

**ÉVALUATION DES FONCTIONS ÉCOLOGIQUES DES
HABITATS FLORISTIQUES ET FAUNIQUES DES BASSINS
DE RÉTENTION D'EAUX PLUVIALES DANS LES
EMPRISES ROUTIÈRES**

Rapport final

Projet R803.1

Laura Milliard, Pierre-Alexandre Bergeron D'Aoust, Mathieu Vaillancourt,
Stéphanie Pellerin, Monique Poulin, Louis Imbeau et Marc J. Mazerolle

Réalisé pour le compte du ministère des Transports du Québec

Avril 2022

La présente étude a été réalisée à la demande du ministère des Transports et a été financée par la Direction générale de la gestion des actifs routiers et de l'innovation.

Les opinions exprimées dans le présent rapport n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement les positions du ministère des Transports.

Équipe de recherche

Marc J. Mazerolle (chercheur principal)

Professeur agrégé et chercheur en biologie de la conservation
Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval

Monique Poulin

Professeure titulaire et chercheuse en écologie végétale
Département de phytologie, Université Laval

Stéphanie Pellerin

Chercheuse-botaniste
Jardin botanique de Montréal
Professeure associée
Institut de recherche en biologie végétale, Département des sciences
biologiques, Université de Montréal

Laura Milliard

Étudiante à la maîtrise en sciences forestières sous la direction de Marc
Mazerolle et la codirection de Louis Imbeau
Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval

Pierre-Alexandre Bergeron D'Aoust

Étudiant à la maîtrise en biologie végétale sous la direction de Monique Poulin
et la codirection de Stéphanie Pellerin.
Département de phytologie, Université Laval

Mathieu Vaillancourt

Professionnel de recherche en écologie végétale sous la direction de Monique
Poulin
Département de phytologie, Université Laval

Louis Imbeau

Doyen à la recherche et à la création et chercheur en aménagement de la
faune
Institut de recherche sur les forêts, Université du Québec en Abitibi-
Témiscamingue

Chargée de projet du ministère des Transports du Québec

Marilou Hayes
Direction de l'environnement
Direction générale de la gestion des projets routiers et de l'encadrement en exploitation
800, place D'Youville, 11^e étage
Québec (Québec) G1R 3P4
Téléphone: (418) 643-0800

Comité de suivi

Daniel Lachance
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Guillaume Lapierre
Ministère des Transports du Québec

Isabel Bernier-Bourgault
Ministère des Transports du Québec

Jérôme Guay
Ministère des Transports du Québec

Jonathan Côté
Ministère des Transports du Québec

Julie Lamontagne
Ministère des Transports du Québec

Martin Lafrance
Ministère des Transports du Québec

Michel Michaud
Ministère des Transports du Québec

Philippe Lamarre
Ministère de la Faune, des Forêts et des Parcs

Pierre-Michel Vallée
Ministère des Transports du Québec

Suggestion de citation pour le document :

Milliard, L., Bergeron D'Aoust, P.-A., Vaillancourt, M., Pellerin, S., Poulin, M., Imbeau, L., Mazerolle, M. J. 2021. Évaluation des fonctions écologiques des habitats floristiques et fauniques des bassins de rétention d'eaux pluviales dans les emprises routières. Ministère des Transports du Québec, Direction de l'environnement, projet R803.1, 154p.

REMERCIEMENTS

Ce projet a été rendu possible grâce à la participation financière et logistique du Ministère des transports du Québec et du Conseil de recherche en sciences naturelles et génie du Canada. Le travail de terrain a été rendu possible avec la participation de M.-P. Dubois-Gagnon, É. Bergeron-De Pani, et Y. Baril-Chauvette. G. Pelletier a généreusement partagé son expertise sur la mesure du niveau d'eau. Nous remercions tous les propriétaires qui nous ont accordé un droit de passage sur leur terrain pour échantillonner les milieux humides de référence. M. Desrochers du Centre d'étude de la forêt a participé à l'extraction des données spatiales de composition du paysage.

RÉSUMÉ DU PROJET

Ce projet visait à quantifier les fonctions écologiques des habitats floristiques et fauniques des bassins de rétention des eaux pluviales dans les emprises routières en les comparant à des milieux humides de référence. Le projet se déclinait en deux volets. Le premier portait sur les communautés végétales et avait pour objectif spécifique d'évaluer la diversité et la composition taxonomiques et fonctionnelles des bassins de rétention des eaux pluviales et d'évaluer si les communautés végétales se rapprochent de celles des milieux humides de référence. Le second avait comme objectif de quantifier l'utilisation de bassins de rétention par la faune. Nous avons sélectionné 20 bassins de rétention des eaux pluviales, 20 milieux humides de référence près de la route (< 50 m) et 20 milieux humides de référence loin de la route (> 50 m). Ces 60 sites étaient répartis dans trois régions administratives du Québec, soit la région de la Capitale-Nationale, la région de Chaudière-Appalaches et le Bas-Saint-Laurent. Nous y avons étudié les communautés végétales, fauniques, ainsi que certaines caractéristiques telles que la physico-chimie de l'eau et les fluctuations du niveau d'eau durant la saison.

Malgré des différences en termes de communautés végétales, les bassins de rétention présentaient certaines ressemblances avec les milieux humides de référence. La composition en espèces végétales des parties basses des bassins de rétention était la plus semblable aux milieux humides, surtout lorsque comparée aux milieux humides situés près de la route. La ressemblance était particulièrement forte dans l'habitat aquatique où la diversité spécifique demeurerait faible. Pour la berge aquatique, les communautés étaient fortement influencées par la pente du bassin de rétention. La pente était la principale variable pour laquelle nous avons pu établir un lien avec la composition des communautés végétales et une pente inférieure à 15% favorisait la similarité entre les sites au niveau de la berge aquatique. Les autres variables environnementales mesurées étaient fortement associées à la variabilité géographique des données végétales. Les bassins de rétention se sont révélés avoir une plus grande richesse que les milieux humides de référence, mais également une plus grande homogénéité, d'un site à l'autre. Nous expliquons ces différences de richesse en espèces et de diversité, par la présence d'un talus terrestre dans les bassins de rétention. L'entretien et la fauche en périphérie des bassins nuit à l'établissement d'espèces de plus grande taille comme les arbres et arbustes. Ces espèces augmenteraient l'hétérogénéité des milieux en plus de créer des zones d'ombre.

Le volet des communautés fauniques portait principalement sur le groupe des amphibiens, un taxon qui dépend des étangs et milieux humides pour la reproduction et le développement des individus. Nous avons évalué la présence d'adultes, de têtards et le nombre de masses d'œufs aux 60 sites à l'étude. La qualité des sites a été évaluée en mesurant des caractéristiques locales et des variables à l'échelle du paysage. L'échantillonnage s'est étalé sur deux saisons de terrain, quoique la deuxième saison a dû être écourtée en raison de la

pandémie de Covid-19. Nous avons utilisé des modèles qui tiennent compte de la détection imparfaite des individus afin d'estimer l'abondance et la présence d'amphibiens. Nos résultats ont révélé que la conductivité et le pH de l'eau étaient substantiellement plus élevés dans les bassins que dans les milieux humides naturels. Nos analyses n'ont dévoilé aucun effet des caractéristiques des bassins et des milieux humides échantillonnés sur l'occupation des amphibiens aux stades de têtards et d'adultes d'anoures. Toutefois, l'abondance de masses d'œufs de salamandres fousseuses (*Ambystoma maculatum*, *Ambystoma laterale*) diminuait avec l'augmentation de la conductivité et du niveau d'eau dans les étangs pendant la saison. De plus, l'abondance des masses d'œufs de salamandres et la présence des masses d'œufs de grenouilles des bois (*Lithobates sylvaticus*) étaient plus importantes dans les milieux humides de référence que dans les bassins de rétention. Nous avons également étudié d'autres espèces fauniques à partir de pièges photographiques. Plusieurs espèces de sauvagine fréquentaient les sites échantillonnés. Nous n'avons trouvé aucune différence entre la probabilité de présence de la sauvagine dans les bassins et celle des milieux humides de référence.

Bien que les bassins de rétention autoroutiers présentaient des habitats en plusieurs points différents de ceux trouvés en milieux humides, il demeure que ces sites offrent un habitat intéressant pour le maintien d'une flore et d'une faune de milieux humides. Une grande diversité de plantes (207 espèces dont 110 obligées et facultatives de milieux humides), 7 espèces d'amphibiens de différents stades de développement, 8 espèces d'oiseaux (dont 7 associées aux milieux aquatiques) et deux espèces de mammifères ont été répertoriées dans la vingtaine de bassins de rétention échantillonnés au cours de ce projet. L'apport des bassins pour la biodiversité n'est pas négligeable puisque les milieux humides sont des écosystèmes hautement touchés par les activités anthropiques et que toute initiative permettant de maintenir la flore et la faune leur étant associées doit être encouragée. Dans certaines régions du Québec, les superficies résiduelles de milieux humides sont très faibles et mettent à risque les fonctions et services écologiques qu'on leur reconnaît. Les bassins de rétention autoroutiers peuvent être considérés comme des infrastructures vertes assurant certaines des fonctions écologiques importantes et procurant des services écologiques clés. Leur apport pour la gestion de l'eau est indéniable puisqu'ils sont conçus pour assurer le bon transit des surplus d'eau. Cependant, même avec des efforts d'aménagement modestes, nous avons montré qu'ils peuvent fournir certains services écologiques (p. ex. : support à la pollinisation, épuration de l'eau, esthétique du paysage) et ainsi apporter des bénéfices à la société, même s'ils ne sont pas des substituts complets aux milieux humides naturels.

Enfin, nous avons émis plusieurs recommandations afin d'augmenter la qualité des bassins de rétention des eaux pluviales, incluant une réduction de la pente des berges, une augmentation de la sinuosité de la berge, une augmentation de la complexité de l'habitat en périphérie des bassins sous forme de bosquets d'arbres, d'arbustes ou de débris ligneux au sol, un contrôle du niveau de l'eau

et une réduction de l'application du sel de déglacage. Nous avons également présenté des avenues de recherche concernant notamment le potentiel d'invasion par les espèces exotiques envahissantes, les dynamiques de colonisation et de persistance de populations fauniques avec différents aménagements autour des bassins, ainsi que la contribution des bassins à la connectivité et au maintien de populations fauniques dans les milieux humides naturels.

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	1
2. AIRE D'ÉTUDE	2
2.1 Sélection des sites.....	3
2.1.1 Bassins de rétention	3
2.2.2 Écosystèmes de référence	4
3. VOLET 1 : LES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES	4
3.1 Mise en contexte	4
3.2 Objectifs.....	5
3.3 Méthodologie	6
3.3.1 Inventaires floristiques.....	6
3.3.2 Facteurs environnementaux.....	7
3.3.3 Traits fonctionnels	9
3.4 Analyses statistiques	11
3.4.1 Richesse taxonomique	11
3.4.2 Diversité bêta et composition spécifique	12
3.4.3 Diversité fonctionnelle	12
3.4.4 Facteurs environnementaux.....	13
3.5 Résultats.....	14
3.5.1 Richesse taxonomique	14
3.5.2 Diversité bêta et composition spécifique	16
3.5.3 Diversité fonctionnelle	19
3.5.4 Facteurs environnementaux.....	25
3.6 Discussion	32
3.6.1 Les zones aquatiques comme habitat clé des bassins de rétention	33

3.6.2	Un biais géographique	33
3.6.3	Les talus et leur flore contrastée	34
3.6.4	Les bassins : des sites plus riches en espèces mais plus semblables entre eux	34
4.	VOLET 2 : LES COMMUNAUTÉS FAUNIQUES.....	35
4.1	Mise en contexte	36
4.2	Objectifs et hypothèses	38
4.3	Méthodologie	39
4.3.1	Aire d'étude	39
4.3.2	Degré d'utilisation des sites.....	39
4.3.3	Qualité d'habitat	42
4.3.4	Présence de faune évaluée par photographie.....	44
4.4	Analyses statistiques	44
4.4.1	Degré d'utilisation des sites.....	45
4.4.2	Qualité d'habitat	51
4.4.3	Présence de la faune évaluée par photographie	52
4.5	Résultats.....	52
4.5.1	Degré d'utilisation des sites.....	52
4.5.2	Qualité d'habitat	60
4.5.3	Présence de la faune évaluée par photographie	66
4.6	Discussion	67
4.6.1	Degré d'utilisation des sites.....	67
4.6.2	Qualité d'habitat	71
5.	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	72
5.1	Habitat aquatique et berge aquatique.....	72
5.2	Berge terrestre et haut de talus	74
5.3	Gestion de l'épandage de sels de déglacage	76

5.4 Perspectives d'avenir.....	76
6. BIBLIOGRAPHIE.....	81
ANNEXE A Bassins sélectionnés pour l'étude.....	99
ANNEXE B Écosystèmes de référence sélectionnés pour l'étude.....	101
ANNEXE C Photos des différents types de sites échantillonnés	104
ANNEXE D Liste des espèces végétales considérées envahissantes	112
ANNEXE E Valeurs de F et de p pour les comparaisons multiples des mesures de diversité fonctionnelle des communautés végétales par type de site.....	114
ANNEXE F Valeurs de F et de p pour les comparaisons multiples des CWM des traits simples des communautés végétales par type de site.....	116
ANNEXE G Valeurs de F et de p pour les comparaisons multiples des CWM des traits complexes et de compétition des communautés végétales par type de site	118
ANNEXE H Mesures d'hydropériode de la saison 2019	121
ANNEXE I Analyse en composantes principales - végétation	124
ANNEXE J Estimation de la probabilité de présence de poissons.....	126
ANNEXE K Résumé des détections et date de reproduction des espèces d'amphibiens	128

ANNEXE L Sélection de modèles d'abondance et d'occupation d'amphibiens – analyses principales.....	131
ANNEXE M Résultats des inférences multimodèles d'abondance et d'occupation d'amphibiens – analyses principales.....	138
ANNEXE N Sélection de modèles d'abondance et d'occupation d'amphibiens – analyses secondaires	143
ANNEXE O Résultats des inférences multimodèles d'abondance et d'occupation d'amphibiens – analyses secondaires	147
ANNEXE P Analyse de la faune détectée par photographie.....	152

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Caractéristiques des 20 bassins de rétention des eaux pluviales en bordure de route pour chaque région.....9

Tableau 2 Liste et description des traits fonctionnels sélectionnés, ainsi que la proportion d'espèces pour lesquelles l'information était. 10

Tableau 3 Taxons de plantes les plus fréquemment observés selon les trois types de milieux. La fréquence de chaque taxon (% de sites où le taxon a été trouvé) est indiquée. Les espèces exotiques sont indiquées en caractères gras..... 15

Tableau 4 Résultats des tests permutacionnels pour la diversité bêta (dispersion multivariée autour du centroïde) et la composition (position du centroïde) végétale par habitat. La figure 5 complète l'information en montrant où se trouvent les différences détectées. 18

Tableau 5 Résumé des analyses de redondance (RDA) réalisées sur les données de végétation des bassins de rétention, selon le choix des variables explicatives utilisées.32

Tableau 6 Variables utilisées dans nos analyses pour l'estimation d'abondance et de présence d'amphibiens inventoriés dans les 60 sites à l'étude en 2019 et 2020. L'ensemble des variables a été utilisé pour les premières analyses. La variable du type de site a été utilisée dans les secondes analyses, puis finalement les variables propres aux bassins dans les dernières analyses.48

Tableau 7 Combinaisons des variables sur l'occupation et l'abondance des différents stades de développement d'amphibiens inventoriés en 2019 et 2020. La variable d'année n'a pas été incluse dans les modèles pour les espèces dont l'abondance ou l'occupation a été estimée seulement en 2019 (salamandres, grenouille des bois et rainettes crucifères [Pseudacris crucifer]). Les symboles dans les hypothèses dénotent un effet positif (+) ou négatif (-) attendu.49

Tableau 8 Scénarios de détection des modèles utilisés pour estimer l'abondance ou la présence d'amphibiens dénombrés en 2019 et 2020 dans les 60 sites d'étude. Les symboles entre parenthèses indiquent un effet attendu positif (+) ou négatif (-) sur la probabilité de détection. L'année a été

incluse seulement dans les analyses utilisant des données récoltées sur deux saisons (2019 et 2020).....51

Tableau 9 Liste des espèces d'amphibiens détectées durant les décomptes de masses d'œufs et de têtards, ainsi que durant l'écoute de chants d'anoures en 2019 et 2020 dans les différents types de sites à l'étude (1= détection, 0= non-détection). Les espèces incluses et exclues des analyses sont annotées au bas du tableau. Les têtards n'ont pas été identifiés à l'espèce et sont donc notés comme « Têtards sp. » dans le tableau.....53

Tableau 10 Liste des espèces d'oiseaux et de mammifères détectées dans les trois séquences d'une semaine de photos prises entre le 14 juin et le 4 juillet 2019 dans les 60 sites à l'étude. Les espèces sont listées en fonction du type de site et incluent le nom latin à la première mention de l'espèce.66

Tableau 11 Valeurs létales de pH, valeurs létales médianes de pH et de chlorure (mg/L) des espèces d'amphibiens de l'étude. À noter que les valeurs de pH sont pour le stade embryonnaire, puis les concentrations de chlorure sont pour le stade larvaire (Collins et Russel, 2009; COSEWIC, 2016; Pierce, 1985).68

LISTE DES FIGURES

- Figure 1** Carte de localisation de l'aire d'étude et des 60 sites d'étude dans la province de Québec. Les routes étudiées sont identifiées par leur numéro.3
- Figure 2** Représentation schématique du dispositif d'échantillonnage de la végétation. Le long de chaque transect, de la zone inondée vers le haut de talus, les quatre quadrats représentent 1) l'habitat aquatique, 2) la berge aquatique, 3) la berge terrestre et 4) le haut de talus.7
- Figure 3** Richesse spécifique (A) pour les trois types de milieux et (B) pour chaque habitat séparément. La moyenne (losange), la médiane (ligne), les quartiles 25-75% (boîtes) et l'étendue (moustaches). Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA. Les lettres minuscules différentes indiquent des moyennes significativement différentes (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route. 16
- Figure 4** Diversité bêta taxonomique de la végétation pour les trois types de milieux. La diversité bêta est mesurée comme étant la distance moyenne des sites au centroïde de leur groupe. Ici sont illustrés les deux premiers axes d'une PcoA, ainsi qu'un diagramme de boîte et moustaches (moyenne, médiane et quartiles) de la distance des sites au centroïde de leur groupe. Les ellipses indiquent l'écart-type. Le modèle a été testé à l'aide d'un test de permutations. Les lettres minuscules différentes indiquent que les moyennes diffèrent significativement (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route. 17
- Figure 5** Diversité bêta taxonomique de la végétation par habitat pour les trois types de milieux. La diversité bêta est mesurée comme étant la distance moyenne des sites au centroïde de leur groupe. Ici sont illustrés les deux premiers axes d'une PcoA, ainsi qu'un boxplot (moyenne, médiane et quartiles) de la distance des sites au centroïde de leur groupe. Les ellipses indiquent l'écart-type. Le modèle a été testé à l'aide d'un test de permutations. Les lettres minuscules différentes indiquent que les moyennes diffèrent significativement (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route. 18

Figure 6 Recouvrement moyen en espèces végétales obligées et facultatives de milieux humides et d'espèces exotiques à l'échelle du site pour tous les types de milieux. Sont illustrés la moyenne (losange), la médiane (ligne), les quartiles 25-75% (boîtes) et l'étendue (moustaches). Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA. Les lettres minuscules différentes indiquent que les moyennes diffèrent (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route. Le couvert moyen est calculé sur la base de tous les quadrats, incluant ceux où l'espèce est absente.19

Figure 7 Indices de richesse fonctionnelle, régularité fonctionnelle et divergence fonctionnelle de la végétation pour chacun des habitats. Sont illustrés la moyenne (losange), la médiane (ligne), les quartiles 25-75% (boîtes) et l'étendue (moustaches). Qualité de la représentation de l'espace réduit = 0.23, 0.16, 0.28 et 0.33 pour Q1, Q2, Q3 et Q4 respectivement. Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA (ns = non significatif). Les lettres différentes indiquent des moyennes significativement différentes (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.....20

Figure 8 Répartition des valeurs moyennes de communautés végétales des bassins de rétention (BR), milieux de référence près de la route (MHP) et milieux de référence loin de la route (MHL) pour chacun des habitats échantillonnés. Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA. Les lettres minuscules différentes indiquent des moyennes significativement différentes (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$).....23

Figure 9 Graphiques radar des valeurs moyennes pondérées des communautés végétales (CWM) pour les traits complexes (morphologie, vecteur de dispersion et vecteur de pollinisation) et des traits de compétition, selon le type de site. Les bassins de rétention sont en rouge, les milieux de référence près de la route sont en bleu pâle et les milieux de référence loin de la route sont en bleu foncé. Les valeurs de traits et les traits en gras représentent ceux pour lesquels les CWM sont significativement différentes entre les types de sites, selon une ANOVA. Le trait cycle de vie réfère à annuelle et bisannuelle (1) versus pérenne (2).24

Figure 10 Écart-type de la période de floraison des espèces végétales pollinisées par des insectes. Les valeurs correspondent aux périodes suivantes : 1 avril-mai, 2 mai-juin, 3 juin-juillet, 4 juillet-août, 5 août-septembre. BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.25

Figure 11 Analyse de redondance (RDA) des effets des facteurs locaux (pente, pH et conductivité) et régionaux (agriculture, milieux humides et forêts) sur la composition spécifique végétale (R^2 ajusté = 0.11; variance totale expliquée : 20.89%). CalCan = *Calamagrostis canadensis*; CarStr = *Carex stricta*; GalMol = *Galium mollugo*; Gazon = *Agrostis gigantea*, *Festuca Rubra* et/ou *Poa pratensis*; SciAtr = *Scirpus atrocinctus*; SpaSp = *Sparganium* sp.; TriHyb = *Trifolium hybridum*; TypAng = *Typha angustifolia*; TypLat = *Typha latifolia*; VicCra = *Vicia cracca*.26

Figure 12 Pente (%), valeurs de pH et conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$; transformation logarithmique) pour tous les types de milieux. Sont illustrés la moyenne (losange), la médiane (ligne), les quartiles 25-75% (boîtes) et l'étendue (moustaches). Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA. Les lettres différentes indiquent que les moyennes diffèrent significativement (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.....27

Figure 13 Corrélations entre la distance écologique des bassins de rétention par rapport aux milieux de référence et les variables liées aux fluctuations du niveau de l'eau (battement), à la pente et à l'âge des bassins.28

Figure 14 Analyse en composantes principales (ACP) des communautés végétales des bassins de rétention (part de la variance représentée par les deux premiers axes : 23.93%). CalliPal = *Callitriche palustris*, GalMol = *Galium mollugo*, GalPal = *Galium palustre*, Gazon = *Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et/ou *Poa pratensis*, JunEff = *Juncus effusus*, PhaAru = *Phalaris arundinacea*, RubIda = *Rubus idaeus*, SchTab = *Schoenoplectus tabernaemontani*, TriPra = *Trifolium pratense*, TusFar = *Tussilago farfara*, TypLat = *Typha latifolia*.....29

Figure 15 Analyse en composantes principales (ACP) des variables explicatives mesurées pour les bassins de rétention (part de la variance représentée par les deux premiers axes : 48.7%). Âge = âge du bassin de rétention, Agriculture = proportion d'agriculture dans le paysage environnant, Conductivité = conductivité du plan d'eau ($\mu\text{S cm}^{-1}$), Connectivité hyd. = connectivité hydrologique du bassin avec une rivière, Épaisseur de terre = épaisseur de terre végétale ajoutée au bassin de rétention, Forêts = proportion de forêts dans le paysage environnant, Battement eau = fluctuation du niveau de l'eau, Milieux humides = proportion de milieux humides dans le paysage environnant, Nombre sp. = nombre d'espèces plantées ou semées, Pente = pente de la berge (%), pH = pH du plan d'eau, Taille = superficie totale de l'ouvrage.....30

Figure 16 Analyse de redondance (RDA) montrant les relations entre la composition végétale des bassins de rétention et l'ensemble des variables explicatives (part de la variance représentée par les deux premiers axes : 21.1%). Âge = âge du bassin de rétention, Agriculture = proportion d'agriculture dans le paysage environnant, Conductivité = conductivité du plan d'eau ($\mu\text{S cm}^{-1}$), Connectivité hyd. = connectivité hydrologique du bassin avec une rivière, Épaisseur de terre = épaisseur de terre végétale ajoutée au bassin de rétention, Forêts = proportion de forêts dans le paysage environnant, Battement eau = fluctuation du niveau de l'eau, Milieux humides = proportion de milieux humides dans le paysage environnant, Nombre sp. = nombre d'espèces plantées ou semées, Pente = pente de la berge (%), pH = pH du plan d'eau, Taille = superficie totale de l'ouvrage. EleAci = *Eleocharis acicularis*, Gazon = *Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et/ou *Poa pratensis*, PhaAru = *Phalaris arundinacea*, PotSp = *Potamogeton* sp., RanRep = *Ranunculus repens*, RubAll = *Rubus alleghaniensis*, Rublda = *Rubus idaeus*, TypLat = *Typha latifolia*.31

Figure 17 Schéma des décomptes de masses d'œufs d'amphibiens et des suivis visuels de têtards effectués dans les 60 sites à l'étude.40

Figure 18 Schéma du dispositif d'écoute des chants d'anoures. Chaque auditeur procédait à l'écoute de chaque station en procédant à une station suivante dans le sens horaire.41

Figure 19 A- Photo prise par caméra Spypoint Force-20 pour la mesure du niveau d'eau. Au bas de la figure se trouvent la date, l'heure et la température lors de la prise de photo. B- Schéma du dispositif des mesures de niveau d'eau.....43

Figure 20 Résultats des inférences multimodèle pour les masses d'œufs de salamandres fouisseuses inventoriées en 2019 dans 60 sites à l'étude. Les bandes d'erreur indiquent les intervalles de confiance à 95% autour des estimations de la moyenne des modèles de N-mixture. À noter que l'hydropériode a été calculée à partir de la différence du niveau d'eau à la fin de la saison par rapport au début de la saison, où une valeur négative correspond à une baisse du niveau de l'eau pendant la saison.55

Figure 21 Abondance de masses d'œufs de salamandres fouisseuses en fonction du type de site. Les barres d'erreurs dénotent l'intervalle de confiance à 95%.56

Figure 22 Probabilité de détection des masses d'œufs de la grenouille des bois inventoriées en 2019 en fonction du nombre de jours écoulés depuis la fonte des neiges.57

Figure 23 Probabilité d'occupation des masses d'œufs de grenouille des bois en fonction du type de site. Les barres d'erreurs dénotent l'intervalle de confiance à 95%.58

Figure 24 Moyennes de pH de l'eau des 60 sites échantillonnés en 2019 (A) et 2020 (B) dans les trois régions à l'étude. Les lettres montrent les différences entre les types de milieux humides selon un test de comparaisons multiples de Tukey ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur dénotent des intervalles de confiance à 95% autour des moyennes.....61

Figure 25 Moyennes de conductivité de l'eau des 60 sites échantillonnés en 2019 (A) et 2020 (B) dans les trois régions à l'étude. Les lettres montrent les différences entre les types de milieux humides selon un test de comparaisons multiples de Tukey ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur dénotent des intervalles de confiance à 95% autour des moyennes.....62

Figure 26 Moyennes de turbidité de l'eau des 60 sites échantillonnés en 2019 (A) et 2020 (B) dans les trois régions à l'étude. Les lettres montrent les différences entre les types de milieux humides selon un test de comparaisons multiples de Tukey ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur dénotent des intervalles de confiance à 95% autour des moyennes.....63

Figure 27 Moyennes de fluctuations du niveau de l'eau des 60 sites échantillonnés en 2019. La différence du niveau d'eau (cm) correspond à la différence entre la dernière mesure et la première mesure du niveau d'eau de la saison. Une valeur positive de cette variable indique qu'il y a eu une hausse du niveau d'eau, c'est-à-dire que celui-ci était plus élevé à la fin de la saison. Une valeur négative signifie une baisse du niveau d'eau. Il n'y avait aucune différence entre les trois types de sites. Les barres d'erreur dénotent des intervalles de confiance à 95% autour des moyennes.....64

Figure 28 Moyennes de la variabilité du niveau d'eau des 60 sites échantillonnés en 2019. La variation du niveau d'eau (cm) correspond à la différence entre les mesures du niveau d'eau de chaque journée. La moyenne de ces valeurs a ensuite été calculée afin d'obtenir la variabilité moyenne par site. Une valeur négative signifie une variation moyenne qui tend vers une baisse du niveau d'eau, puis une valeur positive signifie une hausse.....64

Figure 29 Fluctuations quotidiennes du niveau d'eau dans les trois types de sites pendant la saison d'activité des amphibiens en 2019. À l'intérieur d'une même figure, chaque ligne correspond à un site différent. La variation du niveau d'eau (cm) des différents sites représentent la différence du niveau entre deux jours consécutifs (niveau d'eau au jour $i+1$ – niveau d'eau au jour i).65

1. INTRODUCTION

Les milieux humides ont la capacité d'assurer un grand nombre de fonctions écologiques telles que le stockage et la filtration de l'eau, la dénitrification, l'accumulation et la décomposition de la matière organique, en plus de fournir un habitat pour une grande diversité d'espèces animales et végétales (Richardson, 1994; Zedler et Kercher, 2005; von Korff et al., 2014, Gouvernement du Canada, 2016). Ces fonctions écologiques permettent aux milieux humides d'offrir de nombreux services écologiques à la société, dont la régulation des crues, le contrôle de l'érosion et des sédiments, la séquestration du carbone ou encore le traitement d'eaux usées (Hemond et Benoit, 1988; Richardson, 1994; MA 2005; Gundersen et al. 2010; Kimmel et Mander 2010; ten Brink et al. 2013). De plus, ces milieux présentent une grande valeur économique grâce aux activités récréatives et éducatives qu'ils procurent (Hemond et Benoit, 1988; Richardson, 1994, MA, 2005; Li et Gao 2016; Calder et al. 2019). Cependant, avec la dégradation et la fragmentation des milieux humides, ces derniers ne peuvent remplir leurs fonctions écologiques adéquatement, résultant aussi d'une perte des services écologiques (Hemond et Benoit, 1988; Hamer, 2018). Parmi les sources de perturbations de ces écosystèmes, les pratiques agricoles, les activités forestières et l'urbanisation sont les plus importants (MELCC, 2021; Poulin et al., 2016). Au Québec, la loi 132 et le Règlement sur la compensation pour l'atteinte aux milieux humides et hydriques ont été instaurés afin d'atténuer les effets de leur dégradation et exigent des mesures compensatoires lorsqu'un projet est sujet à altérer ces milieux (Gouvernement du Québec, 2019).

La présence d'infrastructures humaines qui imperméabilisent les sols est particulièrement problématique lorsqu'il est question de gestion des eaux pluviales (Brand et Snodgrass, 2010; Scheffers et Paszkowski, 2013). Afin de contrôler la quantité et la qualité de l'eau dans ces endroits, des pratiques de gestion optimale ont été appliquées au Québec, dont la construction de bassins de rétention des eaux pluviales. Suivant le Règlement sur la compensation pour l'atteinte des milieux humides et hydriques, des mesures de compensations sont exigées afin de contrebalancer les différents impacts que certains projets routiers peuvent avoir sur l'environnement (Gouvernement du Québec, 2019). Certains bassins – comme ceux à retenue permanente – peuvent procurer des services semblables aux milieux humides (Moore et Hunt, 2012). Au Québec, on considère que bien qu'ils ne remplissent pas toutes les mêmes fonctions que des milieux humides fonctionnels, ceux-ci pourraient être conçus de façon à constituer un milieu humide pérenne et fonctionnel (MELCC, 2021).

Suivant ce questionnement, le présent projet vise à quantifier les fonctions écologiques des habitats floristiques et fauniques des bassins de rétention des eaux pluviales dans les emprises routières en les comparant à des milieux humides naturels de référence, et ce, à différentes distances de la route. Pour

ce faire, le projet se décline en deux volets. Le premier volet porte sur les communautés végétales et a pour objectif d'évaluer la diversité et la composition taxonomiques et fonctionnelles des bassins de rétention des eaux pluviales et d'évaluer si celles-ci se rapprochent de celles des milieux humides de référence situés à proximité. Le deuxième volet cible les communautés fauniques, principalement l'utilisation des bassins par les amphibiens. Les deux volets impliquent également la collecte de données sur les caractéristiques hydrologiques des bassins (fluctuation des niveaux d'eau) et les caractéristiques physico-chimiques de l'eau présente dans ces bassins. Ce rapport présente les résultats finaux de l'étude qui s'est déroulée sur deux saisons de terrain (2019 et 2020).

2. AIRE D'ÉTUDE

Les bassins de rétention étudiés étaient localisés le long de quatre axes routiers de trois régions physiographiques (Bouclier canadien, les Appalaches, les Basses-terres du Saint-Laurent) du sud-est du Québec (Fig. 1). Les routes étudiées incluaient trois autoroutes et une route régionale de deux à quatre voies selon le segment, pour lesquelles la circulation routière annuelle quotidienne moyenne varie de 7000 véhicules (autoroutes 175 et 85) à 15 000 véhicules (routes 367 et 73; MTQ, 2019).

L'aire d'étude englobait quatre domaines bioclimatiques, soit la sapinière à bouleau jaune, l'érablière à bouleau jaune, l'érablière à tilleul et la sapinière à bouleau blanc. Pour les sites de la Capitale-Nationale, la température annuelle moyenne varie de 0.5°C au nord à 4.7°C au sud, avec des précipitations annuelles moyennes de 1288 mm, dont 24% tombent sous forme de neige. Pour les sites dans Chaudière-Appalaches, la température annuelle moyenne est de 4.5°C et les précipitations annuelles moyennes de 1117 mm, dont 20% tombent sous forme de neige. Enfin, pour les sites du Bas-Saint-Laurent, la température annuelle moyenne est de 3.4°C et les précipitations annuelles moyennes de 1029 mm, dont 26% tombent sous forme de neige (MELCC, 2021).

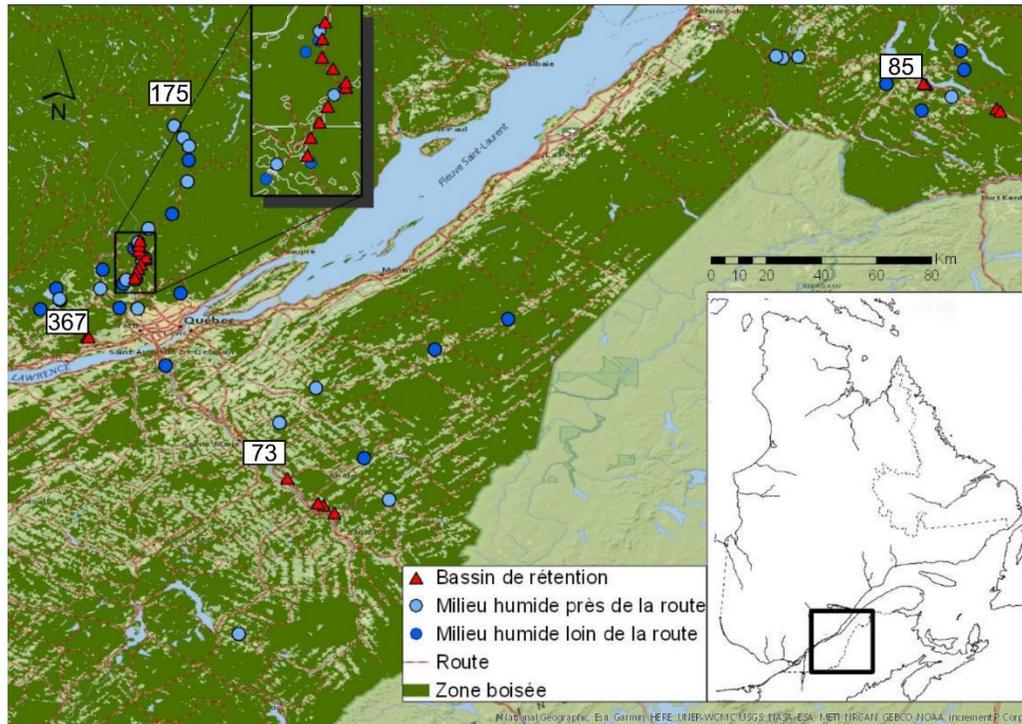


Figure 1 Carte de localisation de l'aire d'étude et des 60 sites d'étude dans la province de Québec. Les routes étudiées sont identifiées par leur numéro.

2.1 Sélection des sites

2.1.1 Bassins de rétention

Les bassins de rétention retenus pour l'étude ont été sélectionnés à partir d'une liste de 174 sites potentiels fournie par le ministère des Transports du Québec. Ces sites étaient distribués dans trois régions administratives, soit la Capitale-Nationale, Chaudière-Appalaches et le Bas-Saint-Laurent. Étant donné la faible disponibilité des bassins secs et de la difficulté, voire l'impossibilité, de trouver des écosystèmes de référence appropriés pour ces sites, seuls les bassins de rétention à retenue permanente ont été considérés. Les sites construits après 2016 ont été éliminés puisqu'ils ont été considérés trop récents pour que les communautés végétales et fauniques se soient bien établies. Les bassins de rétention situés en milieu urbain ont également été éliminés pour éviter une trop grande variabilité dans la composition du paysage et encore ici en raison de la difficulté d'y trouver des écosystèmes de référence. Finalement, les sites situés à moins de 500 m d'un autre site ont été retirés pour éviter une trop grande autocorrélation spatiale. Sur les 23 sites potentiels restants, 20 ont été sélectionnés de façon aléatoire. La sélection finale comptait 12 bassins de rétention dans la région de la Capitale-Nationale, quatre dans Chaudière-Appalaches et quatre dans le Bas-Saint-Laurent. Dans chaque région, la moitié

des bassins étaient enclavés, puis l'autre moitié étaient non-enclavés par la route (Fig. 1; Annexe A). Dans le texte, le terme bassin enclavé désigne un bassin entouré par une voie de circulation (p. ex. dans une boucle d'échangeur).

2.2.2 Écosystèmes de référence

Un écosystème de référence est un milieu utilisé comme valeur comparative pour évaluer l'état d'un écosystème aménagé ou restauré (SER, 2004). Les sites choisis pour servir d'écosystèmes de référence doivent représenter la variabilité naturelle des conditions retrouvées dans les milieux naturels, spatialement et temporellement. Les écosystèmes de référence choisis présentaient une structure de végétation relativement semblable aux bassins de rétention à retenue permanente, avec la présence d'une surface d'eau libre de moins d'un hectare et d'une bande végétalisée non-arborée au niveau de la berge. Pour chaque bassin de rétention, deux écosystèmes de référence ont été sélectionnés, soit un à proximité d'une route pavée (à moins de 50 m) et un second plus éloigné de toute route pavée (entre 50 m et 1 km; $\bar{x} = 220,8 \text{ m} \pm 265 \text{ m}$). Les écosystèmes de référence étaient situés dans les mêmes régions administratives que les bassins de rétention sélectionnés et dans les mêmes domaines bioclimatiques lorsque possible. Au total, 40 milieux humides de référence ont été sélectionnés pour l'étude (Fig. 1; Annexe B), dont 34 étaient situés dans les mêmes domaines bioclimatiques que les bassins de rétention à l'étude, le reste des sites étant localisés dans des domaines bioclimatiques adjacents (dû au manque de sites adéquats à proximité des bassins). La sélection a été effectuée sans égard à la composition des communautés végétales ou à la qualité de l'habitat.

3. VOLET 1 : LES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

3.1 Mise en contexte

Le volet 1 du projet porte sur les communautés végétales établies dans les bassins de rétention d'eaux pluviales. Dans un contexte où les superficies occupées par les milieux humides sont en forte diminution dans le sud du Québec (Pellerin et Poulin, 2013), l'aménagement de bassins de rétention est susceptible de fournir des habitats supplémentaires intéressants aux plantes typiques des milieux humides. L'apport des bassins de rétention à la conservation de ces espèces est cependant peu connu. Le projet vise donc à inventorier les espèces présentes sur ces sites et à évaluer leur apport aux fonctions écologiques des bassins de rétention d'eaux pluviales, et ce, par le biais de leurs traits fonctionnels.

Les traits fonctionnels sont couramment utilisés pour comprendre les mécanismes régissant les communautés végétales et les services qu'ils peuvent rendre (Cresswell et al., 2018). Ces traits sont alors définis comme des mesures

de caractéristiques physiologiques, morphologiques, phénologiques et écologiques importantes pour la réponse des plantes à leur environnement et leur impact sur le milieu (Diaz et Cabido, 2001; Suding et al. 2008). Par exemple, la dispersion des fruits et graines est un processus clé dans la compréhension des facteurs menant à la colonisation d'un milieu créé ou restauré (Pywell et al., 2003), sur lequel le type de paysage et la proximité des routes peuvent avoir une grande influence (Jodoin et al., 2008). La période de floraison et le type de pollinisation des fleurs sont des traits permettant de comprendre le rôle du milieu étudié pour le soutien aux populations de pollinisateurs au cours de la saison (Sargent et Ackerly, 2008). Le taux de croissance et la hauteur maximale des plantes est directement lié à leur habileté compétitive et alors à leur propension à dominer le milieu au fil du temps. La présence de légumineuse peut informer sur la capacité de la communauté à fixer l'azote de l'air (Guinet et al., 2020). Enfin, la profondeur d'enracinement et la biomasse peuvent fournir des indications sur la capacité de bio-rétention des plantes (Sargent et Ackerly, 2008).

Les diversités taxonomique et fonctionnelle sont deux paramètres permettant d'évaluer la valeur écologique des communautés végétales. Les bassins de rétention sont susceptibles d'être colonisés par des espèces exotiques, notamment celles considérées comme envahissantes (Jodoin et al., 2008). En effet, ces espèces envahissantes peuvent s'établir dans des bassins de rétention suite aux perturbations des sols lors du creusage des canaux de drainage et de la création des bassins, de l'absence de compétition, de l'apport accru en nutriments et de la proximité de la route qui peut agir comme un couloir de propagation efficace (von der Lippe et Kowarik, 2008). Les routes ou les voitures elles-mêmes peuvent également être des sources de contaminants, notamment suite au déglacage par l'ajout de sel (Cunningham et al, 2007), ce qui peut restreindre le nombre d'espèces pouvant coloniser les bassins. Ainsi, ces diverses perturbations peuvent agir comme filtres environnementaux et limiter la diversité taxonomique et fonctionnelle de ces milieux.

3.2 Objectifs

Le volet sur les communautés végétales s'articule autour de deux objectifs spécifiques présentés ci-dessous.

3.2.1 Documenter les fonctions écologiques d'habitats en termes de diversité végétale des bassins de rétention des eaux pluviales aménagés dans les emprises routières. Cet objectif se décline en trois sous-objectifs :

- a. Identifier les espèces floristiques présentes dans les bassins de rétention et comparer cette flore à celle des milieux humides de référence en termes de richesse et diversité.
- b. Caractériser les traits fonctionnels des plantes identifiées dans les bassins de rétention et comparer ces traits à ceux des milieux humides de références.

- c. Évaluer l'influence de divers facteurs environnementaux à la composition des communautés végétales de l'ensemble des sites d'étude.

3.2.2 Recommander des bonifications d'aménagement des bassins de rétention pour favoriser une convergence des communautés végétales vers les milieux humides naturels et optimiser certaines fonctions écologiques de biodiversité qui leur sont associées.

3.3 Méthodologie

3.3.1 Inventaires floristiques

Les inventaires floristiques ont été réalisés entre juin et août 2019, excepté pour huit sites qui ont été inventoriés à la fin de juillet 2020 pour augmenter le nombre de sites total et équilibrer la taille des groupes. Rappelons ici que les groupes, sont 1) les bassins de rétention, 2) les milieux humides naturels à proximité d'une route pavée (< 50 m) et 3) les milieux humides naturels loin de toute route pavée (> 50 m). Les sites inventoriés avant la mi-juillet ont été visités à deux reprises, puisqu'un nombre important d'espèces fleurit plus tard en saison.

Chaque site était d'abord divisé en trois zones présentant une végétation et une topographie homogène, et la représentativité (% en termes de superficie du milieu) de chaque zone était notée (Fig. 2). Un transect était placé au centre de chaque zone, perpendiculairement à la berge, s'étendant de l'habitat aquatique jusqu'au haut du talus. Sur chaque transect, un quadrat était disposé dans chacun des quatre habitats suivants : l'habitat aquatique, la berge aquatique, la berge terrestre et le haut de talus (Fig. 2). Les différents habitats correspondaient aux quatre communautés végétales s'établissant de part et d'autre de la limite de l'eau. Ainsi, l'habitat aquatique (Q1) correspondait à la limite inférieure des plantes émergentes, la berge aquatique (Q2) représentait la frange de végétation aquatique située directement sous la limite de la surface de l'eau, la berge terrestre (Q3) était la bordure exondée du rivage, et le haut de talus (Q4) constituait l'habitat représentatif de l'ensemble de la végétation établie en amont des communautés de berge. Les habitats correspondant à la berge se trouvent tous deux dans la zone de fluctuations du niveau d'eau. Afin de distinguer l'habitat Q3 du Q2, l'appellation terrestre lui est donnée, afin de souligner le fait qu'elle se trouvait au-dessus de la limite de l'eau lors des inventaires; cela ne constitue pas un habitat terrestre au sens strict. La longueur des transects variait d'un site à l'autre en fonction des différentes communautés végétales présentes, et ce, en lien avec la pente. Les quadrats couvraient une superficie de 5 m² avec une longueur et une largeur variable afin de s'adapter aux habitats étroits (les quadrats variaient de 1 × 5 m à 2 × 2,5 m).

