHRH tributaires aux collinaires sont représentées à la Figure 27. Comme elles étaient très similaires pour les deux profondeurs, seule la carte des collinaires de 2 m est présentée. Une simulation hydrologique est ensuite effectuée avec HYDROTEL et le nouvel module intégré pour validation.

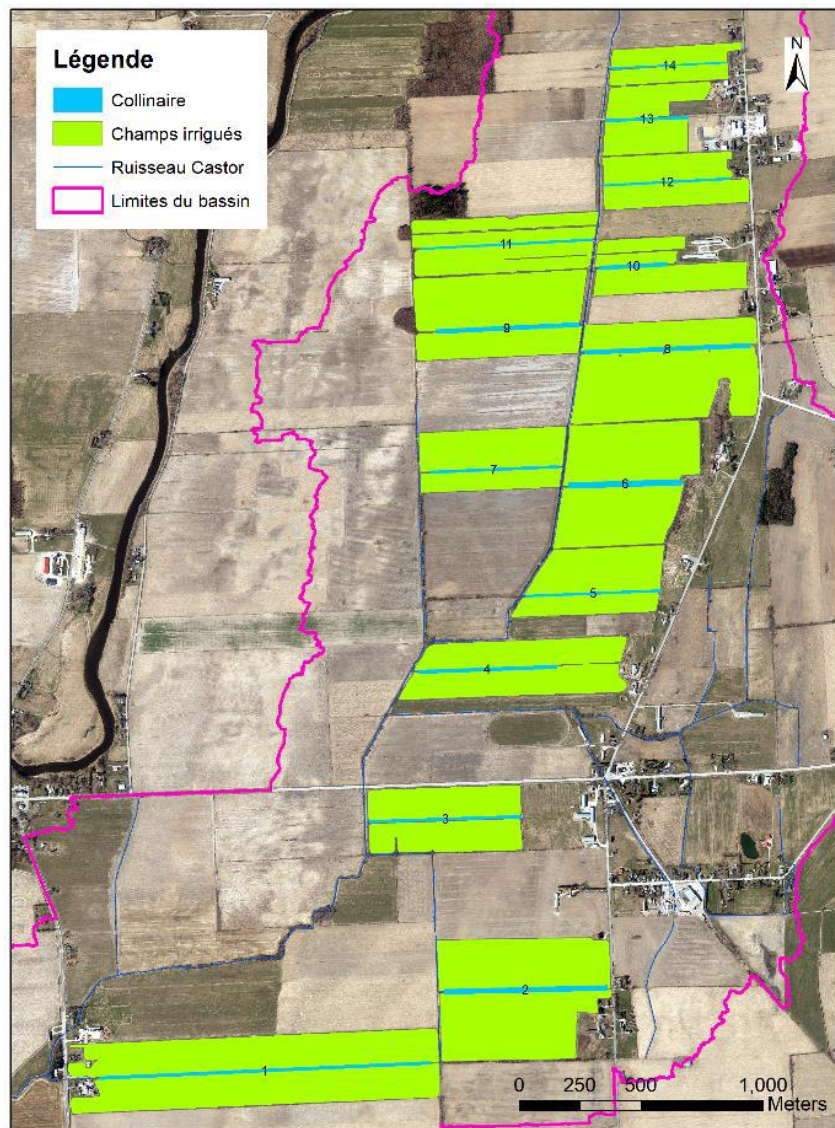


Figure 25 - Représentation sur le bassin versant des collinaires de 2 m de profondeur

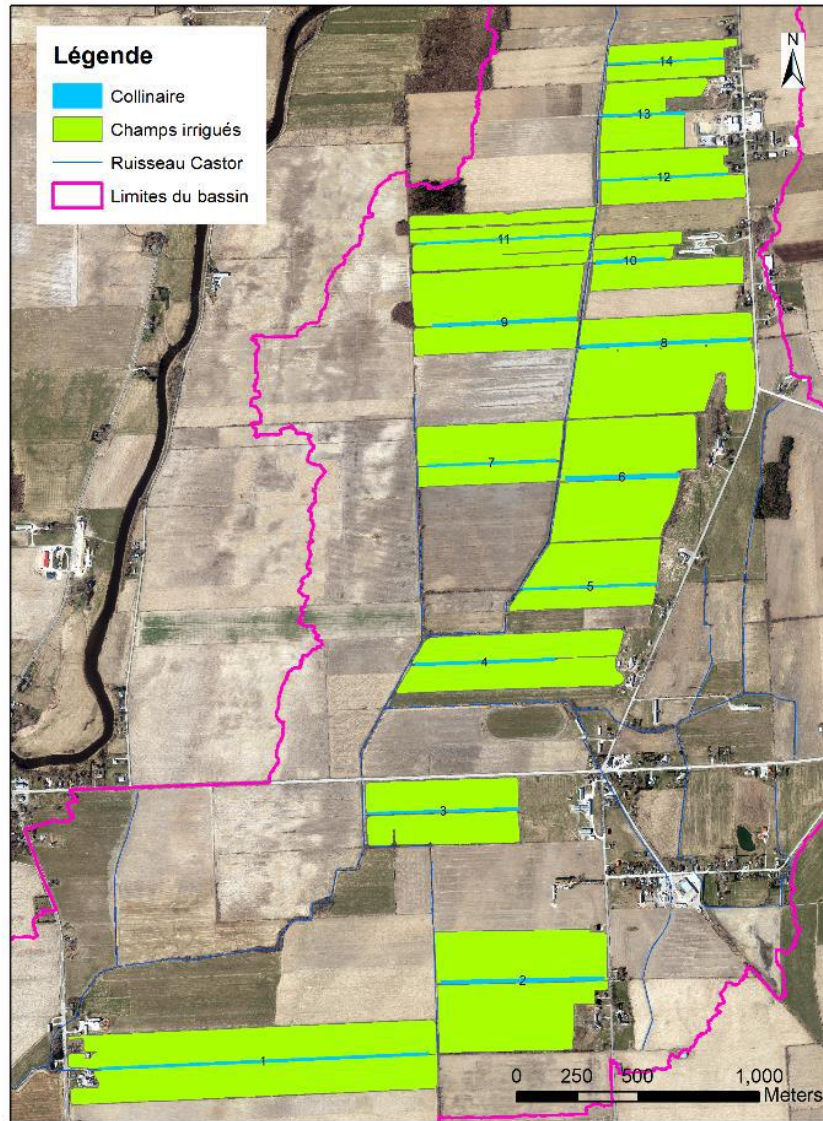


Figure 26 - Représentation sur le bassin versant des collinaires de 3 m de profondeur

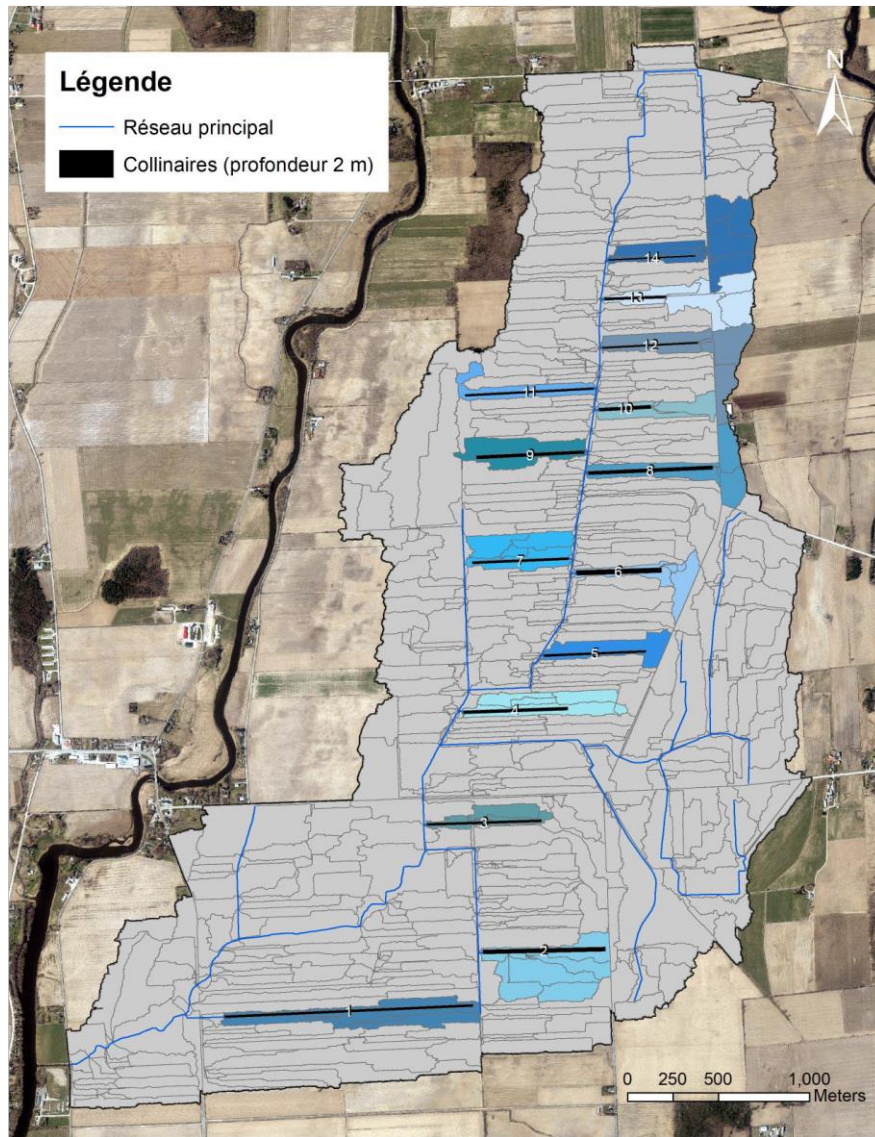


Figure 27 - UHRH tributaires des collinaires. Les différentes teintes de bleu permettent de différencier les aires tributaires les unes des autres

3.2.5 Modélisation de l'érosion avec GerosM

La modèle GerosM est basé en grande partie sur l'équation universelle de pertes de sols révisée (RUSLE). Sur le bassin versant du Castor, quatre paramètres sont pris en compte pour l'évaluation de l'érosion des sols notamment le facteur de ruissellement et d'érosivité des précipitations R, le facteur d'érodabilité des sols K, le facteur lié à la topographie LS et le facteur lié au type de culture C. Le cinquième facteur habituellement inclus dans l'équation universelle de pertes de sols, à savoir le facteur lié aux pratiques culturales P, n'est pas pris en compte dans le cadre des travaux sur le

Castor, car ici les pratiques culturales ne sont pas étudiées. Pour l'évaluation du facteur d'érosivité des précipitations (R), GerosM distingue deux processus distincts, l'érosion causée par l'énergie cinétique des précipitations et celle causée par le ruissellement en plus de divers coefficients d'ajustement. Le facteur R est calculé par jour et pour chaque UHRH. Quant au facteur d'érodabilité K, il se base sur les travaux de Villeneuve, Blanchette et al. (1998), de Wischmeier and Smith (1978) et ceux de Foster, McCool et al. (1981). Le principe de calcul utilisé inclut le pourcentage de sable, de limon, et d'argile du sol de diverses tailles sur l'échelle granulométrique. Sont inclus également le pourcentage de matières organiques du sol, celui de carbone organique et des codes relatifs à la structure et à la perméabilité du sol (Wall, Coote et al. 2002). Les facteurs K utilisés sur le Castor sont de 0.024, 0.031 et 0.012 t·hr/MJ·mm pour les sols loam argileux, loam sablo-argileux et loam sableux respectivement. Le facteur d'inclinaison (LS) prend en compte la pente moyenne de l'UHRH et la longueur de la pente (McCool, Brown et al. 1987, McCool, Foster et al. 1989, Villeneuve, Blanchette et al. 1998). Le modèle PHYSITEL permet d'évaluer la pente moyenne de chaque UHRH mais pas la longueur de la pente. Une valeur de 100 m est donc utilisée (Rousseau, Savary et al. 2016). Le facteur de végétation C est pondéré selon la surface occupée par la culture sur l'UHRH (Duchemin, Lachance et al. 2001) et varie selon la culture et son stade de croissance. On observe essentiellement cinq stades de croissance : le labour, le semis, l'établissement, la croissance et la récolte avec des valeurs du facteur C variant entre 0.03 et 0.73 selon les types de culture. Aux valeurs de facteurs C les plus faibles correspond une plus grande protection contre l'érosion et vice versa. Une fois l'érosion modélisée, la production de sédiments est acheminée au cours d'eau avec l'équation modifiée de Yalin (1963). Les calculs sont effectués pour la période 2002-2011 et le taux moyen pour toutes les UHRH est de 1,3 t/ha·an (Figure 28), cohérent avec les travaux de Michaud, Niang et al. (2021) et classé comme étant un niveau d'érosion très faible, soit < 6 t/ha·an (Wall, Coote et al. 2002).

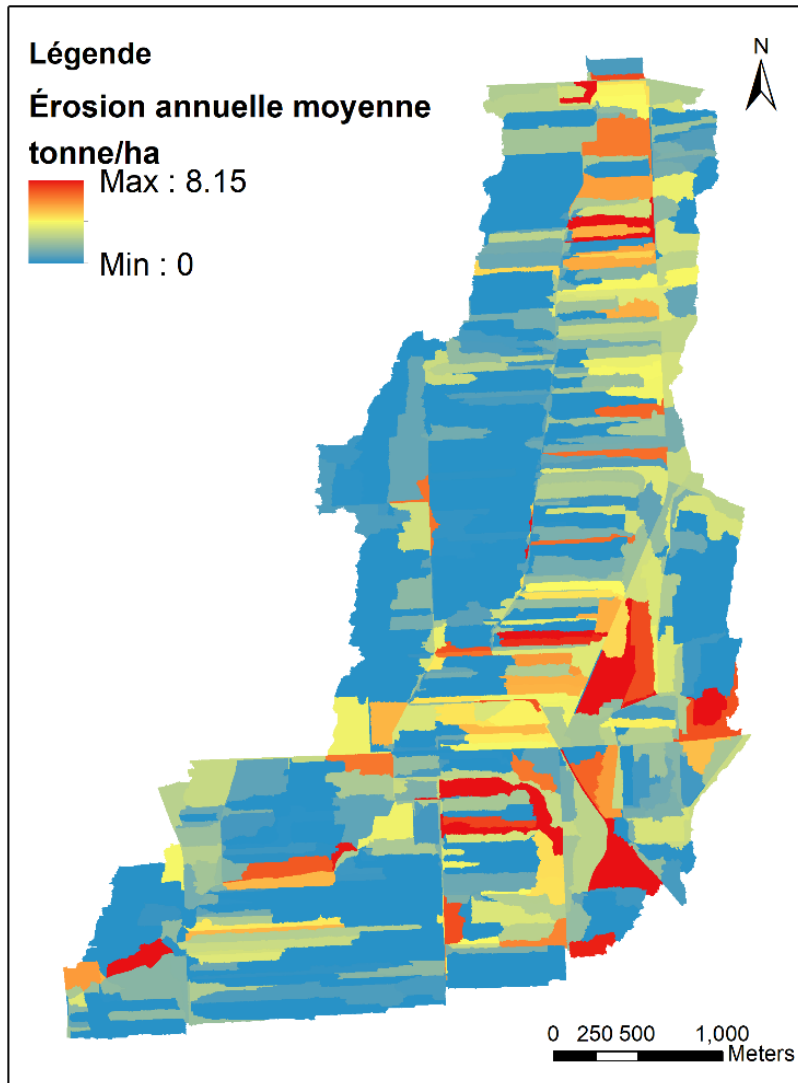


Figure 28 - Taux d'érosion annuel moyen sur le bassin versant pour la période 2002-2011

3.2.6 Modélisation de l'acheminement des sédiments avec ROTO et de la sédimentation dans les collinaires

Le modèle ROTO (Arnold, Williams et al. 1995) permet de modéliser l'acheminement des sédiments dans le réseau hydrographique jusqu'à l'exutoire. Le modèle hydrologique est calé en utilisant les données de charges en matières en suspension (MES) mesurées à la station hydrométrique sur une période de neuf ans et demi (janvier 2002 – juin 2011). La charge annuelle moyenne observée sur cette période est de 1,06 t/h/an. En utilisant les données de débit observées,

la concentration moyenne journalière de MES pour les mois de mai à octobre est estimée à 86 mg/L qui semble surestimée par rapport à des mesures similaires effectuées par le MELCCFP (2022). Le calage du modèle consiste à déterminer la bonne taille des sédiments et est fait en considérant le bassin versant dans son état actuel c'est-à-dire avec des largeurs réglementaires de bandes riveraines de 2 m sur le talus pour tous les tronçons. La taille de sédiment retenue est de 9 μm pour un NSE de 0.46 et un KGE de 0.54 avec 92% des sédiments provenant des terres cultivées et 8% provenant de l'érosion du lit des tronçons du réseau hydrographique.

3.2.7 Scénarios testés

Nous avons investigué cinq scénarios de PGB dans le cadre de l'étude du bassin versant du Castor. Ils feront l'objet d'une discussion par rapport au scénario de référence qui correspond au bassin versant avec des largeurs réglementaires de bandes riveraines (2 m sur le talus) pour tous les tronçons. Le premier scénario est relatif aux bandes riveraines élargies selon l'efficacité visée. Ici nous avons étudié trois différents niveaux d'efficacité des bandes riveraines : 65, 80 et 90% pour 95% des épisodes de ruissellement dans la période 15 avril – 15 décembre. Le premier scénario inclut le scénario de référence c'est-à-dire que l'efficacité des bandes riveraines représente l'efficacité de base d'une bande riveraine de 2m (scénario de référence) plus le bénéfice d'efficacité due à l'élargissement de la bande riveraine (scénario 1). Le second scénario explore une situation où l'on retire les bandes riveraines existantes afin de mesurer leur impact bénéfique. La quantité de sédiments exportés vers le cours d'eau est alors divisée par $(1 - \text{efficacité de la bande riveraine de 2 m})$ pour retrouver la quantité de sédiments qui aurait été acheminée vers le cours d'eau en l'absence de bandes riveraines. Le troisième scénario étudie l'impact de l'ajout des collinaires notamment de par leur effet de bassin de décantation et leur effet sur l'érosion des tronçons. La conversion de toutes les cultures en foin ou en soya est examiné dans le quatrième scénario pour définir la plage de taux d'érosion possible sur le bassin versant. En effet le foin est la culture qui a la plus grande capacité de réduction de l'érosion et à l'inverse, le soya est celle qui offre la protection la plus faible. Le cinquième et dernier scénario est celui qui combine l'ensemble des autres scénarios afin d'évaluer l'impact maximal que pourraient avoir les PGB considérés sur la réduction de la charge sédimentaire du bassin versant. Ce scénario inclut des bandes riveraines élargies d'efficacité 90%, la présence des collinaires et la conversion de toutes les cultures en foin.

3.2.8 Méthodes d'évaluation des scénarios

La démarche d'évaluation des scénarios comporte six méthodes d'évaluation des scénarios:

- 1- La première méthode consiste à évaluer la réduction (ou l'augmentation) de la charge de MES provenant du ruissellement de surface sur les UHRH. Cela permet d'apprécier l'impact des PGB sur la source terrestre des sédiments.
- 2- La seconde méthode consiste à analyser l'occurrence du dépassement de la concentration maximale selon le critère de la protection de la vie aquatique (+ 25 mg/L à la concentration ambiante) avec un seuil pour le Castor de 112 mg/L.
- 3- Analyse de l'effet des PGB sur la charge en MES à l'exutoire. Cela permet d'évaluer la réduction ou l'augmentation de la masse de sédiments exportés vers l'exutoire du bassin et ultimement dans la rivière aux Brochets.
- 4- L'effet des PGB sur la quantité de sédiments érodés depuis le lit même de la rivière, ce qui exclut les sédiments préalablement déposés puis réentraînés. Cela permet d'identifier les PGB ayant le plus grand effet sur la réduction de l'érosion du lit du cours d'eau.
- 5- Pour les scénarios incluant la présence des collinaires, la démarche d'évaluation des scénarios comporte une analyse de la quantité de sédiments captés par les collinaires. Elle permet de comparer la performance de captation entre les différents emplacements des collinaires et entre les deux profondeurs (2 m et 3 m). La quantité de sédiments au fond des collinaires est également comparée aux fossés de ferme correspondants dans le scénario de référence.
- 6- L'effet distribué des bandes riveraines élargies sur l'accumulation de sédiments dans les tronçons et sur l'érosion du lit. Cela permet d'analyser l'effet que pourraient avoir les bandes élargies sur la diminution du besoin de recreusage récurrent des tronçons.

3.3 Résultats

3.3.1 Effet des PGB sur la réduction de la charge en MES du ruissellement de surface

Le Tableau 13 présente les variations positives (augmentation) ou négatives (réduction) de la quantité de MES présente dans le ruissellement selon les différents scénarios de pratique de gestion

bénéfique. Le scénario sans bande riveraine montre la plus grande différence par rapport au scénario de référence, avec une augmentation de 746,2% de la quantité de sédiments dans le ruissellement. Quant aux scénarios avec des bandes riveraines élargies, ils présentent une amélioration marginale de la captation des sédiments, avec des pourcentages de -1,5%, -3.1% et -4,2% pour des bandes riveraines élargies à efficacité de 65%, 80% et 90% respectivement. Ceci s'explique par le fait que les bandes riveraines sont principalement efficaces sur les premiers mètres et que leur efficacité diminue rapidement par la suite. Des études antérieures (par exemple Gharabaghi, Rudra et al. (2006), Deletic and Fletcher (2006)) ont montré que l'efficacité des bandes riveraines atteint un plateau avant 5 mètres. De plus, les collinaires n'offrent pas non plus une amélioration significative de la réduction des MES dans le ruissellement de surface, car leur action se concentre principalement sur les sédiments dans le réseau hydrographique. La diminution des MES dans le ruissellement de surface due à la conversion des cultures en foin ou en soja est du même ordre de grandeur, mais de signe opposé. Aussi, la diminution des MES résultant de la conversion en foin de toutes les cultures est beaucoup plus importante que celle attribuable aux bandes riveraines élargies et aux collinaires. Enfin, le scénario de PGB combinés offre un avantage marginal par rapport au scénario de conversion des cultures en foin. Cela est cohérent puisque le scénario de performance maximale inclut d'une part la conversion des cultures en foin, et d'autre part les bandes riveraines élargies et les collinaires qui ne permettent pas de réduire de manière significative les charges de MES transportées par le ruissellement de surface.

Tableau 13 - Effets des PGBs sur la quantité de MES présente dans le ruissellement de surface pour la période 2002-2011

Scénario	Variation annuelle moyenne de la charge en MES du ruissellement de surface par rapport au scénario de référence		
	t	t/ha	%
Référence	-		-
Aucune bande riveraine	10 928	9,76	746,2
Bandes riveraines élargies (efficacité 65%)	-22	-0,02	-1,5
Bandes riveraines élargies (efficacité 80%)	-46	-0,04	-3,1
Bandes riveraines élargies (efficacité 90%)	-62	-0,06	-4,2
Collinaires (profondeur 2 m)	-74	-0,07	-4,9
Collinaires (profondeur 3 m)	-21	-0,02	-1,3
Conversion en foin	-721	-0,64	-48,2
Conversion en soya	867	0,77	57,9
Meilleurs PGB combinées	-740	-0,66	-49,4

3.3.2 Effet des PGB sur l'occurrence du dépassement du critère sur la concentration en MES pour la protection de la vie aquatique

La fréquence de dépassement du critère sur les MES pour la protection de la vie aquatique, établi à 112 mg/L, est indiquée dans le Tableau 14. Le critère a été dépassé lors de 8,7% des journées dans le scénario de référence. Le gain par rapport au scénario de référence est minime avec l'ajout de bandes riveraines élargies. Cependant, le retrait des bandes riveraines existantes augmente considérablement le nombre de journées où le dépassement du seuil se produit (27,1 %). La fréquence de dépassement augmente légèrement avec l'ajout de collinaires et la conversion de toutes les cultures en soya ($\approx 14,5$ et $11,7\%$). En revanche, le foin réduit légèrement la fréquence de dépassement. Le scénario des PGB combiné améliore légèrement le scénario de référence. À l'exception du retrait des bandes riveraines, qui augmente le taux de dépassement, les scénarios de PGB ont généralement assez peu d'influence sur la fréquence de dépassement du seuil.

Tableau 14 - Effet des PGB sur la probabilité de dépasser le critère de MES pour la protection de la vie aquatique. Les concentrations sont calculées pour les années 2002-2011.

Scénario	Probabilité d'excéder le seuil maximal de concentration en MES
	%
Référence	8.7
Aucune bande riveraine	27.1
Bandes riveraines élargies (efficacité 65%)	8.7
Bandes riveraines élargies (efficacité 80%)	8.5
Bandes riveraines élargies (efficacité 90%)	8.5
Collinaires (profondeur 2 m)	14.4
Collinaires (profondeur 3 m)	14.6
Conversion en foin	5.7
Conversion en soja	11.7
Meilleurs PGB combinées	9.7

3.3.3 Effet des PGB sur la quantité de MES à l'exutoire

La Figure 29 illustre la masse cumulée de MES à l'exutoire pour les différents scénarios étudiés. Elle n'inclut pas le scénario sans bandes riveraines, sa charge cumulative étant beaucoup plus élevée (73 t/ha à la fin de la période simulée) en comparaison avec les autres scénarios. Elle n'inclut pas non plus les scénarios de bandes riveraines élargies avec des efficacités de 65% et 80%, leurs courbes se superposaient à celles du scénario de référence et des bandes riveraines élargies avec une efficacité de 90%, réduisant la lisibilité de l'ensemble. En général, les scénarios de bandes riveraines élargies et d'ajout de collinaires produisent une quantité sensiblement similaire de MES à l'exutoire par rapport au scénario de référence (0,87 t/ha/an). La conversion de toutes les cultures en foin et le scénario de PGB combinées offrent les meilleurs gains, avec respectivement 2,9 et 2,5 t/ha en moins par rapport au scénario de référence sur 10 ans. En revanche, la conversion de toutes les cultures en soja entraîne une augmentation de 3,0 t/ha sur 10 ans. La différence annuelle des charges en MES à l'exutoire des scénarios de PGB par rapport au scénario de référence est présentée dans le Tableau 15. La quantité de MES à l'exutoire augmente de 716,2% suite au retrait des bandes riveraines. Cependant, par rapport au scénario de référence, l'ajout de bandes riveraines élargies ne réduit que légèrement la charge de MES à l'exutoire (-0,8%) tout niveau d'efficacité confondus. Les collinaires de profondeur de 2 mètres et de 3 mètres provoquent une légère augmentation des charges de 2,1% et 2,9 %, respectivement. La charge à l'exutoire est réduite d'environ un tiers par la conversion des cultures en foin. Cependant, la conversion en soja entraîne une augmentation de la charge de 34,4%. Le scénario de PGB combinées offre un gain légèrement inférieur à celui de la conversion en foin, avec une réduction de 27,1% des charges en MES à l'exutoire.

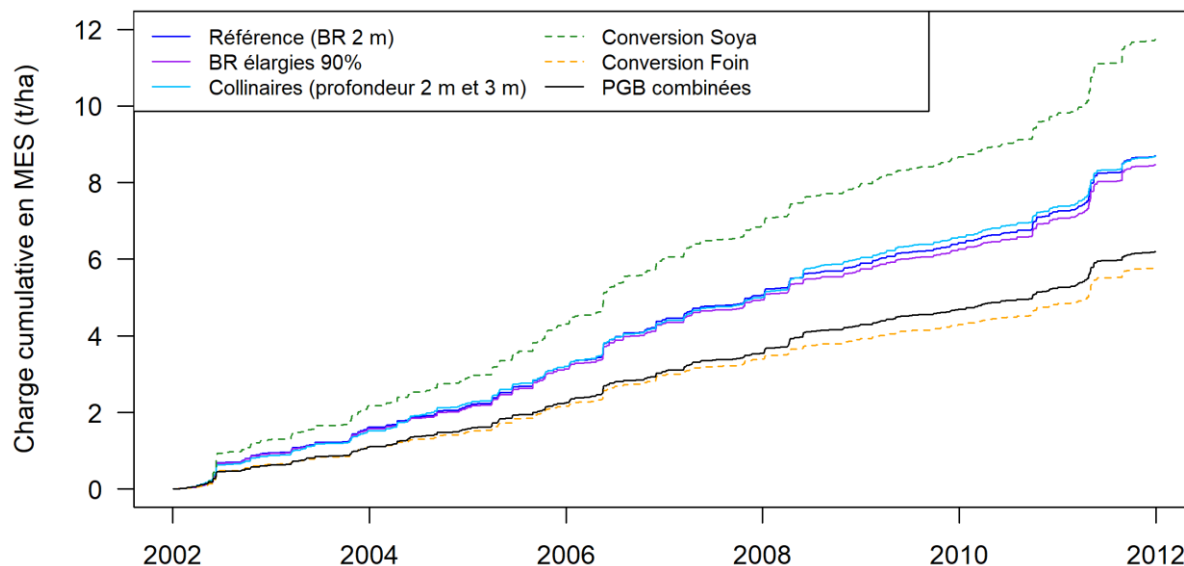


Figure 29 - Cumul de la masse de MES à l'exutoire pour tous les scénarios, pour la période allant du 1^{er} janvier 2002 au 30 juin 2011

Tableau 15 - Variation annuelle moyenne des charges de MES à l'exutoire par rapport au scénario de référence pour les années 2002 à 2011

Scénario	Variation annuelle moyenne par rapport au scénario de référence	
	%	
Référence	-	
Aucune bande riveraine	716,2	
Bandes riveraines élargies (efficacité 65%)	-0,8	
Bandes riveraines élargies (efficacité 80%)	-0,8	
Bandes riveraines élargies (efficacité 90%)	-0,8	
Collinaires (profondeur 2 m)	2,1	
Collinaires (profondeur 3 m)	2,9	
Conversion en soya	34,4	
Conversion en foin	-33,3	
Meilleurs PGB combinées	-27,1	

3.3.4 Effet des PGB sur l'érosion des tronçons

Le cumul de l'érosion du lit pour tous les tronçons du bassin versant et les scénarios PGB est représenté à la Figure 30. Ici également, la figure n'inclut pas les scénarios de bandes riveraines

élargies avec des efficacités de 65% et 80%, leurs courbes se superposant à celles du scénario de référence et des bandes riveraines élargies avec une efficacité de 90%, réduisant la lisibilité de l'ensemble. De ce fait, il est évident que les bandes riveraines élargies efficaces à 90 % ne permettent pas de réduire l'érosion. En raison du surplus de dépôts meubles qu'il entraîne, le retrait des bandes riveraines réduit considérablement l'érosion sur les tronçons. Un résultat similaire mais dans une moindre mesure est obtenu avec le scénario incluant la transformation des cultures en soya. À l'inverse, la conversion des cultures en foin diminue la quantité de dépôts meubles, ce qui favorise l'érosion du lit des cours d'eau. Les scénarios qui impliquent l'ajout de collinaires montrent tous une érosion plus importante du lit des tronçons.

