

Table des matières

Remerciements	3
Résumé et mots-clés	5
Abstract and keywords.....	7
Production scientifique.....	9
Table des matières.....	11
Liste des tableaux.....	15
Liste des figures.....	17
Liste des annexes.....	21
Nomenclature	23
Introduction générale	27
Chapitre I - Traitement des eaux usées par filtres plantés de végétaux	31
I.1. Fonctionnement des filtres plantés	31
I.1.1. Présentation générale du procédé de traitement	31
I.1.2. Mécanismes d'enlèvement des polluants	32
<i>I.1.2.1. Matières en suspension et matières organiques</i>	<i>34</i>
<i>I.1.2.2. Azote</i>	<i>35</i>
<i>I.1.2.3. Phosphore.....</i>	<i>37</i>
I.1.3. Co-bénéfices des filtres plantés	39
I.2. Types et applications des filtres plantés	40
I.2.1. Filtres surfaciques.....	40
I.2.2. Filtres sous-surfaciques	41
<i>I.2.2.1. Flux horizontal</i>	<i>42</i>
<i>I.2.2.2. Flux vertical.....</i>	<i>43</i>
<i>I.2.2.3. Flux vertical « filière française »</i>	<i>44</i>
I.2.3. Filtres plantés intensifiés et/ou modifiés	46
I.3. Paramètres de conception des filtres à flux vertical, filière française incluse	47
I.4. Optimisation des filtres plantés à flux vertical	49
I.4.1. Axe n°1 : Climat froid	49

I.4.1.1. <i>Spécificités du fonctionnement des filtres plantés en climat froid</i>	49
I.4.1.2. <i>Objectifs de traitement des eaux usées au Québec, Canada</i>	52
I.4.2. Axe n°2 : Végétaux.....	53
I.4.2.1. <i>Rôles des végétaux dans un filtre planté</i>	53
I.4.1.2. <i>Espèces végétales pour application dans les filtres plantés</i>	55
I.5. Objectifs, hypothèses scientifiques et originalité du projet de recherche	56
Chapitre II – Préambule	59
Chapitre II - Two-year performance of single-stage vertical flow treatment wetlands planted with willows under cold-climate conditions*	60
Abstract.....	60
Keywords	60
II.1. Introduction	61
II. 2. Materials and methods	63
II. 2.1. Experimental design.....	63
II. 2.2. System insulation	65
II. 2.3. Plant species	65
II. 2.4. Operating conditions	65
II. 2.5. Monitoring.....	67
II. 2.6. Statistical analyses.....	68
II. 3. Results	68
II. 3.1. Cold climate system adaptation.....	68
II. 3.2. Willow adaptation	69
II. 3.3. COD, CBOD5 and TSS removal.....	70
II. 3.4. Nitrogen removal.....	71
II. 3.5. Phosphorus removal	73
II. 4. Discussion	74
5. Conclusions	77
Chapitre III – Préambule	79
Chapitre III - Thermal properties of treatment wetlands operated under freezing conditions	80
Abstract.....	80
Keywords	80

III.1. Introduction	80
III.2. Materials and methods.....	82
III.2.1. TW design.....	82
III.2.2. Operation conditions and treatment performances	83
III.2.3. Temperature data collection inside the TWs	83
III.2.4. Hydraulic performances.....	84
III.2.5. Meteorological data collection.....	85
III.2.6. Energy balance.....	85
III.2.7. Data, statistical analyses and modeling	86
III.3. Results	87
III.3.1. Meteorological conditions	87
III.3.2. Filtering bed temperatures during warm period.....	89
III.3.3. Influent and effluent temperatures during cold period	90
III.3.4. Filtering bed temperature: cold season	91
III.3.5. Clustering.....	93
III.3.6. Modeling.....	95
III.3.7. Energy balance.....	98
III.4. Discussion.....	99
III.4.1. Effect of air temperature	99
III.4.2. Effect of influent temperature.....	100
III.4.3. Effect of organic loadings.....	100
III.4.4. Effect of flow mode	101
III.4.5. Effect of surface insulation	101
III.5. Conclusion.....	102
Chapitre IV - Préambule.....	105
Chapitre IV - Establishment and potential use of woody species in treatment wetlands.....	106
Abstract.....	106
Keywords	106
IV.1. Introduction	106
IV.2. Materials and methods.....	109
IV.2.1. Plant species selection	109
IV.2.2. Experimental design	110

IV.2.3. Water sample analyses.....	113
IV.2.4. Harvest and plant analyses.....	113
IV.2.5. Statistical analyses	114
IV.3. Results.....	114
IV.3.1. Plant growth and biomass production.....	114
IV.3.2. Nutrient and lignin content in plant tissues	117
IV.3.3. Evapotranspiration rate	119
IV.3.4. Pollutant removal efficiency	120
IV.4. Discussion	121
Chapitre V – Synthèse	125
V.1. Conclusions générales	125
V.2. Recommandations techniques.....	127
V.3. Perspectives de recherche.....	130
Références	133
Annexes	147
Annexe A – Relative au chapitre I.....	147
Annexe B – Relative au chapitre II	149
Annexe C – Relative au chapitre III.....	158
Annexe D – Relative au chapitre IV	160

Liste des tableaux

Tableau 1. Composition typique des eaux usées brutes (adapté de Tchobanoglous et al. (2003)).....	33
Tableau 2. Les principaux mécanismes d'enlèvement des polluant dans un FP (adapté de Tchobanoglous et al. (2003) et Dotro et al. (2017)).	34
Tableau 3. Applications et enlèvements typiques des polluants dans des différents types des filtres plantés (adaptée de Dotro et al. (2017)).	41
Tableau 4. Recommandations pour les paramètres du design en climat tempéré par « approche de base » (adapté de Dotro et al. (2017)).	48
Tableau 5. Performances des FP sous-surfaciques aérés vs non aérés (adapté de Dotro et al. (2017) et Nivala et al. (2013)).....	51
Tableau 6. Rôles majeurs des plantes dans un FP à flux sous-surfacique (adapté de Brix (1997), Vymazal (2013b) et Shelef et al. (2013)).	54
Tableau 7. Filtering bed composition (from top to bottom).	64
Tableau 8. Operation conditions.	66
Tableau 9. Influent characteristics.	67
Tableau 10. Average daily evapotranspiration rate for July 2017 obtained in the present experiment compared to results obtained by Frédette et al. (2019) and by Chazarenc et al. (2010) for TWs operated in the same area (Montreal region).	69
Tableau 11. Model information	95
Tableau 12. Coefficients of parameters included in selected model (relations of different parameters and TW temperatures). Significance denoted as: (.) $p < 0.1$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$	96
Tableau 13. Influent and effluent temperatures in various studies conducted in cold climate including the present study.	100
Tableau 14. Information on the plant species used in the experiment.	108

Liste des figures

Figure 1. Principales pistes d'enlèvement d'azote dans un FP sous-surfacique (tiré de Saeed and Sun (2012)).....	36
Figure 2. Classification des FP et représentation schématique des principaux types de filtres en fonction de l'état de saturation du lit filtrant et de la direction du flux dans : a, b) Filtres surfaciques ; c) Filtre sous-surfacique à flux horizontal ; d) Filtre sous-surfacique à flux vertical.	40
Figure 3. Profil et composition typique d'un FP à flux vertical (Dotro et al., 2017).....	43
Figure 4. Profil et composition typique de la filière française classique (Molle et al., 2005).	44
Figure 5. Exemples du profil et de la composition de la filière française « compacte » (Paing et al., 2015; Pucher et al., 2016).	45
Figure 6. Schematic representation of the pilot treatment system used for experimentation with the position of sampling points.	63
Figure 7. Characteristics and schematic plan view of the artificial air distribution system. ...	64
Figure 8. Effluent total COD concentration for summer and winter conditions for years 1 and 2. Different letters above the boxplots indicate significant differences ($p < 0.05$) in total COD concentrations between the pilot units in the same season. Boxplots of the same colour indicate equal organic loadings (additional details provided in Tableau 8).	71
Figure 9. Effluent ammonia concentration. Different letters above the boxplots indicate significant differences ($p < 0.05$) in ammonia concentrations between the pilot units in the same season. Boxplots of the same colour indicate equal organic loadings (additional details in Tableau 8).	72
Figure 10. Dissolved oxygen concentration in effluent (<i>left</i>) and ammonia concentration in effluent (<i>right</i>) during winter 2.	72
Figure 11. Average NO _x -N, NH ₄ -N and Org N concentration in influent and effluent of four tested pilot units during the second year of the experiment.....	73
Figure 12. Effluent total phosphorus (TP) concentration for summer and winter, for years 1 and 2. Different letters above the boxplots indicate significant differences ($p < 0.05$) in total P concentrations between the pilot units in the same season. Boxplots of the same colour indicate equal organic loadings (additional details in Tableau 8).	74
Figure 13. 2D schematic illustration of filtering bed composition and vertical sensor's position.....	83
Figure 14. Tracer concentration response.	84

Figure 15. Major components of the wetland energy balance in winter-time. Components in red: positive energy input. In blue: energy output. In grey: components negligible during winter-time (adapted from Kadlec and Wallace (2008)).	86
Figure 16. Environmental conditions during cold period. <i>Above</i> : air temperature with mean, min and max values. <i>Below</i> : Thickness of snow cover on ground.	88
Figure 17. View of TWs. <i>Above</i> : in warm period (July 31, 2017). <i>Below</i> : in cold period (February 15, 2018) of experimentation.	89
Figure 18. Evolution of mean, min and max air temperature and temperature inside the filtering bed measured on different depths for a warm experimentations period. <i>Above</i> : TW with organic loadings of 5 m ² /PE. <i>Below</i> : TW with organic loadings of 10 m ² /PE.	90
Figure 19. Evolution of mean, min and max temperature inside the filtering bed measured on depth of 0.45 and 0.75 m. Punctual influent and effluent temperatures for four TWs during cold period. <i>Above left</i> : percolating TW with organic loadings of 2.5 m ² /PE. <i>Above right</i> : saturated with forced aeration TW with organic loadings of 2.5 m ² /PE. <i>Below left</i> : percolating TW with organic loadings of 5 m ² /PE. <i>Below right</i> : saturated with forced aeration TW with organic loadings of 5 m ² /PE.	91
Figure 20. Evolution of mean, min and max air temperature and temperature inside the filtering bed measured at different depths for a cold experimentations period. The solid colored line at the bottom of each graph show the feeding rate as of % of the programmed value. <i>Above</i> : percolating TW with organic loadings of 2.5 m ² /PE. <i>Below</i> : percolating TW with organic loadings of 5 m ² /PE.	92
Figure 21. Resulting dendrogram after hierarchical clustering of temperature time-series of four TWs, air temperature and influent temperature. TW1: organic loading of 2.5 m ² /PE + percolating flow; TW2: organic loading of 5 m ² /PE + saturated flow with forced aeration; TW3: organic loading of 2.5 m ² /PE + saturated flow with forced aeration; TW4: organic loading of 5 m ² /PE + percolating flow.	93
Figure 22. Details on two clusters series. Vertical axis represents standard normal distribution values of temperature for a cold period. <i>Left</i> : four TW time-series (TW1: organic loading of 2.5 m ² /PE + percolating flow; TW2: organic loading of 5 m ² /PE + saturated flow with forced aeration; TW3: organic loading of 2.5 m ² /PE + saturated flow with forced aeration; TW4: organic loading of 5 m ² /PE + percolating flow). <i>Right</i> : two time-series of air temperature and influent temperature.	94

Figure 23. Details on four clusters series. Vertical axis represents standard normal distribution values of temperature for a cold period. <i>From left to right: 1) air temperature time-series 2) two TW series with 2.5 m²/PE – TW1 (percolating) and TW3 (saturated with forced aeration) 3) two TW series with 5 m²/PE – TW2 (percolating) and TW4 (saturated with forced aeration) 4) influent temperature time-series. TW temperature is the mean temperature of two depths – 0.45 and 0.75 m.</i>	95
Figure 24. Q-Q plot of residuals used in selected model.	97
Figure 25. Difference between real TW mean temperature and estimated by model. Blue line represents an average trend of cloud of dots. Dark grey zone represents a confidential interval.	97
Figure 26. Water energy lost in wetland for a total cold period for all TWs. TW1: organic loading of 2.5 m ² /PE + percolating flow; TW2: organic loading of 5 m ² /PE + saturated flow with forced aeration; TW3: organic loading of 2.5 m ² /PE + saturated flow with forced aeration; TW4: organic loading of 5 m ² /PE + percolating flow).	98
Figure 27. Wetland energy gains for a total cold period for two percolating flow TWs. TW1: organic loading of 2.5 m ² /PE. TW4: 5 m ² /PE.	99
Figure 28. Cross-section view of a mesocosm.	111
Figure 29. Plan view of the plant position and the experimental set-up.	111
Figure 30. Final aboveground and belowground dry biomass (kg m ⁻²) per species. Plants sharing the same letter are not significantly different.	115
Figure 31. <i>Above:</i> Root length (m) development during the experiment via images from the transparent acrylic tubes. <i>Below:</i> specific root length (SRL) (m g ⁻¹) at the end of the experiment.	116
Figure 32. TKN concentration (mg N g ⁻¹) and TP concentration (mg P g ⁻¹) in plant tissues measured at the end of the experiment. Error bars represent the standard deviation of 2 to 4 measurements per plant species.	117
Figure 33. Percentage of total lignin (above) and total carbon (below) content in plant tissues at the end of the experiment.	118
Figure 34. Daily evapotranspiration rate (L m ⁻² d ⁻¹) during the experiment for all mesocosms. Each boxplot represents all evapotranspiration values measured (twice a week) for three replicates of the same species. Different letters above the boxplots indicate significant differences (p<0.05) between species.	119

Figure 35. <i>Left Y axes, with related points</i> : Evapotranspiration rate of all mesocosms. Each point represents the mean evapotranspiration of three replicates of the same species.	
<i>Right Y axes, with grey histograms</i> : Greenhouse temperature during the experiment..	120
Figure 36. Percentage of removal efficiency for COD, TKN, and TP of all the mesocosms during the experiment.	121

Liste des annexes

Annexe A – Relative au chapitre I.....	147
Annexe B – Relative au chapitre II.....	149
Annexe C – Relative au chapitre III	158
Annexe D – Relative au chapitre IV	160

Nomenclature

Acer ou/or	<i>Acer saccharinum</i>
<i>A. saccharinum</i>	
ANOVA	Analyse de variance/ <i>Analysis of variance</i>
<i>AOR</i>	<i>Actual oxygen requirement</i>
Ca	Calcium
<i>CBOD₅</i>	<i>Carbonaceous biological oxygen demand (5 days)</i>
<i>C_i</i>	<i>Outlet tracer concentration</i>
Cl	Chlorure/ <i>Chloride</i>
<i>C_L</i>	<i>Lateral heat loss to ground</i>
<i>C_o</i>	<i>Inlet tracer concentration</i>
<i>COD_{B applied}</i>	<i>Applied biodegradable chemical oxygen demand</i>
COT	Carbone organique total
<i>c_p</i>	<i>Heat capacity of water</i>
CRIBIQ	Consortium de Recherche et Innovations en Bioprocédés Industriels au Québec
CRSNG/NSERC	Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et du Génie/ <i>Natural Sciences and Engineering Research Council</i>
<i>D</i>	<i>Diameter</i>
$\frac{dS}{dt}$	<i>Energy storage change in the wetland</i>
DCO/ <i>COD</i>	Demande chimique en oxygène/ <i>Chemical oxygen demand</i>
DBO ₅ / <i>BOD₅</i>	Demande biochimique en oxygène à 5 jours/ <i>Biochemical oxygen demand (5 days)</i>
<i>DO</i>	<i>Dissolved oxygen</i>
DTW	<i>Dynamic time wrap</i>
EH/PE	Équivalent-habitant/ <i>People-equivalent</i>
ET	Évapotranspiration/ <i>Evapotranspiration</i>
Fe	Fer/ <i>Iron</i>
<i>f_{CODB mineralized}</i>	<i>Expected mineralized fraction of applied chemical oxygen demand</i>

FP/TW	Filtre planté/ <i>Treatment wetland</i>
FPS	Filtre planté de saule
f_{TKN} nitrified	<i>Theoretical nitrified fraction of the total Kjeldahl nitrogen applied</i>
G	<i>Vertical conductive loss to ground</i>
GEE	<i>Generalized estimating equations approach</i>
GLM	<i>Generalised linear model</i>
H_a	<i>Convective transfer from air</i>
H	<i>High</i>
HF	<i>Horizontal flow</i>
HFSS TW	<i>Horizontal flow subsurface treatment wetland</i>
HLR	<i>Hydraulic loading rate</i>
IMT Atlantique	Institut Mines-Télécom Atlantique
INRAE	Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement
IRBV	Institut de Recherche en Biologie Végétale
Irstea	Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
j/d	jour/ <i>day</i>
K	Potassium
Mg	Magnésium/ <i>Magnesium</i>
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEFP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
MES/TSS	Matières en suspension/ <i>Total suspended solids</i>
MIES/FSS	Matières inorganiques en suspension/ <i>Fixed suspended solids</i>
MO/OM	Matières organiques/ <i>Organic matter</i>
Moy/Avg	Moyenne/ <i>Average</i>
MVES/VSS	Matières volatiles en suspension/ <i>Volatile suspended solids</i>
Myrica ou/or <i>M. gale</i>	<i>Myrica gale</i>
Na	Sodium

NA	<i>Not available</i>
NTK/TKN	Azote total Kjeldahl/ <i>Total Kjeldahl nitrogen</i>
Norg/Org N	Azote organique/ <i>Organic nitrogen</i>
NO ₂ -N	Nitrites
NO ₃ -N	Nitrates
NO _x -N	Nitrites + Nitrates
NH ₄ -N	Azote ammoniacale/ <i>ammonia</i>
o-PO ₄	Orthophosphates
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
OER	Objectifs environnementaux de rejet
<i>Org load</i>	<i>Organic loadings applied</i>
Phala ou/or	<i>Phalaris arundinacea</i>
<i>P. arundinacea</i>	
PhragA ou/or	<i>Phragmites australis americanus</i>
<i>P. australis americanus</i>	
PhragE ou/or	<i>Phragmites australis australis</i>
<i>P. australis australis</i>	
PT/TP	Phosphore total/ <i>Total phosphorus</i>
<i>Q</i>	<i>Water flow</i>
RAQ	Ressources Aquatiques Québec
<i>R_N</i>	<i>Net radiation absorbed by wetland</i>
<i>RTD-curves</i>	<i>Retention time distribution curves</i>
SalixI ou/or <i>S. interior</i>	<i>Salix interior</i>
SalixM ou/or	<i>Salix miyabeana</i>
<i>S. miyabeana</i>	
Sambu ou/or	<i>Sambucus canadensis</i>
<i>S. canadensis</i>	
SÉPAQ	Société des Établissements de Plein Air du Québec
SO ₄	Sulfate
<i>SRL</i>	<i>Specific root length</i>
StaRRE/WRRF	Station de récupération des ressources de l'eau/ <i>Water resource recovery facility</i>
<i>Temp_{influent}</i>	<i>Influent temperature</i>

$Temp_{TW}$	<i>TW temperature, represented by an average value of two depths: 0.45 and 0.75 m</i>
Typha ou/or <i>T.angustifolia</i>	<i>Typha angustifolia</i>
U_{wi}	<i>Energy entering with water</i>
U_{wo}	<i>Energy leaving with water</i>
VF	<i>Vertical flow</i>
$VFSS_{TW}$	<i>Vertical flow subsurface treatment wetland</i>
λ_m	<i>Latent heat of vaporization of water</i>
ρ	<i>Density of water</i>
ΔS	<i>Net energy change of the wetland over the period Δt</i>
ΔS_{loss}	<i>Energy loss through the boundaries of the wetland</i>
ΔS_{water}	<i>Energy lost by the water</i>

Introduction générale

L'objectif de cette thèse a été d'adapter des filtres plantés (FP) de végétaux à flux vertical pour le traitement des eaux usées municipales dans des zones de climat froid en prenant en compte les spécificités législatives, environnementales et socio-économiques de la province de Québec au Canada.