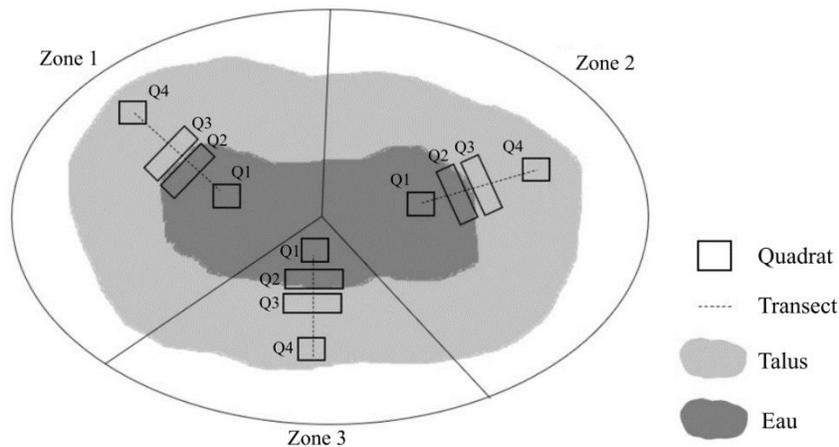


Figure 2 Représentation schématique du dispositif d'échantillonnage de la végétation. Le long de chaque transect, de la zone inondée vers le haut de talus, les quatre quadrats représentent 1) l'habitat aquatique, 2) la berge aquatique, 3) la berge terrestre et 4) le haut de talus.

Toutes les espèces végétales présentes dans les quadrats étaient identifiées et leur recouvrement horizontal était évalué selon six classes : < 1 %, 1–5 %, 6–25 %, 26–50 %, 51–75 % and 76–100 % (Bonham, 1989). Le recouvrement moyen des espèces dans chaque habitat pour chaque site a été calculé. Pour ce faire, la valeur médiane des classes de recouvrement a été utilisée et la moyenne a été pondérée selon la représentativité spatiale des trois zones correspondantes aux trois transects. Finalement, le recouvrement des espèces à l'échelle du site était obtenu en calculant la moyenne des moyennes pondérées de recouvrement obtenues pour chaque espèce dans les quatre habitats du site.

Pour les inventaires réalisés dans des talus où les espèces graminéoïdes associées au gazon n'étaient pas identifiables en raison de la fauche, le recouvrement était noté sous l'appellation «gazon». Afin d'uniformiser les inventaires, toutes les occurrences des espèces semées par le MTQ lors de la construction des bassins de rétention ont été regroupées dans cette variable composite. Il s'agit des espèces *Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et *Poa pratensis*.

3.3.2 Facteurs environnementaux

La superficie totale des sites a été calculée à l'aide du logiciel ArcGIS, ce qui inclut le plan d'eau et l'ensemble de la berge jusqu'au haut du talus pour les bassins de rétention, ou le plan d'eau et la bande végétalisée non-arborée pour les milieux de référence. La connectivité hydrologique apparente de surface a été également évaluée à l'aide d'ArcGIS, en utilisant les données du réseau

hydrographique national du Canada (CCCOT, 2021) et en validant avec les images satellitaires (Google Maps, 2021). Les bassins de rétention situés à moins de 50 m d'un cours d'eau ont été considérés comme ayant une connectivité hydrologique avec le milieu environnant, en excluant les bassins de rétention situés à la tête d'un cours d'eau. La pente (%) de la rive pour chaque transect a été mesurée à l'aide d'un clinomètre, puis la moyenne des trois transects a été utilisée comme valeur pour l'ensemble du site. La conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$) et le pH de l'eau de surface ont été mesurés sur un échantillon composé de six sous-échantillons récoltés à différents endroits du plan d'eau afin de prendre en compte la variabilité intra-site. La composition du paysage sur un rayon de 1 km (i.e., surfaces agricoles, milieux humides et forêts) a été caractérisée à l'aide du logiciel ArcGIS. Les données géographiques ont été fournies par Ressources Naturelles Canada, la Financière Agricole du Québec et Canards illimités.

De l'information sur les caractéristiques des bassins de rétention a été obtenue du ministère des Transports. Cela incluait leur année de construction ($n = 20$ sites), le matériau utilisé pour former le fond du bassin ($n = 11$ sites), l'épaisseur de terre végétale utilisée au niveau de la berge ($n = 13$ sites) et une liste des espèces plantées ou semées (sans information sur la quantité; $n = 18$ sites), en excluant l'hydroensemencement, appliqué de façon généralisée dans les talus. Ces données ont été complétées par la donnée de fluctuations du niveau d'eau observée dans les bassins de rétention, obtenue grâce aux données enregistrées par caméra pour le volet faunique (section 4.3.3). La fluctuation correspond à la différence entre les niveaux minimal et maximal observés au cours de la saison. La fluctuation du niveau d'eau, ainsi que la pente et la superficie des bassins de rétention ont été considérées comme des variables liées à l'aménagement et ont servi à caractériser les bassins de rétention (Tableau 1). L'information sur les espèces plantées ou semées a été condensée en une variable quantitative correspondant au nombre d'espèces semées, afin de pouvoir être incluse dans les analyses.

L'Annexe C présente des photos de quelques sites montrés en exemple, incluant des bassins de rétention, des milieux humides près de la route et des milieux humides loin de la route des trois régions administratives.

Tableau 1 Caractéristiques des 20 bassins de rétention des eaux pluviales en bordure de route pour chaque région.

ID ^{1,2}	Année ^{1,3}	Fond ^{1,4}	Terre ^{1,5} (mm)	Espèces ^{1,6}	Superficie (ha)	Fluctuations moyennes du niveau ⁷ (cm)	Pente ⁸ (%)	Connectivité ⁹
Bas-Saint-Laurent								
10470	2015	NA	NA	4	0.99	6.9	20.5	
11062	2015	NA	NA	3	0.69	2.9	20.7	
3D	2013	Géocomposite	200	9	0.78	38.8	18.8	
5D	2015	Enrochement	300	9	0.74	3.2	18.7	
Capitale-Nationale								
103971	2009	Enrochement	400	18	0.56	19.2	17.5	Oui
103991	2010	Enrochement	400	11	0.4	46.8	17.8	
104001	2009	Enrochement	400	18	0.23	14.5	18.2	
104958	2010	Enrochement	400	11	0.37	5.3	12.8	Oui
104963	2010	Enrochement	400	11	0.19	6.8	20.2	
104978	2010	Enrochement	NA	14	0.53	7.6	25.7	Oui
104994	2010	Enrochement	400	11	0.21	8.4	17.0	
105023	2011	Enrochement	400	17	0.41	46.2	19.8	
105079	2011	Loam Arg (200)	150	14	0.31	39.4	21.5	
105198	2008	NA	NA	NA	0.83	9.2	7.8	
105710	2013	NA	NA	0	0.28	65.2	12.5	
105711	2013	NA	NA	0	0.29	16.4	13.0	
Chaudières-Appalaches								
bsnsup	2015	NA	100	7	0.13	6.9	25.8	
Loubier	2015	NA	100	NA	0.39	11.6	19.0	
n3	2015	NA	NA	5	0.14	8.6	10.1	
n4 Est	2014	NA	100	7	0.2	4.3	21.7	

¹Données provenant du MTQ. ²Identifiant des sites. ³Année de construction. ⁴Matériau constituant le fond du bassin. ⁵Épaisseur de terre végétale ajoutée à la berge. ⁶Nombre d'espèces plantées ou semées. La liste inclut : *Acer ginnala*, *Achillea millifolium*, *Alnus alnobetula* subsp. *crispa*, *Alnus incana* subsp. *rugosa*, *Amelanchier* sp., *Calamagrostis canadensis*, *Caragana arborescens*, *Carex stipata*, *Cornus alternifolia*, *Cornus sericea*, *Diervilla lonicera*, *Elodea canadensis*, *Eutrochium maculatum*, *Juncus effusus*, *Myrica gale*, *Nuphar variegata*, *Physocarpus opulifolius*, *Pontederia cordata*, *Potamogeton epihydrus*, *Rhus typhina*, *Rosa rugosa*, *Sagittaria latifolia*, *Salix discolor*, *Sambucus canadensis*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Solidago canadensis*, *Sparganium eurycarpum*, *Sparganium fluctuans*, *Spiraea alba* var. *latifolia*, *Sporobolus michauxianus*, *Tanacetum vulgare*, *Viburnum cassinoides*, *Viburnum trilobum*. ⁷Fluctuations du niveau d'eau observées en 2019. ⁸Pente de la berge, moyenne des trois transects. ⁹Connectivité hydrologique : indique si le bassin se trouve à moins de 50 m d'un cours d'eau.

3.3.3 Traits fonctionnels

Douze traits fonctionnels (Tableau 2) ont été compilés (McIntyre et al., 1999; Weiher et al., 1999; Westoby et al., 2002). Les traits choisis permettent de caractériser la diversité de niches écologiques (p. ex. morphologie, statut hydrique), l'attrait pour la faune ou les pollinisateurs (p. ex. vecteurs de

dispersion et de pollinisation) ou encore de comprendre les processus de colonisation des différents types de sites (p. ex. traits liés à la compétition). Les traits ont été principalement obtenus des bases de données TRY (Kattge et al., 2020), LEDA (Kleyer et al. 2008), BIEN (Maitner et al. 2018), ainsi que dans Ordonez et Olff (2012). L'origine indigène ou exotique des espèces a été incluse dans les analyses des traits fonctionnels, puisqu'elle permet de mieux comprendre le processus de colonisation ayant lieu dans les bassins de rétention. La liste des espèces considérées comme envahissantes se trouve à l'Annexe D.

Tableau 2 Liste et description des traits fonctionnels sélectionnés, ainsi que la proportion d'espèces pour lesquelles l'information était.

Trait fonctionnel	Description	Variable	Fonction	Proportion d'espèces
Cycle de vie	1. annuelle ou bisannuelle, 2. pérenne	Ordinale	Persistance	99%
Période de floraison	1. avril-mai, 2. mai-juin, 3. juin-juillet, 4. juillet-août, 5. août-septembre	Ordinale	Support à la pollinisation	94%
Hauteur végétative max	(cm)	Quantitative	Compétition	94%
Légumineuse	0. Non-légumineuse, 1. Légumineuse	Binaire	Fixation de l'azote	100%
Morphologie	ptéridophyte, graminioïde, herbacée non graminioïde, arbuste, arbre, vigne, aquatique, mousse	Qualitative	Persistance	100%
Potentiel envahissant	0. aucun, 1. potentiel reconnu	Binaire	Compétition	100%
Reproduction végétative	0. aucune, 1. possible	Binaire	Persistance	98%
Statut hydrique	Obligée des MH, Facultative des MH, Non indicatrice	Qualitative	Persistance	99%

Surface foliaire spécifique (SLA)	(mm ² /mg)	Quantitative	Persistance	79%
Tolérance à l'ombre	1. intolérant à l'ombre, 2. semi-tolérant à l'ombre, 3. tolérant à l'ombre	Ordinale	Compétition	96%
Vecteurs de dispersion	myrmécochore, endozoochore (oiseaux), hydrochore, ballistochore, endozoochore autre que oiseau, non assisté, anthropochore, anémochore, exozoochore	Qualitative	Colonisation	100%
Vecteurs de pollinisation	Vent, insectes, Eau, Autopollinisation, Aucune pollinisation	Qualitative	Support à la pollinisation	100%

3.4 Analyses statistiques

3.4.1 Richesse taxonomique

La richesse taxonomique correspond au nombre total de taxons distincts observés à un site. La même approche a servi à calculer la richesse taxonomique par habitat (aquatique, berge aquatique, berge terrestre et haut de talus). Des modèles linéaires ont été utilisés pour vérifier s'il y avait des différences significatives entre les types de milieux (i.e., bassins de rétention, milieux humides de références) et les habitats. Les postulats quant à la distribution des résidus et de l'homogénéité des variances ont été vérifiés (tests de Shapiro-Wilk et Bartlett). Advenant un résultat significatif, des comparaisons multiples étaient effectuées à l'aide d'un test de LSD afin d'identifier quels types de milieux ou quels habitats étaient différents des autres. Les valeurs de p ont été corrigées à l'aide de la correction de Holm pour les comparaisons multiples.

Les différences quant au recouvrement relatif des taxons obligés de milieux humides, ainsi que des taxons exotiques (% du couvert total) selon le type de milieux ont été vérifiées à l'aide de tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis et de tests de comparaisons multiples de Wilcoxon. Le statut hydrique de chaque taxon a été obtenu de Bazoge et al. (2015) et la base de données

PLANTS (USDA et NRCS, 2020), tandis que l'origine des taxons (indigène ou exotique) a été vérifiée sur VasCan (Brouillet et al., 2020).

3.4.2 Diversité bêta et composition spécifique

Les différences de diversité bêta (diversité entre les sites) selon le type de milieux ont été vérifiées à l'aide d'un test de distances pour l'homogénéité de dispersion multivariée (PERMDISP; Anderson et al., 2006). L'analyse a été faite pour les sites (tous quadrats et transects regroupés), puis pour chaque habitat. Ce test permet de calculer la distance de chaque site à la médiane du groupe qui lui est associée (ici le type de milieu) dans une ordination (analyse en coordonnées principales) et de vérifier si ces distances diffèrent entre les types de milieu à l'aide d'un test de permutations. Plus précisément, une matrice de distances site-site a été construite à partir de la matrice site-taxon en utilisant la distance de Hellinger afin de déterminer la position des centroïdes de chaque groupe. La distance de chaque site au centroïde de son groupe a ensuite été mesurée. La dispersion de ces distances (variance intra-groupe) a ensuite été utilisée comme valeur de diversité bêta. Une analyse de variance avec 9999 permutations a été utilisée pour vérifier si la diversité bêta différait selon le type de milieux suivie d'un test de LSD pour identifier les types différents.

Afin de comparer la composition spécifique entre les types de milieux, les différences quant à la position des centroïdes de chaque groupe ont été testées à l'aide d'une analyse PERMANOVA (9999 permutations). Des comparaisons par paires avec correction de Bonferroni ont été réalisées sur les types de sites pour identifier lesquels étaient différents. Puisque ce test est susceptible à de grandes valeurs de dispersion multivariée, l'interprétation s'est aussi appuyée sur un examen visuel des résultats d'une analyse en coordonnées principales (PCoA).

3.4.3 Diversité fonctionnelle

La diversité fonctionnelle a été analysée selon les trois indices proposés par Villéger et al. (2008), soit la richesse fonctionnelle (Fric), la régularité fonctionnelle (Feve) et la divergence fonctionnelle (Fdiv). L'analyse de la diversité fonctionnelle a été effectuée sur une matrice de végétation incluant 315 taxons (99.4 % de l'ensemble des taxons), représentant en moyenne 95% du recouvrement total à chaque site. Les taxons ayant plus de quatre valeurs de traits manquantes ont été exclus de l'analyse. Ici, la richesse fonctionnelle représente l'espace fonctionnel occupé par les taxons d'une communauté dans un espace multivarié, où chaque axe correspond à un trait fonctionnel. La richesse fonctionnelle nous informe sur la diversité de stratégies empruntées par les plantes pour s'établir et persister dans le milieu. Cet indice est uniquement affecté par les valeurs maximales et minimales et est généralement corrélé à la richesse spécifique. En contrepartie, la régularité fonctionnelle décrit la régularité de la distribution de l'abondance et des valeurs fonctionnelles dans cet espace fonctionnel. La régularité fonctionnelle reflète l'efficacité de la communauté à utiliser les ressources disponibles. La divergence fonctionnelle, quant à elle, reflète la disparité de l'abondance dans l'espace fonctionnel, ce qui

représente en quelque sorte la complémentarité des niches écologiques. Contrairement à la richesse fonctionnelle, la régularité et la divergence fonctionnelles ne sont pas influencées par la richesse taxonomique. Les trois indices sont calculés à partir de l'abondance des taxons (matrice sites-taxons) et d'une matrice de distance de Gower des traits fonctionnels. La matrice de distance a été transformée à l'aide de la correction de Cailliez afin de la rendre euclidienne. L'effet du type de milieu a été testé dans un modèle linéaire, suivi par des comparaisons multiples avec le test de LSD. La correction de Holm a été appliquée aux valeurs de p . La distribution des résidus et l'homogénéité des variances ont été vérifiées avec les tests de Shapiro-Wilk et de Bartlett. Les traits significatifs ont été identifiés avec une sélection de modèle *stepwise* par critère d'information d'Akaike (AIC).

3.4.4 Facteurs environnementaux

Les différences entre les types de milieux en termes de variables environnementales locales (pente, pH et conductivité de l'eau) ont été testées à l'aide d'un modèle linéaire. Les principaux facteurs associés à l'hétérogénéité de la végétation ont été déterminés à l'aide d'une analyse de redondance (RDA) des données de végétation contraintes par les variables environnementales locales (du site) et régionales (composition du paysage). Les données de végétation ont subi une transformation de Hellinger. Les variables environnementales ont été centrées et réduites, et la significativité du modèle a été évaluée à l'aide d'un test de permutation (9999 permutations; Legendre et Legendre, 1998).

Pour faciliter l'interprétation et mieux comprendre l'effet de l'aménagement des bassins de rétention sur leur composition taxonomique, des corrélations ont été estimées entre les variables d'aménagement et la distance écologique entre les bassins de rétention et les milieux de référence, pour chacun des quatre types d'habitat. Ainsi, à partir de la matrice de distances site-site calculée précédemment avec les données d'espèces, la distance moyenne de chaque bassin de rétention à l'ensemble des sites de référence a été mesurée, puis mise en relation avec les variables «année de construction» (convertie en âge), «épaisseur de terre végétale», «nombre d'espèces plantées ou semées», «superficie de l'ouvrage», «fluctuation du niveau d'eau» et «pente». Une courbe de régression a été tracée et la valeur du coefficient de régression ajusté (R^2) a été calculée.

Afin de caractériser plus spécifiquement les bassins de rétention, des analyses en composantes principales (ACP) ont été réalisées avec les données de communautés végétales d'une part et les variables environnementales d'autre part. L'ACP des communautés végétales a été réalisée à partir de la matrice site-espèces ayant subi une transformation de Hellinger (Legendre et Legendre 2012). L'ACP des variables environnementales a été réalisée à partir de la matrice sites-variables environnementales centrée-réduite. La variable «fond», décrivant le matériau utilisé pour faire le fond du bassin n'a pas pu être incluse dans l'analyse en raison du nombre de données manquantes (plus du tiers). Pour les variables «épaisseur de terre» et «nombre d'espèces plantées ou

semées», les données manquantes (NA) ont été remplacées par la valeur moyenne de l'ensemble des bassins de rétention.

À partir des matrices de variables environnementales et d'espèces, diverses analyses de redondance (RDA) ont été réalisées, afin d'identifier directement les variables environnementales qui ont un impact sur la composition taxonomique des bassins de rétention. Une première RDA a été calculée avec toutes les variables environnementales, puis une seconde avec les données de position des bassins (latitude et longitude) afin de détecter tout biais géographique. Des RDA partielles ont ensuite été calculées, en retirant la variance associée aux coordonnées géographiques, en incluant soit uniquement les variables liées à l'eau (fluctuation du niveau d'eau, pH, conductivité), les variables de paysage (proportion de terres agricoles, de forêts et de milieux humides environnants et connectivité hydrologique), les variables associées à l'aménagement des bassins (âge, épaisseur de terre végétale, nombre d'espèces plantées ou semées, taille, pente) ou l'ensemble des variables de ces trois catégories.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R 4.0.1 (R Core Team, 2019). Les analyses de variance ont été effectuées avec la fonction *Anova* du *package* «*car*» (Fox et al., 2019). Les tests de Shapiro-Wilk ont été effectués avec la fonction *shapiro.test*, les tests de Bartlett avec la fonction *bartlett.test* et les tests de Wilcoxon avec la fonction *wilcox.test* provenant toutes du *package* «*stats*» (R Core Team, 2019). Les tests de LSD ont été effectués avec la fonction *LSD.test* et les tests de Kruskal-Wallis avec la fonction *kruskal* provenant toutes deux du *package* «*agricolae*» (Mendiburu, 2020). Les distances de Hellinger ont été calculées avec la fonction *vegdist*, les analyses de dispersion multivariées ont été effectuées avec la fonction *betadisper*, la localisation des centroïdes a été mesurée avec la fonction *adonis2*, les transformations d'Hellinger et les standardisations ont été effectuées avec la fonction *decostand*, les analyses de redondances avec la fonction *rda* et les tests de permutation avec la fonction *anova.cca*, provenant toutes du *package* «*vegan*» (Oksanen et al., 2019). La richesse, la régularité et la divergence fonctionnelle ont été mesurées avec la fonction *dbFD* du *package* «*FD*» (Laliberté et al., 2014). Finalement, la sélection de modèle *stepwise* par AIC a été effectuée avec la fonction *stepAIC* du *package* «*MASS*» (Ripley, 2020).

3.5 Résultats

3.5.1 Richesse taxonomique

Au total, 319 taxons de plantes ont été identifiés dans les 60 sites d'étude, soit 207 dans les bassins de rétention, 224 dans les milieux humides près de la route et 200 dans les milieux humides loin de la route. Parmi les espèces recensées dans les bassins, 53 espèces étaient des obligées et 57 des facultatives de

milieux humides. Les plantes de milieux humides constituaient ainsi la moitié de la flore des bassins de rétention.

Les trois taxons les plus communs dans les bassins de rétention étaient *Solidago canadensis* et *Euthamia graminifolia*, puis *Vicia cracca*, une espèce exotique (Tableau 3). Pour chacun des deux types de milieux humides de référence, les trois taxons les plus communs étaient tous indigènes. Dans les milieux humides près de la route, les trois taxons les plus communs étaient *Galium palustre*, *Calamagrostis canadensis* et *Spiraea alba* var. *latifolia*, alors que dans les milieux humides loin de la route, le taxon le plus commun était *Galium palustre*, suivi par *Calamagrostis canadensis* et *Scirpus atrocinctus*.

La richesse moyenne des bassins de rétention était significativement plus élevée que celle des deux types de milieux humides de référence, alors que ces derniers présentaient une richesse comparable (Fig. 3A). Ce résultat est principalement attribuable à la différence de richesse observée dans la berge terrestre (Fig. 3B), alors que pour tous les autres habitats, la richesse était comparable entre les types de milieux.

Tableau 3 Taxons de plantes les plus fréquemment observés selon les trois types de milieux. La fréquence de chaque taxon (% de sites où le taxon a été trouvé) est indiquée. Les espèces exotiques sont indiquées en caractères gras.

Bassins de rétention		Milieux humides près de la route		Milieux humides loin de la route	
	%		%		%
<i>Solidago canadensis</i>	100	<i>Galium palustre</i>	90	<i>Galium palustre</i>	95
<i>Euthamia graminifolia</i>	100	<i>Calamagrostis canadensis</i>	75	<i>Calamagrostis canadensis</i>	95
<i>Vicia cracca</i>	90	<i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i>	70	<i>Scirpus atrocinctus</i>	75
<i>Typha latifolia</i>	80	<i>Lycopus uniflorus</i>	70	<i>Carex canescens</i>	70
<i>Solidago rugosa</i>	80	<i>Carex canescens</i>	70	<i>Abies balsamea</i>	70
<i>Scirpus atrocinctus</i>	80	<i>Scirpus microcarpus</i>	65	<i>Sparganium eurycarpum</i>	65
<i>Leucanthemum vulgare</i>	80	<i>Impatiens capensis</i>	65	<i>Onoclea sensibilis</i>	65
<i>Juncus effusus</i>	80	<i>Fragaria virginiana</i>	65	<i>Juncus effusus</i>	65
<i>Tussilago farfara</i>	75	<i>Euthamia graminifolia</i>	65	<i>Impatiens capensis</i>	65
<i>Trifolium hybridum</i>	75	<i>Typha latifolia</i>	60	<i>Salix discolor</i>	60

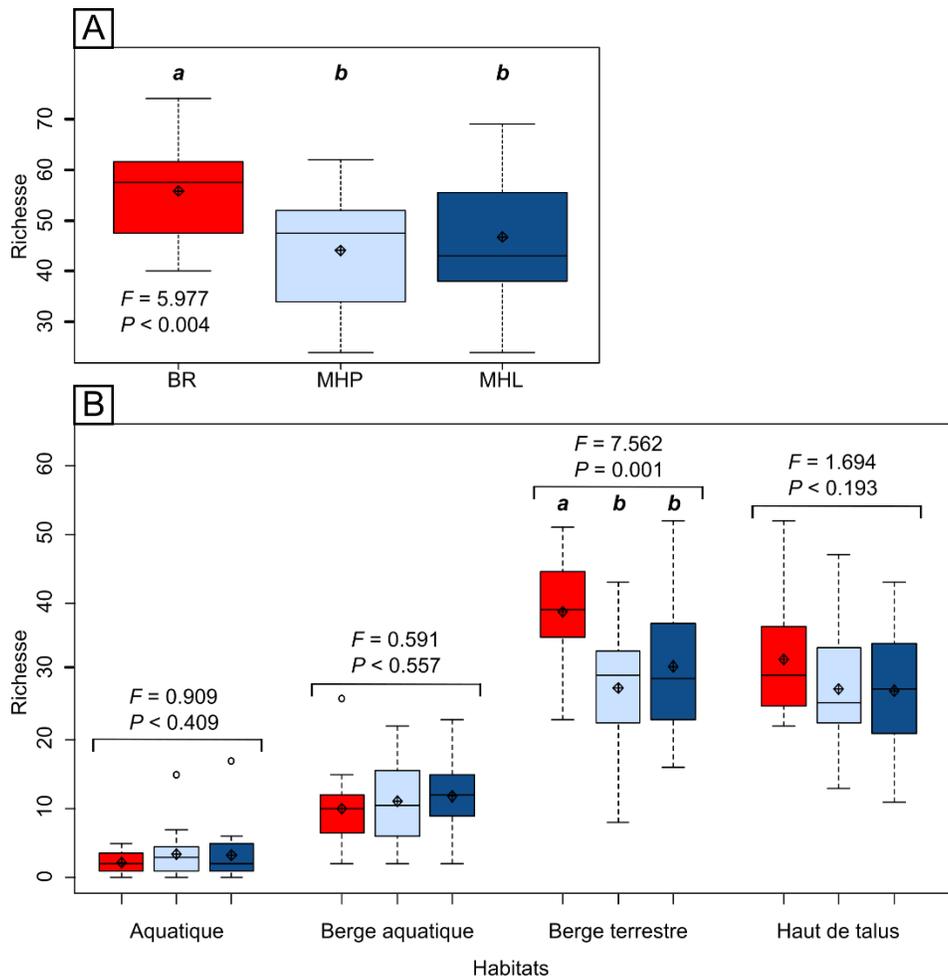


Figure 3 Richesse spécifique (A) pour les trois types de milieux et (B) pour chaque habitat séparément. La moyenne (losange), la médiane (ligne), les quartiles 25-75% (boîtes) et l'étendue (moustaches). Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA. Les lettres minuscules différentes indiquent des moyennes significativement différentes (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.

3.5.2 Diversité bêta et composition spécifique

La diversité bêta différait significativement entre les types de milieux ($F = 15.19$; $p < 0.001$; Fig. 4). Celle-ci était significativement supérieure dans les deux types de milieux humides de référence par rapport aux bassins de rétention. Cela signifie que les communautés végétales des bassins de rétention étaient plus semblables entre elles d'un site à l'autre que les communautés dans les milieux humides de référence. La composition taxonomique (i.e., la distance entre les centroïdes) différait également entre les types de milieux ($F = 4.424$; $p < 0.001$;

Fig. 4). Plus précisément, la composition taxonomique des bassins de rétention était différente de celle des milieux humides de référence, alors que ces derniers présentaient une composition comparable (chevauchement des ellipses et proximité des centroïdes pour ces deux groupes sur la Figure 4).

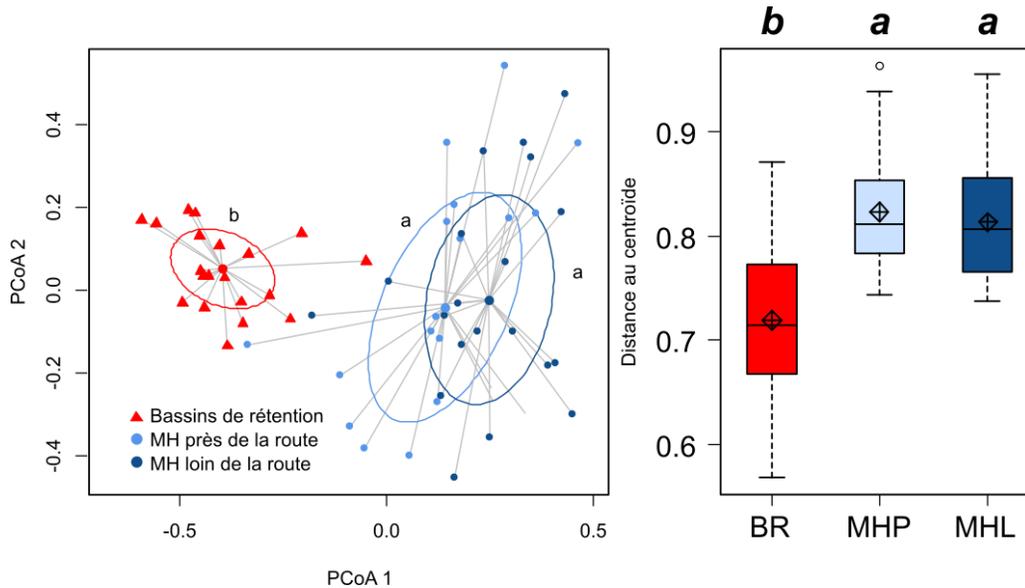


Figure 4 Diversité bêta taxonomique de la végétation pour les trois types de milieux. La diversité bêta est mesurée comme étant la distance moyenne des sites au centroïde de leur groupe. Ici sont illustrés les deux premiers axes d'une PcoA, ainsi qu'un diagramme de boîte et moustaches (moyenne, médiane et quartiles) de la distance des sites au centroïde de leur groupe. Les ellipses indiquent l'écart-type. Le modèle a été testé à l'aide d'un test de permutations. Les lettres minuscules différentes indiquent que les moyennes diffèrent significativement (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.

Lorsque la diversité beta est décomposée pour les quatre types d'habitats, on constate qu'elle était similaire entre les types de milieux pour l'habitat aquatique (Q1), alors que pour les autres habitats (Q2-4) elle était toujours plus faible dans les bassins de rétention que dans les milieux humides de référence (Fig. 5; Tableau 4). Ceci indique que les habitats aquatiques étaient autant diversifiés dans les bassins que dans les milieux humides, tandis que les autres habitats étaient plus homogènes d'un site à l'autre dans les bassins que dans les milieux de référence. À l'instar de la diversité bêta, la composition taxonomique des habitats aquatiques des bassins de rétention était similaire à celles des milieux humides de référence (centroïdes des 3 groupes similaires). Toutefois, pour la berge aquatique la composition des bassins différait en général de celles des milieux humides loin de la route, la composition des milieux humides près de la route étant similaire autant aux bassins qu'aux autres milieux humides. Pour la berge et le haut de talus, la végétation des bassins se distinguait clairement de

celle des milieux humides. De plus, en haut de talus, les communautés végétales des milieux humides près et loin de la route différaient entre elles.

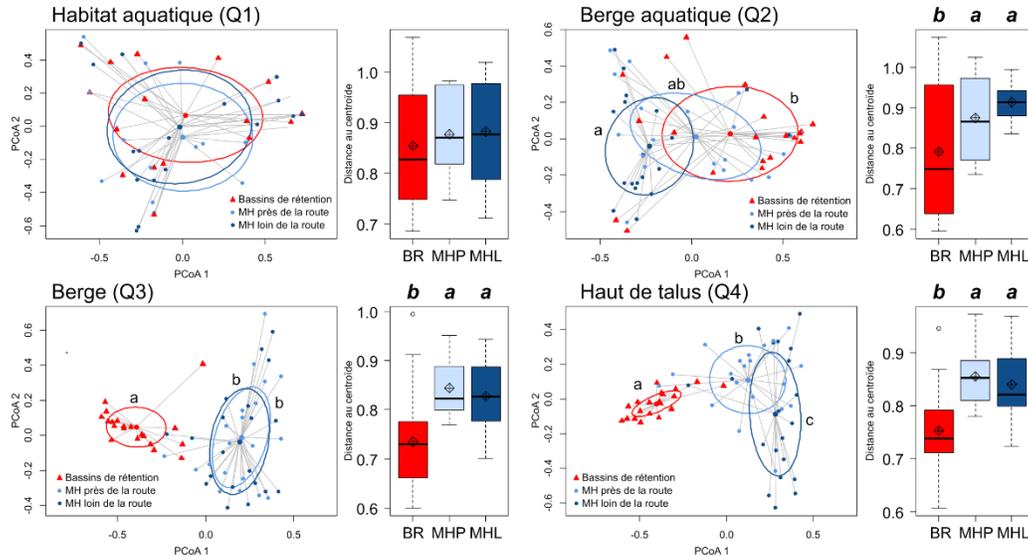


Figure 5 Diversité bêta taxonomique de la végétation par habitat pour les trois types de milieux. La diversité bêta est mesurée comme étant la distance moyenne des sites au centroïde de leur groupe. Ici sont illustrés les deux premiers axes d'une PcoA, ainsi qu'un boxplot (moyenne, médiane et quartiles) de la distance des sites au centroïde de leur groupe. Les ellipses indiquent l'écart-type. Le modèle a été testé à l'aide d'un test de permutations. Les lettres minuscules différentes indiquent que les moyennes diffèrent significativement (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.

Tableau 4 Résultats des tests permutationnels pour la diversité bêta (dispersion multivariée autour du centroïde) et la composition (position du centroïde) végétale par habitat. La figure 5 complète l'information en montrant où se trouvent les différences détectées.

Habitat	Dispersion autour du centroïde		Position du centroïde	
	F	p	F	p
Q1	0.252	0.778	0.781	0.779
Q2	4.129	0.023	2.229	<0.001
Q3	10.426	<0.001	4.233	<0.001
Q4	11.501	<0.001	4.591	<0.001

Le couvert moyen en espèces de milieux humides (obligées et facultatives des milieux humides), le couvert moyen en espèces exotiques et le couvert moyen en espèces envahissantes différaient selon les milieux étudiés (Fig. 6). Le couvert en taxons obligés était significativement plus faible dans les bassins de rétention que celui associé aux milieux humides de référence près de la route, mais plutôt similaire à celui trouvé dans les milieux humides éloignés de la route.

Le couvert des espèces facultatives était quant à lui significativement plus faible dans les bassins de rétention que dans les deux types de milieux de référence. Le couvert des espèces exotiques était significativement plus élevé dans les bassins de rétention que dans les deux types de milieux humides de référence, avec un couvert moyen de 2 à 8 fois plus important. Sans être statistiquement différent, le recouvrement moyen de taxons exotiques dans les milieux humides près de la route était deux fois plus élevé que dans les milieux humides loin de la route. Enfin, les espèces envahissantes avaient un recouvrement plus grand dans les bassins que dans les milieux de référence, avec un couvert moyen autour de 10%.

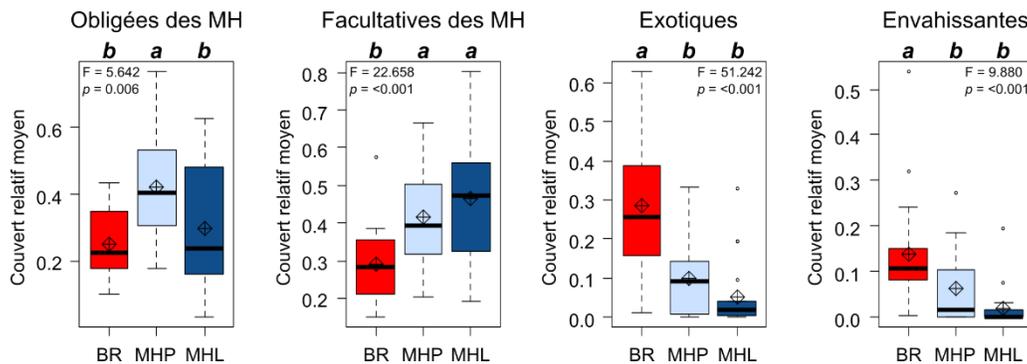


Figure 6 Recouvrement moyen en espèces végétales obligées et facultatives de milieux humides et d'espèces exotiques à l'échelle du site pour tous les types de milieux. Sont illustrés la moyenne (losange), la médiane (ligne), les quartiles 25-75% (boîtes) et l'étendue (moustaches). Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA. Les lettres minuscules différentes indiquent que les moyennes diffèrent (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route. Le couvert moyen est calculé sur la base de tous les quadrats, incluant ceux où l'espèce est absente.

3.5.3 Diversité fonctionnelle

Prises à l'échelle du site, (c.-à-d. tous transects et quadrats confondus), la richesse et la divergence fonctionnelle étaient plus élevées dans les bassins de rétention que dans les deux types de milieux humides de référence, alors que la régularité fonctionnelle était plus élevée dans les milieux humides éloignés de la route. Pour mieux comprendre ces résultats, les mêmes indices ont été mesurés pour chaque habitat séparément. La plus grande richesse fonctionnelle pourrait être due notamment à un contraste entre les différents habitats le long du gradient de pente. Pris à l'échelle de l'habitat, le portrait de la diversité fonctionnelle change (Fig. 7; Annexe E). Pour l'habitat aquatique, la berge aquatique et le haut de talus (Q1, Q2 et Q4), il n'y avait aucune différence significative entre les types de milieux pour les trois indices de diversité fonctionnelle. Pour la berge terrestre (Q3), les bassins de rétention avaient une richesse fonctionnelle plus élevée que les milieux humides de référence, tandis

que les milieux humides près de la route avaient une régularité fonctionnelle plus faible que les bassins de rétention et les milieux humides loin de la route.

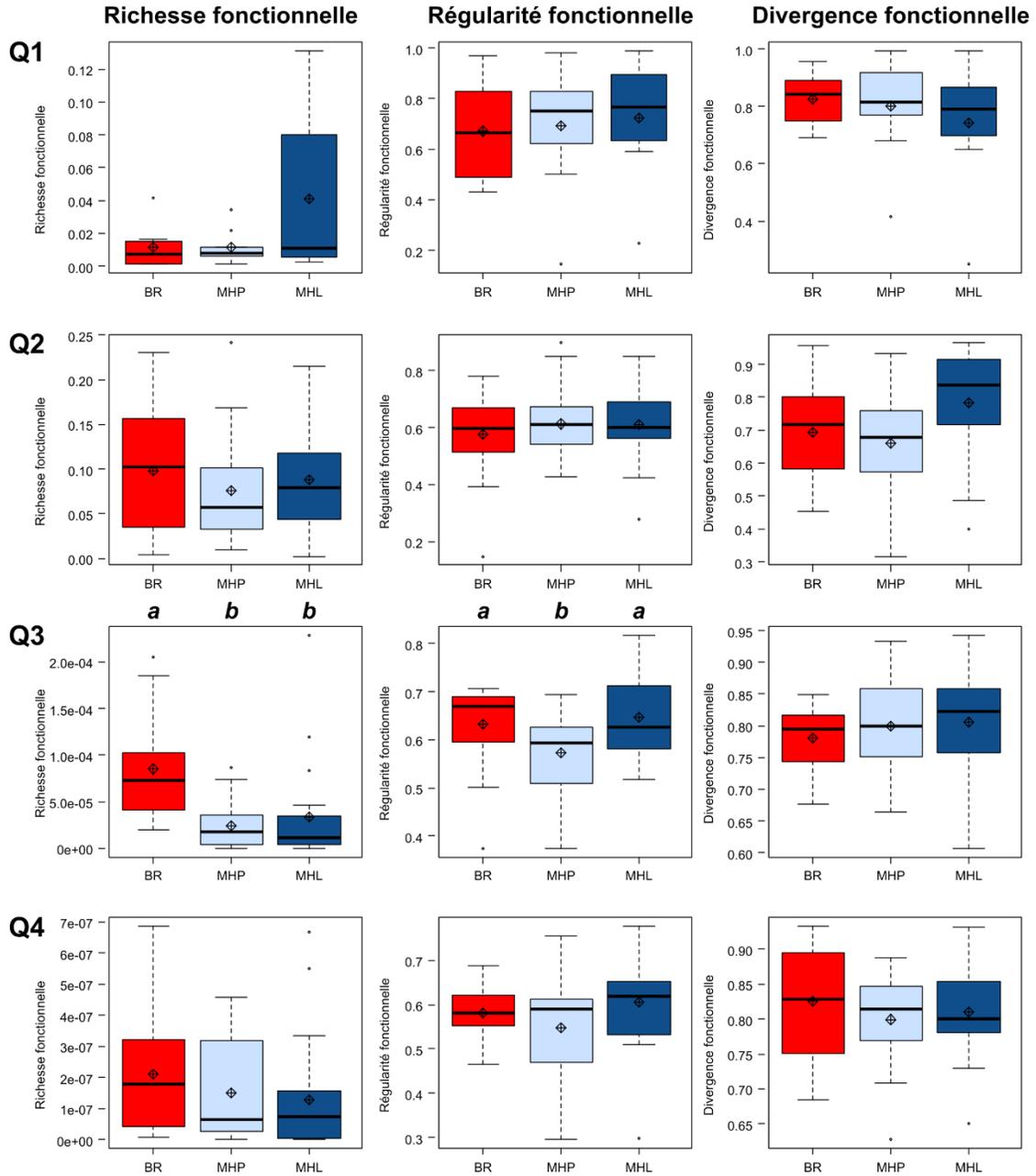


Figure 7 Indices de richesse fonctionnelle, régularité fonctionnelle et divergence fonctionnelle de la végétation pour chacun des habitats. Sont illustrés la moyenne (losange), la médiane (ligne), les quartiles 25-75% (boîtes) et l'étendue (moustaches). Qualité de la représentation de l'espace réduit = 0.23, 0.16, 0.28 et 0.33 pour Q1, Q2, Q3 et Q4 respectivement. Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA (ns = non significatif). Les lettres différentes indiquent des moyennes

significativement différentes (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.

La décomposition des traits en valeurs moyennes pondérées des communautés (*Community weighted means*; CWM) permet d'avoir un portrait plus détaillé des différences fonctionnelles des communautés des trois types de site. La figure 8 présente les CWM des traits simples (représentés par des valeurs binaires ou quantitatives) sous forme de boîtes à moustaches, alors que la figure 9 présente les CWM des traits complexes (de plusieurs catégories) ou du groupe de traits liés à la compétition sous forme de graphiques radar. Lorsqu'il y avait des différences significatives entre les types de sites, des lettres ont été ajoutées à la figure 8, ou les traits ont été mis en gras à la figure 9 (les valeurs de F et de p sont présentées aux Annexes F et G). Ces deux figures montrent que l'habitat aquatique (Q1) était similaire entre les types de sites, mais que les habitats devenaient de plus en plus distincts en remontant la pente, particulièrement dans la berge terrestre et le haut de talus (Q3 et Q4).

Dans la figure 8, pour le statut hydrique des espèces, on note que la berge aquatique des milieux humides loin de la route présentait une abondance de plantes obligées et facultatives beaucoup plus variable que dans les deux autres milieux. La berge terrestre et le haut de talus (Q3 et Q4) des milieux humides près de la route montraient une plus grande abondance de plantes obligées qu'ailleurs. Il reste qu'en général, ces deux habitats (Q3 et Q4) étaient moins marqués par les espèces obligées et facultatives de milieux humides dans les bassins de rétention comparativement aux milieux humides. Ces deux habitats des bassins de rétention étaient d'ailleurs caractérisés par davantage d'espèces exotiques et envahissantes. Les légumineuses étaient plus associées aux bassins de rétention, mais étaient également confinées aux habitats plus élevés (Q3 et Q4). Enfin, la période de floraison était plus hâtive dans la communauté de berge terrestre (Q3) des bassins de rétention par rapport aux milieux de référence loin de la route. Afin de caractériser les trois milieux en termes d'intérêt pour les pollinisateurs, l'écart-type de la période de floraison des espèces pollinisées par les insectes a été calculé. Ainsi, des sites ayant un écart-type élevé présentent une plus grande variation dans la période de floraison moyenne pour les espèces qui attirent les pollinisateurs, alors que les sites avec un écart-type faible ont une floraison qui est plus condensée dans le temps. La figure 10 présente ces résultats, où l'on observe que la berge terrestre et le haut de talus (Q3 et Q4) des bassins de rétention offraient une plus longue période de floraison que les milieux de référence, probablement en lien avec la présence d'espèces plantées à floraison tardive comme les astéracées.