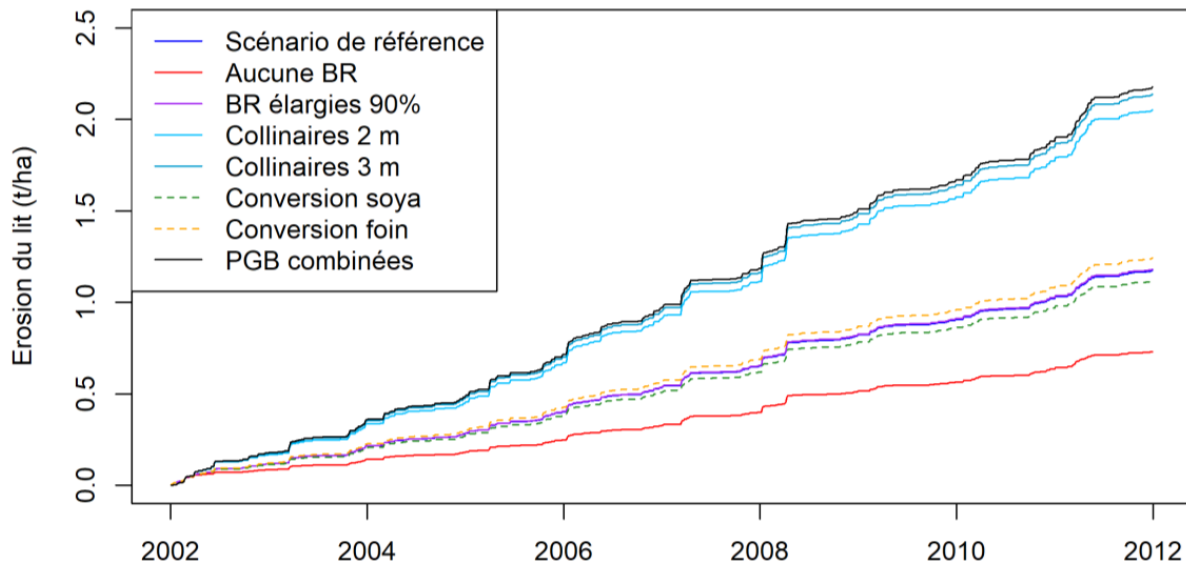
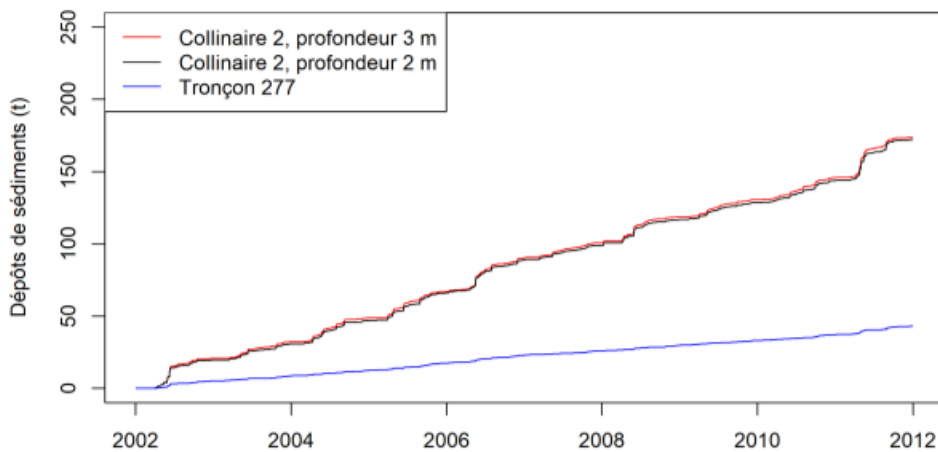
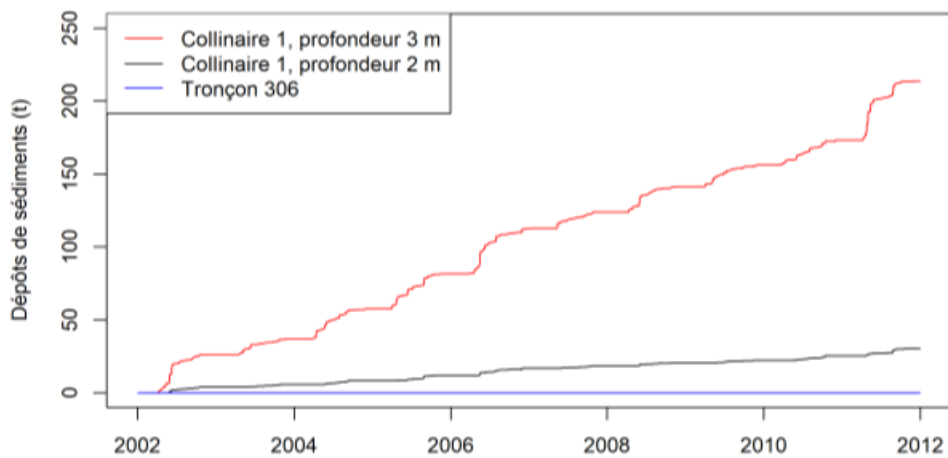


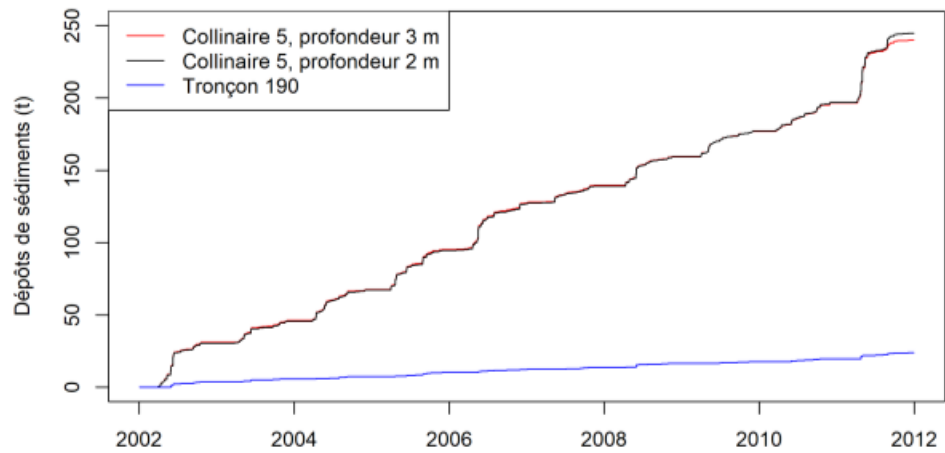
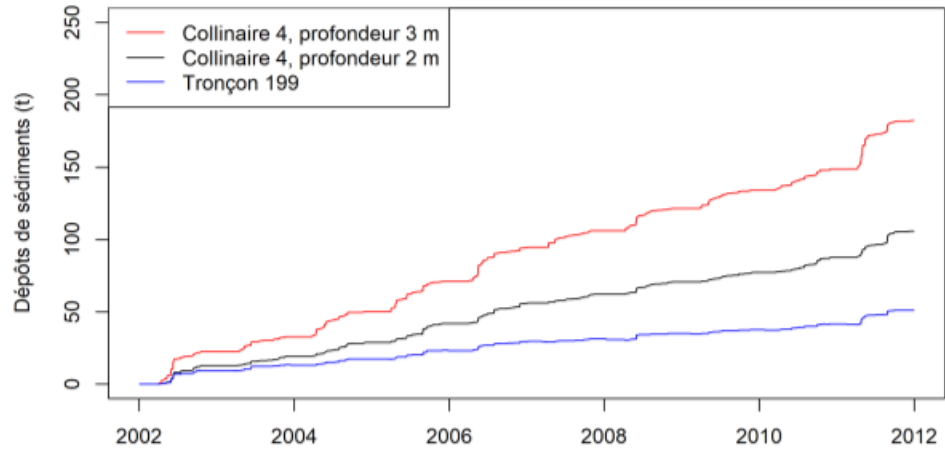
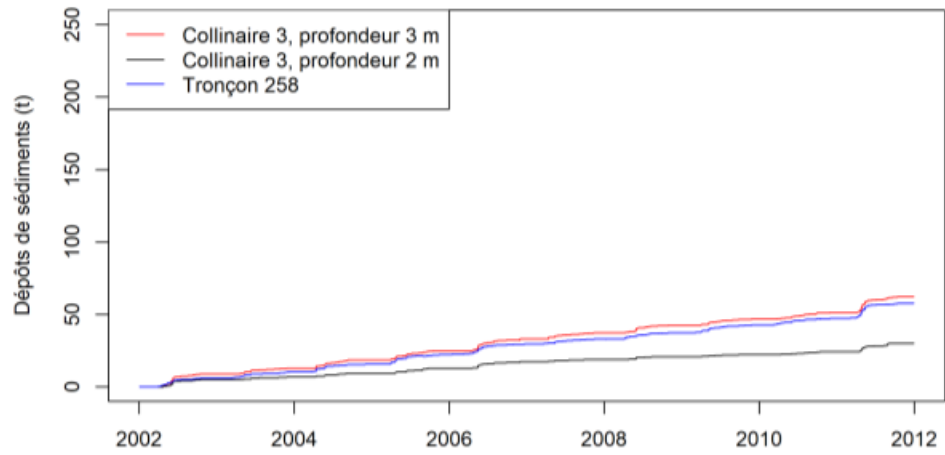
Figure 30 - Cumul de l'érosion du lit de tous les tronçons

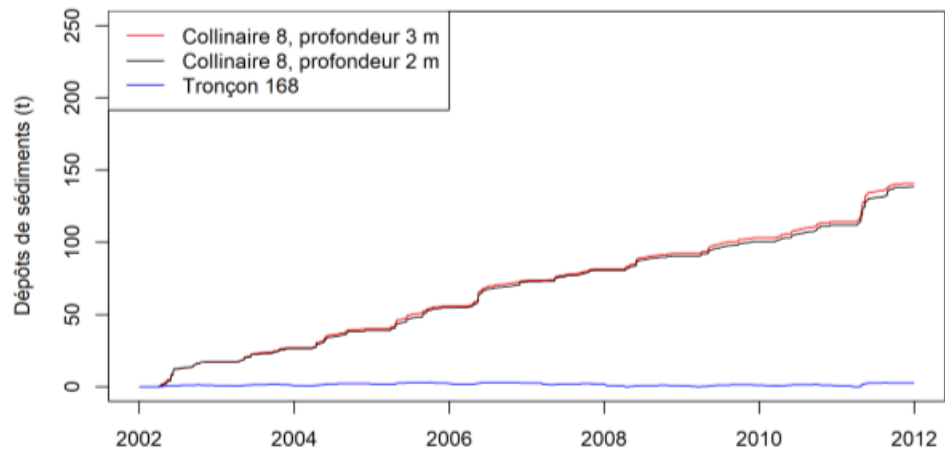
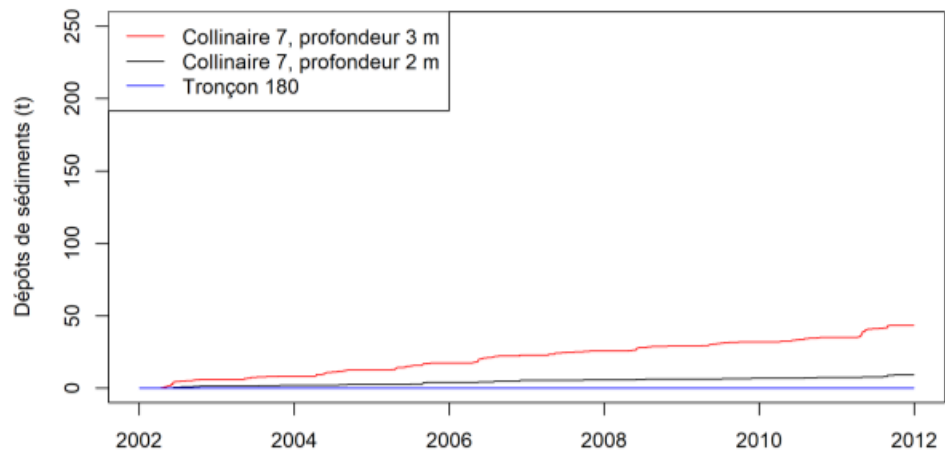
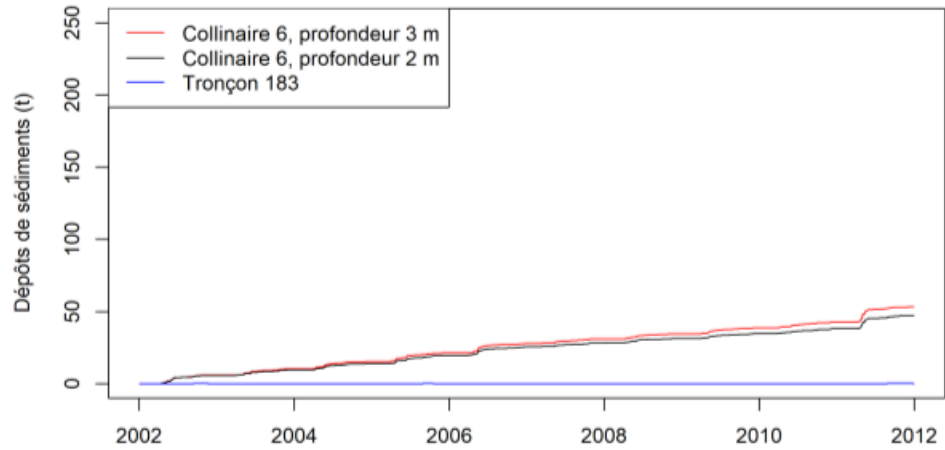
3.3.5 Effet des collinaires sur la captation des sédiments

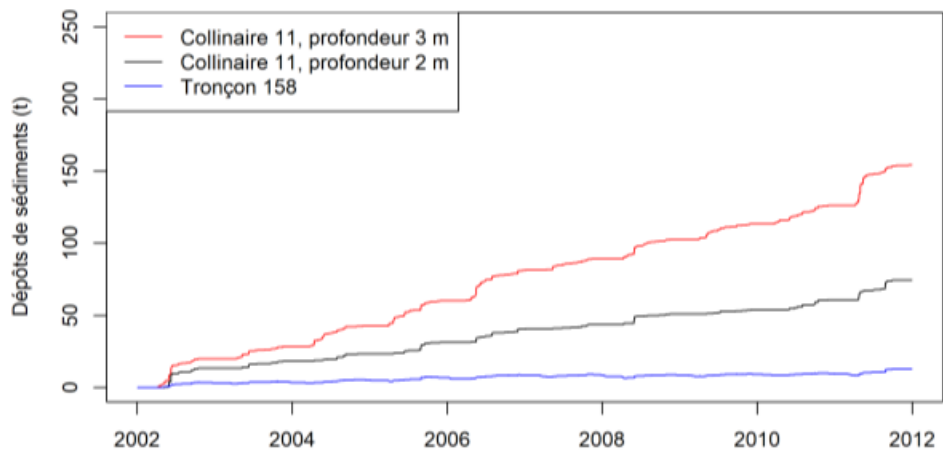
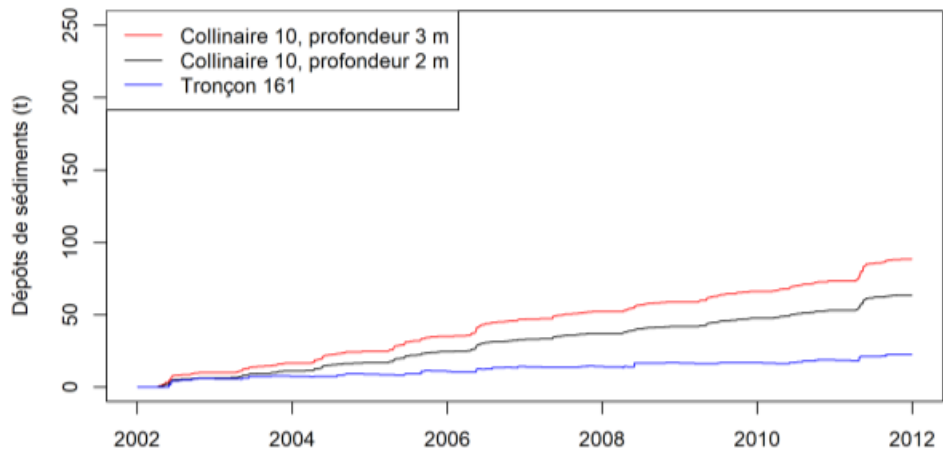
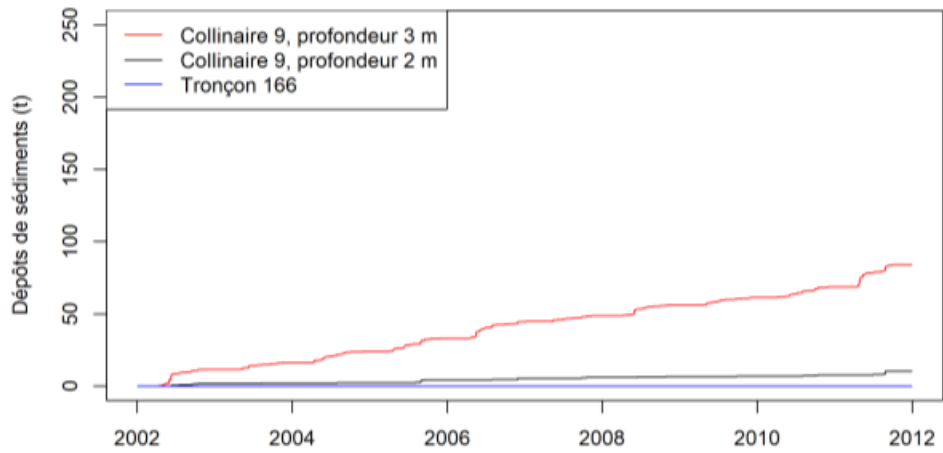
La Figure 31 montre l'accumulation de sédiments dans les collinaires par rapport aux tronçons correspondants du scénario de référence. On peut y observer que les collinaires ont un effet significatif sur la rétention et l'accumulation des sédiments. En général, les collinaires d'une profondeur de 3 m retiennent plus de sédiments que ceux d'une profondeur de 2 m. Cependant, cette performance peut varier également en fonction des emplacements. Certains collinaires accumulent moins de 100 tonnes de sédiments sur les 10 ans de simulation (par exemple les collinaires 3, 6, 7, 9, 10 et 14), tandis que d'autres en accumulent plus de 200 tonnes sur la même

période (par exemple les collinaires 1 et 5). Cette différence est liée à la quantité de sédiments reçus, les collinaires ayant une efficacité de sédimentation élevée. Au total, les collinaires de 2 et 3 m de profondeur accumulent respectivement 0,11 et 0,16 t/ha/an, ce qui représente 7 et 11% des sédiments produits par les terres agricoles. Le Tableau 16 présente la hauteur des sédiments accumulés dans les collinaires à la fin de la période simulée, soit du 1er janvier 2002 au 31 décembre 2011. Sur les 10 années simulées, la hauteur maximale atteinte par les dépôts est de 7,0 cm, ce qui indique que l'envasement des collinaires ne devrait pas être un problème pendant la durée de vie des ouvrages.









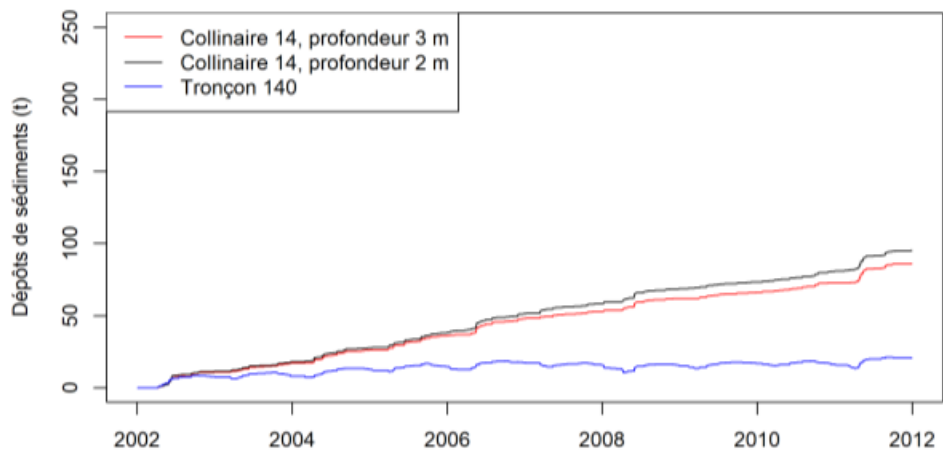
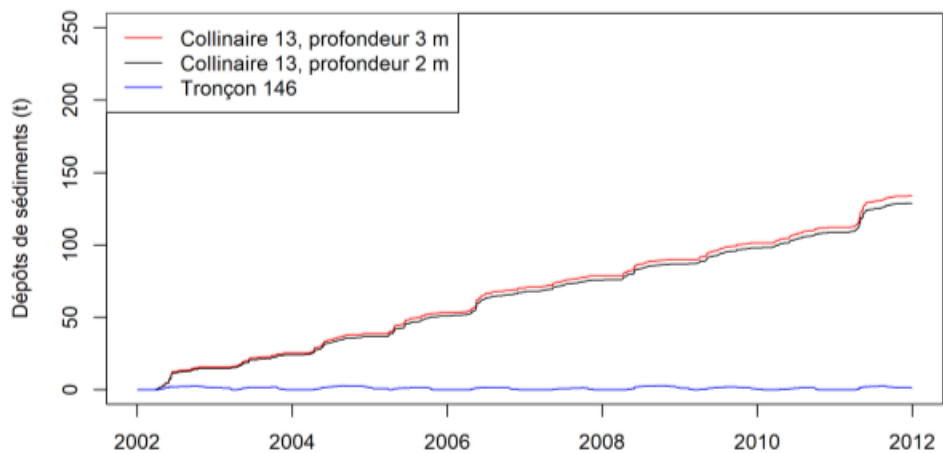
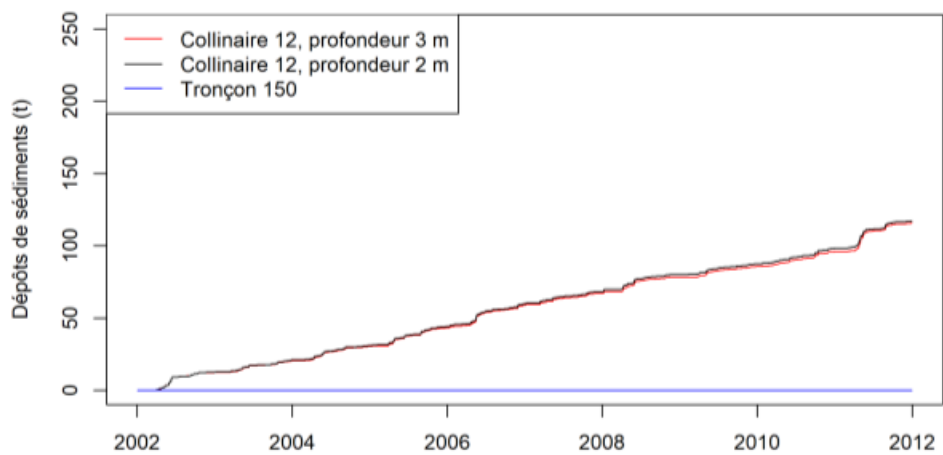


Figure 31 - Évolution de l'accumulation des sédiments au fond des collinaires (courbes rouge et noir) et dans les tronçons correspondants du scénario de référence (courbes bleues)

Tableau 16 - Hauteur d'accumulation des dépôts sédimentaires au fond des collinaires à la fin de la période simulée (2002-2011)

Collinaire	Profondeur 2 m cm	Profondeur 3 m cm
1	0,2	2,2
2	1,5	2,3
3	0,5	1,6
4	1,5	3,9
5	4,9	7,0
6	0,5	0,9
7	0,2	1,3
8	1,4	2,1
9	0,1	1,5
10	1,7	3,4
11	1,3	3,9
12	2,8	4,1
13	3,8	5,9
14	3,7	4,9

3.3.6 Effet distribué des bandes riveraines élargies sur l'accumulation de sédiments et sur l'érosion du lit des cours d'eau

La réduction de l'accumulation annuelle de sédiments au fond des tronçons par rapport au scénario de référence est présentée sur les Figure 32, Figure 33 et Figure 34 pour les bandes riveraines efficaces à 65, 80 et 90%. Le réseau principal, représenté par le réseau verbalisé surligné en blanc, est mis en évidence. On peut tout d'abord constater que plus l'efficacité visée par les bandes riveraines est élevée, plus le nombre de tronçons où il y a une diminution de plus de 5% est important. Cette diminution est également de plus en plus marquée, ce qu'on peut voir par le nombre de tronçons qui passe de l'orange (5 à 15% de réduction) au rouge (15 à 25% de réduction) et même au rose et au bleu (25 à 100% de réduction). Ce phénomène est particulièrement marqué sur les tronçons du réseau principal. Il est possible qu'une diminution de la quantité de dépôts meubles entraîne une augmentation de l'érosion du lit, mais dans le cas des bandes riveraines élargies, ce phénomène semble être marginal. Les Figure 35, Figure 36 et Figure 37 montrent que seuls quelques tronçons du réseau principal présentent une augmentation de l'érosion.

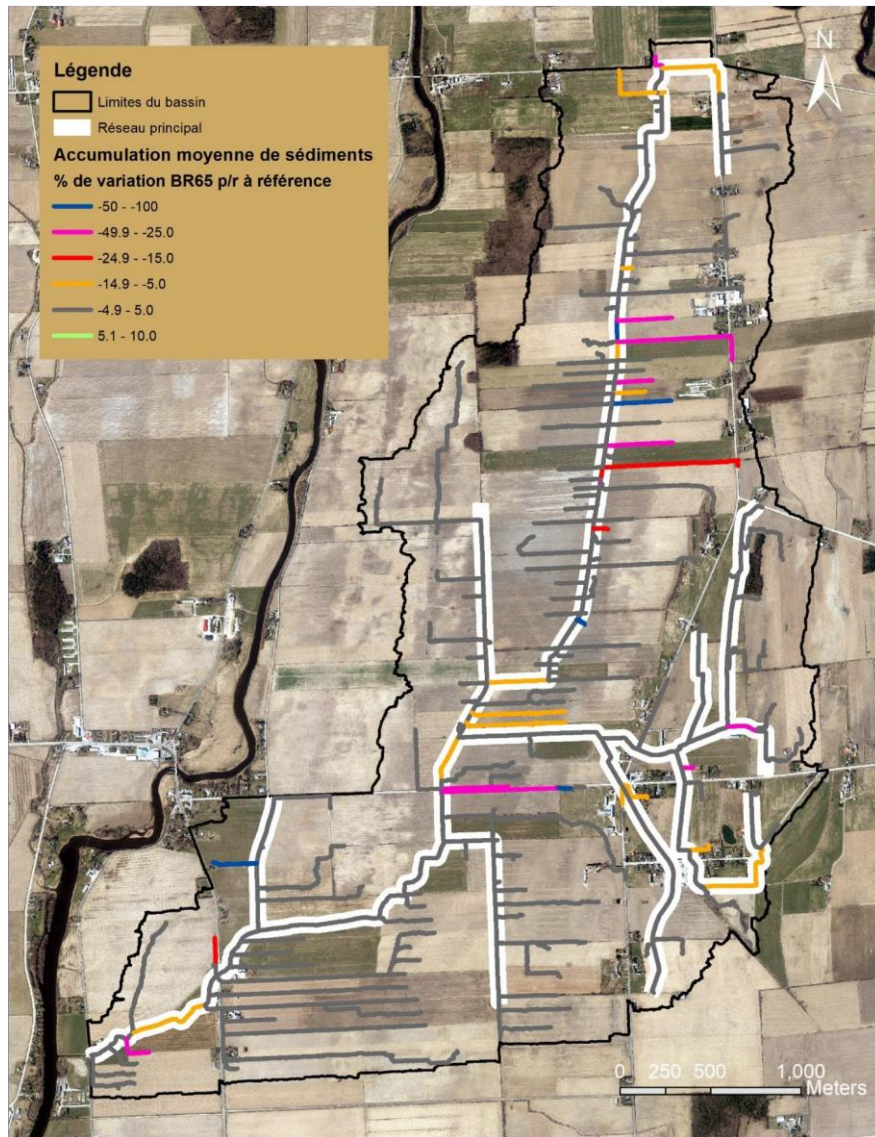


Figure 32 - Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 65%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

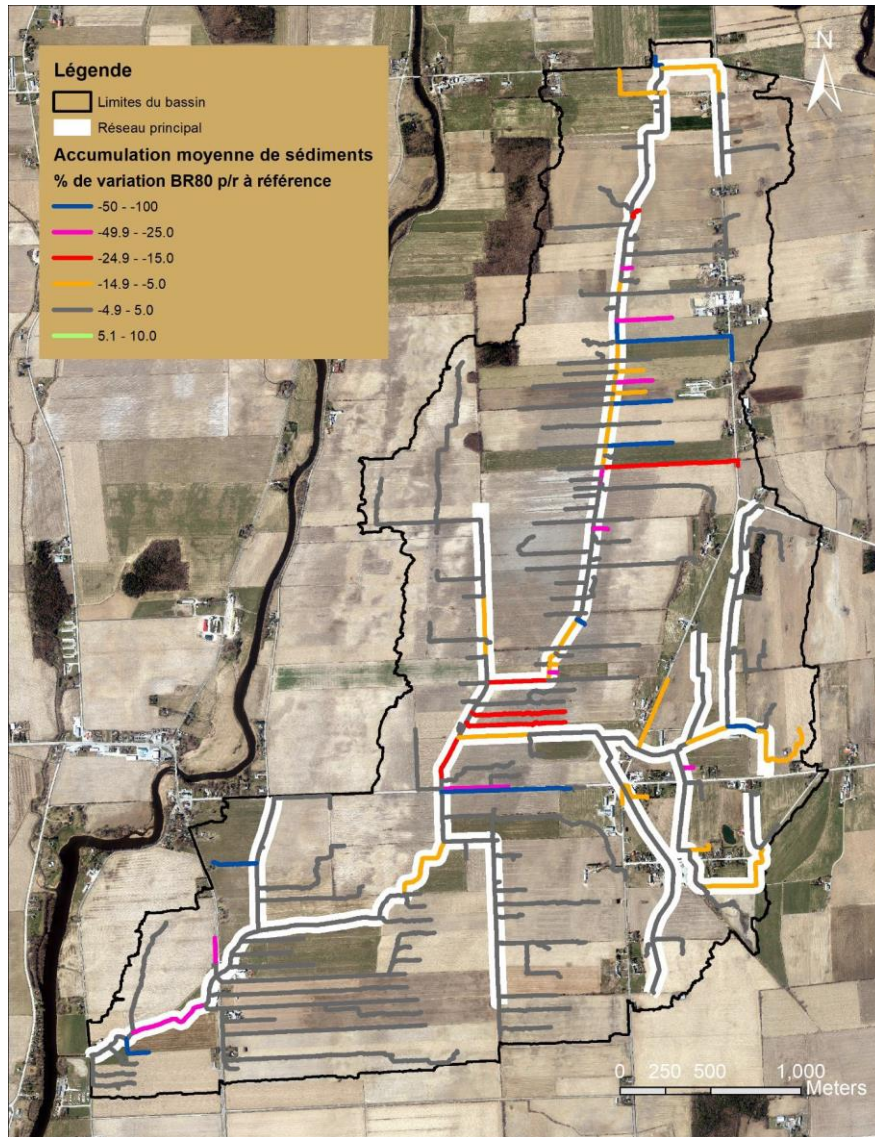


Figure 33 - Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 80%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

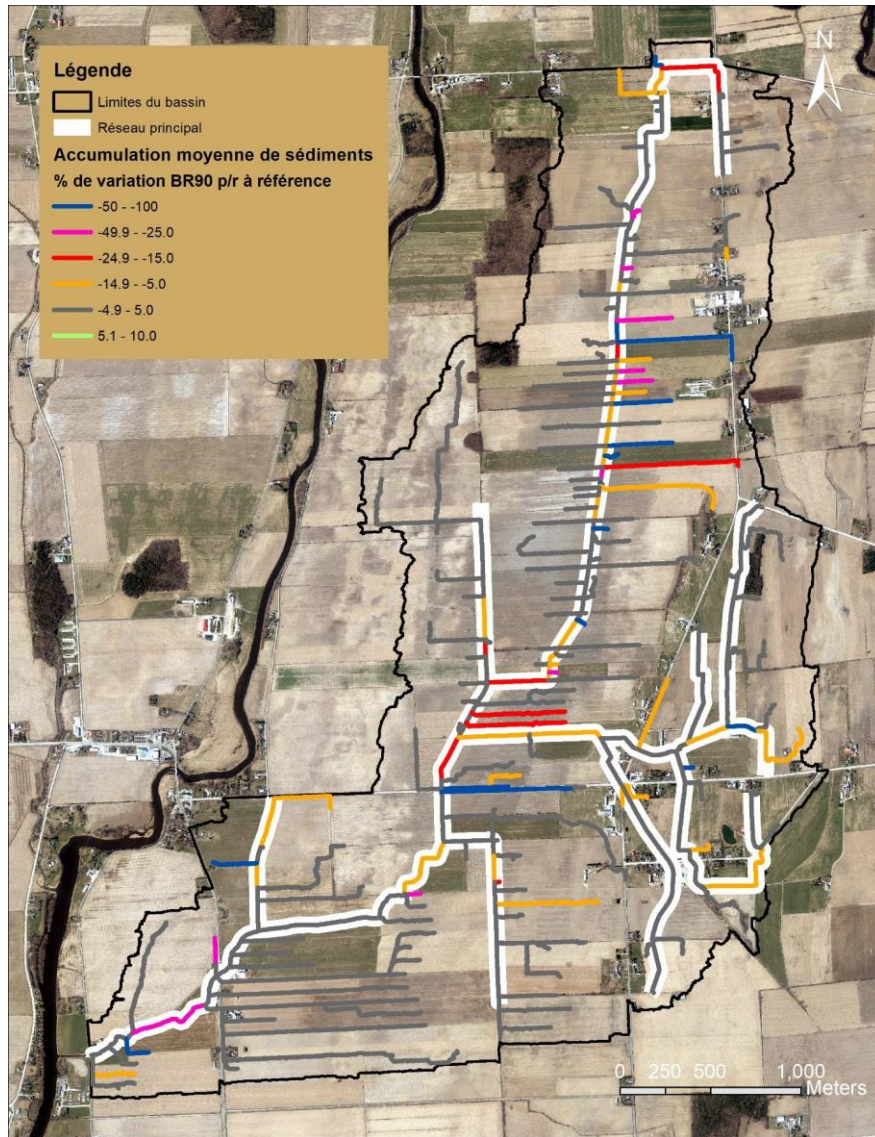


Figure 34 - Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 90%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

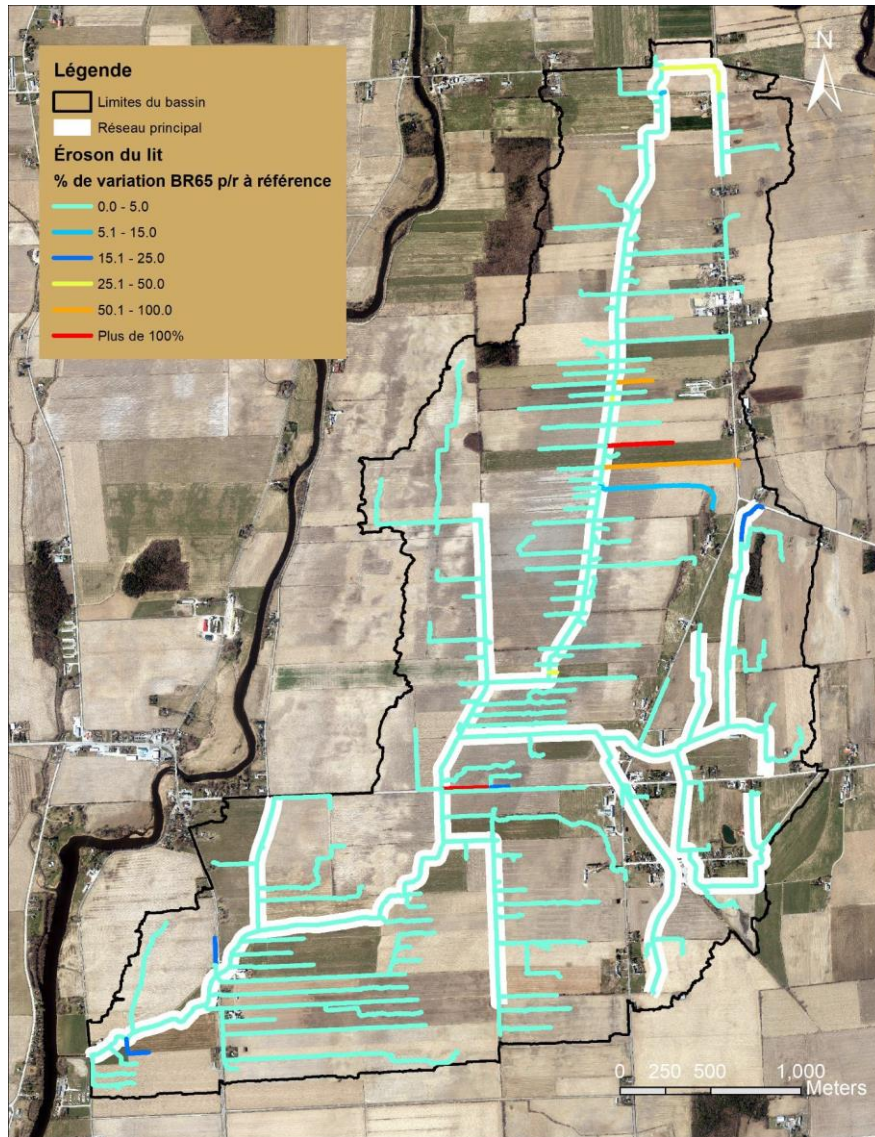


Figure 35 - Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 65%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