Le mémoire est constitué de quatre chapitres, suivis par la synthèse et les conclusions générales, et il se termine par une section présentant les perspectives scientifiques et des propositions de recommandations techniques.

Le chapitre I est présenté sous forme d'une revue de littérature. L'objectif général de ce travail de thèse, ainsi que le contexte dans lequel il a été mené, seront d'abord présentés. La revue de littérature présentera le fonctionnement des principaux types de FP ainsi que les optimisations possibles pour améliorer leurs performances épuratoires. Cette partie de mise en contexte sera suivie par une formulation des objectifs spécifiques de la thèse ainsi que des hypothèses de recherche qui seront abordés dans les trois chapitres suivants.

Les chapitres II, III et IV sont les chapitres principaux de la thèse qui traitent les différents axes d'optimisations de FP. Ces chapitres sont présentés sous forme d'articles scientifiques pour faciliter la publication dans des revues internationales afin de valoriser des résultats en respectant le contexte international du projet de thèse :

- Chapitre II « *Two-year performance of single-stage vertical flow treatment wetlands planted with willows under cold-climate conditions* ». À partir d'expérimentations à l'échelle pilote au Québec (Canada), une configuration originale de filtres plantés sous-surfaciques à flux vertical adaptée aux climats froids a été suivie pendant deux saisons, les performances épuratoires ont été évaluées en fonction du mode d'opération et de la saison.
- Chapitre III « *Thermal properties of treatment wetlands operated under freezing conditions* ». L'étude a été menée pour caractériser les gradients thermiques à l'intérieur d'un filtre planté en fonction de la saison. L'effet du mode d'opération au cours de la saison hivernale sur le comportement thermique des filtres a plus particulièrement été évalué. Le pilote présenté au chapitre II a été équipé de sondes thermiques au début de l'étude pour permettre ce suivi.

- Chapitre IV « *Establishment and potential use of woody species in treatment wetlands* ». Ce chapitre, basé sur des expérimentations à l'échelle de mésocosmes dans des conditions contrôlées au Québec (Canada), présente une comparaison des performances épuratoires et biologiques de différentes espèces végétales : herbacées et ligneuse, – dans les conditions de filtres plantés.

Un pilote a été mis en œuvre pour répondre aux objectifs des chapitres II et III. Ce pilote a été mis en œuvre au sein d'une plateforme expérimentale, située au Québec (Canada), qui a permis de tester de nombreux paramètres physico-chimiques dans des conditions réelles en prenant en compte les variations thermiques au cours des saisons. La plateforme est située dans la zone de la StaRRE de la municipalité de Saint-Roch-de-l'Achigan et a permis d'effectuer des essais sur des eaux usées d'origine municipale.

Pour atteindre les objectifs du chapitre IV, une expérience à l'échelle de mésocosme a été réalisée dans une serre expérimentale du Jardin Botanique de Montréal. Les performances épuratoires et biologiques de deux types d'espèces ont été étudiées : a) ligneuses – plantes qui fabriquent de la lignine en grande quantité constituant du bois avec la cellulose ; b) herbacées – plantes qui ne produisent pas de bois, et dont les parties aériennes meurent après la fructification issue de fleurs. L'originalité de la méthodologie appliquée dans ce chapitre réside dans les conditions d'expérimentation complètement identiques pour les espèces herbacées et pour les espèces ligneuses, ce qui est peu commun en raison des spécificités morphologiques et physiologiques qui différencient nettement ces deux types d'espèces.

La synthèse du travail de thèse et les perspectives de recherches sont proposées dans le chapitre V. À la fin de ce manuscrit dans la partie « Annexes » des ressources additionnelles ont été regroupées sous la forme de tableaux, de figures et d'images.

Cette thèse est le fruit d'une collaboration internationale entre l'Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRBV) (Montréal, Canada), l'École Polytechnique de Montréal (Montréal, Canada), l'Institut Mines Telecom Atlantique (IMT Atlantique) (Nantes, France) et le Centre INRAE Lyon-Grenoble Auvergne-Rhône-Alpes (Villeurbanne, France).

Une partie de la thèse (Chapitres II et III) a été conduite dans le cadre du projet de recherche industriel PhytoValP, qui a pour objectif général de développer des approches novatrices de traitement des eaux usées utilisant les phytotechnologies et des matériaux réactifs pour les traitements secondaire et tertiaire. La durée du projet a été de deux ans et dix mois (du 1^{er} novembre 2015 au 31 août 2018). Les partenaires et les co-financeurs du projet sont les

suivants :

- la chaire de recherche industrielle CRSNG en phytotechnologies,
- des industriels : Agro Énergie, ArcelorMittal, Équipe Indigo, Minéraux Harsco, Inspec-Sol inc., GHD, NORDIKEau inc., Naturally Wallace Consulting, SINT,
- des organismes de recherche : Polytechnique Montréal, Institut de recherche en biologie végétale (IRBV), Université de Montréal, IMT Atlantique, INRAE, Ressources Aquatiques Québec (RAQ),
- des sociétés et des organismes publics : Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec (CRIBIQ), Municipalité de Saint-Roch-de-l'Achigan, Station Piscicole Trois-Lacs, Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ), Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP).

Le budget global du projet a été de 674 500 CAD.

Les travaux de thèse ont été cofinancés par la Chaire de recherche industrielle du conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), les partenaires du projet PhytoValP, le Programme de subvention à la découverte du CRSNG et par une allocation de recherche de l'IMT Atlantique.

Chapitre I - Traitement des eaux usées par filtres plantés de végétaux

L'objectif de ce chapitre est de présenter une revue de littérature récente des solutions basées sur la nature, plus spécifiquement les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées, qui représente le contexte scientifique dans lequel cette thèse a été menée. Cette présentation est structurée selon les thèmes suivants :

- Principe de fonctionnement des filtres plantés,
- Description et comparaison des différents types de filtres plantés,
- Paramètres de conception et performances des systèmes,
- Optimisation de la filière de filtres plantés.

Ensuite, sur la base de cette revue bibliographique, l'approche générale de la thèse est annoncée par la présentation des objectifs ainsi que des hypothèses de recherche.

I.1. Fonctionnement des filtres plantés

I.1.1. Présentation générale du procédé de traitement

Le terme « filtres plantés » (FP) de végétaux (appelé également « *marais filtrants* » au Québec, « *planted filter beds* », « *treatment wetlands* » ou encore « *constructed wetlands* » dans la version anglaise) décrit une solution de traitement des eaux usées basée sur la nature, qui met en œuvre des processus que l'on retrouve au sein de marais naturels. L'ensemble des FP partage quelques caractéristiques communes : 1) un système isolé et imperméable garni d'un substrat, 2) la présence de végétaux aquatiques ou semi-aquatiques que l'on trouve habituellement dans les écosystèmes humides naturels, 3) une saturation en eau permanente ou partielle du substrat, 4) un affluent constitué d'eau contenant des polluants qui sont complètement ou partiellement éliminés, retenus ou transformés au cours de leur passage dans le FP.

Ce procédé possède des capacités épuratoires à faibles coûts énergétiques grâce aux processus naturels qu'il reproduit. Les FP sont utilisés pour l'épuration de différents types d'eaux usées. Dans ce manuscrit, seule l'utilisation des FP pour l'épuration des eaux usées d'origine domestique (municipales) sera traitée.

Les FP ont été développés pour traiter des eaux usées domestiques, principalement au niveau secondaire dans des municipalités de petite taille (< 2000 Équivalent-habitant, EH) (Fonder and Headley, 2013). Aujourd'hui, c'est une des alternatives les plus intéressantes au traitement conventionnel des eaux usées pour cette taille de collectivité (Molinos-Senante et al., 2015).

I.1.2. Mécanismes d'enlèvement des polluants

Les FP sont inspirés des marais naturels dans lesquels interviennent des mécanismes complexes de dégradation des polluants et des pathogènes. On distingue trois grands groupes de mécanismes d'enlèvement de polluants au sein des FP et fonctionnent ensemble : physiques, chimiques et biologiques. La combinaison de ces mécanismes permet d'enlever les principaux polluants présents dans les eaux usées. De plus, le système de FP a des capacités d'atténuation des fluctuations du flux des eaux usées en termes de variation hydrodynamique. Cette capacité essentielle donne un rôle supplémentaire à ce procédé - « une zone tampon » (Morvannou et al., 2015).

Les principaux polluants contenus dans des eaux usées domestique ainsi que leurs concentrations typiques sont présentés dans le Tableau 1. Les polluants associés à des risques environnementaux importants sont la matière organique (sous forme de MES et de la DCO), l'azote (sous forme de $\text{NH}_4\text{-N}$, NTK, $\text{NO}_x\text{-N}$) et le phosphore (sous forme de o-PO_4 , PT) (Tableau 2). Les FP ont des très bonnes capacités d'enlèvement des MES et la DCO. Cependant, des normes de rejet des eaux traitées de plus en plus strictes pour d'autres types de polluant exigent aussi une efficacité d'enlèvement de la part des FP. Ainsi, des seuils maximaux de concentrations d'azote (généralement sous forme toxique – $\text{NH}_4\text{-N}$) et de PT sont de plus en plus souvent imposés car ces polluants sont à l'origine de l'eutrophisation des cours d'eau, - le processus qui dégrade les écosystèmes aquatiques.

Tableau 1. Composition typique des eaux usées brutes (adapté de Tchobanoglous et al. (2003)).

Contaminant	Symbole	Unités	Concentration		
			Faible	Moyenne	Forte
Matières totaux	MT	mg/L	390	720	1230
Matières dissoutes	MD	mg/L	270	500	860
Matières en suspension	MES	mg/L	120	210	400
Matières volatiles en suspension	MVES	mg/L	95	160	315
Matières inorganiques en suspension	MIES	mg/L	25	50	85
Demande biochimique en oxygène en 5 jours	DBO ₅	mg/L	110	190	350
Demande chimique en oxygène	DCO	mg/L	250	430	800
Carbone organique total	COT	mg/L	80	140	260
Azote total	NT	mg/L	20	40	70
Azote organique	N org.	mg/L	8	15	25
Ammoniaque	NH ⁴ -N	mg/L	12	25	45
Nitrites	NO ₃ -N	mg/L	0	0	0
Nitrates	NO ₂ -N	mg/L	0	0	0
Phosphore total	PT	mg/L	4	7	12
Organique		mg/L	1	2	4
Inorganique		mg/L	3	5	10
Chlorures		mg/L	30	50	90
Sulfates		mg/L	20	30	50
Huiles et graisses		mg/L	50	90	100
Composés organiques volatils		mg/L	< 100	100 – 400	> 400
Coliformes totaux		No/100 mL	10 ⁶ – 10 ⁸	10 ⁷ – 10 ⁹	10 ⁷ – 10 ¹⁰
Coliformes fécaux		No/100 mL	10 ³ – 10 ⁵	10 ⁴ – 10 ⁶	10 ⁵ – 10 ⁸
<i>Cryptosporidium</i> oocysts		No/100 mL	10 ⁻¹ – 10 ⁰	10 ⁻¹ – 10 ¹	10 ⁻¹ – 10 ²
<i>Giardia lamblia</i> cysts		No/100 mL	10 ⁻¹ – 10 ¹	10 ⁻¹ – 10 ²	10 ⁻¹ – 10 ³

Les autres types de polluants qui peuvent se trouver dans les eaux usées municipales et qui peuvent potentiellement être traités par les FP sont : des éléments traces métalliques (ex. mercure, plomb, arsenic, zinc, cuivre, chrome etc.), des polluants d'origine pharmaceutique (ex. analgésiques et anti-inflammatoires, psychotropes, antiépileptiques, hypolipémiants, bêtabloquants, diurétiques, antifongiques), des pathogènes (ex. *Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia*, *Salmonella*), et des pesticides (ex. insecticides, herbicides, fongicides).

L'enlèvement de ces polluants dit "émergents" suit un ensemble de processus complexes. De nombreuses recherches scientifiques ont été menées sur ce sujet. Dans ce manuscrit de thèse, seul le traitement des pollutions en MES, en MO, en azote et en phosphore sera étudié.

Tableau 2. Les principaux mécanismes d'enlèvement des polluant dans un FP (adapté de Tchobanoglous et al. (2003) et Dotro et al. (2017)).

Contaminant	Risques environnementaux	Principaux mécanismes d'enlèvement
Matières en suspension	Formation du dépôt de boues et création de conditions anaérobies dans le milieu aquatique. Problèmes esthétiques.	Sédimentation, filtration
Matières organiques	Épuisement de l'oxygène dissous naturellement présent dans le milieu aquatique. Développement de conditions septiques.	Sédimentation, filtration (enlèvement de la MO particulaire) et dégradation biologique (enlèvement de dissoute)
Azote	Diminution de l'oxygène dissous, toxicité des eaux (en fonction de la forme d'azote et la concentration). Accélération de l'eutrophisation dans le milieu aquatique naturel. Pollution des eaux souterraines.	Ammonification suivie par nitrification et dénitrification, absorption par les plantes et récolte de la biomasse végétale
Phosphore	Accélération de l'eutrophisation dans le milieu aquatique naturel.	Réactions d'adsorption – précipitation conduites par les propriétés de médias filtrants, absorption par les plantes et enlèvement avec la biomasse végétale récoltée

I.1.2.1. Matières en suspension et matières organiques

La réduction des MES est généralement de 80-90% dans un FP (Kadlec et al., 2000). Elle peut être enlevée dans un FP principalement par des processus physiques comme la sédimentation, la décantation et la filtration.

Les MO, toujours présente dans les eaux usées municipales, peuvent être éliminées par le FP en conditions aérobies et anaérobies. Les conditions aérobies dans un FP sont assurées d'une part par la diffusion de l'oxygène par contact avec l'atmosphère (en surface des flux saturées, et par diffusions au cours des bâchées dans les filtres percolants), et d'autre part par la diffusion opérée par le système racinaire (détaillé dans la section *1.2.2.2. Flux vertical*).

Dégradation en conditions aérobies

Les bactéries chimiohétérotrophes sont responsables de la dégradation du carbone organique. L'intensité de l'activité métabolique de ce type de bactéries est déterminée par la disponibilité de l'oxygène et des MO. Le niveau de biodégradabilité des MO des eaux usées peut varier d'un affluent à l'autre. Le ratio typique DBO_5/DCO dans des eaux usées domestiques brutes varie de 0,3 – 0,8. Quand ce ratio est $> 0,5$ les MO sont facilement biodégradables, alors que dans les cas où le ratio est $< 0,3$, les MO sont considérées difficilement dégradables par les bactéries (Metcalf & Eddy - AECOM, 2014).

Dégradation en conditions anaérobies

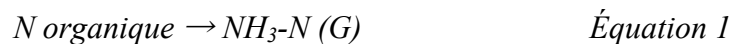
Les conditions anaérobies peuvent être présentes dans les couches profondes d'un FP, à l'intérieur des pores du substrat. La dégradation de la MO en conditions anaérobies se fait selon le potentiel d'oxydoréduction et l'ordre de disponibilité des accepteurs d'électrons suivant : dénitrification, réduction de sulfates, méthanogènes.