Pour ce qui est de la figure 9, on observe que dans la berge aquatique (Q2), les communautés des bassins de rétention étaient caractérisées par davantage d'espèces herbacées non graminoides (*Morphologie : Herbacée n-graminoïde*) que les milieux humides loin de la route, où il y avait davantage d'herbacées du genre *Carex*. Il y avait également plus d'espèces hydrochores et anthropochores (dispersées respectivement par l'eau et les humains; *Vecteur de dispersion : Eau et Humain*), et moins d'espèces pollinisées par les insectes que dans les milieux humides (*Vecteur de pollinisation : Insecte*). Dans la berge terrestre (Q3)

et le haut de talus (Q4), on observe le même patron. Ainsi, les communautés végétales des bassins de rétention étaient caractérisées par moins d'arbres et d'arbustes, par davantage de vignes et d'herbacées non graminoides (*Morphologie : Arbre, Arbuste, Vigne, Herbacée n-graminoïde*), et elles étaient constituées de plus d'espèces anthropochores et moins d'espèces endozoochores que les milieux de référence (*Vecteur de dispersion : Humain et endo-zoochorie*). Enfin, les espèces des bassins de rétention ont des stratégies de compétition différentes, avec moins d'espèces ayant une reproduction végétative, des espèces ayant un cycle de vie différent (davantage d'annuelles et bisannuelles que de pérennes), ainsi que des espèces moins hautes et moins tolérantes à l'ombre (*Traits de compétition : Reproduction végétative, Cycle de vie, Hauteur veg. max, Tolérance à l'ombre*).

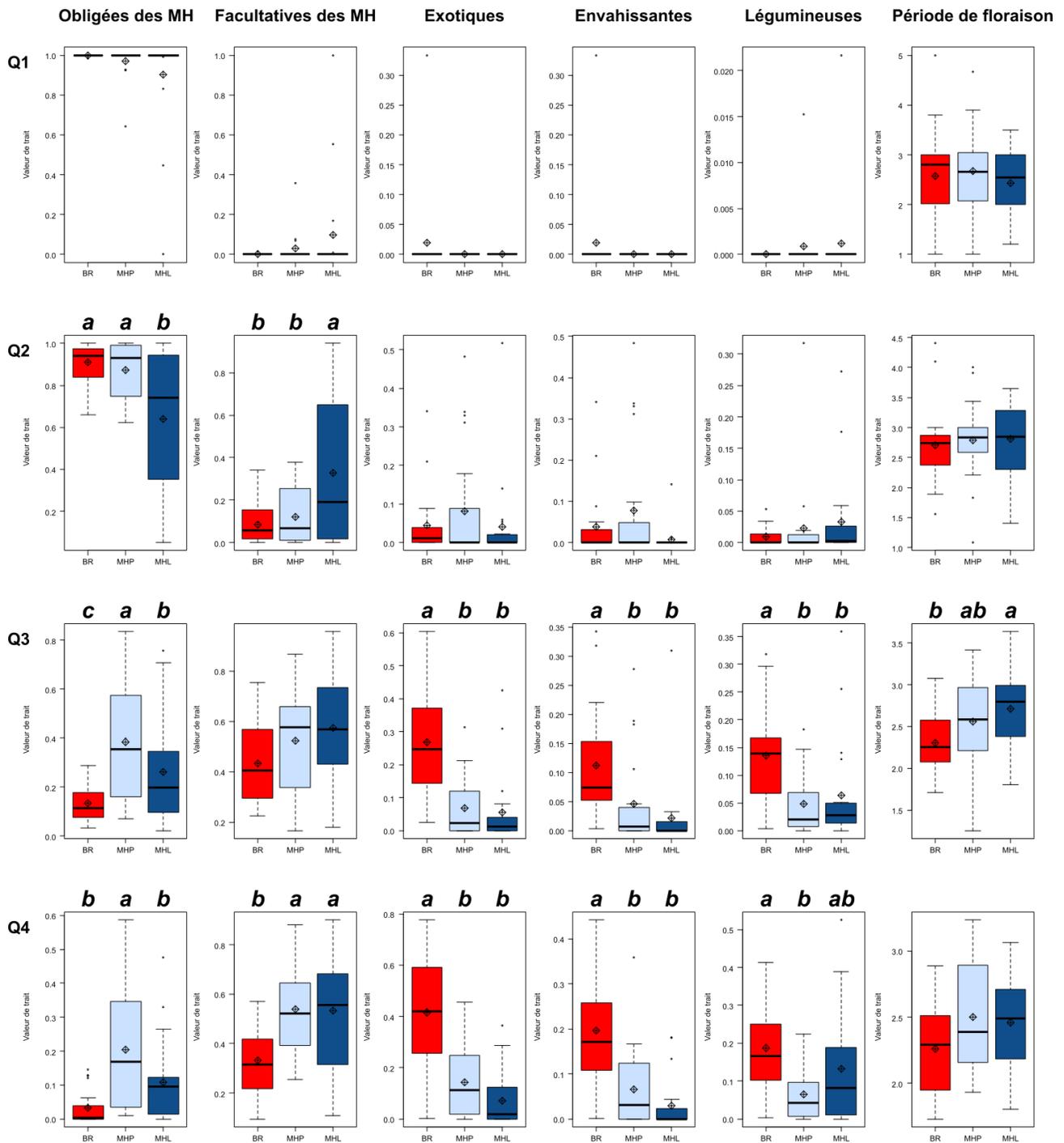


Figure 8 Répartition des valeurs moyennes de communautés végétales des bassins de rétention (BR), milieux de référence près de la route (MHP) et milieux de référence loin de la route (MHL) pour chacun des habitats échantillonnés. Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA. Les lettres minuscules différentes indiquent des moyennes significativement différentes (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$).

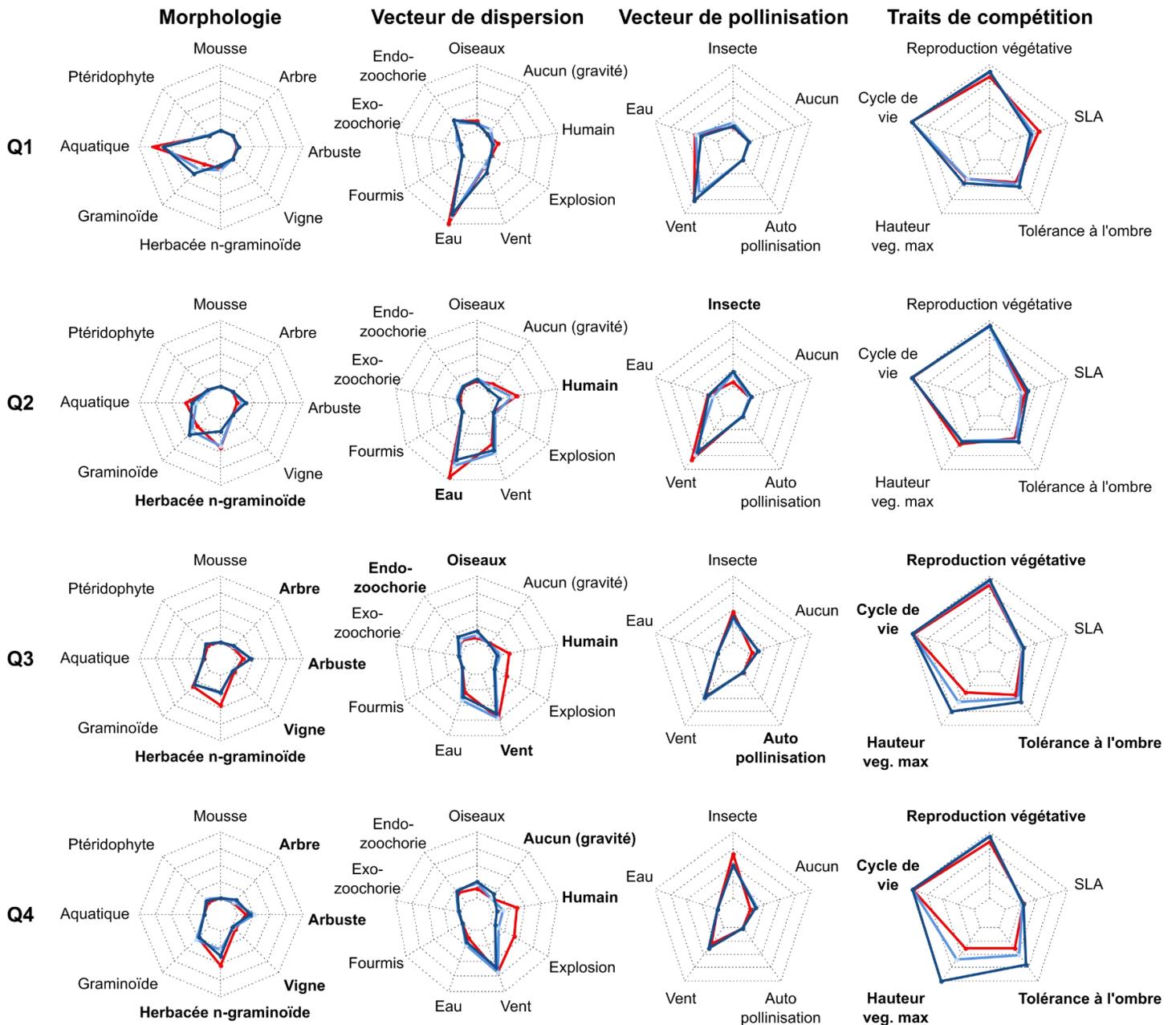


Figure 9 Graphiques radar des valeurs moyennes pondérées des communautés végétales (CWM) pour les traits complexes (morphologie, vecteur de dispersion et vecteur de pollinisation) et des traits de compétition, selon le type de site. Les bassins de rétention sont en rouge, les milieux de référence près de la route sont en bleu pâle et les milieux de référence loin de la route sont en bleu foncé. Les valeurs de traits et les traits en gras représentent ceux pour lesquels les CWM sont significativement différents entre les types de sites, selon une ANOVA. Le trait cycle de vie réfère à annuelle et bisannuelle (1) versus pérenne (2).

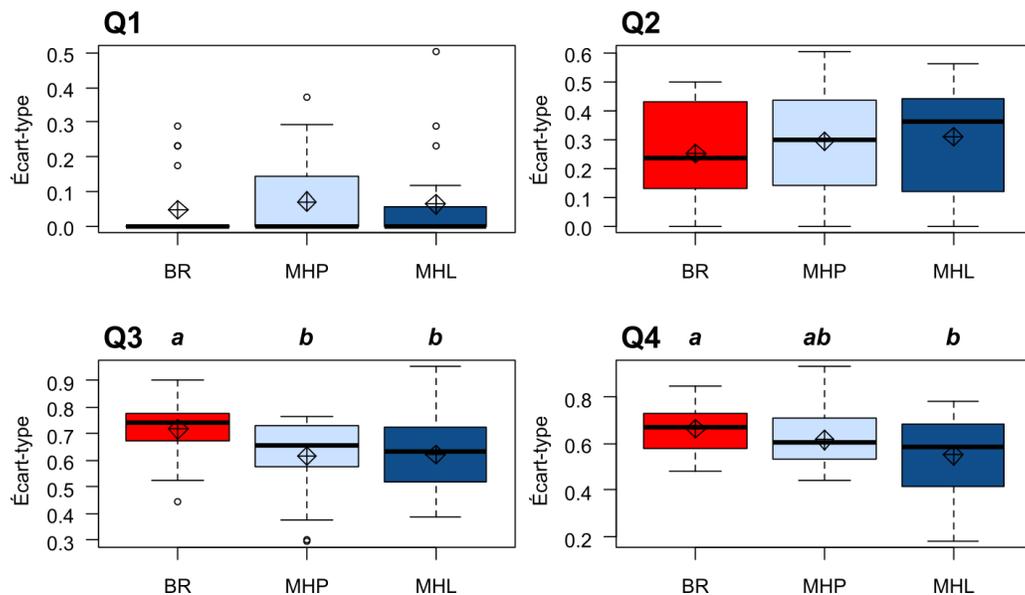


Figure 10 Écart-type de la période de floraison des espèces végétales pollinisées par des insectes. Les valeurs correspondent aux périodes suivantes : 1 avril-mai, 2 mai-juin, 3 juin-juillet, 4 juillet-août, 5 août-septembre. BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.

3.5.4 Facteurs environnementaux

Les variables environnementales permettent de bien distinguer les communautés végétales des bassins de rétention de celles des milieux humides de référence, qui se répartissent le long de l'axe 1 de la RDA (Fig. 11). Dans une moindre mesure, les milieux humides près de la route se distinguaient aussi des milieux humides loin de la route le long de l'axe 2 de la RDA, qui n'explique cependant qu'une faible proportion de la variance. Les bassins de rétention étaient caractérisés par des plus fortes valeurs de pH et de conductivité de l'eau et des pentes plus abruptes (Fig. 11, 12). Les espèces regroupées sous l'appellation gazon (*Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et *Poa pratensis*), ainsi que *Trifolium hybridum* et *Vicia cracca*, cette dernière une espèce considérée envahissante, étaient surtout associées à ces conditions spécifiques. Les assemblages d'espèces étaient également influencés par le paysage, avec des milieux agricoles abondants favorisant l'implantation de plantes typiques de ces milieux dans les bassins alors que la présence de milieux humides et de forêts dans le paysage était associée à la flore inventoriée dans les sites de référence.

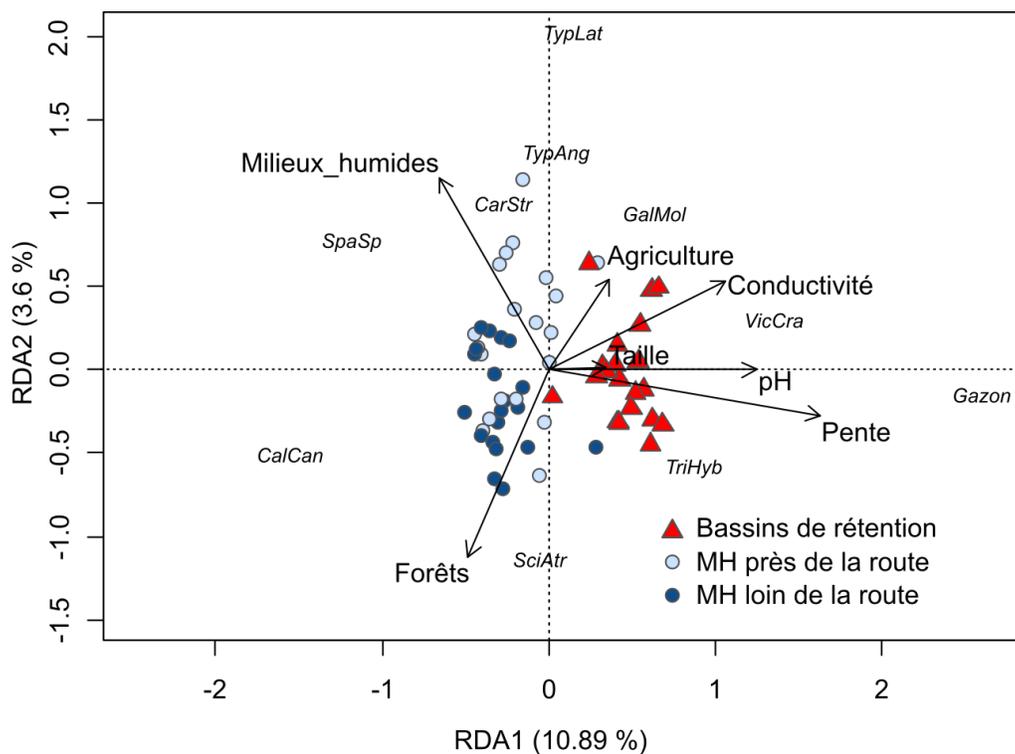


Figure 11 Analyse de redondance (RDA) des effets des facteurs locaux (pente, pH et conductivité) et régionaux (agriculture, milieux humides et forêts) sur la composition spécifique végétale (R^2 ajusté = 0.11; variance totale expliquée : 20.89%). CalCan = *Calamagrostis canadensis*; CarStr = *Carex stricta*; GalMol = *Galium mollugo*; Gazon = *Agrostis gigantea*, *Festuca Rubra* et/ou *Poa pratensis*; SciAtr = *Scirpus atrocinctus*; SpaSp = *Sparganium sp.*; TriHyb = *Trifolium hybridum*; TypAng = *Typha angustifolia*; TypLat = *Typha latifolia*; VicCra = *Vicia cracca*.

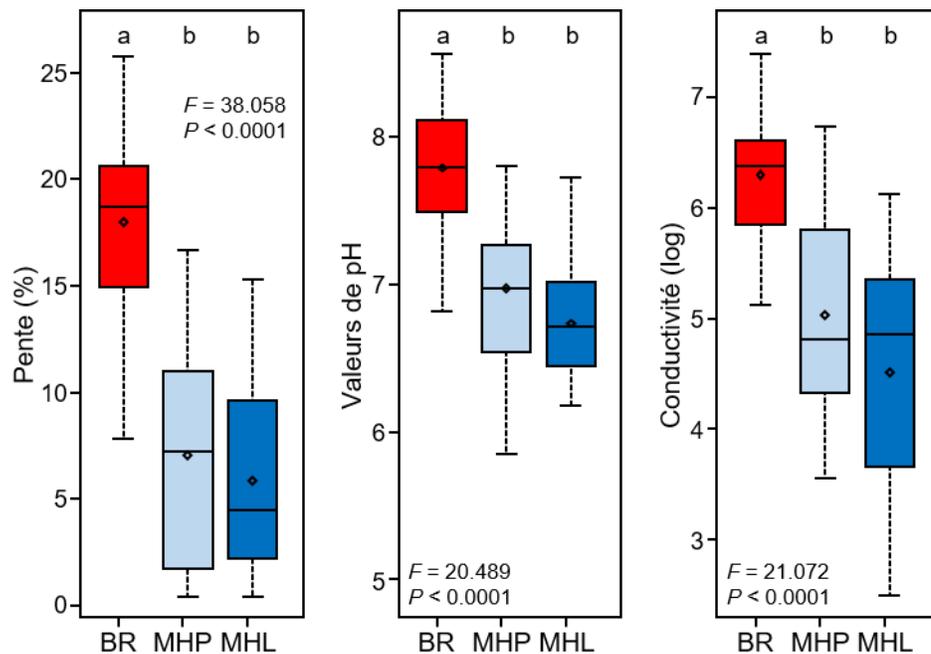


Figure 12 Pente (%), valeurs de pH et conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$; transformation logarithmique) pour tous les types de milieux. Sont illustrés la moyenne (losange), la médiane (ligne), les quartiles 25-75% (boîtes) et l'étendue (moustaches). Le modèle a été testé à l'aide d'une ANOVA. Les lettres différentes indiquent que les moyennes diffèrent significativement (test de LSD, $\alpha \leq 0.05$). BR = Bassins de rétention, MHP = Milieux humides près de la route, MHL = Milieux humides loin de la route.

La figure 13 présente les corrélations significatives ($\alpha < 0.05$) et les tendances ($\alpha < 0.1$) obtenues entre les variables liées à l'aménagement et la distance écologique des bassins de rétention aux milieux de référence. Rappelons ici que la distance écologique représente une mesure de la dissimilarité des sites pris deux à deux, en termes de composition botanique. Pour l'habitat aquatique (Q1), la fluctuation du niveau d'eau observé tendait à être corrélé positivement à la distance écologique entre les bassins et les milieux de référence, indiquant que les communautés les plus similaires à celles des milieux de référence se trouvaient dans des bassins montrant une faible variation du niveau d'eau (faible battement). Dans l'habitat de berge aquatique (Q2), la pente était corrélée positivement à la distance écologique entre les bassins et les milieux de référence, indiquant que les communautés les plus similaires se trouvaient dans les bassins à faible pente. Enfin, pour l'habitat de berge terrestre (Q3), l'âge des bassins de rétention était corrélé négativement à la distance écologique, indiquant que les berges terrestres des bassins de rétention les plus anciens ressemblaient davantage à celles des milieux de référence.

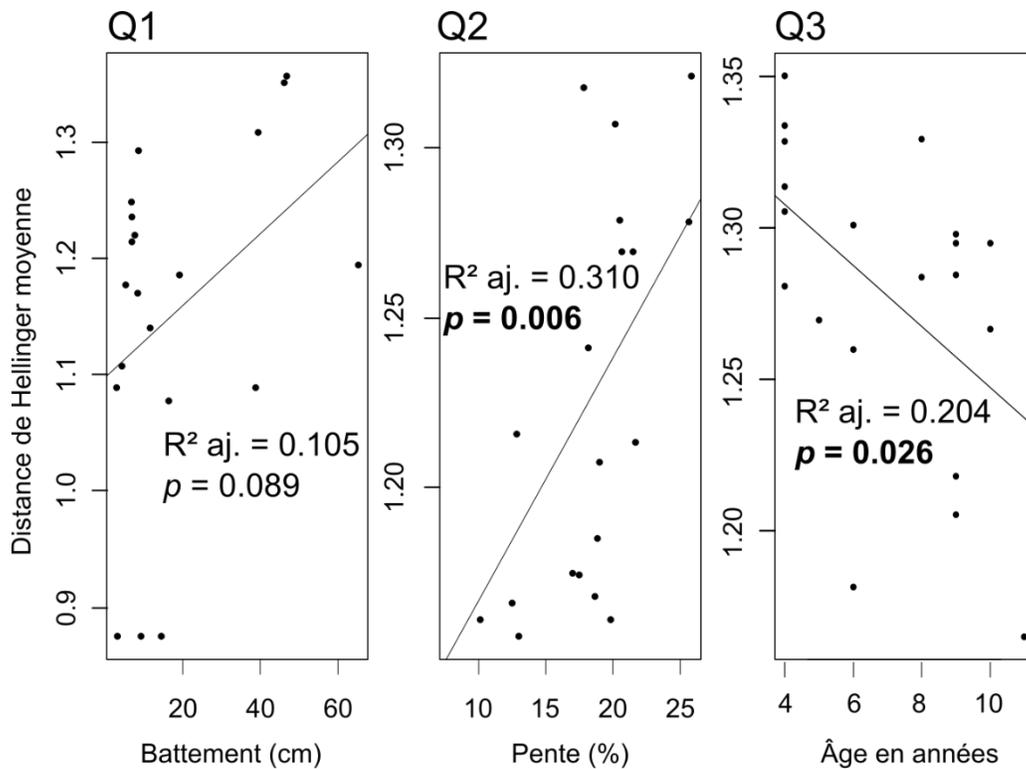


Figure 13 Corrélations entre la distance écologique des bassins de rétention par rapport aux milieux de référence et les variables liées aux fluctuations du niveau de l'eau (battement), à la pente et à l'âge des bassins.

Afin d'avoir un portrait plus détaillé des bassins de rétention, des analyses ont également été réalisées sur les bassins de rétention uniquement, sans comparaison avec les milieux de référence. D'un bassin de rétention à l'autre, les communautés végétales présentaient des compositions reflétant leur emplacement géographique (Fig. 14). Les communautés du Bas-Saint-Laurent se distinguaient principalement par la présence de *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Galium mollugo*, celles regroupées sous l'appellation «gazon» (*Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et *Poa pratensis*), alors que les communautés en Chaudière-Appalaches étaient caractérisées par *Tussilago farfara* et *Typha latifolia* (Chaudière-Appalaches). Ces cinq espèces sont soit des espèces introduites volontairement lors de la construction des bassins, soit des espèces exotiques envahissantes (*Tussilago farfara* et *Galium mollugo*). Les sites de la Capitale-Nationale étaient caractérisés par une plus faible abondance de ces espèces, ainsi que par la présence de *Callitriche palustris* et *Galium palustre*, deux espèces indigènes de milieux humides.

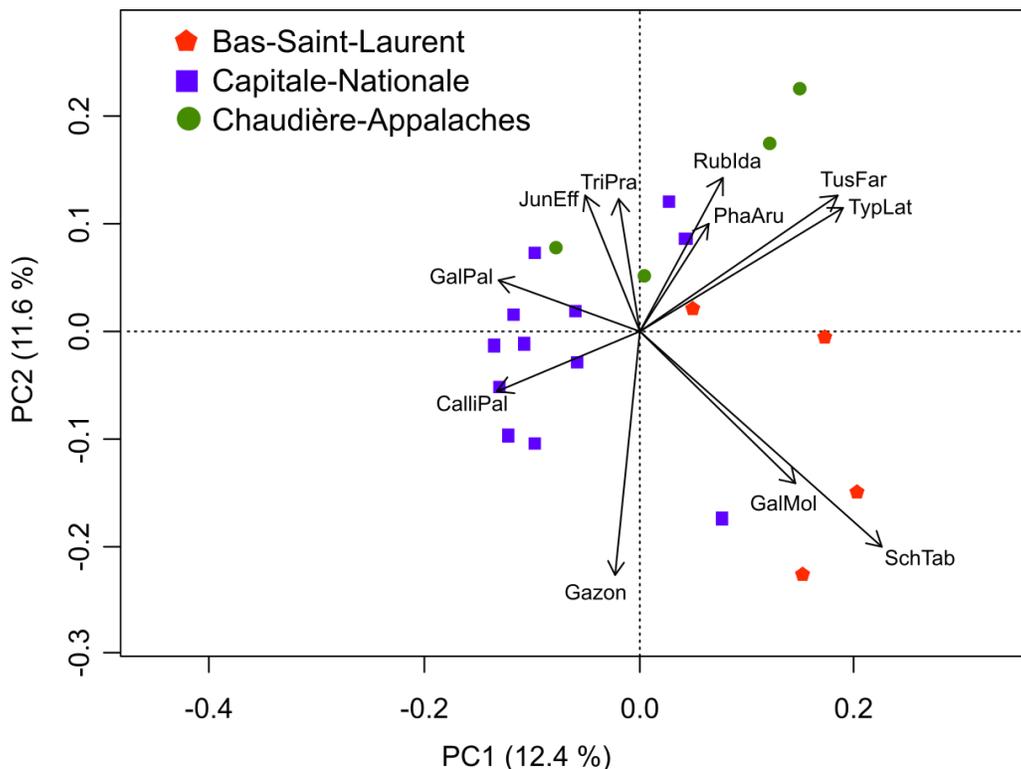


Figure 14 Analyse en composantes principales (ACP) des communautés végétales des bassins de rétention (part de la variance représentée par les deux premiers axes : 23.93%). CalliPal = *Callitriche palustris*, GalMol = *Galium mollugo*, GalPal = *Galium palustre*, Gazon = *Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et/ou *Poa pratensis*, JunEff = *Juncus effusus*, PhaAru = *Phalaris arundinacea*, Rublda = *Rubus idaeus*, SchTab = *Schoenoplectus tabernaemontani*, TriPra = *Trifolium pratense*, TusFar = *Tussilago farfara*, TypLat = *Typha latifolia*.

L'analyse effectuée sur les variables environnementales indique que les bassins différaient entre les régions (Fig. 15). Les cinq variables les plus discriminantes étaient l'âge des bassins, la proportion d'agriculture dans le paysage, l'épaisseur de terre ajoutée, la proportion de forêts et la proportion de milieux humides dans le paysage. Les sites de la Capitale-Nationale étaient des bassins de rétention plus vieux, ayant reçu plus de terre végétale, et présentaient une eau plus acide et une plus forte connectivité hydrologique avec les cours d'eau. Ces sites étaient situés dans un paysage plus forestier que les sites des autres régions. Enfin, la région du Bas-Saint-Laurent se distinguait de la région de Chaudière-Appalaches par le fait que les bassins étaient dans un paysage caractérisé par une plus grande proportion de milieux humides, et présentaient une plus grande superficie ainsi qu'une pente plus faible.

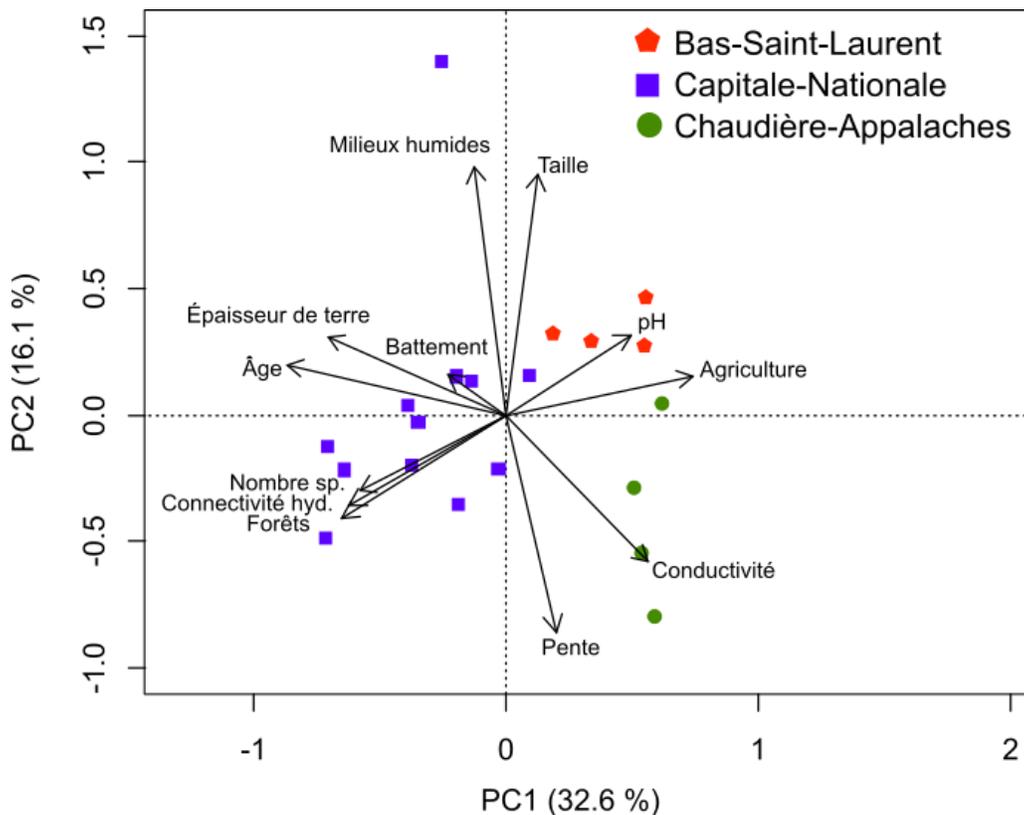


Figure 15 Analyse en composantes principales (ACP) des variables explicatives mesurées pour les bassins de rétention (part de la variance représentée par les deux premiers axes : 48.7%). Âge = âge du bassin de rétention, Agriculture = proportion d'agriculture dans le paysage environnant, Conductivité = conductivité du plan d'eau ($\mu\text{S cm}^{-1}$), Connectivité hyd. = connectivité hydrologique du bassin avec une rivière, Épaisseur de terre = épaisseur de terre végétale ajoutée au bassin de rétention, Forêts = proportion de forêts dans le paysage environnant, Battement eau = fluctuation du niveau de l'eau, Milieux humides = proportion de milieux humides dans le paysage environnant, Nombre sp. = nombre d'espèces plantées ou semées, Pente = pente de la berge (%), pH = pH du plan d'eau, Taille = superficie totale de l'ouvrage.

Pour explorer la relation entre les communautés végétales des bassins de rétention et les variables environnementales disponibles, différentes analyses de redondance (RDA) ont été réalisées. La figure 16 présente la RDA qui met en relation les communautés végétales avec l'ensemble des variables environnementales; elle est significative à $p < 0.001$ (Fig. 16; Tableau 5). Il y a cependant la présence d'un biais géographique, puisque la RDA réalisée avec la latitude et la longitude est également significative à $p < 0.001$. Les quatre modèles de RDA partielles, qui permettent de corriger pour ce biais géographique, ne sont pas significatives, ce qui indique que la part de variance expliquée par les variables environnementales est principalement comprise

dans la variation géographique entre les sites. Par exemple, les bassins de la région de la Capitale Nationale sont en moyenne deux fois plus vieux que ceux des deux autres régions. Les bassins de la région du Bas-Saint-Laurent sont quant à eux respectivement deux et quatre fois plus grands que ceux de la Capitale Nationale et de Chaudière-Appalaches. L'effet de ces facteurs est ainsi confondu à celui de la région. Au-delà de cette influence géographique, nous n'avons pas trouvé de patrons de végétation associés aux variables environnementales telles que l'hydrologie, la chimie de l'eau, la pente de la berge ou la composition du paysage.

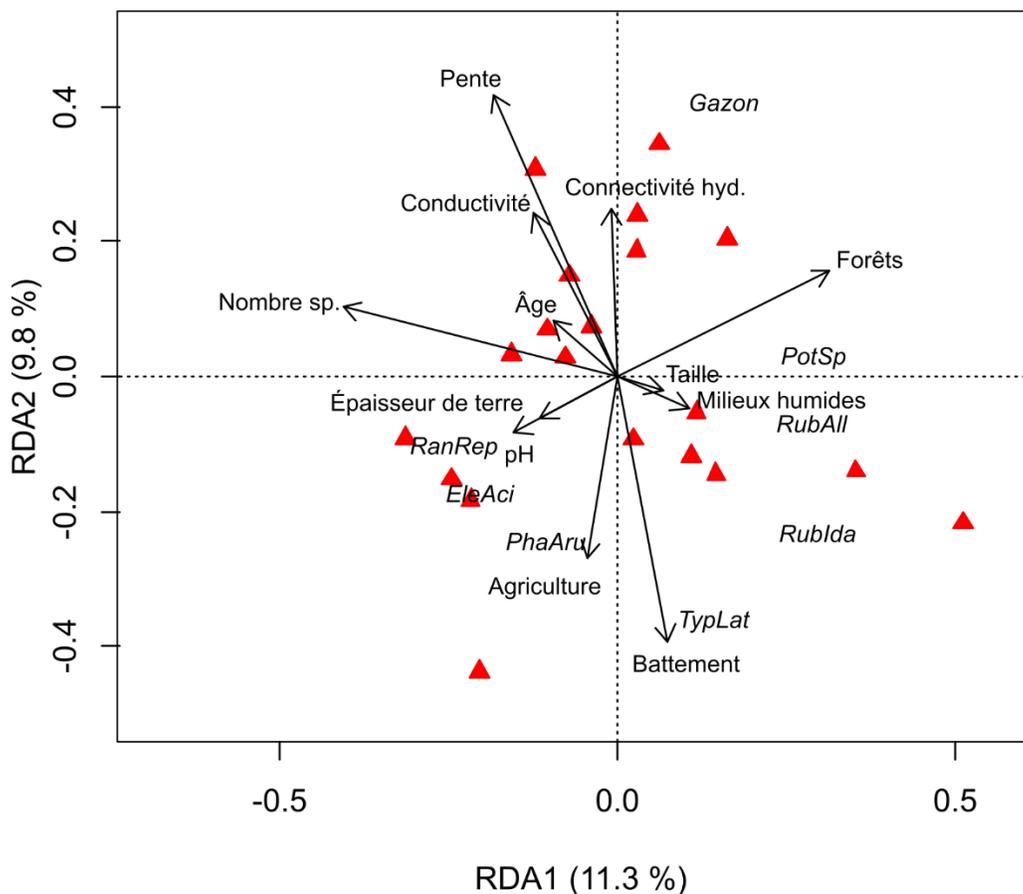


Figure 16 Analyse de redondance (RDA) montrant les relations entre la composition végétale des bassins de rétention et l'ensemble des variables explicatives (part de la variance représentée par les deux premiers axes : 21.1%). **Âge** = âge du bassin de rétention, **Agriculture** = proportion d'agriculture dans le paysage environnant, **Conductivité** = conductivité du plan d'eau ($\mu\text{S cm}^{-1}$), **Connectivité hyd.** = connectivité hydrologique du bassin avec une rivière, **Épaisseur de terre** = épaisseur de terre végétale ajoutée au bassin de rétention, **Forêts** = proportion de forêts dans le paysage environnant, **Battement eau** =

fluctuation du niveau de l'eau, Milieux humides = proportion de milieux humides dans le paysage environnant, Nombre sp. = nombre d'espèces plantées ou semées, Pente = pente de la berge (%), pH = pH du plan d'eau, Taille = superficie totale de l'ouvrage. EleAci = *Eleocharis acicularis*, Gazon = *Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et/ou *Poa pratensis*, PhaAru = *Phalaris arundinacea*, PotSp = *Potamogeton* sp., RanRep = *Ranunculus repens*, RubAll = *Rubus alleghaniensis*, Rublda = *Rubus idaeus*, TypLat = *Typha latifolia*.

Tableau 5 Résumé des analyses de redondance (RDA) réalisées sur les données de végétation des bassins de rétention, selon le choix des variables explicatives utilisées.

Variables explicatives	Valeur de <i>p</i>	RDA 1	RDA 2	R ² aj.
Ensemble des variables	<0.001**	0.109	0.100	0.195
Lat + Long	<0.001**	0.091	0.086	0.080
RDA partielles (corrigées pour Lat + Long)				
Variables hydrologie				
Fluctuation + pH + Conductivité	0.972	0.073	0.032	-0.040
Variables paysage				
Agriculture + Forêts + MH + Connectivité hydrologique	0.313	0.076	0.066	0.014
Variables aménagement				
Âge + Épaisseur + Nombre sp. + Taille + Pente	0.978	0.081	0.072	-0.057
Ensemble des variables d'hydrologie, de paysage et d'aménagement	0.128	0.113	0.098	0.076

3.6 Discussion

À la lumière des résultats obtenus, il apparaît que malgré des différences claires, les bassins de rétention présentent certaines ressemblances avec les milieux humides de référence.

3.6.1 Les zones aquatiques comme habitat clé des bassins de rétention

C'est la partie basse des bassins de rétention qui se compare le mieux aux milieux humides, puisque la composition en espèces des deux premiers habitats (Q1 et Q2) est similaire, en particulier lorsque comparée aux milieux humides situés près de la route. Ceci est particulièrement vrai dans l'habitat aquatique, un milieu où la diversité spécifique est cependant faible. Toutefois, notons que le pool global d'espèces aquatiques (nombre d'espèces se trouvant dans une région) est aussi plus faible que le pool d'espèces terrestres. Pour la berge aquatique, les communautés étaient fortement influencées par la pente du bassin de rétention. C'est-à-dire que lorsque les bassins de rétention avaient une pente faible, leurs berges aquatiques étaient plus semblables à celles des milieux humides. Inversement, plus la pente était forte et plus ces communautés tendaient à se différencier. L'ensemble des bassins de rétention inventoriés avait une valeur de pente comprise entre 7 et 26% d'inclinaison (contre 0 à 17% pour les milieux de référence); ce sont les bassins ayant une pente inférieure à 15% (n = 5) qui présentaient les communautés les plus similaires à celles des milieux de référence. D'ailleurs, cette pente plus faible ne se traduit pas par un recouvrement plus élevé en espèces exotiques envahissantes. En effet, le couvert moyen des espèces exotiques envahissantes, tous habitats confondus, était de 18%, versus 20% pour les bassins ayant une pente plus élevée.

3.6.2 Un biais géographique

La pente est la principale variable pour laquelle nous avons pu établir un lien avec la composition des communautés végétales, et sur laquelle on peut exercer un contrôle. Bien que diverses variables aient été recueillies sur le terrain, à l'aide de systèmes d'information géoréférencés (SIG) ou auprès du MTQ, une limite importante se pose pour l'interprétation de leur impact sur les communautés végétales. En effet, les variables environnementales, p. ex. l'âge des bassins de rétention, l'épaisseur de terre végétale ajoutée ou les espèces plantées ou semées, ne sont pas réparties de façon homogène à travers le paysage. L'analyse des ACP, puis des différentes RDA révèlent ce biais géographique: la composition des communautés végétales des bassins de rétention diffère d'une région à l'autre, tout comme la composition du paysage, la chimie de l'eau et la façon d'aménager les ouvrages en question. D'ailleurs, aucun modèle ne ressort comme étant significatif après avoir tenu compte de la variabilité géographique. Cela veut dire qu'il est donc impossible de distinguer la part de variation due aux variables environnementales (physicochimie, paysage, aménagement) de la variation géographique des communautés végétales. Afin de mieux comprendre ces aspects, il est primordial de mettre en place une expérience au sein d'une même région, ou encore de reproduire dans différentes régions les mêmes conditions telles que le type d'aménagement autour des bassins ou les caractéristiques des bassins (taille, type de substrat, cellule de pré-traitement).

3.6.3 Les talus et leur flore contrastée

Une différence fondamentale entre les bassins de rétention et les milieux de référence est l'existence du talus, qui est d'autant plus marqué que la pente est forte. Ce talus correspond aux deux habitats situés hors de l'eau (Q3 et Q4), et n'est pas comparable à la bande végétalisée non arborée entourant les milieux humides de référence. C'est l'une des raisons qui expliquent pourquoi la composition des communautés de ces habitats diffère autant entre les types de sites. La berge terrestre et le haut de talus des bassins de rétention sont caractérisés par la présence de gazon (mélange d'*Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et *Poa pratensis*), ainsi que l'abondance de *Vicia cracca*. Les milieux humides de référence sont quant à eux caractérisés par des espèces obligées ou facultatives de milieux humides, soit *Calamagrostis canadensis* et les *Sparganium* (non identifiés à l'espèce). Enfin, il est à noter que c'est dans le talus que se retrouvaient la plupart des espèces exotiques et envahissantes des bassins de rétention.

Au sujet des espèces exotiques et envahissantes, il convient de mentionner que la liste d'espèces utilisée inclut des espèces qui ont différents degrés de potentiel envahissant et qu'il est important de distinguer les espèces envahissantes des espèces nuisibles (C. Lavoie, communication personnelle). Des espèces comme *Bromus inermis*, qui a la capacité de s'établir rapidement, peuvent être bénéfiques pour les bassins de rétention et n'altèrent pas la possibilité d'un reboisement éventuel. À l'inverse, d'autres espèces comme *Acer ginnala* ont montré un potentiel nuisible plus au sud (C. Lavoie, communication personnelle). Il est aussi important de souligner l'influence observée de l'âge des bassins sur leurs communautés de bas de talus. Cela laisse croire qu'avec le temps, s'il n'y a pas de colonisation par des espèces exotiques envahissantes, les bassins de rétention pourraient finir par se rapprocher encore davantage des milieux humides naturels.

3.6.4 Les bassins : des sites plus riches en espèces mais plus semblables entre eux

Une autre différence importante entre les bassins de rétention et les milieux de référence concerne la diversité spécifique. Les bassins de rétention se sont révélés avoir une plus grande richesse que les milieux humides de référence, mais également une plus grande homogénéité, d'un site à l'autre. La présence d'un talus terrestre dans les bassins de rétention peut expliquer leur plus grande richesse spécifique, ce qui est particulièrement marqué dans les quadrats réalisés à la transition entre l'habitat aquatique et l'habitat terrestre (Q3). Quant à l'homogénéité des communautés d'un bassin de rétention à l'autre, cela peut s'expliquer notamment par l'ensemencement et la colonisation par les espèces rudérales communes (exotiques et indigènes) apportées par la route et associées aux paysages ouverts du talus. Afin de limiter la colonisation par des espèces envahissantes comme le *Phragmites australis* subsp. *australis*, les bassins de rétention sont pour la plupart ensemencés lors de leur construction avec des mélanges de graminées formant un gazon, puis entretenus notamment

par de la fauche (observations terrain de 2019). Cet entretien nuit cependant à l'établissement d'espèces de plus grande taille comme les arbres et arbustes, notamment *Abies balsamea*, *Betula alleghaniensis*, *Betula papyrifera*, *Corylus cornuta*, *Spiraea alba*, qui sont présentes dans les milieux de référence. En créant des zones d'ombre, ces espèces augmenteraient l'hétérogénéité de ces milieux, ce qui aurait un effet positif sur la richesse de la végétation de sous-étage (Helbach et al. 2022). De telles espèces permettraient aux communautés végétales des bassins de se rapprocher davantage de celles des milieux humides avec le temps, par un processus de succession. Certaines espèces d'arbustes parmi les suivantes devraient être examinées pour leur potentiel à s'établir et se maintenir dans les bassins de rétention, puisqu'elles sont considérées comme tolérant les milieux urbains et enrichis en sel : *Diervilla lonicera*, *Hypericum kalmianum*, *Taxus canadensis* (en sous-étage probablement), *Physocarpus opulifolius*, *Spiraea latifolia*, *Viburnum trilobum*, *Comptonia peregrina* et *Cornus alba* 'Bailhalo'. D'ailleurs quatre espèces dans cette liste figure parmi celles plantées dans certains bassins étudiés (Tableau 1).

Enfin, un dernier facteur expliquant l'homogénéité inter-sites des bassins de rétention serait la plus faible colonisation par des espèces spécialistes, comme le révèle le plus faible recouvrement par des espèces obligées des milieux humides dans la berge terrestre et le talus. La topographie particulière des bassins de rétention fait en sorte que la zone de transition de l'habitat aquatique vers l'habitat terrestre se fait sur une courte distance et couvre ainsi une superficie réduite. Les espèces de milieux humides ont ainsi moins de possibilités d'établissement, puisque celles-ci sont dépendantes de la présence d'eau et donc confinées à la zone de transition. Les visites sur le terrain ont permis d'observer que cette transition était effectivement beaucoup plus étendue dans les milieux de référence. Dans les bassins de rétention, nous avons rencontré très peu de zones de transitions étendues. Lorsqu'elles étaient présentées, elles couvraient une faible proportion du périmètre du bassin. Nous n'avons pas remarqué que ces zones étaient spécialement sujettes aux plantes exotiques envahissantes.