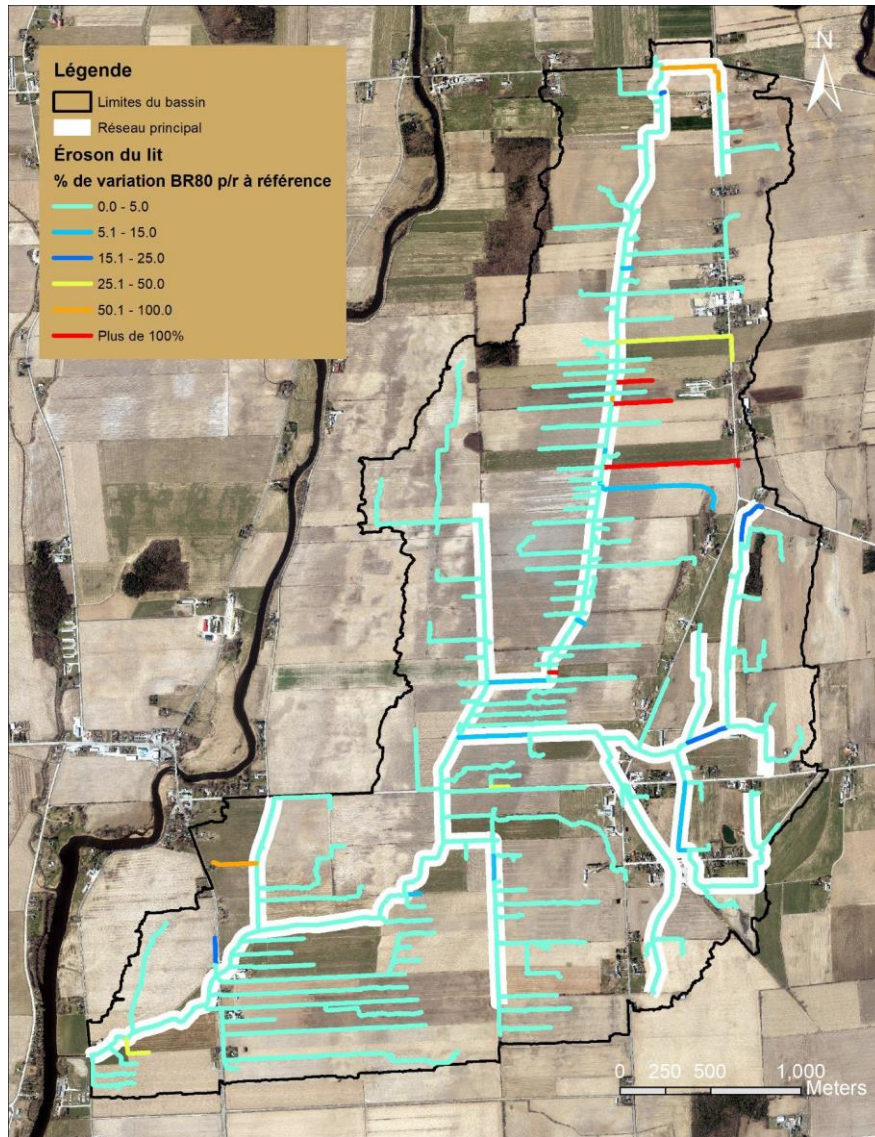


Figure 36 - Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 80%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

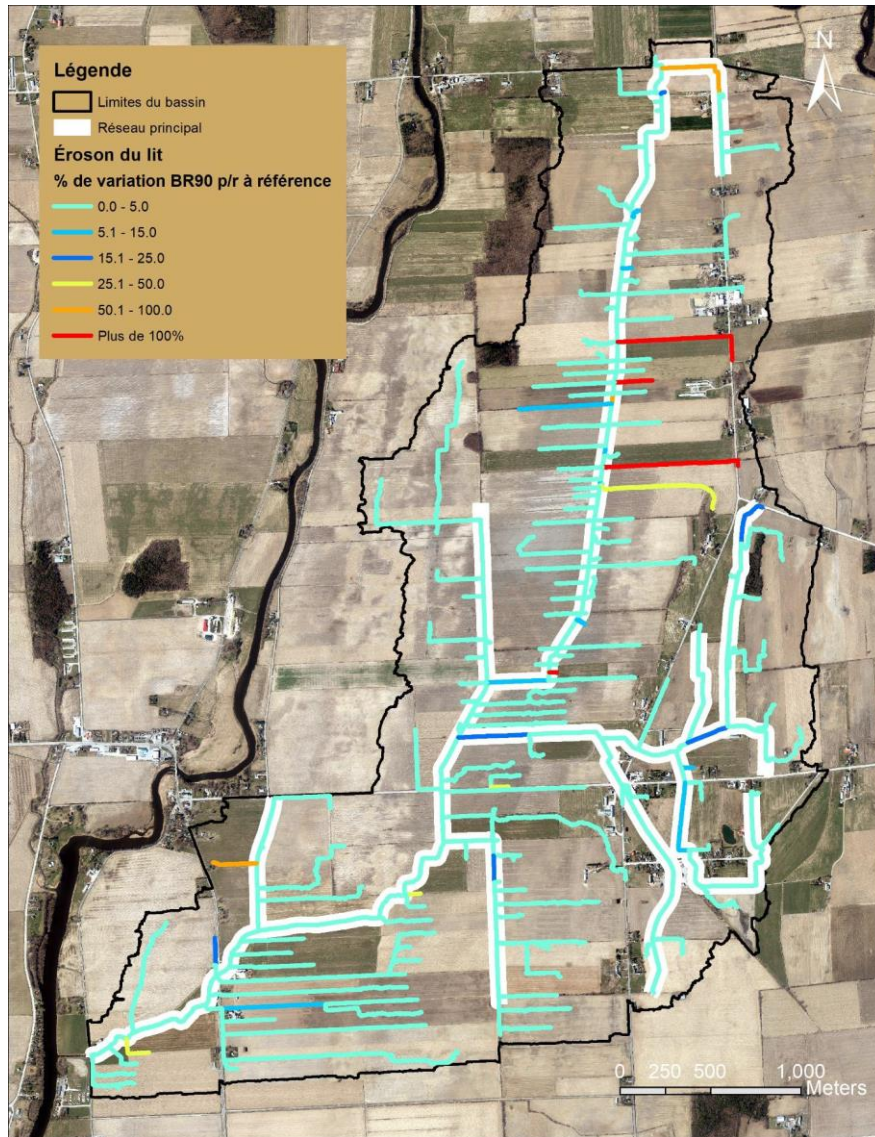


Figure 37 - Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 90%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

3.4 Discussion

L'ajout du module de drainage à HYDROTEL a permis d'obtenir un calage satisfaisant des débits du cours d'eau. L'amélioration est particulièrement notable pour la période en dehors de la fonte, car la représentation de ce phénomène n'est pas affectée par le module de drainage. Cette amélioration globale des performances d'HYDROTEL a permis d'utiliser les résultats de la simulation hydrologique, tels que les débits dans les tronçons et le ruissellement sur les UHRH,

comme données d'entrée pour les modèles VFDM, GerosM et ROTO. Malheureusement, l'absence de données sur la performance des bandes riveraines sur le bassin versant a rendu impossible le calage du modèle VFDM. En fait, ce modèle n'a jamais encore été testé sur le terrain, ce qui signifie que sa fiabilité reste à démontrer. Pour caler le modèle ROTO sur les données de MES à la station hydrométrique, nous avons appliqué l'efficacité de sédimentation calculée par VFDM pour des bandes riveraines de 2 m (correspondant au scénario de référence) aux résultats de GerosM. Cependant, la quantité de sédiments atteignant le milieu récepteur s'est avérée trop faible. Il semble probable que les données de la station hydrométrique soient surévaluées (ou que ce soit celles mesurées par le MELCC qui soient sous-évaluées) étant donné que la concentration moyenne mesurée par le MELCC à l'exutoire du bassin entre mai et octobre est six fois plus faible que celle obtenue à partir des données de la station hydrométrique pour les mêmes mois. Malgré ce constat de surévaluation potentielle, il n'a pas été possible de corriger ces données, donc elles ont été conservées telles quelles. Bien que les modélisations ne soient pas parfaites, elles permettent néanmoins d'explorer l'impact relatif des PGB sur le bassin versant. Il est important de noter que les cultures présentes en 2021 ont été utilisées pour la modélisation, ce qui ne limite pas l'analyse des scénarios de PGB par rapport au scénario de référence, mais cela doit être pris en compte lors de l'analyse des taux d'érosion à l'échelle de la parcelle.

Selon la modélisation effectuée, par rapport à l'absence totale de bandes riveraines, les bandes riveraines réglementaires de 2 mètres sont des PGB efficaces. Leur retrait entraînerait une augmentation de 746,2% et de 716,2% de la charge en MES dans le ruissellement de surface et à l'exutoire du bassin, respectivement. En d'autres termes, la présence de bandes riveraines de 2 mètres (scénario de référence) sur l'ensemble du bassin permettrait des réductions de 87,5% et de 88,1% de la charge en MES dans le ruissellement de surface et à l'exutoire, par rapport au scénario sans bandes riveraines. Cependant, la mise en place de bandes riveraines élargies, c'est-à-dire plus larges que la réglementation de 2 mètres, n'apporte qu'un gain marginal en termes de réduction des charges en MES par rapport au scénario de référence (Tableau 13 et Tableau 15). Ce gain est d'autant plus faible lorsqu'on le compare à la superficie occupée par les bandes riveraines, soit 28,6 hectares pour les bandes riveraines de 2 mètres et 89,6 hectares dans le cas du scénario ambitieux avec une efficacité de 90% lors de 95% des événements de ruissellement du 15 avril au 15 décembre. Le scénario de référence (bandes riveraines de 2 mètres) est également le seul scénario

à avoir un impact significatif et bénéfique sur la fréquence de dépassement du critère de concentration en MES pour la protection de la vie aquatique. Bien que la réduction des MES à l'exutoire causée par les bandes riveraines élargies soit faible, l'analyse de l'accumulation des sédiments dans les tronçons donne une perspective différente. En effet, on observe clairement une augmentation du nombre de tronçons présentant une diminution des dépôts de sédiments lorsque l'efficacité visée des bandes riveraines augmente. Avec une efficacité visée de 90%, la majorité des tronçons des branches principales du ruisseau montre une réduction de la quantité de sédiments accumulés, avec des pourcentages variés principalement entre 5% et 50%. Ce constat suggère un effet bénéfique potentiel sur la réduction du besoin de recreusage des cours d'eau, qui est réalisé périodiquement pour limiter l'envasement des tronçons. Une réduction des besoins de recreusage serait bénéfique tant sur le plan économique qu'environnemental. Cela contribuerait également à résoudre la problématique de l'ensevelissement des sorties de drain, qui limite le drainage efficace des parcelles agricoles.

En général, des bandes riveraines bien entretenues d'une largeur de 2 mètres sur les talus offrent, dans la plupart des cas, des niveaux de captation satisfaisants, en tenant compte d'une efficacité visée de 80% lors de 95% des événements de ruissellement pendant la période sans neige. Les cartes d'aménagement des bandes riveraines (Figure 21, Figure 22 et Figure 23) montrent que les superficies des bandes élargies sont principalement concentrées dans la partie Est, qui correspond également à la région la plus pentue du bassin versant. Ces superficies augmentent de manière exponentielle avec le pourcentage d'efficacité visée. En plus des bandes riveraines linéaires le long des littoraux, la modélisation révèle également la présence de milieux filtrants circulaires en amont de certains tronçons. Cela indique des zones du bassin où le ruissellement est concentré avant d'atteindre le fossé ou le cours d'eau. Il pourrait donc être intéressant d'explorer la possibilité de mettre en place des aménagements de filtration à ces endroits, tels qu'un marais filtrant, afin de purifier les eaux de ruissellement avant leur entrée dans le réseau hydrographique. Ces aménagements pourraient représenter une solution complémentaire qui occupe peu d'espace, car l'empreinte au sol d'un aménagement ponctuel de quelques dizaines de mètres de diamètre est comparativement plus petite que celle d'une bande riveraine de 10 mètres de large le long d'un tronçon de plusieurs centaines de mètres, par exemple.

Les collinaires ont la capacité de retenir une proportion significative des sédiments érodés des parcelles agricoles (7% et 11% respectivement pour les collinaires de 2 et 3 mètres de profondeur). Cependant, cette capacité de rétention est limitée en raison de la superficie relativement restreinte drainée par les collinaires, qui ne représente qu'environ 13% de la surface cultivée. L'effet de sédimentation dans les collinaires n'est pas perceptible au niveau des MES à l'exutoire. Cela s'explique par le fait que le déficit en dépôts meubles provoqué par les collinaires est compensé par l'érosion du lit des tronçons. En effet, l'augmentation de l'érosion causée par les collinaires est de l'ordre de 0,09 et 0,10 tonne par hectare par an, ce qui est similaire à la quantité de sédiments captés par ces derniers (0,11 et 0,16 tonne par hectare par an). Dans le contexte du bassin versant du ruisseau au Castor, ces résultats peuvent néanmoins être considérés comme positifs, car deux des problématiques principales sont l'excès de nutriments dans les eaux de surface et l'envasement des tronçons. Cela signifie que les collinaires ont la capacité de retenir les sédiments provenant des champs, qui peuvent être chargés en nutriments et en pesticides, tout en réduisant l'envasement des cours d'eau. Étant donné que l'érosion est faible sur le bassin versant, il est raisonnable de penser que l'augmentation de l'érosion du lit due aux collinaires ne poserait pas de problème. À la lumière de ces résultats, il semble que la réduction de l'érosion par le laminage des crues par les collinaires ne soit pas suffisante pour compenser la perte de dépôts meubles. Une gestion optimisée des collinaires pourrait consister à les vider progressivement avant la crue printanière afin de maximiser leur capacité tampon. Les préoccupations quant à une accumulation rapide de sédiments dans les collinaires ne semblent pas être justifiées dans le cas du bassin Castor, car la modélisation indique une accumulation maximale de 7,0 centimètres sur une période de 10 ans. Il convient de noter que l'érosion annuelle par hectare sur le bassin versant est faible, ce qui réduit le risque d'envasement des collinaires. La problématique de réduction des débits d'étiage due à l'effet combiné des collinaires semble être moins présente dans le bassin Castor. En effet, les débits simulés à l'exutoire avec la présence de collinaires indiquent une diminution d'environ 10% à 15% pendant la période estivale. Un résultat surprenant de la modélisation avec les collinaires est l'augmentation de la fréquence de dépassement du seuil de concentration en sédiments à l'exutoire. Étant donné que la charge en sédiments à l'exutoire est approximativement la même, cette augmentation de fréquence de dépassement est attribuable à la réduction des débits d'étiage, ce qui réduit le volume de dilution.

Après les bandes riveraines de 2 mètres, la conversion de toutes les cultures en foin est la pratique de gestion bénéfique la plus efficace pour réduire les MES. Cependant, ce scénario est peu réaliste en raison de la valeur économique faible du foin. Néanmoins, il met en évidence l'impact du type de culture sur la qualité de l'environnement. Des objectifs plus modérés pourraient être développés, tels que la conversion de certaines parcelles de soya ou de maïs en foin, afin d'améliorer la qualité des eaux de surface. De plus, l'effet des cultures de couverture et des résidus de culture au sol n'a pas été évalué, mais il est certain que ces pratiques de gestion bénéfiques pourraient avoir un impact important sur la réduction de l'érosion des parcelles. Enfin, la combinaison de la conversion des cultures en foin, de l'ajout de collinaires de 3 mètres de profondeur et de bandes riveraines élargies efficaces à 90% n'apporte pas plus d'avantages par rapport à la seule conversion des cultures en foin. Cela démontre clairement que la solution la plus efficace consiste à réduire les charges à la source lorsque cela est possible.

3.5 Conclusion

La modélisation a été utilisée pour évaluer l'impact de différentes pratiques de gestion bénéfiques (PGB), telles que les bandes riveraines de largeurs réglementaires et élargies, les collinaires et la conversion des cultures en foin ou en soya, sur la réduction des matières en suspension (MES) dans le ruisseau au Castor. Les résultats de la modélisation ont permis d'apprécier les gains offerts par chaque scénario par rapport au scénario de référence (bandes riveraines de largeurs réglementaires). Il ressort clairement de cette modélisation que les bandes riveraines d'une largeur fixe de 2 mètres sur l'ensemble des tronçons du bassin offrent une bonne protection contre les sédiments. Les bandes riveraines élargies ont apporté une amélioration relativement faible à l'exutoire, surtout en contrebalançant avec la surface requise pour leur installation. Cependant, elles ont permis de réduire l'accumulation de sédiments sur la plupart des tronçons principaux du ruisseau de l'ordre de 5% à 50% par rapport au scénario de référence, ce qui suggère un bénéfice intéressant pour réduire les problèmes d'envasement des sorties de drain et de recrusage des tronçons. Il faut noter aussi que seul l'impact sur les sédiments est surligné ici, les bandes riveraines élargies peuvent également avoir des effets bénéfiques sur la captation des nutriments et l'amélioration de la biodiversité. Les collinaires représentent une option intéressante car ils permettent de retenir une partie des sédiments d'origine terrestre potentiellement chargés en

nutriments. De plus, ils peuvent servir de source d'eau supplémentaire pour l'irrigation, contribuant ainsi à renforcer la résilience face aux changements climatiques. Toutefois, il est important de prêter une attention particulière à la qualité des eaux collectées, qui peuvent contenir des concentrations élevées de contaminants tels que les pesticides et les nutriments. Leur capacité à tamponner les crues est limitée car ils sont souvent proches de leur capacité maximale lors des crues printanières, néanmoins, une gestion optimisée de leur niveau d'eau pourrait améliorer cette situation. Enfin, le type de culture a un impact significatif sur l'érosion des parcelles agricoles, ce qui suggère que l'option de convertir certaines cultures à haut potentiel d'érosion, comme le soya et le maïs, en cultures à faible potentiel d'érosion, comme le foin, afin d'améliorer la qualité des eaux de surface dans le bassin versant pourrait être intéressante. Ces résultats mettent également en évidence les avantages potentiels d'autres pratiques de gestion bénéfiques qui n'ont pas été analysées dans cette étude, telles que les cultures de couverture.

Malgré cet ensemble de résultats intéressants, il faut se rappeler que ces travaux de modélisation ne font qu'effleurer la surface de ce qui peut être réalisé en termes de modélisation des pratiques de gestion bénéfiques (PGB) dans le bassin versant du ruisseau au Castor. Une première amélioration envisageable serait d'incorporer une caractérisation des bandes riveraines sur le terrain afin que le scénario de référence reflète des bandes de largeurs réelles, plutôt que d'utiliser une largeur unique et systématique de 2 mètres. Cette caractérisation permettrait également de vérifier si les chemins d'écoulement préférentiels identifiés sur le modèle numérique de terrain (MNT) sont effectivement observables sur le terrain. Étant donné que le modèle VFDM n'a jamais été validé avec des données de terrain, il serait intéressant de suivre des bandes riveraines expérimentales afin de combler cette lacune. Cela permettrait non seulement d'enrichir les connaissances sur le VFDM, mais aussi de renforcer la confiance dans les résultats de la modélisation pour le bassin versant du ruisseau au Castor. À cet égard, des bandes riveraines expérimentales ont été installées sur le bassin versant en 2022, offrant ainsi une opportunité de tester le modèle à court terme. Bien que l'ajout du module de drainage ait considérablement amélioré les performances d'HYDROTEL dans la simulation des débits, la représentation de la période de fonte reste globalement insatisfaisante. Il semble donc que les processus d'accumulation et de fonte des neiges simulés dans HYDROTEL ne reproduisent pas fidèlement la réalité des milieux agricoles. Par exemple, les vents qui balayent les parcelles dénudées et limitent l'accumulation de neige sur celles-ci ne sont pas pris en compte.

Au lieu de cela, la neige s'accumule principalement dans les dépressions telles que les fossés et les littoraux. La validation des débits de drainage simulés n'a pas pu être effectuée faute de données observées, mais il serait intéressant de procéder à cette validation afin de vérifier la fiabilité de la modélisation des processus de drainage. En ce qui concerne le module des collinaires ajoutée à HYDROTEL, certaines améliorations pourraient être apportées, notamment en ce qui concerne la gestion de l'infiltration et de l'exfiltration. Par exemple, dans le cas des collinaires imperméables, il faudrait trouver un moyen de réacheminer l'eau contenue dans le sol des unités hydrologiques à réponse rapide vers des unités adjacentes qui ne se déversent pas directement dans le collinaire. Il serait également intéressant d'inclure les prélèvements d'eau pour l'irrigation au niveau des unités hydrologiques irriguées, plutôt que de simplement les faire disparaître du bilan hydrique. Cela permettrait d'ajouter une couche supplémentaire de détails aux processus simulés. En ce qui concerne la simulation des sédiments, il existe une incertitude significative concernant la taille réelle des particules en suspension dans le ruissellement et dans les cours d'eau, ainsi que la concentration en sédiments à l'équilibre dans les collinaires. Actuellement, ces paramètres ont été "calés" de manière à reproduire les données observées, que ce soit le sédimentogramme à la station hydrométrique pour la taille des particules ou une efficacité de sédimentation théorique pour la concentration à l'équilibre dans les collinaires. L'obtention de mesures sur le terrain permettrait de définir plus précisément ces paramètres et d'améliorer la robustesse de la modélisation. Une autre limite de la modélisation des sédiments concerne la longueur de pente des unités hydrologiques à réponse rapide, qui est fixée à 100 mètres dans le modèle GerosM pour le transport des sédiments vers le milieu récepteur. Il serait judicieux d'adopter une approche qui tienne compte de la forme de l'unité hydrologique et de la direction de l'écoulement en surface pour déterminer la longueur de pente. Cependant, ce problème est complexe en raison de la forme irrégulière des unités hydrologiques et de la multitude de chemins d'écoulement en surface, ce qui rend difficile la détermination d'une longueur de pente représentative. Les résultats présentés dans cette étude sont naturellement entachés d'incertitudes, dues notamment à la qualité des données d'entrée et aux simplifications inhérentes aux modèles mais ils permettent de quantifier les processus en cours et de prendre les dispositions requises pour en limiter les effets négatifs.

4 Objectif spécifique 3 – Validation terrain de la modélisation

Une des lacunes du modèle VFDM est le fait que le modèle n'ait jamais été testé pour évaluer la fiabilité des prédictions faites quant à la largeur ou à l'efficacité optimale des bandes riveraines. Cette section permet de documenter cet aspect en mettant en œuvre sur le bassin versant du Castor des sites expérimentaux permettant de mesurer l'efficacité de bandes riveraines de largeurs précises à des emplacements identifiés par le modèle VFDM (Figure 38).

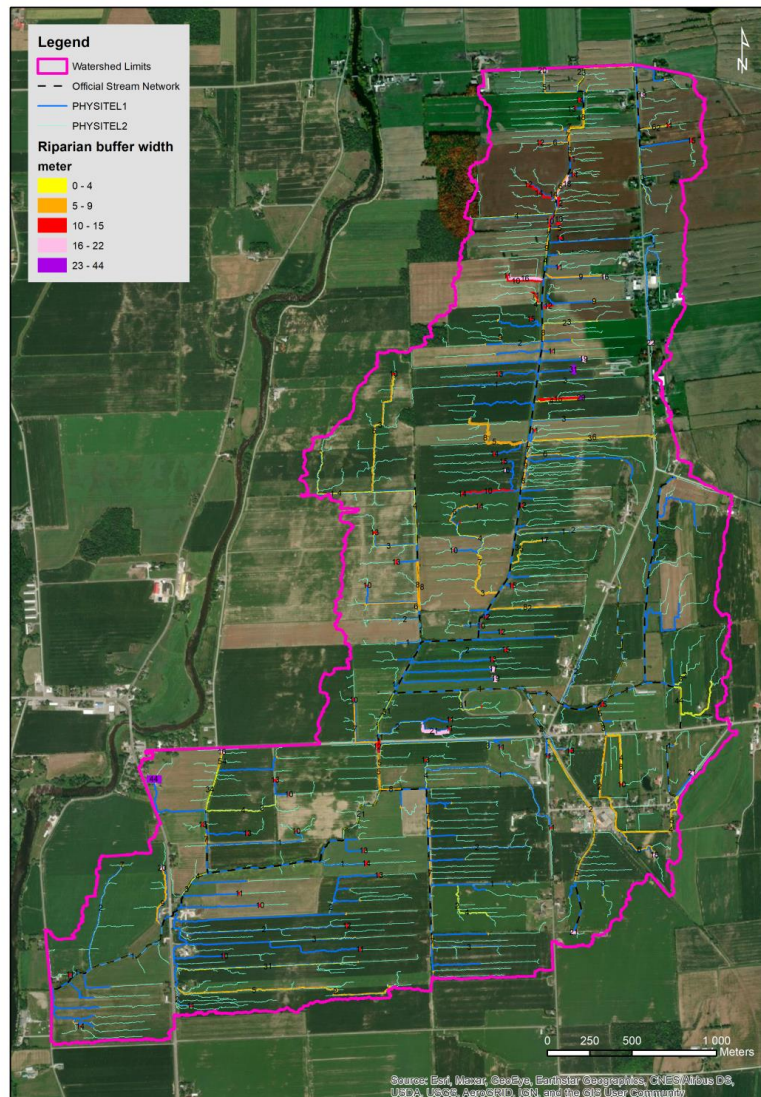


Figure 38 - Largeur et emplacement des bandes riveraines sur le bassin versant du Castor

4.1 Résumé

La validation terrain a pour but de confirmer ou non les résultats de la modélisation et servira à répondre aux questions de recherche suivantes : (1) pour une efficacité donnée, est-ce que la modélisation dimensionne les bandes riveraines adéquatement? (2) est-ce que l'efficacité théorique utilisée pendant la modélisation représente adéquatement l'efficacité des bandes riveraines en conditions réelles? (3) quel est l'impact de la végétation utilisée dans la bande riveraine? Concrètement, les réponses à ces questions nous permettront de recommander précisément certaines largeurs de bandes riveraines aux producteurs, de leur indiquer quelle efficacité ils atteignent (et conséquemment s'ils peuvent faire mieux) en fonction de la largeur qu'ils auront choisi d'implanter et quelles végétations sont les plus indiquées pour optimiser leur contribution aux efforts environnementaux du bassin versant. Pour répondre aux questions de recherche, nous avons sélectionné deux sites dont le premier de 5 m et le second de 8 m en fonction des largeurs et emplacements optimaux résultant de la modélisation. Le dispositif expérimental consiste en quatre (4) traitements faits d'une combinaison de largeurs et de végétations avec trois (3) répétitions pour chacun des sites soit 24 unités expérimentales au total. Des instruments (collecteurs de surface, lysimètres et piézomètres) sont placés à l'entrée et à la sortie de chaque parcelle pour la collecte d'échantillon d'eaux de surfaces et souterraines. Nous avons retenu cinq (5) variables à mesurer : le phosphore total, l'azote total, le phosphore dissous, les nitrites-nitrates, les solides totaux et le taux d'infiltration de l'eau dans le sol. Nous en sommes actuellement à l'analyse des données collectées.

4.2 Questions de recherche

Dans le cadre de cette validation-terrain, trois questions de recherche d'intérêt ont été identifiées :

- Pour une efficacité donnée, est-ce que le modèle VFDM dimensionne les bandes riveraines adéquatement, c'est-à-dire sans surestimation? On notera que le volet relatif à la sous-estimation est exclu de la question pour des considérations de disponibilité de sites expérimentaux.

- Est-ce que l'efficacité théorique utilisée pendant la modélisation représente adéquatement l'efficacité des bandes riveraines en conditions réelles?
- Quel est l'impact de la végétation utilisée dans la bande riveraine, aussi bien en termes de modélisation de l'efficacité de la filtration qu'en termes pratiques d'entretien ?

4.3 Sélection des sites

La sélection des sites expérimentaux (Figure 39 et Figure 40) a été faite en collaboration avec l'équipe de l'Université Laval (Équipe de Monique Poulin) dont le mandat est relatif à la mise en place de la végétation dans la bande riveraine et les producteurs qui ont mis à disposition deux sites correspondant à des largeurs de bandes riveraines de 5 m (site 1) et 8 m (site 2). Leur localisation sur le bassin versant est présentée sur les Figure 41 et Figure 42.



Figure 39 - Choix du site 1 – Bandes riveraines de 5 m de large



Figure 40 - Choix du site 2 – Bande riveraine de 8 m de large

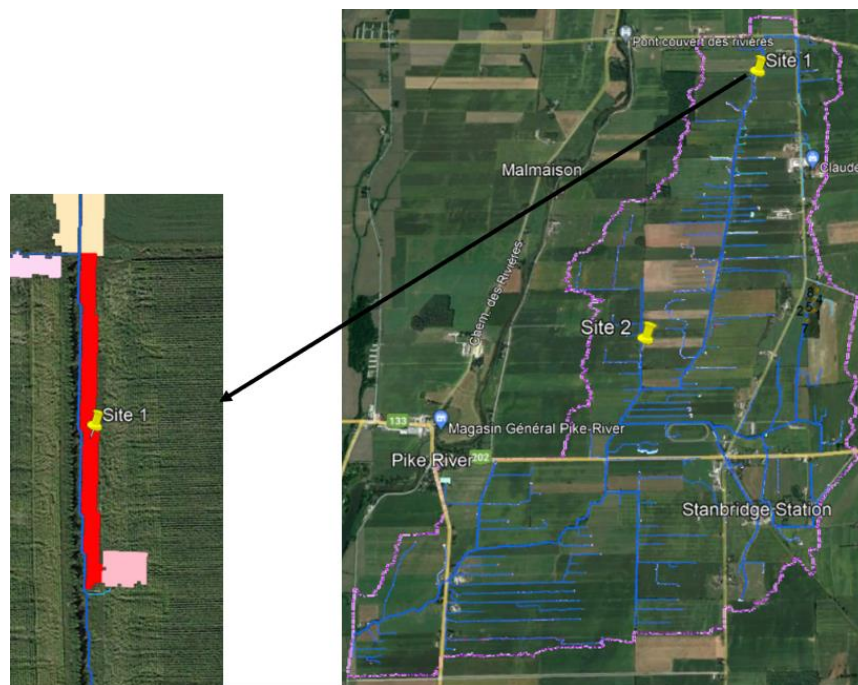


Figure 41 - Site expérimental 1 – Largeur de bande riveraine de 5 m



Figure 42 - Site expérimental 2 – Largeur de bande riveraine de 8 m

4.4 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est une combinaison de deux expériences (site 1 et site 2) qui représentent chacune une expérience factorielle de deux facteurs. Le premier facteur est la largeur (L) de la bande riveraine. Le facteur L comporte deux niveaux L_1 et L_2 tels que L_1 représente la moitié de L_2 qui est la largeur de la bande riveraine calculée par le modèle VFDM. Le deuxième facteur est la végétation (V) plantée dans la bande riveraine. Le facteur V comporte également deux niveaux, V_1 et V_2 , tels que V_1 représente une plante herbacée rigide (Fléole des prés et Brome inerme) et V_2 une plante herbacée flexible (Fétuque rouge et Paturin des prés). Tous les détails relatifs aux végétations implantées dans les bandes riveraines sont disponibles dans le rapport de l'équipe de l'Université Laval (Turmel-Courchesne 2024). La combinaison des deux facteurs résulte en quatre traitements : L_1V_1 , L_1V_2 , L_2V_1 et L_2V_2 . Pour la validité statistique du dispositif, il est prévu trois répétitions ce qui correspond à 12 unités expérimentales (UE) ou parcelles pour chaque expérience soit 24 parcelles expérimentales au total (Tableau 17).

Tableau 17 - Validité statistique du dispositif expérimental

Combinaison de 2 expériences / 3 répétitions	
4 traitements et 3 répétitions = 12 UE par expérience / 2 expériences = 24 UE	
Source de variation	Degré de liberté
Expérience	1
Traitement	3
Expérience x Traitement	3
Erreur expérimentale	16 (suffisant)
Total	23

Pour répondre à la première question de recherche, l'analyse de variance permettra de comparer L_1 et L_2 pour vérifier si VFDM surestime ou non la largeur des bandes riveraines et par déduction vérifier si la largeur calculée par VFDM est celle requise (Tableau 18). Les couleurs vertes et oranges illustrent les regroupements nécessaires pour répondre à la question. Dans cette analyse de variance, les sites sont regroupés selon leurs petite largeur L_1 , ou grande largeur L_2 , indépendamment de la valeur de L_1 et L_2 , distinctes dans les sites 1 et 2 ($L_1 = 2.5$ m pour le site 1, mais 4 m pour le site 2).

Tableau 18 - Dispositif expérimental pour déterminer si le modèle VFDM évalue adéquatement la largeur des bandes riveraines

		Expérience 1		Expérience 2	
		$L_{VFDM} = 5$ m (Site 1)		$L_{VFDM} = 8$ m (Site 2)	
		$L_1 = 2.5$ m	$L_2 = 5$ m	$L_1 = 4$ m	$L_2 = 8$ m
Répétition 1	$V_1 =$ Herbacé rigide	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 =$ Herbacé flexible	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2
Répétition 2	$V_1 =$ Herbacé rigide	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 =$ Herbacé flexible	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2
Répétition 3	$V_1 =$ Herbacé rigide	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 =$ Herbacé flexible	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2

Pour répondre à la seconde question de recherche, l'analyse de variance comparera l'efficacité mesurée sur les parcelles L_2 (largeur calculée par VFDM) à l'efficacité de 75% qui est celle utilisée lors du processus de conception des bandes riveraines mises en place sur les sites expérimentaux

(Tableau 19). La couleur verte ici montre que l'analyse de variance ne considère que les parcelles de largeur L_2 indépendamment des différences inter-sites (valeurs de L_2 différentes) et intra-sites (V_1 et V_2).

Tableau 19 - Dispositif expérimental pour déterminer si le modèle VFDM prédit la bonne efficacité

		Expérience 1		Expérience 2	
		$L_{VFDM} = 5 \text{ m (Site 1)}$		$L_{VFDM} = 8 \text{ m (Site 2)}$	
		$L_1 = 2.5 \text{ m}$	$L_2 = 5 \text{ m}$	$L_1 = 4 \text{ m}$	$L_2 = 8 \text{ m}$
Répétition 1	$V_1 = \text{Herbacé rigide}$	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 = \text{Herbacé flexible}$	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2
Répétition 2	$V_1 = \text{Herbacé rigide}$	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 = \text{Herbacé flexible}$	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2
Répétition 3	$V_1 = \text{Herbacé rigide}$	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 = \text{Herbacé flexible}$	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2

La dernière question de recherche vise à identifier quel est le type de végétation (rigide vs flexible) le plus efficace pour la filtration des eaux. L'analyse de variance consistera simplement à comparer V_1 et V_2 (Tableau 20) illustrées respectivement par les couleurs verte et orange indépendamment des différentes largeurs intra et inter sites.

Tableau 20 - Dispositif expérimental pour déterminer quelle est la végétation la plus efficace

		Expérience 1		Expérience 2	
		$L_{VFDM} = 5 \text{ m (Site 1)}$		$L_{VFDM} = 8 \text{ m (Site 2)}$	
		$L_1 = 2.5 \text{ m}$	$L_2 = 5 \text{ m}$	$L_1 = 4 \text{ m}$	$L_2 = 8 \text{ m}$
Répétition 1	$V_1 = \text{Herbacé rigide}$	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 = \text{Herbacé flexible}$	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2
Répétition 2	$V_1 = \text{Herbacé rigide}$	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 = \text{Herbacé flexible}$	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2
Répétition 3	$V_1 = \text{Herbacé rigide}$	L_1/V_1	L_2/V_1	L_1/V_1	L_2/V_1
	$V_2 = \text{Herbacé flexible}$	L_1/V_2	L_2/V_2	L_1/V_2	L_2/V_2

Pour documenter l'efficacité des bandes riveraines existantes (sous forme de lisière herbacée), une parcelle supplémentaire par site a été intégrée au dispositif, portant le total à 26 parcelles expérimentales. Sur les sites 1 et 2, ces parcelles supplémentaires ont respectivement des largeurs de 1 et 8 m.

4.5 Variables à mesurer

Il est retenu de mesurer trois types de variables à l'entrée et à la sortie des parcelles expérimentales.

(1) La première variable est la concentration en solides totaux mesurée dans les eaux de ruissellement. Elle permet d'évaluer l'impact de la présence des bandes riveraines sur l'abattement des particules de sol. (2) La seconde variable à mesurer est la concentration en divers nutriments de l'eau. Elle permet de mesurer d'une part la capacité d'adsorption des tiges/feuilles de la végétation dans la bande riveraine et celle des particules du sol et d'autre part la capacité d'absorption des racines de la végétation. Les nutriments retenus sont l'azote total, le nitrite-nitrate, le phosphore total et le phosphore dissous. Ils sont mesurés dans les eaux de ruissellement et dans les eaux interstitielles. (3) La troisième variable est le taux d'infiltration de l'eau de ruissellement dans le sol. Cette variable permet de mesurer l'augmentation de l'infiltration de l'eau due à la présence des bandes riveraines.