I.1.2.2. Azote

Dans des eaux usées municipales, l'azote est présent principalement sous forme NH_4-N (57%) et de Norg (43%) (Metcalf & Eddy - AECOM, 2014). Parmi les différents processus qui font partie du cycle de l'azote (Figure 1) seulement quelques-uns contribuent significativement à la transformation de l'azote.

Ammonification

L'ammonification concerne le processus complexe de minéralisation de l'azote organique par voie biochimique sous forme ammoniacale :



Ce processus peut se réaliser en conditions aérobies ou anaérobies. Le taux d'ammonification dépend de la température, du pH, du ratio C/N, des nutriments disponibles, des particularités du substrat. L'ammonification dans un FP est plus efficace avec des températures élevées et avec un pH compris entre 6,5 et 8,5 (Reddy et al., 1984; Vymazal, 2007). La cinétique de l'ammonification est plus rapide que la cinétique de nitrification. Dans un FP, ce processus est plus rapide dans la zone la plus oxygénée – dans les premiers centimètres de surface.

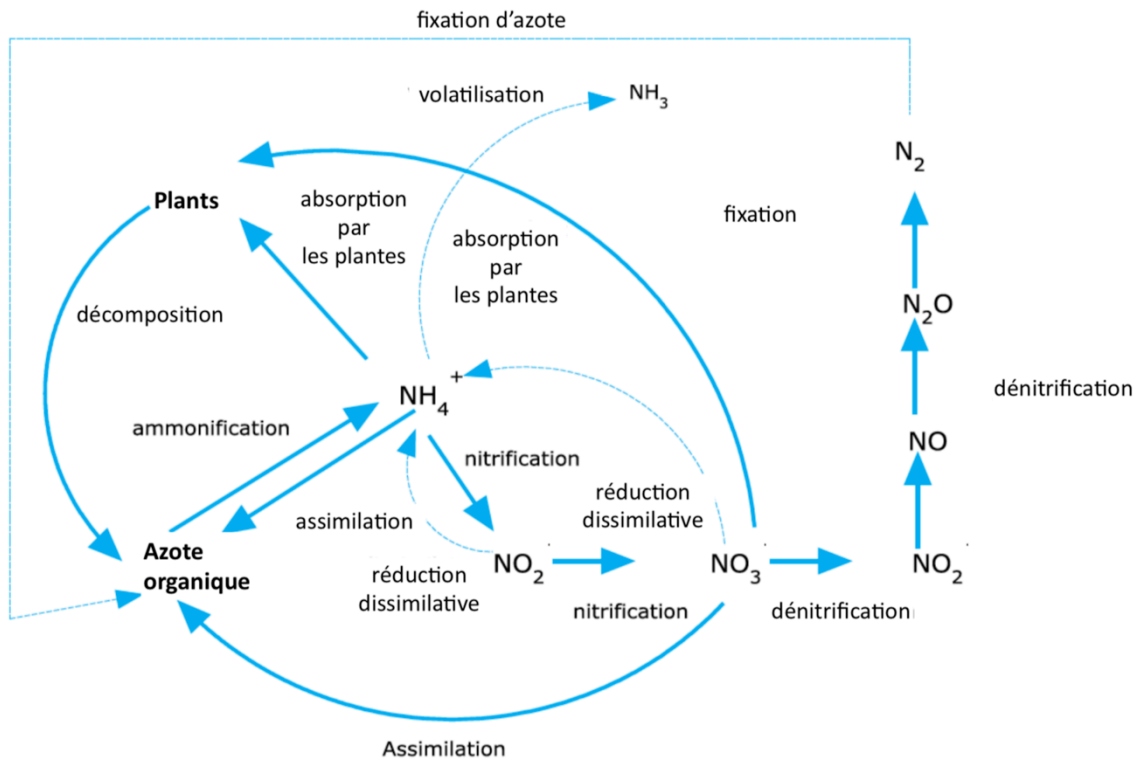


Figure 1. Principales pistes d'enlèvement d'azote dans un FP sous-surface (tiré de Saeed and Sun (2012)).

Nitrification

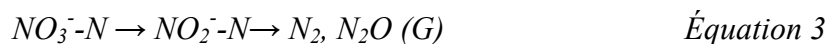
Le processus de nitrification concerne la transformation de NH_4 -N par l'oxydation en NO_2 -N et ensuite en NO_3 -N :



Les bactéries autotrophes qui sont responsables de la nitrification ont besoin de conditions aérobies. Le taux de nitrification dépend de la température, du pH, de l'alcalinité de l'eau, de la source de carbone inorganique, du taux d'humidité, de la population microbienne, de la concentration en NH_4 -N et enfin de la concentration en oxygène dissous. Les températures optimales pour la nitrification sont comprises entre 25 et 40 °C avec un pH de 6,6 à 8,0 (Vymazal, 1995; Faulwetter et al., 2009). En dessous de 5 °C, le taux de nitrification devient extrêmement faible (Werker et al., 2002).

Dénitrification

La dénitrification s'effectue uniquement en conditions anaérobies et/ou anoxies, et elle est effectuée principalement par des bactéries hétérotrophes dénitrifiantes.



Cette transformation nécessite la présence de carbone organique biodégradable. Dans un FP la source de carbone organique est la MO qui est présente dans les eaux usées. Une autre source supplémentaire, surtout dans des filtres plus âgés, est la biomasse racinaire dégradée. Les facteurs qui influencent la dénitrification sont : l'absence d'oxygène, le potentiel redox bas, la température entre 25 et 40 °C, un pH neutre, le taux d'humidité du substrat, le type de substrat, une source de MO biodégradable, une concentration en NO₂-N. Plus la température dans le FP est élevée, plus le taux de dénitrification est élevé. Ce taux descend rapidement pour devenir presque inexistant à une température de 5 °C ou moins. Le pH optimal est entre 6 et 8 (Vymazal, 2007).

Seule la dénitrification permet d'éliminer complètement l'azote du FP en le transformant sous forme gazeuse, mais cela est possible uniquement si les processus de transformations en amont du cycle sont respectés.

Absorption par les plantes

Une partie de l'azote est stockée dans les tissus des végétaux. Cette quantité dépend du type de végétal. En récoltant la biomasse végétale aérienne, une partie de l'azote peut être éliminée du FP (700 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour les macrophytes submersibles) mais cette quantité est dans la majorité des cas négligeable par rapport à la quantité d'azote apportée par les eaux usées (Brix, 1997). La biomasse racinaire contient plus de la moitié de l'azote stocké (la quantité dépend de la saison, généralement en saison froide de l'année plus d'azote est stocké dans la partie racinaire) et ne peut pas être éliminée par récolte.

La coexistence de deux processus – nitrification partielle et ANAMMOX, peut améliorer l'efficacité d'enlèvement de l'azote dans un FP. Nombreuses adaptations du design sont nécessaires afin de créer les conditions idéales. C'est une voie de recherche à part entière qui se développe depuis les années 1990 (Dong and Sun, 2007).

I.1.2.3. Phosphore

Les eaux usées municipales représentent une source importante de phosphore, qui vient principalement des rejets naturels de l'homme, des lessives et autres détergents, de déchets alimentaires, des activités agro-alimentaires industrielles et du ruissellement par temps de pluie. Le rejet des eaux contenant du phosphore dans le milieu aquatique conduit à l'accélération du processus d'eutrophisation – vieillissement du milieu aquatique naturel par la croissance excessive de végétaux et de cyanobactéries, ce qui diminue considérablement la

teneur en oxygène et induit donc un effet néfaste sur la biodiversité et l'équilibre global du système.

Dans un FP, le phosphore s'observe sous deux formes principales : le phosphore organique et les orthophosphates (o-PO_4). Avec la dégradation des MO, la plupart du phosphore organique est transformé en o-PO_4 .

Les principaux mécanismes d'enlèvement du phosphore sont lents ou peu actifs dans les FP. Cet enlèvement se fait surtout grâce aux processus suivants :

- précipitation chimique : précipitation de phosphate d'aluminium, de fer ou de calcium;
- adsorption (adsorption sur la surface des hydroxydes métalliques, via échanges anion – phosphate) ;
- assimilation biologique (par les microorganismes et par les végétaux) (Kaushalet al., 2019).

L'enlèvement du phosphore peut être significatif dans les FP âgés de 2 ans et moins. Après environ deux ans de fonctionnement l'enlèvement de phosphore est généralement de 10 – 20% (Molle et al., 2012; Dotro et al., 2017).

Pour augmenter la capacité de rétention du P en FP, les recherches scientifiques sont principalement focalisées sur trois axes : l'utilisation de végétaux spécifiques à forte capacité d'adsorption et de stockage de P dans leurs tissus, l'intensification des procédés et l'usage de média réactifs.

Les végétaux, utilisés dans les FP, peuvent participer à l'enlèvement du P car ils accumulent le P par assimilation et absorption. Une partie du P stocké dans la biomasse peut être éliminée dans le FP par la récolte de la biomasse aérienne. En fonction de la saison, le taux de P varie dans les parties aériennes et souterraines de la plante. Ce taux est au maximum en période estivale et baisse en période hivernale avec l'augmentation du taux dans la partie souterraine. De plus, le taux de P varie selon les espèces végétales. Compte tenu de ces spécificités, l'exportation du P avec la biomasse végétale est donc limitée. Par exemple, en utilisant les saules, la récolte de la biomasse ligneuse peut éliminer de 3 à 14 kg P/ha/an selon le type de système (Gregersen and Brix, 2001; Larsson et al. 2003).

Les médias réactifs peuvent remplacer partiellement le substrat habituel non-réactif (gravier, sable) dans un lit filtrant avec l'objectif de précipiter plus de P. Si la capacité de rétention du P dans le sable est de 0,1 – 0,26 g P/kg, elle est largement plus importante pour certains matériaux naturels (jusqu'à 40 g P/kg), pour certains médias filtrants artificiels (jusqu'à 12 g

P/kg) au encore plus élevée pour certains sous-produits industriels tels que les cendres de schistes bitumineux (420 g P/kg) (Vohla et al., 2011). Les sous-produits non-métalliques de l'industrie sidérurgique, *scories d'aciéries* – ont également été employés au sein de FP à média réactifs. En plus de bonnes capacités de rétention de P (1,2 – 2,2 g P/kg), ce média peut être valorisé en amendement agricole ou en technique routière sans risques de lixiviation de P vers le milieu naturel et sans risques de relargages de produits toxiques (Shilton et al., 2006; Chazarenc et al., 2007).

I.1.3. Co-bénéfices des filtres plantés

Les filtres plantés font partie des solutions fondées sur la nature (*« Nature-based solutions »*) qui offrent simultanément des bénéfices environnementaux, économiques (un bon rapport coût/efficacité) et sociaux, en renforçant les capacités de résilience (Song et al., 2019). En plus de leur fonction première de traitement des eaux usées, les FP sont à l'origine des bénéfices suivants :

Bénéfices économiques

- Simplicité du design et de la maintenance.
- Coût du procédé (mise en place et fonctionnement) réduit comparativement à d'autres alternatives de traitement.
- Réutilisation possible des ressources en eau et de la biomasse végétale.

Bénéfices environnementaux

- Réduction ou élimination de la production de déchets secondaires par rapport aux procédés de traitement conventionnels (par exemple les boues).
- Création d'un habitat pour de nombreuses espèces d'animaux donc les insectes (Knight, 1997).
- Les installations de FP existantes constituent de réelles bases de recherche à ciel ouvert.

Bénéfices sociaux

- Réduction de l'empreinte sonore.
- Amélioration de la qualité de l'air.
- Réduction des effets d'îlots de chaleur urbains.
- Zone de récréation et d'éducation pour le public.
- Amélioration de l'aspect esthétique des systèmes épuratoires (Song et al., 2019).

I.2. Types et applications des filtres plantés

Différents types de FP ont été développés, chacun destiné à des applications propres, elles même définies en fonction de paramètres spécifiques comme la qualité de l’affluent à traiter ou encore les normes applicables.

Les unités *standards* de FP peuvent être classées en fonction des conditions hydrauliques (saturation en eau) et de la nature de la direction du flux (en FP surfaciques et sous-surfaciques). Les FP sous-surfaciques contiennent trois groupes : horizontal, vertical et vertical « système français ». Les FP *standards* sont des systèmes de FP plus anciens à caractère plus « extensifs » : procédés faciles à opérer et peu énergivores car fonctionnant avec peu (système de pompage), voire sans apport d’énergie externe.

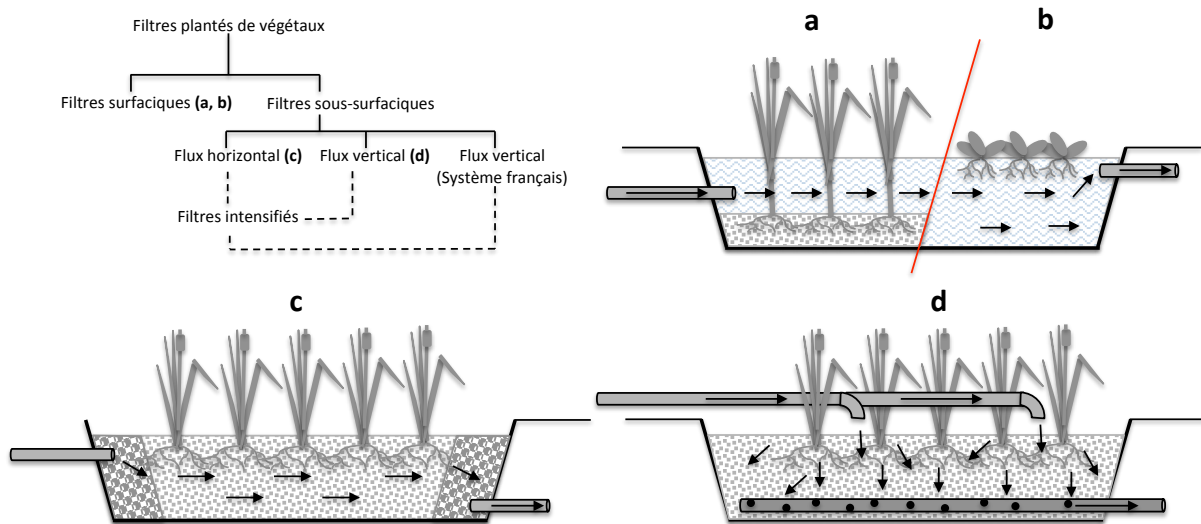


Figure 2. Classification des FP et représentation schématique des principaux types de filtres en fonction de l’état de saturation du lit filtrant et de la direction du flux dans : a, b) Filtres surfaciques ; c) Filtre sous-surfacique à flux horizontal ; d) Filtre sous-surfacique à flux vertical.

Les FP *standards* constituent une base pour les déclinaisons existantes de FP notamment les FP munis d’intensifications (Figure 2). Les FP intensifiés sont des déclinaisons de filtres sous-surfaciques, et leurs designs est généralement plus complexe (Fonder and Headley, 2013). Les particularités de ce type de FP sous-surfaciques seront détaillées dans les sous-sections suivantes.

I.2.1. Filtres surfaciques

Les bassins peu profonds (20-40 cm) saturés en tout temps avec des végétaux flottants ou de macrophytes partiellement immergés enracinés dans une couche de substrat qui peut être

constituée de matériaux fins voir de sol en place (Figure 2), - filtres surfaciques, représentent le type de FP artificiels qui imite le régime hydraulique de marais naturels. Le choix du type d'espèces est un paramètre primordial pour le bon fonctionnement et l'efficacité de traitement pour les filtres surfaciques.

Les filtres surfaciques sont souvent choisis pour le traitement de grands volumes d'eaux usées à faible concentration de polluants comme, par exemple, dans la chaîne de traitement des effluents domestiques bruts. Ce type de filtres est installé après le traitement secondaire pour affiner la qualité de l'effluent final (Kadlec and Wallace, 2008).

Ces filtres nécessitent des surfaces importantes pour assurer un enlèvement efficace des polluants – la charge hydraulique varie généralement entre 0,7 and 5,0 cm/jour, ce qui correspond à une surface totale de 2 à 14 ha pour 1000 m³/jour de flux (Kadlec and Wallace, 2008). Les FP surfaciques bénéficient de bonnes capacités d'enlèvement de la MES et de la MO ; aussi, ils permettent l'obtention de conditions aérobies suffisantes pour la nitrification > 80% (Tableau 3). Parmi les avantages de ces filtres il faut également souligner le faible coût à l'installation mais aussi à l'usage grâce à un besoin réduit de maintenance (Dotro et al., 2017).

Tableau 3. Applications et enlèvements typiques des polluants dans des différents types des filtres plantés (adaptée de Dotro et al. (2017)).

Paramètre	Filtres surfaciques	Filtres horizontaux	Filtres verticaux	Filtres verticaux filière française
Étape de traitement	Tertiaire	Secondaire	Secondaire	Primaire, secondaire
MES	> 80%	> 80%	> 90%	> 90%
DCO	> 80%	> 80%	> 90%	> 90%
NH ₄ -N	> 80%	20 – 30%	> 90%	> 90%
NT	30 – 50%	30 – 50%	< 20%	< 20%
PT (à long terme)	10 – 20%	10 – 20%	10 – 20%	10 – 20%

I.2.2. Filtres sous-surfaciques

Les FP sous-surfaciques se distinguent de FP surfaciques par le lit filtrant considérablement plus épais et garnis de substrat minéral comme le gravier et le sable, et la position d'eau sous la surface de FP.