4. VOLET 2 : LES COMMUNAUTÉS FAUNIQUES

Le second volet du projet porte sur le rôle des bassins de rétention d'eaux pluviales chez les communautés fauniques. Nous avons ciblé principalement le groupe des amphibiens qui sont étroitement associés aux milieux humides. Dans une moindre mesure, nous avons également échantillonné d'autres groupes de vertébrés fréquentant les milieux humides. Les travaux sur l'utilisation des milieux humides par les amphibiens ont été réalisés en 2019 et en 2020. Toutefois, la saison de terrain 2020 a été sévèrement écourtée en raison du confinement associé à la pandémie et l'un des objectifs associés à

une expérience sur le développement larvaire a dû être retiré du projet. Néanmoins, la récolte de données des fluctuations du niveau d'eau des milieux humides échantillonnés à l'aide de caméras a permis de détecter d'autres taxons fauniques et ces résultats sont présentés dans ce rapport.

4.1 Mise en contexte

Plusieurs espèces fauniques dépendent des milieux humides pour leur reproduction, alimentation, développement et protection contre les prédateurs (Harris, 1988; Batzer et Boix, 2016). Parmi ces taxons, on compte différentes espèces d'invertébrés, de poissons, d'oiseaux, de mammifères, de reptiles et d'amphibiens (Harris, 1988; Hawksworth et Bull, 2006; Sun et al., 2014; Batzer et Boix, 2016). Les amphibiens font partie des espèces qui dépendent des milieux humides pour survivre, vivent à l'interface des milieux terrestres et aquatiques, et sont particulièrement sensibles à la qualité de leur habitat (Scheffers et Paszkowski, 2013; Semlitsch, 2000). Ce groupe taxonomique connaît d'importants déclin d'espèces et de populations à l'échelle planétaire (Houlahan et al., 2000; Stuart et al., 2004). Le déclin que subissent les populations d'amphibiens est surtout dû à l'altération de leur habitat causé par l'urbanisation (Collins et Storfer, 2003; Knutson et al., 1999). Conséquemment, leur faible capacité de dispersion rend complexe la recolonisation d'un milieu à proximité lorsque les perturbations de leur habitat le rendent inhabitable (Ryan et Winne, 2001).

L'urbanisation implique également une gestion des eaux pluviales et de ruissellement (Clevenot et al., 2018). Pour une meilleure gestion de ces eaux, les bassins de rétention sont construits afin d'en assurer le contrôle et la mise en réserve (Rivard et al., 2012). Les fonctions écologiques qu'offrent les bassins de rétention ont été documentées comme étant similaires aux milieux humides naturels (Hassal et Anderson, 2015; Le Viol et al., 2012; Moore et Hunt, 2012; Tixier et al., 2011). Cependant, ces structures sont situées au milieu des activités anthropiques, pouvant potentiellement causer des perturbations supplémentaires aux espèces qui y résident (Conan et al., 2022; Hermann, 2012; Sun et al., 2019). Il est incertain si ces structures peuvent assurer un rôle adéquat pour le support et la survie des populations d'amphibiens au Québec.

Il existe plusieurs facteurs qui influencent la sélection d'habitat des amphibiens. Ces facteurs comprennent la qualité d'habitat, l'hydropériode, l'exposition à plusieurs polluants (tels que les sels de déglacage) et la présence de prédateurs. De plus, la proportion d'habitats à proximité, ainsi que les différentes perturbations qui peuvent être engendrées lorsqu'un milieu est près des zones urbaines affecte également son utilisation (Conan et al., 2022; Harper et Semlitsch, 2007; Ryan et Winne, 2001; Warner et al., 1991). Il est donc important de tenir compte de ces variables lorsqu'on estime l'abondance et la présence des amphibiens (Collins et Russell, 2009; DeMaynadier et al., 1999; Snodgrass et al., 2000). Par exemple, une hydropériode raccourcie peut mener à un développement hâtif, une taille plus petite à la fin de la métamorphose, puis un

risque de mortalité élevé dû au manque de temps des individus pour se développer adéquatement (Babbitt et al., 2003; Brannelly et al., 2019; Snodgrass et al., 2000). Au contraire, lorsque l'hydropériode est de trop longue durée, le milieu devient propice aux prédateurs, augmentant ainsi le taux de mortalité (Semlitsch, 2000; Snodgrass et al., 2000).

Le sel de déglacement fait partie des principaux polluants retrouvés dans les milieux humides et aquatiques à proximité des routes (Rivard et al., 2012). L'application de sels de voirie sur les routes en Amérique du Nord est fréquente dans les régions caractérisées par une saison hivernale avec des températures sous 0°C (Bastviken et al., 2006; Perera et al., 2010). Le sel appliqué se dirige vers les milieux humides et aquatiques lors d'événements de précipitations et de fonte de neige (Bastviken et al., 2006). Ces plans d'eau voient alors leur conductivité augmenter, créant un stress osmotique pour les espèces du milieu (Katz, 1989). La conductivité constitue donc une propriété physico-chimique importante à mesurer lors d'une évaluation de la qualité d'un milieu pour les amphibiens (Dobbs et al., 2012; Karraker, 2007; Karraker et Ruthig, 2009). Certaines espèces d'amphibiens possèdent une vitesse de développement lente, ce qui entraîne une plus longue exposition à ces concentrations en sels (Collins et Russell, 2009; Denoël et al., 2010). Par exemple, les têtards de grenouille verte (*Lithobates clamitans*) et de ouaouaron (*Lithobates catesbeianus*) résident respectivement deux et trois étés dans leur milieu aquatique avant de se métamorphoser (Desroches et Rodrigue, 2004; Snodgrass et al., 2005; Wright et al., 2011). Ainsi, ces espèces pourraient être sensibles aux perturbations dues à l'épandage de sels, tant au niveau de leur survie et de leur développement (Collins et Russell, 2009; Karraker, 2007). En contrepartie, certaines espèces pourraient occuper des milieux ayant une conductivité élevée, dû à leur capacité d'adaptation selon leurs mécanismes de régulation (Karraker, 2007; Karraker et al., 2008). Par exemple, le crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus*) et la grenouille verte sont plus tolérants et ont une meilleure capacité d'adaptation à la présence de sel dans leur habitat, alors que la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*) et la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*) sont des espèces plus vulnérables et moins enclines à s'adapter (Collins et Russell, 2009; Karraker, 2007; Karraker et al., 2008; Karraker et Ruthig, 2009).

Les composantes du paysage à proximité de l'habitat de reproduction constituent également un facteur déterminant dans la survie des populations d'amphibien (Conan et al., 2021; Semlitsch et Bodie, 2003). La proportion de milieux humides et de milieux aquatiques représente des habitats additionnels et des corridors de dispersion entre les différents habitats (Le Viol et al., 2012; Brand et Snodgrass, 2010). En revanche, la présence de routes, de zones urbaines et de milieux agricoles engendre des barrières à la dispersion (Garcia-Gonzalez et al., 2012; Hamer, 2018; Porej et al., 2004). La proportion ainsi que la proximité des milieux perturbés peuvent augmenter le taux de mortalité des individus (Bix-Raybuck et al., 2010; Fahrig et al., 1995). La connectivité entre les différents habitats nécessaires à l'hivernage, la reproduction et à la

complétion de la métamorphose est indispensable à la survie des amphibiens et au maintien des populations (Cushman, 2005).

La présence et l'abondance des amphibiens dépend de différents facteurs mentionnés dans les paragraphes précédents. Toutefois, la capacité à détecter ces organismes varie avec les méthodes d'échantillonnage ainsi que les conditions météorologiques, les perturbations anthropiques, les conditions de l'étang, la période de la saison, l'heure de la journée et la température du milieu (Berven, 1990; Calderon et al., 2019; Castaneda et al., 2020; Dodd et Dorazio, 2004; Scheffers et Paszkowski, 2013). En définitive, tous ces facteurs doivent être mesurés et pris en compte afin d'évaluer si un milieu constitue un habitat propice, puis s'il remplit les fonctions nécessaires à la survie et au bon développement des amphibiens.

4.2 Objectifs et hypothèses

L'objectif principal de ce volet était d'évaluer l'utilisation des bassins de rétention des eaux pluviales par la faune, particulièrement les amphibiens.

Les trois objectifs spécifiques qui en découlent sont les suivants :

- 4.2.1 Comparer le degré d'utilisation des bassins de rétention d'eaux pluviales par les amphibiens aux milieux humides de référence.
- 4.2.2 Comparer les patrons d'hydropériode et les propriétés physico-chimiques de l'eau des bassins artificiels à ceux des milieux humides de référence.
- 4.2.3 Comparer le degré d'utilisation des bassins de rétention d'eaux par les espèces fauniques détectées par caméra.

En lien avec l'objectif 4.2.1, l'hypothèse 1 propose que l'utilisation des milieux humides de référence par les amphibiens est plus élevée que dans les bassins de rétention d'eaux pluviales. Cette utilisation se traduit par la présence d'anoures (grenouilles, crapaud, rainettes) aux stades d'embryons, de têtards et de mâles chanteurs, ainsi que par l'abondance de masses d'œufs de salamandres fousseuses du genre *Ambystoma* incluant la salamandre maculée et la salamandre à points bleus (*Ambystoma laterale*).

En lien avec l'objectif 4.2.2, l'hypothèse 2 suppose que la durée de l'hydropériode, les fluctuations du niveau d'eau et les propriétés physico-chimiques, telles que le pH, la conductivité, la turbidité, sont similaires dans les bassins de rétention et les milieux humides près des routes. Dans le même sens, nous avons prédit que les milieux humides éloignés des routes auraient une hydropériode et des mesures de pH, de conductivité et de turbidité plus faible comparativement aux deux autres types de sites.

En lien avec l'objectif 4.2.3, l'hypothèse 3 propose que l'occupation des espèces fauniques évaluée par photographie est semblable entre les bassins de rétention des eaux pluviales et les milieux humides près des routes, avec les

probabilités d'occupation les plus élevées dans les milieux humides loin des routes.

4.3 Méthodologie

En lien avec les objectifs du volet faunique, nous avons réalisé une étude d'observation évaluant le degré d'utilisation des bassins de rétention d'eaux pluviales par les amphibiens. Afin de répondre à ces objectifs, les bassins de rétention d'eaux pluviales ont été comparés aux milieux humides de référence à proximité de la route et loin de la route en termes d'abondance et d'occupation des sites, en plus des patrons d'hydropériode et de propriétés physico-chimiques.

4.3.1 Aire d'étude

Le volet faunique a été réalisé dans les mêmes trois régions que pour le volet des communautés végétales, soit la région de la Capitale Nationale, la région de Chaudière-Appalaches, ainsi que la région du Bas-Saint-Laurent (Fig. 1). Ainsi, les 60 sites qui avaient été sélectionnés pour le volet des communautés végétales ont aussi été échantillonnés pour les communautés fauniques, incluant 20 bassins de rétention des eaux pluviales, 20 milieux humide à proximité d'une route pavée (< 50 m) et 20 milieux humides loin de toute route pavée (> 50 m).

4.3.2 Degré d'utilisation des sites

Nous avons utilisé différentes méthodes d'échantillonnage ciblant différents stades de développement (embryons, larves, adultes) pour évaluer le degré d'utilisation des sites par les amphibiens. Ces méthodes sont présentées dans les prochains paragraphes.

Décomptes de masse d'œufs

Les décomptes de masses d'œufs ont eu lieu du 16 mai au 13 juin 2019 pendant la période de reproduction de quatre espèces de notre aire d'étude : la grenouille des bois, le crapaud d'Amérique, la salamandre maculée et la salamandre à points bleus. Ces espèces peuvent être identifiées facilement à partir des masses d'œufs. Pendant cette période, chaque site a été visité une fois pour y réaliser un décompte de masse d'œufs entre 8h00 et 19h00. Lors d'une visite, deux observateurs ont réalisé simultanément et indépendamment chaque décompte en parcourant la périphérie du plan d'eau dans un transect de 2 m de largeur à partir de la berge (Fig. 17). Les observateurs parcouraient le transect dans le sens contraire l'un par rapport à l'autre. Les observations n'ont pas été

communiquées entre les observateurs durant les décomptes pour maintenir l'indépendance entre les décomptes.

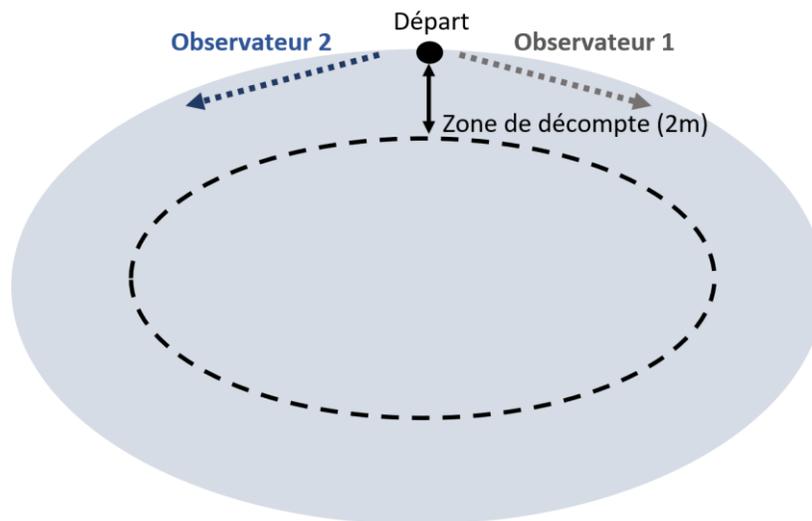


Figure 17 Schéma des décomptes de masses d'œufs d'amphibiens et des suivis visuels de têtards effectués dans les 60 sites à l'étude.

Suivis visuels des têtards

Du 8 au 24 juillet 2019 et du 29 juin au 14 juillet 2020 entre 8h00 et 19h00, une visite par site a été effectuée afin de réaliser un suivi visuel des têtards partiellement métamorphosés. Pour réaliser ce suivi, chaque observateur se déplaçait sur la rive afin de ne pas soulever de sédiments dans l'eau, en parcourant le périmètre de l'étang. Les observateurs effectuaient un décompte des individus sur un corridor de 2 m de largeur par rapport à la rive en se déplaçant dans un sens contraire l'un par rapport à l'autre (Fig. 17). Chaque juvénile ou têtard partiellement métamorphosé a été noté, de même que les conditions du milieu, l'heure et la date. Les individus n'ont pas été identifiés à l'espèce, puisqu'ils n'ont pas été capturés. De plus, nous avons arrêté les décomptes à une limite de 100 individus afin de mieux équilibrer l'effort d'échantillonnage entre les sites. Lorsque le nombre de têtards dépassait 100, les observateurs arrêtaient le décompte et notaient que 100 individus et plus se trouvaient dans l'étang. Les décomptes de têtards ont été notés sous forme de variable ordinale.

Écoute de chants d'anoures

Les visites d'écoute des chants d'anoures ont été effectuées entre 8h00 et 21h00 du 16 mai au 24 juillet 2019, pour un total de trois visites par site, puis du

29 juin au 14 juillet 2020 avec une seule visite par site. Les séances d'écoute étaient toujours effectuées avant les décomptes de masses d'œufs ou de têtards afin de ne pas influencer le comportement de chant des anoues. À chaque site, nous avons établi trois stations d'écoute espacées à distance égale les unes des autres le long du périmètre (Fig. 18). Le temps total passé à chaque station était de 8 min, à raison de 5 minutes de silence avant la prise de données suivies par 3 minutes d'écoute. Nous avons noté l'intensité des chants pour chaque espèce entendue à chaque station sur une échelle de 0 à 3 : 0 (aucun chant), 1 (chant isolé d'un seul individu), 2 (plusieurs individus chantent simultanément et l'observateur peut les dénombrer) et 3 (chorale où l'observateur ne peut dénombrer le nombre d'individus; Mossman et al. 1998). Pendant la période d'écoute à une station donnée, toute perturbation sonore pouvant influencer l'écoute ou le chant a été notée (p. ex., circulation automobile). Lors d'une même visite à un site, deux observateurs ont fait l'écoute indépendamment à chacune des stations.

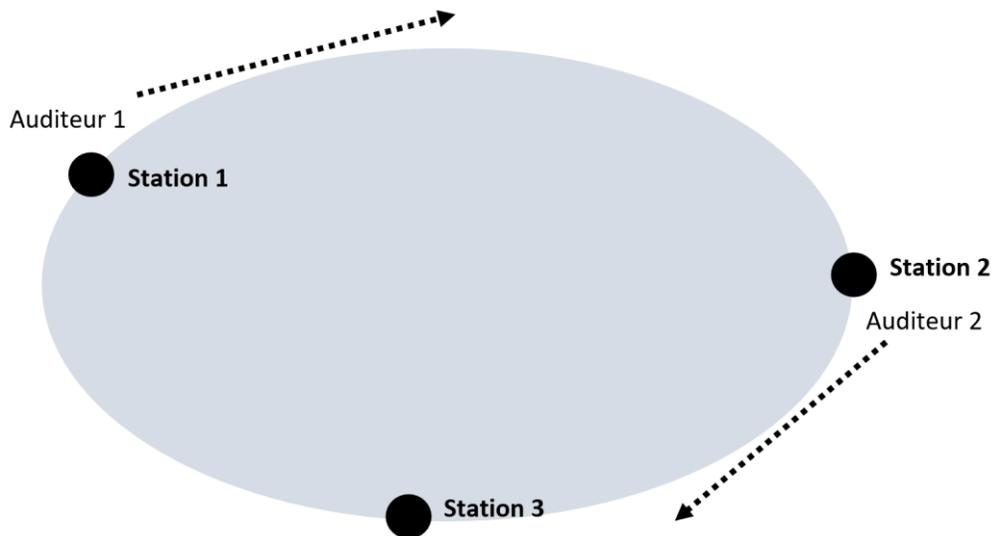


Figure 18 Schéma du dispositif d'écoute des chants d'anoues. Chaque auditeur procédait à l'écoute de chaque station en procédant à une station suivante dans le sens horaire.

Mesures des conditions d'échantillonnage

À chaque visite réalisée pour les suivis auditifs ou les décomptes de masses d'œufs et de têtards, nous avons mesuré l'effort d'échantillonnage (en minutes), ainsi que des conditions météorologiques. Celles-ci incluaient la présence de pluie, ainsi que la température de l'air et de l'eau. Nous avons évalué la proportion de la couverture nuageuse selon trois niveaux : 0 %, 1–50 % et ≥ 50 %. L'échelle de Beaufort a été utilisée pour mesurer l'intensité du vent : 1 = brise très faible 1-5 km/h; 2 = brise légère 6-11 km/h; 3 = petite brise 12-19 km/h; 4 = brise 20-28 km/h; 5 = brise importante 29-38 km/h (Gouvernement du

Canada, 2017). Finalement, les perturbations sonores par la présence de trafic ont aussi été prises en compte (bruits de trafic < 50 % du temps d'écoute, ≥ 50 % du temps d'écoute). Lorsque les conditions d'échantillonnage d'amphibiens (écoute ou décomptes) n'étaient pas clémentes, les visites étaient reportées afin de maintenir le même nombre de visites pour chaque site.

4.3.3 Qualité d'habitat

Mesures de la qualité de l'eau

Nous avons mesuré des paramètres de qualité d'habitat à chaque visite des sites durant toute la saison d'échantillonnage. Les variations du niveau d'eau ont été mesurées à intervalles de 24 heures pendant toute la saison de terrain de 2019, c'est-à-dire du 22 mai jusqu'au 9 septembre. Pour ce faire, nous avons utilisé des caméras pour enregistrer les changements du niveau d'eau à chaque site. Pour ce faire, nous avons fixé une caméra de chasse (SpyPoint Force-20, Victoriaville, QC, Canada) à deux tuteurs de bois dans chacun des sites (Fig. 19-A). La caméra était orientée vers une jauge de niveau d'eau et cette jauge était constituée d'un mètre à mesurer en métal fixé à un tuteur de bois dans l'eau (Fig. 19-B). Le mètre a été marqué de ruban à conduit brun à la hauteur de 90 cm et 50 cm afin que la distance entre les deux extrémités distales des rubans soit de 40 cm, puis de 49 cm à 44 cm afin d'avoir une distance de 5 cm. Ces deux distances connues sur les images ont servi d'étalon pour calibrer la mesure du niveau d'eau dans les photographies prise par la caméra à l'aide du logiciel de traitement d'image ImageJ (Schneider et al., 2012; Tableau H1).

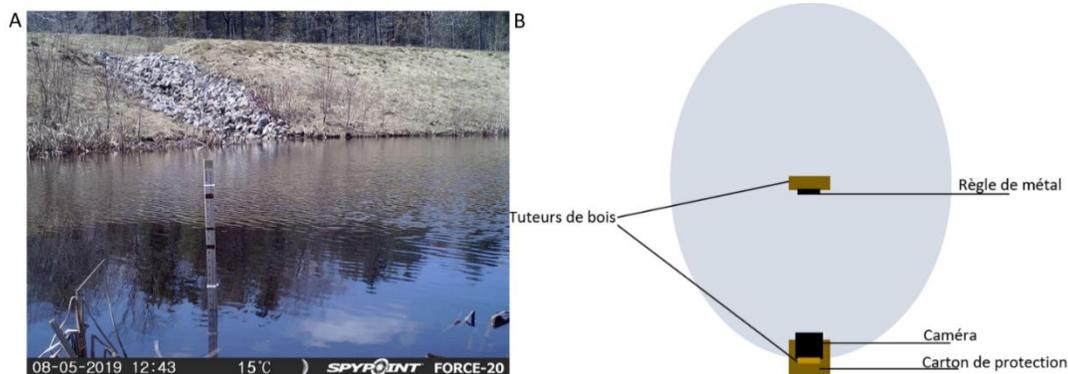


Figure 19 A- Photo prise par caméra Spypoint Force-20 pour la mesure du niveau d'eau. Au bas de la figure se trouvent la date, l'heure et la température lors de la prise de photo. B- Schéma du dispositif des mesures de niveau d'eau.

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été mesurés dans tous les sites en 2019. Chaque site a été visité une fois par mois afin de prélever 6 échantillons d'eau à 6 points différents du site en mai, juin, juillet et août. Nous avons mesuré le pH à l'aide d'un pH-mètre (pHTestr®, Oakton, Vernon hills, États-unis), la conductivité à l'aide d'un conductivimètre (SaltTestr®, Oakton, Vernon hills, États-unis, $\mu\text{S}/\text{cm}$), et la turbidité à l'aide d'un turbidimètre (HI98703, Hanna instruments, Padoue, Italie, NTU).

Recouvrement d'espèces végétales

Nous avons utilisé les données des espèces végétales inventoriées dans le volet 1 afin d'inclure la végétation pour potentiellement expliquer l'abondance et la présence d'amphibiens aux différents sites échantillonnés. Nous avons sélectionné les données de la végétation présente dans les deux premiers quadrats de berge aquatique (Q1, Q2). Nous avons regroupé les données des espèces végétales identifiées en 11 groupes selon leur taxonomie, leur écologie et leurs traits fonctionnels (Lapointe, 2014). Ces groupes comprennent les conifères, les feuillus, les arbustes, les vignes, les ptéridophytes, les bryophytes, les carex, les joncs, les plantes aquatiques, les graminées et les autres plantes herbacées.

Présence de prédateurs

Puisque les poissons peuvent être des prédateurs d'œufs, de têtards et d'adulte amphibiens, nous avons inclus la prise de données sur la présence de poissons pendant les inventaires d'amphibiens. Lors des visites, la présence de poisson était notée sous forme de données de détection (1 = détection de poisson, 0 = non détection de poisson). Ces données de détection ont été utilisées ultérieurement pour les analyses et pour expliquer potentiellement les patrons

de présence ou d'abondance d'amphibiens (Amburgey et al., 2014). À noter qu'aucune capture n'a été effectuée pour évaluer la présence de poisson.

Composition du paysage

Nous avons établi deux zones concentriques afin d'y évaluer la composition du paysage autour des sites échantillonnés. Ces zones tampons ont été déterminées en se basant sur le domaine vital et la capacité de dispersion des espèces d'amphibiens étudiées (Semlitsch & Bodie, 2003; Semlitsch, 2008). Les amphibiens qui se reproduisent en étangs utilisent l'habitat pouvant aller jusqu'à 290 m au-delà du site de reproduction (Semlitsch & Bodie, 2003). Toutefois, la composition à des échelles de 1 km à 10 km sont nécessaires pour évaluer l'influence de l'habitat adjacent (Semlitsch, 2008). Par conséquent, nous avons choisi des zones tampons de 300 m et de 1000 m. La composition du paysage a été extraite à partir du logiciel ArcGIS (ESRI ArcGIS Pro 2.4; ESRI, 2020) et de la base de données géographiques de l'utilisation du territoire (MELCC, 2018). La proportion d'environnements aquatiques et la proportion des environnements anthropiques ont été mesurées dans les zones concentriques de 300 m et de 1000 m (ESRI, 2020).

4.3.4 Présence de faune évaluée par photographie

Nous avons utilisé les caméras de chasse installées pour la mesure des fluctuations du niveau d'eau pour documenter la présence de vertébrés aux sites échantillonnés. Chaque caméra de chasse, bien qu'orientée vers la jauge pour la mesure du niveau d'eau, permettait également de détecter des animaux à proximité. Les caméras installées sur la berge des étangs ont été programmées pour prendre une photo à des intervalles de 30 minutes. Par conséquent, 48 photos étaient prises par jours pour un site donné. Nous avons inspecté les photographies pendant trois périodes de 7 jours coïncidant avec les périodes de reproduction de plusieurs espèces d'oiseaux et d'activité d'autres vertébrés: du 14 au 20 juin, du 21 au 27 juin et du 28 juin au 4 juillet. Chaque photographie prise pendant ces périodes a été visionnée pour vérifier la présence de faune et identifier les espèces. Chaque photo dans laquelle nous avons détecté la présence de faune a été insérée dans une base de données avec l'identifiant du site, la date, l'heure et l'identifiant de la photo, accompagnée du nom des espèces détectées.

4.4 Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R 4.1.2 (R Core Team, 2021). Les différentes analyses permettant l'estimation de la présence ou de l'abondance en tenant compte de la détection imparfaite ont été réalisées à l'aide des packages unmarked (Fiske et Chandler, 2011). Les paramètres de l'ensemble des analyses ont été estimés par maximum de vraisemblance. Nous avons procédé à la sélection des modèles et à l'inférence multimodèle à l'aide du critère d'information d'Akaike à partir du package AICcmodavg (Burnham et

Anderson, 2002; Mazerolle, 2006). L'inférence multimodèle était basée sur l'estimateur de rétrécissement (Burnham et Anderson, 2002; Mazerolle, 2015, 2020). Pour chaque groupe d'analyse, nous avons utilisé un test d'ajustement basé sur le Khi carré de Pearson par *bootstrap* paramétrique avec 10 000 itérations pour évaluer l'ajustement et la surdispersion (AICcmodavg; MacKenzie et Bailey, 2004; Mazerolle, 2020). En cas de surdispersion, nous avons ajusté les inférences en utilisant la valeur estimée du \hat{c} (Mazerolle, 2015).

4.4.1 Degré d'utilisation des sites

Stratégie d'analyse et construction des modèles

Nous avons réalisé une analyse séparée pour chaque stade de développement afin d'estimer l'abondance ou l'occupation d'amphibiens en utilisant des modèles *N-mixture* et des modèles d'occupation, respectivement. Ces modèles permettent de tester simultanément l'effet de variables explicatives sur la présence ou l'abondance, mais également l'effet des variables explicatives sur la probabilité de détection (MacKenzie et al., 2002; Royle, 2004).

Variables sur l'occupation et l'abondance

Nous avons construit des modèles candidats en combinant des variables permettant d'expliquer l'abondance et la présence d'amphibiens dans les 60 sites à l'étude. Ces variables incluaient la proportion de milieux aquatiques ou perturbés à l'intérieur d'un rayon de 300 m ou 1000 m autour de chaque site, mais également des conditions locales, telles que le type d'étang, la taille de l'étang, la qualité de l'eau (pH, conductivité), la structure de végétation ou la présence de poissons.

Pour résumer la structure de la végétation aux sites, nous avons effectué une analyse en composantes principales sur les données de végétation récoltées dans le volet de communautés végétales. Nous avons déterminé à partir de la distribution du bâton brisé que seuls deux axes étaient importants pour résumer les données végétales. Le premier axe était fortement et négativement associé aux plantes aquatiques, puis le second était positivement associé aux ptéridophytes (Tableau I1). Nous avons retenu ces deux axes et utilisé leurs *scores* dans nos modèles pour expliquer la présence ou l'abondance.

Nous avons estimé la présence de poissons à partir de modèles d'occupation de site contenant des variables susceptibles d'affecter la présence de poissons (Tableau J1). Nous avons ensuite extrait les modes conditionnels de la présence de poissons et effectué une inférence multimodèle. Ceci nous a permis d'obtenir une variable de présence de poissons corrigée pour la détection. Cette dernière

a été incluse pour tester l'effet de présence des poissons sur l'occupation ou l'abondance d'amphibiens (Amburgey et al., 2014).

Les différentes variables explicatives ont été combinées en évitant d'inclure des variables fortement corrélées dans le même modèle (r de Pearson $< 0,5$). Nous avons testé l'effet de variables à l'échelle de l'étang et du paysage sur l'occupation ou l'abondance des espèces et stades de développement étudiés (Tableau 6; Tableau 7).

Variables sur la probabilité de détection

Les modèles statistiques que nous avons utilisés estiment l'effet de variables sur la présence ou l'abondance d'espèces, mais permettent également de quantifier l'effet de variables sur la probabilité de détection (p) de l'espèce (Mazerolle et al., 2007; Mazerolle, 2015). Nous avons inclus différentes variables explicatives pour expliquer la probabilité de détecter les espèces. Ces variables étaient différentes pour chaque analyse, puisque plusieurs méthodes d'échantillonnage ciblaient les divers stades de développement et ces derniers ne répondent pas aux mêmes variables (Berven, 1990; Calderon et al., 2019; Castaneda et al., 2020; Dodd et Dorazio, 2004; Scheffers et Paszkowski, 2013; Weir et al., 2005). Nous avons considéré les conditions météorologiques (température de l'air ou de l'eau), la turbidité, l'effort d'échantillonnage, la date, le moment de la journée et les perturbations. Ces dernières sont présentées en détail dans les prochaines sections.

Pour les décomptes de masses d'œufs, nous avons testé l'effort d'échantillonnage et le nombre de jours depuis la fonte des neiges sur la probabilité de détection. L'effort d'échantillonnage correspondait à la durée du décompte en minutes pour chaque observateur dans un site donné. Le nombre de jours après la fonte des neiges a été calculé à partir des données de stations météorologiques d'Environnement Canada à moins de 50 km de chaque site (Gouvernement du Canada, 2020). La date de fonte des neiges a été déterminée comme étant la date à laquelle le niveau de neige au sol avait atteint 0 cm au printemps. Les dates de fonte des neiges variaient entre le 16 avril (Chaudière-Appalaches) et le 8 mai (Capitale-Nationale) (Gouvernement du Canada, 2020).

Pour les décomptes de têtards, nous avons testé les caractéristiques de l'eau (température et turbidité), l'effort d'échantillonnage ainsi que le nombre de jours depuis la fonte des neiges sur p . En contrepartie, pour les mâles chanteurs, nous avons testé température de l'air, la vitesse du vent, la perturbation sonore de circulation (faible : $< 50\%$ du temps; élevé : $> 50\%$ du temps), le moment de la journée (avant-midi, après-midi, soir) et le nombre de jours depuis la fonte des neiges (Tableau 8).

Comparaisons entre les types de sites et entre bassins

Afin de répondre plus spécifiquement à l'hypothèse 4.2.1 concernant l'utilisation par les amphibiens des bassins en comparaisons aux milieux humides de référence, nous avons construit des modèles pour tester l'effet du type de site sur l'occupation ou l'abondance des amphibiens. Dans cette analyse, le type de site (bassins de rétention, milieux humides près des routes et milieux humides loin des routes) était la seule variable explicative utilisée pour estimer l'abondance ou l'occupation. Nous avons gardé les mêmes scénarios sur la probabilité de détection que dans les analyses principales (Tableau 8).

Nous avons également réalisé des analyses ciblant uniquement les 20 bassins échantillonnés pour évaluer l'importance des caractéristiques propres aux bassins de rétention d'eaux pluviales sur la présence ou l'abondance d'amphibiens. Étant donné le faible nombre d'observations (20 bassins) et pour assurer de bonnes estimations, nous avons créé des modèles simples qui incluaient trois variables propres aux bassins. Nous avons inclus l'âge des bassins (entre 4 et 11 ans), le nombre d'espèces végétales plantées dans ceux-ci (entre 0 et 18), ainsi que l'enclavement des bassins (enclavés, non-enclavés; Tableau 7). Un enclavement du bassin signifie que le bassin est entouré par une voie de circulation. De plus, pour limiter le nombre de modèles, nous avons choisi les scénarios de détection qui se trouvaient dans les modèles aux premier rang dans nos premières analyses.

Seuls les têtards et les mâles de grenouilles vertes ont fait l'objet de cette analyse. Les autres espèces n'ont pas pu être incluses en raison d'un nombre trop faible de détections dans les bassins (< 20% des bassins avec détection).

Tableau 6 Variables utilisées dans nos analyses pour l'estimation d'abondance et de présence d'amphibiens inventoriés dans les 60 sites à l'étude en 2019 et 2020. L'ensemble des variables a été utilisé pour les premières analyses. La variable du type de site a été utilisée dans les secondes analyses, puis finalement les variables propres aux bassins dans les dernières analyses.

Nom des variables	Description	Unité
AQUA300	Quantité de milieux aquatiques dans une zone tampon de 300 m	Proportion
AQUA1000	Quantité de milieux aquatiques dans une zone tampon de 1000 m	Proportion
PERT300	Quantité de milieux avec perturbations anthropiques dans une zone tampon de 300 m	Proportion
PERT1000	Quantité de milieux avec perturbations anthropiques dans une zone tampon de 1000 m	Proportion
Conductivité	Valeurs moyennes de conductivité venant des échantillons d'eau	µS/cm
Aire	Superficie du site	Ha
Hydro	Différence de niveau d'eau entre la dernière et la première visite de la saison, pondérée par le nombre de jours entre celles-ci.	cm/jour
Poisson	Présence de poisson corrigée pour la détection	-
PCA1 et PCA2	Scores sur les deux premiers axes de l'ACP des données de végétation	
Type	Type de site (Bassins de rétention, Milieux humides près de la route, Milieux humides loin de la route)	-
Année	Année de terrain (binaire: 2019 ou 2020)	-
Effort	Durée des inventaires	Minute
Fonte	Nombre de jours depuis la fonte des neiges	Jours
EauTemp	Température de l'eau des étangs	°C
Turb	Valeurs moyennes de turbidité venant des échantillons d'eau	NTU
AirTemp	Température de l'air	°C
Vent	Vitesse du vent	km/h
Moment	Moment de la journée lorsque les inventaires ont été effectués (catégorique : avant-midi, après-midi, soir)	-
Traffic	Pourcentage de la perturbation par le trafic (binaire : faible [< 50%], élevé [>50%])	
Caractéristiques des bassins		
Age	Age des bassins	Année
Plantes	Nombre d'espèces végétales plantées dans les sites de type bassins	-
Enclave	Bassin enclavé par la route ou non (Binaire : oui ou non)	-

Tableau 7 Combinaisons des variables sur l'occupation et l'abondance des différents stades de développement d'amphibiens inventoriés en 2019 et 2020. La variable d'année n'a pas été incluse dans les modèles pour les espèces dont l'abondance ou l'occupation a été estimée seulement en 2019 (salamandres, grenouille des bois et rainettes crucifères [*Pseudacris crucifer*]). Les symboles dans les hypothèses dénotent un effet positif (+) ou négatif (-) attendu.

Modèles	Noms des variables	Hypothèses sur l'abondance et l'occupation
Variables paysage dans les zones tampons de 300 m	AQUA300 + PERT300 + Année	Variet avec la présence d'habitats aquatiques (+) et de milieux perturbés (-) dans des zones tampons de 300 m (Gray et al., 2004; Knutson et al., 1999; Mazerolle et al., 2005) et varient selon l'année (Weir et al., 2005).
Variables du paysage dans les zones tampons de 1000 m	AQUA1000 + PERT1000 + Année	Variet avec la présence d'habitats aquatiques (+) et de milieux perturbés (-) dans des zones tampons de 1000m (Gray et al., 2004; Knutson et al., 1999; Mazerolle et al., 2005) et varient selon l'année (Weir et al., 2005)
Caractéristiques de l'eau	Conductivité + Hydro + Année	Variet avec la conductivité (-) et l'hydropériode (Babbitt et al., 2003; Brannelly et al., 2019; Karraker et al., 2008; Semlitsch, 2000; Snodgrass et al., 2000) et varient selon l'année (Weir et al., 2005)
Taille de l'étang et prédateurs	Aire + Poisson + Année	Variet en fonction de la taille de l'étang (+) et de la présence de poissons (-) (Holbrook et Dorn, 2016; Parris, 2006 ; Sun et al., 2019 ; Werner et al., 2016) et varient selon l'année (Weir et al., 2005).
Composition de la végétation	PCA1 + PCA2 + Année	Variet en fonction de la composition de la végétation de l'étang (Knutson et al., 2004; Guderyahn et al., 2016; Scheffers et Paszkowski, 2013) et varient selon l'année (Weir et al., 2005).
Type de site	Type + Année	Variet selon le type de site et la proximité de la route(-) (Le Viol et al., 2012; Parris, 2006; Scheffers et Paszkowski, 2013) et varient selon l'année (Weir et al., 2005)
Modèles pour l'analyse des bassins		
Age des bassins	Age + Année	Variet avec l'âge des bassins (Birn-Raybuck et al., 2010) (+)
Espèces végétales	Plantes + Année	Variet avec le nombre d'espèces végétales plantées (Skelly et al., 2002)
Enclavement à la route	Enclave + Année	Variet avec l'enclavement à la route (Garcia-Gonzalez et al., 2012) (-).

Estimation d'abondance et de présence de masses d'œufs

L'abondance des masses d'œufs a été estimée pour deux groupes, notamment la grenouille des bois et les salamandres fouisseuses (salamandre maculée et salamandre à points bleus). Les deux espèces de salamandres ont été regroupées car elles ont une période de reproduction, un domaine vital, une alimentation et un type d'habitat similaires (Desroches et Rodrigue, 2004).

Afin d'estimer l'abondance des masses d'œufs de salamandres fousseuses dans les sites, des modèles *N-mixtures* ont été utilisés (Royle, 2004). Ces modèles estiment l'abondance tout en tenant compte de la détection imparfaite. Dans ce cas-ci, la distribution de Poisson gonflée de 0 (*zero-inflated* Poisson) a été sélectionnée. Cette distribution est une alternative à la distribution de Poisson et Binomiale négative lorsqu'il existe une surabondance de 0 (Lambert, 1992). Les décomptes indépendants des deux observateurs ont été considérés comme des visites dans l'analyse. Nous avons considéré différents scénarios de variables à l'échelle de l'étang et du paysage sur l'abondance des masses d'œufs, ainsi que des variables sur la probabilité de détecter les masses d'œufs (Tableau 7; Tableau 8).

Nous avons estimé la présence des masses d'œufs de grenouille des bois plutôt que l'abondance en raison d'un mauvais ajustement des modèles *N-mixture* aux données d'abondance ($P < 0,05$, $\hat{c} = 3.24$). Nous avons donc opté pour des modèles d'occupation à une saison pour estimer la présence de masses d'œufs de cette espèce. Nous avons utilisé les mêmes scénarios d'occupation et de détection que pour l'analyse des salamandres fousseuses (Tableau 7; Tableau 8).

Estimation du degré d'occupation des têtards

Comme les données à propos des têtards ont été enregistrées sur une échelle allant jusqu'à une limite supérieure de 100 individus, nous avons créé une réponse ordinale pour refléter les niveaux d'abondance. Pour cette raison, nous avons opté pour des modèles multi-états permettant d'étendre le modèle d'occupation à une saison à plus de deux états (Nichols et al. 2007, MacKenzie et al., 2009, 2018). Ici, nous avons considéré trois états basés sur la distribution des données de décompte des têtards (ψ_0 : 0 individus, ψ_1 : 1-30 individus, et ψ_2 : > 30 individus). Les combinaisons de variables sur l'occupation sont restées les mêmes que dans les analyses précédentes. Parce qu'il y avait plusieurs ψ à estimer, nous avons doublé le nombre de modèles afin de tester les effets des variables explicatives sur un état d'occupation à la fois (Tableau 7). Une variable d'année d'échantillonnage a été systématiquement incluse dans tous les modèles, car elle peut expliquer l'hétérogénéité de la probabilité de détection. Nous avons ainsi obtenu 50 modèles candidats, dont deux modèles nuls avec l'année sur l'occupation et la détection (Tableau 8).

Estimation d'occupation des mâles chanteurs

Nous avons utilisé des modèles d'occupation à une saison pour estimer l'occupation (ψ) des mâles de grenouille verte et de rainette crucifère (MacKenzie et al. 2002, 2018). Ces deux espèces étaient les seules qui présentaient un taux de détection suffisant pour être incluses dans les analyses. Pour chaque espèce, nous avons retenu les visites effectuées pendant leur période de reproduction (Tableau K1; Desroches et Rodrigue, 2018). Nous avons combiné les données des trois stations d'un site lors d'une visite donnée afin de déterminer s'il y avait eu au moins une détection de mâles chanteurs

dans l'une des trois stations. Nous avons utilisé les mêmes scénarios d'occupation que les analyses précédentes pour estimer la présence des anoures mâles (Tableau 7). Nous avons également inclus une covariable de l'année dans tous les scénarios, sauf pour la rainette crucifère, où nous avons exclu la visite de 2020 car elle ne coïncidait pas avec la période de chant de l'espèce (Tableau K1; Desroches et Rodrigue, 2018). Ainsi, un total de 25 modèles candidats ont été créés pour l'estimation de l'occupation de la rainette crucifère (incluant un modèle nul), puis 26 modèles candidats pour la grenouille verte (incluant un modèle nul avec l'année sur l'occupation et un avec l'année sur la probabilité de détection).

Tableau 8 Scénarios de détection des modèles utilisés pour estimer l'abondance ou la présence d'amphibiens dénombrés en 2019 et 2020 dans les 60 sites d'étude. Les symboles entre parenthèses indiquent un effet attendu positif (+) ou négatif (-) sur la probabilité de détection. L'année a été incluse seulement dans les analyses utilisant des données récoltées sur deux saisons (2019 et 2020).

Modèles	Noms des variables	Hypothèses sur la détection
Nombre de jours depuis la fonte des neiges ^{1,2,3}	Fonte + Année	Varie avec le nombre de jours depuis la fonte des neiges (Dodd et Dorazio, 2004) et diffère selon les années (Berven, 1990; Weir et al., 2005).
Effort d'échantillonnage ^{1,2}	Effort + Année	Varie avec la durée de l'inventaire (+) (Halstead et al., 2021) et diffère selon les années (Berven, 1990; Weir et al., 2005)
Perturbations routières ³	Traffic + Année	Varie en fonction du niveau de trafic (-) (Castaneda et al., 2020; Grace et Noss, 2018) et diffère selon les années (Berven, 1990; Weir et al., 2005).
Moment de la journée ³	Moment + Année	Varie selon le moment de la journée et diffère selon les années (Berven, 1990; Weir et al., 2005)
Conditions de l'eau ²	EauTemp + Turb + Année	Varie avec la température de l'eau et la turbidité (-) (Dodd et Dorazio, 2004; Calderon et al., 2019; Scheffers et Paszkowski, 2013) et diffère selon les années (Berven, 1990; Weir et al., 2005)
Conditions météorologiques ³	AirTemp + Vent + Année	Varie en fonction de la température de l'air (+) et de l'intensité du vent (-) et diffère selon les années (Berven, 1990; Weir et al., 2005)

¹ Variable testée sur la probabilité de détection de masses d'œufs

² Variable testée sur la probabilité de détection de têtards

³ Variable testée sur la probabilité de détection de mâles chanteurs

4.4.2 Qualité d'habitat

Analyse de variance à un critère : propriétés physico-chimiques

Des analyses de variance à un critère (ANOVA) pour les saisons de 2019 et 2020 ont été effectuées afin de déterminer si les moyennes de pH, de conductivité, de turbidité, puis la différence du niveau d'eau et la variation de celui-ci différaient entre les trois types de sites (bassins de rétention, milieux humides près des routes, milieux humides loin des routes). Les conditions

d'applications ont été vérifiées grâce à un test de Fligner-Killeen d'homogénéité des variances, puis des graphiques quantile-quantile, de résidus et valeurs prédites, puis de résidus standardisés. Lorsque l'ANOVA indiquait une différence significative entre les sites, des tests de comparaisons multiples étaient effectués à l'aide d'un test de Tukey (fonction 'TukeyHSD').