4.6 Instrumentation

Pour la mesure des MES dans les eaux de ruissellement, nous utilisons des collecteurs de surface. Un collecteur de surface est formé d'une chaudière de 19 L munie d'un tuyau de collecte des eaux ruisselantes de 30 cm environ. Pour filtrer les débris charriés par les eaux de ruissellement, l'embout est protégé à l'aide d'un filet de maillage 2 mm x 2 mm. La Figure 43 illustre ce dispositif.



Figure 43 - Collecteurs de surface

La collecte des eaux de ruissellement pour la mesure des concentrations en nutriments est faite avec les mêmes collecteurs de surface que ceux mentionnés précédemment. Quant aux eaux interstitielles, elles sont collectées avec des lysimètres à 35 et 70 cm de profondeur dans le sol. Un lysimètre est fait d'un tuyau plein avec un embout crépiné enfoncé dans le sol à la profondeur d'intérêt. L'embout crépiné est protégée par une toile pour empêcher l'obstruction des crépines par les particules fines de sol (Figure 44). Pendant la pose du lysimètre, une couche de sable sert d'interface entre le sol et la partie crépinée pour permettre un écoulement sans entrave de l'eau vers les crépines. Au-dessus de la couche de sable, une couche de bentonite est versée jusqu'à la surface du sol pour celer les abords du lysimètre et empêcher l'entrée des eaux de ruissellement dans le dispositif. Celles-ci pourraient, en effet, compromettre les données collectées.

La mesure du taux d'infiltration de l'eau de ruissellement dans le sol est faite avec un piézomètre. Contrairement à un lysimètre, un piézomètre est monté à partir d'un tuyau entièrement crépiné sur toute sa longueur. La surface est également protégée par une toile pour empêcher l'obstruction des crépines par les particules fines de sol (Figure 44). Le tuyau est ensuite enfoncé dans le sol à une

profondeur suffisante pour atteindre la nappe phréatique. Ici également, une couche de sable sert d'interface entre le sol et l'entièreté de la partie crépinée du piézomètre. Au-dessus de la couche de sable, une couche de bentonite est versée jusqu'à la surface du sol.



Figure 44 - De la gauche vers la droite : lysimètre de 35 cm de profondeur, lysimètre de 70 cm, piézomètre

L'ensemble des instruments a été mis en place sur le bassin versant du CASTOR pendant l'été/automne 2022. Les Figure 45, Figure 46, Figure 47, Figure 48, Figure 49, Figure 50, Figure

51 et Figure 52 illustrent les différentes phases de cette mise en place. Les deux sites étaient entièrement prêts pour la collecte des échantillons d'eau qui a eu lieu pendant l'été/automne 2023.



Figure 45 - Mise à disposition des sites expérimentaux par les producteurs



Figure 46 - Transport des lysimètres et piézomètres



Figure 47 - Transport du sable et de la bentonite



Figure 48 - Mise en place des instruments de mesure



Figure 49 - Forage pour mise en place des lysimètres et piézomètres



Piezomètre

Lysimètre 70

Lysimètre 35

Figure 50 - Lysimètres et piézomètres une fois installés



Collecteurs de surface

32

Figure 51 - Installation des instruments sur la lisière verte de 1 m de largeur



Figure 52 - Instrumentation achevée

Les deux sites sont entièrement prêts pour la collecte des échantillons d'eau qui aura lieu pendant l'été/automne 2023.

4.7 Collecte de données

L'année 2023 a servi essentiellement à collecter les échantillons d'eau servant à la mesure des nutriments et des solides totaux. Quatre campagnes d'échantillonnage ont été effectuées dont la première le 14 juillet 2023, la seconde le 11 août 2023, la troisième le 9 septembre 2023 et la dernière le 17 octobre 2023. Chaque campagne consiste en un lot de 156 échantillons d'eau dont 104 de 50 ml provenant des lysimètres et 52 de 1 l provenant des collecteurs de surface. Après la deuxième campagne, le laboratoire a estimé qu'un échantillon de 500 ml provenant des collecteurs de surface était suffisant. Il est souvent arrivé que les quantités d'eau retrouvées dans les lysimètres et parfois dans certains collecteurs de surface (en général ceux en sortie de parcelle) ne soient pas suffisantes pour effectuer les mesures d'une certaine variable. Ces situations correspondent aux données manquantes dans le tableau de données.

4.8 Protocoles de laboratoire

Phosphore total – TP

Pour déterminer le phosphore total dans les échantillons d'eau, nous avons suivi la méthode 4500-P E des Standard Methods (NEMI S.D). Initialement, les échantillons d'eau non filtrée ont été conservés en ajoutant 0,1% d'acide sulfurique (3,33 µL d'acide sulfurique à 30% par mL d'échantillon) pour prévenir toute altération chimique. La méthode de digestion a été réalisée par autoclavage au persulfate. Le processus implique une réaction thermique avec un mélange de persulfate de sodium et d'acide sulfurique, garantissant une décomposition complète de tous les composés organiques et inorganiques du phosphore en phosphate. Après digestion, la quantification du phosphate a été effectuée selon le protocole colorimétrique décrit dans la méthode 4500-P E. Il repose sur la réaction du molybdate d'ammonium et du tartrate d'antimoniure de potassium en milieu acide avec l'orthophosphate pour former un acide hétéropolyphosphomolybdique. Ce complexe est ensuite réduit en bleu molybdène par l'acide ascorbique, produisant une couleur intense qui est proportionnelle à la concentration de phosphore total dans l'échantillon. L'analyse colorimétrique a été réalisée à l'aide d'un autoanalyseur Lachat.

Azote total – TN

Nous avons appliqué la méthode QuikChem® 10-107-04-3-A (Karin Wendt 2000) pour déterminer l'azote total dans les échantillons d'eau. Les échantillons non filtrés ont été conservés avec 0,1% d'acide sulfurique (3,33 µL de H₂SO₄ à 30% par mL d'échantillon). La digestion a été réalisée par autoclave alcaline au persulfate, décomposant les composés azotés en nitrate. L'analyse colorimétrique a été effectuée après une réduction au cadmium, utilisant la sulfanilamide comme réactif. Les mesures ont été réalisées avec un autoanalyseur Lachat.

Phosphate (PO₄) et Nitrite (NO₂)-Nitrate (NO₃)

Pour mesurer le phosphate (PO₄), les nitrates (NO₃) et les nitrites (NO₂) dans les échantillons d'eau, nous avons utilisé une méthode de chromatographie ionique. Les échantillons ont été filtrés pour éliminer les particules en suspension et conservés à une température de 4°C jusqu'à l'analyse. Ces anions ont été déterminés en utilisant une colonne échangeuse d'ions Ion PAC AS11-HC (4 µm) avec le chromatographe ionique Integrion HPIC de ThermoFisher Scientific.

Solides totaux

Pour mesurer les solides totaux dans les échantillons d'eau, nous avons appliqué une méthode gravimétrique basée sur la méthode MA. 100 - S.T. 1.1 (CEAEQ 2017). Les échantillons non filtrés ont été conservés à 4°C jusqu'à l'analyse. Environ 250 mL d'eau ont été mesurés et placés dans un bécher sec préalablement pesé. Les échantillons ont ensuite été séchés à 80°C dans une étuve. Le bécher contenant les solides résiduels a été pesé de nouveau pour déterminer la masse des solides totaux par litre.

4.9 Données collectées

Principe de calcul de l'efficacité des bandes riveraines

$$Efficacité = \left(\frac{Entrée - Sortie}{Entrée} \right) \times 100$$

Phosphore total

Le nombre de données total pour le phosphore total est 312 (voir Tableau 21) tous instruments confondus (collecteurs de surface, lysimètres à 35 et 70 cm de profondeur). 27.2% (ie 85) de ces données sont manquantes ce qui ramène à 227 le nombre de mesures effectivement faites. Il y a une donnée manquante quand la quantité d'eau collectée dans un instrument n'est pas suffisante pour effectuer la mesure. Que ce soit les solides totaux ou les nutriments, la bande riveraine est efficace quand elle réduit la concentration du polluant dans l'effluent rentrant par rapport à celui sortant. Il arrive parfois que les polluants soient piégés dans la bande riveraine soit en s'accumulant à l'interface sol-air-végétation dans la bande riveraine soit par adsorption sur les particules de sédiments ou sur les feuilles de la végétation. Ils peuvent alors être libérés lors d'évènements de pluie subséquents et provoquer lors des mesures correspondantes, des concentrations de polluants plus élevées dans l'effluent sortant que dans celui rentrant (Dillaha, Reneau et al. 1989, Pilon, Moore Jr et al. 2017). L'application de la formule de l'efficacité ci-dessus renvoie des valeurs négatives et reflète la superposition de deux phénomènes, à savoir la filtration des polluants par les bandes riveraines et la libération de résidus de polluants précédemment piégés, dans laquelle cette dernière est temporellement plus importante. Dans ces situations, l'efficacité réelle de la bande riveraine ne peut être évaluée et elle est considérée comme étant nulle. Sur les 227 mesures effectivement faites, nous avons dénombré 76 (33.5%) situations dans laquelle l'efficacité réelle de la bande riveraine ne peut être mesurée. Les 151 mesures restantes, dont 80 en surface et 71 en profondeur sont celles qui feront l'objet d'une analyse statistique.

Tableau 21 - Récapitulatif des données collectées pour le phosphore total

Nombre de données total	312
Nombre de données manquantes	85
Pourcentage de données manquantes	27.2%
Nombre de données effectivement mesurées	227
Pourcentage de données effectivement mesurées	72.8%
Nombre de situations non efficaces	76
Pourcentage de situations non efficaces	33.5%
Nombre de situations efficaces	151
Pourcentage de situations efficaces	66.5%

Les statistiques de base des 151 données sont présentées dans le Tableau 22 et un box plot récapitulatif est présenté à la Figure 53 :

Tableau 22 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total

Statistique	Efficacité / Phosphore total [mg P/L]
Nb. d'observations	151
Minimum	1.8
Maximum	98.0
1er Quartile	31.0
Médiane	55.2
3ème Quartile	80.2
Moyenne	53.7
Variance (n-1)	801.3
Écart-type (n-1)	28.3

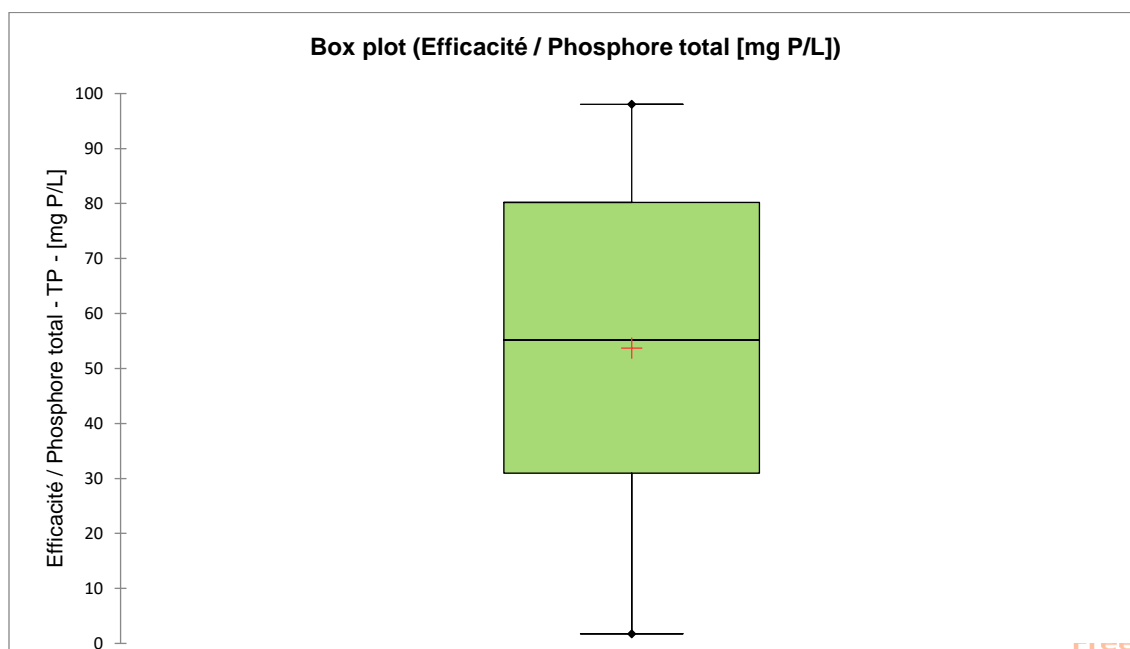


Figure 53 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total

Eaux de surface

Tableau 23 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux de surface

Statistique	Efficacité / Phosphore total [mg P/L] / Eaux de surface
Nb. d'observations	80
Minimum	1.8
Maximum	94.6
1er Quartile	30.6
Médiane	44.5
3ème Quartile	71.1
Moyenne	49.5
Variance (n-1)	698.1
Écart-type (n-1)	26.4

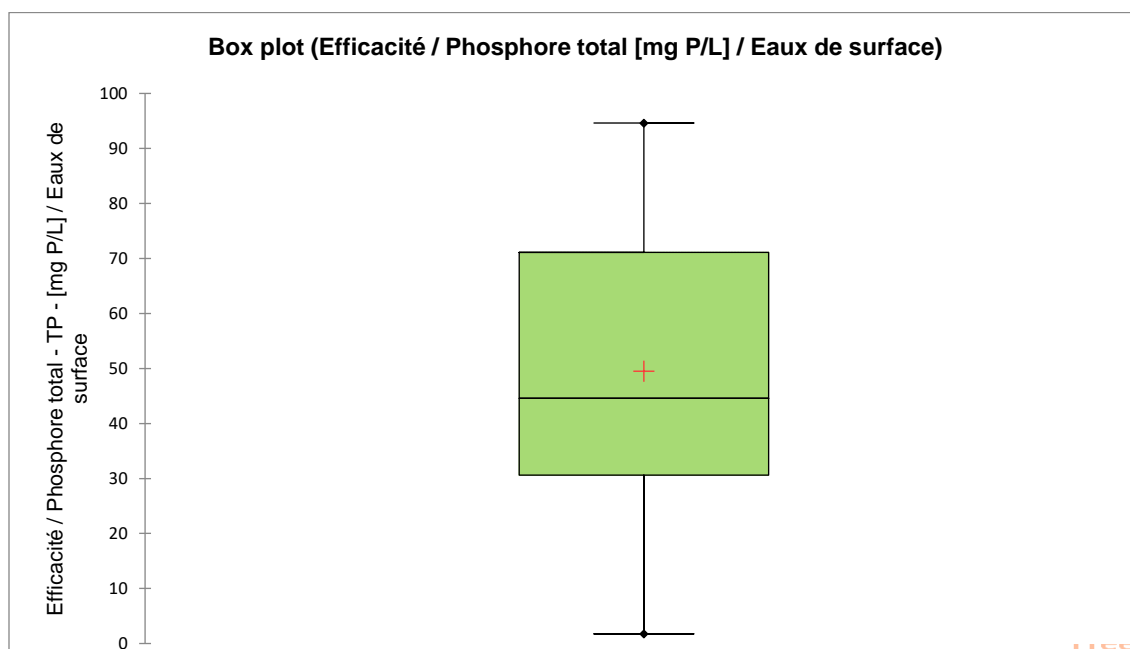


Figure 54 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux de surface

Eaux souterraines

Tableau 24 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines

Statistique	Efficacité / Phosphore total [mg P/L] / Eaux souterraines
Nb. d'observations	71
Minimum	3.4
Maximum	98.0
1er Quartile	32.1
Médiane	65.1
3ème Quartile	86.6
Moyenne	58.5
Variance (n-1)	886.1
Écart-type (n-1)	29.8

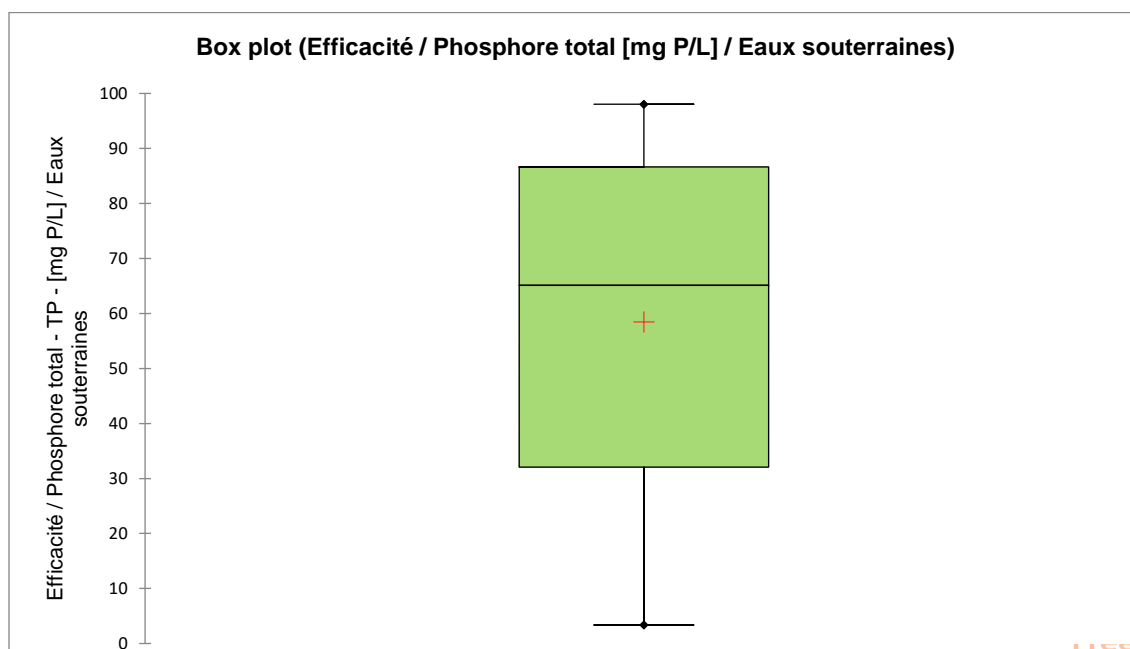


Figure 55 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines

Eaux souterraines | Lysimètres à 35 cm de profondeur

Tableau 25 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)

Statistique	Efficacité / Phosphore total [mg P/L] / Eaux souterraines avec les lysimètres à 35 cm de profondeur
Nb. d'observations	36
Minimum	8.9
Maximum	97.6
1er Quartile	31.5
Médiane	56.4
3ème Quartile	78.0
Moyenne	54.1
Variance (n-1)	761.5
Écart-type (n-1)	27.6

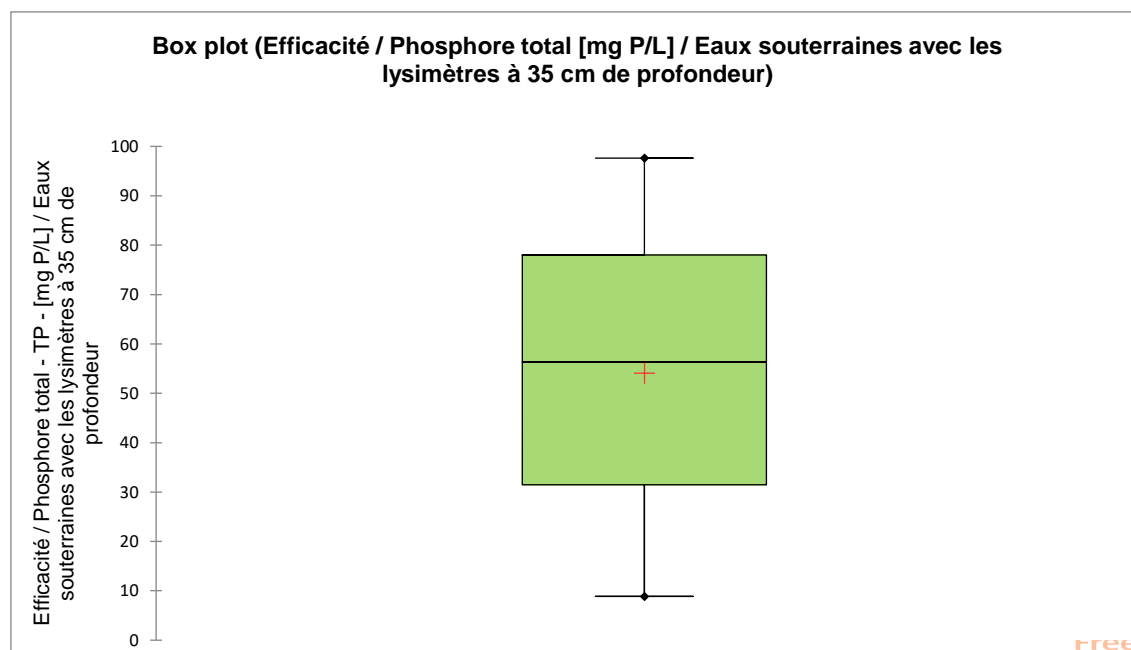


Figure 56 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)

Eaux souterraines | Lysimètres à 70 cm de profondeur

Tableau 26 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)

Statistique	Efficacité / Phosphore total [mg P/L] / Eaux souterraines avec les lysimètres à 70 cm de profondeur
Nb. d'observations	35
Minimum	3.365
Maximum	98.042
1er Quartile	37.467
Médiane	73.447
3ème Quartile	91.762
Moyenne	62.955
Variance (n-1)	999.568
Écart-type (n-1)	31.616

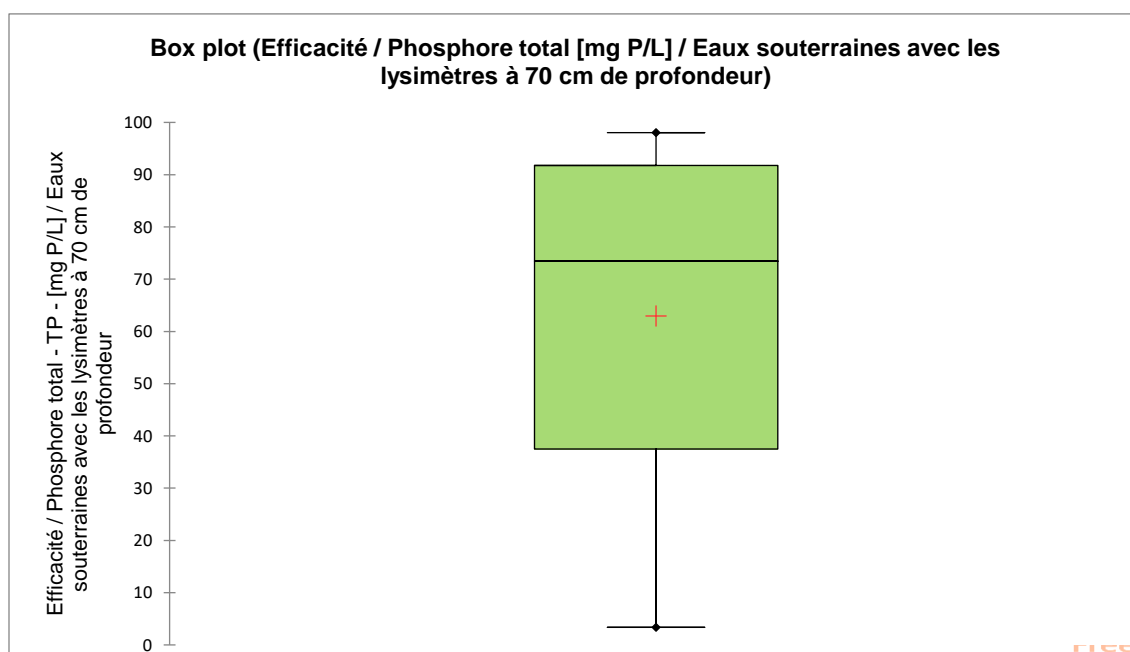


Figure 57 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore total dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)

Azote total

Similairement nous avons les tableaux suivants pour les mesures de l'azote total :

Récapitulatif des données collectées pour l'azote total

Tableau 27 - Récapitulatif des données collectées pour l'azote total

Nombre de données total	312
Nombre de données manquantes	85
Pourcentage de données manquantes	27.2%
Nombre de données effectivement mesurées	227
Pourcentage des données effectivement mesurées	72.8%
Nombre de situations non efficaces	66
Pourcentage de situations non efficaces	29.1%
Nombre de situations efficaces	161
Pourcentage de situations efficaces	70.9%

Données totales

Tableau 28 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total

Statistique	Efficacité / Azote total [mg N/L]
Nb. d'observations	161
Minimum	5.3
Maximum	96.2
1er Quartile	36.1
Médiane	56.8
3ème Quartile	72.3
Moyenne	54.1
Variance (n-1)	617.0
Écart-type (n-1)	24.8

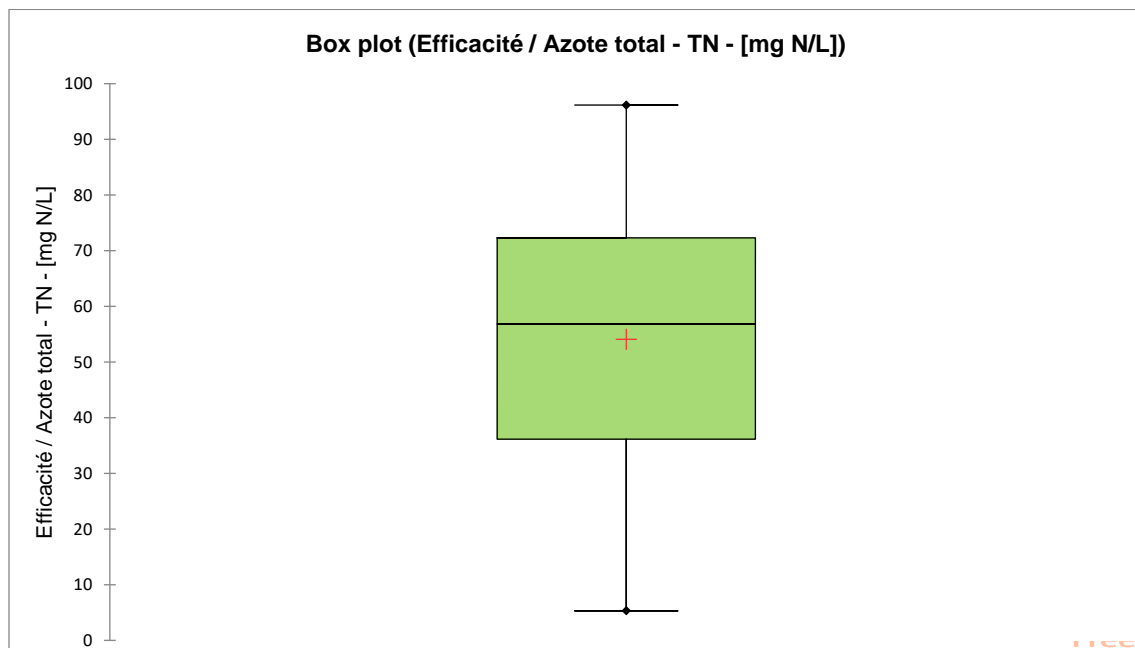


Figure 58 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total

Eaux de surface

Tableau 29 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux de surface

Statistique	Efficacité / Azote total [mg N/L] / Eaux de surface
Nb. d'observations	74
Minimum	5.3
Maximum	92.8
1er Quartile	22.1
Médiane	41.6
3ème Quartile	58.8
Moyenne	42.0
Variance (n-1)	532.4
Écart-type (n-1)	23.1

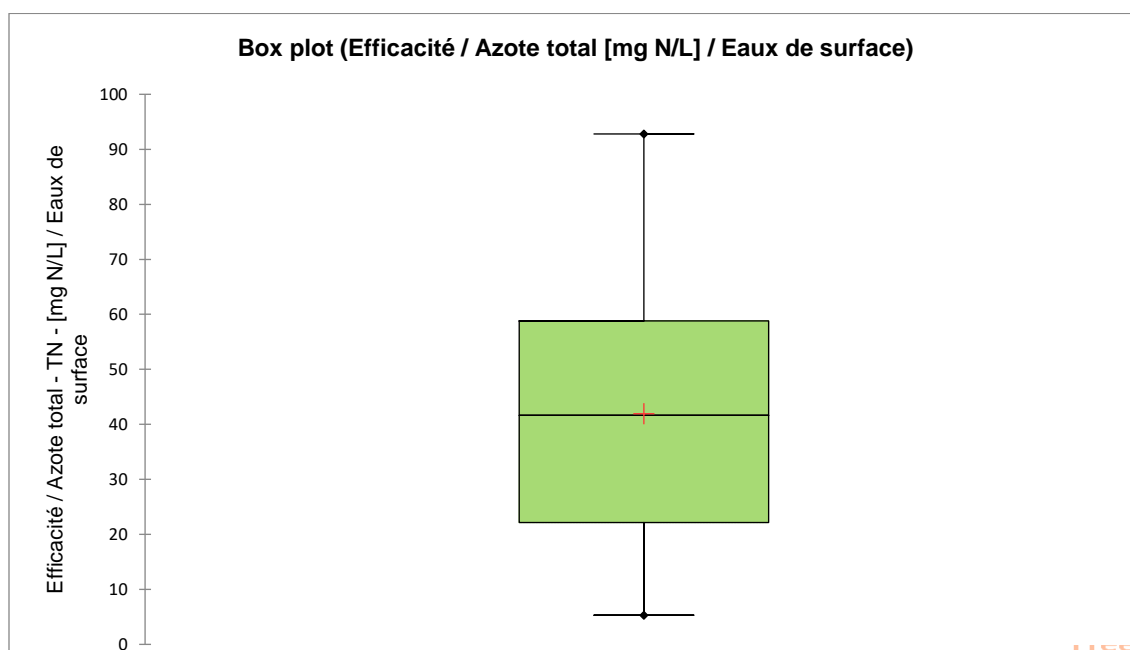


Figure 59 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux de surface

Eaux souterraines

Tableau 30 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines

Statistique	Efficacité / Azote total [mg N/L] / Eaux souterraines
Nb. d'observations	87
Minimum	10.1
Maximum	96.2
1er Quartile	52.4
Médiane	67.8
3ème Quartile	81.9
Moyenne	64.4
Variance (n-1)	461.9
Écart-type (n-1)	21.5

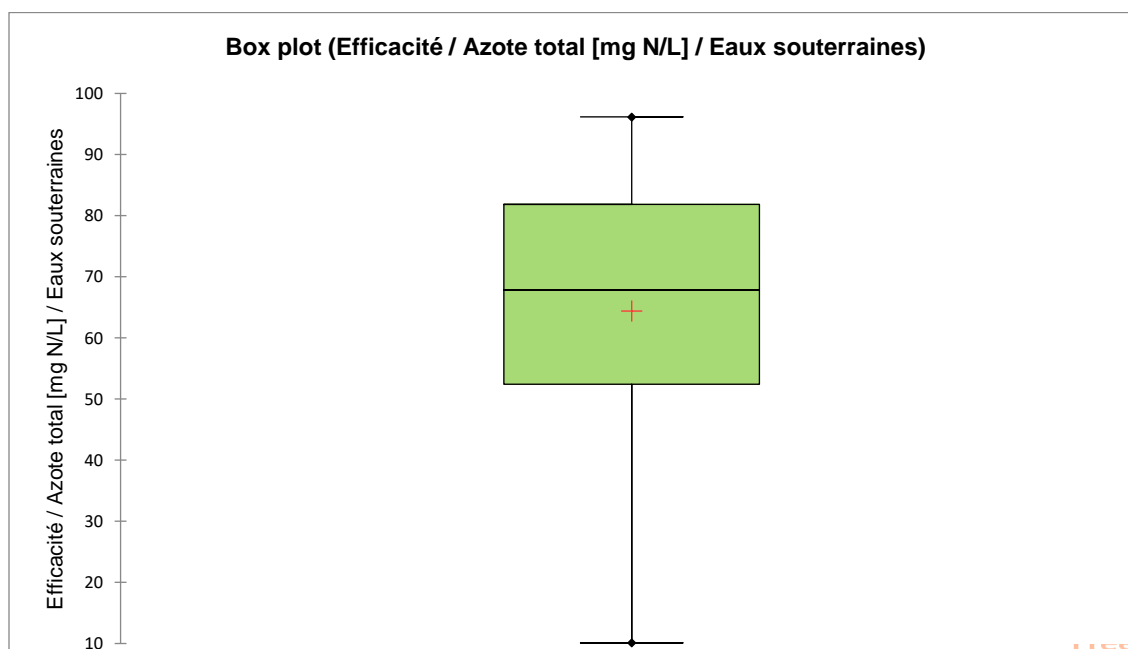


Figure 60 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines

Eaux souterraines | Lysimètres à 35 cm de profondeur

Tableau 31 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)

Statistique	Efficacité / Azote total [mg N/L] / Eaux souterraines avec les lysimètres à 35 cm de profondeur
Nb. d'observations	39
Minimum	10.1
Maximum	96.2
1er Quartile	53.2
Médiane	67.8
3ème Quartile	77.4
Moyenne	63.8
Variance (n-1)	468.5
Écart-type (n-1)	21.6

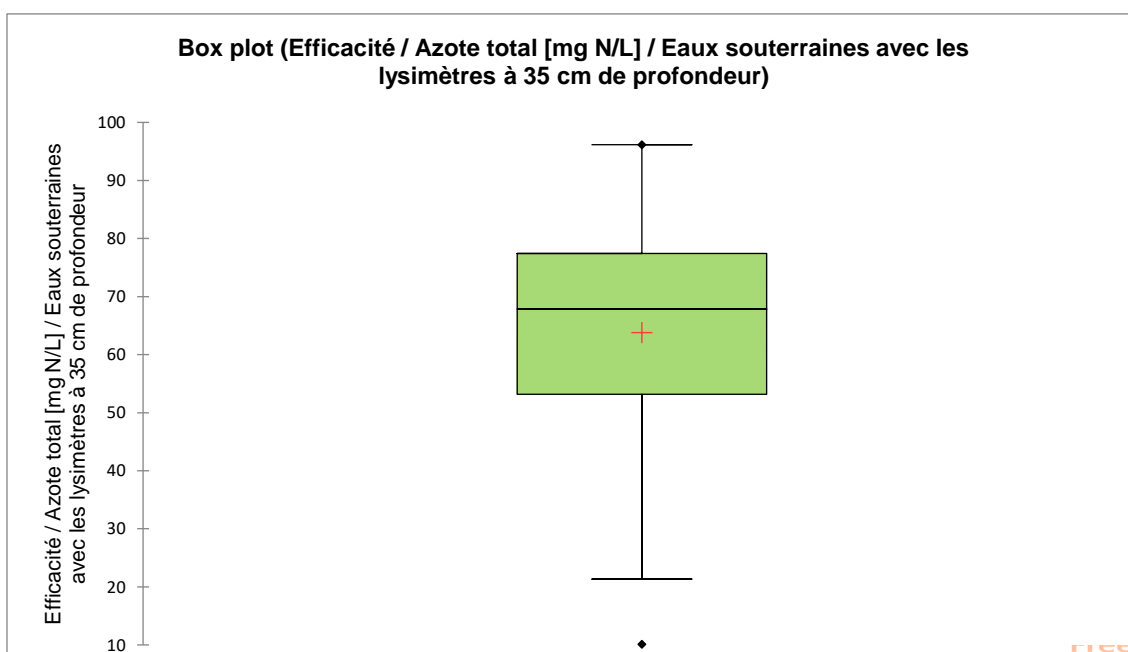


Figure 61 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)