Les FP sous-surfaciques ont des capacités de traitement de DCO et de NTK plus élevées que les FP surfaciques (Tuncsiper et al., 2005). Ce type de filtres, habituellement utilisé pour le

traitement des eaux usées d'origine domestique est une bonne option de traitement décentralisé grâce à un coût de construction réduit, à la simplicité d'opération et souvent grâce à l'utilisation de matériaux disponibles sur place (Dotro et al., 2017). Deux directions principales de flux se distinguent dans ce groupe : horizontale (lit filtrant en condition de saturation en continu) et verticale (lit filtrant non saturé ou partiellement saturé).

I.2.2.1. Flux horizontal

Généralement, le design des FP à flux horizontal comprend un lit filtrant de gravier de 0,5 – 0,7 m (plus rarement de sable ou de sol) saturé (le niveau d'eau est maintenu 10 cm au-dessous de la surface) et des espèces végétales émergentes qui recouvrent la surface du filtre (Figure 2). La position des points d'alimentation en eaux usées est habituellement sous-surfacique et se fait en continu. Grâce à la saturation sous-surfacique du lit et au positionnement du système d'alimentation entièrement sous-surfacique, cette configuration de FP a de bonnes capacités de résistance contre le gel en hiver. Des nombreuses études menées en Norvège, au Canada, en Chine, aux États-Unis, en Suède et au Danemark ont confirmé l'efficacité des FP à flux horizontal en climat froid (Wang et al., 2017).

À partir des années 1960 les FP sous-surfaciques à flux horizontal ont été installés dans des municipalités de petite taille (< 2000 EH) pour le traitement secondaire en Europe et un peu plus tard pour le traitement tertiaire en Amérique du Nord (Fonder and Headley, 2013). La surface spécifique requise pour le traitement secondaire est de 5 à 10 m²/EH (les précisions de ce concept seront présentées dans la section *I.3. Paramètres de conception des filtres à flux vertical, filière française incluse*) (Dotro et al., 2017).

Ce type de FP montre de bonnes performances générales au niveau de l'enlèvement de la DCO et des MES dans les eaux usées d'origine domestique, les deux sont > 80%, soit environ 20 mg/L à la sortie du système. Les conditions anaérobies sont dominantes dans les FP à flux horizontal ce qui limite fortement la nitrification (Tableau 2). En revanche ce type de FP offre de très bonnes conditions pour la dénitrification grâce à une présence suffisante de nitrates et de carbone dans la colonne d'eau (Dotro et al., 2017).

Aujourd'hui, ce type de filtres est moins utilisé dans sa version initiale car souvent n'atteint pas les exigences requises en matière de concentration de NT en sortie de traitement. Cela est lié à une teneur en oxygène limitée au sein du lit filtrant (DWA, 2017).

I.2.2.2. Flux vertical

La configuration du lit filtrant à flux vertical comprend trois couches (de la surface vers la profondeur) : une couche principale constituée de sable suivie par une couche de transition de gravier fin pour éviter la migration du sable vers la profondeur et une couche de drainage au fond du filtre (Figure 3).

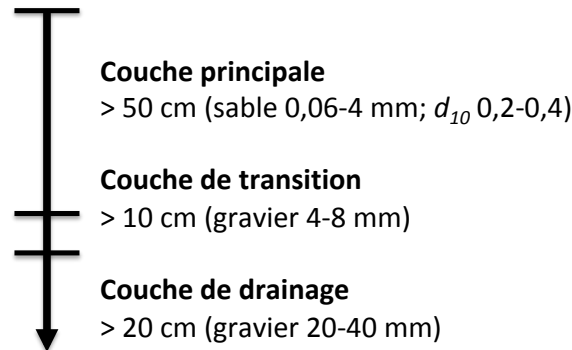


Figure 3. Profil et composition typique d'un FP à flux vertical (Dotro et al., 2017).

Cette configuration peut être complétée par une couche supplémentaire de 5 – 10 cm sur la surface (par exemple, une couche de gravier de 4 – 8 mm). Cette couche permet d'isoler le lit filtrant contre les températures extérieures basses et prévenir l'érosion en cas d'alimentation intermittente. En revanche, la couche additionnelle peut diminuer l'efficacité de l'oxygénation passive via la surface du filtre (Langergraber et al., 2009). Le système d'alimentation se situe généralement en haut de la surface du lit et distribue les eaux usées de façon homogène sur toute la surface. Cet aspect de la configuration est sensible aux températures froides hivernales car la distribution ne se fait pas en continu mais par bâchés. Ce type de distribution permet la répartition homogène des eaux en surface de FP. Les végétaux, souvent des macrophytes émergents comme *Phragmites australis*, sont plantés en surface.

Les filtres à flux vertical ont été développés plus tard que ceux à flux horizontal, dans les années 1990, pour répondre aux nouvelles restrictions des normes pour des eaux traitées dans des StaRRE de petite taille en Autriche, au Danemark et en Allemagne. Ces nouvelles normes exigent un enlèvement de l'azote sous sa forme toxique – ammoniacale (Dotro et al., 2017).

Ce type de FP a des très bonnes capacités d'enlèvement des MO (> 90%) et, contrairement aux filtres à flux horizontal, offre des conditions optimales pour une élimination efficace de $\text{NH}_4\text{-N}$ (Tableau 3). Grâce à ces performances de traitement les FP à flux vertical sont souvent utilisés pour le traitement secondaire et pour le traitement tertiaire. De nombreux

pays d'Europe utilisent cette configuration de FP pour respecter les normes relatives à la qualité des eaux traitées et rejetées (Tableau 4).

Dans le filtre à flux vertical les matériaux utilisés (type, porosité, épaisseur du substrat) jouent un rôle déterminant dans l'efficacité d'enlèvement des polluants.

I.2.2.3. Flux vertical « filière française »

Habituellement, le système de la filière française « classique » comprend un dégrilleur (diamètre de 20 – 40 mm) suivi directement par deux étages de FP. Le premier étage est divisé en trois casiers et le deuxième en deux. Le premier étage permet de traiter la boue (ces boues sont minéralisées sur la surface et leur évacuation se fait après 15 – 20 années de fonctionnement), d'éliminer la grande partie de la DCO, des MES et du $\text{NH}_4\text{-N}$ avec des conditions favorables pour la nitrification. Le deuxième étage, constitué principalement de sable, permet d'éliminer la DCO restante et de finaliser la nitrification.

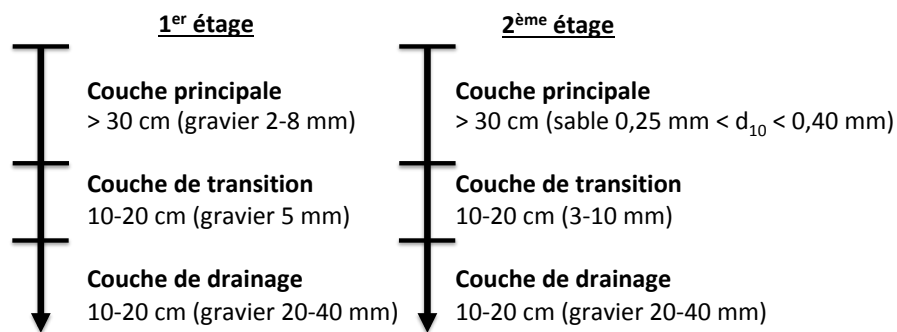


Figure 4. Profil et composition typique de la filière française classique (Molle et al., 2005).

Les casiers de chaque étage sont opérés en mode séquentiel pour alterner périodes d'alimentation et périodes de repos. Cette alternance permet de contrôler la croissance de la biomasse attachée à la surface du média filtrant, d'obtenir des conditions aérobies favorables à l'intérieur du lit filtrant, facilitant la minéralisation de la matière organique qui s'accumule en surface du premier étage. Les casiers du premier étage sont en phase d'alimentation pendant 3,5 jours et puis sont en période de repos pendant 7 jours. Les filtres du deuxième étage sont quant à eux alimentés pendant 3,5 jours, puis mis « au repos » pendant 3,5 jours (Molle et al., 2005; Morvannou et al., 2015). L'alimentation se fait par bûches distribuées à la surface des FP. Le diamètre des tuyaux de distribution est plus grand pour le premier étage et plus réduit pour le deuxième étage. Le choix de la tuyauterie et du débit d'alimentation sont des paramètres cruciaux qui doivent être adaptés à chaque système pour assurer la distribution homogène des eaux usées sur la totalité de la surface des FP.

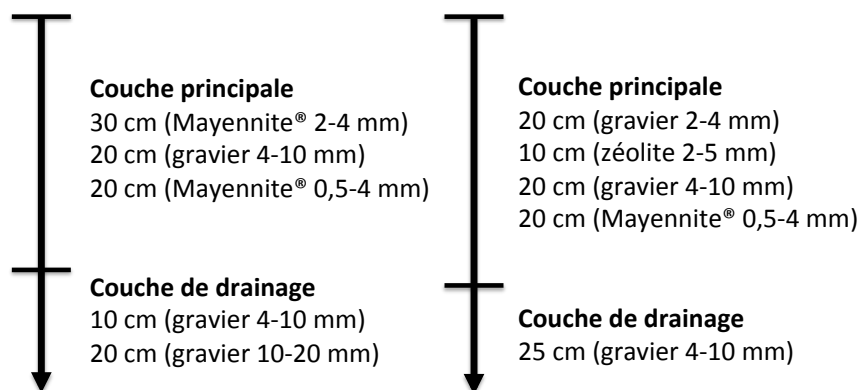
La filière française est configurée pour le traitement des eaux usées brutes, sans traitement primaire en amont ce qui représente un de ses avantages majeurs.

Cette filière a été développée dans des années 1990 et reste aujourd'hui le type le plus commun en France pour le traitement des eaux usées des communautés de petite taille (< 5000 EH). Environ 3500 systèmes de FP (données de 2015) ont été construits en France pour ce type de communautés ce qui correspond à 20% du nombre des stations d'épurations des eaux usées en France (Morvannou et al., 2015).

La filière française et son mode de fonctionnement singulier permet d'atteindre de très bonnes performances avec la filière française : < 90 mg DCO/L, < 15 mg MES/L et < 8 mg NTK/L (Tableau 3) (Molle et al., 2012). Cette configuration permet également d'avoir des capacités d'atténuation des variations au niveau des charges hydriques et organiques appliquées.

Un sous-type de la filière française est un système à un seul étage dit « compact ». Il existe différentes configurations du lit filtrant, souvent avec une utilisation de médias poreux et réactifs (Figure 5).

Dans ce manuscrit, les FP sous-surfaciques à flux vertical (y compris la filière française) seront étudiés.



Note : Mayennite® correspond à un granulat ardoisier expansée à températures de 1130 °C, zéolite est un substrat à base de cristaux formés d'un squelette microporeux d'aluminosilicates.

Figure 5. Exemples du profil et de la composition de la filière française « compacte » (Paing et al., 2015; Pucher et al., 2016).

Pour améliorer les performances d'enlèvement de certains polluants ou/ et réduire l'emprise au sol, les principales configurations de filtres sous-surfaciques ont été modifiées en créant ainsi un autre type de FP – les filtres plantés intensifiés.

I.2.3. Filtres plantés intensifiés et/ou modifiés

Les trois types de FP sous-surfaciques – à flux horizontal, vertical et « filière française » – sont des systèmes de FP « passifs » qui fonctionnent avec peu d’apport d’énergie externe. Dans le but de répondre aux normes de plus en plus contraignantes en faveur de l’amélioration de la qualité des eaux traitée, de nouvelles configurations et stratégies d’opération sont apparues durant la dernière décennie. Plusieurs stratégies d’intensification de FP sont aujourd’hui connues et utilisées pour assurer un enlèvement plus efficace du phosphore et de l’azote tout en réduisant la surface des FP par EH (Dotro et al., 2017). Les types d’intensification peuvent être divisés en trois catégories en fonction de leur nature :

- Intensifications physiques :
 - aération artificielle (Ouellet-Plamondon et al., 2006; Zou et al., 2012; Rous et al., 2019);
 - recirculation du flux (Laber et al., 1997; Sun et al., 2007; Prost-Boucle and Molle, 2012; Nivala et al., 2013) ;
 - alimentation cyclique (Faulwetter et al., 2009; Prigent et al., 2013).
- Intensifications chimiques :
 - utilisation d’un substrat réactif (Molle et al., 2012; Dotro et al., 2017).
- Intensifications biologiques :
 - récolte fréquente de la biomasse végétale (Fonder and Headley, 2013) ;
 - utilisation de plantes bio-augmentées ;
 - utilisation de bactéries, de mycorhizes (Wu et al., 2014).

Ces intensifications peuvent être appliquées individuellement ou en combinaison.

Les filtres intensifiés sont généralement plus performants (Nivala et al., 2019). Cette recherche de hautes performances est souvent synonyme de coûts opératoires plus élevés (consommation importante d’énergie, contrôle et maintenance plus réguliers du procédé).

Dans ce travail de thèse l’intensification physique par l’ajout de l’aération artificielle a été particulièrement étudiée. Dans certains systèmes de FP l’aération passive naturelle peut être suffisante. L’oxygène est amené via des événements, des eaux usées, des plantes (par des racines). Quand la concentration d’oxygène à l’intérieur du FP n’est pas suffisante pour un enlèvement efficace de la matière organique et pour les processus de nitrification, une aération active (ou « artificielle ») peut être mise en place pour compenser ce manque (Ouellet-Plamondon et al.,

2006; Yan and Xu, 2014; Wang et al., 2017). Ce type d'intensification est applicable aux FP sous-surfaciques, à flux horizontal et à flux vertical (saturé) (Dotro et al., 2017).

Pour de meilleures performances de traitement, les différents types de FP peuvent être combinés en créant des systèmes hybrides. En mixant les conditions induites par les FP à flux vertical avec celles présentes au sein des FP à flux horizontal, les systèmes hybrides bénéficient des conditions les plus favorables nécessaires à la nitrification et la dénitrification : aérobie et anaérobie, ce qui améliore fortement l'efficacité d'enlèvement de l'azote. Les variations de conditions d'oxydation et de réductions dans des systèmes hybrides permettent aussi un meilleur enlèvement de la matière organique (Tee et al., 2012). Les principaux types de systèmes hybrides sont (noms propres en anglais) : *Circular-flow corridor TW*, *Towery hybrid TW*, *Baffled subsurface-flow TW* (Tee et al. 2012), *Microbial fuel cell TW* (Dotro et al., 2017; Wu et al., 2014).

I.3. Paramètres de conception des filtres à flux vertical, filière française incluse

Le choix de configuration d'un FP dépend des caractéristiques de l'affluent brut à traiter, des objectifs de traitement et des particularités de la zone d'installation. La configuration du FP est déterminée en fonction de ces données : d'une part les principaux paramètres du design mais aussi par les détails opérationnels.

Les paramètres de conception majeurs sont les suivants :

- Type de FP, mode d'opérations ;
- Concentrations à l'entrée du système et concentrations de l'effluent traité à respecter ;
- Charges hydrauliques et organiques ;
- Type de média, la profondeur, la surface totale ;
- Particularités du climat (perte d'eau par l'évapotranspiration, apport d'eau via les précipitations, perte d'énergie par les températures basses) ;
- Choix des végétaux.

Il existe de nombreuses approches de détermination des paramètres de conception des FP à flux vertical (y compris pour la filière française) : l'approche de base, les équations de régression, le modèle du premier ordre et les modèles dynamiques complexes. Une des approches les plus utilisées est l'approche de base/ empirique (en anglais "*rule of thumb approach*"). Malgré quelques limites (ne prend pas en compte l'irrégularité du flux, ni les différents prétraitements, ni la géométrie du FP) cette approche est souvent utilisée pour sa

simplicité. Habituellement la réponse est donnée en termes d'exigences de surface par équivalent habitat (m^2/EH) ou en termes de charges organiques par surface par jour ($\text{g DBO}_5 \text{ m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ ou $\text{g DCO m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$) (Dotro et al., 2017). Les valeurs conseillées peuvent varier en fonction du climat et en fonction du pays. Généralement les recommandations sont faites pour les climats tempérés. La surface spécifique requise conseillée varie de 2 à 5 m^2/EH pour des FP à flux vertical (y compris la filière française « classique ») et de 1,2 à 1,5 m^2/EH pour la filière française « compacte » (Tableau 4).

Tableau 4. Recommandations pour les paramètres du design en climat tempéré par « approche de base » (adapté de Dotro et al. (2017)).

Pays	Type de FP/ Flux	Surface spécifique (m^2/EH)	Référence
Autriche	vertical	4-5	Langergraber et al. (2007)
Danemark	vertical	3,2	Brix and Arias (2005)
Allemagne	vertical	4	Nivala et al. (2018)
France	vertical (filière française « classique »)	2 (1 ^{er} : 1,2 ; 2 ^e : 0,8)	Morvannou et al. (2015)
France	vertical (filière française « compacte »)	1,2-1,5	Paing et al. (2015)

Pour un climat plus chaud les valeurs de surfaces spécifiques requises sont généralement plus basses (Zhang et al., 2015). Par exemple, pour le FP à flux vertical « filière française » cette valeur est de 0,8 m^2/EH en climat tropical versus 2 m^2/EH en climat tempéré (Molle et al., 2015). En comparant les FP à flux vertical (filière française) situés en France métropolitaine (climat tempéré), à Mayotte et en Guyane Française (climat tropical), les effets positifs d'un climat chaud sur les performances de traitement sont significatifs. Dans le climat tropical, un seul étage de 80 cm de gravier (avec une aération intermédiaire) permet d'atteindre un niveau d'enlèvement de DCO, MES et NTK de 90% (Molle et al., 2015).