4.4.3 Présence de la faune évaluée par photographie

Afin de tester l'hypothèse 4.2.3 concernant l'utilisation par les autres espèces fauniques des bassins en comparaisons aux sites de référence, nous avons réalisé une analyse des taxons les plus représentés dans les données prises par les caméras de chasse. Nous avons testé l'effet du type de site sur l'occupation par ces taxons. Dans cette analyse, le type de site (bassins de rétention, milieux humides près des routes et milieux humides loin des routes) était la seule variable explicative utilisée pour estimer l'occupation. Nous avons considéré l'effet du type de site ainsi que la semaine d'échantillonnage sur la probabilité de détection (3 semaines: 14–20 juin 2019, 21–27 juin 2019, 28 juin–4 juillet 2019).

Nous avons testé l'influence des caractéristiques des bassins de rétention d'eaux pluviales sur l'occupation par les espèces fauniques détectées par photographies. Ces modèles incluaient l'âge des bassins, le nombre d'espèces végétales plantées, ainsi que l'enclavement des bassins (enclavés, non-enclavés). Dans ces modèles, nous avons considéré l'effet de la semaine d'échantillonnage sur la probabilité de détection.

4.5 Résultats

4.5.1 Degré d'utilisation des sites

Les différents types d'inventaires d'amphibiens nous ont permis de détecter sept espèces d'anoures et deux espèces d'urodèles dans les différents types de sites à l'étude (Tableau 9). Certaines espèces n'ont pas pu être intégrées dans les analyses en raison du faible nombre de détections (Tableau 9, K1 et K2). Les masses d'œufs de Salamandres à points bleus, de même que les mâles adultes de grenouilles des bois et de crapaud d'Amérique n'ont pas été observés ou entendus dans les bassins de rétention lors de nos inventaires en 2019 et en 2020. Également, les masses d'œufs et les mâles adultes de crapaud d'Amérique n'ont pas été détectés dans les milieux humides loin des routes.

Tableau 9 Liste des espèces d'amphibiens détectées durant les décomptes de masses d'œufs et de têtards, ainsi que durant l'écoute de chants d'anoures en 2019 et 2020 dans les différents types de sites à l'étude (1= détection, 0= non-détection). Les espèces incluses et exclues des analyses sont annotées au bas du tableau. Les têtards n'ont pas été identifiés à l'espèce et sont donc notés comme « Têtards sp. » dans le tableau.

Stade	Espèce	Bassins de rétention	Milieux humides près des routes	Milieux humides loin des routes
Masses d'œufs	Grenouille des bois (<i>Lithobates sylvaticus</i>) ¹	1	1	1
	Salamandre maculée (<i>Ambystoma maculatum</i>) ³	1	1	1
	Salamandre à points bleus (<i>Ambystoma laterale</i>) ³	0	1	1
	Crapaud d'Amérique (<i>Anaxyrus americanus</i>) ²	1	1	0
Têtards	Têtards sp. ¹	1	1	1
Adultes	Grenouille des bois (<i>Lithobates sylvaticus</i>) ²	0	1	1
	Grenouille verte (<i>Lithobates clamitans</i>) ¹	1	1	1
	Rainette crucifère (<i>Pseudacris crucifer</i>) ¹	1	1	1
	Crapaud d'Amérique (<i>Anaxyrus americanus</i>) ²	0	1	0
	Ouaouaron (<i>Lithobates catesbeianus</i>) ²	1	1	1
	Grenouille du Nord (<i>Lithobates septentrionalis</i>) ²	1	1	1

¹ groupe inclus dans l'analyse.

² groupe exclu de l'analyse puisque détecté trop rarement.

³ groupes combinés dans l'analyse.

Abondance des masses d'œufs – Salamandres fousseuses

Dans nos analyses principales incluant tous les 60 sites à l'étude, le modèle au premier rang pour expliquer l'abondance et la probabilité de détection de masses d'œufs de salamandres fousseuses avait 100% du poids d'Akaike

(Tableau L1). Ce modèle incluait les variables de conductivité et d'hydropériode sur l'abondance et l'effort d'échantillonnage sur la probabilité de détection (p). Celui-ci s'ajustait bien aux données ($X^2 = 2141.18$, $P = 0.1276$, $\hat{c} = 1.17$). L'abondance des masses d'œufs de salamandres fouisseuses était négativement liée à la conductivité de l'eau ($\beta_{\text{Conductivité}} = -2.58$, IC à 95%: [-3.24, -1.91]; Fig. 20). L'abondance diminuait avec l'augmentation de l'hydropériode des sites ($\beta_{\text{Hydropériode}} = -1.88$, IC à 95%: [-2.19, -1.58]; Fig. 20). La probabilité de détection augmentait avec la durée des décomptes ($\beta_{\text{Effort}} = 0.49$, IC à 95%: [0.3, 0.68]; Fig. 20; Tableau M1).

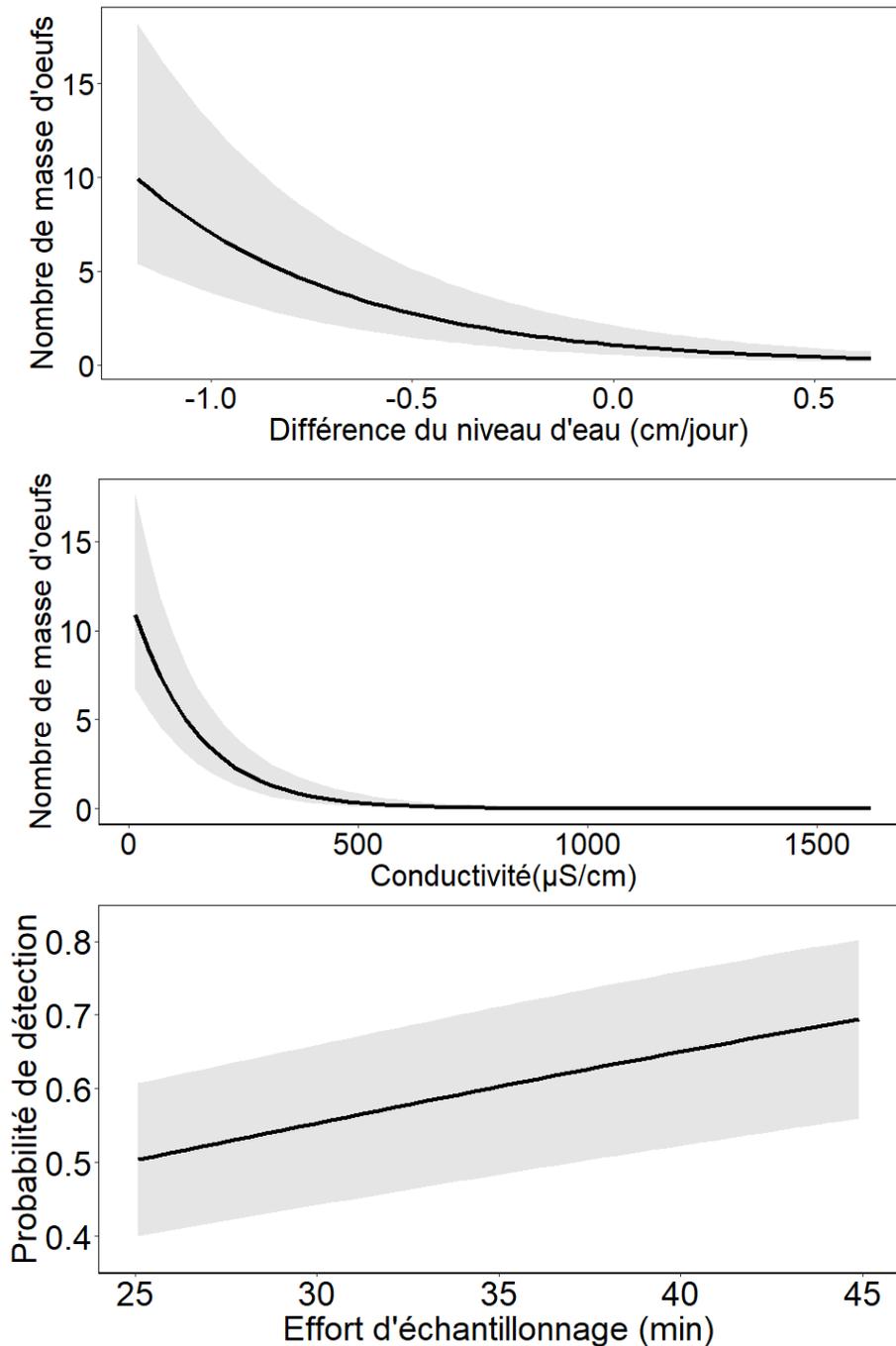


Figure 20 Résultats des inférences multimodèle pour les masses d'œufs de salamandres fouisseuses inventoriées en 2019 dans 60 sites à l'étude. Les bandes d'erreur indiquent les intervalles de confiance à 95% autour des estimations de la moyenne des modèles de *N-mixture*. À noter que l'hydropériode a été calculée à partir de la différence du niveau d'eau à la fin de la saison par rapport au début de la saison, où une valeur négative correspond à une baisse du niveau de l'eau pendant la saison.

Dans l'analyse ciblant le type de site sur l'abondance de masses d'œufs des salamandres, le modèle au premier rang avait 64% du poids d'AIC_c (poids d'Akaike = 0.64; Tableau N1). Celui-ci incluait le nombre de jours après la fonte des neiges sur la probabilité de détection (Tableau N1). L'ajustement du modèle le plus parcimonieux n'était pas optimal, suggérant une surdispersion ($X^2 = 4176.25$, $P < 0.0001$; $\hat{c} = 3.43$). Le modèle en seconde position avait un poids d'Akaike de 0.36 et comprenait l'effort d'échantillonnage sur la probabilité de détection. L'abondance de masses d'œufs de salamandres fouisseuses variait selon le type de site et était moins élevée dans les bassins que dans les milieux humides de référence ($\beta_{MH \text{ éloignés}} = 4.71$, IC à 95%: [1.78, 7.65]; $\beta_{MH \text{ près}} = 3.8$, IC à 95%: [0.86, 6.73]; Fig. 21; Tableau O1).

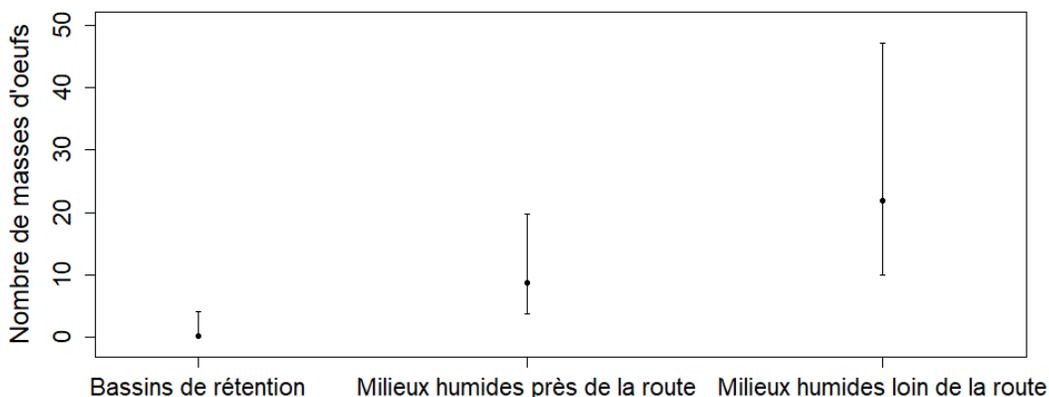


Figure 21 Abondance de masses d'œufs de salamandres fouisseuses en fonction du type de site. Les barres d'erreurs dénotent l'intervalle de confiance à 95%.

Présence de masses d'œufs – Grenouille des bois

Le modèle le plus parcimonieux dans nos analyses pour estimer la présence de masses d'œufs de grenouille des bois avait 53% du poids (poids d'Akaike = 0.53; Tableau L2). Ce modèle était constitué des variables de proportion des milieux aquatiques et de proportion de milieux perturbés dans les zones tampons de 1000 m sur l'occupation (ψ) des masses d'œufs et le nombre de jours depuis la fonte des neiges sur la probabilité de détection (p). Ce modèle s'ajustait bien aux données ($X^2 = 0.82$, $P = 0.5972$; $\hat{c} = 1.03$). Il était suivi par un second modèle qui avait un poids d'Akaike de 0.15. Celui-ci incluait les variables du type de site sur l'occupation et la même variable que le premier modèle sur la probabilité de détection. La présence de masses d'œufs de grenouille des bois ne variait avec aucune des variables explicatives que nous avons testées (Tableau M1). Toutefois, la probabilité de détection des masses d'œufs diminuait avec le nombre de jours depuis la fonte des neiges ($\beta_{\text{Fonte des neiges}} = -2.66$, IC à 95%: [-5.12, -0.19]; Fig. 22).

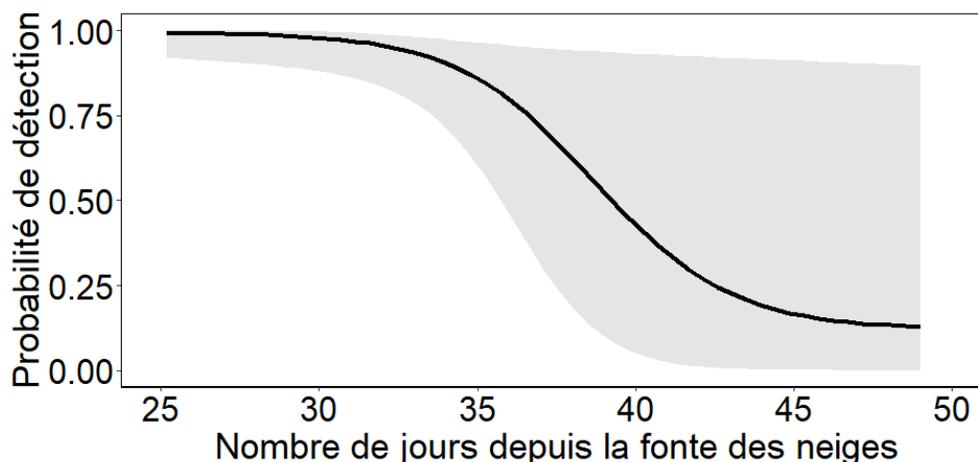


Figure 22 Probabilité de détection des masses d'œufs de la grenouille des bois inventoriées en 2019 en fonction du nombre de jours écoulés depuis la fonte des neiges.

Dans les analyses se concentrant sur le type de site, le modèle au premier rang avait 62% du poids d'Akaike et incluait le nombre de jours depuis la fonte des neiges sur la probabilité de détection (Tableau N2). Ce modèle avait un bon ajustement ($X^2 = 1.23$, $P = 0.38$; $\hat{c} = 0.9$). Le modèle incluant l'effort d'échantillonnage sur la probabilité de détection était au deuxième rang avec un poids d'Akaike de 0.35. La présence de masses d'œufs de grenouille des bois était moins probable dans les bassins que dans les milieux humides de référence ($\beta_{MH \text{ éloignés}} = 2.52$, IC à 95%: [0.7, 4.34]; $\beta_{MH \text{ près}} = 1.76$, IC à 95%: [0.07, 3.46]; Fig. 23). Aucune variable n'a montré d'effet sur la probabilité de détection des masses d'œufs de grenouille des bois dans ces analyses secondaires (Tableau O1).

Présence de têtards

Le modèle d'occupation multi-états qui avait le plus de poids parmi les modèles candidats incluait les milieux aquatiques et anthropiques dans les zones tampons de 1000 m sur l'occupation, ainsi qu'un effet de l'année sur la probabilité de détection (poids d'Akaike = 0.27; Tableau L3). Ce modèle était suivi de près par le modèle incluant les mêmes variables sur l'occupation, mais avec l'effort d'échantillonnage sur les différentes probabilités de détection (poids d'Akaike = 0.14). Cependant, l'inférence multimodèle n'a révélé aucun effet entre les variables explicatives et les états d'occupation ou les probabilités de détection de têtards (Tableau M2).

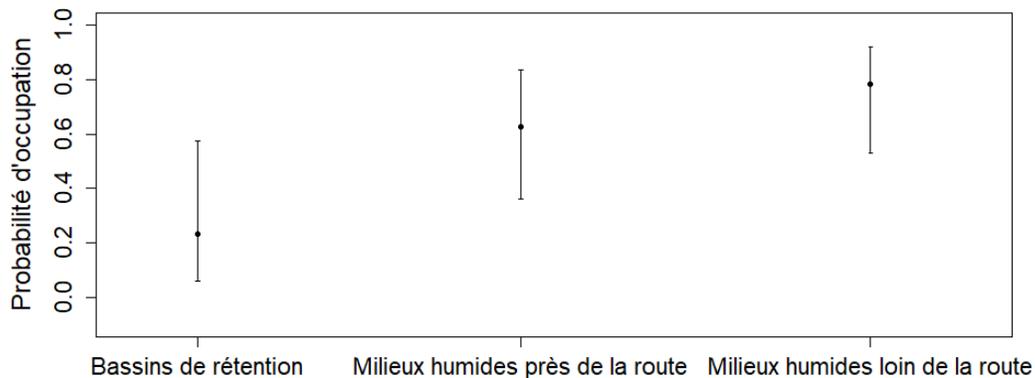


Figure 23 Probabilité d'occupation des masses d'œufs de grenouille des bois en fonction du type de site. Les barres d'erreurs dénotent l'intervalle de confiance à 95%.

Dans les analyses réalisées sur le type de site, le modèle le plus parcimonieux était le modèle nul avec un poids d'Akaike de 0.45 (Tableau N3). Le modèle au second rang incluait le type de site sur la probabilité d'occupation et le nombre de jours après la fonte des neiges sur la probabilité de détection (poids d'Akaike = 0.22). La probabilité d'occupation de têtards ne variait pas avec le type de site. De plus aucune variable n'a révélé d'effet sur la probabilité de détection (Tableau O2).

Dans les analyses réalisées uniquement sur les bassins, le modèle au premier rang était également le modèle nul (poids d'Akaike = 0.62; Tableau N4). Ce modèle était suivi par le modèle contenant le nombre d'espèces végétales plantées sur l'occupation et avait un poids d'Akaike de 0.16. Aucune des caractéristiques des bassins incluses dans nos modèles n'a montré un effet sur la présence de têtards dans ces milieux (Tableau O3).

Présence de mâles chanteurs – Grenouille verte

Dans les analyses principales, le modèle le plus parcimonieux pour expliquer l'occupation des mâles de grenouille verte comprenait la conductivité et l'hydropériode sur l'occupation et le nombre de jours depuis la fonte des neiges combiné à l'année sur la probabilité de détection (poids d'Akaike = 0.26; Tableau L4). Ce modèle ne s'ajustait pas bien aux données ($X^2 = 45.17$, $P = 0.0003$) en raison d'une surdispersion élevée ($\hat{c} = 3.39$). Les inférences ont donc été ajustées pour tenir compte de la surdispersion. Le modèle au deuxième rang était constitué des scores de l'ACP de la végétation sur l'occupation et des conditions météorologiques sur la probabilité de détection (poids d'Akaike = 0.22). Cette analyse n'a révélé aucun effet des variables explicatives sur l'occupation et la probabilité de détection (Tableau M3).

Concernant l'analyse se concentrant sur l'effet du type de site sur la présence de mâles de grenouille verte, le modèle le plus parcimonieux avait 49% du poids d'Akaike (Tableau N5). Il comprenait le temps de la journée (avant-midi, après-midi, soir) et l'année sur p . Ce modèle s'ajustait bien aux données ($X^2 = 0.54$, $P = 0.57$; $\hat{c} = 0.43$), mais était suivi par le modèle nul (poids d'Akaike = 0.25). Ainsi, l'analyse n'a pas révélé de différences d'occupation de grenouille verte mâle entre les différents types de site (Tableau O4).

Pour l'analyse réalisée exclusivement sur les bassins, le modèle nul était au premier rang avec un poids d'Akaike de 0.79 (Tableau N6). Le modèle en seconde position comprenait le nombre d'espèces végétales plantées sur l'occupation et le nombre de jours depuis la fonte des neiges et l'année sur la probabilité de détection (poids d'Akaike = 0.07). L'ajustement du modèle nul n'était pas optimal et suggérait un peu de surdispersion ($X^2 = 40.13$, $P = 0.001$; $\hat{c} = 2.5$). Après correction des inférences pour la surdispersion, aucune variable explicative n'a montré d'effet sur l'occupation de mâles de grenouille verte dans les bassins (Tableau O5).

Présence de mâles chanteurs – Rainette crucifère

Dans l'analyse principale, le modèle avec le plus de poids pour expliquer l'occupation des mâles de rainette crucifères comprenait la proportion de milieux aquatiques et la proportion de milieux perturbés dans les zones tampons de 300 m sur l'occupation et les conditions de l'air sur la probabilité de détection (poids d'Akaike = 0.37; Tableau L5). Le modèle s'ajustait bien aux données, bien que suggérant une légère surdispersion ($X^2 = 20.25$, $P = 0.0858$; $\hat{c} = 1.55$). Les inférences ont été ajustées pour tenir compte de la surdispersion. Le modèle au deuxième rang, constitué des mêmes variables sur l'occupation, mais du nombre de jours depuis la fonte des neiges sur la probabilité de détection avait un poids d'Akaike de 0.2. Nous n'avons trouvé aucun effet des variables explicatives sur l'occupation et la probabilité de détection des rainettes crucifères mâles (Tableau M3).

Finalement, pour l'analyse ciblant l'effet du type de site sur l'occupation de mâles de rainette crucifère, le modèle le plus parcimonieux avait 69% du poids d'Akaike (Tableau N7). Ce modèle incluait les conditions de l'air sur la probabilité de détection et son ajustement était bon ($X^2 = 19.71$, $P = 0.09$; $\hat{c} = 1.52$). Ce modèle était suivi par le modèle avec le nombre de jours depuis la fonte des neiges sur la probabilité de détection (poids d'Akaike = 0.28). Toutefois, l'occupation de rainette crucifères mâles ne variait pas avec le type de site (Tableau O5).

4.5.2 Qualité d'habitat

Analyse de variance à un critère : propriétés physico-chimiques

Selon l'ANOVA effectuée, les propriétés physico-chimiques de l'eau différaient entre les types de sites. Pour les deux années d'échantillonnage, les valeurs moyennes de pH étaient plus élevées dans les bassins de rétention que dans les milieux humides de référence ([2019 : $F = 20.53$; $df = 2, 57$; $P < 0,001$] et [2020 : $F = 11.45$; $df = 2, 57$; $P < 0.001$]). Il n'y avait pas de différences entre les deux types de milieux humides de référence, qui avaient un pH plus acide que les bassins (Fig. 24). La conductivité était substantiellement plus élevée dans les bassins que dans les deux types de milieux humides de référence (Fig. 25 ; [2019 : $F = 23.53$; $df = 2, 57$; $P < 0.001$] et [2020 : $F = 30.66$; $df = 2, 57$; $P < 0.001$]). Les milieux humides de référence ne différaient pas en termes de conductivité. Quant à la turbidité, les valeurs moyennes de celle-ci ne variaient pas entre les trois types de sites (Fig. 26 ; [2019 : $F = 1.148$; $df = 2, 57$; $P = 0.325$] et [2020 : $F = 0.484$; $df = 2, 57$; $P = 0.619$]). Aucun des sites échantillonnés ne se sont asséchés pendant la période d'échantillonnage et il n'y avait donc aucune différence entre les types de sites en termes du nombre de jour en eau.

Les fluctuations du niveau de l'eau, c'est-à-dire la différence entre les mesures de la fin et du début de la saison, ne différaient pas entre les différents types de sites (Fig. 27; $F = 0.566$; $df = 2, 55$; $P = 0.571$). Également, il n'y avait aucune différence entre les sites en termes de variation du niveau d'eau à l'intérieur de la saison, soit de mai à septembre (Fig. 28; $F = 1.204$; $df = 2, 55$; $P = 0.97$). Une figure complémentaire illustre les fluctuations quotidiennes du niveau d'eau des sites tout au long de la saison, selon le type de site (Fig. 29).

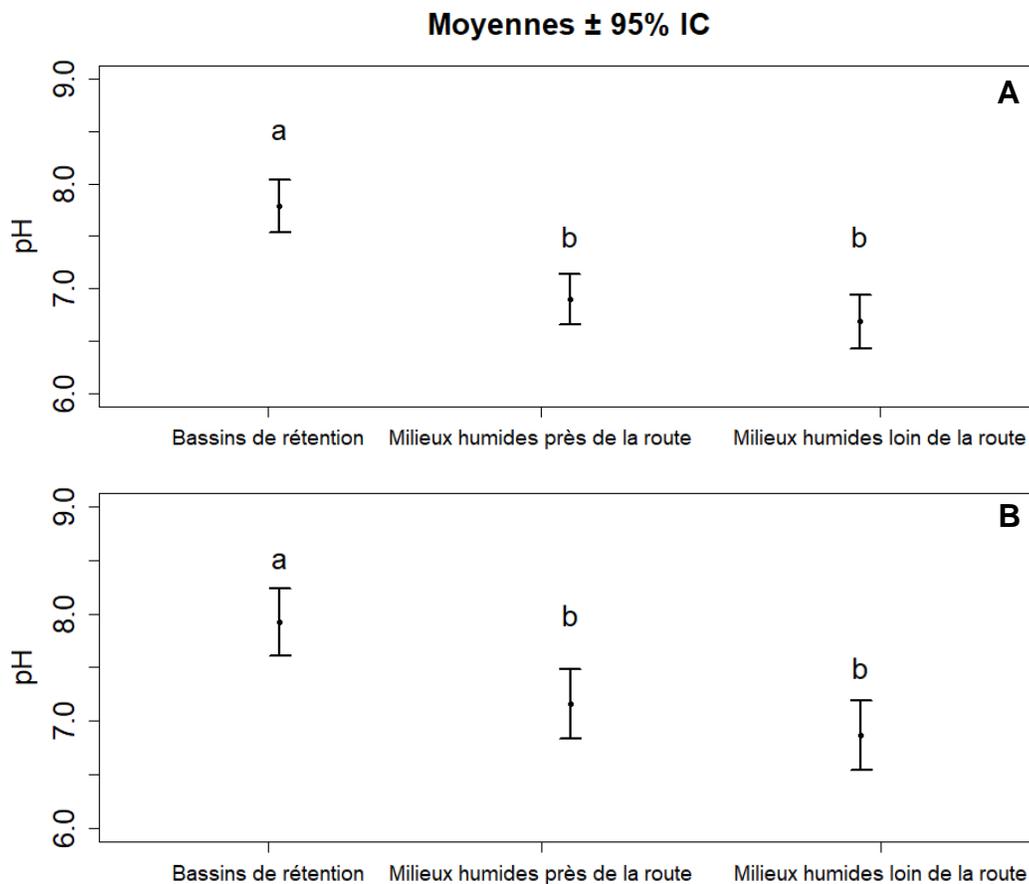


Figure 24 Moyennes de pH de l'eau des 60 sites échantillonnés en 2019 (A) et 2020 (B) dans les trois régions à l'étude. Les lettres montrent les différences entre les types de milieux humides selon un test de comparaisons multiples de Tukey ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur dénotent des intervalles de confiance à 95% autour des moyennes.

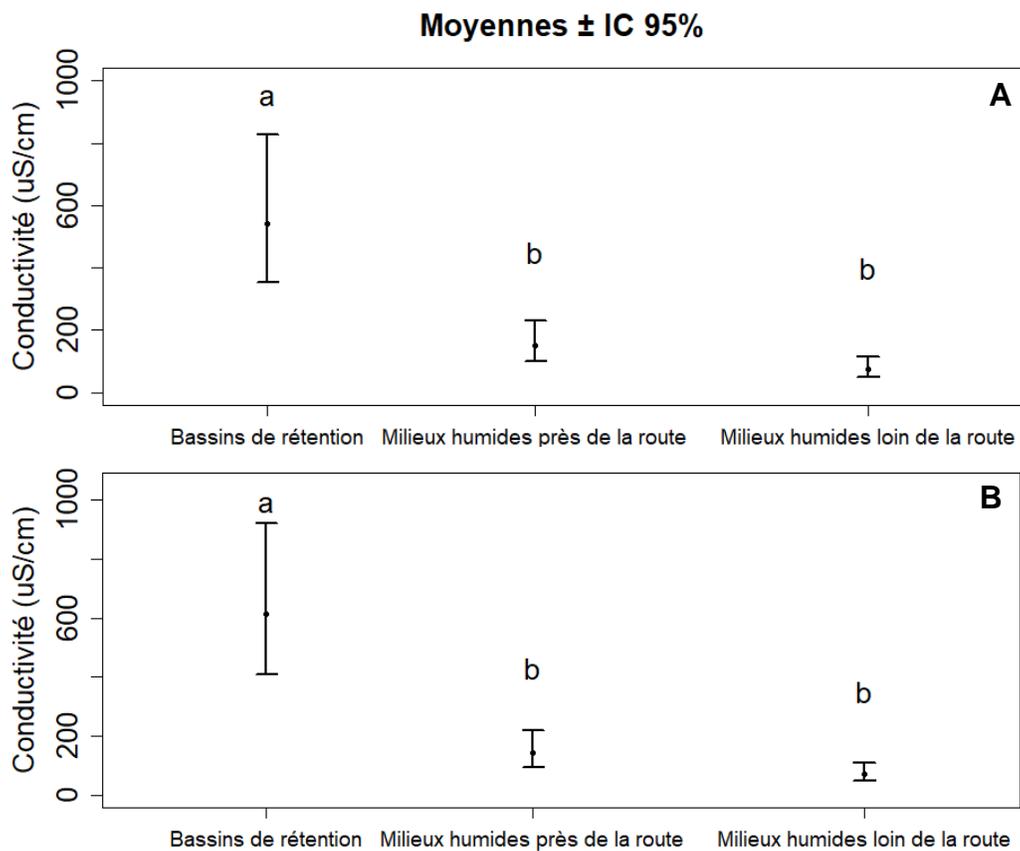


Figure 25 Moyennes de conductivité de l'eau des 60 sites échantillonnés en 2019 (A) et 2020 (B) dans les trois régions à l'étude. Les lettres montrent les différences entre les types de milieux humides selon un test de comparaisons multiples de Tukey ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur dénotent des intervalles de confiance à 95% autour des moyennes.

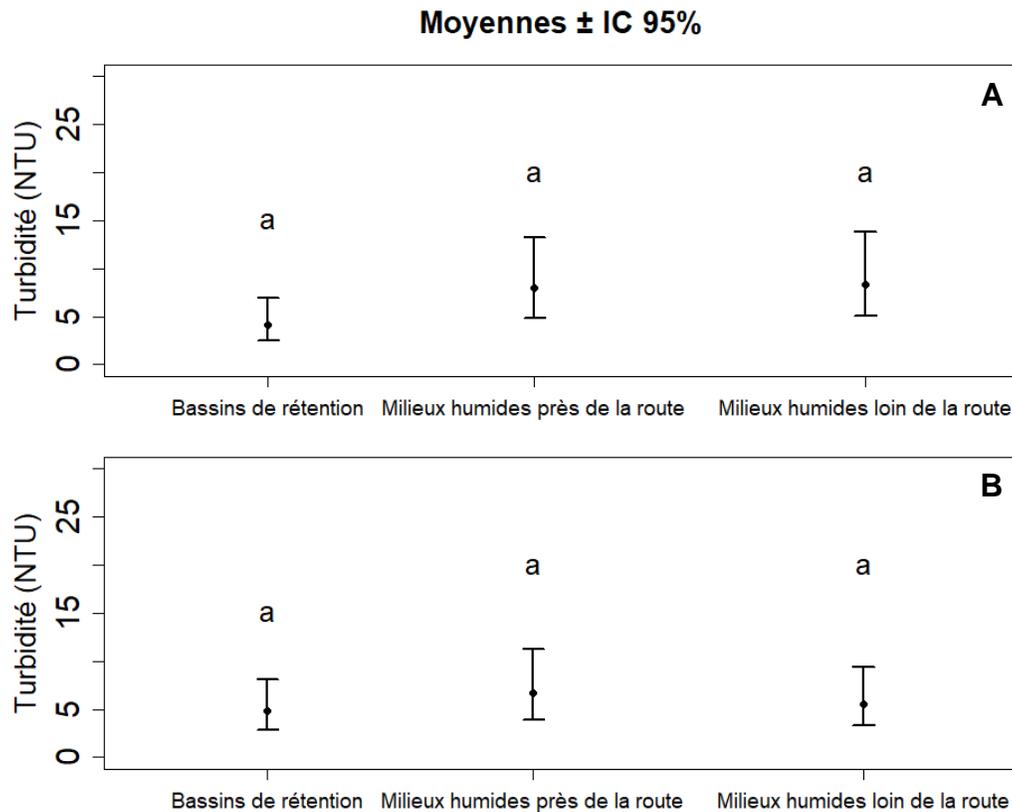


Figure 26 Moyennes de turbidité de l'eau des 60 sites échantillonnés en 2019 (A) et 2020 (B) dans les trois régions à l'étude. Les lettres montrent les différences entre les types de milieux humides selon un test de comparaisons multiples de Tukey ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur dénotent des intervalles de confiance à 95% autour des moyennes.

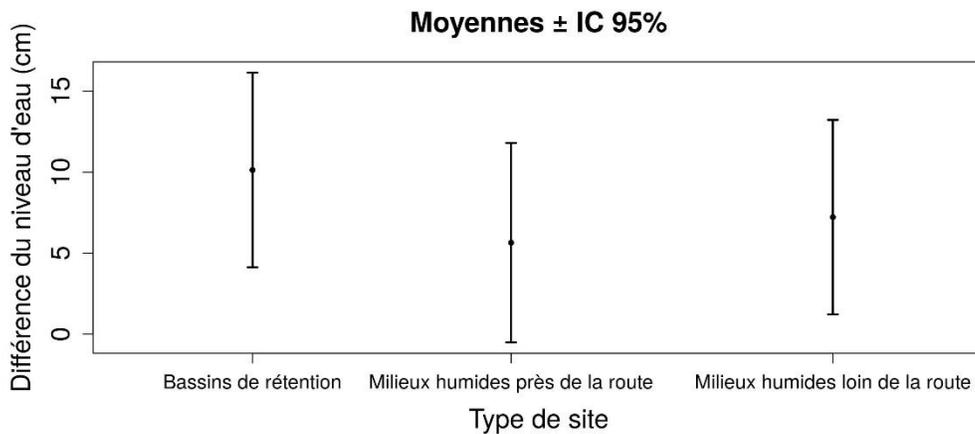


Figure 27 Moyennes de fluctuations du niveau de l'eau des 60 sites échantillonnés en 2019. La différence du niveau d'eau (cm) correspond à la différence entre la dernière mesure et la première mesure du niveau d'eau de la saison. Une valeur positive de cette variable indique qu'il y a eu une hausse du niveau d'eau, c'est-à-dire que celui-ci était plus élevé à la fin de la saison. Une valeur négative signifie une baisse du niveau d'eau. Il n'y avait aucune différence entre les trois types de sites. Les barres d'erreur dénotent des intervalles de confiance à 95% autour des moyennes.

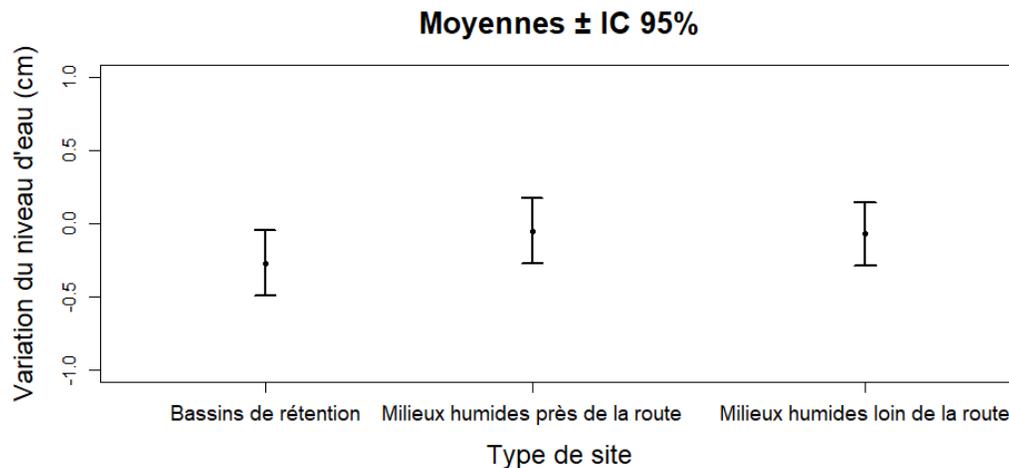


Figure 28 Moyennes de la variabilité du niveau d'eau des 60 sites échantillonnés en 2019. La variation du niveau d'eau (cm) correspond à la différence entre les mesures du niveau d'eau de chaque journée. La moyenne de ces valeurs a ensuite été calculée afin d'obtenir la variabilité moyenne par site. Une valeur négative signifie une variation moyenne qui tend vers une baisse du niveau d'eau, puis une valeur positive signifie une hausse.

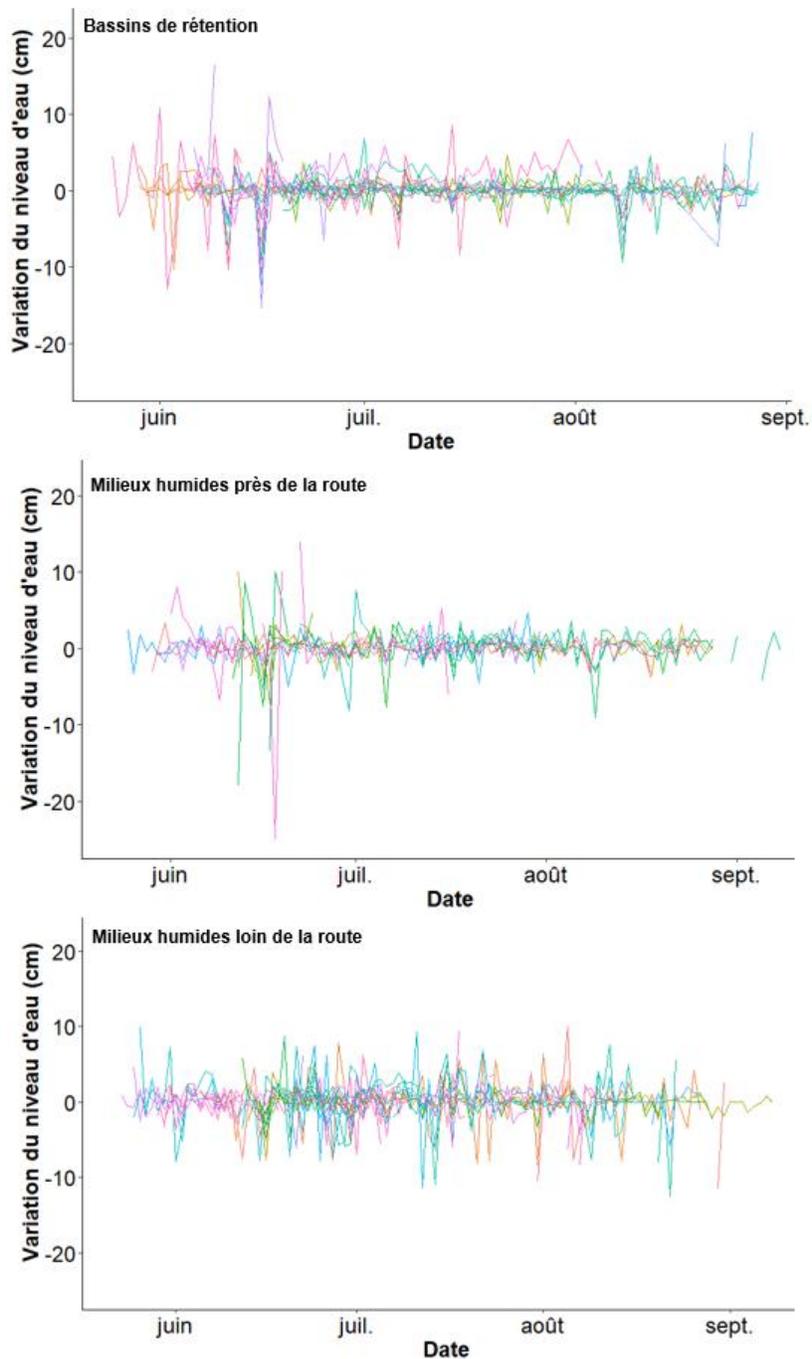


Figure 29 Fluctuations quotidiennes du niveau d'eau dans les trois types de sites pendant la saison d'activité des amphibiens en 2019. À l'intérieur d'une même figure, chaque ligne correspond à un site différent. La variation du niveau d'eau (cm) des différents sites représente la différence du niveau entre deux jours consécutifs (niveau d'eau au jour $_{i+1}$ – niveau d'eau au jour $_i$).

4.5.3 Présence de la faune évaluée par photographie

Les séquences de photos analysées nous ont permis de détecter la présence de 12 espèces d'oiseaux et de quatre espèces de mammifères (Tableau 10). Prises séparément, les espèces étaient trop faiblement représentées aux différents sites pour réaliser une analyse. Toutefois, les différentes espèces de canards et d'oies ont pu être combinées dans le groupe sauvagine pour une analyse, incluant le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*), le Canard noir (*Anas rubripes*), le Canard souchet (*Spatula clypeata*), le Harle couronné (*Lophodytes cucullatus*), le Fulligule à collier (*Aythya collaris*), le Garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) et la Bernache du Canada (*Branta canadensis*). Soixante-dix pourcents des bassins ont eu au moins une détection de sauvagine (14 sur 20 bassins), ainsi que 70% des milieux de référence loin de la route. En comparaison, la sauvagine a été détectée au moins une fois sur 20% des milieux humides de référence près de la route (4 sur 20).

Tableau 10 Liste des espèces d'oiseaux et de mammifères détectées dans les trois séquences d'une semaine de photos prises entre le 14 juin et le 4 juillet 2019 dans les 60 sites à l'étude. Les espèces sont listées en fonction du type de site et incluent le nom latin à la première mention de l'espèce.

Classe	Bassins de rétention	Milieux humides près de la route	Milieux humides loin de la route
Oiseaux	Bernache du Canada (<i>Branta canadensis</i>)	Canard colvert	Bernache du Canada
	Canard colvert (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Canard sp.	Canard colvert
	Canard souchet (<i>Spatula clypeata</i>)	Chevalier grivelé	Canard noir (<i>Anas rubripes</i>)
	Canard sp.	Grand Héron	Canard sp.
	Carouge à épaulettes (<i>Agelaius phoeniceus</i>)	Espèce d'Ictéridés	Carouge à épaulettes
	Chevalier grivelé (<i>Actitis macularius</i>)	Moucherolle sp.	Corneille d'Amérique
	Corneille d'Amérique (<i>Corvus brachyrhynchos</i>)		Fuligule à collier (<i>Aythya collaris</i>)
	Grand Héron (<i>Ardea herodias</i>)		Garrot à œil d'or (<i>Bucephala clangula</i>)
	Harle couronné (<i>Lophodytes cucullatus</i>)		Harle couronné
			Martin pêcheur d'Amérique (<i>Megaceryle alcyon</i>)
Mammifères	Rat musqué (<i>Ondatra zibethicus</i>)	Cerf de Virginie (<i>Odocoileus virginianus</i>)	Castor du Canada (<i>Castor canadensis</i>)
	Marmotte commune (<i>Marmotta monax</i>)		

Dans l'analyse évaluant le type de site sur l'occupation de sauvagine, le modèle le plus parcimonieux était constitué d'un effet du type de site sur l'occupation et de l'intercepte sur la probabilité de détection (Tableau P1). Ce modèle s'ajustait bien aux données et ne suggérait aucune surdispersion ($X^2 = 4.8937$, $P = 0.445$, $\hat{c} = 0.96$). Ce modèle était suivi de près par un modèle incluant l'effet du type de site sur l'occupation et un effet de la visite sur la probabilité de détection (Tableau P1). Toutefois, nous n'avons trouvé aucune différence entre l'occupation par la sauvagine des bassins de rétention pluviales de celle des milieux humides de référence loin ou près de la route (Tableau P2).

Pour les données associées uniquement aux bassins, le modèle d'occupation qui avait le plus de poids était celui composé du nombre d'espèces végétales plantées (Tableau P3). Ce modèle avait un ajustement satisfaisant, quoiqu'il y ait une légère surdispersion ($X^2 = 5.79$, $P = 0.1349$, $\hat{c} = 1.77$). Après avoir corrigé la sélection de modèles pour la surdispersion, le modèle le plus parcimonieux était celui qui incluait l'intercepte sur l'occupation. Nous n'avons décelé aucune influence de l'âge du bassin, du nombre d'espèces végétales plantées lors de la création du bassin ou du fait que le bassin soit enclavé ou non par une route (Tableau P4).

4.6 Discussion

4.6.1 Degré d'utilisation des sites

Communautés d'amphibiens

À la lumière de nos résultats, nous pouvons conclure que plusieurs espèces d'amphibiens utilisent les bassins de rétention d'eaux pluviales et ce, à plusieurs stades de développement. Cependant, cette conclusion ne s'applique pas aux masses d'œufs des trois espèces d'amphibiens à l'étude, soit la salamandre maculée, la salamandre à points bleus, et la grenouille des bois. Nos résultats ont révélé une différence d'abondance et de probabilité de présence des masses d'œufs de ces espèces entre les bassins et les milieux humides de référence. En effet, l'abondance et la probabilité de présence des masses d'œufs étaient moins importantes dans les bassins de rétention des eaux pluviales que dans les deux types de milieux humides de référence.