Eaux souterraines | Lysimètres à 70 cm de profondeur

Tableau 32 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)

Statistique	Efficacité / Azote total - TN - [mg N/L] / Eaux souterraines avec les lysimètres à 70 cm de profondeur
Nb. d'observations	48
Minimum	14.8
Maximum	96.1
1er Quartile	53.0
Médiane	69.2
3ème Quartile	82.9
Moyenne	64.9
Variance (n-1)	466.0
Écart-type (n-1)	21.6

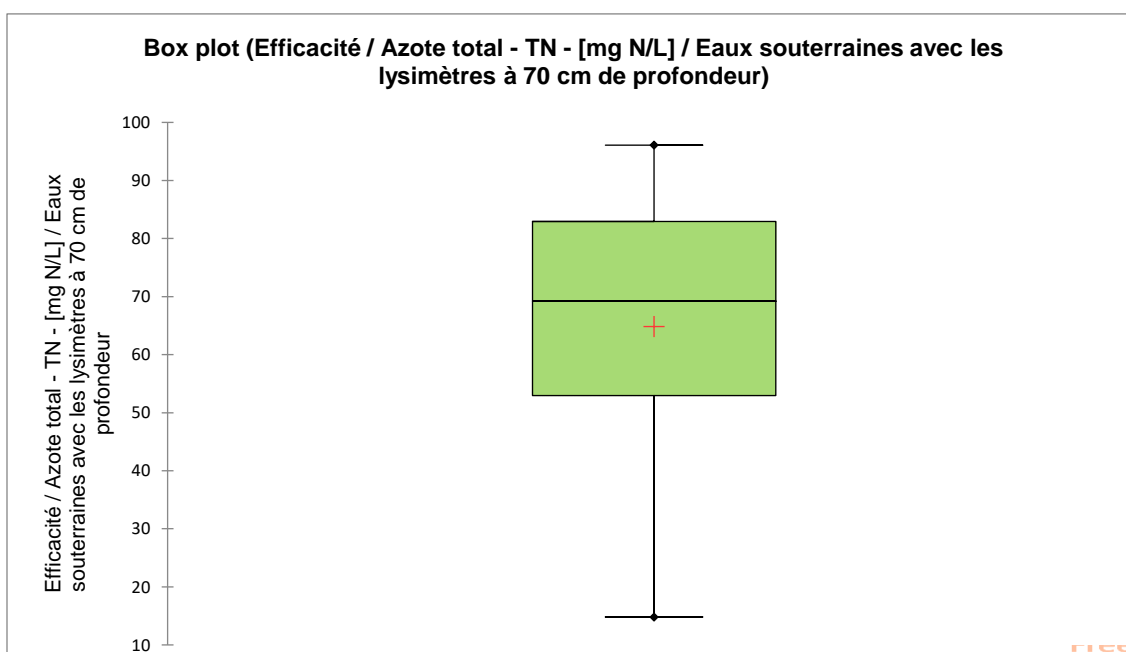


Figure 62 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer l'azote total dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)

Phosphore dissous

Dans le cas particulier du phosphore dissous, la mesure de sa concentration n'a pu être suffisamment raffinée car très souvent en dessous de la limite de détection. Plusieurs valeurs du phosphore dissous sont donc les mêmes sous la forme < 0.002 ou < 0.004 par exemple. Nous les avons considérées égales à la limite soit 0.002 ou 0.004 dans l'exemple ci-dessus. Ces valeurs étant généralement les mêmes à l'entrée comme à la sortie, l'efficacité résultante est donc généralement nulle. Les tableaux récapitulatifs sont ci-dessous :

Récapitulatif des données collectées pour le phosphore dissous (phosphate)

Tableau 33 - Récapitulatif des données collectées pour le phosphore dissous

Nombre de données total	312
Nombre de données manquantes	95
Pourcentage de données manquantes	30.4%
Nombre de données effectivement mesurées	217
Pourcentage des données effectivement mesurées	69.6%
Nombre de situations non efficaces	56
Pourcentage de situations non efficaces	25.8%
Nombre de situations efficaces	161
Pourcentage de situations efficaces	74.2%

Données totales

Tableau 34 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous

Statistique	Efficacité / Phosphore dissous [mg/L]
Nb. d'observations	161
Minimum	0.0
Maximum	100.0
1er Quartile	0.0
Médiane	0.0
3ème Quartile	0.0
Moyenne	15.6
Variance (n-1)	1107.0
Écart-type (n-1)	33.3

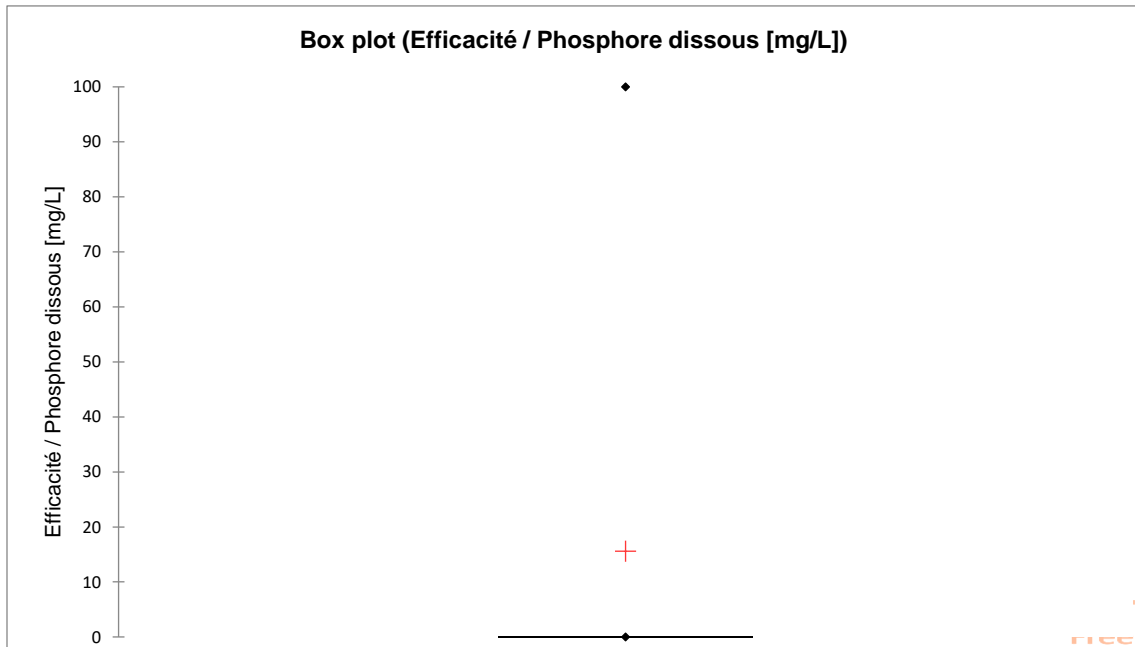


Figure 63 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous

Eaux de surface

Tableau 35 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux de surface

Statistique	Efficacité / Phosphore dissous [mg/L] / Eaux de surface
Nb. d'observations	55
Minimum	0.0
Maximum	100.0
1er Quartile	0.0
Médiane	4.7
3ème Quartile	87.2
Moyenne	34.9
Variance (n-1)	1797.2
Écart-type (n-1)	42.4

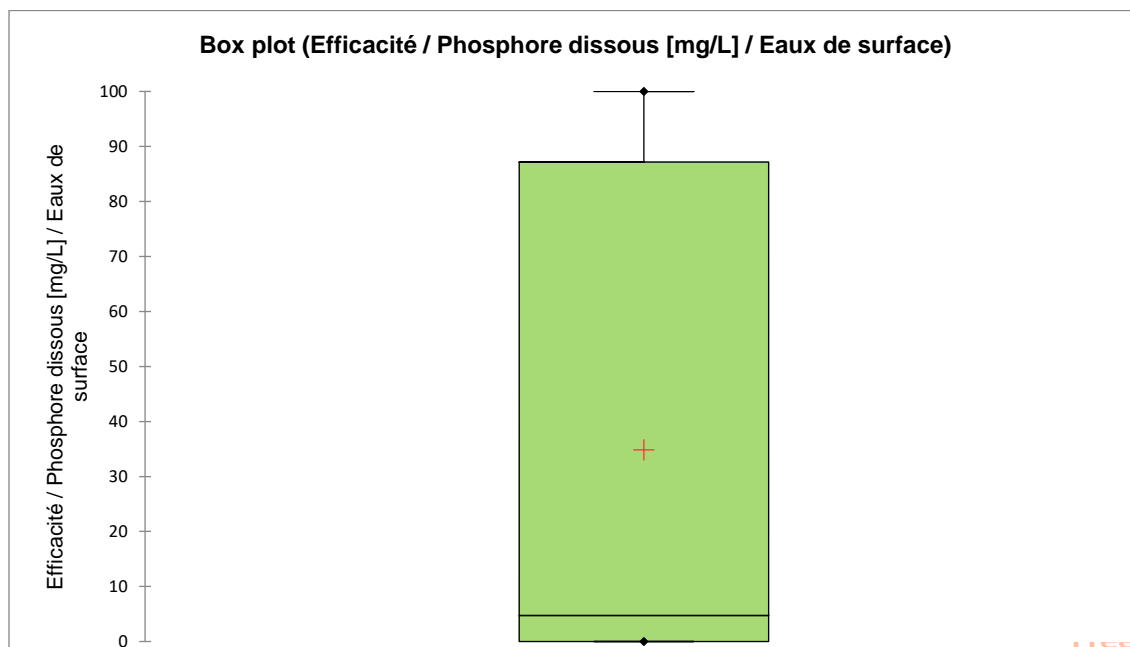


Figure 64 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux de surface

Eaux souterraines

Tableau 36 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines

Statistique	Efficacité / Phosphore dissous [mg/L] / Eaux souterraines
Nb. d'observations	106
Minimum	0.0
Maximum	99.8
1er Quartile	0.0
Médiane	0.0
3ème Quartile	0.0
Moyenne	5.6
Variance (n-1)	468.1
Écart-type (n-1)	21.6

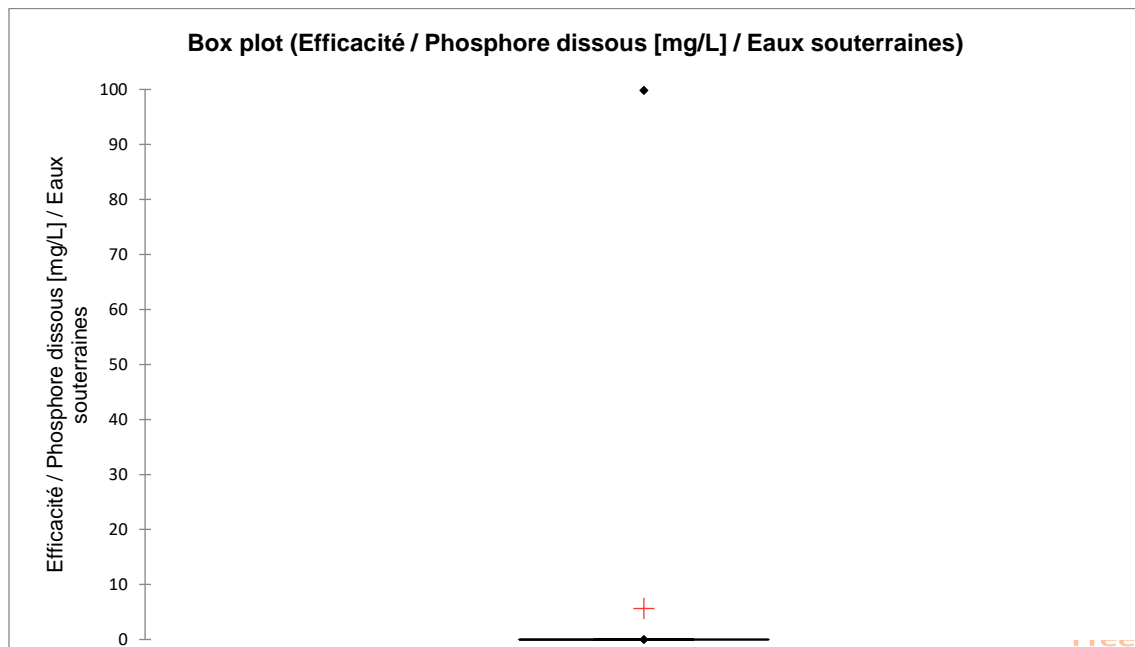


Figure 65 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines

Eaux souterraines | Lysimètres à 35 cm de profondeur

Tableau 37 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)

Statistique	Efficacité / Phosphore dissous [mg/L] / Eaux souterraines avec les lysimètres à 35 cm de profondeur
Nb. d'observations	41
Minimum	0.0
Maximum	99.8
1er Quartile	0.0
Médiane	0.0
3ème Quartile	0.0
Moyenne	9.3
Variance (n-1)	827.9
Écart-type (n-1)	28.8

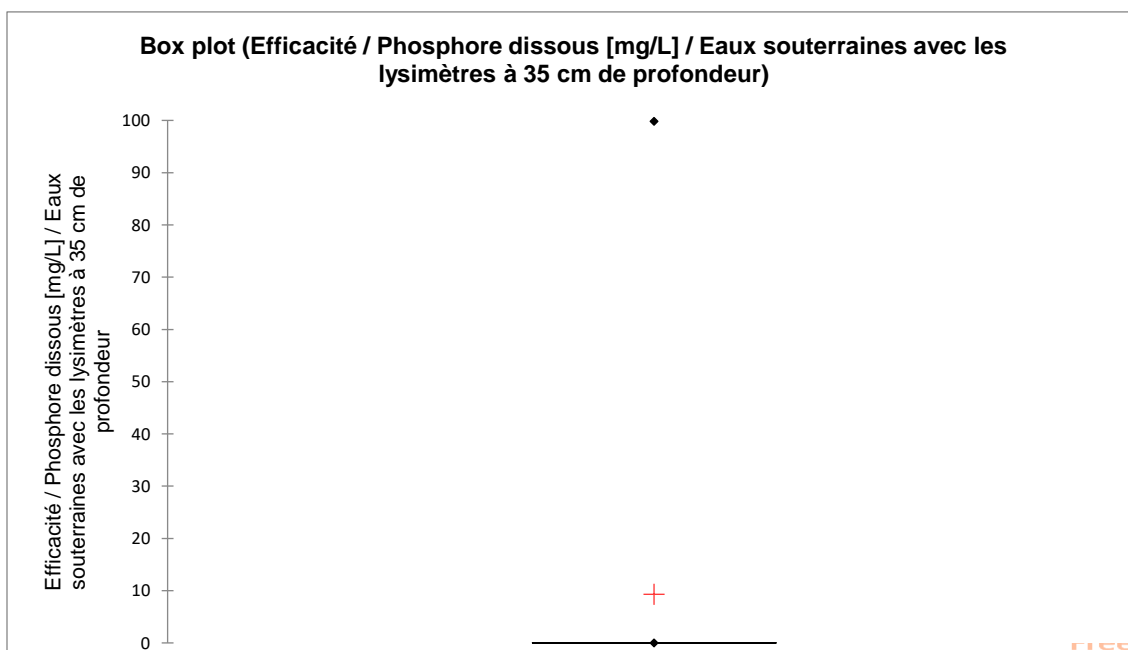


Figure 66 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)

Eaux souterraines | Lysimètres à 70 cm de profondeur

Tableau 38 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)

Statistique	Efficacité / Phosphore dissous [mg/L] / Eaux souterraines avec les lysimètres à 70 cm de profondeur
Nb. d'observations	65
Minimum	0.0
Maximum	88.2
1er Quartile	0.0
Médiane	0.0
3ème Quartile	0.0
Moyenne	3.3
Variance (n-1)	236.2
Écart-type (n-1)	15.4

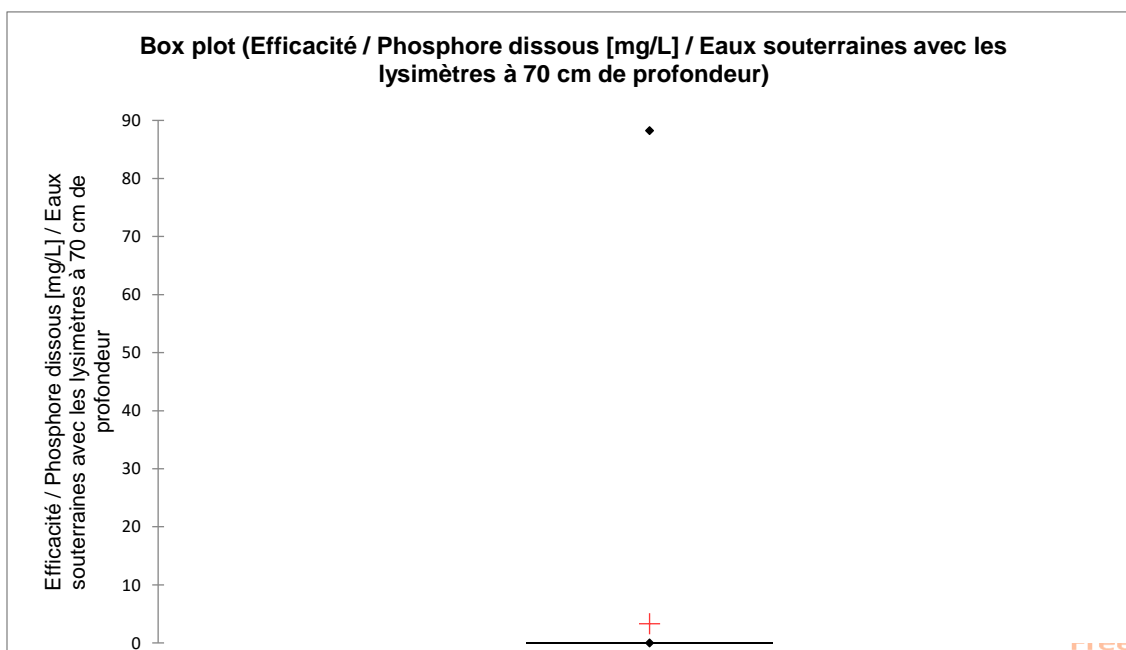


Figure 67 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer le phosphore dissous dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)

Nitrite-Nitrate

Similairement nous avons les tableaux suivants pour les mesures des nitrites-nitrates:

Récapitulatif des données collectées pour les nitrites-nitrates

Tableau 39 - Récapitulatif des données collectées pour les nitrites-nitrates

Nombre de données total	312
Nombre de données manquantes	95
Pourcentage de données manquantes	30.4%
Nombre de données effectivement mesurées	217
Pourcentage des données effectivement mesurées	69.6%
Nombre de situations non efficaces	66
Pourcentage de situations non efficaces	30.4%
Nombre de situations efficaces	151
Pourcentage de situations efficaces	69.6%

Données totales

Tableau 40 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates

Statistique	Efficacité / Nitrite-nitrate [mg/L]
Nb. d'observations	151
Minimum	0.4
Maximum	100.0
1er Quartile	54.8
Médiane	82.1
3ème Quartile	96.8
Moyenne	73.5
Variance (n-1)	700.6
Écart-type (n-1)	26.5

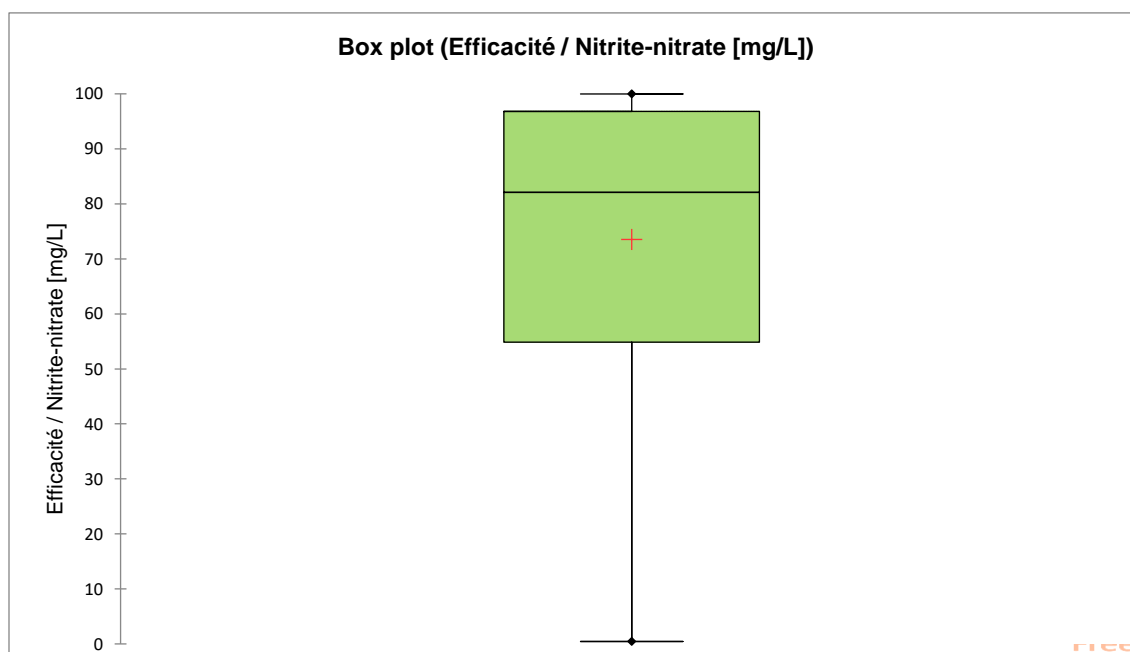


Figure 68 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates

Eaux de surface

Tableau 41 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux de surface

Statistique	Efficacité / Nitrite-nitrate [mg/L] / Eaux de surface
Nb. d'observations	50
Minimum	2.400
Maximum	99.977
1er Quartile	35.988
Médiane	56.265
3ème Quartile	86.671
Moyenne	59.040
Variance (n-1)	843.772
Écart-type (n-1)	29.048

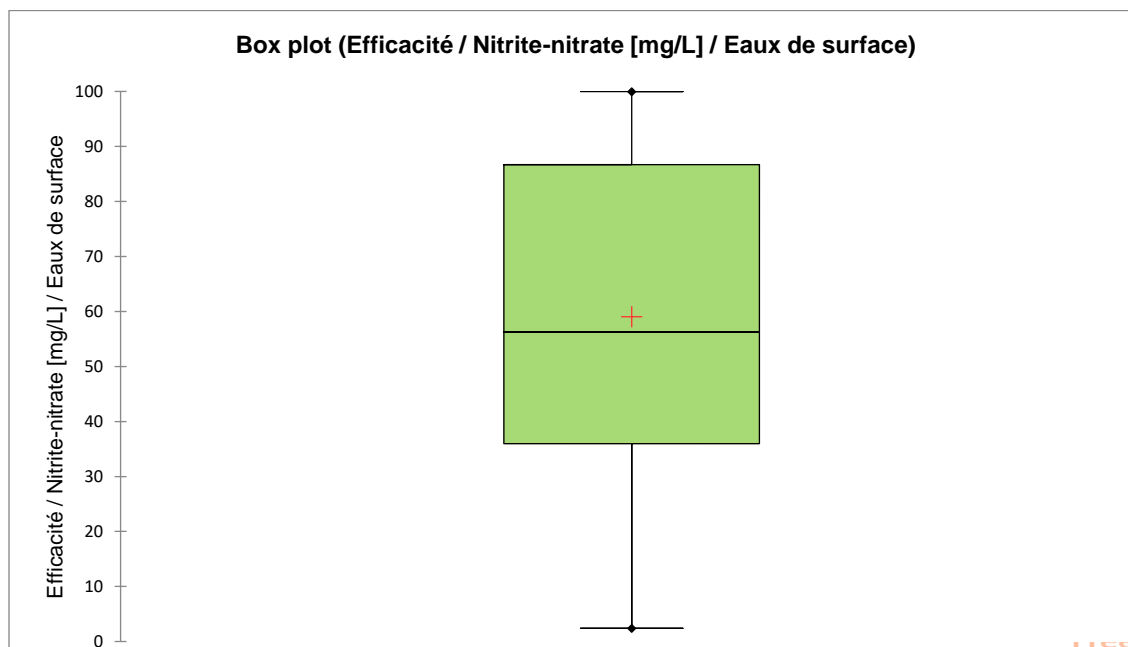


Figure 69 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux de surface

Eaux souterraines

Tableau 42 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrates-nitrites dans les eaux souterraines

Statistique	Efficacité / Nitrite-nitrate [mg/L] / Eaux souterraines
Nb. d'observations	101
Minimum	0.4
Maximum	99.9
1er Quartile	74.1
Médiane	87.1
3ème Quartile	97.6
Moyenne	80.7
Variance (n-1)	480.0
Écart-type (n-1)	21.9

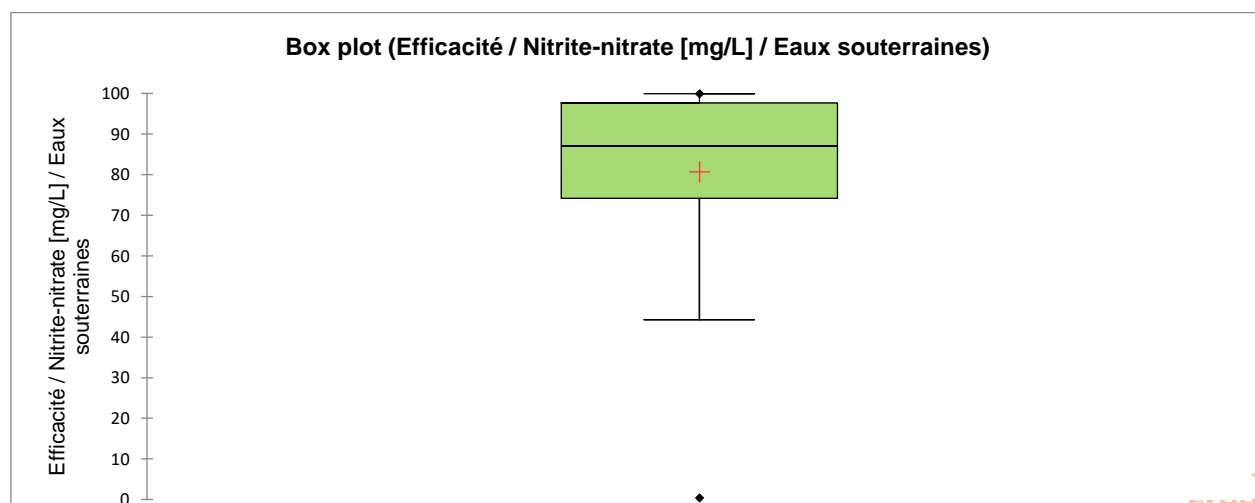


Figure 70 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines

Eaux souterraines | Lysimètres à 35 cm de profondeur

Tableau 43 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)

Statistique	Efficacité / Nitrite-nitrate [mg/L] / Eaux souterraines avec les lysimètres à 35 cm de profondeur
Nb. d'observations	42
Minimum	0.4
Maximum	99.9
1er Quartile	64.6
Médiane	84.3
3ème Quartile	97.5
Moyenne	76.6
Variance (n-1)	757.0
Écart-type (n-1)	27.5

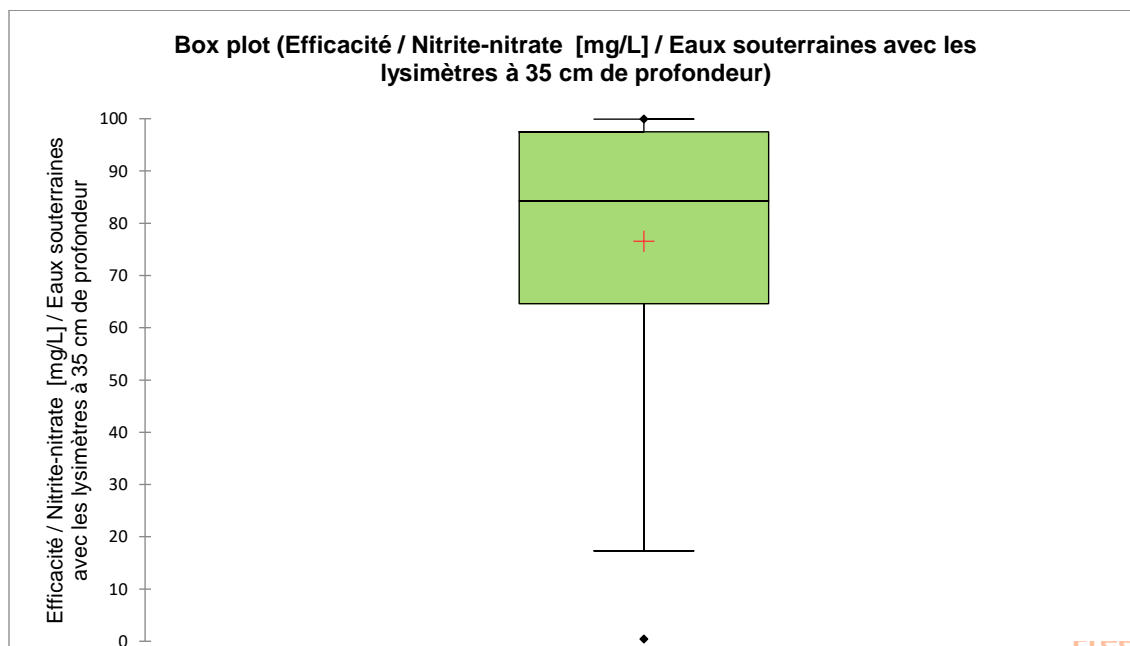


Figure 71 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines (lysimètres à 35 cm de profondeur)

Eaux souterraines | Lysimètres à 70 cm de profondeur

Tableau 44 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)

Statistique	Efficacité / Nitrite-nitrate [mg/L] / Eaux souterraines avec les lysimètres à 70 cm de profondeur
Nb. d'observations	59
Minimum	44.3
Maximum	99.9
1er Quartile	76.2
Médiane	87.7
3ème Quartile	97.7
Moyenne	83.7
Variance (n-1)	270.9
Écart-type (n-1)	16.5

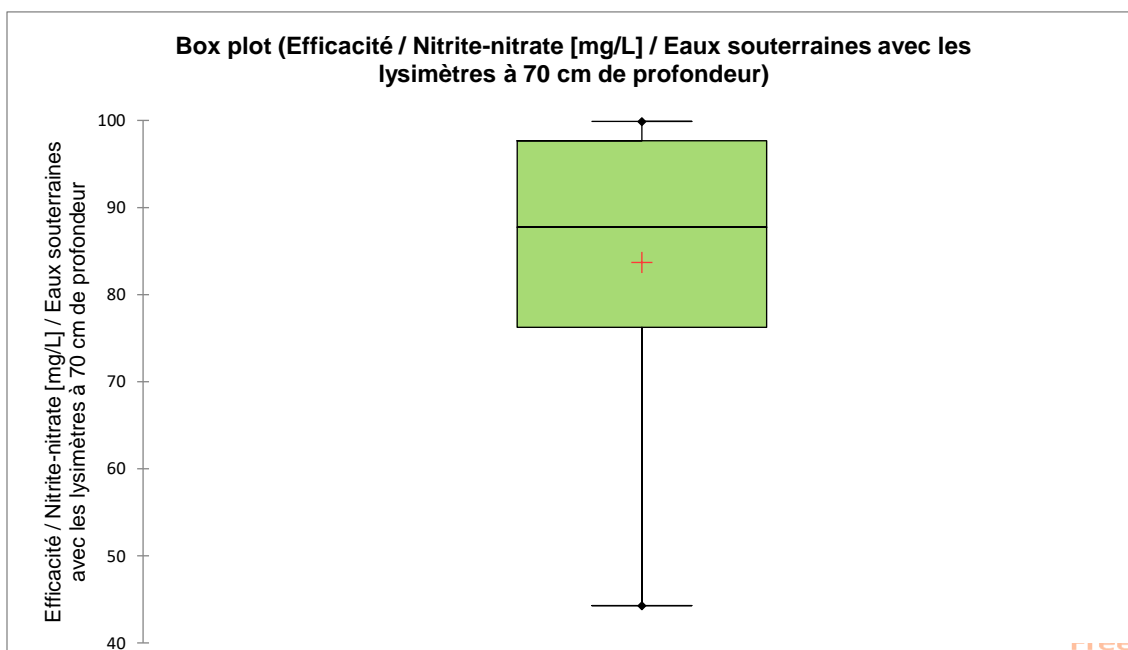


Figure 72 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les nitrites-nitrates dans les eaux souterraines (lysimètres à 70 cm de profondeur)

Solides totaux

Les solides totaux ne sont mesurés que dans les eaux de surface. Les tableaux récapitulatifs correspondants sont :

Récapitulatif des données collectées pour les solides totaux

Tableau 45 - Récapitulatif des données collectées pour les solides totaux

Nombre de données total	104
Nombre de données manquantes	4
Pourcentage de données manquantes	3.8%
Nombre de données effectivement mesurées	100
Pourcentage des données effectivement mesurées	96.2%
Nombre de situations non efficaces	13
Pourcentage de situations non efficaces	13.0%
Nombre de situations efficaces	87
Pourcentage de situations efficaces	87.0%

Données totales

Tableau 46 - Statistiques de base des mesures de l'efficacité des bandes riveraines à filtrer les solides totaux

Statistique	Efficacité / Solides totaux - [g/L]
Nb. d'observations	87
Minimum	0.0
Maximum	99.1
1er Quartile	41.2
Médiane	69.5
3ème Quartile	86.5
Moyenne	61.8
Variance (n-1)	763.0
Écart-type (n-1)	27.6

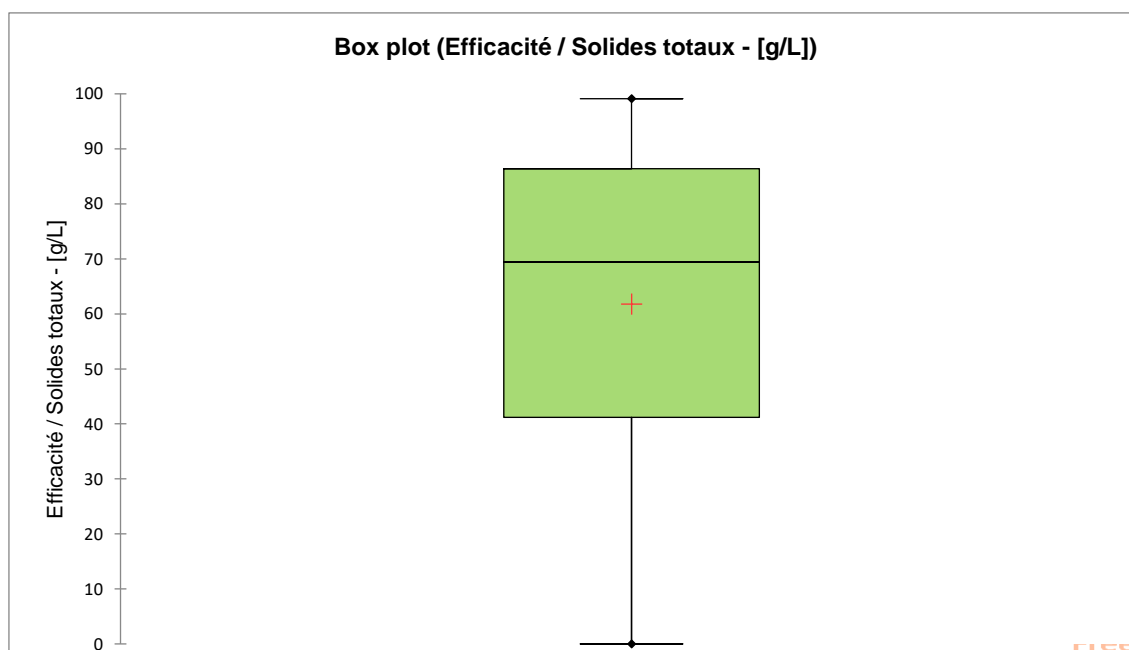


Figure 73 - Boxplot - Efficacité des bandes riveraines à filtrer les solides totaux

Taux d'infiltration de l'eau dans le sol

Traitement des données en cours

5 Objectif spécifique 4 – Analyses statistiques et recommandations

L'objectif spécifique 4 permettra d'examiner et d'interpréter les données collectées afin de tirer des conclusions fiables en lien avec l'interaction Largeur vs Efficacité des bandes riveraines. Cette activité est prévue pour novembre 2023 à janvier 2024. Les résultats seront intégrés dans la version finale du présent rapport.