Les valeurs de référence pour les systèmes de FP installés dans les zones climatiques froides ne sont pas encore bien définies. Langergraber et al. (2007) a démontré que le maintien de la surface spécifique à moins de 4 m^2/EH pour les FP à flux vertical en période hivernal diminue considérablement les performances d'enlèvement des polluants, ce qui conduit à un effluent traité qui n'atteint pas les normes de rejet habituelles.

Le manque d'études de spécifications définissant des paramètres optimaux de conception en climat froid freine le développement des FP dans les régions concernées. Cet aspect sera détaillé dans la section *I.4.1. Axe n°1 : Climat froid*.

I.4. Optimisation des filtres plantés à flux vertical

Les végétaux et les températures saisonnières basses sont deux facteurs critiques qui affectent significativement l'efficacité d'enlèvement des nutriments dans un FP (Werker et al., 2002; Picard et al., 2005).

Ce travail de thèse est focalisé sur l'amélioration de ces deux facteurs en se basant sur les principes de deux designs sous-surfaciques existants : à flux vertical et à flux vertical « filière française ».

I.4.1. Axe n°1 : Climat froid

Le climat froid représente 25% de l'ensemble des continents et des îles et couvre des zones étendues de l'Amérique du Nord, du nord de l'Europe et une vaste zone de l'Asie (selon la nouvelle version de la classification du climat de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007). Ce type de climat est caractérisé par des températures moyennes de l'air qui dépassent les 10 °C pour les mois les plus chauds de l'année et qui descendent sous les -3 °C pour les mois les plus froids (Annexe A).

I.4.1.1. Spécificités du fonctionnement des filtres plantés en climat froid

Les processus physiques comme la sédimentation et la décantation, qui concourent à l'élimination des MES, ne sont pas significativement affectés par les températures basses (Ouellet-Plamondon et al., 2006 ; Faulwetter et al., 2009 ; Wang et al., 2017). Les températures basses influencent surtout les processus biochimiques, par la diminution des taux métaboliques conduisant à la diminution de l'activité microbienne (Wu et al., 2014). Cela peut augmenter le risque d'accumulation des MO et même conduire au colmatage partiel du substrat en diminuant les performances d'enlèvement des polluants (Wittgren and Maehlum, 1997; Kadlec and Wallace, 2008). De la même façon, l'efficacité d'enlèvement du TN et de NH₄-N diminue progressivement avec la diminution de température de 20 °C vers 10 °C avant de chuter considérablement en passant sous les 6 °C (Picard et al., 2005).

Dans des zones où les températures hivernales sont basses, l'adaptation du design initial est une étape inévitable pour une application réussie des FP sur une année complète. Cette étape

comprend l'adaptation du lit filtrant (composition et profondeur), le choix de la tuyauterie (diamètres, position, isolation) et l'adaptation du mode d'opération (mode et fréquence d'alimentation) et de maintenance (équilibre entre le niveau de complexité du système et l'effort nécessaire pour la maintenance).

Le choix de la stratégie d'isolation du lit filtrant est une sous-étape importante non seulement pour protéger le système de tuyauterie contre le gel mais aussi pour la conservation de la chaleur naturellement amenée par les eaux usées (Kadlec, 2001). Une isolation efficace permet d'augmenter significativement le taux d'enlèvement des nutriments par FP en période hivernale (Picard et al., 2005). Les FP sous-surfaciques ont une caractéristique intéressante pour l'application en climat froid : les eaux usées ne sont pas directement exposées à l'air froid. Cette spécificité permet de diminuer la perte de chaleur via l'évaporation et la convection. Grâce à cette caractéristique les FP sous-surfaciques sont plus souvent conseillés pour l'utilisation en climat froid (Wittgren and Maehlum, 1997; Wallace et al., 2001; Werker et al., 2002; Headley et al. 2013).

Une protection supplémentaire contre le gel peut être obtenue grâce à quelques astuces de conception (géométrie) du lit filtrant et grâce à des couches isolantes. Il existe de nombreuses possibilités d'isolation d'un FP qui ont toutes pour but de créer une couche isolante entre la surface du lit filtrant et l'air extérieur froid et de protéger la tuyauterie contre le gel. Ces types d'isolation sont utilisés séparément ou en les combinant en fonction du contexte et de l'environnement dans lesquels sont implantés les systèmes de FP (Yan and Xu, 2014). Les végétaux, malgré leur état « non-actif » en période hivernale, aident à isoler le lit filtrant avec leur système racinaire près de la surface et aussi grâce à leur biomasse aérienne (Brix, 1997). Si les tiges ne sont pas coupées et récoltées avant la saison hivernale, elles atténuent les effets du vent froid et créent des conditions favorables à une cumulation de neige sur la surface du FP. La couche végétale, la neige accumulée sur la surface du FP et, dans certains systèmes, une croute de glace, sont des isolants naturels qui peuvent être renforcés avec des matériaux spécifiques et plus complexes. Pour être efficace, la stratégie d'isolation doit faire partie du design initial d'un FP.

Parmi les matériaux souvent utilisés pour isoler la surface du lit filtrant, le paillis à base d'écorce ou de brisures de bois est le matériau le plus souvent représenté. Celui-ci doit être réparti uniformément sur la surface du FP. Wallace et al. (2001) donnent quelques recommandations à suivre pour choisir le paillis le plus adapté :

- Le paillis ayant de bonnes capacités de décomposition, sans augmentation considérable de la concentration en DCO à la sortie du système ;
- Le paillis avec une composition nutritive équilibrée, dont le pH est le plus neutre possible ;
- Le paillis doit avoir une teneur en fibre élevée pour empêcher qu'il ne se lessive trop facilement dans ses couches profondes ;
- Le paillis doit avoir de bonnes capacités de rétention d'humidité.

Le choix de paillis est un critère à considérer particulièrement car un paillis mal adapté peut avoir des effets négatifs sur le développement des végétaux du FP et/ ou sur les performances de traitement du système (Wallace et al., 2001).

En cas de saturation prolongée du lit filtrant durant la période hivernale l'aération du lit filtrant peut être une solution pour diminuer les risques de gel entre les périodes d'alimentations. Avant ce bénéfice, l'aération artificielle a pour objectif d'améliorer les performances épuratoires.

L'aération active « en continu » permet d'améliorer efficacement l'enlèvement des MO et de l'azote par rapport aux performances des systèmes non-aérés (Tableau 5). L'aération « intermittente » (multiples cycles « *on-off* » par jour) est un type moins énergivore d'aération active. Elle est aussi utilisée dans les FP sous-surfaciques verticaux pour améliorer l'efficacité d'enlèvement de l'azote total (Dotro et al., 2017).

Tableau 5. Performances des FP sous-surfaciques aérés vs non aérés (adapté de Dotro et al. (2017) et Nivala et al. (2013)).

Type de FP	Pourcentage d'enlèvement massique (%)			Taux d'enlèvement massique (g m ⁻² j ⁻¹)		
	DBO ₅	NH ₄ -N	TN	DBO ₅	NH ₄ -N	TN
Flux horizontal	81,1	2,8	23	6,8	0,1	0,6
Flux vertical (sable)	99,5	87,2	28	21,4	4,3	1,9
Flux horizontal aéré	99,4	99,1	45	22	5,2	3,1
Flux vertical aéré	99,9	99,3	41	31,1	7,3	3,9

Notes : les valeurs sont des moyennes calculées pour la période de août 2010 au décembre 2011 (Nivala et al., 2013).

La recirculation et les FP hybrides représentent d'autres solutions, plus complexes, à considérer en fonction des objectifs de traitement pour une application en climat froid (Wang et al., 2017).

I.4.1.2. Objectifs de traitement des eaux usées au Québec, Canada

L'adoption de la nouvelle réglementation concernant la qualité des eaux traitées explique l'intérêt croissant des collectivités de petite taille (< 2000 EH) pour des technologies alternatives de traitement des eaux usées. C'est le cas de la province de Québec qui compte plus de 400 collectivités de petite taille (< 1000 EH). Cela représente 49% des municipalités de la province - un chiffre non négligeable (MDDELCC, 2013). Ces nombreuses municipalités de petite taille sont réparties sur tout le territoire, souvent sont très éloignées des centres urbains, ce qui conduit à un choix de traitement décentralisé des eaux usées. Une autre caractéristique de ces collectivités qui représente une difficulté supplémentaire est le climat froid que l'on y trouve et qui doit être pris en compte pour l'adaptation du système de FP.

Toutes les installations collectives du Québec sont soumises à des normes spécifiques. Le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* et la *Loi sur la qualité de l'environnement* imposent ces normes à respecter (inscrites dans des Objectifs environnementaux de rejet (OER)) pour les eaux usées traitées dans les municipalités du Québec. Les eaux de rejets doivent respecter les concentrations maximales de 25 mg/L pour la DBO₅ et les MES, et la valeur de pH doit se situer entre 6,0 et 9,5. Également, l'effluent ne doit pas présenter de toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ou la daphnie (*Daphnia magna*) ou les deux à la fois. Cette dernière exigence pour la truite limite les concentrations de l'azote ammoniacal. Les OER prévoient la possibilité d'ajout de normes complémentaires pour améliorer la qualité des eaux de rejet (Gouvernement du Québec, 2017).

En se basant sur les caractéristiques du milieu récepteur (caractéristiques hydrodynamiques, vulnérabilité du milieu, aspects techniques et économiques) la *Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique* impose des limitations sur la concentration en phosphore total et le niveau de charge. Pour l'assainissement collectif, les concentrations maximales permises varient de 1,0 à 0,1 mg PT/L (MDDELCC, 2015).

Le contexte d'application sur le territoire québécois impose aussi certaines exigences pour les végétaux, interdisant notamment, l'utilisation du roseau d'origine exotique (*Phragmites australis australis*), ce qui demande une nouvelle adaptation de la configuration classique des FP.

I.4.2. Axe n°2 : Végétaux

I.4.2.1. Rôles des végétaux dans un filtre planté

La présence des plantes est indispensable pour le bon fonctionnement des FP car certaines de leurs propriétés sont en lien direct et/ou indirect avec l'efficacité d'enlèvement des polluants. Les plantes ont plusieurs rôles dans les FP (Tableau 6).

La présence de racines améliore le processus de filtration physique des polluants en augmentant la capacité de rétention des particules solides dans un FP (Gagnon et al., 2012).

Dans les FP à flux vertical, les racines créent des canaux extensibles grâce à une croissance permanente. En utilisant des espèces à tiges rigides, avec les mouvements naturels de la partie aérienne des plantes (dus au vent), ces canaux sont flexibles et aident à diffuser le flux entrant en évitant la formation de courts-circuits à l'intérieur du lit filtrant. Les racines mortes se dégradent et laissent des canaux supplémentaires pour le passage de l'eau. Ces particularités du système racinaire rendent la distribution du flux plus homogène, stabilisent la conductivité hydraulique et par conséquent diminuent les risques de colmatage dans le lit filtrant (Brix, 1997; Dotro et al., 2017).

Les plantes ont la capacité de transférer de l'oxygène de leur partie aérienne vers le système racinaires plus pauvre via les aérénchymes (Gersberg et al., 1986). L'oxygénation par les racines a un impact significatif sur les processus de transformation des polluants en influençant les conditions de redox. La présence d'oxygène permet d'assurer à la fois la décomposition de la matière organique et d'un autre améliore les conditions pour la nitrification. De plus, la partie racinaire améliore l'activité microbienne générale à l'intérieur du lit filtrant en augmentant la surface d'attachement pour les biofilms. Ces biofilms sont responsables de la majorité du processus microbiens dans un FP (Brix, 1997; Dotro et al. 2017).

Les espèces végétales peuvent accumuler certains polluants dans leurs tissus. Les nutriments absorbés sont stockés dans les parties racinaires et aériennes de la plante. Seule cette dernière

peut être éliminée par le recépage. En revanche, ce n'est pas un des mécanismes majeurs d'enlèvement des polluants dans les FP, il est donc souvent ignoré. Toutefois, certaines espèces ont une réelle capacité d'accumulation d'éléments phytotoxiques (comme les métaux) qui pourrait s'avérer exploitable (Marchand et al., 2010).

Tableau 6. Rôles majeurs des plantes dans un FP à flux sous-surfacique (adapté de Brix (1997), Vymazal (2013b) et Shelef et al. (2013)).

Rôles majeurs	Références
Effets physiques du système racinaire	
Filtration physique	
Stabilisation du lit filtrant, protection contre l'érosion	Brix (1997); Stottmeister et al.
Prévention des court-circuits	(2003); Gagnon et al. (2012)
Prévention de colmatage du lit filtrant	
Système racinaire comme base pour les microorganismes	
Surface d'attachement pour les bactéries	Gersberg et al. (1986);
Oxygénation à l'intérieur du lit filtrant par des racines	Stottmeister et al. (2003);
Ajout de carbone	Faulwetter et al. (2009)
Absorption par la plante	
Absorption et stockage des nutriments dans des tissus végétaux	Kadlec and Wallace (2008);
Accumulation des éléments métalliques	Marchand et al. (2010)
Effet de la biomasse aérienne	
Evapotranspiration	
Isolation du lit filtrant contre le gel en hiver et contre la radiation forte en été	Smith et al. (1997); Aronsson and Perttu (2001); Kadlec and Wallace (2008) ; Chazarenc et al. (2010)
Réduction de la vitesse du vent	
Réduction de l'exposition à la lumière (prévention du développement de phytoplancton)	
Production de la biomasse	
Autres fonctions	
Participation à l'élimination des pathogènes	
Augmentation de la biodiversité	Knight (1997); Brix (1997);
Apparence esthétique du système	Headley et al. (2013)
Bioindicateurs	

La partie aérienne des plantes participe également à l'augmentation de l'efficacité d'enlèvement des polluants dans un FP par l'évapotranspiration (ET). L'ET représente la somme de l'évaporation à partir de la surface de l'eau et de la transpiration à partir de la

surface foliaire. Dépendamment de l'espèce végétale choisie, le taux d'évapotranspiration peut être élevé ce qui a pour effet de concentrer les polluants et, par conséquent, facilite leur dégradation (Kadlec and Wallace 2008; Chazarenc et al. 2010). La présence de la biomasse aérienne et racinaire sert également à isoler de façon naturelle le lit filtrant. Cette fonction est importante à considérer pour les périodes hivernales avec le risque de gel et pour les périodes estivales afin de diminuer l'impact des fortes radiations solaires (Smith et al., 1997).

La biomasse aérienne recépée peut être potentiellement utilisée en valorisation bioénergétique, comme matériau de construction ou encore pour la fabrication de matériaux isolants. En plus des fonctions essentielles précédemment mentionnées, les végétaux dans les FP créent un habitat sûr pour de nombreuses espèces d'animaux, insectes, oiseaux créant ainsi un écosystème complexe et esthétiquement attrayant (Knight, 1997).

I.4.1.2. Espèces végétales pour application dans les filtres plantés

Le choix d'une espèce pour un FP dépend de certains facteurs :

1. Design et opération
 - a. Type d'affluent à traiter, charges organiques et hydrauliques
 - b. Type de substrat
 - c. Type d'écoulement et régime spécifique de saturation : surfacique/ sous-surfacique, vertical/ horizontal
 - d. Présence d'un ou plusieurs types d'intensification
2. Localisation
 - a. Adaptation au climat (prise en compte des conditions de températures extrêmes en été/ hiver, quantité et forme des précipitations, maintenance de la biomasse en fonction des saisons)
 - b. Particularités du territoire, acceptabilité écologique (utilisation d'espèces non-envahissantes, d'espèces ayant de bonnes capacités de résistance aux maladies et aux ravageurs) (Tanner, 1996)

Les espèces végétales habituellement utilisées pour l'application des FP sont des macrophytes. Les recherches scientifiques s'intéressent à ces espèces depuis quelques décennies (Brix, 1997; Gagnon et al., 2007; Vymazal, 2013b; Vymazal, 2013a). Cet intérêt notable est dû aux propriétés très avantageuses des macrophytes, qui sont adaptés à des conditions de développement en habitat naturel similaires aux conditions créées au sein d'un FP. Il existe plus de 150 espèces de macrophytes utilisées dans les FP et qui se caractérisent

généralement par une croissance rapide, le développement d'un système racinaire dense et un taux d'évapotranspiration élevé. Ces caractéristiques constituent des atouts essentiels pour garantir le fonctionnement et l'efficacité d'un FP (Tableau 6) (Vymazal, 2013a).

Deux axes de recherche majeurs concernant les végétaux dans les FP sont encore peu abordés, l'utilisation d'espèces ligneuses et l'utilisation de mélanges d'espèces. Les espèces autres que les macrophytes, telles que les espèces arbustives à croissance rapide, sont peu étudiées dans le contexte des FP alors qu'elles représentent une alternative prometteuse. En effet, ces espèces possèdent les qualités requises en FP, elles sont capables de fournir un niveau élevé d'enlèvement des polluants, elles augmentent la qualité de l'écosystème créé par le FP (Stottmeister et al., 2003). La qualité et le type de maintenance de la biomasse sont également des facteurs de premier rang à étudier. Cette section sera détaillée dans le chapitre II et IV.

Un autre sujet qui se caractérise par un nombre de recherches scientifiques limité est l'utilisation simultanée de plusieurs espèces végétales dans les FP en climat froid et très froid (Gagnon et al., 2012). Cette section sera détaillée dans le chapitre II.

I.5. Objectifs, hypothèses scientifiques et originalité du projet de recherche

L'objectif général de cette thèse est d'adapter le système des FP aux conditions météorologiques qu'impose un climat hivernal froid (avec des risques élevés de gel), en tenant compte des spécificités du territoire québécois, notamment des restrictions d'utilisation du *Phragmites australis australis*. La réalisation de cet objectif est nécessaire pour permettre une utilisation des FP dans le traitement des eaux usées municipales (traitement du niveau secondaire ou même secondaire avancé) pour des communautés éloignées et isolées qui subissent un climat froid et qui n'ont pas accès aux traitements des eaux de types conventionnels et centralisés. Les objectifs spécifiques traitent des critères de dimensionnement et d'opération, des différents axes d'adaptation du système des FP au climat froid.