La conductivité plus élevée dans les bassins de rétention peut expliquer cette différence d'abondance des masses d'œufs de salamandres dans les types de site. Effectivement, nos résultats ont révélé une réduction du nombre de masses d'œufs de salamandres fouisseuses avec l'augmentation de la conductivité de l'eau. Ces résultats sont cohérents avec la tolérance des espèces d'amphibiens face à la salinité (Tableau 11). Parmi les espèces échantillonnées, la salamandre maculée est une espèce très sensible à la concentration en sels (Collins et Russel, 2009; COSEWIC, 2016; Pierce 1985). Entre autres, les masses d'œufs de salamandre maculée se trouvant dans un milieu ayant une salinité élevée sont susceptibles de malformation lors du développement, en plus d'un risque de mortalité important (Karraker et Gibbs, 2011). Au stade

embryonnaire, le développement et la survie des amphibiens sont étroitement liés à la réserve en eau dans la chambre vitelline (CEQG, 2011; Gosner, 1960; Karraker et Gibbs, 2011). Un stress osmotique en raison d'une salinité élevée peut nuire au développement larvaire et à la survie (Katz, 1989). De hautes concentrations de sels de voirie dans les bassins de rétention diminuent par conséquent l'abondance de masses d'œufs des salamandres (Brady, 2013; Hopkins et al., 2013; Karraker et Ruthig, 2009). Plusieurs études ont révélé un effet létal et toxique de l'exposition des amphibiens aux sels de déglacage (Collins et Russell, 2009; Dougherty et Smith, 2006; Karraker et al., 2008; Sanzo et Hecnar, 2006). Certaines espèces sont plus sensibles à la salinité que d'autres (Tableau 11). C'est le cas de la salamandre maculée et de la grenouille des bois qui montrent une grande vulnérabilité aux concentrations de Cl⁻ (Collins et Russell, 2009). En revanche, la rainette crucifère, la grenouille verte et le crapaud d'Amérique ont une plus grande tolérance (Collins et Russell, 2009). Par conséquent, ces espèces peuvent utiliser les étangs comme habitat sans être nécessairement affectées par la conductivité élevée des étangs, alors que d'autres le sont.

Tableau 11 Valeurs létales de pH, valeurs létales médianes de pH et de chlorure (mg/L) des espèces d'amphibiens de l'étude. À noter que les valeurs de pH sont pour le stade embryonnaire, puis les concentrations de chlorure sont pour le stade larvaire (Collins et Russel, 2009; COSEWIC, 2016; Pierce, 1985).

Espèces d'amphibiens	Valeurs de pH létales	Valeurs de pH CL ₅₀	Salinité CL ₅₀ (mg/L de Cl ⁻)	Valeurs équivalentes de conductivité µS/cm ¹
Crapaud d'Amérique	3.5 – 3.9	4.0 – 4.5	3925.8	7851.6
Grenouille verte	3.8	3.8 – 4.1	3109.3	6218.6
Rainette crucifère	3.8	4.0 – 4.2	2830.4	5660.8
Grenouille des bois	3.5	3.5 – 3.9	1721.4	3442.8
Salamandre maculée	4.0-5.0	5.0-7.0	1178.2	2356.4
Salamandre à points bleus	4.2	4.5	Inconnu	Inconnu

¹Équation de la conversion de mg/L en µS/cm: 1 mg/L = 1ppm, 1ppm= 2 µS/cm à l'échelle 500 pour l'Amérique du Nord (ANVICA, 2022)

Nos résultats indiquent que l'abondance des masses d'œufs de salamandres fouisseuses augmente avec une diminution de l'hydropériode, c'est-à-dire que les masses d'œufs sont plus nombreuses sur les sites où les niveaux d'eau étaient stables ou en baisse au long de la saison. Nous nous attendions à observer un effet positif de l'hydropériode sur les masses d'œufs de salamandres. Bien qu'étonnant au premier abord, ce résultat pourrait potentiellement s'expliquer par la présence de prédateurs aquatiques souvent liée à une hydropériode prolongée (Rothenberger et Baranovic, 2021). De plus, il est également important de noter qu'aucun site ne s'est complètement asséché tout au long de l'été : les valeurs négatives d'hydropériode n'impliquent

pas un assèchement des étangs mais plutôt une diminution du niveau d'eau. Ainsi, les individus embryonnaires ont eu le temps nécessaire pour une métamorphose complète sur tous les sites étudiés (> 20 semaines, Veysey et al., 2011), tant les bassins que les sites de référence. La présence de prédateurs de masses d'œufs, tels que les poissons, est nuisible à la survie des embryons, et pourrait expliquer les tendances observées dans nos résultats (Amburgey et al., 2014; Rubbo et Kiesecker, 2005). Nous n'avons trouvé aucun effet de la présence de poissons sur l'abondance ou l'occupation des espèces que nous avons testées. Comme nous n'avons pas fait de capture de poissons dans les sites (seulement noté dans les remarques), cette hypothèse pourrait être confirmée avec des inventaires ichthyologiques pour évaluer la diversité des prédateurs potentiels de masses d'œufs, de têtards et d'adultes amphibiens aux sites.

Suite aux résultats de l'analyse incluant seulement le type de site, nous pouvons conclure qu'il existe une différence dans l'utilisation des bassins de rétention et des milieux humides de référence en termes d'abondance de masses d'œufs de salamandres, ainsi que de présence de masses d'œufs de grenouille des bois. En nous appuyant sur les résultats des analyses précédentes, nous pouvons conclure que la différence d'abondance de masses d'œufs de salamandres entre les types de sites est en partie due à la différence de conductivité. Cependant, nous ne pouvons inférer sur la cause de la différence entre les types de site chez les masses d'œufs de grenouille des bois. En effet, aucune variable n'a présenté d'effet sur la présence de celles-ci dans nos analyses. Des recherches supplémentaires seraient nécessaires pour permettre de conclure sur le ou les facteurs qui causent potentiellement une différence d'occupation de masses d'œufs chez cette espèce. Dans une étude récente, Conan et al. (2022) ont noté que la condition corporelle des juvéniles de la grenouille verte du complexe *Pelophylax* sp. en Europe était plus faible en bassins de rétention que dans des étangs témoins, bien qu'il n'y avait aucune différence de condition corporelle des études. Ces mêmes auteurs concluent que les bassins ne sont pas des milieux propices au développement larvaire, mais qu'ils peuvent s'avérer intéressants pour les adultes. Ces résultats sont cohérents avec nos observations d'amphibiens de différents stades dans l'aire d'étude.

Nos analyses des données limitées aux variables propres aux bassins n'ont révélé aucun effet de l'âge des bassins, du nombre d'espèces végétales plantées, ou de leur enclavement à la route sur l'occupation des mâles de grenouilles vertes et sur les têtards dans les bassins. Les autres espèces et stades de développement n'étaient pas assez fréquents pour réaliser l'analyse sur les 20 bassins. Il est donc impossible de conclure sur l'influence des caractéristiques des bassins sur les autres espèces.

En raison de l'absence d'effet de l'ensemble des variables explicatives incluses dans nos analyses, l'hypothèse selon laquelle l'utilisation par les amphibiens des milieux humides de référence est plus importante que dans les bassins n'est pas confirmée pour les têtards, ainsi que pour les mâles chanteurs de

grenouilles vertes et de rainettes crucifères. Suivant ces résultats, nous concluons que plusieurs espèces d'amphibiens utilisent les bassins de rétention autant que les milieux humides de référence. Nous suggérons des recherches supplémentaires pour déterminer si l'occupation à long terme n'est pas dommageable pour les populations, notamment en raison du haut niveau de salinité dans ces milieux et des problèmes potentiels de développement larvaire dans les bassins. De plus, des contaminants aromatiques polycycliques associés aux dérivés du pétrole ou encore des composés polybromodiphényl éthers (PBDE) peuvent être présents dans les bassins de rétention des eaux pluviales (Crane, 2019). Ces contaminants pourraient également perturber le développement des amphibiens.

Communautés de vertébrés détectés par photographie

Nous avons détecté 12 espèces d'oiseaux et quatre espèces de mammifères par photographie. Certaines de ces espèces sont des utilisateurs de milieux humides, notamment plusieurs espèces de canards (Hawksworth et Bull, 2006; Robert et al. 2019). Même si aucune espèce n'était suffisamment abondante pour réaliser une analyse par espèce, les différentes espèces de canards et d'oies ont pu être combinées dans le groupe sauvagine. La probabilité de présence de la sauvagine n'a pas varié entre les types de sites, ce qui suggère que les bassins de rétention des eaux pluviales ne diffèrent pas en termes des besoins de la sauvagine par rapport aux sites de référence. D'autres auteurs ont observé des oiseaux aquatiques dans des bassins de rétention, mais certains n'ont pas comparé l'utilisation à des milieux de références (Adams et al., 1985; Blackwell et al., 2008). Nos résultats concordent avec les travaux de Murray et al. (2013) sur les oiseaux aquatiques fréquentant différents types de milieux humides, où ils n'ont pas trouvé de différences entre les communautés d'oiseaux aquatiques des bassins de rétention par rapport aux sites de référence. De plus, nous n'avons observé aucun effet de l'âge du bassin, de son enclavement ou du nombre d'espèces végétales plantées sur la probabilité de présence de la sauvagine aux bassins. Les résultats indiquent que la sauvagine utilise les bassins de rétention des eaux pluviales au même titre que d'autres milieux humides. Toutefois, il demeure inconnu jusqu'à quel point les bassins de rétention sont propices à la reproduction des différentes espèces de sauvagine. Des données sur l'effort de reproduction de la sauvagine dans ces milieux permettraient d'évaluer si les bassins agissent comme des pièges écologiques (Hale et al., 2015). En plus de servir d'habitat de reproduction, les bassins pourraient également fournir un habitat d'alimentation et de repos pendant les migrations. Afin de mieux quantifier ceci, il serait intéressant de quantifier l'utilisation de ces habitats par la sauvagine au-delà de la période de reproduction.

D'autres espèces, n'ont pas été détectées par photographies pendant notre étude, comme la tortue peinte (*Chrysemys picta*) et la tortue serpentine

(*Chelydra serpentina*) qui fréquentent les milieux humides. Ces deux espèces sont présentes dans notre aire d'étude. Les tortues sont vulnérables à la mortalité routière (Aresco, 2005), mais l'utilisation des bassins par les tortues pourrait peut-être pallier ou envenimer le problème. Il serait nécessaire d'évaluer la valeur des bassins pour le maintien des populations de tortues.

4.6.2 Qualité d'habitat

Notre hypothèse concernant la similarité des paramètres physicochimiques entre les milieux humides près de la route et les bassins de rétention n'a pas été confirmée (hypothèse 4.2.2). Le pH et la conductivité variaient entre les bassins et les sites de référence, bien qu'il n'y ait aucune différence en termes de turbidité. En ce qui concerne les valeurs élevées du pH dans les bassins de rétention, les matériaux utilisés dans leur construction pourraient avoir un impact sur l'alcalinité de l'eau (Cravotta et Trahan, 1999; Frycklund et al., 2000). Le sol des bassins est souvent revêtu de béton concassé, composé de calcaire, d'argile et de sable (Ciment Québec, 2017). Le calcaire est fréquemment utilisé dans la construction des bassins et peut augmenter l'alcalinité de l'eau (Cravotta et Trahan, 1999; Frycklund et al., 2000). D'ailleurs, certains bassins de Chaudière-Appalaches et du Bas-Saint-Laurent étaient constitués de calcaire, ce qui pourrait expliquer en partie les valeurs de pH observées dans notre étude. En outre, le processus d'élimination des polluants peut entraîner une augmentation du pH. Plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques peuvent être pris en compte lors du traitement de l'eau dans les bassins, par exemple, avec des cellules de prétraitement, l'activité bactérienne et la sorption par les algues et le sol (Rivard et al., 2012). Certaines de ces pratiques influencent le pH, comme la photosynthèse des plantes ou même l'activité bactérienne (Ahmed et al., 2019; Fairchild et Velinsky, 2006; Rivard et al., 2012; Ku, 2016). De plus, le type de site pourrait avoir influencé la différence de pH entre les étangs, puisque la plupart des milieux humides de référence de la région de la Capitale-Nationale étaient issues de tourbières caractérisées par un pH acide (Clausen et Brooks, 1983; Warner et Asada, 2006).

La salinité élevée des bassins de retenue des eaux pluviales est probablement liée à l'application de sels de déglacage sur les routes des zones étudiées (Environnement Canada et Santé Canada, 2001; MTQ, 2021). Ainsi, lors d'événements de précipitations ou de fonte des neiges, les polluants de l'eau tels que le sel de déglacage et les métaux lourds se retrouvent dans les bassins (Environnement Canada et Santé Canada, 2001; MTQ, 2021; Oertli et Parris, 2019). Le sel de déglacage peut augmenter significativement les risques de malformations et de mortalité d'amphibiens, et favoriser les espèces végétales envahissantes (MTQ, 2021; Tableau 11).

Finalement, les bassins de rétention des eaux pluviales avaient des fluctuations du niveau d'eau similaire à ceux des milieux humides de référence que nous avons échantillonnés. Tous les milieux humides étaient des milieux permanents,

puisque aucun ne s'est asséché pendant nos travaux. Néanmoins, les milieux aquatiques avec de l'eau en permanence sont plus susceptibles d'être colonisés par les poissons et autres prédateurs aquatiques. Certaines espèces d'amphibiens, comme le ouaouaron ou la grenouille verte requièrent des milieux aquatiques permanents puisque le développement larvaire se déroule sur plus d'une année (Wright et Wright, 1995). En contrepartie, d'autres espèces comme la rainette crucifère, les salamandres fousseuses du genre *Ambystoma*, la grenouille des bois et le crapaud d'Amérique bénéficient des milieux humides temporaires qui s'assèchent périodiquement, puisque ce régime hydrologique élimine certains prédateurs comme les poissons et réduit la compétition interspécifique (Wright et Wright, 1995).

5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif général du projet visait à quantifier les fonctions écologiques des bassins de rétention des eaux pluviales dans les emprises routières en les comparant à des milieux humides de référence. Ce projet s'est articulé autour de deux volets. Le premier volet portait sur les communautés végétales afin de déterminer si les bassins de rétention autoroutiers constituaient un habitat comparable aux milieux humides de référence et d'explorer comment la végétation répond à certains paramètres environnementaux des bassins. Le deuxième volet ciblait l'utilisation des bassins par les communautés fauniques, principalement les amphibiens en comparaison à des milieux humides de référence. À la lumière des résultats, nous avons formulé différentes recommandations qui permettraient selon nous de bonifier la valeur des bassins afin qu'ils se rapprochent des milieux humides de référence. Cependant, il est à noter que ces recommandations ne tiennent pas compte des contraintes liées à la construction ou l'entretien de ces milieux tels que les coûts ou la faisabilité technique, qui sont des aspects qui ne faisaient pas partie de notre mandat.

5.1 Habitat aquatique et berge aquatique

A. La première recommandation consiste à étendre la zone de transition entre l'habitat aquatique et l'habitat terrestre. C'est dans cette zone que s'établissent la majeure partie des espèces végétales spécialistes des milieux humides, et plus elle sera étendue, plus les espèces végétales obligées et facultatives de milieux humides pourront s'y établir en grande quantité. Une première façon d'étendre cette zone est de réduire la pente au niveau de la berge. Une transition plus graduelle offrira davantage de niches pour les espèces végétales obligées ou facultatives des milieux humides. Une pente inférieure à 15% devrait être favorisée puisque nous avons montré que les berges aquatiques localisées dans ce type de pente étaient similaires aux berges de milieux humides de

référence, en termes de composition végétale. Puisque l'espace pour construire les bassins de rétention est restreint, une autre option serait de réduire la pente à la hauteur de la berge, là où s'établissent les plantes de milieux humides. Cette stratégie laisserait plus de place à des interventions ciblées telles que des plantations en rangées ou en bosquets qui pourraient accroître la présence de plantes de milieux humides. Le maintien de pentes douces dans les portions submergées du bassin favorisera également leur utilisation par la faune, incluant les arthropodes aquatiques et têtards qui pourront thermoréguler plus facilement en se déplaçant le long de la pente. L'abaissement des pentes et l'élargissement des zones submergées peu profondes pourraient toutefois favoriser des espèces exotiques envahissantes, telles que *Phragmites australis* subsp. *australis*. Cette plante a en effet une grande capacité de s'adapter à des niveaux d'eau qui fluctuent, ce qui lui permet d'étendre ses colonies à la fois dans les milieux inondés mais également plus secs (Udon et al., 2005; Pagter et al., 2005). Il serait alors important de développer des approches fiables pour assurer la colonisation des berges et des talus des bassins de rétention par d'autres espèces de plantes afin d'occuper l'espace et contrer l'établissement de *P. australis* subsp. *australis*.

B. Une autre façon d'étendre l'habitat est d'augmenter le linéaire de berge. Par exemple, il serait possible d'augmenter le ratio périmètre:aire du bassin en lui donnant une forme allongée ou encore en lui donnant un contour sinueux. De surcroît, des rives sinueuses plutôt que rectilignes offriront une meilleure protection pour la faune, incluant les petits mammifères et les oiseaux aquatiques qui fréquentent les rives pour l'alimentation, la reproduction ou l'élevage des jeunes. En combinant les rives sinueuses à une couverture végétale de végétation submergée et émergente, plusieurs espèces d'amphibiens pourront bénéficier d'habitat de reproduction où fixer les masses d'oeufs au printemps.

C. Afin de limiter la colonisation de l'habitat aquatique par des espèces envahissantes, il faudrait laisser des zones profondes de plus d'un mètre ou encore choisir un substrat plutôt minéral pour les berges (Vretare et al., 2001; Frossard et Oertli, 2015), en particulier si la pente de cette zone est faible et propice à l'envahissement par *Typha latifolia* ou *Phragmites australis* subsp. *australis*. Pour ce qui est des berges aquatiques, il est possible de limiter leur colonisation en plantant des espèces qui occuperaient l'espace de façon efficace, notamment par une complémentarité des systèmes racinaires. Un aménagement du genre a été réalisé au jardin botanique de Montréal, incluant notamment les espèces indigènes *Iris versicolor*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Persicaria amphibia*, *Hippuris vulgaris* et *Peltandra virginica*, ainsi que des arbustes tolérant l'inondation comme *Alnus incana* subsp. *rugosa* ou des genres *Salix* et *Cornus* (S. Pellerin, données non publiées; Fortin et Belzile, 1996). Ces espèces ne sont toutefois pas nécessairement toutes adaptées à des bassins de rétention contaminés par des sels de déglçage. Il

s'agit ici plutôt de présenter une stratégie d'aménagement pour l'occupation des strates de sols. Il est aussi à noter par contre que la berge aquatique n'est pas l'habitat qui était le plus colonisé par les espèces exotiques ou les espèces envahissantes, ces dernières couvrant plus de surface dans la berge terrestre et le talus.

D. Dans cette étude, il nous a été impossible de conclure sur l'importance de la connectivité hydrologique, puisqu'il apparaît que les bassins ne sont généralement pas à proximité d'une rivière et que même lorsqu'ils le sont, ceux-ci semblent en être plutôt physiquement séparés. Un lien avec les cours d'eau environnants pourrait cependant représenter un apport de propagules qui favoriserait l'établissement d'espèces spécialistes indigènes, mais aussi exotiques comme *Phragmites australis* subsp. *australis*. En l'absence de cette connectivité, la plantation active d'espèces de milieux humides serait nécessaire (Frossard et Oertli, 2015). En ce qui a trait à la faune, la connectivité hydrologique des bassins est un couteau à deux tranchants. La connectivité d'un bassin à un cours d'eau ou un milieu aquatique permanent favorisera la colonisation par des poissons et ces derniers risqueront de prédater les embryons, têtards et adultes des amphibiens. Ainsi, pour favoriser la conservation des amphibiens, il est déconseillé de maintenir une connectivité hydrologique des bassins à un cours d'eau ou un milieu aquatique permanent.

E. Une exploration du contrôle de l'hydropériode des bassins s'avérerait intéressante pour mieux comprendre le rôle de l'hydropériode sur la composition des communautés végétales et animales, mais également des dynamiques de colonisation et d'extinction. Le développement de bassins avec retenue d'eau temporaire pendant seulement 3 à 4 mois par année pourrait favoriser l'établissement de certaines espèces d'amphibiens qui requièrent des milieux temporaires. Il serait d'ailleurs intéressant de comparer des bassins avec retenue temporaire à des étangs vernaux.

5.2 Berge terrestre et haut de talus

A. Tel que mentionné, l'hydroensemencement permet de limiter la colonisation par des espèces végétales au potentiel envahissant et est une bonne stratégie pour un établissement rapide d'un couvert végétal dans les bassins nouvellement construits et stabiliser les pentes. Ces communautés offrent même des espèces utiles pour les pollinisateurs, puisqu'elles sont composées d'espèces dont la floraison est répartie uniformément à travers la saison de croissance. Ces espèces végétales ont l'avantage de fleurir sur une période plus étendue que les communautés végétales des milieux de référence, un point positif des bassins de rétention qu'il convient de souligner. La plantation d'espèces d'arbustes et d'arbres indigènes dans le talus doit être favorisée, puisque ces espèces apportent de l'ombre et ainsi favorisent la succession

végétale (Bourgeois et al., 2016), en plus de ralentir la colonisation de l'habitat aquatique et son eutrophisation (Frossard et Oertli, 2015). La plantation d'espèces non indigènes au potentiel envahissant comme *Acer ginnala* devrait être abandonnée. Le *Caragana arborescens*, bien qu'exotique et souvent considéré envahissant, ne semble pas avoir un comportement envahissant dans la région d'étude selon plusieurs personnes contacts et il offre en bordure de route un couvert arbustif intéressant, surtout au moment de la floraison avec ses fleurs jaunes abondantes. Néanmoins, des alternatives indigènes devraient être favorisées, notamment certaines espèces présentées dans la section 3.6. Le couvert d'arbres devrait être autour de 25% pour créer assez d'ombrage sans toutefois engendrer un trop grand apport de litière de feuilles mortes et débris dans le bassin qui pourraient favoriser son comblement (Frossard et Oertli, 2015).

B. Des bosquets d'arbustes pourraient être implantés en berge terrestre. Par exemple, *Myrica gale* pourrait être introduit tout près de l'eau et ainsi former de l'habitat pour différentes espèces fauniques aquatiques tels que les insectes aquatiques ou les amphibiens (Semlitsch et Reyer, 1992; Rennie et Jackson, 2005), mais leur utilisation de ce milieu peut dépendre de la présence de poissons prédateurs (Kloskowski et al., 2020). Certains bassins semblent avoir bénéficié de cette mesure mais elle pourrait être appliquée à plus de sites. Bien que *Myrica gale* soit un arbuste plutôt associé aux bordures de tourbières ombrotrophes, il croit aussi en marais salé (Fortin et Belzile, 1996; Bourgon Desroches 2010) et pourrait ainsi probablement tolérer les conditions enrichies des bassins de rétention autoroutiers. *Alnus incana* subsp. *rugosa* et certaines espèces du genre *Salix* et *Cornus* seraient également parmi le cortège d'arbustes à explorer pour l'aménagement des bassins. D'autres espèces énumérées dans ce rapport (section 3.6) devraient être explorées également.

C. La période de floraison des espèces pollinisées par les insectes étant plus hâtive que celle associée aux milieux de référence, il serait bien d'introduire dans le talus des espèces dont la floraison est plus tardive, de façon à soutenir le service de soutien aux populations de pollinisateurs. Des espèces d'asters (*Doellingeria umbellata*, *Symphyotrichum lanceolatum*, *Symphyotrichum puniceum*), d'eupatoires (*Eutrochium maculatum*, *Eupatorium perfoliatum*) et de solidages (*Euthamia graminifolia*, *Solidago gigantea*, *Solidago sempervirens*) pourraient être considérées.

D. Augmenter la complexité de l'habitat autour des bassins favorisera l'utilisation des milieux par la faune. Par exemple, l'installation de débris ligneux de bonnes dimensions au sol procurera un habitat à différentes espèces d'arthropodes, d'amphibiens, de reptiles et de petits mammifères. Cet habitat terrestre permettra aux amphibiens adultes de trouver refuge en périphérie des sites de reproduction au printemps, mais également aux juvéniles nouvellement métamorphosés pendant l'été.

E. À la suite de l'implantation réussie d'un couvert végétal autour du bassin de rétention, nous recommandons également de limiter la fauche, afin de favoriser une succession naturelle incluant des espèces végétales pouvant atteindre une plus grande taille, incluant des herbacées hautes. Ces espèces de grandes tailles sont essentielles pour lutter contre l'envahissement de certaines espèces envahissantes dont le *Phragmites australis* subsp. *australis*, tel que déjà démontré le long de certaines autoroutes (J. Brisson, communications personnelles).

5.3 Gestion de l'épandage de sels de déglacage

A. Une réduction de l'application de sels de voirie à proximité des bassins serait essentiel afin d'améliorer leur qualité. Plusieurs alternatives ont déjà été étudiées pour diminuer l'épandage de sels, comme l'utilisation de saumure liquide, qui diminue l'accumulation de glace, et l'ajout de composés organiques combinés au NaCl qui augmente son efficacité et permet de diminuer la quantité appliquée (Findlay et Kelly, 2011). D'autres types de sels, comme le MgCl₂, le KCl et le CaCl₂, sont déjà utilisés occasionnellement dans les régions étudiées (Findlay et Kelly, 2011; Hopkins et al., 2013; Rivard et al., 2012). Le sable est également une alternative, mais une utilisation excessive pourrait provoquer une accumulation de sédiments dans les sites, entraînant des problèmes additionnels tels que la diminution de l'oxygène dissout (MTQ, 2013; Findlay et Kelly, 2011). L'incorporation d'un traitement alternatif comme des agents de déglacage dérivés de produits végétaux (jus de betterave à sucre) pourrait également diminuer la charge polluante des eaux de ruissellement et ainsi améliorer la qualité des bassins (Findlay et Kelly, 2011). De plus, le transport de la neige contaminée vers un site d'élimination permettrait une diminution de la quantité de sels dans les bassins qui mettent habituellement en réserve l'eau provenant de la fonte des neiges (MTQ, 2013). L'alternance entre ces méthodes pourrait réduire l'application de sel et améliorer la qualité des bassins d'eaux pluviales. Certaines de ces alternatives ont commencé à être utilisées au Québec, et la gestion environnementale des sels de voirie est évaluée fréquemment afin d'assurer une bonne gestion des sels dans les municipalités (MTQ, 2021).

5.4 Perspectives d'avenir

Un consensus émerge au sein de la communauté scientifique à l'effet que les efforts de conservation basés sur la création d'aires protégées ne seront plus suffisants pour maintenir non seulement la biodiversité mais également assurer l'apport en services écologiques, surtout dans un contexte de changements climatiques. La restauration écologique est dorénavant une discipline incontournable pour atteindre les objectifs de conservation établis à l'échelle

planétaire en matière de frein à la perte de biodiversité et des services écologiques. À cet égard toutefois, les objectifs d'Aichi de restaurer 15% des écosystèmes terrestres (CBD, 2016) soulèvent déjà des défis de taille quant à l'emplacement disponible pour effectuer les projets de restauration. Des cibles plus élevées émanent de plusieurs études scientifiques critiquant les objectifs frileux du protocole d'Aichi (Svancara et al., 2005; Noss et al., 2012; Woodley et al., 2019). Ces cibles de restauration ne pourront être rencontrées uniquement que par des projets de restauration écologique visant à rétablir l'état d'un écosystème naturel de référence; les infrastructures vertes comme les bassins de rétention autoroutiers devront également être mises à profit. Certains travaux de recherche phares pourraient contribuer à améliorer notre capacité à construire des bassins de rétention optimisés quant à leur biodiversité et aux services écologiques offerts.

Le type de végétation à planter dans les bassins de rétention construits en bordure de routes représente un vaste champ d'étude à explorer pour contribuer à l'optimisation de ces infrastructures vertes. En effet, très peu d'expérimentations ont porté sur l'établissement de différents groupes fonctionnels de plantes dans les bassins de rétention, comparativement aux marais filtrants, et de leur effet sur le milieu, que ce soit en termes de filtration des polluants, de séquestration et stockage du carbone, de contrôle des plantes exotiques envahissantes ou d'habitat pour la faune. Les saules sont par exemple un groupe de plantes qui commencent à être étudiés pour la fonctionnalité des marais filtrants. Les saules sont des arbres ou des arbustes hygrophiles, tolérant de fortes fluctuations de niveau d'eau, présentant une grande capacité de régénération et montrant un fort taux de croissance et un système racinaire très développé (Jackson et Attwood, 1996; Karrenberg et al., 2022; Catford and Jansson 2014). Ils pourraient ainsi être adaptés à la végétalisation des bassins de rétention (Boivin et Brisson, 2017). De plus, l'établissement d'arbustes dans ces milieux pourrait freiner les plantes exotiques envahissantes. En effet, une étude de Albert et al. (2017) a montré que la présence d'arbustes est inversement corrélée à celle de *Phragmites australis* subsp. *australis* dans les fossés en bordure de routes, probablement dû à des processus de compétition pour la lumière et l'espace. À cet égard, il semble que *Salix miyabeana* soit plus rapide à s'établir qu'*Alnus incana* subsp. *rugosa* et serait ainsi plus efficace dans la lutte au phragmite (Boivin et Brisson, 2017). Néanmoins, ce dernier étant indigène, contrairement à *Salix miyabeana*, il serait à privilégier. D'autres espèces de saules pourraient toutefois être testées.

D'autres travaux ont mis en évidence le rôle de la diversité des plantes de milieux humides pour freiner l'établissement du *Phragmites australis* subsp. *australis* en phase d'établissement (Byun et al., 2015) ou le potentiel de certains traitements pour réduire le couvert de cette espèce indésirable lorsque déjà établie (Paradis et al., 2014). Des études complémentaires, adaptées au contexte des bassins de rétention pourraient être facilement établies en serre et

sur le terrain pour cerner les approches à adopter durant la création des bassins de rétention et celles appropriées pour améliorer les bassins déjà envahis par des plantes indésirables. Certains sites urbains présenteraient des caractéristiques intéressantes pour établir des expérimentations à petites échelles qui pourraient être complétées par des études en serre, notamment sur l'effet de priorité (i.e., comment les espèces colonisant d'abord les surfaces nues peuvent stopper ou pas la succession végétale; Young et al. 2001).

La composition en espèces des mélanges de graminées semés pourrait également faire l'objet de recherches plus poussées, dans l'objectif de développer des solutions adaptées à l'échelle de l'habitat. Parmi les facteurs à considérer, on note (i) le degré d'humidité, selon que le semis se fait dans l'habitat de transition (berge terrestre) ou dans l'habitat terrestre du talus; (ii) le degré d'exposition aux sels de déglçage, pour les semis réalisés en bordure de route versus sur des versants moins exposés; et (iii) la valeur de pente : certaines espèces pourraient être mieux adaptées dans le cas de bassins de rétention où des pentes suffisamment faibles ne peuvent être réalisées, ou encore offrir une meilleure résistance à l'érosion du talus grâce à des traits racinaires optimisés (biomasse, profondeur). Cela offrirait des alternatives à l'ensemencement systématique des espèces *Agrostis gigantea*, *Festuca rubra* et *Poa pratensis*, afin de sélectionner des espèces adaptées aux besoins spécifiques à l'échelle du bassin et de ses différents habitats. Ainsi, on éviterait de semer le même mélange dans tous les bassins créés pour améliorer la diversité du paysage.

L'entretien est également un point critique dans l'aménagement des bassins de rétention. Les sites sont souvent réjouvénés mécaniquement pour éviter le comblement du bassin par les arbustes et les arbres. Toutefois, les interventions peuvent être parfois d'une intensité telle que même les sols sont remaniés (observations faites dans certains bassins), une pratique qui pourrait favoriser l'établissement de plantes exotiques envahissantes. Nos connaissances sur les modes d'entretien à privilégier restent limitées et orientées vers l'objectif de conserver la capacité de stockage de l'eau par les bassins. Les meilleures pratiques pour assurer la régénération d'une végétation appropriée et le maintien d'une faune intéressante ne sont pas encore établies. Des expérimentations pourraient être élaborées pour étudier l'impact de la fauche, à plusieurs intensité et récurrence, avec différents types de machinerie.

On ignore à quel point les bassins de rétention contribuent à la diversité et au maintien des populations fauniques dans les milieux humides adjacents tant dans un contexte autoroutier qu'en milieu urbain. Certains groupes sont affligés par la mortalité routière, comme les amphibiens et les tortues. La présence et l'utilisation des bassins par ces organismes pourraient contribuer au maintien des populations pour contrer les effets négatifs de la mortalité routière. Afin d'évaluer cette potentielle contribution, il serait important d'identifier des bassins

de rétention le long d'un gradient d'isolement par rapport à des milieux humides existants pour quantifier la contribution des bassins aux populations animales locales. Les résultats de tels travaux permettraient de mieux informer le choix des emplacements de bassins de rétention afin de favoriser la connectivité et les échanges d'individus entre les bassins et les milieux humides naturels.

Outre les avenues de recherche mentionnées ci-haut, nous suggérons de poursuivre les recherches afin de continuer l'étude des sites à plus long terme afin de déterminer si les bassins de rétention des eaux pluviales soutiennent des successions écologiques intéressantes du point de vue des communautés végétales et fauniques. Nous savons que ces bassins sont utilisés par la faune, mais il faudrait évaluer le succès reproducteur et la survie des individus qui fréquentent ces milieux afin de déterminer si les bassins agissent comme des habitats favorables ou des pièges écologiques (Clevenot et al., 2018). Les bassins ont le potentiel de servir d'habitat d'alimentation et de repos pour certains groupes comme la sauvagine pendant les migrations, ainsi que hors des périodes de reproduction. Un autre aspect particulièrement intéressant serait l'étude du profil toxicologique des individus fréquentant les bassins de rétention, tels que les amphibiens et la sauvagine afin de mesurer les impacts potentiels sur ces organismes. Notre étude a été réalisée dans des bassins et des milieux humides en paysages forestier et rural où le potentiel de colonisation par la faune et les espèces végétales est vraisemblablement plus élevé qu'en milieu urbain. Les bassins de rétention en bordure de route diffèrent potentiellement des bassins de rétention en milieu urbain, particulièrement en ce qui a trait aux communautés végétales et fauniques qui s'y établissent. Des suivis sur un nombre plus élevé de sites dans des paysages variés sont nécessaires si on veut établir les approches à privilégier et élaborer un guide des bonnes pratiques en matière d'aménagement de bassins de rétention autoroutiers.

Enfin, la mise en application des avenues mentionnées dans cette section serait le test ultime pour améliorer notre capacité à créer des bassins de rétention de haute valeur écologique. La création de quatre ou cinq bassins autoroutiers et leur aménagement avec les méthodes optimales établies par des travaux expérimentaux préliminaires, serait une étape cruciale pour évaluer les bénéfices associés à ces infrastructures vertes. Une diversité d'approches ciblées pourrait être testées au sein même de chacun des sites expérimentaux afin d'établir une diversité végétale intéressante selon l'habitat (aquatique, berge, talus) et afin d'éviter l'établissement de plantes exotiques envahissantes. Cette stratégie alliée à un suivi sur quelques années nous permettrait de documenter concrètement les fonctions écologiques des bassins et leur apport en services écologiques. Ainsi, nous serions en mesure d'évaluer l'évolution du stockage de carbone dans les sédiments et la végétation, le soutien aux pollinisateurs (via des indicateurs comme la durée de floraison et la diversité des couleurs), la compétition aux plantes envahissantes, la filtration des polluants,

la rétention des sédiments, l'appréciation par le public, la valeur comme habitat faunique et la contribution potentielle des bassins à la diversité dans les milieux humides à l'échelle régionale.

En somme, les travaux réalisés dans le cadre de cette étude nous ont permis de mettre en lumière que les bassins de rétention autoroutiers présentaient quelques services d'habitats intéressants pour la faune et la flore, mais que des travaux pourraient être mis en place pour accroître ces services et les quantifier. Par exemple, la composition en espèces végétales des parties basses des bassins de rétention était la plus semblable aux milieux humides naturels et la ressemblance était particulièrement forte dans l'habitat aquatique où la diversité spécifique était faible. Des actions pour augmenter la superficie de cette zone dans les bassins de rétention seraient à privilégier. Une gestion moins intensive des talus et la plantation d'arbustes et d'arbres pourraient aussi favoriser la biodiversité végétale des bassins. La question de l'envahissement par les espèces exotiques envahissantes doit évidemment être prise en compte. Par contre, diverses études réalisées dans les fossés de drainage le long des autoroutes ont montré qu'une végétation haute induisant une compétition pour la lumière permettait de contrôler cet envahissement. Des expérimentations devraient être réalisées dans certains bassins concernant plusieurs de ces aspects. Les bassins de rétention sont une opportunité de faire de ces infrastructures vertes des refuges pour la flore et la faune de milieux humides. Tels que conçus présentement, ils offrent déjà de grands avantages écologiques, notamment en agissant comme refuge pour une diversité de plantes et pour la faune et en contribuant à l'apport en services écologiques localement et régionalement. L'optimisation de leur aménagement est un défi qui doit reposer sur de plus amples recherches terrain, notamment sur des études expérimentales à moyen terme.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Adams, L. W., L. E. Dove, et T. M. Franklin. (1985). Use of urban stormwater control impoundments by wetland birds. *Wilson Bulletin*, 97, 120–122.
- Ahmed, S., T. R. Ghobrial, W. Zhang, D. Z. Zhu, M. R. Loewen, K. Mahmood, K., et B. Van Duin. (2019). Field monitoring of physical processes in stormwater wet ponds and wetlands in Calgary Alberta. *Canadian Society for Civil Engineering*, 11 p.
- Albert, A., J. Brisson, J. Dubé, et C. Lavoie (2013). Do woody plants prevent the establishment of common reed along highways? Insights from Southern Quebec. *Invasive Plant Science and Management*, 6, 585–592.
- Altwegg, R. (2003). Multistage density dependence in an amphibian. *Oecologia*, 136, 46–50.
- Amburgey, S. A., L. L. Bailey, M. Murphy, E. Muths, et W. C. Funk (2014). The effects of 557 hydro pattern and predator communities on amphibian occupancy. *Canadian Journal of Zoology*, 92, 927–937.
- Anderson, M., K. E. Ellingsen, et B. H. McArdle. (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, 683–693.
- ANVICA Software Development. (2022). Unit Converter. [En ligne] <https://www.translatorscafe.com/unit-converter/en-US/>
- Aresco, M. J. (2005). The effect of sex-specific terrestrial movements and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biological Conservation*, 123, 37–44.
- Aubin, I., C. Messier, S. Gachet, K. Lawrence, D. McKenney, A. Arseneault, W. Bell, L. De Grandpré, B. Shipley, and J. P. Ricard. (2012). TOPIC – traits of plants in Canada. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Sault Ste.-Marie, Ontario. 2012.
- Babbitt, K. J., Baber, M. J., et Tarr, T. L. (2003). Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. *Canadian Journal of Zoology*, 81, 1539–1552.
- Bastviken, D., Sandén, P., Svensson, T., Ståhlberg, C., Magounakis, M. et Öberg, G. (2006). Chloride retention and release in a boreal forest soil:

effects of soil water residence time and nitrogen and chloride loads. *Environmental Science and Technology*, 40, 2977–2982.

- Batzer, D., et Boix, D. (2016). Invertebrates in freshwater wetlands: an international perspective on their ecology. *Springer*, New York, NY, USA.
- Bazoge, A., D. Lachance, E., et C. Villeneuve. (2014). Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques. Direction de l'écologie et de la conservation et Direction des politiques de l'eau. 64 p
- Berven, K. A. et Grudzien, T. A. (1990). Dispersal in the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. *Evolution*, 44, 2047–2056.
- Birx-Raybuck, D. A., Price, S. J., Dorcas et Michael E. (2010). Pond age and riparian zone proximity influence anuran occupancy of urban retention ponds. *Urban Ecosystems*, 13, 181–190.
- Blackwell, B. F., L. M. Schafer, D. Helon, et M. A. Linnell. (2008). Bird use of stormwater-management ponds: decreasing avian attractants on airports. *Landscape and Urban Planning*, 86, 162–170.
- Boivin, P. et Brisson, J. (2017). Prévenir et contrôler l'envahissement des autoroutes par le roseau commun (*Phragmites australis*) : volet intervention et suivi (R538-4). Rapport final préparé pour le ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports. Institut de recherche en biologie végétale – Université de Montréal, Montréal. 60 pages et annexes.
- Bonham, CD. (1989). Measurements for terrestrial vegetation. Wiley, New York
- Bourgeois, B., Vanasse, A., González, E., Andersen, R., et Poulin, M. (2016). Threshold dynamics in plant succession after tree planting in agricultural riparian zones. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1704–1713.
- Bourgon Desroches, M. (2010). Évaluer le niveau d'intégrité écologique de la végétation d'un marais: le cas du marais de la pointe aux épinettes, parc national du Bic. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec.
- Brady, S. P. (2012). Road to evolution? Local adaptation to road adjacency in an amphibian (*Ambystoma maculatum*). *Scientific Reports*, 2, 235.

- Brand, A. B., et Snodgrass, J. W. (2010). Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes. *Conservation Biology*, 24, 295–301.
- Brannelly, L. A., Ohmer, M. E. B., Saenz, V., et Richards-Zawacki, C. L. (2019). Effects of hydroperiod on growth, development, survival, and immune defences in a temperate amphibian. *Functional Ecology*, 33, 1952–1961.
- Brinson, M. M., et Rheinhardt, R. (1996). The Role of Reference Wetlands in Functional Assessment and Mitigation. *Ecological Applications*, 6, 69–76.
- Brouillet, L., F. Coursol, S.J. Meades, M. Favreau, M. Anions, P. Bélisle, et P. Desmet. Vascan, the Database of Vascular Plants of Canada. 2010+.
- Burnham, K. P. et D. R. Anderson. (2002). Model selection and multimodel inference: a practical information- theoretic approach. *Springer-Verlag*, New York, USA.
- Calder, R.S.D., Shi, C., Mason, S.A., Olander, L.P. et Borsuk, M.E. (2019). Forecasting ecosystem services to guide coastal wetland rehabilitation decisions. *Ecosystem Services*, 39, 101007.
- Castaneda, E. , Leavings, V. R., Noss, R. F. et Grace, M. K. (2020). The effects of traffic noise on tadpole behavior and development. *Urban Ecosystems*, 23, 245–253.
- Catford J.A. et Jansson R. (2014). Drowned, buried and carried away: effects of plant traits on the distribution of native and alien species in riparian ecosystems. *New Phytologist*, 204, 19–36. <https://doi.org/10.1111/nph.12951>
- Cayuela, H., Schmidt, B. R., Weinbach, A., Besnard, A., et Joly, P. (2018). Multiple density-dependent processes shape the dynamics of a spatially structured amphibian population. *Journal of Animal Ecology*, 88, 164–177.
- CBD (United Nations Convention on Biological Diversity). (2016). Ecosystem restoration: short-term action plan. CBD/COP/DEC/XIII/5. [En ligne] <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-13/cop-13-dec-05-en.pdf>.
- Centre canadien de cartographie et d'observation de la Terre (CCCOT), Ressources naturelles Canada. (2021). Réseau hydrographique national du Canada. Consulté le 13 octobre 2021.

- CEQG. (2011). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Environmental Quality Guidelines. 1-9 p
- Ciment Québec. (2017). L'ABC de la fabrication du ciment. Retrieved from <https://cimentquebec.com/ciment/fabrication/>
- Clausen, J. C. et Brooks K. N. (1983). Quality of runoff from Minnesota peatlands: I. A characterization. *Journal of the American Water Resources Association*, 19, 763–767.
- Clevenot, L., Carré, C., et Pech, P. (2018). A review of the factors that determine whether stormwater ponds are ecological traps and/or high-quality breeding sites for amphibians. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 1–12.
- Collins, J. P., et Storfer, A. (2003). Global amphibian declines : sorting the hypotheses. *Diversity and Distribution*, 9, 89–98.
- Collins, S. J., et Russell, R. W. (2009). Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environmental Pollution*, 157, 320–324.
- Conan, A., Jonathan, J., Nathan, D., Manfred, E., Jean-Yves, G. et al. (2022). Can road storm water ponds be successfully exploited by the European green frog (*Pelophylax* sp.)? *Urban Ecosystems*, 25, 35–47.
- COSEWIC. (2016). COSEWIC assessment and status report on the unisexual *Ambystoma*, *Ambystoma laterale*, Small-mouthed Salamander–dependent population, Jefferson Salamander–dependent population and the Blue-spotted Salamander–dependent population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xxii + 61 pp. (http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_e.cfm)
- Crane, J. L. (2019). Distribution, toxic potential, and influence of land use on conventional and emerging contaminants in urban stormwater pond sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 76, 265–294.
- Cravotta, C., et Trahan, M. (1999). Limestone drains to increase pH and remove dissolved metals from acidic mine drainage. *Applied Geochemistry*, 14, 581–606.
- Cresswell, C.J., Cunningham, H.M., Wilcox, A. et Randall, N.P. (2018). What specific plant traits support ecosystem services such as pollination, bio-

control and water quality protection in temperate climates? A systematic map. *Environmental Evidence*, 7, 2.