6 Objectif spécifique 5 – Vulgarisation et publication

En fonction de la pertinence des résultats obtenus, deux articles scientifiques seront soumis à un journal avec comité d'évaluation.

- Principe de modélisation hydrologique avec les modèles PHYSITEL, HYDROTEL et VFDM
- Évaluation des largeurs variables de bandes riveraines, une modélisation en conditions réelles, validées in-situ
- Amélioration du principe de modélisation par l'introduction d'un module de drainage et impact des collinaires sur l'hydrologie du bassin versant du Castor

7 Références

Agriculture and agri-food Canada (2012). "Beneficial management practices for riparian zones in atlantic canada."

Agriculture et Agroalimentaire Canada (2017). "Partenariat canadien pour l'agriculture : Établir les bases pour nos agriculteurs et nos transformateurs d'aliments." Retrieved 29/05, 2023, from https://www.canada.ca/en/agriculture-agri-food/news/2017/11/canadian_agriculturalpartnershipsettingthefoundationforourfarmer.html.

Agriculture et Agroalimentaire Canada (2023). Partenariat canadien pour une agriculture durable. Gouvernement du Canada.

Agrinova (2022). Accompagnement pour la réalisation d'un diagnostic de la gestion des fumiers et définition de projets de recherche amélioratifs dans le bassin versant de la rivière Castor.

Ahadi, M., et al. (2020). "Computational Fluid-Dynamics Modeling of the Flow and Sediment Transport in Stormwater Retention Ponds: A Review." *Journal of Environmental Engineering (United States)* **146**(9).

Alabama Department of Agriculture and Industries (1993). "Agriculture chemistry administrative code, 80." from <https://casetext.com/regulation/alabama-administrative-code/title-80-alabama-department-of-agriculture-and-industries/agricultural-chemistry>.

Alberta Agriculture Food and Rural Development (2002). Buffer Zones for a Healthy Watershed. F. a. R. D. Alberta Agriculture.

Angers, D. A. (1998). "Water-stable aggregation of Quebec silty clay soils: some factors controlling its dynamics." *Soil and Tillage Research* **47**(1-2): 91-96.

Arnold, J. G., et al. (1995). "Continuous-time water and sediment-routing model for large basins." *Journal of Hydraulic Engineering* **121**(2): 171-183.

Asadzadeh, M. and B. A. Tolson (2009). A new multi-objective algorithm, Pareto archived DDS. Proceedings of the 11th annual conference companion on genetic and evolutionary computation conference: late breaking papers.

Bagnold, R. (1977). "Bed load transport by natural rivers." *Water Resources Research* **13**(2): 303-312.

Balana, B. B., et al. (2012). "Integrating Economic and Biophysical Data in Assessing Cost-Effectiveness of Buffer Strip Placement." *Journal of Environmental Quality* **41**(2): 380-388.

Barfield, B. J., et al. (1998). "Water quality impacts of natural filter strips in karst areas." *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* **41**(2): 371-381.

Barling, R. D. and I. D. Moore (1994). "Role of buffer strips in management of waterway pollution: A review." *Environmental Management* **18**(4): 543-558.

Bentrup, G. (2008). "Zones tampons de conservation: lignes directrices pour l'aménagement de zones tampons, de corridors boisés et de trames vertes." Gen. Tech. Rep. SRS-109. Asheville, NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.

Berry, E. D., et al. (2007). "Incidence and persistence of zoonotic bacterial and protozoan pathogens in a beef cattle feedlot runoff control–vegetative treatment system." *Journal of Environmental Quality* **36**(6): 1873-1882.

Blann, K. L., et al. (2009). "Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **39**(11): 909-1001.

Boldes, U., et al. (2002). "Canopy flow and aspects of the response of plants protected by herbaceous shelterbelts and wood fences." *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* **90**(11): 1253-1270.

Borin, M., et al. (2005). "Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy." *Agriculture, Ecosystems & Environment* **105**(1-2): 101-114.

Briggs, J. A., et al. (1994). *The effect of grassed waterways on the pesticide content of runoff water.* Marietta, Southern Nurserymen Assoc Inc.

Burns, R., et al. (1998). *Nutrient management plan assistance guide for Tennessee Class II concentrated animal feeding operation permit*, PB.

California Department of Pesticide Regulation (2023). "California Code of Regulations (Title 3. Food and Agriculture)." Retrieved 25 juin, 2023, from https://www.cdpr.ca.gov/docs/legbills/calcode/chapter_.htm.

Castaneda-Gonzalez, M., et al. (2018). "Impacts of regional climate model spatial resolution on summer flood simulation." *EPiC Series in Engineering* **3**: 372-380.

Cataraqui region conservation authority (2005). "Appendix 'E': Guidelines for Riparian Buffer Areas."

CEAEQ (2017). MA. 100 – S.T. 1.1 Détermination des solides totaux et des solides totaux volatils : méthode gravimétrique. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

Chambre d'agriculture Hauts-de-France (2023). "Respecter et gérer les zones de non traitement (ZNT)."

Claessens, H., et al. (2009). "Monitoring forest buffers along water courses in Wallonia." *Revue Forestiere Francaise* **61**(6): 595-610.

Cleugh, H. (1998). "Effects of windbreaks on airflow, microclimates and crop yields." *Agroforestry systems* **41**(1): 55.

Clifford, C. C. and J. B. Heffernan (2018). "Artificial aquatic ecosystems." *Water (Switzerland)* **10**(8): 1096.

Cole, L. J., et al. (2020). "Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review." *Agriculture, Ecosystems and Environment* **296**.

Colorado Department of Public Health and Environment (2020). Regulation No. 61 - Colorado Discharge Permit System regulations.

Colquhoun, H. L., et al. (2014). "Scoping reviews: time for clarity in definition, methods, and reporting." *Journal of Clinical Epidemiology* **67**(12): 1291-1294.

Commission européenne (2023). "Agriculture et développement rural - Aide au revenu." from https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy/income-support_fr.

Delaware General Assembly (2021). "7403 Regulations Governing The Pollution Control Strategy For The Indian River, Indian River Bay, Rehoboth Bay And Little Assawoman Bay Watersheds." Retrieved 10 Juin, 2023, from <https://regulations.delaware.gov/AdminCode/title7/7000/7400/7403.shtml>.

Deletic, A. and T. D. Fletcher (2006). "Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study." *Journal of Hydrology* **317**(3-4): 261-275.

Delgado, A. N., et al. (1995). "Vegetated filter strips for wastewater purification: A review." *Bioresource Technology* **51**(1): 13-22.

Dillaha, T., et al. (1988). "Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots." *Journal (Water Pollution Control Federation)*: 1231-1238.

Dillaha, T. A., et al. (1989). "Vegetative Filter Strips for Agricultural Nonpoint Source Pollution Control." *Transactions of the ASAE* **32**(2): 513-519.

Duchemin, M., et al. (2001). "Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants." *Water Quality Research Journal* **36**(3): 435-473.

European Network of Environmental Law Organizations (2013). "ACTION 5 OF THE EU STRATEGY FOR THE DANUBE REGION MilestoneNo. 1: Survey of the situation of buffer zones."

FAO (2020). "Les retenues collinaires pour la production de maraîchage."

Farm Service Agency (2018). "Conservation Reserve Enhancement Program." Retrieved 29/05, 2023, from <https://www.fsa.usda.gov/programs-and-services/conservation-programs/conservation-reserve-enhancement/index>.

Farm Service Agency (2023). "About the Conservation Reserve Program (CRP)." Retrieved 29/05, 2023, from <https://www.fsa.usda.gov/programs-and-services/conservation-programs/conservation-reserve-program/index>.

Federal Ministry Republic of Austria - Agriculture, F. R. and M. Water (2023). "Nitrate Action Programme Ordinance." Nitrate Action Programme Ordinance.

Finkner, S., et al. (1989). "A simplified equation for modeling sediment transport capacity." *Transactions of the ASAE* **32**(5): 1545-1550.

Florida Department of Agriculture and Consumer Services (2015). Water quality/quantity best management practices for Florida vegetable and agronomic crops. O. o. t. Commissioner.

Fondation de la faune du Québec (2023). "La Fondation de la Faune, partenaire de la campagne "Opération bandes riveraines"." Retrieved 29/05, 2023, from <https://fondationdelafaune.qc.ca/nouvelles/la-fondation-de-la-faune-partenaire-de-la-campagne-operation-bandes-riveraines/>.

Fortin, J.-P., et al. (1995). "Hydrotel, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique." *Revue des Sciences de l'Eau* **8**(1): 97-124.

Fortin, J.-P., et al. (2001). "Distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data. I: Description of model." *Journal of Hydrologic Engineering* **6**(2): 91-99.

Foster, G., et al. (1981). "Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units." *Journal of Soil and Water Conservation* **36**(6): 355-359.

Foster, G. and L. Meyer (1972). "Transport of soil particles by shallow flow." *Transactions of the ASAE* **15**(1): 99-10102.

Gelati, E., et al. (2018). "Hydrological assessment of atmospheric forcing uncertainty in the Euro-Mediterranean area using a land surface model." *Hydrology and Earth System Sciences* **22**(4): 2091-2115.

Gene, S., et al. (2019). "The role of vegetated buffers in agriculture and their regulation across Canada and the United States." *Journal of Environmental Management* **243**: 12-21.

General Assembly of the State of Vermont (2015). "An act relating to improving the quality of state waters, 64."

Georgia Department of Natural Resources (2013). *Buffer Variance Procedures and Criteria*.

Gestrie Sol (2014). *Guide des bandes riveraines en milieu agricole*, Club-conseil Gestrie-Sol: 24.

Gharabaghi, B., et al. (2006). "Effectiveness of vegetative filter strips in removal of sediments from overland flow." *Water Quality Research Journal* **41**(3): 275-282.

Gouvernement du Canada (2009). *The regulation of Pesticides in Canada*.

Gouvernement du Canada (2022). "Partenariat canadien pour l'agriculture." Retrieved 29/05, 2023, from <https://agriculture.canada.ca/fr/ministere/initiatives/partenariat-canadien-agriculture>.

Gouvernement du Canada (2023). "Partenariat canadien pour une agriculture durable." Retrieved 29/05, 2023, from <https://agriculture.canada.ca/fr/ministere/initiatives/partenariat-canadien-agriculture-durable>.

Government of Alberta (2010). *Environmental Code of Practice for Pesticides*. A. K. s. Printer.

Government of British Columbia (2004). *Integrated Pest Management Regulation B.C Reg. 604/2004*. B. C. Office of Legislative Counsel Ministry of Attorney General Victoria.

Government of Manitoba (2008). "Nutrient Management Regulation."

Government of Ontario (2022). "Dérive des pesticides pulvérisés au sol." from <https://www.ontario.ca/fr/page/derive-des-pesticides-pulverises-au-sol#section-5>.

Government of the Northwest Territories (S.D). "Northern Land Use Guidelines."

Gumiere, S. J., et al. (2011). "Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling: a review." *Earth Surface Processes and Landforms* **36**(1): 3-19.

Gumiere, S. J., et al. (2013). "Development of VFDM: a riparian vegetated filter dimensioning model for agricultural watersheds." *Canadian Water Resources Journal* **38**(3): 169-184.

Gumiere, S. J., et al. (2015). "Corrigendum - Development of VFDM: A riparian vegetated filter dimensioning model for agricultural watersheds (vol 38, pg 169, 2013)." *Canadian Water Resources Journal* **40**(2): 235-235.

Gupta, H. V., et al. (2009). "Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling." *Journal of Hydrology* **377**(1-2): 80-91.

Habets, F., et al. (2018). "The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review." *Science of the Total Environment* **643**: 850-867.

Hansen, A. T., et al. (2021). "Integrated assessment modeling reveals near-channel management as cost-effective to improve water quality in agricultural watersheds." *Proceedings of the National Academy of Sciences* **118**(28): e2024912118.

Haycock, N. and G. Pinay (1993). *Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter*, Wiley Online Library.

Hénault-Ethier, L., et al. (2017). "High yields of riparian buffer strips planted with *Salix miyabena* 'SX64' along field crops in Québec, Canada." *Biomass and Bioenergy* **105**: 219-229.

Hickey, M. B. C. and B. Doran (2004). "A Review of the Efficiency of Buffer Strips for the Maintenance and Enhancement of Riparian Ecosystems." *Water Quality Research Journal* **39**(3): 311-317.

Higgins, S. F., et al. (2016). "Kentucky Nutrient Management Planning Guidelines (KyNMP)[2016]."

IBIS France (2021). *Bandes enherbées*.

Indiana State Department of Agriculture (2023). "Conservation Reserve Enhancement Program." Retrieved 2 juillet, 2023, from <https://www.in.gov/isda/divisions/soil-conservation/conservation-reserve-enhancement-program/>.

Indiana State Department of Agriculture (2023). "Conservation Reserve Enhancement Program: Approved Practices ". Retrieved 29/05, 2023, from <https://www.in.gov/isda/divisions/soil-conservation/conservation-reserve-enhancement-program/approved-practices-and-incentives/>.

Iowa Department of Natural Resources (2008). *Separation Distances for Land Application of Manure* D. M. State of Iowa, IA, USA.

Kansas Department of Agriculture (2023). "Water Conservation Programs."

Kansas Department of Health and Environment (2010). *Kansas Technical Standards for Nutrient Management – Revised 2010*. Kansas state.

Karin Wendt (2000). *QuikChem® Method 10-107-04-1-A Determination of nitrate/nitrite in surface and wastewaters by flow injection analysis*, Lachat Instruments 6645 West Mill Road Milwaukee, WI 53218-1239 USA.

Knoben, W. J., et al. (2019). "Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores." *Hydrology and Earth System Sciences* **23**(10): 4323-4331.

Koskinen, M., et al. (2017). "Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus." *Science of the Total Environment* **586**: 858-869.

Kovacic, D. A., et al. (2000). "Effectiveness of Constructed Wetlands in Reducing Nitrogen and Phosphorus Export from Agricultural Tile Drainage." *Journal of Environmental Quality* **29**(4): 1262-1274.

Kuglerová, L., et al. (2020). "Cutting Edge: A Comparison of Contemporary Practices of Riparian Buffer Retention Around Small Streams in Canada, Finland, and Sweden." *Water Resources Research* **56**(9).

Kynkäänniemi, P., et al. (2013). "Phosphorus Retention in a Newly Constructed Wetland Receiving Agricultural Tile Drainage Water." *Journal of Environmental Quality* **42**(2): 596-605.

La Financière agricole du Québec (2023). "Initiative ministérielle de rétribution des pratiques agroenvironnementales (RPA)." Retrieved 29/05, 2023, from [https://www.fadq.qc.ca/initiative-ministerielle-de-retribution-des-pratiques-agroenvironnementales/description#:~:text=L'Initiative%20minist%C3%A9rielle%20de%20r%C3%A9tribution,La%20Financi%C3%A8re%20agricole%20\(FADQ\).](https://www.fadq.qc.ca/initiative-ministerielle-de-retribution-des-pratiques-agroenvironnementales/description#:~:text=L'Initiative%20minist%C3%A9rielle%20de%20r%C3%A9tribution,La%20Financi%C3%A8re%20agricole%20(FADQ).)

Lacas, J.-G., et al. (2005). "Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review." *Agronomy for Sustainable Development* **25**(2): 253-266.

Lavallée, S., M.-A. Racicot, V. Dupont, (2020). Possibilités et limites de l'encadrement juridique de la protection des rives, du littoral et des plaines inondables au Québec: 291.

Le Bissonnais, Y., et al. (2004). "Grass strip effects on runoff and soil loss." *Agronomie* **24**(3): 129-136.

Le sillon belge (2018). "Zones d'habitat, grandes cultures et produits phytosanitaires: vers une meilleure cohabitation grâce aux MAEC ?" *Le Sillon Belge*.

Lebon, N. (2021). Modéliser et analyser l'effet cumulé agro-hydrologique des retenues d'eau dans les bassins versants agricoles, Montpellier SupAgro.

Lee, P., et al. (2004). "Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States." *Journal of Environmental Management* **70**(2): 165-180.

Les bandes riveraines du Québec (2022). "Trois grandes familles." from <https://www.bandesperiveraines.quebec/trois-grandes-familles/>.

Liu, X. M., et al. (2008). "Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis." *Journal of Environmental Quality* **37**(5): 1667-1674.

Lynch, J. A., et al. (1985). "Best management practices for controlling nonpoint-source pollution on forested watersheds." *Journal of Soil and Water Conservation* **40**(1): 164-167.

Magette, W. L., et al. (1989). "Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips." *Transactions of the ASAE* **32**(2): 663-0667.

Mai, J., et al. (2020). "Convenient Access to Archived Predictions." *Bulletin of the American Meteorological Society* **101**(3): 233-236.

Maine Department of Agriculture, F. a. R. R. (1999). " Standard for water quality protection, 1."

MAPAQ (2015). "Bande riveraine élargie : un petit pas sur la largeur, un grand pas pour vos champs et vos cours d'eau." MAPAQ.

Maryland Department of Agriculture (2023). "Maryland's Conservation Buffer Initiative." Retrieved 9 juillet, 2023, from https://mda.maryland.gov/resource_conservation/Pages/conservation-buffer-initiative.aspx.

Massachusetts Pesticide Board (2000). Standards for application.

Matott, L. S. (2017). "OSTRICH—an optimization software toolkit for research involving computational heuristics documentation and user's guide version 17.12. 19." *University at Buffalo Center for Computational Research* **1**: 79.

McCool, D., et al. (1987). "Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation." *Transactions of the ASAE* **30**(5): 1387-1396.

McCool, D. K., et al. (1989). "Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation." *Transactions of the ASAE* **32**(5): 1571-1576.

McGuinness, J. L. and E. F. Bordne (1972). A comparison of lysimeter-derived potential evapotranspiration with computed values, US Department of Agriculture.

MELCCFP (2022). Suivi physicochimique des rivières et du fleuve de 2000 à 2021. Q. Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.

MELCCFP (2023). "Fonctions écologiques de la bande riveraine." Retrieved 12/05/2023, 2023, from https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQBR/fonctions.htm.

MELCCFP (2023). "Votre cours d'eau, Une valeur à préserver en milieu agricole." from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/agricole/index.htm>.

Melccfp (2024). "Bandes riveraines."

Messiga, A. J., et al. (2011). "Tillage practices of a clay loam soil affect soil aggregation and associated C and P concentrations." *Geoderma* **164**(3-4): 225-231.

Michaud, A., et al. (2021). Inventaire des données et caractérisation initiale du bassin versant du ruisseau Au Castor. Rapport final. I. d. r. e. d. d. e. a. i. (IRDA): 52.

Michigan Commission of Agriculture & Rural Development (2022). Generally Accepted Agricultural and Management Practices for Nutrient Utilization M. D. o. a. a. r. development.

Minnesota Board of Water and Soil Resources (2019). "Grant Profile: Buffer Law Implementation." Retrieved 6 juin, 2023, from <https://bwsr.state.mn.us/grant-profile-buffer-law-implementation>.

Mississippi Department of Agriculture and Commerce (2009). Agriculture aviation licensing law of 2009.

Moriasi, D. N., et al. (2007). "Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations." *Transactions of the ASABE* **50**(3): 885-900.

Mosier, T. M., et al. (2016). "How much cryosphere model complexity is just right? Exploration using the conceptual cryosphere hydrology framework." *The Cryosphere* **10**(5): 2147-2171.

Nash, J. E. and J. V. Sutcliffe (1970). "River flow forecasting through conceptual models part I— A discussion of principles." *Journal of Hydrology* **10**(3): 282-290.

Natural Resources Conservation Service (2002). "Conservation Practice Standard - Arizona - Nutrient Management." Retrieved 30 Juin, 2023, from <https://www.nrcs.usda.gov/conservation-basics/conservation-by-state/arizona>.

Natural Resources Conservation Service (2013). Conservation Practice Standard - Nutrient Management - Indiana. Indiana State.

Natural Resources Conservation Service (2018). "Environmental Quality Incentives Program." Retrieved 29/05, 2023, from <https://www.nrcs.usda.gov/programs-initiatives/eqip-environmental-quality-incentives>.

Nebraska Department of Agriculture (2023). Nebraska Buffer Strip Program. N. state.

NEMI (S.D). "Standard Methods: 4500-P E: Phosphorus by Ascorbic Acid." Retrieved May 30, 2024, from https://www.nemi.gov/methods/method_summary/7436/#:~:text=4500%2DP%20E.,Ascorbic%20Acid%20Method&text=This%20method%20is%20most%20suited%20for%20measuring%20ph

osphorus%20in%20water.&text=Arsenates%20react%20with%20the%20molybdate,to%20that%20formed%20with%20phosphate.

New Brunswick Environment and Local Government (2016). "Watershed Protection." Retrieved 29/05, 2023, from https://www2.gnb.ca/content/gnb/en/departments/elg/environment/content/land_waste/content/reference_manual/watershed_protection.html.

Nigel, R., et al. (2014). "An extended riparian buffer strip concept for soil conservation and stream protection in an agricultural riverine area of the La Chevrotière River watershed, Québec, Canada, using remote sensing and GIS techniques." *Canadian Water Resources Journal* **39**(3): 285-301.

Noël, P., et al. (2014). "Algorithm for Delineating and Extracting Hillslopes and Hillslope Width Functions from Gridded Elevation Data." *Journal of Hydrologic Engineering* **19**(2): 366-374.

Norris, V. (1993). "The use of buffer zones to protect water quality: A review." *Water Resources Management* **7**(4): 257-272.

North Carolina Department of Environment & Natural Resource (2009). Protecting Trout waters. North Carolina Department of Environment & Natural Resource.

North Carolina Department of Environmental Quality (2020). Neuse River Basin: nutrient sensitive waters management strategy: protection and maintenance of existing riparian buffers, in: North Carolina Department of Environmental Quality. North Carolina Government.

North Carolina Division of Water Quality (s.d). Understanding Buffer Rules. North Carolina Government.

Oklahoma Cooperative Extension Service (2017). "Riparian buffer system for Oklahoma." from [https://extension.okstate.edu/fact-sheets/riparian-buffer-systems-for-oklahoma.html#:~:text=The%20optimal%20RBS%20has%20three,excess%20sediment%20\(Zone%203\)](https://extension.okstate.edu/fact-sheets/riparian-buffer-systems-for-oklahoma.html#:~:text=The%20optimal%20RBS%20has%20three,excess%20sediment%20(Zone%203).).

Omernik, J. M., et al. (1981). "Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships." *Journal of Soil and Water Conservation* **36**(4): 227-231.

Oudin, L., et al. (2005). "Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model?: Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling." *Journal of Hydrology* **303**(1-4): 290-306.

Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne (2013). Règlement (Ue) No 1306/2013 du Parlement Européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au financement, à la gestion et au suivi de la politique agricole commune et abrogeant les règlements (CEE) no 352/78, (CE) no 165/94, (CE) no 2799/98, (CE) no 814/2000, (CE) no 1200/2005 et no 485/2008 du Conseil. J. o. d. l. U. Européenne.

Pascale Biron, N. S., Tania Couture (2023). Restaurer la dynamique hydrogéomorphologique des cours d'eau en milieu agricole bassin versant du ruisseau au castor.

Patty, L., et al. (1997). "The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water." *Pesticide Science* **49**(3): 243-251.

Paul F. Hoekstra, C. H. (2017). White paper on vegetative buffers, Syngenta Canada Inc. and Synthesis Agri-Food Network, (Guelph, Ontario).

Penn State Extension (2006). Nutrient Management Legislation in Pennsylvania: a summary of the 2006 regulations. S. C. Penn State University, PA, USA.

Pilon, C., et al. (2017). "Long-term effects of grazing management and buffer strips on soil erosion from pastures." *Journal of Environmental Quality* **46**(2): 364-372.

Polyakov, V., et al. (2005). "Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review." *Environmental Reviews* **13**(3): 129-144.

Prince Edward Island Legislative Counsel Office (2021). Environmental protection act watercourse and wetland protection regulations.

Prince Edward Island Legislative Counsel Office (2022). Environmental protection act. G. o. P. E. Island.

Prosser, R., et al. (2020). "A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas." *Journal of Environmental Management* **261**: 110210.

Rao, C. S., et al. (2017). "Farm ponds for climate-resilient rainfed agriculture." *Current Science*: 471-477.

Ratté-Fortin, C., et al. (2019). "Evaluating the effects of BMPs on agricultural contaminants using a novel method accounting for uncertainty in water flow and contaminant loads." *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* **44**(3): 263-279.

Renard, K. G. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), United States Government Printing.

Ribeiro Neto, G. G., et al. (2022). "Drought Cycle Analysis to Evaluate the Influence of a Dense Network of Small Reservoirs on Drought Evolution." *Water Resources Research* **58**(1).

Rice, P. J., et al. (2001). "Runoff loss of pesticides and soil: a comparison between vegetative mulch and plastic mulch in vegetable production systems." *Journal of Environmental Quality* **30**(5): 1808-1821.

Richard A. Cooksey, J. M. F., Steven W. Koehn, Brian M. Le Couteur, Richard M. Leouteur, Richard Lowrance, William Lucas, Nancy A. Myers, Roxane S. Palone, James L. Robinson, Gordon Stuart, Karen J. Sykes, Robert Tjaden, Albert H. Todd, (1998). Chesapeake Bay riparian handbook: a guide for establishing and maintaining riparian forest buffers. United States Department of agriculture.

Ritchie, J. C. (2000). "Combining 137 Cs and topographic surveys for measuring soil erosion/deposition patterns in a rapidly accreting area1." *Acta Geologica Hispanica*: 207-212.

Roberts, M. T., et al. (2023). "Mitigating floods and attenuating surface runoff with temporary storage areas in headwaters." *WIREs Water* **10**(3).

Rogelis, M. C., et al. (2016). "Hydrological model assessment for flood early warning in a tropical high mountain basin." *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*: 1-36.

Rosa, L., et al. (2020). "Potential for sustainable irrigation expansion in a 3 °C warmer climate." *Proceedings of the National Academy of Sciences* **117**(47): 29526-29534.

Rose, C. W., et al. (2002). "Overland flow to and through a segment of uniform resistance." *Journal of Hydrology* **255**(1-4): 134-150.

Rousseau, A., et al. (2016). État de la situation hydrologique et propositions d'aménagements pour la baie de Lavallière et le bassin versant de la rivière Pot au Beurre. Version finale. T. T. INRS: 87.

Rousseau, A. N., et al. (2011). "PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models." *Water News-Official Magazine of the Canadian Water Resources Association* **31**(1): 18-20.

Sahu, M. and R. R. Gu (2009). "Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality." *Ecological Engineering* **35**(8): 1167-1177.

Santé Canada (2017). "Déclaration de Santé Canada – Décision de réévaluation définitive concernant le glyphosate." from https://www.canada.ca/fr/sante-canada/nouvelles/2017/04/declaration_de_santecanadadecisiondereevaluationdefinitiveconcer.html.

Santé Canada (2023). "Calculateur de zones tampons de pulvérisation." from <https://health.canada.ca/fr/pesticides/intro-calculateur>.

Sargac, J., et al. (2021). "Forested riparian buffers change the taxonomic and functional composition of stream invertebrate communities in agricultural catchments." *Water (Switzerland)* **13**(8).

Schmitt, T. J., et al. (1999). *Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants*, Wiley Online Library.

Schoonover, J. E., et al. (2005). "Nutrient attenuation in agricultural surface runoff by riparian buffer zones in southern Illinois, USA." *Agroforestry Systems* **64**: 169-180.

South Dakota Department of Revenue (2022). "Deadline for riparian buffer strip program approaching." from <https://dor.sd.gov/newsroom/deadline-for-riparian-buffer-strip-program-approaching/>.

South Dakota Department of Revenue (2023). "Riparian Buffer Strip Classification Application Deadline." Retrieved 15 juin, 2023, from <https://dor.sd.gov/calendar/riparian-buffer-strip-classification-application-deadline/>.

Sovell, L. A., et al. (2000). "Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of Southeastern Minnesota, USA, streams." *Environmental Management* **26**(6): 629-641.

Standen, K., et al. (2020). "In-Channel Managed Aquifer Recharge: A Review of Current Development Worldwide and Future Potential in Europe." *Water (Switzerland)* **12**(11): 3099.

State of Maryland (2004). *Maryland Nutrient Management Law*.

State of New Hampshire (2004). *Restrictions on the Application of Pesticides by Commercial Applicators and Permittees*.

Steve Bradbury, T. I., Dana Schweitzer, (2019). *Establishing and Managing Pollinator Habitat on Saturated Riparian Buffers*. I. S. University.

Stewart, A. R. S., Franz B., Fomradas K., Hilliard C. et S. Hall (2010). *Manuel de conception des bandes tampons dans les prairies canadiennes* Agriculture and Agri-Food Canada= Agriculture et agroalimentaire Canada.

Stutter, M., et al. (2021). "The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: A review." *Science of the Total Environment* **757**: 143982.

Swartz, T. M. and J. R. Miller (2021). "The American Pond Belt: an untold story of conservation challenges and opportunities." *Frontiers in Ecology and the Environment* **19**(9): 501-509.

Texas Department of Agriculture (2023). "Regulated Herbicide Counties." from <https://www.texasagriculture.gov/Regulatory-Programs/Pesticides/Regulated-Herbicides/Regulated-Herbicides-Counties>.

Tiemeyer, B., et al. (2007). "MHYDAS-DRAIN: A spatially distributed model for small, artificially drained lowland catchments." *Ecological Modelling* **209**(1): 2-20.

Tiwari, H., et al. (2012). "MATLAB Programming solution for critical and normal depth in trapezoidal channels." *Int. J. Eng. Res. Tech* **1**: 1-3.

Transforming Drainage (2018). "Saturated Buffers." Retrieved 27/05, 2023, from <https://transformingdrainage.org/practices/saturated-buffers/>.

Turcotte, R., et al. (2001). "Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network." *Journal of Hydrology* **240**(3-4): 225-242.

Turcotte, R., et al. (2007). "Operational analysis of the spatial distribution and the temporal evolution of the snowpack water equivalent in southern Québec, Canada." *Hydrology Research* **38**(3): 211-234.

Turcotte, R., et al. (2003). "A process-oriented, multiple-objective calibration strategy accounting for model structure." *Calibration of watershed models* **6**: 153-163.

Turmel-Courchesne, L. C.-L., L.; Bourgeois, B.; Poulin, M. (2024). Aménagement de la végétation riveraine en milieu agricole.

United States Department of agriculture (2018). Natural Resources Conservation Service Conservation Practice Standard - Riparian Herbaceous Cover - Code 390. W. United States Department of agriculture, DC, USA.

United States District Court Western District of Washington at Seattle (2004). "Washington toxics coalition buffer order."

US EPA (2022). "Assessing Pesticides under the Endangered Species Act." from <https://www.epa.gov/endangered-species/assessing-pesticides-under-endangered-species-act>.

US EPA (2022). "Introduction to Pesticide Labels." from <https://www.epa.gov/pesticide-labels/introduction-pesticide-labels>.

US EPA (2023). "How to Comply with Requirements to Protect California Red-legged Frog from Pesticides." Retrieved 08 juillet, 2023, from <https://www.epa.gov/endangered-species/how-comply-requirements-protect-california-red-legged-frog-pesticides>.

US EPA (2023). "State and Territorial Pesticide Agencies." from <https://www.epa.gov/pesticide-advisory-committees-and-regulatory-partners/state-and-territorial-pesticide-agencies>.

Uusi-Kämpä, J., et al. (2000). "Buffer Zones and Constructed Wetlands as Filters for Agricultural Phosphorus." *Journal of Environmental Quality* **29**(1): 151-158.

Van Dijk, P., et al. (1996). "Retention of water and sediment by grass strips." *Hydrological Processes* **10**(8): 1069-1080.

Vermont Agency of Agriculture Food and Markets (2018). "Conservation reserve enhancement program/grassed waterways." from <https://agriculture.vermont.gov/crep>.

Villeneuve, J., et al. (1998). "Rapport Final du Projet GIBSI: Gestion de l'Eau des Bassins Versants à l'Aide d'un Système Informatisé." Mars **1**.

Virginia Department of Conservation and Recreation (2009). *Resource Protection Area: Buffer Area Encroachments*. p.-. Department of Conservation and Recreation (Ed.).

Vormeier, P., et al. (2023). "Width of vegetated buffer strips to protect aquatic life from pesticide effects." *Water Research* **231**: 119627.

Wall, G., et al. (2002). Équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada. Manuel pour l'évaluation des pertes de sol causées par l'érosion hydrique au Canada. A. E. A. Canada): 117.

Webber, D. F., et al. (2010). "Livestock grazing and vegetative filter strip buffer effects on runoff sediment, nitrate, and phosphorus losses." *Journal of Soil and Water Conservation* **65**(1): 34-41.

Wischmeier, W. H. and D. D. Smith (1978). *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*, Department of Agriculture, Science and Education Administration.

Wood, B., et al. (1999). *Seasonal surface runoff losses of nutrients and metals from soils fertilized with broiler litter and commercial fertilizer*, Wiley Online Library.

WWF – Danube-Carpathian Programme Bulgaria (2018). " Restoration and management of riparian forest habitats in Bulgaria."

Yalin, M. S. (1963). "An expression for bed-load transportation." *Journal of the Hydraulics Division* **89**(3): 221-250.

Yuan, Y., et al. (2002). "Cost effectiveness of agricultural BMPs for sediment reduction in the Mississippi Delta." *Journal of Soil and Water Conservation* **57**(5): 259-267.

Zhang, X., et al. (2010). "A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution." *Journal of Environmental Quality* **39**(1): 76-84.

8 Annexe 1 : Mots clés et groupe de mots clé utilisés pour la recherche de la littérature dans les bases de données

8.1 Scopus

8.1.1 Bandes riveraines

TITLE-ABS-KEY (riparian AND buffer AND strips) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE, «English») OR LIMIT-TO (LANGUAGE, «French»)) → 531 Résultats

8.1.2 Voies enherbées ou voies engazonnées

TITLE-ABS-KEY (grassed AND waterway*) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE, «English») OR LIMIT-TO (LANGUAGE, «French»)) → 179 Résultats / 11 Dupliqués / Reste 168.