Le 1^{er} objectif spécifique est de déterminer les critères de dimensionnement et d'opération des filtres plantés de saules (FPS) pour le traitement secondaire selon le mode d'opération estival (mode percolant) ou hivernal (saturé avec aération forcée ou mode percolant), les besoins d'aération (débit, température d'air, type de distribution) et les cycles d'alimentation (débit d'alimentation, alternance entre les périodes d'alimentation et de repos). Cet objectif spécifique sera traité principalement dans le chapitre II en deux étapes :

1^{ère} étape : Caractérisation de l'efficacité d'enlèvement des polluants en fonction des facteurs internes (charges organiques appliquées, mode d'opération) et des facteurs externes (température extérieure, précipitations).

2^{ème} étape : Évaluation du développement des saules dans les conditions des FPS.

Le 2^{ème} *objectif spécifique* est de caractériser les interactions entre la température extérieure et la température à l'intérieur du massif filtrant opéré sous un climat froid. Les conclusions aideront à faire des recommandations pour le dimensionnement et les caractéristiques du système de FPS pour assurer le fonctionnement en hiver. Cet objectif sera abordé dans le chapitre III et sera traité en deux étapes :

1^{ère} étape : Comparaison des températures à l'intérieur du massif filtrant des FPS opérés en mode percolant et en mode saturé en période hivernale en fonction de la température extérieure et des charges organiques appliquées.

2^{ème} étape : Détermination du gradient de températures du lit filtrant des FPS opérés en mode percolant en période d'été et en période d'hiver.

Le 3^{ème} *objectif spécifique* est d'évaluer les différents paramètres d'établissement des espèces ligneuses qui permettront d'évaluer la possibilité de leur utilisation au sein des FPS. Cet objectif vise à contribuer à l'amélioration de la sélection des espèces végétales pour une application en FP. Cet objectif spécifique contient deux parties majeures qui sont focalisées sur les différents paramètres de comparaison des espèces ligneuses avec des espèces herbacées au début de leurs développements dans les FP :

1^{er} étape : Comparaison des caractéristiques morphologiques et croissance des espèces ligneuses par rapport aux espèces herbacées dans les conditions de FP.

2^{ème} étape : Comparaison du taux d'ET et de l'efficacité d'enlèvement des polluants des espèces ligneuses par rapport aux espèces herbacées dans les conditions de FP.

Cet objectif sera traité dans le chapitre IV du manuscrit.

La *première hypothèse scientifique originale* de ce projet de recherche est qu'un seul étage de FPS seul à écoulement vertical percolant en été et saturé avec aération active en climat froid (ou percolant sans modifications), permet de traiter efficacement au niveau secondaire (25 mg DBO₅/L et 25 mg MES/L) des eaux usées primaires aux caractéristiques similaires à un effluent municipal typique toute l'année sans interruption.

La *deuxième hypothèse scientifique* originale est que les espèces ligneuses à croissance rapide ont un grand potentiel pour l'utilisation dans les FP et que ces espèces représentent une solution compétitive aux espèces herbacées grâce à leurs caractéristiques de croissance, leur morphologie et leur capacité d'enlèvement des polluants.

Chapitre II – Préambule

Dans ce chapitre le fonctionnement général des FP dans les régions à forte amplitude thermique a été étudié. Une configuration de FP sous-surfaciques à flux vertical a été proposée avec plusieurs adaptations du design, de l'espèce végétale utilisée et des modes d'opération.

Cette section est focalisée sur le comportement d'un système de FP dans les conditions réelles d'un climat froid ce qui explique la méthodologie utilisée dans ce chapitre. Elle est basée sur les expérimentations à l'échelle pilote dans une municipalité de petite taille au Québec pour le traitement des eaux usées primaires.

Le fonctionnement du système de FP a été évalué de façon complète : développement de l'espèce végétale d'une part, performances épuratoires en fonction de différents paramètres du système d'autre part. Le système de FP a été évalué durant 22 mois de fonctionnement sans interruption. Plusieurs paramètres du mode opératoire ont été modifiés pendant la durée de fonctionnement pour observer l'effet de ces changements sur les performances épuratoires. Deux paramètres ont été plus particulièrement suivis : la charge organique appliquée et le mode d'opération hivernal (percolant ou saturé avec aération forcée).

L'estimation de la charge organique maximale appliquée a été proposée compte tenu des réponses du système en termes d'efficacité de traitement. Afin d'adapter au mieux le système pour un fonctionnement à pleine échelle, les normes de rejet de l'effluent secondaire imposées par les autorités dans la région du Québec, ont été visées et vérifiées.

Les résultats obtenus ont conduit à la formulation de recommandations techniques détaillées (chapitre V). Les informations supplémentaires relatives à cette section sont présentées dans l'annexe B.

Chapitre II - Two-year performance of single-stage vertical flow treatment wetlands planted with willows under cold-climate conditions*

* Ce chapitre est en évaluation dans la revue *Ecological Engineering* :

Grebenshchykova, Z., Brisson J., Chazarenc F., and Comeau Y. (Soumis 23 sept 2019). Two-year performance of single-stage vertical flow treatment wetlands planted with willows under cold-climate conditions. *Ecological Engineering*.

Abstract

Climate-related issues constitute an important obstacle for the development of treatment wetland (TW) applications in regions with freezing winter temperatures. The aim of the present study was to evaluate the efficiency of a new configuration of TWs, based on the French vertical flow (VF) system planted with a willow species (*Salix miyabeana* SX67) and including design adaptations for cold climate operation. Two different flow modes for winter-time operation were proposed: percolated and saturated with continuous artificial aeration. The pilot-scale systems were tested with municipal wastewater, at an organic loading ranging from 5 to 20 g CBOD₅ m⁻² d⁻¹.

The pilot TWs were successfully operated for 22 months despite freezing winter temperatures reaching as low as -32 °C. Willow development was normal, with evapotranspiration ranging from 19 to 23 mm/d in July 2017 for the pilot TWs at an organic loading of 10 g CBOD₅ m⁻² d⁻¹. Organic matter removal efficiency was high for all pilot TWs, with an average 91% COD and 81% TSS removal. Nitrification was essentially complete during the summer period and remained high for pilot TWs operated under percolating flow mode in winter but was lower for the saturated flow mode, probably due to insufficient air supply. Our study confirms the successful application of a modified compact version of French VF TW in regions with freezing air temperatures.

Keywords

Treatment wetland; cold climate; willow; artificial aeration; percolating flow; saturated/percolating downflow.

II.1. Introduction

The implementation of treatment wetland (TW) systems in regions with freezing winter temperatures presents a challenge when year-round wetland loading is targeted. This is particularly the case for northern regions with a long winter period and freezing temperatures, including days with very low air temperature (less than -25°C). Freezing can damage the distribution system and the filtering bed. Furthermore, low temperatures in a filtering bed reduce bacterial activity and thus affect treatment performance by reducing organic matter removal and nitrogen transformation processes. The major mechanisms of nitrogen removal in TWs - nitrification and denitrification - are critically influenced by water temperature. The favourable range of temperatures for nitrification in TWs is between 16 and 36°C (Faulwetter et al., 2009). The best denitrification rate has been found to be between 20 and 25°C ; below 5°C , both mechanisms function at a very low rate and proceed slowly (Brodrick et al., 1988; Werker et al., 2002; Vymazal, 2007; Saeed and Sun, 2012).

Climate-related risks have slowed the development of TW applications in climates with long and freezing winter conditions. Several studies have shown that, under particular conditions, TWs may be a suitable solution for treating wastewater in cold climate (Jenssen et al., 1993; Jenssen et al., 2005; Smith et al., 2006; Wang et al., 2017). Most successful cold climate applications have used horizontal flow sub-surface (HFSS) TWs, which do not expose the piping system and water directly to air temperature (Ouellet-Plamondon et al., 2006; Yates et al., 2016; Wang et al., 2017). However, HFSS TWs present certain disadvantages, including low oxygenation, which affects removal processes, and poses higher risk of clogging (Saeed and Sun, 2012).

In comparison, the French vertical flow sub-surface (VFSS) design, usually planted with *Phragmites australis*, shows a much higher organic matter and nitrification removal capacity, and a lower risk of clogging (Molle et al., 2005; Wang et al., 2017). This TW configuration is considered one of the most efficient water treatment technologies and is widely used in Europe, particularly in France, to treat different types of wastewater. However, standard French VFSS TW cannot be directly transposed to climates with very low freezing temperatures. In addition to the risk of freezing, *Phragmites australis* should not be used where that species is invasive, such as in North America (Mozdzer et al., 2013; Albert et al., 2015). To take advantage of the benefits of the French VF TWs in regions with long freezing winter periods, three principal aspects of the classical configuration should be modified: the

filtering bed (composition; depth), operation conditions (hydraulic loading; flow mode; water level fluctuation; type and frequency of effluent flow distribution; aeration) and species planted. These modifications aim to favor a more homogeneous hydraulic distribution, thus avoiding preferential flow patterns and enabling better temperature maintenance in the filtering bed (Munoz et al., 2006); they also avert the risks involved in using an invasive species. In the present study, we tested experimental systems with specific design modifications that address the impact of a cold climate on these three aspects.

First, the systems were designed to be more compact, with a one-stage TW instead of the two successive stages used in the French classical system. This configuration is similar to a compact version of the VF TW, but without recirculation or classical feeding and resting periods, to reduce cooling during winter and facilitate maintenance of the TW system. The compact VF TWs were initially implemented to reduce the overall footprint and could also reduce heat loss during the treatment process, while maintaining a high pollutant removal rate (Prost-Boucle and Molle, 2012; Paing et al., 2015).

Second, operating conditions were adapted to reduce cooling of the system in winter by testing two downflow modes: percolated, and saturated with artificial aeration. The surface of TWs was insulated with a mulch layer. Different flow modes and water levels were tested to determine the best approach for providing increased natural insulation with ice and snow.

Third, since the study was to take place in North America, we selected a willow (*Salix* sp.) as a replacement for *Phragmites australis*. Willows (*Salix* sp.) are among the most widely used woody plants for wastewater and soil treatment purposes (Grebenshchykova et al., 2019). Several willow species have beneficial morphological and physiological characteristics for treatment wetlands, such as rapid growth rate, high biomass production, deep root system with high density, high evapotranspiration rate, high nutrient uptake and resistance to chemical contaminants (Tharakan et al., 2005; Kuzovkina and Volk, 2009; Frédette et al., 2019). Willows tolerate different types of extreme weather conditions and habitat-related ecological stresses (Perttu and Kowalik, 1997; Verwijst, 2001; Major et al., 2017). Due to these characteristics, willows are commonly used to treat different types of wastewater: domestic wastewater (Gregersen and Brix, 2001; Lachapelle-T et al., 2019), landfill leachate (Duggan, 2005; Białowiec et al., 2007; Justin et al., 2010) and sewage sludge (Listosz et al., 2018).

The objective of present study was (i) to evaluate the development of willows in TW conditions in regions exposed to very low winter temperatures for several months per year, (ii) to evaluate the performance of secondary treatment of the modified French VF TWs under these climatic conditions and (iii) to compare percolating and saturated downflow modes during winter.

II. 2. Materials and methods

II. 2.1. Experimental design

Four experimental pilot-scale units of single-stage VF TWs planted with willows were set up at the water resource recovery facility (WRRF) of Saint-Roch-de-l'Achigan in Quebec, Canada. The climate in this region is characterized by a cold period of five months (from November to March) with an average temperature of -5.5°C (extreme minimum temperature of -36.4°C in January 2009) and a warm period from April to October with an average temperature of 14.4°C (extreme maximum temperature of 36.1°C in July 2018). The average annual precipitation is 1114 mm (all values were calculated for a period of 10 last years from 2009 to 2018; National Climate Data and Information Archive, 2018). Southern Quebec (Canada) is a representative example of the climate-related need for an alternative sustainable solution for treatment of wastewater from small-scale municipalities (Werker et al. 2002). In Quebec, municipalities need to treat wastewater at least up to a secondary level (BOD_5 25 mg/L; TSS 25 mg/L, absence of acute toxicity; MDDELCC, 2010).

The pilot units were fed with primary settled municipal wastewater for 22 months, from July 2016 to May 2018 (Figure 6). The primary treatment installation included three septic tank compartments and a pumping tank to feed the TWs.

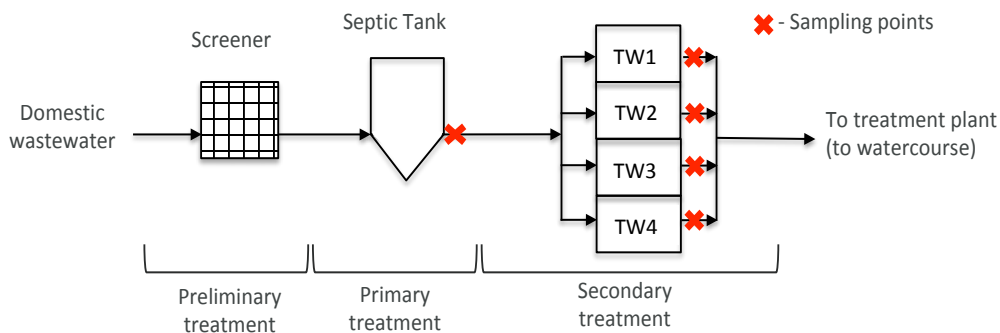


Figure 6. Schematic representation of the pilot treatment system used for experimentation with the position of sampling points.

Each pilot TW had a surface of 11.3 m² (4.5 m x 2.5 m), and a total filtering bed depth of 1.2 m. The filling material was the same for all pilot units and was chosen to create a single stage filter providing a high physical filtration capacity. From top to bottom, each filtering bed contained three principal layers of 30 cm each of a mix of gravel 14-20 mm and 20-40 mm; gravel 2.5-5 mm and a layer of sand (Tableau 7). Three additional layers of different sizes of gravel with a total thickness of 35 cm were added at the bottom for water drainage.

Tableau 7. Filtering bed composition (from top to bottom).

Thickness (cm)	Media type	Media size (mm)
30	Gravel	20 – 40 & 14 – 20
30	Gravel	2.5 – 5
30	Sand	D ₁₀ = 0.34
10	Gravel	2.5 – 5
5	Gravel	14 – 20
15	Gravel	20 – 40

Two parallel pipes 2.5 cm in diameter and 3.9 m in length were used to distribute the influent on top of each filter. Each pipe was perforated every 60 cm; the diameter of each perforation was 3.5 mm. Three drains 7.6 cm in diameter were installed at the bottom of the filter and connected with the effluent tank. Artificial aeration was installed on top of the sand layer at a depth of 60 cm. It consisted of a flexible pipe 18.3 m in length and 1.3 cm in diameter that was perforated every 30 cm (Figure 7).

Depth	60 cm
Total length of flexible pipe	18.3 m
Diameter of flexible pipe	1.3 cm
Number of air diffusers	61 (every 30 cm)
Type of air diffuser	On-line drip emitters

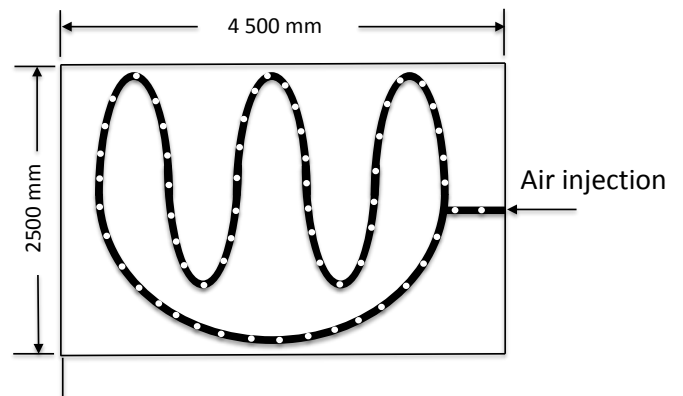


Figure 7. Characteristics and schematic plan view of the artificial air distribution system.

The flexible pipe was connected to a linear septic air pump Hiblow HP-200 (rated loading pressure: 20 kPa; airflow volume: 200 L/min) outside the filter zone. The air pump was insulated in a box to maintain a constant air temperature $> 3\text{ }^{\circ}\text{C}$ during winter.

II. 2.2. System insulation

A mulch layer of 20 cm was added on top of each filter to insulate the bed and the influent distribution pipe on the filter surface, as recommended by Wallace et al. (2001).

All external pipes between the septic tank and the distribution pipes on the filter surfaces were surrounded by heating cables covered with aluminum foil. Insulation with extruded polystyrene foam and plywood was added to protect the pipes from precipitation and freezing temperatures in winter.

II. 2.3. Plant species

A willow cultivar, *Salix miyabeana* “SX67”, was chosen for planting due to its favorable characteristics such as high biomass productivity, high level of weed competition and good resistance to diseases and parasites (Tharakan et al., 2005). Although native to Asia, this cultivar developed at the University of Toronto does not reproduce naturally by clonal propagation or seed germination, and thus should not represent an invasion threat to surrounding native ecosystems (Labrecque and Teodorescu, 2005; Kuzovkina and Volk, 2009). One-year-old willow plants grown from cuttings were planted in each filter at a density of 4 plants/m² (45 plants/pilot unit) to ensure uniform root distribution and complete surface coverage by the aboveground biomass in the long-term. Two “willow screens” were planted on each side of the two external pilot TWs to create homogeneous lighting conditions for the four TWs.