Crowe, A. S., Q. Rochfort, K. Exall, et Marsalek, J. (2007). Controlling urban stormwater pollution by constructed wetlands: a Canadian perspective. *International Journal of Water*, 3, 214–230.

Cunningham, M. A., Snyder, E., Yonkin, D., Ross, M., et Elsen, T. (2007). Accumulation of deicing salts in soils in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 11, 17–31.

Cushman, S. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128, 231–240.

Denoël, M., Bichot, M., Ficetola, G. F., Delcourt, J., Ylief, M., Kestemont, P., et Poncin, P. (2010). Cumulative effects of road de-icing salt on amphibian behavior. *Aquatic Toxicology*, 99, 275–280.

DeMaynadier, P. G. et Hunter, M. L. (1999). Forest canopy closure and juvenile emigration by pool-breeding amphibians in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 63, 441–450.

Desroches, J.-F., et Rodrigue, D. (2004). Amphibiens et Reptiles du Québec et des Maritimes. *Éditions Michel Quintin*, Waterloo, Québec, Canada, 288 pages.

Diaz, S. et Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 646–655.

Dobbs, E. K., Brown, M. G., Snodgrass, J. W., Ownby, et David R. (2012). Salt toxicity to treefrogs (*Hyla chrysoscelis*) depends on depth. *Herpetologica*, 68, 22–30.

Dougherty, C. et Smith, G. (2006). Acute effects of road de-icers on the tadpoles of three anurans. *Applied Herpetology*, 3, 87–93.

Environnement Canada et Santé Canada. (2001). Rapport d'évaluation de la liste des substances d'intérêt prioritaire - Sels de voirie, Ottawa, Environnement Canada, 188 p

Fiske, I, et Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43, 1–23.

- Fahrig L., Pedler J.H., Pope S.E., Taylor P. D., et Wegner J.F. (1995) Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73, 177–182.
- Fairchild, G., et Velinsky, D. (2006). Effects of small ponds on stream water chemistry. *Lake and Reservoir Management*, 22, 321–330.
- Findlay, S. E. G. et Kelly, V. R. (2011). Emerging indirect and long-term road salt effects on ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 58–68.
- Fortin, D. et L. Belzile. (1996). Le parc du Bic. Éditions du Trécarré, Saint-Laurent.
- Fox, J., S. Ellison, D. Murdoch, S. Weisberg, D. Firth, B. Ripley, B. Bolker, M. Friendly, R. Heiberger, D. Bates, A. Zeileis, S. Walker, S. Graves, D. Winsemius, R-Core, W. Venables, G. Gorjanc, R. Laboissiere, G. Monette, H. Nilsson, D. Ogle, D. Adler, G. Baud-Bovy, M. Marchler, P. Krivitsky, et B. Price. (2020). Car: Companion to Applied Regression. R package version 3.0-10.
- Frossard, P.-A. et Oertli, B. (2015). Manuel de gestion. Recommandations pour la gestion des mares urbaines pour favoriser la biodiversité. HEPI, University of Applied Sciences and Arts Western Switzerland. 60 pages.
- Frycklund, C., Sundlöf, B. et Jacks, G. (2000). Limestone filters in artificial recharge of groundwater. *Environmental Technology*, 21, 363–373.
- Gallagher, M. T., Snodgrass, J. W., Brand, A. B., Casey, R. E., Lev, S. M., et van Meter, R. J. (2014). The role of pollutant accumulation in determining the use of stormwater ponds by amphibians. *Wetlands Ecology and Management*, 22, 551–564.
- Garcia-Gonzalez, C. Campo, D., Pola, I. G. et Garcia-Vazquez, E. (2012). Rural road networks as barriers to gene flow for amphibians: Species-dependent mitigation by traffic calming. *Landscape and Urban Planning*, 104, 171–180.
- Gibbs, J. P., and G. Shriver. (2002). Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology*, 16, 1647–1652.
- Google Maps. (2021). Carte satellite du Québec. Consultée le 5 juillet 2021.

- Gosner, K. L. . (1960). A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, 16, 183–190.
- Gouvernement du Canada. (2016). Étude des milieux humides au Canada. [En ligne] <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/etendue-milieux-humides.html>. Consulté le 5 janvier 2020.
- Gouvernement du Canada. (2017). À propos des radars. [En ligne]. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/conditions-meteorologiques-ressources-outils-generaux/aperçu-radars/a-propos.html>. Consulté le 15 Janvier 2021
- Gouvernement du Canada. (2020). Conditions météorologiques et climatiques passées. [En ligne] https://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html. Consulté le 29 Décembre 2020.
- Gouvernement du Québec. (2019). Règlement sur la compensation pour l'atteinte aux milieux humides et hydriques. [En ligne] <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/milieux-humides/reglement-compensation-mhh.htm>. Consulté le 5 janvier 2019
- Grace, M. K., et Noss, R. F. (2018). Evidence for selective avoidance of traffic noise by anuran amphibians. *Animal Conservation*, 21, 343–351.
- Gray, M. J., Smith, L. M. et Leyva, R. I. (2004). Influence of agricultural landscape structure on a Southern High Plains, USA, amphibian assemblage. *Landscape Ecology*, 19, 719–729.
- Groff, L. A., Calhoun, A. J. K., et Loftin, C. S. (2017). Amphibian terrestrial habitat selection and movement patterns vary with annual life-history period. *Canadian Journal of Zoology*, 95, 433–442.
- Guderyahn, Laura B., Smithers, Ashley P. et Mims, M. C. (2016). Assessing habitat requirements of pond-breeding amphibians in a highly urbanized landscape: implications for management. *Urban Ecosystems*, 19, 1801–1821.
- Guinet, M., Nicolardot, B. et Voisin, AS. (2020). Provision of contrasted nitrogen-related ecosystem services among grain legumes. *Agronomy for Sustainable Development*, 40, 33.

- Gundersen, P., Lauren, A., Finer, L., Ring, E., Koivusalo, H., Sætersdal, M., Weslien, J.O., Sigurdsson, B., Högbom, L., Laine, J. et Hansen, K. (2010). Environmental services provided from riparian forests in the Nordic Countries. *AMBIO*, 39, 555–566.
- Hale, R., R. Coleman, V. Pettigrove, et S. E. Swearer. (2015). Identifying, preventing and mitigating ecological traps to improve the management of urban aquatic ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 52, 928–939.
- Halstead, B. J., J. P. Rose et P. M. Kleeman. (2021). Time-to-detection occupancy methods: performance and utility for improving efficiency of surveys. *Ecological Applications*, 31, e02267.
- Hamer, A. J. (2018). Accessible habitat and wetland structure drive occupancy dynamics of a threatened amphibian across a peri-urban landscape. *Landscape and Urban Planning*, 178, 228–237.
- Harris, L. D. (1988). The nature of cumulative impacts on biotic diversity of wetland vertebrates. *Environmental Management*, 12, 675–693.
- Harper, E. B., et Semlitsch, R. D. (2007). Density dependence in the terrestrial life history stage of two anurans. *Oecologia*, 153, 879–889.
- Hassall, C., et Anderson, S. (2015). Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia*, 745, 137–149.
- Hawksworth, D. L., et Bull, A. T. (2006). Marine, Freshwater, and Wetlands Biodiversity Conservation. *Springer*, Dordrecht, Pays-Bas.
- Helbach, J., Frey, J., Messier, C., Mörsdorf, M., Scherer-Lorenzen, M. (2022). Light heterogeneity affects understory plant species richness in temperate forests supporting the heterogeneity–diversity hypothesis. *Ecology and Evolution*, 12, e8534.
- Hemond, H. F., et Benoit, J. (1988). Cumulative impacts on water quality functions of wetlands. *Environmental Management*, 12, 639–653.
- Hermann, J. (2012). Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, SE Sweden. *Limnologica*, 42, 299–309.
- Holbrook, J. D., et Dorn, N. J. (2016). Fish reduce anuran abundance and decrease herpetofaunal species richness in wetlands. *Freshwater Biology*, 61, 100–109.

- Hopkins, G. R., French, S. S. et Brodie, E. D., Jr. (2013). Potential for local adaptation in response to an anthropogenic agent of selection: effects of road deicing salts on amphibian embryonic survival and development. *Evolutionary Applications*, 6, 384–392.
- Houlahan, J. E., C. S. Findlay, B. R. Schmidt, A. H. Meyer, et S. L. Kuzmin. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404, 752–755.
- Jackson, M. B., et Attwood, P. A. (1996). Roots of willow (*Salix viminalis* L.) show marked tolerance to oxygen shortage in flooded soils and in solution culture. *Plant and Soil*, 187, 37–45. <https://doi.org/10.1007/BF0001>
- Jodoin, Y., C. Lavoie, P. Villeneuve, M. Theriault, J. Beaulieu, et F. Belzile. (2008). Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, 45, 459–466.
- Karraker, N. E. (2007). Are embryonic and larval green frogs (*Rana clamitans*) insensitive to road deicing salt ? *Herpetological Conservation and Biology*, 2, 35–41.
- Karraker, N. E., Gibbs J. P. et Vonesh, J. R. (2008). Impacts of road deicing salts on the demography of vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications*, 18, 724–734.
- Karraker, N. E., et Ruthig, G. R. (2009). Effect of road deicing salt on the susceptibility of amphibian embryos to infection by water molds. *Environmental Research*, 109, 40–45.
- Karrenberg S, Edwards PJ, Kollmann J. (2002). The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology*, 47, 733–748.
- Kattge, J., S. Diaz, S. Lavorel, I. C. Prentice, P. Leadley, G. Bönisch, E. Garnier, M. Westoby, P. B. Reich, et I. J. Wright. (2011). TRY – a global database of plant traits. *Global Change Biology*, 17, 2905–2935.
- Katz, U. (1989). Strategies of adaptation to osmotic stress in anuran amphibia. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 93, 499–503.
- Kimmel, K. et Mander, U. (2010) Ecosystem services of peatlands: implications for restoration. *Progress in Physical Geography*, 34, 491–514.

- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonneschein, M., Poschold, P., V, J.M., Klimes, L., Klimesova, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Herny, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadtler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., et Peco, B. (2008). The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96, 1266–1274.
- Kloskowski, J., M. Nieoczym, et R. Stryjecki. (2020). Between-habitat distributions of pond tadpoles and their insect predators in response to fish presence. *Hydrobiologia*, 847, 1343–1356.
- Knutson, M. G., Sauer, J. R., Olsen, D. A., Mossman, M. J., Hemesath, L. M., et Lannoo, M. J. (1999). Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology*, 13, 1437–1446.
- Ku, J., Jiaming, L., Ulrich, A. et Yang, L. (2016). Sulfide production and management in municipal stormwater retention ponds. *Journal of Environmental Engineering*, 142, 1.
- Laliberté, E., P. Legendre, et B. Shipley. (2014). FD: Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Lambert, D. (1992). Zero-inflated Poisson regression, with an application to defects in manufacturing. *Technometrics*, 34, 1–14.
- Lapointe, M. (2014). Plantes de milieux humides et de bord de mer du Québec et des maritimes. *Éditions Michel Quintin, Waterloo, Québec, Canada*, 455 pages.
- Legendre P., et L. Legendre. (1998). *Numerical Ecology*, 2^e éd., Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, 852 pages.
- Le Viol, I., Chiron, F. , Julliard, R. et Kerbiriou, C. (2012). More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*, 47, 146–154.
- Li, T., et Gao, X. (2016). Ecosystem services valuation of lakeside wetland park beside Chaohu Lake in China. *Water*, 8, 301.

- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle et C. A. Langtimm. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83, 2248–2255.
- MacKenzie, D. I. et Bailey, L. L. (2004). Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9, 300–318.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Seamans, M. E. et R. J. Gutierrez. (2009). Modeling species occurrence dynamics with multiple states and imperfect detection. *Ecology*, 90, 823–835.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, M. E. Seamans, et R. J. Gutiérrez. (2009). Modeling species occurrence dynamics with multiple states and imperfect detection. *Ecology*, 90, 823–835.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. et Hines, J.E. (2018) *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*, 2^e édition. Academic Press, Elsevier. London, UK
- Maitner, B.S., Boyle, B., Casler, N., Condit, ., Donoghue, J., Durán, S.M., Guaderrama, D., Hinchliff, C.E., Jørgensen, P.M., Kraft, N.J.B., McGill, B., Merow, C., Morueta-holme, N., Peet, R.K., Sandel, B., Schildhauer, M., Smith, S.A., Svenning, J.-C., Thiers, B., Violle, C., Wisser, S. et Enquist, B.J. (2018). The bien r package: A tool to access the Botanical Information and Ecology Network (BIEN) database. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 2, 373–379.
- Maserang, C. H. (1977). Carrying capacities and low population growth. *Journal of Anthropological Research*, 33, 474–492.
- Mass: Support functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. R package version 7.3-53.
- Mazerolle, M. (2006). Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia*, 27, 169–180.
- Mazerolle, M. J., Bailey, L. L., Kendall, W. L., Andrew R. J. Converse, S. J. et Nichols, J. D. (2007). Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology*, 41, 672–689.

- Mazerolle, M. J. (2015). Estimating detectability and biological parameters of interest with the use of the R environment. *Journal of Herpetology*, 49, 541–559.
- Mazerolle, M. (2020). Model Selection and Multimodel Inference Based on (Q)AIC(c). R package version 2.3-1.[En ligne] <https://cran.r-project.org/web/packages/AICcmodavg/AICcmodavg.pdf>
- Mccune, J. L., et M. Vellend. (2013). Gains in native species promote biotic homogenization over four decades in a human-dominated landscape. *Journal of Ecology*, 101, 1542–1551.
- McIntyre, S., S. Lavorel, J. Landsberg, et T. D. A. Forbes. (1999) Disturbance response in vegetation: Towards a global perspective on functional traits. *Journal of Vegetation Science*, 10, 621–630.
- Mendiburu, F. (2020). *Agricolae: Statistical procedures for Agricultural Research*. R package version 1.3-3.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005) *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2021). Guide d'élaboration d'un projet de restauration ou de création de milieux humides et hydriques - décembre 2021, 32 p. + annexe [En ligne] <https://environnement.gouv.qc.ca/eau/milieux-humides/guide-elaboration-projet-restauration-creation-milieux-humideshydriques.pdf>.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Les milieux humides et hydriques – L'analyse environnementale - décembre 2021. (2021). 15 p. [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/milieuxhumides/analyse-environnementales-milieux-humides-hydriques.pdf>.
- Ministère des Transports du Québec. (2013). Guide de gestion des zones vulnérables aux sels de voirie. 44 p.
- Ministère des transports du Québec. (2021). Gestion environnementale des sels de voirie. [En ligne] <https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/gestion-environnementale-sels-voirie/pages/default.aspx> Consulté le 3 septembre 2021

- Moore, T. L. C., et Hunt, W. F. (2012). Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds - A means for evaluation?. *Water Research*, 46, 6811–6823.
- Mossman, M. J., L. M. Hartman, R. Hay, J. Sauer, et B. Dhuey. (1998). Monitoring long term trends in Wisconsin frog and toad populations. Pages 169-198 dans M. J. Lannoo, editor. Status anti conservation of midwestern amphibians. University of Iowa Press, Iowa City.
- Murray, C. G., S. Kasel, R. H. Loyn, G. Hepworth, et A. J. Hamilton. (2013). Waterbird use of artificial wetlands in an Australian urban landscape. *Hydrobiologia*, 716, 131–146.
- Nichols, J. D., J. E. Hines, D. I. MacKenzie, M. E. Seamans, et R. J. Gutiérrez. (2007). Occupancy estimation and modeling with multiple states and state uncertainty. *Ecology*, 88, 1395–1400.
- Noss, R. F., A. P. Dobson, R. Baldwin, P. Beier, C. R. Davis, D. A. Dellasala, J. Francis, H. Locke, K. Nowak, et R. Lopez. (2012). Bolder thinking for conservation. *Conservation Biology*, 26, 1–4.
- Oertli, B. et Parris, K. (2019). Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere*, 10, e02810.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn , R.B. Minchin , G.L. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens, E. Szoecs, et H. Wagner. (2020). Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.5-7.
- Paradis, É., Bellavance, M.È., Fontaine, B. et Brisson, N. (2014). Interspecific Competition for Space Between Wetland Plants with Clonal Growth. *Wetlands*, 34, 1003–1012. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0564-8>
- Parris, K. (2006). Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology*, 75, 757–764.
- Pechmann, J. H. K., Estes, R. A., Scott, D. E., et Gibbons, J. W. (2001). Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands*, 21, 93–111.
- Pellerin, S., et Poulin, M. (2013). Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable (Rapport final pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs). *Centre de La Biodiversité du*

Québec, 104. [En ligne]
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rives/Analyse-situation-milieux-humides-recommandations.pdf>. Consulté le 9 janvier 2020.

- Perera, N., Gharabaghi, B., Noehammer, P. et Kilgour, B. (2010). Road salt application in highland creek watershed, Toronto, Ontario - Chloride mass balance. *Water Quality Research Journal*, 45, 451–461.
- Pierce, B. A. (1985). Acid tolerance in amphibians. *BioScience*, 35, 239–243.
- Popescu, V. D., et M. L. Hunter, Jr. (2011). Clear-cutting affects habitat connectivity for a forest amphibian by decreasing permeability to juvenile movements. *Ecological Applications*, 21, 1283–1295.
- Porej, D., Micacchion, M. et Hetherington, T. E. (2004). Core terrestrial habitat for conservation of local populations of salamanders and wood frogs in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 102, 399–409
- Poulin, M., S. Pellerin, J. Cimon-Morin, S. Lavallée, G. Courchesne et Y. Tendland. (2016). Inefficacy of wetland legislation for conserving Quebec wetlands as revealed by mapping of recent disturbances. *Wetlands Ecology and Management*, 24, 651–665.
- Rennie, M. D., et L. J. Jackson. (2005). The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 2088–2099.
- Ressources naturelles Canada. *L'Atlas du Canada – Régions physiographiques*. (2021). [<https://atlas.gc.ca/phys/fr/>] consulté le 31 janvier 2021.
- Richardson, C. J. (1994). Ecological functions and human values in wetlands: A framework for assessing forestry impacts. *Wetlands*, 14, 1–9.
- Rivard, G. (2011). Guide de gestion des eaux pluviales : Stratégies d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimales pour les réseaux de drainage en milieu urbain (Rapport final pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs [MDDEFP] et le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire [MAMROT]). Québec : Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte

- contre les Changements Climatiques, 386. [En ligne] <http://mddefp.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide.htm>. Consulté le 9 janvier 2020.
- Ripley, B., B. Venables, D.M. Bates, K. Hornik, A. Gebhardt, et D. Firth. (2015). USDA. The PLANTS Database. National Plant Data Team, Greensboro. NC. 2015.
- Robert, M., Hachée, M.-H., Lepage, D., et Couturier, A. R. (2019) Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. *Association Québécoise des Groupes Ornithologues*, 750 pages.
- Rothenberger, M. B., et Baranovic, A. (2021). Predator–prey relationships within natural, restored, and created vernal pools. *Restoration Ecology*, 29, 1-10.
- Royle, J. A. (2004). N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60, 108–115.
- Rubbo, M. et Kiesecker, J. (2005). Amphibian Breeding Distribution in an Urbanized Landscape. *Conservation Biology*, 19, 504–511.
- Ryan, T. J., et Winne, C. T. (2001). Effects of hydroperiod on metamorphosis in *Rana sphenoccephala*. *American Midland Naturalist*, 145, 46–53.
- Sanzo, D. et Hecnar, S. (2006). Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution*, 140, 247–256.
- Sargent, R.D. et Ackerly, D.D. (2008). Plant-pollinator interactions and the assembly of plant communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(3):123-30. doi: 10.1016/j.tree.2007.11.003.
- Saucier, J.-P., A. Robitaille, P. Grondin, J.-F. Bergeron, et J. Gosselin. (2011). Les régions écologiques du Québec méridional (4 versions). Carte à l'échelle de 1 / 1 250 000. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.
- Scheffers, B. R., et Paszkowski, C. A. (2013). Amphibian use of urban stormwater wetlands: the role of natural habitat features. *Landscape and Urban Planning*, 113, 139–149.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., et Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9, 671–675.
- Scott, D. E. (1994). The effect of larval density on adult demographic traits in *Ambystoma opacum*. *Ecology*, 75, 1383–1396.

- SER. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. [En ligne: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf].
- Semlitsch, R. D., et H.-U. Reyer. (1992). Modification of anti-predator behaviour in tadpoles by environmental conditioning. *Journal of Animal Ecology*, 61, 353–360.
- Semlitsch, R. D. (2000). Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, 64, 615–631.
- Simon, J. A., Snodgrass, J. W., Casey, R. E., et Sparling, D. W. (2009). Spatial correlates of amphibian use of constructed wetlands in an urban landscape. *Landscape Ecology*, 24, 361–373.
- Skelly, D. K., Freidenburg, L. K., et Kiesecker, J. M. (2002). Forest canopy and the performance of larval amphibians. *Ecology*, 83, 983–992.
- Snodgrass, J. W., Komoroski, M. J., Bryan, A. L., Jr., et Burger, J. (2000). Relationships among isolated wetland Size , hydroperiod , and amphibian species richness : Implications for wetland regulations. *Conservation Biology*, 14, 414–419.
- Snodgrass, J. W., Hopkins, W. A., Jackson, B. P., Baionno, J. A., et Broughton, J. (2005). Influence of larval period on responses of overwintering green frog (*Rana clamitans*) larvae exposed to contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 1508–1514.
- Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fischman, et R. W. Waller. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306, 1783–1786.
- Suding, K.N., Lavorel, S., Chapin III, F.S., Cornelissen, J.H.C., Diaz, S., Garnier, E., Goldberg, D., Hooper, D.U., Jackson, S.T., Navas, M.-L. (2008). Scaling environmental change through the community-level: a trait based response- and effect framework for plants. *Global Change Biology*, 14, 1125-1140. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01557.x>
- Sun, R., Y. Zheng, T. Lei, et G. Cui. (2014). An assessment of wetland nature reserves and the protection of China's vertebrate diversity. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37, 217–225.

- Sun, Z., Sokolova, E., Brittain, J. E., Saltveit, S. J., Rauch, S., et Meland, S. (2019). Impact of environmental factors on aquatic biodiversity in roadside stormwater ponds. *Scientific Reports*, 9, 1–13.
- Svancara, L. K., R. Brannon J, M. Scott, C. R. Groves, R. F. Noss, et R. L. Pressey. (2005). Policy-driven versus evidence-based conservation: a review of political targets and biological needs. *Bioscience*, 55, 989-995.
- Ten Brink, P., Russi, D., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R., et Davidson, N. (2013). The economics of ecosystems and biodiversity for water and wetlands. Executive summary. Available online: http://img.teebweb.org/wpcontent/uploads/2013/04/TEEB_WaterWetlands_ExecSum_2013.pdf. Consulté 10 décembre 2021.
- Tixier, G.T., Lafont, M., Grapentine, L., Rochfort, Q., et Marsalek, J. (2011) Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecological Indicators*, 11, 1497–1506.
- Valladares, F., et Ü. Niinemets. (2008). Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 237–257.
- Veysey, J. S., Mattfeldt, S. D., et Babbitt, K. J. (2011). Comparative influence of isolation, landscape, and wetland characteristics on egg-mass abundance of two pool-breeding amphibian species. *Landscape Ecology*, 26, 661–672.
- Villégers, S., N.W.H. Mason, et D. Mouillot. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290–2301.
- Vretare, V., Weisner, S.E.B., Strand, J.A., Graneli, W. (2002). Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. *Aquatic Botany*, 69, 127-145.
- Warner, S. C., Dunson, W. A., et Travis, J. (1991). Interaction of pH, density, and priority effects on the survivorship and growth of two species of hylid tadpoles. *Oecologia*, 88, 331–339.
- Weiher, E., A. Van Der Werf, K. Thompson, M. Roderick, E. Garnier, et O. Eriksson. Challenging Theophrastus. (1999). A common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science*, 10, 609–620.

- Weir, Linda A., Royle, J. Andrew, N., P., et Jung R. E. (2005). Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) routes in Maryland. *Journal of Herpetology*, 39, 627–639.
- Werner, Earl E., Skelly, David K., Relyea R. A., et Yurewicz, K. L. (2007). Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos*, 116, 1697–1712.
- Westoby, M., D. S. Falster, A. T. Moles, P. A. Vesk, et I. J. Wright. (2002). Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 125–159.
- Woodley, S., H. Locke, D. Laffoley, K. MacKinnon, T. Sandwith, et J. Smart. (2019). A review of evidence for area-based conservation targets for the post-2020 global biodiversity framework. *Parks*, 25, 31–46.
- Wright, A. H., et A. A. Wright. (1995). Handbook of frogs and toads of the United States and Canada, 3rd edition. *Comstock Publishing Company Inc.*, Ithaca, New York, USA.
- Wright, M. L., Richardson, S. E., et Bigos, J. M. (2011). The fat body of bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) tadpoles during metamorphosis: changes in mass, histology, and melatonin content and effect of food deprivation. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 160, 498–503.
- Young, T.P., Chase, J.M. et Huddleston, R.T. (2001). Community Succession and Assembly: Comparing, Contrasting and Combining Paradigms in the Context of Ecological Restoration. *Ecological Restoration*, 19, 5–18. <http://www.jstor.org/stable/43440887>
- Zedler JB, et Kercher S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environmental Resources*, 30, 39–74.

ANNEXE A
BASSINS SÉLECTIONNÉS POUR L'ÉTUDE

Tableau A1 Bassins de rétention sélectionnés pour l'étude (CA = Chaudière-Appalaches; BSL = Bas-Saint-Laurent; CN = Capitale-Nationale).

Identifiant	Région	Année de construction	Superficie (ha)	Latitude	Longitude	Distance de la route (m)	Enclavé	Pente (%)
n4 Est	CA	2015	0.240	46.23222	-70.74791	22	Non	21.7
n3	CA	2014	0.140	46.319965	-70.866262	14	Oui	10.1
Loubier	CA	2015	0.390	46.2069459	-70.712799	30	Non	19
5D	BSL	2012	0.740	47.526265	-68.551147	27	Oui	18.7
3D	BSL	2013	0.780	47.517752	-68.538799	20	Oui	18.8
11+062	BSL	2015	0.690	47.6059033	-68.7812239	12	Non	20.5
10+470	BSL	2015	0.990	47.6084898	-68.7895919	20	Non	20.7
103971	CN	2013	0.560	47.0536823	-71.3410194	50	Non	17.5
103991	CN	2013	0.400	47.036652	-71.329330	38	Non	17.8
104001	CN	2013	0.230	47.041367	-71.329131	43	Oui	18.2
104958	CN	2013	0.370	47.0639636	-71.3510331	36	Oui	12.8
104963	CN	2013	0.190	47.081	-71.350849	30	Oui	20.2
104978	CN	2013	0.530	47.096055	-71.348156	18	Non	25.7
104994	CN	2013	0.210	47.01916	-71.345769	20	Oui	17
105023	CN	2013	0.410	47.0047541	-71.3534743	26	Oui	19.8
105079	CN	2013	0.310	46.990763	-71.361400	25	Oui	21.5
105198	CN	2015	0.830	46.974197	-71.364406	13	Non	7.8
105710	CN	2015	0.280	46.784314	-71.520088	19	Non	12.5
105711	CN	2015	0.290	46.7809819	-71.5154496	24	Non	13
n2 Centre	CA	2015	0.120	46.2393363	-70.7664652	13	Oui	25.8

ANNEXE B
ÉCOSYSTÈMES DE RÉFÉRENCE SÉLECTIONNÉS POUR L'ÉTUDE

Tableau B1. Écosystèmes de référence sélectionnés pour l'étude (P = milieu humide près de la route ; L = milieu humide éloigné de la route; CA = Chaudière-Appalaches; BSL = Bas-Saint-Laurent; CN = Capitale-Nationale).

Identifiant	Type	Région	Superficie (ha)	Latitude	Longitude	Distance de la route (m)	Pente (%)
4	P	BSL	0.04	47.561857	-68.697260	21	15.5
22	P	CN	0.1	47.1321218	-71.320137	26	0.5
23	L	CN	0.14	47.1797202	-71.242879	145	12.5
27	L	CN	0.27	46.966684	-71.361192	115	3.15
30	P	CN	0.23	47.2858958	-71.192819	15	10.3
37	P	CN	0.24	47.0869738	-71.353058	52	16.7
48	L	CN	0.61	47.4939122	-71.233121	222	1.3
49	P	CN	0.49	47.504864	-71.236836	89	0.8
50	P	CN	0.52	47.516599	-71.231568	30	3.3
51	L	CN	0.04	47.52921	-71.243714	80	0.5
53	L	CN	0.74	47.43729	-71.208079	154	0.7
54	P	CN	0.27	47.4283104	-71.206538	18	1
55	P	CN	0.47	47.4008475	-71.187521	9	12.7
56	L	CN	0.45	47.512956	-71.227341	250	2
57	L	CN	0.2	47.3549601	-71.188545	157	6.2
58	L	CN	0.2	47.5223649	-71.244002	277	0.8
59	L	CN	0.15	47.5406556	-71.248786	235	0.8
61	P	CN	0.07	47.467033	-71.236032	22	6
62	L	CN	0.67	46.951897	-71.402099	216	5.7
68	P	CN	0.07	46.9650257	-71.392421	6	5.3
70	P	CN	0.66	46.8713064	-71.354985	18	8.5
75	L	CN	0.44	46.873245	-71.414771	140	0.5
79	L	CN	0.32	46.9984563	-71.469423	73	2
94	L	CA	0.04	46.6853476	-71.263984	97	3.5
95	P	CA	0.16	46.498851	-70.892478	5	2.3
102	P	CA	0.1	45.8098325	-71.025079	18	4
109	P	CA	0.11	46.6121148	-70.773420	8	11
111	L	CA	0.29	46.7375562	-70.384915	96	2.2
114	L	CA	0.2	46.8370066	-70.146080	240	3.8
120	L	BSL	0.41	47.6502499	-68.656434	73	7.5
123	L	BSL	0.83	47.7118322	-68.667466	65	4.1
125	L	BSL	0.63	47.5173664	-68.795519	191	1.7
127	P	BSL	0.5	47.6924182	-69.198044	27	0.5

128	P	BSL	0.64	47.6884679	-69.249657	17	1.3
130	P	BSL	0.07	47.6945111	-69.270643	25	9.8
132	L	BSL	0.46	47.6040607	-68.910289	267	2.3
141	P	CA	0.1	46.2478011	-70.534329	49	13.7
144	P	CN	0.34	46.8984073	-71.608560	23	0.7
145	P	CN	0.13	46.9027646	-71.610232	17	0.5

ANNEXE C
PHOTOS DES DIFFÉRENTS TYPES DE SITES ÉCHANTILLONNÉS



Figure C1 Bassin de rétention «Loubier», Chaudière-Appalaches



Figure C2 Bassin de rétention «n2-centre», Chaudière-Appalaches



Figure C3 Bassin de rétention «105198», Capitale-Nationale



Figure C4 Bassin de rétention «105711», Capitale-Nationale



Figure C5 Bassin de rétention «10+470», Bas-Saint-Laurent



Figure C6 Bassin de rétention «5D», Bas-Saint-Laurent



Figure C7 Milieu humide près de la route «109», Chaudière-Appalaches



Figure C8 Milieu humide près de la route «22», Capitale-Nationale



Figure C9 Milieu humide près de la route «127», Bas-Saint-Laurent



Figure C10 Milieu humide loin de la route «94», Chaudière-Appalaches



Figure C11 Milieu humide loin de la route «62», Capitale-Nationale



Figure C12 Milieu humide loin de la route «79», Capitale-Nationale

ANNEXE D
LISTE DES ESPÈCES VÉGÉTALES CONSIDÉRÉES
ENVAHISSANTES

Tableau D1 Liste des espèces envahissantes.

<i>Centaurea nigra</i>
<i>Chenopodium album</i>
<i>Cirsium arvense</i>
<i>Echinochloa crus-galli</i>
<i>Elymus repens</i>
<i>Galium mollugo</i>
<i>Leucanthemum vulgare</i>
<i>Lupinus polyphyllus</i>
<i>Lythrum salicaria</i>
<i>Malva moschata</i>
<i>Pastinaca sativa</i>
<i>Phalaris arundinacea</i>
<i>Phragmites australis subsp. australis</i>
<i>Poaceae sp</i>
<i>Reynoutria japonica</i>
<i>Rumex acetosella</i>
<i>Sonchus arvensis subsp. uliginosus</i>
<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Tussilago farfara</i>
<i>Typha angustifolia</i>
<i>Vicia cracca</i>

ANNEXE E
VALEURS DE F ET DE p POUR LES COMPARAISONS MULTIPLES
DES MESURES DE DIVERSITÉ FONCTIONNELLE DES
COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES PAR TYPE DE SITE

Tableau E1 Résultats des tests de comparaisons multiples des indices de diversité fonctionnelle entre les types de milieux (bassins de rétention, milieux humides près de la route, milieux humides loin de la route). Les valeurs en gras représentent les résultats significatifs. Cette annexe réfère à la figure 7 du texte principal.

Habitat	Richesse fonctionnelle		Régularité fonctionnelle		Dispersion fonctionnelle	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Q1	2.760	0.084	0.113	0.894	0.493	0.617
Q2	0.584	0.561	0.434	0.650	3.094	0.053
Q3	10.166	<0.001	4.513	0.015	0.672	0.515
Q4	1.058	0.354	1.917	0.156	0.735	0.484

ANNEXE F
VALEURS DE F ET DE p POUR LES COMPARAISONS MULTIPLES
DES CWM DES TRAITS SIMPLES DES COMMUNAUTÉS
VÉGÉTALES PAR TYPE DE SITE

Tableau F1 Valeurs de F et de p pour les tests de comparaisons multiples des CWM pour les traits simples entre les types de milieux (bassins de rétention, milieux humides près de la route, milieux humides loin de la route). Les valeurs en gras représentent les résultats significatifs. Cette annexe réfère à la figure 8 du texte principal.

Habitat	Obligées des milieux humides		Facultatives des milieux humides		Exotiques		Envahissantes		Légumineuses		Période de floraison	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Q1	1.590	0.214	1.590	0.214	1.031	0.364	1.031	0.364	0.502	0.609	0.292	0.748
Q2	8.810	<0.001	6.786	0.002	0.699	0.501	2.362	0.103	0.857	0.430	0.150	0.861
Q3	8.440	0.001	2.507	0.090	19.429	<0.001	6.722	0.002	6.682	0.002	3.671	0.032
Q4	9.124	<0.001	7.369	0.001	26.962	<0.001	18.299	<0.001	5.707	0.006	2.496	0.091

ANNEXE G
VALEURS DE F ET DE p POUR LES COMPARAISONS MULTIPLES
DES CWM DES TRAITS COMPLEXES ET DE COMPÉTITION DES
COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES PAR TYPE DE SITE

Tableau G1 Valeurs de F et de p pour les tests de comparaisons multiples des CWM pour les traits complexes entre les types de milieu (bassins de rétention, milieux humides près de la route, milieux humides loin de la route). Les valeurs en gras représentent les résultats significatifs. Cette annexe réfère à la figure 9 du texte principal.

Morphologie

	Arbre		Aquatique		Ptéridophytes		Graminée		Herbacée non-graminoïde		Mousse		Arbuste		Vigne	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Q1	NA	NA	1.388	0.259	1.574	0.217	2.261	0.115	1.145	0.327	NA	NA	1.484	0.237	NA	NA
Q2	2.709	0.075	2.014	0.143	0.360	0.699	2.468	0.094	4.473	0.016	NA	NA	3.017	0.057	0.787	0.460
Q3	3.634	0.033	0.531	0.591	0.565	0.571	0.220	0.803	7.779	0.001	NA	NA	3.937	0.025	7.508	0.001
Q4	8.712	<0.001	0.924	0.403	2.545	0.087	0.408	0.667	7.623	0.001	NA	NA	3.556	0.035	13.055	<0.001

Vecteurs de dispersion

	Myrmécochorie		Endozoochorie (oiseaux)		Eau		Explosion		Endozoochorie sauf oiseaux		Non assisté	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Q1	NA	NA	0.097	0.908	2.153	0.127	NA	NA	0.096	0.908	2.342	0.107
Q2	NA	NA	0.261	0.772	8.140	0.001	1.267	0.289	0.029	0.972	2.028	0.141
Q3	1.425	0.249	5.827	0.005	2.724	0.074	1.174	0.316	3.429	0.039	0.723	0.490
Q4	0.502	0.608	2.809	0.069	2.863	0.065	1.172	0.317	0.473	0.626	3.084	0.053
	Anthropochorie		Vent		Exozoochorie							
	F	p	F	p	F	p						
Q1	2.426	0.099	0.942	0.397	1.509	0.231						
Q2	4.755	0.012	0.886	0.418	1.696	0.193						
Q3	9.520	<0.001	2.315	0.108	0.221	0.803						
Q4	24.342	<0.001	1.509	0.230	0.093	0.912						

Vecteurs de pollinisation

	Vent		Insectes		Eau		Auto		Aucune	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Q1	NA	NA	NA	NA	0.311	0.734	NA	NA	1.574	0.217
Q2	2.016	0.143	3.251	0.046	0.622	0.540	1.000	0.374	1.205	0.307
Q3	0.175	0.840	2.315	0.108	1.000	0.374	3.462	0.038	2.324	0.107
Q4	1.106	0.338	4.275	0.019	NA	NA	3.113	0.052	4.897	0.011

Traits de compétition

	Reproduction végétative		Hauteur végétative maximale		Cycle de vie		Tolérance à l'ombre		Surface foliaire spécifique	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Q1	0.459	0.635	1.210	0.307	1.104	0.340	1.219	0.304	1.223	0.303
Q2	0.019	0.981	0.564	0.572	0.028	0.972	2.075	0.135	1.726	0.187
Q3	7.624	0.001	4.734	0.013	5.106	0.009	14.504	<0.001	0.916	0.406
Q4	9.533	<0.001	14.960	<0.001	3.303	0.044	32.915	<0.001	0.330	0.720

ANNEXE H
MESURES D'HYDROPÉRIODE DE LA SAISON 2019

Tableau H1 Différences de niveau d'eau et moyennes de variation du niveau d'eau des sites lors de la saison 2019. La différence du niveau d'eau (cm) correspond à la différence entre la dernière mesure et la première mesure du niveau d'eau de la saison. Une valeur positive de ces deux variables indique qu'il y a eu une hausse du niveau d'eau, c'est-à-dire que celui-ci était plus élevé à la fin de la saison. Une valeur négative signifie une baisse du niveau d'eau.

Identifiant du site	Région	Type de site	Différence de niveau (cm)	Moyenne de variation du niveau d'eau (cm)
4	Bas-Saint-Laurent	Milieu humide près de la route	-5.29	-0.131
22	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-2.02	1.078
23	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	6.46	0.361
27	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-7	-0.085
30	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-5.52	-0.135
37	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-10.49	-0.338
48	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-15.27	-0.255
49	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	0.81	0.037
50	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-1.35	-0.123
51	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-6.82	-0.325
53	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-1.2	0.018
54	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-5.07	-0.064
55	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-14.96	-0.227
56	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-5.87	-0.191
57	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	13.13	-0.202
58	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-9.05	-0.411
59	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	0.95	0.04
61	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-24.71	-0.305
62	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-12.16	-0.203
70	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-1.74	-0.064
75	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-6.71	-0.18
79	Capitale-Nationale	Milieu humide loin de la route	-30.14	-0.339
85	Chaudière-Appalaches	Milieu humide loin de la route	-3.03	1.97
94	Chaudière-Appalaches	Milieu humide près de la route	-31.74	-0.488
102	Chaudière-Appalaches	Milieu humide près de la route	-8.78	-0.128
109	Chaudière-Appalaches	Milieu humide près de la route	2.18	0.05
111	Chaudière-Appalaches	Milieu humide loin de la route	-7.32	-0.431
114	Chaudière-Appalaches	Milieu humide loin de la route	-31.53	-0.717
120	Bas-Saint-Laurent	Milieu humide loin de la route	-6.2	-0.078
123	Bas-Saint-Laurent	Milieu humide loin de la route	13.59	0.485
125	Bas-Saint-Laurent	Milieu humide loin de la route	-1.92	-0.365
127	Bas-Saint-Laurent	Milieu humide près de la route	-0.47	0.055

128	Bas-Saint-Laurent	Milieu humide près de la route	5.03	-0.016
130	Bas-Saint-Laurent	Milieu humide près de la route	-30.26	-1.375
132	Bas-Saint-Laurent	Milieu humide loin de la route	-2.64	-0.042
141	Chaudière-Appalaches	Milieu humide près de la route	-4.59	-0.004
144	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-11.62	-0.077
145	Capitale-Nationale	Milieu humide près de la route	-3.67	-0.045
213	Bas-Saint-Laurent	Bassins non-enclavés	-6.23	-0.208
215	Bas-Saint-Laurent	Bassins non-enclavés	-34.62	-1.385
216	Bas-Saint-Laurent	Bassins enclavés	-2.21	-0.026
217	Bas-Saint-Laurent	Bassins enclavés	-2.8	-0.108
224	Chaudière-Appalaches	Bassins enclavés	0.24	-0.245
230	Chaudière-Appalaches	Bassins enclavés	-1.52	-0.028
232	Chaudière-Appalaches	Bassins non-enclavés	-0.53	-0.008
238	Chaudière-Appalaches	Bassins non-enclavés	6.46	0.108
103971	Capitale-Nationale	Bassins non-enclavés	-4.41	-0.053
103991	Capitale-Nationale	Bassins enclavés	-39	-1
104001	Capitale-Nationale	Bassins non-enclavés	-14.49	-2.898
104958	Capitale-Nationale	Bassins enclavés	-1.72	-0.02
104963	Capitale-Nationale	Bassins enclavés	-2.24	-0.028
104978	Capitale-Nationale	Bassins non-enclavés	-4.44	-0.148
104994	Capitale-Nationale	Bassins enclavés	-2.68	-0.084
105023	Capitale-Nationale	Bassins enclavés	-9.7	-0.455
105079	Capitale-Nationale	Bassins enclavés	-15.19	-0.49
105198	Capitale-Nationale	Bassins non-enclavés	-1.83	-0.025
105710	Capitale-Nationale	Bassins non-enclavés	-61.96	-0.885
105711	Capitale-Nationale	Bassins non-enclavés	-3.83	-0.047

ANNEXE I
ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES - VÉGÉTATION

Tableau I1 Résultats de l'analyse en composantes principales (ACP) sur les groupes de végétaux relevés dans les 60 sites lors du premier volet. Les valeurs représentent le coefficient de chaque variable associée aux axes. Une association est considérée forte lorsqu'un coefficient est > 0,5. Les codes ".Q1" et ".Q2" correspondent aux groupes de végétation des quadrats 1 (Q1) et 2 (Q2). Dans cette ACP, seuls les deux premiers axes (Comp.1 et Comp.2) étaient importants selon la distribution du bâton brisé. Seuls 13 axes sont présentés car les groupes qui n'étaient pas présents dans les deux premiers quadrats (0%) ont été exclus de l'ACP.

Groupes	Comp.1	Comp.2	Comp.3	Comp.4	Comp.5	Comp.6	Comp.7	Comp.8	Comp.9	Comp.10	Comp.11	Comp.12	Comp.13
Herbacées.Q1	-	0.128	-	-	0.122	-	-	0.186	-	0.320	0.740	0.495	0.157
Graminées.Q1	0.193	0.275	-0.228	-0.453	0.249	0.256	-	0.410	-0.434	-0.366	-	-	-
Cyperacées.Q1	-	-	-	-	-	-	-	0.166	-	0.314	0.379	-0.697	-0.481
Pteridophytes.Q1	-	0.794	-	-	0.229	-0.147	-	-	0.168	0.361	-0.353	-	-
Aquatiques.Q1	-0.583	0.121	-	-0.596	-0.477	-0.178	-	-	-	0.111	-	-	-
Arbustes.Q2	0.206	-	0.239	-	-0.156	-0.157	-0.847	0.151	-0.206	0.126	-	0.154	-0.155
Herbaceous.Q2	-	-	-	-	-	-	-0.167	0.167	-	0.138	-	-0.446	0.844
Graminées.Q2	0.171	-0.106	-0.787	-0.226	-0.198	0.193	-0.221	-0.174	0.289	0.216	-	-	-
Cypéracées .Q2	-	-	-	0.120	-0.302	0.127	-	0.651	0.584	-0.267	-0.112	0.108	-
Bryophytes.Q2	-	0.423	-	0.140	-0.185	-0.205	-0.203	-0.361	0.158	-0.589	0.400	-0.120	-
Pteridophytes.Q2	-	0.206	-0.147	0.466	-0.590	0.277	0.146	-	-0.500	0.105	-	-	-
Aquatiques.Q2	-0.735	-	-0.216	0.293	0.318	0.269	-0.345	0.136	-	-	-	-	-
Joncacées.Q2	-	-0.158	-0.419	0.184	-	-0.780	0.103	0.331	-0.181	-	-	-	-

ANNEXE J
ESTIMATION DE LA PROBABILITÉ DE PRÉSENCE DE POISSONS

Tableau J1 Classement des modèles d'occupation pouvant expliquer la présence de poissons dans les 60 sites à l'étude en fonction du poids d'Akaike. AIC_c : critère d'information d'Akaike, Wt : poids d'Akaike des modèles, K : nombre de paramètres estimés, LL : Log-likelihood.