* Les 11 littératures dupliquées sont libellées « Bandes riveraines & Voies enherbées ».

8.1.3 Milieux humides

TITLE-ABS-KEY (Wetland*) AND TITLE-ABS-KEY (Agricultur* OR Farm*) AND TITLE-ABS-KEY (Field*) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE, "English")) OR LIMIT-TO (LANGUAGE, «French»)) → 1107 Résultats / 11 Dupliqués / Reste 1096

8.1.4 Ouvrages de captage / Collinaires

TITLE-ABS-KEY ("Retention ponds" OR "Catchment work") AND (LIMIT-TO (LANGUAGE , "English") OR LIMIT-TO (LANGUAGE , "«French»")) AND (EXCLUDE (SUBJAREA , "ARTS") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "PSYC")) → 569 Résultats / 6 Dupliqués / Reste 563

8.2 Web of sciences

8.2.1 Bandes riveraines

ALL=(“Riparian buffer strips”) NOT WC=(“Energy fuels”) NOT WC=(“Biotechnology applied microbiology*”) → 182 Résultats / 130 dupliqués / Reste 52

8.2.2 Voies enherbées ou voies engazonnées

ALL=(“grassed waterways”) → 117 Résultats / 78 dupliqués / Reste 39

* 10 parmi les 78 littératures dupliquées sont libellées « Bandes riveraines & Voies enherbées ».

8.2.3 Milieux humides

ALL=(Wetland*) AND ALL=(Agricultur* OR Farm*) AND ALL=(Field*)

Refined by: LANGUAGES: (ENGLISH OR FRENCH) AND WEB OF SCIENCE CATEGORIES: (WATER RESOURCES OR SOIL SCIENCE OR AGRONOMY OR AGRICULTURE MULTIDISCIPLINARY OR AGRICULTURAL ENGINEERING) → 1226 Résultats / 215 Dupliqués / Reste 1011

8.2.4 Ouvrages de captage / Collinaires

ALL=(“Retention ponds” OR “Catchment work”) / 277 Résultats / 0 duplication / Reste 277

8.3 Google scholar

8.3.1 Bandes riveraines

Mots clé : Riparian buffer strips → 31 700 Résultats / 300 Premiers résultats / 88 Dupliqués / Reste 212

8.3.2 Voies enherbées ou voies engazonnées

Mots clé : Grassed waterways → 26100 / 300 Premiers résultats / 57 Dupliqués / Reste 243

8.3.3 Milieux humides

Mots clé : Wetland* AND Agricultur* OR Farm* AND Field* → 3250 Résultats / 300 Premiers Résultats / 19 Dupliqués / Reste 281

8.3.4 Ouvrages de captage / Collinaires

Mots clé : ="Retention ponds" OR "Catchment work" → 13800 Résultats / 300 Premiers Résultats / 77 Dupliqués / Reste 223

9 Annexe 2 : Mots clés et groupe de mots clé utilisés pour la recherche de la littérature sur les sites web institutionnels

9.1 Bandes riveraines

Tableau 47 – Littérature grise considérée relative aux bandes riveraines

		Bandes riveraines			
		Trouvés	Explorés	Gardés	
Québec	1	Ministère de l'environnement	5700	30	10
	2	Ministère de l'agriculture (MAPAQ)	307	30	12
	3	Organisme de bassins versant	38	30	16
	4	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement	1	1	0
	5	Bande riveraine	9	9	8
	6	Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ)	2	2	0
	7	Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec	4	4	0
Canada	1	Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)	358	30	7
	2	Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAFC)	26	26	17
	3	Fédération canadienne de l'agriculture (FCA)	—	—	—
	4	Canards Illimités Canada	—	—	3
	5	Conservation de la nature Canada	6	6	1
États Unis	1	Environmental Protection Agency (US EPA)	28158	30	18
	2	U.S Department of agriculture	Inconnu	30	15
	3	United States Geological Survey (USGS)	48	30	28
France	1	Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires	25	25	5
	2	Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire	3	3	0
	3	Institut national de la recherche agronomique (INRAE)	2	2	2
Suisse	1	Office fédéral de l'environnement (OFEV)	13	13	2
	2	Office fédéral de l'agriculture (OFAG)	—	—	—
	3	Association suisse pour l'aménagement des eaux (SWV)	4	4	0
Autres	1	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)	3280	30	11
	2	Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)	5	5	4
			37989	340	159

9.2 Voies enherbées ou voies engazonnées

Tableau 48 - Littérature grise considérée relative aux voies enherbées ou voies engazonnées

		Voies enherbées ou engazonnées			
		Trouvés	Explorés	Gardés	
Québec	1	Ministère de l'environnement	73	30	8
	2	Ministère de l'agriculture (MAPAQ)	49	30	10
	3	Organisme de bassins versant	0	0	0
	4	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement	0	0	0
	5	Bande riveraine	0	0	0
	6	Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ)	0	0	0
	7	Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec	0	0	0
Canada	1	Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)	1	1	1
	2	Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAFC)	0	0	0
	3	Fédération canadienne de l'agriculture (FCA)	—	—	—
	4	Canards Illimités Canada	—	—	1
	5	Conservation de la nature Canada	0	0	0
États Unis	1	Environmental Protection Agency (US EPA)	150527	30	9
	2	U.S Department of agriculture	Inconnu	30	14
	3	United States Geological Survey (USGS)	22	22	11
France	1	Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires	25	25	0
	2	Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire	3	3	2
	3	Institut national de la recherche agronomique (INRAE)	30	30	13
Suisse	1	Office fédéral de l'environnement (OFEV)	1	1	0
	2	Office fédéral de l'agriculture (OFAG)	—	—	—
	3	Association suisse pour l'aménagement des eaux (SWV)	4	4	0
Autres	1	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)	471	30	3
	2	Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)	3	3	0
			151209	239	72

9.3 Milieux humides

Tableau 49 - Littérature grise considérée relative aux milieux humides

		Milieux humides			
		Trouvés	Explorés	Gardés	
Québec	1	Ministère de l'environnement	276	30	11
	2	Ministère de l'agriculture (MAPAQ)	58	30	12
	3	Organisme de bassins versant	0	0	0
	4	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement	1	1	0
	5	Bande riveraine	0	0	0
	6	Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ)	59	30	0
	7	Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec	10	10	0
Canada	1	Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)	925	30	19
	2	Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAFC)	76	30	18
	3	Fédération canadienne de l'agriculture (FCA)	—	—	—
	4	Canards Illimités Canada	18	18	3
	5	Conservation de la nature Canada	100	30	4
États Unis	1	Environmental Protection Agency (US EPA)	79897	30	11
	2	U.S Department of agriculture	Inconnu	30	24
	3	United States Geological Survey (USGS)	152	30	22
France	1	Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires	147	30	12
	2	Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire	24	24	5
	3	Institut national de la recherche agronomique (INRAE)	37	30	7
Suisse	1	Office fédéral de l'environnement (OFEV)	27	27	7
	2	Office fédéral de l'agriculture (OFAG)	—	—	—
	3	Association suisse pour l'aménagement des eaux (SWV)	2	2	0
Autres	1	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)	18800	30	5
	2	Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)	78	30	12
			100687	472	172

9.4 Ouvrages de captage / Collinaires

Tableau 50 - Littérature grise considérée relative aux ouvrages de captage et aux collinaires

		Ouvrages de captage / Collinaires			
		Trouvés	Explorés	Gardés	
Québec	1	Ministère de l'environnement	148	30	12
	2	Ministère de l'agriculture (MAPAQ)	41	30	6
	3	Organisme de bassins versant	0	0	0
	4	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement	0	0	0
	5	Bande riveraine	0	0	0
	6	Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ)	1	1	0
	7	Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec	0	0	0
Canada	1	Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)	48	30	10
	2	Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAFC)	1	1	0
	3	Fédération canadienne de l'agriculture (FCA)	—	—	—
	4	Canards Illimités Canada	—	—	1
	5	Conservation de la nature Canada	0	0	0
États Unis	1	Environmental Protection Agency (US EPA)	94974	30	9
	2	U.S Department of agriculture	Inconnu	30	7
	3	United States Geological Survey (USGS)	66	30	22
France	1	Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires	77	30	9
	2	Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire	11	11	7
	3	Institut national de la recherche agronomique (INRAE)	24	24	8
Suisse	1	Office fédéral de l'environnement (OFEV)	13	13	2
	2	Office fédéral de l'agriculture (OFAG)	—	—	—
	3	Association suisse pour l'aménagement des eaux (SWV)	2	2	0
Autres	1	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)	8360	30	9
	2	Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)	6	6	3
			103772	298	105

10 Annexe 3 : Efficacité des bandes tampons pour la rétention des sédiments

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture sol	Piégeage sédiment (%)
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27.43	4.0	Maïs	—	93
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27.43	4.0	Herbe aux vergers	—	66
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27.43	4.0	Sorgho - herbe du Soudan	—	82
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21.34	4.0	Maïs	—	81
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21.34	4.0	Avoine	—	75
(Hall et al., 1983)	Pennsylvanie, USA	6	14.0	Avoine	Sol limoneux-argileux	76
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9.2	3.0	Fétuque	Sol limoneux sablonneux	82
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9.2	4.0	Fétuque	Sol limoneux sablonneux	82
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9.2	5.0	Fétuque	Sol limoneux sablonneux	86
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	4.6	3.0	Fétuque	Sol limoneux sablonneux	65
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	4.6	4.0	Fétuque	Sol limoneux sablonneux	66
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	4.6	5.0	Fétuque	Sol limoneux sablonneux	72
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9.1	11.0	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	95
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	4.6	11.0	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	87
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9.1	16.0	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	88
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	4.6	16.0	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	76
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9.1	5.0	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	58
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	4.6	5.0	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	31
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9.1	11.0	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	98
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	4.6	11.0	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	86
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9.1	16.0	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	70
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	4.6	16.0	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	53
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9.1	5.0	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	93
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	4.6	5.0	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	83
(Magette et al., 1989)	Maryland, USA	9.2	3.0	Fétuque	Sol limoneux sablonneux	82
(Magette et al., 1989)	Maryland, USA	4.6	3.0	Fétuque	Sol limoneux sablonneux	66
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	26.8	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	41
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	36.4	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	87
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4.2	0.8	Fétuque du Kentucky	Sol limoneux sableux	38
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4.2	1.4	Fétuque du Kentucky	Sol limoneux sableux	57
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8.4	1.1	Fétuque du Kentucky	Sol limoneux sableux	59
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4.2	4.2	Fétuque du Kentucky	Sol limono-argilo-sableux	58
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8.4	5.2	Fétuque du Kentucky	Sol limono-argilo-sableux	74
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8.4	4.8	Fétuque du Kentucky	Sol limono-argilo-sableux	67

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture sol	Piégeage sédiment (%)
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	3.1	3.0	Fétuque	Sol limoneux	37
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	6.1	3.0	Fétuque	Sol limoneux	34
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	9.2	3.0	Fétuque	Sol limoneux	17
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	15.2	3.0	Fétuque	Sol limoneux	44
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	21.4	3.0	Fétuque	Sol limoneux	48
(Coyne et al., 1995)	Kentucky, USA	3	9.0	Fétuque de grande taille / Pâturin des prés	Sol limoneux	99
(Coyne et al., 1995)	Kentucky, USA	3	9.0	Fétuque de grande taille / Pâturin des prés	Sol limoneux	99
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	84
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	88
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	44
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	57
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	100
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	65
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	98
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	86
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	4.9	Fétuque	Limon argilo-sableux	59
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	4.9	Fétuque	Limon argilo-sableux	61
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	2.1	Fétuque	Limon argilo-sableux	45
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	2.1	Fétuque	Limon argilo-sableux	57
(Robinson et al., 1996)	Iowa, USA	3	7.0	Brome	Sol limoneux	70
(Robinson et al., 1996)	Iowa, USA	3	12.0	Brome	Sol limoneux	80
(Robinson et al., 1996)	Iowa, USA	9.1	7.0	Brome	Sol limoneux	85
(Robinson et al., 1996)	Iowa, USA	9.1	12.0	Brome	Sol limoneux	85
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	1	2.9	Jeune herbe	—	50
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	4	2.9	Jeune herbe	—	79
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	5	2.9	Jeune herbe	—	60
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	10	2.9	Jeune herbe	—	92
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	5	1.3	Jeune herbe	—	69
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	10	1.3	Jeune herbe	—	97
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	10	2.4	Jeune herbe	—	84
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	5	4.7	Jeune herbe	—	92
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	10	4.7	Herbe vielle	—	98
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	1	4.7	Herbe vielle	—	58
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	4	4.7	Herbe vielle	—	89
(Van Dijk et al., 1996)	Pays-Bas	5	3.9	Herbe vielle	—	75

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture sol	Piégeage sédiment (%)
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	10.0	Ivraie	Sol limoneux	87
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	10.0	Ivraie	Sol limoneux	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	10.0	Ivraie	Sol limoneux	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	7.0	Ivraie	Sol limoneux	99
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	7.0	Ivraie	Sol limoneux	99
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	7.0	Ivraie	Sol limoneux	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	15.0	Ivraie	Sol limoneux	91
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	15.0	Ivraie	Sol limoneux	97
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	15.0	Ivraie	Sol limoneux	98
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	4.57	9.0	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	97
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	9.14	9.0	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	99.9
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	13.72	9.0	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	99.7
(Coyne et al., 1998)	Kentucky, USA	9	9.0	Fétuque de grande taille / Pâturin des prés	Sol limoneux	98
(Coyne et al., 1998)	Kentucky, USA	4.5	9.0	Fétuque de grande taille / Pâturin des prés	Sol limoneux	96
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	6.1	3.0	Fétuque	Sol limoneux	70
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	12.2	3.0	Fétuque	Sol limoneux	90
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	18.3	3.0	Fétuque	Sol limoneux	98
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	0.5	3.0	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	85
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	1	3.0	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	90
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	2	3.0	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	90
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	3	3.0	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	90
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	4	3.0	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	96
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3.0	Panic érigé	Sol limono-argileux	78
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3.0	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-argileux	75
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3.0	Panic érigé	Sol limono-argileux	78
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3.0	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-argileux	75
(Munoz-Carpena et al., 1999)	Caroline du Nord, USA	4.3	6.0	Fétuque, graminées	Sol limoneux	89
(Munoz-Carpena et al., 1999)	Caroline du Nord, USA	4.3	6.0	Fétuque, graminées	Sol limoneux	98
(Munoz-Carpena et al., 1999)	Caroline du Nord, USA	4.3	6.0	Fétuque, graminées	Sol limoneux	97
(Munoz-Carpena et al., 1999)	Caroline du Nord, USA	4.3	6.0	Fétuque, graminées	Sol limoneux	57
(Munoz-Carpena et al., 1999)	Caroline du Nord, USA	4.3	6.0	Fétuque, graminées	Sol limoneux	89
(Munoz-Carpena et al., 1999)	Caroline du Nord, USA	8.5	6.0	Fétuque, graminées	Sol limoneux	93
(Munoz-Carpena et al., 1999)	Caroline du Nord, USA	8.5	6.0	Fétuque, graminées	Sol limoneux	93
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	7.5	6.5	Sorgho	Sol limono-argileux	80
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	6.5	Sorgho	Sol limono-argileux	93

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture sol	Piégeage sédiment (%)
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	7.5	6.5	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	95
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	6.5	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	99
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	7.5	6.5	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	85
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	6.5	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	96
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	7.5	6.5	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	88
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	6.5	Herbe-arbrisseau, 2 ans	Sol limono-argileux	94
(Sheridan et al., 1999)	Géorgie, USA	8	3.5	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	78
(Sheridan et al., 1999)	Géorgie, USA	8	3.5	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	79
(Sheridan et al., 1999)	Géorgie, USA	8	3.5	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	82
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7.1	5.0	Panic érigé	Sol limono-argileux	70
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16.3	5.0	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	94
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7.1	5.0	Panic érigé	Sol limono-argileux	70
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16.3	5.0	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	92
(Fasching and Bauder 2001)	Montana, USA	12.2	4	Agropyre et Brome	Sol limono-argileux	68
(Appelboom et al. 2002)	Caroline du nord, USA	0.9		Bande herbeuse	Sablo-limoneux	56
(Arora et al., 2003)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	87
(Arora et al., 2003)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	90
(Boyd et al., 2003)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	78
(Boyd et al., 2003)	Iowa, USA	20.1	2.0	Brome	Limon argileux silteux	91
(Fiener and Auerswald 2003)	Munich, Allemagne	35	9.3	Chiendent, Avoine, Saule etc	Sol limoneux	97
(Fiener and Auerswald 2003)	Munich, Allemagne	17.5	9	Chiendent, Vergerette, Avoine, Ortie	Sol limoneux	77
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	7.1	5.0	Panic érigé	Sol limono-argileux	95
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	16.3	5.0	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	97
(McKergow et al., 2003)	W. AUS		2.0	Mauvaises herbes	Sol limoneux	93
(Mickelson et al., 2003)	Iowa, USA	4.6	4.6	Brome inerme, pâturin des prés	Sol limono-argileux	71
(Mickelson et al., 2003)	Iowa, USA	9.1	4.6	Brome inerme, pâturin des prés	Sol limono-argileux	87
(Abu-Zreig et al., 2004)	Ontario, Canada	2	2.3	Fétuque, légumineuse	Sol limoneux	74
(Abu-Zreig et al., 2004)	Ontario, Canada	5	2.3	Fétuque, légumineuse	Sol limoneux	81
(Abu-Zreig et al., 2004)	Ontario, Canada	5	2.3	Ivraie vivace	Sol limoneux	82
(Abu-Zreig et al., 2004)	Ontario, Canada	5	2.3	Sol nu	Sol limoneux	26
(Abu-Zreig et al., 2004)	Ontario, Canada	5	5.0	Graminées indigènes	Sol limoneux	86
(Abu-Zreig et al., 2004)	Ontario, Canada	10	2.3	Fétuque, légumineuse	Sol limoneux	92
(Abu-Zreig et al., 2004)	Ontario, Canada	15	2.3	Fétuque, légumineuse	Sol limoneux	91
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	0.7	5.0	Fétuque	Sol limoneux	80
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5.0	Fétuque	Sol limoneux	93
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5.0	Fétuque	Sol limoneux	97

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture sol	Piégeage sédiment (%)
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	0.7	5.0	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	92
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5.0	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	95
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5.0	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	98
(Borin et al., 2005)	North-East ITALY	5	1.8	Rangée d'arbre et d'arbustes	Sol limoneux	94
(Kronvang et al., 2005)	Norvège	5	13.0	Chiendent, Cirse	Sol limoneux	85
(Kronvang et al., 2005)	Norvège	10	13.0	Chiendent, Cirse	Sol limoneux	90
(Kronvang et al., 2005)	Norvège	5	13.0	Chiendent, Cirse	Sol limono-argileux	60
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	0.7	5.0	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	72
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5.0	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	91
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5.0	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	97
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	0.7	5.0	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	93
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5.0	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	97
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5.0	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	99
(Deletic and Fletcher 2006)	Brisbane, Australie	24	1.6	Rigole herbeuse	Argile limoneuse	74.6
(Deletic and Fletcher 2006)	Brisbane, Australie	24	1.6	Rigole herbeuse	Argile limoneuse	57.4
(Deletic and Fletcher 2006)	Brisbane, Australie	24	1.6	Rigole herbeuse	Argile limoneuse	87.7
(Deletic and Fletcher 2006)	Brisbane, Australie	24	1.6	Rigole herbeuse	Argile limoneuse	67.2
(Deletic and Fletcher 2006)	Brisbane, Australie	24	1.6	Rigole herbeuse	Argile limoneuse	59.1
(Deletic and Fletcher 2006)	Ecosse, Royaumes Unis	6.2	7.8	Bande herbeuse	Limon	77
(Deletic and Fletcher 2006)	Ecosse, Royaumes Unis	6.2	7.8	Bande herbeuse	Limon	76
(Deletic and Fletcher 2006)	Ecosse, Royaumes Unis	6.2	7.8	Bande herbeuse	Limon	63
(Deletic and Fletcher 2006)	Ecosse, Royaumes Unis	6.2	7.8	Bande herbeuse	Limon	61
(Deletic and Fletcher 2006)	Ecosse, Royaumes Unis	6.2	7.8	Bande herbeuse	Limon	75
(Deletic and Fletcher 2006)	Ecosse, Royaumes Unis	6.2	7.8	Bande herbeuse	Limon	86
(Popov et al., 2006)	Nouvelle-Galles du Sud AUSTRALIE	4	5.3	Herbe	Sol argilo-limoneux	63
(Popov et al., 2006)	Nouvelle-Galles du Sud AUSTRALIE	4	5.3	Herbe	Sol argilo-limoneux	44
(Popov et al., 2006)	Nouvelle-Galles du Sud AUSTRALIE	4	5.3	Herbe	Sol argilo-limoneux	55
(Ziegler et al., 2006)	THA	30	10.0	Carex	Sol limono-sableux	79
(Babalola et al. 2007)	Nigeria	10	7	Vétiver	—	66
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	13.9	3.7	Brome couché	Sol limoneux	100
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	16.1	4.3	Brome couché	Sol limoneux	100
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	16	4.1	Brome couché	Sol limoneux	100
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	13.4	3.8	L'ortie royale, le prunier	Sol limoneux	100
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	12.9	3.7	L'ortie du prunier	Sol limoneux	100
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	10.6	3.9	Brome inerme, Prunus	Sol limoneux	100
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	10.7	3.7	Brome inerme, Prunus	Sol limoneux	100

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture sol	Piégeage sédiment (%)
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	10.2	3.8	Le brome duveteux, le prunier	Sol limoneux	99
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	8.3	4.2	Brome couché, Prunus	Sol limoneux	100
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	4.6	5.3	Brome inerme	Sol limono-argileux	91
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	4.6	5.3	Brome inerme	Sol limono-argileux	85
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	4.6	5.3	Brome inerme	Sol limono-argileux	33
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	4.6	5.3	Brome inerme	Sol limono-argileux	29
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2.28	9.5	Brome inerme	Sol limoneux	47
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2.28	9.5	Brome inerme	Sol limoneux	62
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2.28	9.5	Brome inerme	Sol limoneux	68
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2.28	9.5	Brome inerme	Sol limoneux	26
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2.28	9.5	Brome inerme	Sol limoneux	88
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2.28	9.5	Brome inerme	Sol limoneux	15
(Helmers et al., 2012)	Iowa, USA	57.9	8.0	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	67
(Helmers et al., 2012)	Iowa, USA	57.9	8.0	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	97
(Helmers et al., 2012)	Iowa, USA	57.9	8.0	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	97
(Helmers et al., 2012)	Iowa, USA	57.9	8.0	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	98
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	57.9	8.0	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	67
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	57.9	8.0	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	97
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	57.9	8.0	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	97
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	57.9	8.0	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	98
(Pilon et al., 2017)	Arkansas, USA	15.3	8.0	Chiendent pied-de-poule, Arbre	Sol limoneux	49

11 Annexe 4 : Efficacité des bandes tampons pour la rétention des nutriments

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Maïs	—	Phosphore total	98
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Herbe aux vergers	—	Phosphore total	76
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Sorgho - herbe du Soudan	—	Phosphore total	48
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21	4	Maïs	—	Phosphore total	74
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21	4	Avoine	—	Phosphore total	50
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Maïs	—	Phosphore dissous	100
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Herbe aux vergers	—	Phosphore dissous	77
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Sorgho - herbe du Soudan	—	Phosphore dissous	42
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21	4	Maïs	—	Phosphore dissous	41
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Maïs	—	Nitrate	95
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Herbe aux vergers	—	Nitrate	9
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Maïs	—	Azote ammoniacal	98
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Herbe aux vergers	—	Azote ammoniacal	65
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Sorgho - herbe du Soudan	—	Azote ammoniacal	47
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21	4	Maïs	—	Azote ammoniacal	78
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21	4	Avoine	—	Azote ammoniacal	33
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Maïs	—	Azote Kjeldahl total	98
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Herbe aux vergers	—	Azote Kjeldahl total	69
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	27	4	Sorgho - herbe du Soudan	—	Azote Kjeldahl total	50
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21	4	Maïs	—	Azote Kjeldahl total	79
(Young et al., 1980)	Minnesota, USA	21	4	Avoine	—	Azote Kjeldahl total	45
(Hall et al., 1983)	Pennsylvanie, USA	6	14	Avoine	Sol limono-argileux	Atrazine	91
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9	3	Fétuque	Sol limono-sableux	Phosphore total	41
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9	4	Fétuque	Sol limono-sableux	Phosphore total	48
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9	5	Fétuque	Sol limono-sableux	Phosphore total	51
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	5	5	Fétuque	Sol limono-sableux	Phosphore total	17
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9	3	Fétuque	Sol limono-sableux	Azote total	42
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9	4	Fétuque	Sol limono-sableux	Azote total	46
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	9	5	Fétuque	Sol limono-sableux	Azote total	53
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	5	3	Fétuque	Sol limono-sableux	Azote total	23
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	5	4	Fétuque	Sol limono-sableux	Azote total	27
(Magette et al., 1987)	Maryland, USA	5	5	Fétuque	Sol limono-sableux	Azote total	41
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore total	80
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore total	63

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore total	57
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore total	52
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Phosphore total	19
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Phosphore total	2
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore dissous	30
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Phosphore dissous	31
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote total	77
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote total	61
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote total	71
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote total	67
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote total	7
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote total	0
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Nitrate	4
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Nitrate	17
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Nitrate	3
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote ammoniacal	69
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote ammoniacal	34
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote ammoniacal	1
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	80
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	64
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	72
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	69
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	9
(Dillaha et al., 1988)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	1
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore total	93
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore total	73
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore total	65
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore total	49
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Phosphore total	87
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Phosphore total	85
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Phosphore dissous	55
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Phosphore dissous	60
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Phosphore dissous	64
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote total	91
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote total	65

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote total	56
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote total	43
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote total	80
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote total	82
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	11	Orchardgrass	Sol limoneux	Nitrate	78
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	11	Orchardgrass	Sol limoneux	Nitrate	2
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	16	Orchardgrass	Sol limoneux	Nitrate	22
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	16	Orchardgrass	Sol limoneux	Nitrate	7
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	5	Orchardgrass-CF	Sol limoneux	Nitrate	72
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	5	Orchardgrass-CF	Sol limoneux	Nitrate	72
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote ammoniacal	89
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote ammoniacal	57
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote ammoniacal	42
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote ammoniacal	9
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote ammoniacal	84
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote ammoniacal	74
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	93
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	11	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	73
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	59
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	16	Dactyle pelotonné	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	47
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	9	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	81
(Dillaha et al., 1989)	Virginie, USA	5	5	Dactyle pelotonné - Flux concentré	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	84
(Magette et al., 1989)	Maryland, USA	9	3	Fétuque	Sol limono-sableux	Phosphore total	46
(Magette et al., 1989)	Maryland, USA	5	3	Fétuque	Sol limono-sableux	Phosphore total	27
(Magette et al., 1989)	Maryland, USA	9	3	Fétuque	Sol limono-sableux	Azote total	48
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	27	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	53
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	36	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	42
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	27	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	55
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	36	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	14
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	27	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Phosphore particulaire	46
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	36	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Phosphore particulaire	80
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	27	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Azote total	34
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	36	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Azote total	65
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	27	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Nitrate	55
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	36	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Nitrate	67

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	27	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	34
(Smith, 1989)	Nouvelle-Zélande	10	36	Trèfle, Ivraie, Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	65
(Zirschky et al., 1989)	Texas, USA	46	2	Plante de bermude, Roseau, Ivraie	Sol limoneux	Azote total	21
(Zirschky et al., 1989)	Texas, USA	61	2	Plante de bermude, Roseau, Ivraie	Sol limoneux	Azote total	26
(Zirschky et al., 1989)	Texas, USA	91	2	Plante de bermude, Roseau, Ivraie	Sol limoneux	Azote total	36
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Phosphore total	25
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Phosphore total	15
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Phosphore total	23
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Phosphore total	19
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	4	Fétuque du Kentucky	Sol limono-argilo-sableux	Phosphore total	6
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-argilo-sableux	Phosphore total	10
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-argilo-sableux	Phosphore total	13
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Phosphore dissous	10
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Phosphore dissous	2
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Phosphore dissous	25
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	16
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote total	20
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote total	17
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote total	24
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote total	18
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	4	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote total	7
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote total	13
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote total	14
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Nitrate	21
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Nitrate	14
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Nitrate	22
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Nitrate	12
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	4	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	5
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	11
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	11
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote ammoniacal	0
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote ammoniacal	0
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote ammoniacal	0
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	4	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote ammoniacal	10
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote ammoniacal	10
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote ammoniacal	13

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote Kjeldahl total	25
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote Kjeldahl total	18
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote Kjeldahl total	24
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	1	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sableux	Azote Kjeldahl total	20
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	4	4	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote Kjeldahl total	9
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote Kjeldahl total	14
(Parsons et al., 1993)	Caroline du Nord, USA	8	5	Fétuque du Kentucky	Sol limono-sablo-argileux	Azote Kjeldahl total	15
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	3	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	67
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	71
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	9	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	87
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	15	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	91
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	21	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	92
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	3	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	65
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	71
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	9	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	89
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	15	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	93
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	21	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	94
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	3	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	71
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	83
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	9	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	96
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	15	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	99
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	21	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	99
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	3	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	65
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	69
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	9	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	89
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	15	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	86
(Chaubey et al., 1994)	Arkansas, USA	21	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	87
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	3	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	40
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	58
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	9	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	74
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	15	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	87
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	21	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	91
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	3	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	39
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	55
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	9	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	71
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	15	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	85

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	21	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	90
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	3	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	47
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	70
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	9	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	78
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	15	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	94
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	21	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	98
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	3	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	39
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	54
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	9	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	67
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	15	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	76
(Chaubey et al., 1995)	Arkansas, USA	21	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	81
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	55
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	60
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	13
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	44
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	100
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	54
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	98
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	58
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	73
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	72
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	22
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	33
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	100
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	51
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	99
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	73
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	68
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	70
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	15
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	37
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	100
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	49
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	98
(Arora et al., 1996)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	69

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore total	55
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore total	68
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore total	42
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore total	64
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	10
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	30
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	30
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	50
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	90
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	87
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	85
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	45
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Azote ammoniacal	20
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Azote ammoniacal	40
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Azote ammoniacal	45
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Azote ammoniacal	50
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Azote Kjeldahl total	35
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	5	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Azote Kjeldahl total	55
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	3	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Azote Kjeldahl total	40
(Daniels and Gilliam, 1996)	Caroline du Nord, USA	6	2	Fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Azote Kjeldahl total	65
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Atrazine	31
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Atrazine	50
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Atrazine	26
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Atrazine	48
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	32
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	47
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	27
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	42
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	30
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	47
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	26
(Misra et al., 1996)	Iowa, USA	12	3	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	42
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	18	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	66
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	12	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	36
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	26

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	18	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	75
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	12	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	39
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	27
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	18	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	67
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	12	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	44
(Srivastava et al., 1996)	Arkansas, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	21
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	61
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	74
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	55
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	51
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	33
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	46
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	12
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	29
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	88
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	51
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	77
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	55
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	53
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	69
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	29
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	34
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	22
(Webster and Shaw, 1996)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	89
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	10	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	42
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	10	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	22
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	10	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	89
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	7	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	0
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	7	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	46
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	7	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	83
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	15	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	79
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	15	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	89
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	15	Ivraie	Sol limoneux	Phosphore dissous	89
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	10	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	47
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	10	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	69

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	10	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	99
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	7	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	85
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	7	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	97
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	7	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	15	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	86
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	15	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	95
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	15	Ivraie	Sol limoneux	Nitrate	97
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	10	Ivraie	Sol limoneux	Atrazine	44
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	10	Ivraie	Sol limoneux	Atrazine	60
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	10	Ivraie	Sol limoneux	Atrazine	97
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	7	Ivraie	Sol limoneux	Atrazine	97
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	7	Ivraie	Sol limoneux	Atrazine	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	7	Ivraie	Sol limoneux	Atrazine	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	10	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	55
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	10	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	75
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	10	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	98
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	7	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	95
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	7	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	7	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	6	15	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	97
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	12	15	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patty et al., 1997)	Brittany, France	18	15	Ivraie	Sol limoneux	Pesticide	100
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	5	9	Fétuque, Pâturins	Sol limoneux	Phosphore total	91
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	9	9	Fétuque, Pâturins	Sol limoneux	Phosphore total	98
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	14	9	Fétuque, Pâturins	Sol limoneux	Phosphore total	96
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	5	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Nitrate	95
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	9	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Nitrate	98
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	14	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Nitrate	97
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	5	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Azote ammoniacal	92
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	9	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Azote ammoniacal	98
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	14	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Azote ammoniacal	97
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	5	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Atrazine	94
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	9	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Atrazine	100
(Barfield et al., 1998)	Kentucky, USA	14	9	Fétuque, pâturin	Sol limoneux	Atrazine	98
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	76
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	12	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	90

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	18	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore total	94
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	75
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	12	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	88
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	18	3	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	93
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	19
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	12	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	53
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	18	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	68
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	6	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	78
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	12	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	90
(Lim et al., 1998)	Kentucky, USA	18	3	Fétuque	Sol limoneux	Azote Kjeldahl total	95
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	1	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	79
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	1	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	87
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	88
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	3	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	87
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	4	3	Fétuque de grande taille	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	93
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	1	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	83
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	1	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	87
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	2	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	91
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	3	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	90
(Tingle et al., 1998)	Mississippi, USA	4	3	Fétuque de grande taille	Sol silteux argileux	Pesticide	97
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3	Panic érigé	Sol limono-argileux	Phosphore total	55
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-argileux	Phosphore total	49
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3	Switchgrass	Sol limono-argileux	Phosphore total	55
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-argileux	Phosphore total	49
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	46
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	39
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	46
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	39
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3	Panic érigé	Sol limono-argileux	Azote total	51
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-argileux	Azote total	41
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3	Panic érigé	Sol limono-argileux	Azote total	51
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-argileux	Azote total	41
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	47
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	3	3	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	38
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	47
(Lee et al., 1999)	Iowa, USA	6	3	Brome, fléole, fétuque	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	38

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Permethrin	53
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Permethrin	68
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Permethrin	84
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Permethrin	88
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Permethrin	88
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Permethrin	97
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Permethrin	47
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Bromide	53
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Permethrin	90
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Phosphore total	72
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Phosphore total	91
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Phosphore total	88
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Phosphore total	96
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Phosphore total	71
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Phosphore total	90
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Phosphore total	77
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Herbe-arbrisseau, 2 ans	Sol limono-argileux	Phosphore total	86
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Phosphore dissous	62
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Phosphore dissous	91
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Phosphore dissous	70
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Phosphore dissous	90
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Phosphore dissous	48
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Phosphore dissous	76
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Phosphore dissous	56
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Phosphore dissous	68
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Azote total	60
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Azote total	88
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Azote total	73
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Azote total	91
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Azote total	55
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Azote total	80
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Azote total	61
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Azote total	71
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Sorgho	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	55
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Sorgho	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	87
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	68