II. 2.4. Operating conditions

A percolating flow mode was used for all pilot units during the summer period. During wintertime, two operation modes were tested: percolating for pilot units 1 and 4, and saturated with artificial aeration for pilot units 2 and 3. Two types of saturated level were tested to limit heat loss in the filtering beds: for the first winter, the high water level was maintained 5-10 cm above the surface, while for the second winter the high water level was maintained 5-10 cm below the mulch layer.

The organic loading rate was chosen to avoid organic overloading during the wintertime. Thus, the TW footprint was lower than recommended for compact versions of French TWs for temperate climates: 33 – 42 CBOD₅ m⁻² d⁻¹ (raw wastewater) (Paing et al., 2015) versus 5 – 20 CBOD₅ m⁻² d⁻¹ (primary treated wastewater) recommended for cold climate VF design by (DWA, 2017) and (ÖNORM, 2009). Two organic loadings of 5 and 10 CBOD₅ m⁻² d⁻¹ were tested from July 2016 to September 2017. From September 2017 to May 2018, the organic loading was doubled to 10 and 20 CBOD₅ m⁻² d⁻¹ to test the limits of the TWs in terms of organic loading (Tableau 8).

The feeding strategy for TWs was chosen to minimize heating loss in the filtering beds in winter using the natural heat of wastewater. The TWs were fed automatically with batches of 200 L each. The total number of batches applied per day was from 2 to 4 during the first year (every 12 and 6 hours, respectively), and from 4 to 8 batches per day during the second year (every 6 and 3 hours, respectively).

Tableau 8. Operation conditions.

Pilot	Organic loading (g CBOD ₅ m ⁻² d ⁻¹)		Nb of batch events per 24 h		Flow mode	
	Year 1	Year 2 (winter 2)	Year 1	Year 2 (winter 2)	Winter	Summer
TW 1					percolating	
TW 3	10	20	4	8	saturated with aeration	percolating
TW 2	5	10	2	4	saturated with aeration	
TW 4					percolating	

The artificial aeration required for saturated flow mode was calculated according to the actual oxygen requirement (AOR) as follows:

$$AOR = COD_{B \text{ applied}} \times f_{CODB \text{ mineralized}} + (TKN \times 4.57) \times f_{TKN \text{ nitrified}} \quad (1)$$

where COD_B applied is the applied biodegradable COD (g/d), f_{CODB} mineralized the expected mineralized fraction of the applied COD (85%), TKN is the TKN applied (mg N/L) multiplied by the stoichiometric factor of 4.57, and f_{TKN} nitrified is the theoretical nitrified fraction of the TKN applied (85%).

Continuous air supply was provided at a flow rate of 18 (pilot unit 2) and 25 L/min (pilot unit 3) during the first winter experimentation period, and 28 (pilot unit 2) and 55 L O₂/min (pilot unit 3) during the second winter experimentation period. The first winter period lasted 91 days (from January 16 to April 17, 2017), and the second lasted 180 days (from September 27, 2017 to April 23, 2018).

II. 2.5. Monitoring

Grab samples were collected every two weeks at the end of the primary treatment (influent) before a batch event, and after completed treatment in each pilot unit (effluent) after a full batch event. There were no significant differences between the four tested seasons regarding the principal influent characteristics (Tableau 9).

Tableau 9. Influent characteristics.

Parameter	Units	Average	SD	Min	Max
Total COD	mg/L	264	103	114	647
TSS	mg/L	53	36	22	257
TKN	mg N/L	30.8	10.1	9.9	54.8
NH ₄	mg N/L	21.3	6.9	6.4	37.0
TP	mg P/L	4.9	1.3	1.5	7.7

The removal efficiency of total chemical oxygen demand (total COD), total suspended solids (TSS), total Kjeldahl nitrogen (TKN), ammonia (NH₄-N), nitrite and nitrate (NO_x-N), and total phosphorus (TP) was calculated with concentrations (mg/L) as the difference between influent and effluent concentration and expressed in percentage (%). Laboratory analyses were performed at the environmental engineering laboratory of Polytechnique Montreal according to Standard Methods (Clesceri et al., 1998; APHA et al., 2005). Dissolved oxygen

(DO) was measured during the second winter by YSI 5000 Benchtop Dissolved Oxygen Meter in each TW effluent, immediately after sampling. The average daily evapotranspiration rate was estimated in July 2017, using the water balance method, as the difference between total inflow (sum of total influent and precipitation) and total outflow, for every day of the month. A Stratus Precision Rain Gauge measured rainfall twice a day at the treatment plant zone, providing precise rainfall at the site for evapotranspiration rate calculations. Air temperature, humidity and wind parameters during the experiment were provided by the L'Assomption meteorological station (#7014160 (Environment Canada) 45°48'34" N, 73°26'05" O, 21 m), located 13 km from the WRRF.

II. 2.6. Statistical analyses

The statistical relationships between the TWs pilot units and between seasons were tested using the non-parametric Kruskal test. When significant, post-hoc comparisons (Pairwise Wilcoxon test) were conducted to determine the difference between groups. Differences were deemed significant at $p < 0.05$. All analyses were performed using R 3.4.2 software.

II. 3. Results

During the investigation period, the average temperature of the coldest month (January 2018) was -11.7 ± 8.0 °C, and the average temperature of the hottest month (July 2016) was 20.7 ± 2.6 °C. The minimum temperature recorded on January 2, 2018 was -32.5 °C and the maximum temperature recorded was 33.3 °C, on August 8, 2016 (National Climate Data and Information Archive, 2018).

II. 3.1. Cold climate system adaptation

During the first winter, the TWs with lower organic loadings ($5 \text{ g CBOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) received two batches of wastewater of 200 L per 24 h (every 12 hours). This low frequency resulted in the partial freezing of the influent distribution pipes during the coldest periods. An increased frequency with batch feedings of 200 L every 6 hours was sufficient to maintain the functionality of the system in winter without supplementary maintenance.

During the first winter, for TWs operated in saturated flow mode with the water level just above the surface, a partial ice layer formed that was too thin to reduce surface heat loss sufficiently. As a result, the snow layer was unstable throughout that winter, with frequent snow melting events. In the second winter, the water layer was kept below the surface, which

allowed a layer of snow more than one meter thick to form and persist for most of that season, resulting in improved natural insulation of the distribution pipes and the filtering beds.

II. 3.2. Willow adaptation

Willows planted in TWs showed good development and a fast growth rate. The very dense plantation resulted in the mortality of some willows located in the center of the pilots. Also, after the second winter, die-back was observed in the top parts of many willows, particularly those located at the edge of the experimental set-up. The same response was noted at the margin of large willow plantation located in the region. The willows affected resprouted back, and no negative effects were noted on treatment performances.

The average daily ET rate, measured during July 2017 for pilot units with a lower organic loading (TW2 and TW4), ranged from 10 to 14 mm/d. For pilot units under maximal organic loading (TW1 and TW3), ET ranged from 19 to 23 mm/d (Tableau 10).

Tableau 10. Average daily evapotranspiration rate for July 2017 obtained in the present experiment compared to results obtained by Frédette et al. (2019) and by Chazarenc et al. (2010) for TWs operated in the same area (Montreal region).

Source	Pilot ID	Species planted	Average ET (mm/d)	HLR ⁴ (L m ⁻² d ⁻¹)
Present study ¹	Pilot 1	<i>Salix miyabeana</i> SX67	18.7 ± 2.9	73.2
	Pilot 2		10.0 ± 2.4	37.8
	Pilot 3		23.1 ± 3.2	73.2
	Pilot 4		14.0 ± 3.2	37.9
Frédette et al., 2019 ²		<i>Salix miyabeana</i> SX67	28.7 ± 17.2	55.5
Chazarenc et al., 2010 ³		<i>Phragmites australis</i>	16.4; 16.7	30.0
		<i>australis</i>		

Note: ¹: VF TWs, size: 11.2 m², plant density of 4 plants/m², July 2017; ²: HF TWs, size: 48 m², plant density of 2.3 plants/m²; July 2017; ³: HF TWs, size: 1 m², plant density: NA, July – August 2001; ⁴: for study 1: HLR = total influent (without precipitation).

The average ET obtained during the pilot scale experiment under maximal loading is within the range of those obtained from a pilot-scale treatment wetlands study by Frédette et al. (2019) conducted in the same geographical region (Tableau 10).

Our results are also comparable to those of Chazarenc et al. (2010), obtained from a mesocosm-scale study using the species most commonly used in TWs, *Phragmites australis australis* (Tableau 10).

II. 3.3. COD, CBOD₅ and TSS removal

The average total COD removal was $91 \pm 4\%$ during the experiment for all pilot units. In summer, when all pilot units were operated in percolating flow mode, no significant difference in total COD effluent concentration was observed between pilot units. In winter, the effluent concentration was significantly higher ($p = 0.026$) for pilot units 2 and 3, which were operated on saturated flow mode. With increased organic loading in winter 2 (Tableau 8) a significant increase ($p < 0.001$) in total COD concentration was observed for pilot 1 as well. During the last season, removal efficiency was lowest among all four seasons of the experiment. During this season, the maximum removal efficiency was observed for TW1 and TW4 – $91 \pm 3\%$ and $92 \pm 3\%$ respectively; it was lower, but still above 85%, for TW2 and TW3.

The average effluent concentration for all tested periods was 21 ± 7 mg COD/L. Using a typical secondary effluent BOD₅ : COD ratio of 0.30 (Metcalf & Eddy - AECOM, 2014), the average BOD₅ was estimated as 6.4 ± 2.1 mg O₂/L, which is well under the maximum of 25 mg O₂/L.

An average TSS removal of $85 \pm 11\%$ was determined for all pilot units. No significant differences were observed for effluent TSS concentration for all seasons except during summer 2, during which significantly higher effluent TSS concentration ($p < 0.001$) was reported for the two pilot units operated at the higher organic loading. The average effluent TSS concentration for all pilot units was 7.1 ± 5.7 mg TSS/L, which is well under the discharge standards of 25 mg TSS/L required in the Province of Quebec.

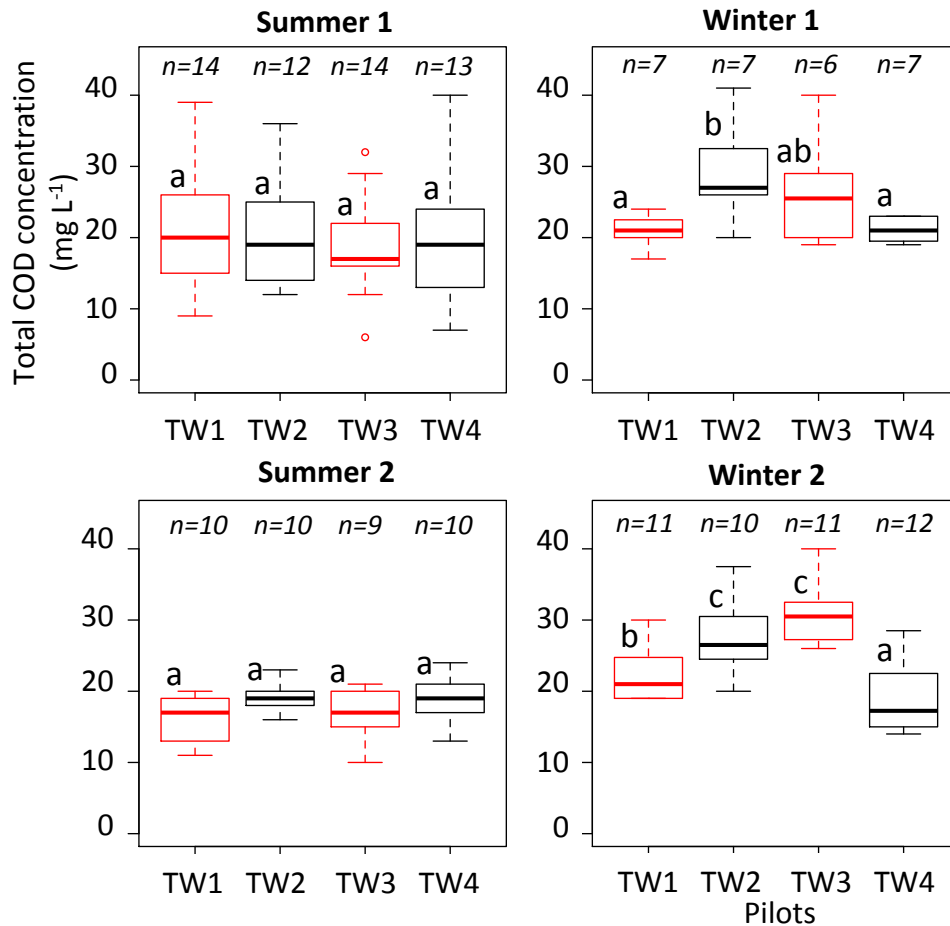


Figure 8. Effluent total COD concentration for summer and winter conditions for years 1 and 2. Different letters above the boxplots indicate significant differences ($p < 0.05$) in total COD concentrations between the pilot units in the same season. Boxplots of the same colour indicate equal organic loadings (additional details provided in Tableau 8).

II. 3.4. Nitrogen removal

There were no significant differences between TWs in summer, with an almost complete nitrification (average $\text{NH}_4\text{-N}$ for all pilot units was 0.12 ± 0.30 mg N/L). In winter, the ammonia concentration in saturated aerated flow mode was significantly higher ($p = 0.03$) than in percolating flow mode. This trend was even more noticeable during winter 2, with a higher ammonia concentration. The ammonia concentration in percolating flow mode in winter 2 was significantly higher ($p < 0.001$) for TW1, with an organic loading of $20 \text{ CBOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, but lower than TWs operated in saturated flow mode. The effluent DO concentrations measured during winter 2 indicated a lower DO concentration in saturated TWs, as a result of the higher ammonia concentration (Figure 10).

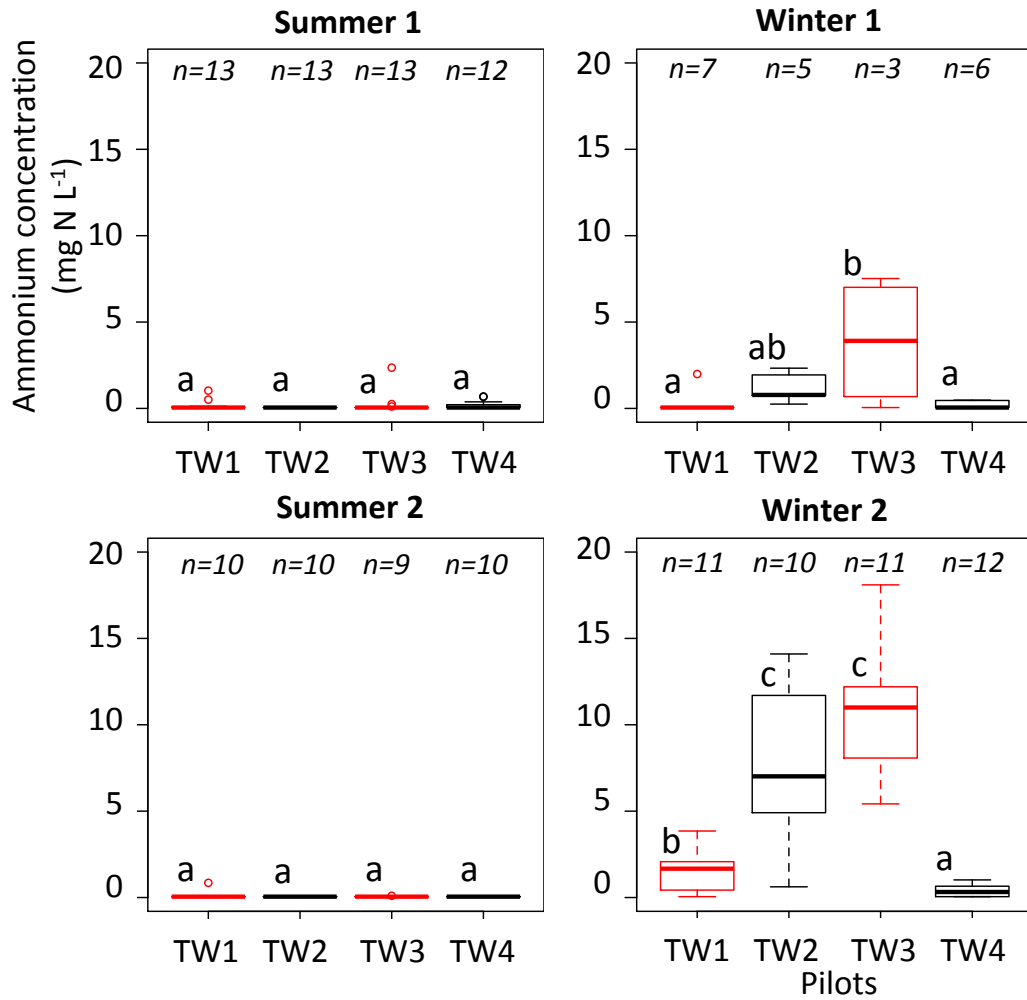


Figure 9. Effluent ammonia concentration. Different letters above the boxplots indicate significant differences ($p < 0.05$) in ammonia concentrations between the pilot units in the same season. Boxplots of the same colour indicate equal organic loadings (additional details in Tableau 8).