Modèles	K	AIC_c	Wt	LL
$\psi(\text{Type}) \rho(\text{EauTemp} + \text{Turb})$	6	91.64	0.22	-39,03
$\psi(\text{Type}) \rho(\text{Effort})$	5	91.80	0.20	-40,35
$\psi(\text{AQUA300}) \rho(\text{Effort})$	4	93.62	0.8	-42,45
$\psi(\text{AQUA300}) \rho(\text{Type})$	5	93.75	0.8	-41,32
$\psi(\text{AQUA1000}) \rho(\text{Effort})$	4	94.21	0.6	-42,74

ANNEXE K
RÉSUMÉ DES DÉTECTIONS ET DATE DE REPRODUCTION DES
ESPÈCES D'AMPHIBIENS

Tableau K1 Proportion des sites avec au moins une détection pour les différentes espèces échantillonnées dans les 60 sites à l'étude en 2019 et en 2020.

Espèces	Période de reproduction	Proportion des sites avec détection de masses d'œufs 2019	Proportion des sites avec détection de mâles chanteurs 2019	Proportion des sites avec détection de mâles chanteurs 2020
Grenouille des bois	Avril -mai	0.48	0.1	0.02
Grenouille verte	Juin - août		0.73	0.5
Ouaouaron	Juin - août		0.05	0.05
Grenouille du nord	Juin - août		0.13	0.15
Rainette crucifère	mi-avril - juin		0.33	0.02
Crapaud d'Amérique	Mai - juin	0.11	0.02	0
Salamandres maculées	Avril -mai	0.29		
Salamandres à points bleus	Avril -mai	0.29		

Tableau K2 Proportion des sites dans lesquels toutes les espèces d'amphibiens détectées pendant l'étude ont été observées, en 2019 et 2020. Les proportions sont sur un total de 20, puisqu'il y a 20 sites par types (bassins de rétention, milieux humides près des routes, milieux humides loin des routes). Les espèces incluses dans les analyses sont soulignées dans le tableau. Les tirets indiquent qu'il n'y a pas eu d'inventaire pour l'espèce ou le stade.

Stade de développement	Espèces	2019			2020		
		Bassins de rétention	Milieux humides près des routes	Milieux humides loin des routes	Bassins de rétention	Milieux humides près des routes	Milieux humides loin des routes
Masses d'œufs	Salamandre maculée	0.1	0.35	0.45	-	-	-
	Salamandre à points bleus	0	0.15	0.15	-	-	-
	Grenouille des bois	0.15	0.55	0.75	-	-	-
	Crapaud d'Amérique	0.2	0.1	0	-	-	-
Têtards	Têtards	0.65	0.55	0.7	0.55	0.5	0.6
Adultes	Grenouille des bois	0	0.2	0.1	0	0	0
	Grenouille verte	0.95	0.65	0.6	0.55	0.5	0.5
	Ouaouaron	0.05	0.05	0.05	0	0.1	0.05
	Grenouille du nord	0	0.15	0.3	0.15	0.15	0.25
	Rainette crucifère	0.2	0.4	0.45	-	-	-
	Crapaud d'Amérique	0	0.1	0	0	0	0

ANNEXE L
SÉLECTION DE MODÈLES D'ABONDANCE ET D'OCCUPATION
D'AMPHIBIENS - ANALYSES PRINCIPALES

Tableau L1 Sélection de modèles pour l'abondance (λ) des masses d'œufs de salamandres fousseuses inventoriées dans les 60 sites d'étude en 2019.

Modèle	K	AIC _c	Δ	Wt	LL
$\lambda(\text{Conductivité} + \text{Hydro})p(\text{Effort})$	6	499,53	0,00	1,00	-242,96
$\lambda(\text{PCA1} + \text{PCA2})p(\text{Effort})$	6	513,60	14,07	0,00	-249,99
$\lambda(\text{PCA1} + \text{PCA2})p(\text{Fonte})$	6	532,22	32,69	0,00	-259,30
$\lambda(\text{Conductivité} + \text{Hydro})p(\text{Fonte})$	6	532,28	32,75	0,00	-259,33
$\lambda(\text{Area} + \text{Poisson})p(\text{Effort})$	6	611,02	111,49	0,00	-298,70
$\lambda(\text{Area} + \text{Poisson})p(\text{Fonte})$	6	625,20	125,67	0,00	-305,79
$\lambda(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000})p(\text{Fonte})$	6	643,05	143,52	0,00	-314,72
$\lambda(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000})p(\text{Effort})$	6	665,94	166,41	0,00	-326,16
$\lambda(\text{Type})p(\text{Fonte})$	6	728,89	229,36	0,00	-357,64
$\lambda(\text{Type})p(\text{Effort})$	6	740,61	241,08	0,00	-363,50
$\lambda(\text{AQUA300} + \text{PERT300})p(\text{Fonte})$	6	813,32	313,79	0,00	-399,85
$\lambda(\text{AQUA300} + \text{PERT300})p(\text{Effort})$	6	817,90	318,37	0,00	-402,14
$\lambda(\cdot)p(\cdot)$	3	899,00	399,47	0,00	-446,28

K : Nombre de paramètres ; AIC_c : Critère d'information d'Akaike; Δ : Delta AIC entre le modèle le mieux classé et un modèle donné ; Wt : Poids d'Akaike ; LL : Loglikelihood

Tableau L2 Sélection de modèles pour l'occupation (ψ) des masses d'œufs de grenouille des bois inventoriées dans les 60 sites d'étude en 2019.

Modèle	K	AIC _c	Δ	Wt	LL
$\psi(\text{AQUA1000} + \text{PERT 1000})p(\text{Fonte})$	5	93,85	0,00	1,00	0,53
$\psi(\text{Type})p(\text{Fonte})$	5	96,38	2,53	0,28	0,15
$\psi(\text{AQUA300} + \text{PERT 300})p(\text{Fonte})$	5	97,26	3,41	0,18	0,10
$\psi(\text{Type})p(\text{Effort})$	5	97,50	3,65	0,16	0,09
$\psi(\text{Area} + \text{Poisson})p(\text{Fonte})$	5	97,65	3,80	0,15	0,08
$\psi(\text{AQUA1000} + \text{PERT 1000})p(\text{Effort})$	5	99,21	5,36	0,07	0,04
$\psi(\text{Conductivité} + \text{Hydro})p(\text{Fonte})$	5	102,50	8,65	0,01	0,01
$\psi(\text{PCA1} + \text{PCA2})p(\text{Fonte})$	5	103,34	9,49	0,01	0,00
$\psi(\text{AQUA300} + \text{PERT 300})p(\text{Effort})$	5	104,37	10,52	0,01	0,00
$\psi(\text{Area} + \text{Poisson})p(\text{Effort})$	5	108,73	14,88	0,00	0,00
$\psi(\text{Conductivité} + \text{Hydro})p(\text{Effort})$	2	110,77	16,92	0,00	0,00
$\psi(\cdot)p(\cdot)$	5	111,96	18,11	0,00	0,00
$\psi(\text{PCA1} + \text{PCA2})p(\text{Effort})$	5	112,29	18,43	0,00	0,00

K : Nombre de paramètres ; AIC_c : Critère d'information d'Akaike; Δ : Delta AIC entre le modèle le mieux classé et un modèle donné ; Wt : Poids d'Akaike ; LL : Log-likelihood

Tableau L3 Sélection de modèles pour les multiples états d'occupation des têtards inventoriés dans les 60 sites d'étude en 2019 et 2020. Les différents états d'occupation sont absence de l'espèce (Ψ_0), présence de 1 à 30 têtards (Ψ_1), ou présence de plus de 30 têtards (Ψ_2). Les variables explicatives étaient spécifiées sur la de détection de tous les états (p_{11} , p_{12} , p_{22}). Le symbole p de la colonne « Modèles » inclus donc toutes ces composants de la détection.

Modèle	K	AIC _c	Δ	Wt	LL
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000} + \text{Année})p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	416,44	0	0,27	-192,18
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000} + \text{Année})p(\text{Effort} + \text{Année})$	14	417,70	1,26	0,14	-192,81
$\Psi_1(.)\Psi_2(.)p(\text{Année})$	8	419,02	2,58	0,07	-200,85
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{PCA1} + \text{PCA2} + \text{Année})p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	419,15	2,71	0,07	-193,54
$\Psi_1(\text{Aire} + \text{Poisson} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	419,54	3,10	0,06	-193,73
$\Psi_1(\text{PCA1} + \text{PCA2} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	420,01	3,56	0,05	-193,96
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{PCA1} + \text{PCA2} + \text{Année})p(\text{Effort} + \text{Année})$	14	420,30	3,85	0,04	-194,11
$\Psi_1(.)\Psi_2(.)p(.)$	7	420,79	4,35	0,03	-202,88
$\Psi_1(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Effort} + \text{Année})$	14	421,25	4,81	0,02	-194,59
$\Psi_1(\text{Aire} + \text{Poisson} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Effort} + \text{Année})$	14	421,29	4,85	0,02	-194,61
$\Psi_1(\text{Conductivité} + \text{Hydro} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	421,44	5,00	0,02	-194,68
$\Psi_1(\text{AQUA300} + \text{PERT300} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	421,65	5,21	0,02	-194,79
$\Psi_1(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	421,76	5,31	0,02	-194,84
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{Aire} + \text{Poisson} + \text{Année})p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	421,77	5,32	0,02	-194,84
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000} + \text{Année})p(\text{Turb} + \text{Année})$	14	422,01	5,57	0,02	-194,97
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{AQUA300} + \text{PERT300} + \text{Année})p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	422,59	6,15	0,01	-195,26
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{Conductivité} + \text{Hydro} + \text{Année})p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	422,60	6,16	0,01	-195,26
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{Type} + \text{Année})p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	422,60	6,16	0,01	-195,26
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{PCA1} + \text{PCA2} + \text{Année})p(\text{Turb} + \text{Année})$	14	423,05	6,60	0,01	-195,48
$\Psi_1(\text{Conductivité} + \text{Hydro} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Effort} + \text{Année})$	14	423,28	6,84	0,01	-195,60
$\Psi_1(\text{Type} + \text{Année})\Psi_2(.)p(\text{Fonte} + \text{Année})$	14	423,34	6,90	0,01	-195,63

Ψ_1 (AQUA1000 + PERT1000 + Année) Ψ_2 (.) ρ (Turb + Année)	14	423,43	6,99	0,01	-195,68
Ψ_1 (Aire + Poisson + Année) Ψ_2 (.) ρ (Turb + Année)	14	423,67	7,22	0,01	-195,79
Ψ_1 (AQUA300 + PERT300 + Année) Ψ_2 (.) ρ (Effort + Année)	14	424,04	7,60	0,01	-195,98
Ψ_1 (.) Ψ_2 (Aire + Poisson + Année) ρ (Effort + Année)	14	424,49	8,04	0,00	-196,20
Ψ_1 (.) Ψ_2 (AQUA1000 + PERT1000 + Année) ρ (EauTemp + Année)	14	424,86	8,42	0,00	-196,39
Ψ_1 (Conductivité + Hydro + Année) Ψ_2 (.) ρ (Turb + Année)	14	425,07	8,62	0,00	-196,49
Ψ_1 (PCA1 + PCA2 + Année) Ψ_2 (.) ρ (Effort + Année)	14	425,19	8,74	0,00	-196,55
Ψ_1 (AQUA1000 + PERT1000 + Année) Ψ_2 (.) ρ (EauTemp + Année)	14	425,21	8,77	0,00	-196,57
Ψ_1 (.) Ψ_2 (Conductivité + Hydro + Année) ρ (Effort + Année)	14	425,29	8,85	0,00	-196,61
Ψ_1 (.) Ψ_2 (Type + Année) ρ (Effort + Année)	14	425,38	8,93	0,00	-196,65
Ψ_1 (.) Ψ_2 (AQUA300 + PERT300 + Année) ρ (Effort + Année)	14	425,38	8,94	0,00	-196,65
Ψ_1 (AQUA300 + PERT300 + Année) Ψ_2 (.) ρ (Turb + Année)	14	425,77	9,33	0,00	-196,85
Ψ_1 (.) Ψ_2 (PCA1 + PCA2 + Année) ρ (EauTemp + Année)	14	425,85	9,41	0,00	-196,89
Ψ_1 (Type + Année) Ψ_2 (.) ρ (Effort + Année)	14	425,95	9,51	0,00	-196,94
Ψ_1 (Aire + Poisson + Année) Ψ_2 (.) ρ (EauTemp + Année)	14	426,75	10,31	0,00	-197,34
Ψ_1 (.) Ψ_2 (Aire + Poisson + Année) ρ (Turb + Année)	14	427,02	10,58	0,00	-197,47
Ψ_1 (.) Ψ_2 (Conductivité + Hydro + Année) ρ (Turb + Année)	14	427,90	11,46	0	-197,91
Ψ_1 (.) Ψ_2 (AQUA300 + PERT300 + Année) ρ (Turb + Année)	14	427,96	11,51	0	-197,94
Ψ_1 (Conductivité + Hydro + Année) Ψ_2 (.) ρ (EauTemp + Année)	14	427,99	11,55	0	-197,96
Ψ_1 (.) Ψ_2 (Type + Année) ρ (Turb + Année)	14	428,03	11,59	0	-197,98
Ψ_1 (Type + Année) Ψ_2 (.) ρ (Turb + Année)	14	428,26	11,82	0	-198,09
Ψ_1 (PCA1 + PCA2 + Année) Ψ_2 (.) ρ (Turb + Année)	14	428,39	11,95	0	-198,16
Ψ_1 (AQUA300 + PERT300 + Année) Ψ_2 (.) ρ (EauTemp + Année)	14	428,72	12,28	0	-198,32
Ψ_1 (.) Ψ_2 (Aire + Poisson + Année) ρ (EauTemp + Année)	14	429,95	13,51	0	-198,94
Ψ_1 (.) Ψ_2 (Conductivité + Hydro + Année) ρ (EauTemp + Année)	14	430,75	14,31	0	-199,34

$\Psi_1(.)\Psi_2$ (AQUA300 + PERT300 + Année) ρ (EauTemp + Année)	14	430,82	14,38	0	-199,37
$\Psi_1(.)\Psi_2$ (Type + Année) ρ (EauTemp + Année)	14	430,85	14,41	0	-199,39
Ψ_1 (PCA1 + PCA2 + Année) Ψ_2 (.) ρ (EauTemp + Année)	14	430,88	14,44	0	-199,40
Ψ_1 (Type + Année) Ψ_2 (.) ρ (EauTemp + Année)	14	431,27	14,83	0	-199,59

K : Nombre de paramètres ; AIC_c : Critère d'information d'Akaike; Δ : Delta AIC entre le modèle le mieux classé et un modèle donné ; Wt : Poids d'Akaike ; LL : Log-likelihood

Tableau L4 Sélection de modèles pour l'occupation (ψ) des mâles de grenouille verte inventoriés dans les 60 sites d'étude en 2019 et 2020. La sélection de modèle a été ajustée avec la valeur du \hat{c} (3.39).

Modèle	K	QAIC _c	Δ	Wt	LL
Ψ (Conductivité + Hydro + Année) ρ (Fonte + Année)	8	417.27	0.00	0.26	-201.13
Ψ (PCA1 + PCA2 + Année) ρ (Fonte + Année)	8	417.58	0.30	0.23	-201.28
Ψ (AQUA1000 + PERT1000 + Année) ρ (Fonte + Année)	8	417.95	0.68	0.19	-201.47
Ψ (Type + Année) ρ (Fonte + Année)	8	418.77	1.50	0.12	-201.88
Ψ (AQUA300 + PERT300 + Année) ρ (Fonte + Année)	8	419.56	2.29	0.08	-202.27
Ψ (Aire + Poisson + Année) ρ (Fonte + Année)	8	421.83	4.56	0.03	-203.41
Ψ (PCA1 + PCA2 + Année) ρ (AirTemp + Vent + Année)	9	422.60	5.33	0.02	-202.64
Ψ (Conductivité + Hydro + Année) ρ (AirTemp + Vent + Année)	9	423.24	5.97	0.01	-202.96
Ψ (AQUA1000+ PERT1000 + Année) ρ (AirTemp + Vent + Année)	9	424.06	6.79	0.01	-203.37
Ψ (Conductivité + Hydro + Année) ρ (Traffic + Année)	8	424.51	7.23	0.01	-204.74
Ψ (PCA1 + PCA2 + Année) ρ (Traffic + Année)	8	424.70	7.43	0.01	-204.84
Ψ (Type + Année) ρ (AirTemp + Vent + Année)	9	424.98	7.71	0.01	-203.83
Ψ (AQUA1000 + PERT1000 + Année) ρ (Traffic + Année)	8	425.34	8.07	0.00	-205.16
Ψ (AQUA300 + PERT300 + Année) ρ (AirTemp + Vent + Année)	9	425.59	8.32	0.00	-204.14
Ψ (Type + Année) ρ (Traffic + Année)	8	426.13	8.86	0.00	-205.56
Ψ (Conductivité + Hydro + Année) ρ (Moment + Année)	8	426.59	9.31	0.00	-205.78
Ψ (PCA1 + PCA2 + Année) ρ (Moment + Année)	8	426.78	9.51	0.00	-205.88
Ψ (AQUA300 + PERT300 + Année) ρ (Traffic + Année)	8	426.88	9.61	0.00	-205.93

$\Psi(\text{Aire} + \text{Poisson} + \text{Année})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent} + \text{Année})$	9	427.07	9.80	0.00	-204.87
$\Psi(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000} + \text{Année})\rho(\text{Moment} + \text{Année})$	8	427.28	10.01	0.00	-206.13
$\Psi(\text{Type} + \text{Année})\rho(\text{Moment} + \text{Année})$	8	428.14	10.87	0.00	-206.56
$\Psi(\text{AQUA300} + \text{PERT300} + \text{Année})\rho(\text{Moment} + \text{Année})$	8	428.84	11.57	0.00	-206.91
$\Psi(\text{Aire} + \text{Poisson} + \text{Année})\rho(\text{Trafic} + \text{Année})$	8	428.88	11.60	0.00	-206.93
$\Psi(\text{Année})\rho(.)$	4	429.71	12.44	0.00	-211.75
$\Psi(\text{Aire} + \text{Poisson} + \text{Année})\rho(\text{Moment} + \text{Année})$	8	430.97	13.70	0.00	-207.98
$\Psi(.)\rho(\text{Année})$	4	436.28	19.01	0.00	-215.04

K : Nombre de paramètres ; AIC_c : Critère d'information d'Akaike ; Δ : Delta AIC entre le modèle le mieux classé et un modèle donné ; Wt : Poids d'Akaike ; LL : Log-likelihood

Tableau L5 Sélection de modèles pour l'occupation des mâles de rainette crucifère inventoriés dans les 60 sites d'étude en 2019. La sélection de modèle a été ajustée avec la valeur du \hat{c} (1.55).

Modèle	K	QAIC _c	Δ	Wt	LL
$\Psi(\text{AQUA300} + \text{PERT300})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent})$	7	180,29	0	0,37	-83,35
$\Psi(\text{AQUA300} + \text{PERT300})\rho(\text{Fonte})$	6	181,50	1,21	0,20	-85,19
$\Psi(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent})$	7	182,76	2,47	0,11	-84,59
$\Psi(\text{Aire} + \text{Poisson})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent})$	7	183,91	3,62	0,06	-85,16
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent})$	7	183,92	3,63	0,06	-85,17
$\Psi(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000})\rho(\text{Fonte})$	6	184,19	3,90	0,05	-86,54
$\Psi(\text{Aire} + \text{Poisson})\rho(\text{Fonte})$	6	185,65	5,36	0,03	-87,27
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Fonte})$	6	185,71	5,42	0,02	-87,30
$\Psi(\text{PCA1} + \text{PCA2})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent})$	6	186,17	5,88	0,02	-86,29
$\Psi(\text{Conductivité} + \text{Hydro})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent})$	7	186,18	5,89	0,02	-86,30
$\Psi(\text{AQUA300} + \text{PERT300})\rho(\text{Trafic})$	6	186,64	6,35	0,02	-87,77
$\Psi(\text{PCA1} + \text{PCA2})\rho(\text{Fonte})$	6	186,98	6,69	0,01	-87,93
$\Psi(\text{Conductivité} + \text{Hydro})\rho(\text{Fonte})$	6	187,06	6,77	0,01	-87,97
$\Psi(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000})\rho(\text{Trafic})$	7	189,10	8,81	0,00	-88,99
$\Psi(\text{PCA1} + \text{PCA2})\rho(\text{Trafic})$	6	189,18	8,89	0,00	-89,03
$\Psi(\text{AQUA300} + \text{PERT300})\rho(\text{Moment})$	6	189,66	9,37	0,00	-88,04
$\Psi(\text{Aire} + \text{Poisson})\rho(\text{Trafic})$	6	189,82	9,53	0,00	-89,36
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Trafic})$	6	190,96	10,67	0,00	-89,92
$\Psi(\text{Conductivité} + \text{Hydro})\rho(\text{Trafic})$	6	191,39	11,10	0,00	-90,14
$\Psi(.)\rho(.)$	3	192,68	12,39	0,00	-94,24
$\Psi(\text{AQUA1000} + \text{PERT1000})\rho(\text{Moment})$	6	192,80	12,51	0,00	-89,61

$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Moment})$	6	194,50	14,21	0,00	-90,46
$\Psi(\text{Aire} + \text{Poisson})\rho(\text{Moment})$	6	195,00	14,71	0,00	-90,71
$\Psi(\text{PCA1} + \text{PCA2})\rho(\text{Moment})$	6	196,11	15,82	0,00	-91,26
$\Psi(\text{Conductivité} + \text{Hydro})\rho(\text{Moment})$	6	196,62	16,33	0,00	-91,52

K : Nombre de paramètres ; AIC_c : Critère d'information d'Akaike; Δ : Delta AIC entre le modèle le mieux classé et un modèle donné ; Wt : Poids d'Akaike ; LL : Log-likelihood.

ANNEXE M
RÉSULTATS DES INFÉRENCES MULTIMODÈLES D'ABONDANCE
ET D'OCCUPATION D'AMPHIBIENS - ANALYSES PRINCIPALES

Tableau M1 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation de l'abondance et d'occupation des masses d'œufs de salamandres fousseuses et de grenouilles des bois, respectivement.

Occupation / abondance					
Espèce	Variable	Estimation β	Erreur-type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Grenouille des bois	AQUA300	0.02	0.13	-0.23	0.27
	AQUA1000	-0.08	0.28	-0.64	0.48
	PERT300	-0.08	0.26	-0.59	0.43
	PERT1000	-0.69	0.71	-2.09	0.71
	Aire	-0.04	0.17	-0.38	0.3
	Poisson	-0.09	0.37	-0.81	0.63
	Conductivité	0	0.03	-0.07	0.06
	Hydro	0	0.1	-0.19	0.2
	Type (près)	0.42	0.86	-1.27	2.1
	Type (loin)	0.6	1.6	-1.68	2.87
	PCA1	0	0.01	-0.02	0.02
	PCA2	0	0.02	-0.04	0.04
Salamandres fousseuses	AQUA300	0	0	0	0
	AQUA1000	0	0	0	0
	PERT300	0	0	0	0
	PERT1000	0	0	0	0
	Aire	0	0	0	0
	Poisson	0	0	0	0
	Conductivité	-2.58	0.34	-3.24	-1.91
	Hydro	-1.88	0.16	-2.19	-1.58
	Type (près)	0	0	0	0
	Type (loin)	0	0	0	0
	PCA1	0	0.01	-0.02	0.02
	PCA2	0	0.02	-0.04	0.04
Détection					
Grenouille des bois	Effort	0.31	0.97	-1.59	2.21
	Snow	-2.66	1.26	-5.12	-0.19
	Effort	0.49	0.09	0.3	0.68

Salamandres fouisseuses	Snow	0	0	0	0
----------------------------	------	---	---	---	---

Tableau M2 Résultats de l'inférence multimodèle pour les multiples états d'occupation des têtards. Les différents états d'occupation sont absence de l'espèce (Ψ_0), présence de 1 à 30 têtards (Ψ_1), ou présence de plus de 30 têtards (Ψ_2).

Occupation					
Variable	État d'occupation	Estimation β	Erreur-type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
AQUA300	Ψ_1	0	0.05	-0.1	-0.1
	Ψ_2	0	0.03	-0.07	0.06
AQUA1000	Ψ_1	0	0.07	-0.13	0.14
	Ψ_2	-0.17	0.27	-0.69	0.35
PERT300	Ψ_1	-0.01	0.09	-0.18	0.16
	Ψ_2	0	0.03	-0.06	0.05
PERT1000	Ψ_1	-0.04	0.22	-0.47	0.38
	Ψ_2	-0.16	0.26	-0.66	0.35
Aire	Ψ_1	0.02	0.11	-0.2	0.24
	Ψ_2	0	0.03	-0.07	0.07
Poisson	Ψ_1	-0.12	0.44	-0.98	0.75
	Ψ_2	0.01	0.11	-0.21	0.24
Conductivité	Ψ_1	-0.01	0.1	-0.2	0.18
	Ψ_2	0	0.03	-0.05	0.06
Hydro	Ψ_1	-0.02	0.19	-0.4	0.36
	Ψ_2	0.01	0.11	-0.22	0.23
PCA1	Ψ_1	0	0.03	-0.06	0.07
	Ψ_2	-0.01	0.05	-0.1	0.09
PCA2	Ψ_1	0.02	0.13	-0.23	0.27
	Ψ_2	-0.1	0.24	-0.57	0.37
Année	Ψ_1	-0.09	0.35	-0.79	0.6
	Ψ_2	0.17	0.37	-0.56	0.89
Type (près)	Ψ_1	0	0.07	-0.14	0.14
	Ψ_2	-0.01	0.08	-0.16	0.14
Type (loin)	Ψ_1	0	0.07	-0.14	0.14
	Ψ_2	0	0.06	-0.12	0.12
Détection					

Fonte	p 11	-0.99	0.88	-2.71	0.72
	p 12	0.13	0.54	-0.92	1.18
	p 22	0.17	0.36	-0.88	0.54
Effort	p 11	0.12	0.29	-0.44	0.69
	p 12	-0.23	0.58	-1.37	0.09
	p 22	-0.09	0.3	-0.67	0.49
Turb	p 11	-0.04	0.18	-0.4	0.32
	p 12	0.03	0.34	-0.64	0.7
	p 22	0.02	0.33	-0.62	0.66
EauTemp	p 11	0	0.07	-0.13	0.13
	p 12	0	0.07	-0.14	0.13
	p 22	0.01	0.07	-0.14	0.12
Année	p 11	-2.65	1.58	-5.75	0.46
	p 12	-1.82	1.45	-4.67	1.03
	p 22	-1.04	1.05	-3.1	1.03

Tableau M3 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation de l'occupation des mâles de grenouilles vertes et de rainettes crucifères. Les inférences multimodèle ont été ajustées avec la valeur du $\hat{c} = 3.39$ pour la grenouille verte et $\hat{c} = 1.55$ pour la rainette crucifère.

Occupation					
Espèce	Variable	Estimation β	Erreur-type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Grenouille verte	AQUA300	-0.03	0.16	-0.35	0.28
	AQUA1000	-0.04	0.17	-0.36	0.29
	PERT300	-0.02	0.14	-0.3	0.25
	PERT1000	0.03	0.17	-0.3	0.36
	Aire	-0.01	0.1	-0.2	0.19
	Poisson	0.04	0.29	-0.53	0.6
	Conductivité	0.06	0.22	-0.38	0.5
	Hydro	-0.15	0.71	-1.54	1.23
	PCA1	-0.03	0.11	-0.26	0.19
	PCA2	0	0.09	-0.17	0.17
	Type (près)	-0.09	0.41	-0.89	-0.71
	Type (loin)	-0.09	0.41	-0.89	-0.71
	AQUA300	0.19	0.35	-0.5	0.88

Rainette crucifère	AQUA1000	0.05	0.29	-0.33	0.43
	PERT300	-0.27	-0.45	-1.15	0.61
	PERT1000	-0.11	0.33	-0.76	0.53
	Aire	-0.05	0.21	-0.46	0.35
	Poisson	0.12	0.49	-0.84	1.08
	Conductivité	0.02	0.12	-0.22	-0.26
	Hydro	0.034	0.4	-0.74	0.62
	PCA1	-0.01	0.06	-0.13	0.11
	PCA2	0.04	0.3	-0.54	0.63
	Type (près)	0.13	0.48	-0.82	1.07
	Type (loin)	0.15	0.52	-0.87	1.16
	Détection				
Grenouille verte	Fonte	-0.16	0.27	-0.7	0.38
	AirTemp	0.02	0.12	-0.22	0.27
	Vent	-0.07	0.33	-0.71	0.57
	Traffic	-0.02	0.11	-0.24	0.2
	Moment	0	0.08	-0.15	0.15
Rainette crucifère	Fonte	-0.34	0.43	-1.19	0.51
	AirTemp	-0.41	0.54	-1.47	0.64
	Vent	0.13	0.24	-0.35	0.6
	Traffic	-0.13	0.44	-0.98	0.73
	Moment	0	0.05	-0.09	0.1

ANNEXE N
SÉLECTION DE MODÈLES D'ABONDANCE ET D'OCCUPATION
D'AMPHIBIENS – ANALYSES SECONDAIRES

Tableau N1 Sélection de modèles pour l'analyse incluant seulement le type de site sur l'abondance (λ) des masses d'œufs de salamandres fousseuses inventoriées dans les 60 sites d'étude en 2019. La sélection de modèle a été ajustées avec la valeur du \hat{c} (3.43).

Modèle	K	QAIC _c	Δ	Wt	LL
$\lambda(\text{Type})\rho(\text{Fonte})$	7	873.08	0.00	0.64	-429.75
$\lambda(\text{Type})\rho(\text{Effort})$	7	874.21	1.12	0.36	-430.31
$\lambda(\text{Type})\rho(\text{Type})$	8	923.05	49.96	0.00	-455.97
$\lambda(\text{T.})\rho(\cdot)$	4	1158.77	285.68	0.00	-576.17

Tableau N2 Sélection de modèles pour l'analyse incluant seulement le type de site sur l'occupation des masses d'œufs de grenouilles des bois inventoriées dans les 60 sites d'étude en 2019.

Modèle	K	AIC _c	Δ	Wt	LL
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Fonte})$	5	96.38	0.00	0.62	-42.64
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Effort})$	5	97.50	1.12	0.35	-43.20
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Type})$	6	102.45	6.07	0.03	-44.43
$\Psi(\cdot)\rho(\cdot)$	2	110.77	14.39	0.00	-53.28

Tableau N3 Sélection de modèles pour l'analyse incluant seulement le type de site sur les multiples états d'occupation des têtards inventoriés dans les 60 sites d'étude en 2019 et 2020. Les différents états d'occupation sont absence de l'espèce (Ψ_0), présence de 1 à 30 têtards (Ψ_1), ou présence de plus de 30 têtards (Ψ_2).

Modèle	K	AIC _c	Δ	Wt	LL
$\Psi_1(\cdot)\Psi_2(\cdot)\rho(\text{Année})$	8	419.02	0.00	0.45	-200.85
$\Psi_1(\cdot)\Psi_2(\text{Type})\rho(\text{Fonte} + \text{Année})$	13	420.44	1.42	0.22	-195.47
$\Psi_1(\text{Type})\Psi_2(\cdot)\rho(\text{Fonte} + \text{Année})$	13	420.89	1.87	0.18	-195.70
$\Psi_1(\cdot)\Psi_2(\text{Type})\rho(\text{Effort} + \text{Année})$	13	423.17	4.15	0.06	-196.83
$\Psi_1(\text{Type})\Psi_2(\cdot)\rho(\text{Effort} + \text{Année})$	13	423.40	4.38	0.05	-196.95
$\Psi_1(\text{Type})\Psi_2(\cdot)\rho(\text{Turb} + \text{Année})$	13	425.98	6.96	0.01	-198.24
$\Psi_1(\cdot)\Psi_2(\text{Type})\rho(\text{Turb} + \text{Année})$	13	425.99	6.97	0.01	-198.25
$\Psi_1(\cdot)\Psi_2(\text{Type})\rho(\text{EauTemp} + \text{Année})$	13	428.78	9.76	0.00	-199.64
$\Psi_1(\text{Type})\Psi_2(\cdot)\rho(\text{EauTemp} + \text{Année})$	13	428.90	9.88	0.00	-199.70
$\Psi_1(\cdot)\Psi_2(\text{Type})\rho(\text{Type} + \text{Année})$	16	434.88	15.86	0.00	-198.75
$\Psi_1(\text{Type})\Psi_2(\cdot)\rho(\text{Type} + \text{Année})$	16	435.32	16.30	0.00	-198.97

Tableau N4 Sélection de modèles pour l'analyse incluant seulement les 20 bassins de rétention sur les multiples états d'occupation des têtards inventoriés dans les 60 sites d'étude en 2019 et 2020. Les différents états d'occupation sont absence de l'espèce (Ψ_0), présence de 1 à 30 têtards (Ψ_1), ou présence de plus de 30 têtards (Ψ_2).

Modèle	K	AIC _c	Δ	Wt	LL
$\Psi_1(.)\Psi_2(.)\rho(.)$	5	148.03	0.00	0.62	-68.1
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{Plantes})\rho(\text{Fonte})$	9	150.72	2.69	0.16	-63.36
$\Psi_1(\text{Age})\Psi_2(.)\rho(\text{Fonte})$	9	151.94	3.91	0.09	-63.97
$\Psi_1(\text{Plantes})\Psi_2(.)\rho(\text{Fonte})$	9	152.98	4.95	0.05	-64.49
$\Psi_1(\text{Age})\Psi_2(.)\rho(\text{Fonte})$	9	154.23	6.20	0.03	-65.12
$\Psi_1(.)\Psi_2(\text{Enclave})\rho(\text{Fonte})$	9	154.44	6.41	0.03	-65.22
$\Psi_1(\text{Enclave})\Psi_2(.)\rho(\text{Fonte})$	9	155.08	7.05	0.02	-65.54

Tableau N5 Sélection de modèles pour l'analyse incluant seulement le type de site sur l'occupation des grenouilles vertes mâles dans les 60 sites d'étude en 2019 et 2020.

Modèle	K	AIC _c	Δ	Wt	LL
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Moment} + \text{Année})$	7	245.92	0.00	0.50	-115.45
$\Psi(\text{Type})\rho(.)$	3	247.27	1.35	0.25	-120.53
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent} + \text{Année})$	7	248.59	2.67	0.13	-116.79
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Fonte} + \text{Année})$	6	250.28	4.36	0.06	-118.76
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Type} + \text{Année})$	7	250.83	4.91	0.04	-117.90
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Traffic} + \text{Année})$	6	252.78	6.86	0.02	-120.01

Tableau N6 Sélection de modèles pour l'analyse incluant seulement les 20 bassins de rétention sur l'occupation des grenouilles vertes mâles inventoriées dans les 60 sites d'étude en 2019 et 2020. La sélection de modèle a été ajustées avec la valeur du \hat{c} (2.5).

Modèle	K	QAIC _c	Δ	Wt	LL
$\psi(.)\rho(.)$	3	166.05	0.00	0.79	-80.86
$\psi(\text{Enclave})\rho(\text{Fonte})$	6	170.67	4.63	0.08	-79.45
$\psi(\text{Plantes})\rho(\text{Fonte})$	6	170.85	4.80	0.07	-79.54
$\psi(\text{Age})\rho(\text{Fonte})$	6	171.32	5.27	0.06	-79.78

Tableau N7 Sélection de modèles pour l'analyse incluant seulement le type de site sur l'occupation des rainettes crucifères mâles dans les 60 sites d'étude en 2019. La sélection de modèle a été ajustées avec la valeur du \hat{c} (1.52).

Modèle	K	QAIC_c	Δ	Wt	LL
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{AirTemp} + \text{Vent})$	7	183.92	0.00	0.69	-85.17
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Fonte})$	6	185.71	1.79	0.28	-87.30
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Traffic})$	3	190.96	7.04	0.02	-89.92
$\Psi(\cdot)\rho(\cdot)$	6	192.68	8.76	0.01	-94.24
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Fonte})$	7	194.50	10.58	0.00	-90.46
$\Psi(\text{Type})\rho(\text{Type})$	7	197.65	13.73	0.00	-92.03

ANNEXE O
RÉSULTATS DES INFÉRENCES MULTIMODÈLES D'ABONDANCE
ET D'OCCUPATION D'AMPHIBIENS – ANALYSES SECONDAIRES

Tableau O1 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation de l'abondance et l'occupation de masses d'œufs de grenouilles des bois et de salamandres fousseuses dans les différents types de site, respectivement. Pour les salamandres seulement, les inférences multimodèle ont été ajustées avec la valeur du \hat{c} (3.43).

Occupation / abondance					
Espèce	Variable	Estimation β	Erreur-type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Grenouille des bois	Type (près)	1.76	0.87	0.07	3.46
	Type (loin)	2.52	0.93	0.7	4.34
Salamandres fousseuses	Type (près)	3.8	1.5	0.86	6.73
	Type (loin)	4.71	1.5	1.78	7.65
Détection					
Grenouille des bois	Effort	0.83	1.41	-1.93	3.59
	Type (près)	-0.2	5.97	-11.9	11.5
	Type (loin)	-0.16	5.94	-11.8	11.47
	Fonte	-1.75	1.53	-4.74	1.25
Salamandres fousseuses	Effort	0.33	0.38	-0.4	1.07
	Type (près)	0	0.12	-0.24	0.25
	Type (loin)	0.01	0.22	-0.42	0.44
	Fonte	-0.52	0.5	-1.49	0.45

Tableau O2 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation des multiples états d'occupation des têtards dans les différents types de site. Les différents états d'occupation sont absence de l'espèce (Ψ_0), présence de 1 à 30 têtards (Ψ_1), ou présence de plus de 30 têtards (Ψ_2).

Occupation					
Variable	État d'occupation	Estimation β	Erreur-type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Type (près)	Ψ_1	0.03	0.32	-0.6	0.66
	Ψ_2	-0.11	0.32	-0.73	0.51
Type (loin)	Ψ_1	0.06	0.32	-0.57	0.69
	Ψ_2	-0.03	0.27	-0.56	0.5
Détection					
Fonte	p 11	-0.63	0.84	-2.28	1.02
	p 12	0.08	0.43	-0.77	0.93
	p 22	-0.12	0.3	-0.71	0.48
Effort	p 11	0.07	0.23	-0.38	0.52
	p 12	-0.13	0.45	-1.01	0.75
	p 22	-0.05	0.22	-0.48	0.38
Turb	p 11	-0.02	0.13	-0.28	0.24
	p 12	0.02	0.25	-0.47	0.5
	p 22	0.01	0.23	-0.45	0.47
EauTemp	p 11	0	0.05	-0.09	0.09
	p 12	0	0.05	-0.1	0.09
	p 22	0	0.05	-0.09	0.09
Type (près)	p 11	0	0.03	-0.05	0.05
	p 12	0	0.05	-0.01	0.01
	p 22	0	0.02	-0.04	0.04
Type (loin)	p 11	0	0.02	-0.05	0.05
	p 12	0	0.05	-0.09	0.09
	p 22	0	0.02	-0.04	0.04
Year	p 11	-2.17	1.43	-4.98	0.64
	p 12	-1.76	1.35	-4.42	0.89
	p 22	-0.89	1	-2.85	1.07

Tableau O3 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation des multiples états d'occupation de têtards dans les 20 bassins de rétention. Les différents états

d'occupation sont absence de l'espèce (Ψ_0), présence de 1 à 30 têtards (Ψ_1), ou présence de plus de 30 têtards (Ψ_2).

Occupation					
Variable	États d'occupation	Estimation β	Erreur-type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Age	Ψ_1	0.01	0.11	-0.2	0.23
	Ψ_2	0.06	0.23	-0.38	0.5
Plantes	Ψ_1	-0.04	0.2	-0.44	0.36
	Ψ_2	0.13	0.34	-0.54	0.8
Enclave (non)	Ψ_1	0.01	0.13	-0.24	0.26
	Ψ_2	-0.02	0.15	-0.31	0.28
Détection					
Fonte	p 11	0.58	0.88	-1.14	2.31
	p 12	0.34	0.76	-1.15	1.83
	p 22	0.17	0.59	-0.99	1.33

Tableau O4 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation de l'occupation des mâles de grenouilles vertes et de rainettes crucifères dans les différents types de site. Pour la rainette crucifère seulement, les inférences multimodèle ont été ajustées avec la valeur du \hat{c} (1.52).

Occupation					
Espèce	Variable	Estimation β	Erreur-type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Grenouille verte	Type (près)	-0.21	0.42	-1.03	0.62
	Type (loin)	-0.28	0.43	-1.13	0.57
Rainette crucifère	Type (près)	0.93	0.98	-0.99	2.86
	Type (loin)	1.08	0.99	-0.87	3.03
Détection					
Grenouille verte	Fonte	-0.03	0.16	-0.36	0.29
	Moment (soir)	-1.02	1.14	-3.25	1.21
	Moment (avant-midi)	-1.33	1.71	-4.68	2.02
	Vent	0	0.15	-0.29	0.3
	Traffic	0.01	0.1	-0.19	0.21
	AirTemp	0.13	0.37	-0.59	0.85
	Year	-0.28	0.79	-1.83	1.27
	Type (près)	0.08	0.45	-0.8	0.96
	Type (loin)	0	0.15	-0.28	0.29

Rainette crucifère	Fonte	-0.28	0.41	-1.1	0.53
	Moment (soir)	0	0.09	-0.17	0.18
	Moment (avant-midi)	0	0.04	-0.07	0.07
	Vent	0.13	0.24	-0.35	0.61
	Traffic	-0.08	0.34	-0.75	0.59
	AirTemp	-0.41	0.54	-1.48	0.65
	Type (près)	0	0.08	-0.15	0.16
	Type (loin)	0	0.09	-0.17	0.18

Tableau O5 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation de l'occupation des mâles de grenouilles vertes dans les 20 bassins de rétention. Les inférences multimodèle ont été ajustées avec la valeur du \hat{c} (2.5).

Occupation					
Espèce	Variable	Estimation β	Erreur-type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Grenouille verte	Age	0	0.1	-0.21	0.2
	Plantes	-0.01	0.13	-0.26	0.24
	Enclave (non)	-0.02	0.24	-0.48	0.45
Détection					
Grenouille verte	Fonte	0	0.1	-0.2	0.2
	Year	0.14	0.62	-1.09	1.36

ANNEXE P
ANALYSES DE LA FAUNE DÉTECTÉE PAR PHOTOGRAPHIE

Tableau P1 Sélection de modèles d'occupation de sites pour la présence (ψ) de sauvagine dans les différents types de sites à partir des données de détection dans les photographies prises par les caméras de chasse pendant la saison 2019.

Modèle	K	AIC _c	Δ AIC _c	Poids d'Akaike
$\psi(\text{Type})\rho(.)$	4	201.62	0	0.53
$\psi(\text{Type})\rho(\text{Semaine})$	6	202.97	1.35	0.27
$\psi(.)\rho(\text{Type})$	4	204.28	2.66	0.14
$\psi(\text{Type})\rho(\text{Type})$	6	206.01	4.39	0.06
$\psi(.)\rho(\text{Semaine})$	4	212.14	10.52	0.00

Tableau P2 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation de l'occupation de la sauvagine dans les 60 types de sites échantillonnés par photographie.

Variable	Estimation β	Erreur- type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Type (près)	-2.36	1.40	-5.11	0.39
Type (loin)	0.03	1.19	-2.30	2.36

Tableau P3 Sélection de modèles d'occupation de sites pour la présence (ψ) de sauvagine dans les bassins de rétention à partir des données de détection dans les photographies prises par les caméras de chasse pendant la saison 2019.

Modèle	K	QAIC _c	Δ	Poids d'Akaike
$\psi_i(.)\rho(\text{Semaine})$	5	58.59	0	0.57
$\psi_i(\text{NbPlantation})\rho(\text{Semaine})$	6	60.13	1.54	0.26
$\psi_i(\text{Enclave})\rho(\text{Semaine})$	6	62.22	3.63	0.09
$\psi_i(\text{Age})\rho(\text{Semaine})$	6	62.63	4.04	0.08

Tableau P4 Résultats de l'inférence multimodèle pour l'estimation de l'occupation de la sauvagine dans les 20 bassins de rétention des eaux pluviales échantillonnés par photographie. Les inférences ont été corrigées pour la surdispersion ($\hat{c} = 1.77$).

Variable	Estimation β	Erreur- type	Limite inférieure IC à 95%	Limite supérieure IC à 95%
Âge	0.02	0.27	-0.50	0.55
Nombre d'espèces plantées	6.38	47.08	-85.89	98.65
Enclavement	-0.14	0.95	-2.00	1.71