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	90
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	52
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	78
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	59
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	72
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Atrazine	58
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Atrazine	81
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Atrazine	65
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Atrazine	90
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Atrazine	33
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Atrazine	69
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Atrazine	52
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Atrazine	61
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	59
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	85
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	73
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	93
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	42
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	73
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	55
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	70
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Pesticide	47
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Sorgho	Sol limono-argileux	Pesticide	90
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Pesticide	88
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 25 ans	Sol limono-argileux	Pesticide	97
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Pesticide	53
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées, 2 ans	Sol limono-argileux	Pesticide	88
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	8	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Pesticide	68
(Schmitt et al., 1999)	Nebraska, USA	15	7	Graminées-arbrisseaux, 2 ans	Sol limono-argileux	Pesticide	84
(Kronvang et al., 2000)	Danemark	1	7		Sol limono-sableux	Phosphore total	32
(Kronvang et al., 2000)	Danemark	29	7		Sol limono-sableux	Phosphore total	100
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-argileux	Phosphore total	68
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	Phosphore total	93
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-argileux	Phosphore total	46
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	Phosphore total	81
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	44

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	85
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	28
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	35
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-argileux	Azote total	64
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	Azote total	90
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-argileux	Azote total	50
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	Azote total	73
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	61
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	88
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	41
(Lee et al., 2000)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	68
(Borin and Bigon, 2002)	Venice, Italie	6	3	Rangée d'arbre et d'arbustes	Sol limoneux	Nitrate	90
(Abu-Zreig et al., 2003)	Ontario, Canada	2	2	Féтуque, Légume	Sol limoneux	Phosphore total	42
(Abu-Zreig et al., 2003)	Ontario, Canada	5	2	Féтуque, Légume	Sol limoneux	Phosphore total	54
(Abu-Zreig et al., 2003)	Ontario, Canada	5	2	Ivraie vivace	Sol limoneux	Phosphore total	65
(Abu-Zreig et al., 2003)	Ontario, Canada	5	2	Sol nu	Sol limoneux	Phosphore total	35
(Abu-Zreig et al., 2003)	Ontario, Canada	5	5	Graminées indigènes	Sol limoneux	Phosphore total	68
(Abu-Zreig et al., 2003)	Ontario, Canada	10	2	Féтуque, Légume	Sol limoneux	Phosphore total	76
(Abu-Zreig et al., 2003)	Ontario, Canada	15	2	Féтуque, Légume	Sol limoneux	Phosphore total	79
(Arora et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	47
(Arora et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	52
(Arora et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	48
(Arora et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	54
(Arora et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	77
(Arora et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	83
(Boyd et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	80
(Boyd et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Atrazine	63
(Boyd et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	89
(Boyd et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	76
(Boyd et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	84
(Boyd et al., 2003)	Iowa, USA	20	2	Brome	Sol limono-argileux	Pesticide	74
(Krutz et al., 2003)	Texas, USA	3	2	Buchloe	Sol argileux	Atrazine	11
(Krutz et al., 2003)	Texas, USA	3	2	Buchloe	Sol argileux	Atrazine	22
(Krutz et al., 2003)	Texas, USA	3	2	Buchloe	Sol argileux	Atrazine	30
(Krutz et al., 2003)	Texas, USA	3	2	Buchloe	Sol argileux	Atrazine	41

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-argileux	Phosphore total	78
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	Phosphore total	91
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	58
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-sablo-argileux	Phosphore dissous	80
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-argileux	Azote total	80
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-argileux	Azote total	94
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	7	5	Panic érigé	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	62
(Lee et al., 2003)	Iowa, USA	16	5	Panic érigé, Arbuste	Sol limono-sablo-argileux	Nitrate	85
(McKergow et al., 2003)	W. AUS		2	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Phosphore total	6
(Mickelson et al., 2003)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme, Pâturin des prés	Sol limono-argileux	Atrazine	32
(Mickelson et al., 2003)	Iowa, USA	9	5	Brome inerme, Pâturin des prés	Sol limono-argileux	Atrazine	79
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	43
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	77
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	86
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Barrière+Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	62
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Barrière+Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	81
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Barrière+Fétuque	Sol limoneux	Phosphore dissous	90
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore particulaire	54
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore particulaire	81
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Fétuque	Sol limoneux	Phosphore particulaire	95
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Phosphore particulaire	68
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Phosphore particulaire	87
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Phosphore particulaire	98
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Fétuque	Sol limoneux	Nitrate	35
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Fétuque	Sol limoneux	Nitrate	70
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Fétuque	Sol limoneux	Nitrate	83
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Nitrate	55
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Nitrate	67
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Nitrate	85
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	22
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	71
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	86
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	52
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	82
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Azote ammoniacal	93
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Fétuque	Sol limoneux	Azote organique	62
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Fétuque	Sol limoneux	Azote organique	81
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Fétuque	Sol limoneux	Azote organique	88
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Azote organique	74
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Azote organique	81
(Blanco-Canqui et al., 2004)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque	Sol limoneux	Azote organique	91

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Borin et al., 2004)	Venice, Italie	6	3	Herbe, Arbre	Sol limoneux	Phosphore dissous	100
(Borin et al., 2004)	Venice, ITA	6	3	Herbe, Arbre	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	60
(Borin et al., 2004)	Venice, Italie	6	3	Herbe, Arbre	Sol limoneux	Pesticide	81
(Borin et al., 2004)	Venice, Italie	6	3	Herbe, Arbre	Sol limoneux	Pesticide	70
(Borin et al., 2005)	Venice, Italie	5	2	Herbe, Arbre	Sol limono-sableux	Phosphore total	81
(Borin et al., 2005)	Venice, Italie	5	2	Herbe, Arbre	Sol limono-sableux	Phosphore dissous	83
(Borin et al., 2005)	Venice, Italie	5	2	Herbe, Arbre	Sol limono-sableux	Azote total	78
(Borin et al., 2005)	Venice, Italie	5	2	Rangée d'arbre et d'abustes	Sol limono-sableux	Nitrate	58
(Borin et al., 2005)	Venice, ITA	5	2	Herbe, Arbre	Sol limono-sableux	Azote ammoniacal	63
(Kronvang et al., 2005)	Norvège	5	13	Chiendent, Cirse	Sol limoneux	Phosphore total	78
(Kronvang et al., 2005)	Norvège	10	13	Chiendent, Cirse	Sol limoneux	Phosphore total	85
(Kronvang et al., 2005)	Norvège	5	13	Chiendent, Cirse	Sol limono-argileux	Phosphore total	48
(Lowrance et al., 2005)	Géorgie, USA	8	3	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	Phosphore total	67
(Lowrance et al., 2005)	Géorgie, USA	8	3	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	Phosphore dissous	67
(Lowrance et al., 2005)	Géorgie, USA	8	3	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	Phosphore particulaire	80
(Lowrance et al., 2005)	Géorgie, USA	8	3	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	Azote total	67
(Lowrance et al., 2005)	Géorgie, USA	8	3	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	Nitrate	64
(Lowrance et al., 2005)	Géorgie, USA	8	3	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	Azote ammoniacal	67
(Lowrance et al., 2005)	Géorgie, USA	8	3	Chiendent, Herbe de bahia	Sol limono-sableux	Azote Kjeldahl total	66
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore dissous	72
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore dissous	83
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore dissous	87
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore dissous	82
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore dissous	89
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore dissous	94
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore particulaire	53
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore particulaire	87
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore particulaire	92
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore particulaire	87
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore particulaire	89
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Phosphore particulaire	94
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Nitrate	21
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Nitrate	49
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Nitrate	63
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Nitrate	38
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Nitrate	58

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Nitrate	73
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote ammoniacal	39
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote ammoniacal	72
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote ammoniacal	84
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote ammoniacal	73
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote ammoniacal	81
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote ammoniacal	93
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote organique	43
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote organique	83
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote organique	86
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	1	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote organique	88
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	4	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote organique	96
(Blanco-Canqui et al., 2006)	Missouri, USA	8	5	Panic érigé + Fétuque (flux concentré)	Sol limoneux	Azote organique	98
(Popov et al., 2006)	NSW, AUS	4	5	Herbe	Sol limono-argileux	Atrazine	49
(Popov et al., 2006)	NSW, AUS	4	5	Herbe	Sol limono-argileux	Atrazine	44
(Popov et al., 2006)	NSW, AUS	4	5	Herbe	Sol limono-argileux	Atrazine	25
(Popov et al., 2006)	NSW, AUS	4	5	Herbe	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	61
(Popov et al., 2006)	NSW, AUS	4	5	Herbe	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	45
(Popov et al., 2006)	NSW, AUS	4	5	Herbe	Sol limono-argileux	Alachlore ou Métolachlore	30
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	14	4	Brome couché	Sol limoneux	Phosphore total	90
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	16	4	Brome couché	Sol limoneux	Phosphore total	96
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	16	4	Brome couché	Sol limoneux	Phosphore total	99
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	13	4	L'ortie royale, le prunier	Sol limoneux	Phosphore total	97
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	13	4	L'ortie du prunier	Sol limoneux	Phosphore total	97
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	11	4	Brome inerme, Prunus	Sol limoneux	Phosphore total	93
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	11	4	Brome inerme, Prunus	Sol limoneux	Phosphore total	85
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	10	4	Le brome duvetoux, le prunier	Sol limoneux	Phosphore total	77
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	8	4	Brome couché, Prunus	Sol limoneux	Phosphore total	92
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	14	4	Brome couché	Sol limoneux	Azote total	90
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	16	4	Brome couché	Sol limoneux	Azote total	97
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	16	4	Brome couché	Sol limoneux	Azote total	98
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	13	4	Herbe indienne, Prunier	Sol limoneux	Azote total	98
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	13	4	Herbe indienne, Prunier	Sol limoneux	Azote total	97
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	11	4	Herbe indienne, Prunier	Sol limoneux	Azote total	93
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	11	4	Brome couché, Prunier	Sol limoneux	Azote total	87
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	10	4	Brome couché, Prunier	Sol limoneux	Azote total	79
(Mankin et al., 2007)	Kansas, USA	8	4	Brome couché, Prunier	Sol limoneux	Azote total	91

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	77
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	97
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	98
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	95
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	97
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	54
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	21
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	98
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	88
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	73
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	94
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	97
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Pesticide	95
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Pesticide	60
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	29
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	98
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Pesticide	89
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	90
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	3	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	98

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	100
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Pesticide	64
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	71
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	99
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Mauvaises herbes	Sol limoneux	Pesticide	93
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	6	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	98
(Patzold et al., 2007)	Allemagne	12	10	Herbe	Sol limoneux	Pesticide	100
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme	Sol limono-argileux	Atrazine	70
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme	Sol limono-argileux	Atrazine	53
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme	Sol limono-argileux	Atrazine	7
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme	Sol limono-argileux	Atrazine	17
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme	Sol limono-argileux	Pesticide	78
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme	Sol limono-argileux	Pesticide	72
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme	Sol limono-argileux	Pesticide	24
(Poletika et al., 2009)	Iowa, USA	5	5	Brome inerme	Sol limono-argileux	Pesticide	14
(Watts and Torbert, 2009)	Alabama, USA	2	5	Fétuque de grande taille	Sol limono-sableux	Phosphore dissous	18
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2	10	Brome inerme	Sol limoneux	Phosphore dissous	34
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2	10	Brome inerme	Sol limoneux	Phosphore dissous	32
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2	10	Brome inerme	Sol limoneux	Phosphore dissous	55
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2	10	Brome inerme	Sol limoneux	Phosphore dissous	27
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2	10	Brome inerme	Sol limoneux	Nitrate	71
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2	10	Brome inerme	Sol limoneux	Nitrate	45
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2	10	Brome inerme	Sol limoneux	Nitrate	52
(Webber et al., 2010)	Iowa, USA	2	10	Brome inerme	Sol limoneux	Nitrate	71
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	3	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	100
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	3	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	97
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	3	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	80
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	3	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	94
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	6	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	99
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	6	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	99
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	6	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	70
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	6	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	97
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	9	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	100
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	9	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	95
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	9	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	78
(Lafrance et al., 2013)	Québec, Canada	9	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Atrazine	98
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	3	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	100

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	3	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	96
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	3	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	79
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	3	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	98
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	6	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	99
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	6	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	99
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	6	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	82
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	6	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	99
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	9	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	100
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	9	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	96
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	9	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	85
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, CAN	9	3	Fétuque rouge, Agrostis	Sol limoneux	Alachlore ou Métolachlore	99
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	3	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	99
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	3	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	95
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	3	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	77
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	3	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	95
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	6	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	98
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	6	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	99
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	6	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	71
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	6	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	97
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	9	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	99
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	9	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	97
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	9	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	75
(Lafrance et al., 2013)	Quebec, Canada	9	3	Fétuque rouge, agrostis	Sol limoneux	Pesticide	98
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Phosphore total	80
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Phosphore total	93
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Phosphore total	95
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Phosphore total	73
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Phosphore total	62
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe indienne, trèfle des prés	Sol limoneux	Azote total	72
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe indienne, trèfle des prés	Sol limoneux	Azote total	94
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe indienne, trèfle des prés	Sol limoneux	Azote total	93
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe indienne, trèfle des prés	Sol limoneux	Azote total	77
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe indienne, trèfle des prés	Sol limoneux	Azote total	57
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Nitrate	71
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Nitrate	64
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Nitrate	72
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Nitrate	64
(Zhou et al., 2014)	Iowa, USA	58	8	Herbe à l'Indien, trèfle des prés	Sol limoneux	Nitrate	60

Références	Pays	Largeur (m)	Pente (%)	Végétation	Texture du sol	Nutriments	Piégeage nutriment (%)
(Anderson et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent	Sol limoneux	Phosphore total	30
(Anderson et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent, Arbre	Sol limoneux	Phosphore total	56
(Anderson et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent	Sol limoneux	Phosphore dissous	31
(Anderson et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent, Arbres	Sol limoneux	Phosphore dissous	51
(Anderson et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent	Sol limoneux	Phosphore particulaire	16
(Anderson et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent, Arbres	Sol limoneux	Phosphore particulaire	35
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Végétation herbacée naturelle	Sol limono-sableux	Phosphore total	46
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Saules - 3 rangées	Sol limono-sableux	Phosphore total	41
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Saules - 5 rangées	Sol limono-sableux	Phosphore total	77
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Végétation herbacée naturelle	Sol limono-sableux	Nitrate	95
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Saules - 3 rangées	Sol limono-sableux	Nitrate	98
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Saules - 5 rangées	Sol limono-sableux	Nitrate	98
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Végétation herbacée naturelle	Sol organique	Nitrate	86
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Saules - 3 rangées	Sol organique	Nitrate	29
(Hénault-Ethier et al., 2019)	Quebec, Canada	3		Saules - 5 rangées	Sol organique	Nitrate	32
(Pilon et al., 2019)	Caroline du Nord, USA	15	8	Chiendent	Sol limoneux	Azote total	44
(Pilon et al., 2019)	Caroline du Nord, USA	15	8	Chiendent, arbre	Sol limoneux	Azote total	54
(Pilon et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent	Sol limoneux	Nitrate	50
(Pilon et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent, Arbres	Sol limoneux	Nitrate	49
(Pilon et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent	Sol limoneux	Azote organique	44
(Pilon et al., 2019)	Arkansas, USA	15	8	Chiendent, arbre	Sol limoneux	Azote organique	60

12 Annexe 5 : Règlements généralistes autour des bandes tampons

12.1.1 Règlements – Canada

Les règlements relatives aux bandes riveraines en milieu agricoles retrouvées dans les provinces et territoires du Canada sont regroupées dans le Tableau 6.

Tableau 51 - Règlements relatives aux bandes tampons dans les provinces et territoires du Canada

Provinces	Largeur (m)	Habitat protégé	Restrictions	Sources
Alberta	250	Prise pour eau potable	NA	(Government of Alberta 2010)
	30	Cours d'eau permanents	Herbicides	(Government of Alberta 2010)
	5	Cours d'eau permanents	2,4-D / Aminopyralid / Dicamba / Dichlorprop	(Government of Alberta 2010)
	1	Eau stagnante	Glyphosate / Triclopyr	(Government of Alberta 2010)
	30	NA	Spécifique au site. Si fauchée, maintenir la végétation à une hauteur de 15 cm.	(Alberta Agriculture Food and Rural Development 2002)
Colombie-Britannique	10	Cours d'eau / Zones humides classées	Non requis pour les pesticides bactériens	(Government of British Columbia 2004)
Île-du-Prince-Édouard	1	Cours d'eau / Zone humide / Sauf étang enclavé	Le règlement s'applique à la perturbation du sol et à l'application de pesticides.	(Prince Edward Island Legislative Counsel Office 2022)

	10	Les cultures en ligne doivent se terminer par une prairie ou une zone tampon si elles se trouvent à moins de 200 m d'un cours d'eau ou d'une zone humide.	Le règlement s'applique aux cultures en ligne	(Prince Edward Island Legislative Counsel Office 2022)
Manitoba	—	—	—	—
Nouveau-Brunswick	30 - 75	À partir des rives du cours d'eau si celui-ci se trouve à moins de 1 km en amont d'une prise d'eau publique	NA	(New Brunswick Environment and Local Government 2016)
	15 - 75	A partir des rives du cours d'eau si celui-ci est situé à plus de 1 km d'une prise d'eau publique	NA	(New Brunswick Environment and Local Government 2016)
Nouvelle-Écosse	—	—	—	—
Ontario	13 - 100	Toutes les eaux de surface	NA	(Government of Ontario, 2002)
	15 - 30	Cours d'eau	NA	(Ontario Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs, 2004)
Québec	3	Cours d'eau, plan d'eau ou fossé dont la surface d'écoulement est supérieure à 2 m ²	Le règlement s'applique à l'épandage d'engrais (REA)	(Government of Quebec, 2003)

	1	Cours d'eau ou fossé dont la surface d'écoulement est inférieure ou égale à 2 m ²	Le règlement s'applique à l'épandage d'engrais (REA)	(Government of Quebec, 2003)
	30	Cours d'eau d'une largeur supérieure à 4 m, plan d'eau ou immeuble protégé	Pesticides autres que <i>Bacillus thuringiensis</i> (variété <i>Kurstaki</i>)	(Government of Quebec, 2003)
	60	Cours d'eau d'une largeur supérieure à 4 m, plan d'eau ou immeuble protégé	Pesticides autres que <i>Bacillus thuringiensis</i> (variété <i>Kurstaki</i>)	(Government of Quebec, 2003)
	NA	Zone protégée	<i>Bacillus thuringiensis</i> (variété <i>kurstaki</i>)	(Government of Quebec, 2003)
	3	Lacs et zones humides	NA	(Government of Quebec, 2018)
	3	Étangs, marais, tourbières	NA	(Government of Quebec, 2018)
	100	Sites de collecte d'eau de catégorie 1 et 2 et sites de collecte d'eau en bouteille	NA	(Government of Quebec, 2018)
	30	Sites de captage d'eau de catégorie 3	NA	(Government of Quebec, 2018)
	3	Sites de collecte des eaux souterraines	NA	(Government of Quebec, 2018)
Saskatchewan	—	—	—	—
Terre-Neuve-et-Labrador	30	Puits voisin	NA	(Government of Newfoundland and Labrador, 2013)
	10	Propriété avoisinante		

	10	Espaces publics, y compris les propriétés publiques, les hôpitaux, les maisons de repos, les maisons de soins personnels, les écoles, les garderies, les espaces verts tels que les parcs, les terrains de sport et les piscines.		
Nunavut	—	—	—	—
Territoires du Nord-Ouest	—	—	—	—
Yukon	30	Eaux de surface	NA	(Government of Yukon, 1994)

12.1.2 Règlements – USA

Les règlements retrouvés dans les États des USA sont regroupés dans le Tableau 7.

Tableau 52 - Règlements relatives aux bandes tampons dans les États des USA

État	Largeur (m)	Habitat protégé	Restrictions	Sources
Alabama	121.9	Écoles, maisons de repos, hôpitaux, églises occupées (Application aérienne)	NA	(Alabama Department of Agriculture and Industries 1993)
Arizona	7.6 - 91.4	Protection des cours d'eau / Points de prélèvement de l'eau potable	NA	(Natural Resources Conservation Service 2002)
	30.5	Sites aquatiques sensibles	NA	(California Department of Pesticide Regulation 2023)
Californie	18.3	Ruisseaux à truites arc-en-ciel et à saumons (application terrestre)	Carbaryl, Chlopyrifos, Diazinon, Methomyl, 1,3-dichloropropene, Bromoxynil, Prometryn, Racemic metholachor	(United States District Court Western District of Washington at Seattle, 2004)
	91.4	Ruisseaux à truites arc-en-ciel et à saumons (Application aérienne)	Carbaryl, Chlopyrifos, Diazinon, Methomyl, 1,3-dichloropropene, Bromoxynil, Prometryn, Racemic metholachor	(United States District Court Western District of Washington at Seattle, 2004)
	18.3	Habitats aquatiques pour les grenouilles à pattes rouges de Californie (<i>Rana aurora draytonii</i>) (application terrestre)	66 pesticides	(US EPA 2023)

	61	Habitats aquatiques pour les grenouilles à pattes rouges de Californie (<i>Rana aurora draytonii</i>) (Application aérienne)	66 pesticides	(US EPA 2023)
	7.6	Ruisseaux à truites	NA	(North Carolina Department of Environment & Natural Resource 2009)
Caroline du Nord	15.2	Protection des zones riveraines	NA	(North Carolina Department of Environmental Quality 2020)
	15.2	Zones riveraines du Catawba	NA	(North Carolina Division of Water Quality s.d)
Colorado	30.5 - 91.4	Protection des cours d'eau / Points de prélèvement de l'eau potable	NA	(Colorado Department of Public Health and Environment 2020)
Dakota du Sud	15.2 - 36.6	Lacs et cours d'eau protégés	NA	(South Dakota Department of Revenue 2022, South Dakota Department of Revenue 2023)
Delaware	30.5	Zones humides et masses d'eau primaires réglementées par l'État	NA	(Delaware General Assembly 2021)
	18.3	Prises d'eau secondaires	NA	(Delaware General Assembly 2021)
	10.7	Limites des zones humides	NA	(Florida Department of Agriculture and Consumer Services 2015)
Floride	30.5	Sources naturelles et sources d'eau	NA	(Florida Department of Agriculture and Consumer Services 2015)
	15.2	Lacs ayant une certaine charge journalière maximale en nutriments	NA	(Florida Department of Agriculture and Consumer Services 2015)
	7.6	Protection des cours d'eau	NA	(Georgia Department of Natural Resources 2013)
Géorgie	15.2	Ruisseaux à truites	NA	(Georgia Department of Natural Resources 2013)
Idaho	6.1	Protection des cours d'eau	NA	(Idaho Department of Environmental Quality, 2005)
Iowa	15.2 - 243.8	Protection des cours d'eau / Points de prélèvement de l'eau potable	NA	(Iowa Department of Natural Resources 2008)
Indiana	7.6 - 152.4	Protection des cours d'eau / Points de prélèvement de l'eau potable	NA	(Natural Resources Conservation Service 2013)

	10.7 - 36.6	Terres agricoles	NA	(Indiana State Department of Agriculture 2023, Indiana State Department of Agriculture 2023)
	91.4	Terres agricoles	NA	(Indiana State Department of Agriculture 2023, Indiana State Department of Agriculture 2023)
Kansas	10.7 - 35.7	Protection des cours d'eau / Points de prélèvement de l'eau potable	NA	(Kansas Department of Health and Environment 2010)
	30.5	Terres agricoles	NA	(Kansas Department of Agriculture 2023)
Kentucky	10.7 - 35.7	Protection des cours d'eau	NA	(Higgins, Schmidt et al. 2016)
Maine	7.6	Protection des cours d'eau	NA	(Maine Department of Agriculture 1999)
	4.6	Protection des cours d'eau	NA	(State of Maryland 2004)
Maryland	3 – 30.5	Protection des cours d'eau	NA	(Maryland Department of Agriculture 2023)
	15.2	Protection des cours d'eau	Formulations granulées	(Massachusetts Pesticide Board 2000)
	45.7	Protection territoriale (Application aérienne)	Formulation liquide	(Massachusetts Pesticide Board 2000)
Massachusetts	15.2	Protection des cours d'eau (Application aérienne)	Formulations granulées	(Massachusetts Pesticide Board 2000)
	4023.4	Ruchers	NA	(Massachusetts Pesticide Board 2000)
Michigan	15.2 - 30.5	Protection des cours d'eau / Points de prélèvement de l'eau potable	NA	(Michigan Commission of Agriculture & Rural Development 2022)
	9.1 - 15.2	Lacs, rivières et ruisseaux publics	NA	(Minnesota Board of Water and Soil Resources 2019)
Minnesota	5	Fossés publics	NA	(Minnesota Board of Water and Soil Resources 2019)
	804.7	Distance par rapport aux cultures sensibles telles que le coton, les tomates, le raisin... (Application aérienne)	2,4-D ou MCPA	(Mississippi Department of Agriculture and Commerce 2009)
Mississippi	2414	Distance par rapport aux plantations de riz et aux cultures très sensibles (Application aérienne)	Glyphosate	(Mississippi Department of Agriculture and Commerce 2009)

Nebraska	6 – 54.9	Cours d'eau pérennes, cours d'eau saisonniers, zones humides ou masses d'eau permanentes	NA	(Nebraska Department of Agriculture 2023)
New Hampshire	76.2	Protection des points de prélèvement de l'eau potable / Zones humides protégée	NA	(State of New Hampshire 2004)
Oklahoma	6.1 - 29	Protection des cours d'eau	NA	(Oklahoma Cooperative Extension Service 2017)
	18.3	Ruisseaux à truites arc-en-ciel et à saumons (Application terrestre)	Carbaryl ; Chlorpyrifos ; Diazinon ; Méthomyl ; 1,3-dichloropropène ; Bromoxynil ; Prometryn ; Métholachlore racémique	(United States District Court Western District of Washington at Seattle 2004)
Oregon	91.4	Ruisseaux à truites arc-en-ciel et à saumons (Application aérienne)	Carbaryl ; Chlorpyrifos ; Diazinon ; Méthomyl ; 1,3-dichloropropène ; Bromoxynil ; Prometryn ; Métholachlore racémique	(United States District Court Western District of Washington at Seattle 2004)
Pennsylvanie	10.7 - 30.5	Protection des cours d'eau / Points de prélèvement de l'eau potable	NA	(Penn State Extension 2006)
Tennessee	9.1 - 91.4	Protection des cours d'eau / Points de prélèvement de l'eau potable	NA	(Burns, Walker et al. 1998)
Texas	18.3	Zones où la mauve à feuilles de pavot (<i>Callirhoe scabriuscula</i>) est menacée d'extinction (Application aérienne)	Arsenal (imazapyr)	(Texas Department of Agriculture 2023)

	8046.7	Cultures sensibles (Application aérienne)	NA	(Texas Department of Agriculture 2023)
Vermont	7.6	Protection des cours d'eau	NA	(Vermont Agency of Agriculture Food and Markets 2018)
	10.7	Protection des cours d'eau	NA	(Vermont Agency of Agriculture Food and Markets 2018)
	30.5	Entre une colline et un cours d'eau	NA	(General Assembly of the State of Vermont 2015)
	3	Fossés	NA	(General Assembly of the State of Vermont 2015)
Virginie	30.5	Zones de protection de ressources sensibles	NA	(Virginia Department of Conservation and Recreation 2009)
Virginie occidentale	4.6 - 30.5	Zone riveraine	NA	(Richard A. Cooksey 1998)
	9.1 - 30.5	Zone riveraine	NA	(Richard A. Cooksey 1998)
	15.2 - 60.7	Zone riveraine	NA	(Richard A. Cooksey 1998)
	9.1 - 45.7	Zone riveraine	NA	(Richard A. Cooksey 1998)
Washington	18.3	Ruisseaux à truites arc-en-ciel et à saumons (Application terrestre)	Carbaryl ; Chlorpyrifos ; Diazinon ; Méthomyl ; 1,3-dichloropropène ; Bromoxynil ; Prometryn ; Métholachlore racémique	(United States District Court Western District of Washington at Seattle 2004)
Washington	91.4	Ruisseaux à truites arc-en-ciel et à saumons (Application aérienne)	Carbaryl ; Chlorpyrifos ; Diazinon ; Méthomyl ; 1,3-dichloropropène ; Bromoxynil ; Prometryn ; Métholachlore racémique	(United States District Court Western District of Washington at Seattle 2004)

12.1.3 Règlementation – Europe

Les réglementations retrouvées dans les pays européens sont regroupées dans le Tableau 8.

Tableau 53 - Règlementations relatives aux bandes tampons dans les pays européens

Pays	Restriction sur le type d'engrais	Largeur BR (m)	Informations complémentaires
Allemagne	Tous	3 (1)	Tous les cours d'eau. Réduction à 1 m dans le cas de techniques d'application exactes et d'une pente <10%
Angleterre & Pays de Galle	Minéraux	2	Toute eaux de surface y-compris fossés
	Fumier organique	10 (6)	Toutes eaux de surface en zones vulnérables. Limite à 6 m si équipement de précision
Autriche	Tous	5	Cours d'eau permanents
Belgique	Flandre	5	Tous les cours d'eau
		10	Cours d'eau jouxtant une pente > 8%
Wallonie	Tous	6	Cours d'eau classés*
Danemark			
	Tous	10	Les cours d'eau et les lacs d'une superficie > 100 m ² . La superficie de la zone tampon peut être réduite à 5 % de la superficie totale de l'exploitation si la superficie de la zone tampon de 10 m est > 5 %.
	Tous	20	Les cours d'eau et lacs d'une superficie > 100 m ² si la pente est >6°. Si la pente est comprise entre 6° et 12°, il est permis d'utiliser des engrais minéraux liquides et du fumier injecté parallèlement au cours d'eau à une distance comprise entre 10 et 20 m du cours d'eau.
Ecosse	Minéraux	2	Tout cours d'eau, brûlis, fossé, zone humide, loch, eau de transition ou eau côtière
	Fumier organique	10	Tout cours d'eau, brûlis, fossé, zone humide, loch, eau de transition ou eau côtière

		50	Source qui fournit de l'eau pour la consommation humaine ou tout puits ou forage qui n'est pas bouché pour empêcher les infiltrations d'eau.
	Accès du bétail	5	Source qui fournit de l'eau pour la consommation humaine ou tout puits ou forage qui n'est pas bouché pour empêcher les infiltrations d'eau.
Espagne	Tous	—	La plupart des mesures agro-environnementales mises en œuvre au niveau régional prévoient le "maintien de bordures et de zones non cultivées", dans certains cas autour des cours d'eau, afin de "promouvoir la diversité biologique"
Estonie	Tous	1 10 20	Systèmes de drainage avec bassin versant < 10 km ² . Autres lacs, rivières, ruisseaux, sources et canaux Mer Baltique et deux grands lacs (Peipsi et Võrtsjärv)
Finlande	Engrais azotés	5 (10) 1	Tous les cours d'eau (10 m si la pente > 2%) Fossés principaux
	Tous	3	Ruisseaux, cours d'eau, rivières, lacs, mer et puits domestiques
France	Minéraux	5	Enherbement des bordures des cours d'eau
	Fumier et compost	35 (10)	Cours d'eau en Zones vulnérables (10 mètres si bande enherbée)
	Lisier	35 (10) 100	Cours d'eau en Zones vulnérables si pente >5% (exception si la pente est <15% et qu'il y a une haie: 35 m).
		500	Pisciculture
		50	Point de prélèvement d'eau pour la consommation humaine
	Tous fumiers	200	Baignade, plages
		500	Zones de production de Shell (côte)
Grèce	Tous	0.5	Canaux d'irrigation, fossés, puits et forages

Hongrie	Engrais chimiques	5	Rivières, ruisseaux, lacs
		2	Eau de surface en zones vulnérables
		20	Lacs en zones vulnérables
Ireland	Fumier	5	Autres eaux de surface dans les zones vulnérables (3 si la largeur de la parcelle est ≤ 50 m et la superficie de la parcelle ≤ 1 ha)
		25	Sources, puits utilisés pour l'approvisionnement en eau potable dans les zones vulnérables
		2	Toutes eaux de surface
Irlande du Nord	Phosphore	100/200	Point de captage de toute eau de surface destinée à la consommation humaine dans un système d'approvisionnement en eau fournissant 10/100 m ³ /jour ou plus, ou desservant 50/500 personnes/jour ou plus
		25	Tout forage, source ou puits utilisé pour le captage d'eau destinée à la consommation humaine autre que celle mentionnée ci-dessus
		20	Rives d'un lac
		15	Caractéristiques calcaires caverneuses ou karstifiées exposées
		5	Autres eaux de surface que celles mentionnées ci-dessus
		10	Autres eaux de surface, lorsque le terrain présente une inclinaison moyenne > 10 %.
		10	Autres eaux de surface, deux semaines avant et après les périodes d'interdiction d'épandage d'engrais
		1.5	Tous les cours d'eau ou il y a un écoulement d'eau
		20	Lacs
		50	Forage, source ou puits
Irlande du Nord	Fumier	250	Forage pour un approvisionnement public en eau
		15	Éléments calcaires exposés, caverneux ou karstifiés

		10	Tout cours d'eau par lequel l'eau s'écoule, autre que les lacs, y compris les étendues d'eau à ciel ouvert, les drains de champs ouverts ou tout drain qui a été remblayé jusqu'à la surface avec un matériau perméable tel que des pierres ou des agrégats, sauf dans les cas suivants
		3	Cours d'eau où le terrain a une pente moyenne < 10 %, où l'engrais organique est épandu à l'aide d'un épandeur à bande, d'un tuyau traîné, d'un sabot traîné ou par injection dans le sol, ou où la zone adjacente a une superficie < 1 ha et une largeur inférieure ou égale à 50 m.
Lettonie	Fertilisants et PPP**	10 et plus	Toutes les rivières d'une longueur > 10 km, les lacs d'une superficie > 10 ha. La largeur exacte de la zone tampon dépend de l'importance de l'eau de surface (par exemple, rivière Daugava : 500 m). La largeur des zones tampons pour les points de captage des eaux souterraines peut être déterminée en fonction des conditions locales.
Norvège	Tous	2	Tous les cours d'eau. Deux mètres sont obligatoires ; des subventions (en fonction de la région et de l'année) sont accordées pour 8 à 10 mètres.
Pays bas	Tous	5	Ruisseaux désignés dans les hautes terres des districts sablonneux des Pays-Bas
Pologne	Engrais à l'exclusion des boues	5	Lacs et réservoirs < 50 ha, cours d'eau, fossés (< 5 m de largeur), canaux. En rapport avec les régimes d'aide directe aux agriculteurs.
	Boues	10	
	Tous	20	Lacs et réservoirs > 50 ha, zones de protection des prises d'eau, côte (mer Baltique). En rapport avec les régimes d'aide directe aux agriculteurs
République Tchèque	Tous	2-5	Subvention pour les zones tampons le long des cours d'eau
	Tous	3	En zone vulnérable et pour participants aux MAEC
	Fertilisants liquides	25	En zone vulnérable si pente jouxtant > 7% et pour participants aux MAEC

Suède	Tous	2	Ruisseaux, cours d'eau, rivières, canaux ou déversoirs (petits barrages)
-------	------	---	--

*Cours d'eau classés → Cours d'eau classés en catégorie en fonction de la taille de leur bassin versant ou du découpage administratif de la Wallonie

** PPP → Plant Protection Products