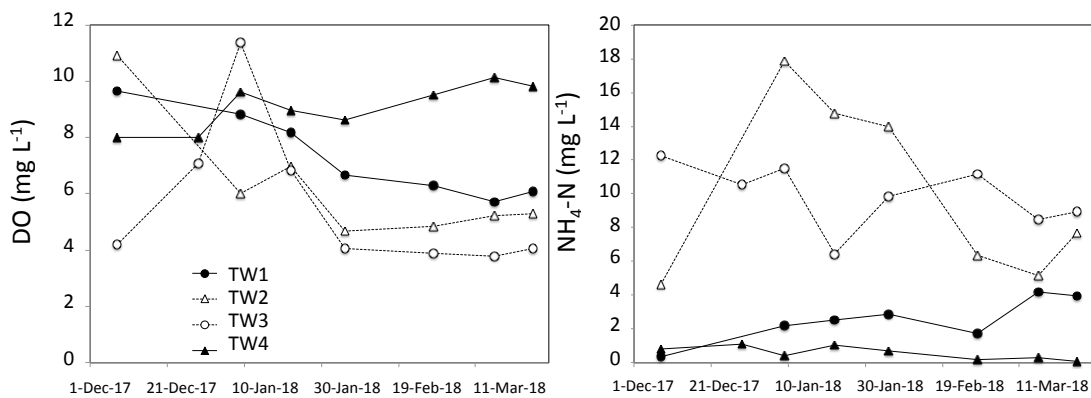


Figure 10. Dissolved oxygen concentration in effluent (left) and ammonia concentration in effluent (right) during winter 2.

Average nitrogen concentrations in the forms of nitrites + nitrates, ammonia and organic nitrogen are presented separately for the summer and winter seasons of the second year of the experiment, in Figure 11. In summer, all pilot units showed a similar concentration of each form of nitrogen with an average concentration of total nitrogen (TN) of 21 ± 1 mg N/L versus 33 mg N/L of TN in the influent. In winter, the effluent TN was lowest for pilot unit 2 (low organic loading + saturated flow mode), at 11 mg N/L. The effluent TN concentration increased for pilot unit 3 (high organic loading + saturated flow mode), to a value of 15 mg N/L. The highest TN concentration was observed for pilot unit 1 (high organic loading + percolating flow mode) and for pilot unit 4 (low organic loading + percolating flow mode), at values of 21 and 27 mg N/L, respectively.

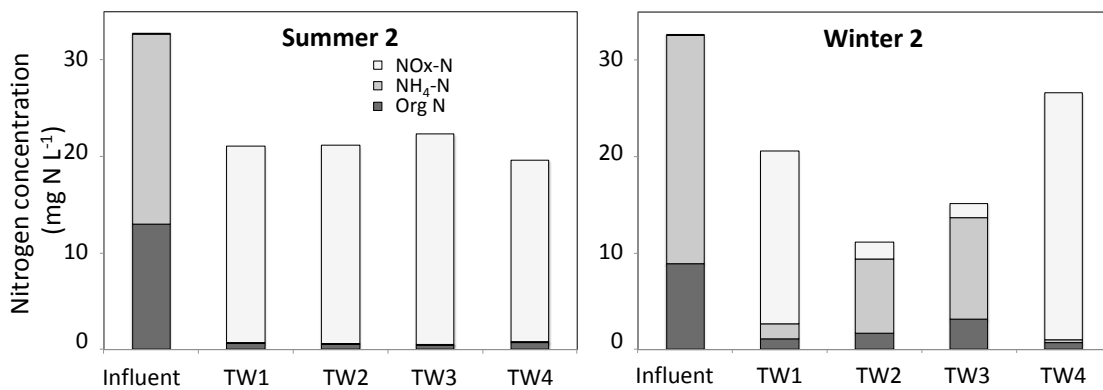


Figure 11. Average NO_x-N, NH₄-N and Org N concentration in influent and effluent of four tested pilot units during the second year of the experiment.

II. 3.5. Phosphorus removal

During summer 1, there was no significant difference between effluent TP concentrations. The TP removal during this period was $78 \pm 14\%$. During winter 1, the TP removal of TW1 and TW4 (both operated in percolating flow mode) was significantly less efficient ($p = 0.02$) at $28 \pm 40\%$ and $52 \pm 17\%$, respectively. Better TP removal was observed in TWs operated in saturated flow mode, with values of $81 \pm 8\%$ and $70 \pm 9\%$ for TW2 and TW3, respectively. During the second year, the same trend was observed for each season, but at a higher effluent total P concentration (Figure 12). During summer 2, the TP removal efficiency decreased for all pilot units: $21 \pm 18\%$ for TW1, $71 \pm 20\%$ for TW2, $39 \pm 34\%$ for TW3 and $32 \pm 18\%$ for TW4.

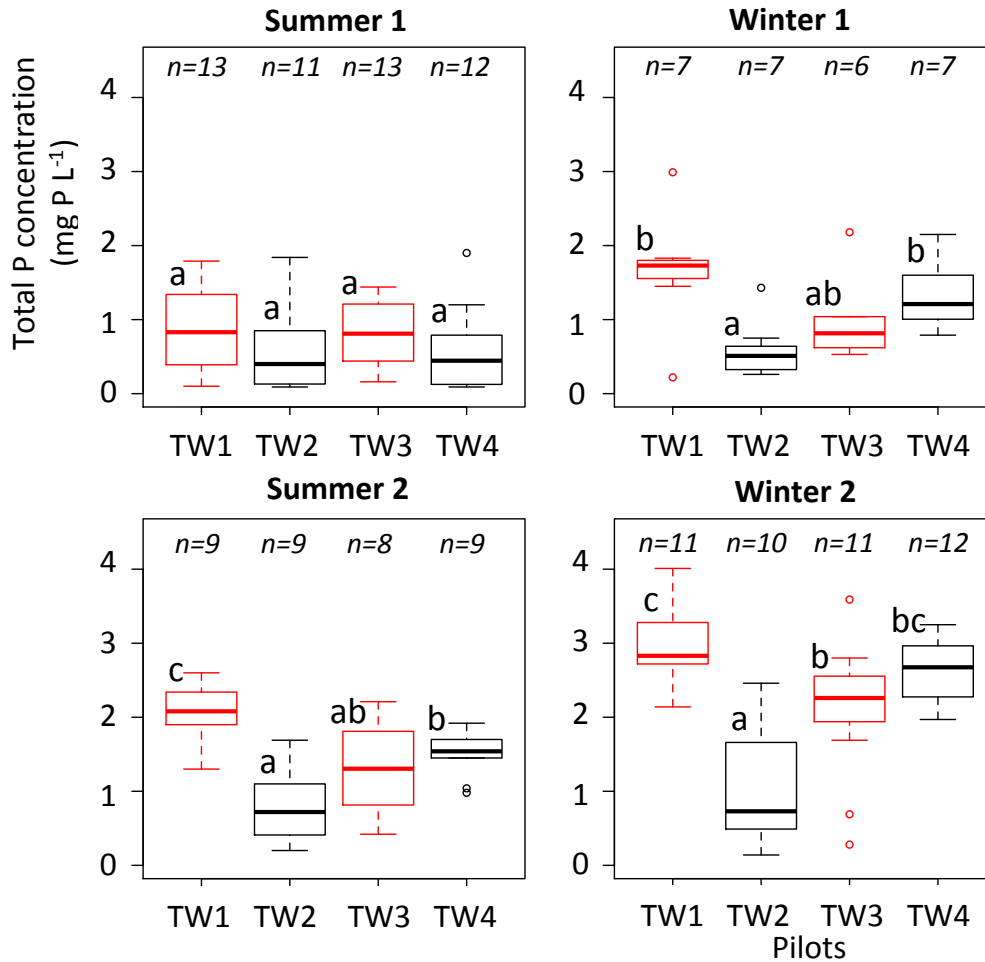


Figure 12. Effluent total phosphorus (TP) concentration for summer and winter, for years 1 and 2. Different letters above the boxplots indicate significant differences ($p < 0.05$) in total P concentrations between the pilot units in the same season. Boxplots of the same colour indicate equal organic loadings (additional details in Tableau 8).

II. 4. Discussion

The tested TW system was operated successfully during year-round wetland loading, even during extremely low air temperatures (-32°C in January 2018). The type of wastewater distribution and feeding frequency of the TWs are important considerations for cold period conditions. For this study, the distribution pipe was installed on the TW surface under a mulch insulation layer, allowing for an appropriate balance between pipe insulation and access in case of ice clogging. A proper TW feeding frequency contributed to successful operation during winter. A minimum feeding frequency of once per 8 hours at a hydraulic rate of 18 L/m^2 was efficient. The percolating flow mode was maintained in winter without any modification. To minimize excessive surface heat loss from the filtering bed in saturated flow

mode, a water level 5 to 10 cm below the TW surface is recommended. This configuration allowed a layer of snow more than one meter thick to build up and persist for most of the winter, even though there were days with positive temperatures, which should occur more frequently as a result of climate change.

Willow showed fast growth, and its high ET rates (ranging from 25.6% to 36.9% of applied HLR during the measured period), is comparable to the ET rate of the common *Phragmites australis*. A high ET rate increases HRT in TWs and helps to concentrate the effluent. One of the important consequences of high ET in TWs is an improved removal efficiency of TKN (He and Mankin, 2001; Chazarenc et al., 2010). Our results confirm the successful use of willows in TW conditions in cold climate proposed by previous studies (Khurelbaatar et al., 2017; Grebenshchykova et al., 2019). In winter, when ET rate is null, the woody stems favor the accumulation of snow cover on the TW surface to better insulate the filtering bed. During the experiment, the willows were not coppiced. Coppicing of willows is recommended every 3-4 years for optimal willow growth in plantations (Labrecque and Teodorescu 2005; Tharakan et al., 2005). Future studies should clarify the optimal stem density to avoid stems mortality and the best strategy for willow biomass maintenance in TWs.

Treatment performance was better in percolating flow mode. During the investigation period, COD and TSS removal were high (> 85%) and were not affected by low temperatures. Similar results were observed in previous studies (Smith et al., 2006; Prost-Boucle and Molle, 2012; Tunçsiper et al., 2015). The total COD concentration measured in TW effluents operated in a percolating flow mode (around 20 mg/L) likely corresponded to the soluble non-biodegradable fraction of typical municipal effluent. It can therefore be affirmed that the TWs in percolated flow mode completely removed the biodegradable part of total COD (92% of the total COD according to Tchobanoglous et al. (2003). In saturated flow mode with aeration, total COD removal was significantly less efficient (although still high at > 85%) than in percolating flow mode (92%).

In winter, nitrification was more efficient for TWs in percolating flow mode. With 20 g CBOD₅ m² d⁻¹ of organic loading in winter, the nitrification in percolating flow decreased due to the lower activity of nitrifying bacteria and lower oxygenation from plant roots (Ouellet-Plamondon et al., 2006). In saturated flow mode, the lower nitrification rate can be explained by a lack of oxygen, as confirmed by a low DO correlated with a high ammonia concentration in effluent. This lower oxygen concentration could be attributed to a deficient air distribution

system (Figure 7). In contrast, the higher denitrification observed in winter in saturated flow mode was most likely due to the favourable conditions provided in the deep layers of the filtering bed without artificial aeration (low oxygen concentration, slightly higher COD concentration).

Phosphorus removal from domestic wastewater using a subsurface TW with a standard neutral substrate is not efficient over the long-term. Previous studies showed that a low temperature does not have a negative influence on TP removal (Wang et al., 2017). Once short-term phosphorus surface retention has been saturated, the effluent phosphorus concentration increases, and a typical long-term TP removal is around 10-20% (Smith et al., 2006; Kadlec and Wallace, 2008; Troesch et al., 2014; Dotro et al., 2017). In the present experiment, this period was relatively short. TW1, which was operated in percolating flow mode at a maximal organic loading, showed a phosphorus removal efficiency of about 20%. The combination of two factors, a lower organic loading and a saturated flow mode in winter, allowed a slow rate of phosphorus saturation of the filtering bed. However, the trend of decreasing phosphorus removal held true for all TWs. When a low phosphorus concentration in effluent is targeted, a special media with a high phosphorus adsorption capacity must be used, or another treatment system must be installed downstream or upstream from the TWs to provide efficient removal (Jenssen et al., 1993; Mæhlum and Stålnacke, 1999; Vohla et al., 2011; Claveau-Mallet et al., 2013).

The present study suggests higher treatment performances of percolating flow mode in winter. With organic loading above $20 \text{ g CBOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, the pollutant removal efficiency in percolating mode begins to decrease. The saturated flow mode with artificial aeration showed less pollutant removal efficiency in our study. However, we believe our aeration system was partly inefficient, so that this flow mode with properly designed artificial aeration remains a potential solution for full-scale application in regions with harsh winter conditions using an organic loading above $20 \text{ g CBOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A possible reason for the low nitrification rate in saturated TWs with artificial aeration in this study was the creation of preferential air flows to the surface, which would result in non-homogeneous aeration of the filtering bed. Previous studies showed high nitrification in TW when artificial aeration is properly configured (Ouellet-Plamondon et al., 2006; Fan et al., 2013). An aeration system with proper air distribution pipe position (depth and density), and air emitter number and spacing (Nivala et al., 2018) should be considered as a solution to improve homogeneous distribution of air in

filtering bed. As a consequence of these modifications, the nitrification rate - the principal limiting process in TWs tested in this study - should be improved. For continuous aeration, a wind-driven air pump can be used to keep costs down and TW technology as extensive as possible (Boog et al., 2016). Intermittent aeration, sometimes used in VF TWs, represents another interesting approach because it improves conditions for nitrification and denitrification in the same filtering bed (Dong et al., 2012; Wu et al., 2015). The potential of this type of aeration needs to be tested under real cold climate conditions, due to the high risk of TW freezing during periods without aeration.

5. Conclusions

This study demonstrated a successful application of a modified compact version of French VF TWs in regions with freezing air temperatures for five months per year. *Salix miyabeana* was well-adapted to TW conditions in this climate. Applying either of two flow modes (percolating or saturated with artificial aeration), the effluent concentrations were under the permitted discharge requirements (BOD_5 25 mg/L; TSS 25 mg/L). The tested design with percolated downflow mode can potentially receive at least two times higher organic loading ($40 \text{ g CBOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) and meet discharge standards, as it makes it possible to maintain a higher temperature within the TW system and thus better protection from freezing during winter. Properly designed artificial aeration in a saturated flow mode can potentially increase the organic loading capacity and may be essential for full-scale TWs in regions with very cold winter temperatures. More studies are needed to find the best configuration of artificial aeration system in extremely cold conditions.

A better understanding of the thermal regime inside the filtering bed is necessary to determine the optimal size of TW (balance between a small footprint and an acceptable risk of filtering bed cooling) for very cold climates.

Chapitre III – Préambule

En complément de l'efficacité de traitement, étudiée dans le chapitre précédent, ce chapitre vient explorer plus en détail la configuration modifiée du FP. Cette partie se concentre sur les propriétés thermiques d'un FP sous-surfacique à flux vertical compact.

Dans le contexte du climat froid cette étude est indispensable afin de prendre en compte tous les risques liés aux conditions de gel en période hivernale et afin de comprendre les fragilités du système de FP. Ces aspects doivent impérativement être pris en compte lors de la configuration finale à pleine échelle pour éviter la prise en gel du système et pour assurer le fonctionnement efficace durant la période froide.

Le travail présenté dans ce chapitre répond à plusieurs objectifs. D'abord, tenter de comprendre la distribution verticale de la température à l'intérieur d'un lit filtrant en fonction de la saison. Puis, dans un second temps, évaluer les rôles des paramètres extérieurs et des paramètres du système sur la température à l'intérieur d'un massif filtrant durant la période froide. Cet objectif permettra de choisir le mode opératoire le plus adapté. Enfin, le troisième objectif a été de comprendre l'importance de la couche surfacique isolante dans la conservation de la chaleur à l'intérieur d'un FP.

L'avantage de la méthodologie utilisée dans cette section est l'approche complexe intégrant le suivi de températures à différentes profondeurs à l'intérieur du lit filtrant, le monitoring de température de l'affluent et de l'effluent et l'estimation des flux d'énergie entrants et sortants afin de dresser un bilan énergétique.

Grâce à l'ensemble des données récoltées, l'effet de deux niveaux de charges organiques appliquées ainsi que l'effet de deux modes opératoires – simple percolant et saturé avec aération forcée, – ont été évalués pour la période froide durant six mois.

A l'issus de ce chapitre, des recommandations techniques ainsi qu'une proposition d'étude en perspective ont été présentées dans le chapitre V. Les informations complémentaires relatives à cette section sont présentées dans l'annexe C.

Chapitre III - Thermal properties of treatment wetlands operated under freezing conditions

* *Ce chapitre sera potentiellement soumis à la revue Ecological Engineering et/ou sera présenté au 17th international Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Bangkok Thailand Nov 16-19 2020.*

Grebenshchykova, Z., Forquet, N., Brisson J., Lachapelle-T. X., Comeau Y. and Chazarenc F.

Abstract

A compact version of subsurface vertical flow treatment wetland (TW) is a promising solution for cold climate regions. An integrated approach was used to study thermal properties of a TW system in cold climate. Pilot-scale experimentations were conducted from April 2017 to April 2018 just north of Montreal, Quebec, Canada. During the winter 2017-2018, air temperatures dropped several times below -20 °C.

During the winter-period, the temperature inside TWs was in general above 5 °C. A thermal stratification with lower temperatures in surface layers and higher in deep layers was observed for TWs with low organic loadings applied. High organic loadings made the temperature of different layers uniform. Organic loadings and influent temperature determinate the temperature inside the filtering bed in winter. Air temperatures led to a major temperature decrease inside the filtering bed at the beginning of the cold period. After a snow accumulation on TW surface, the effect of air temperature decreases. Different flow modes played a minor role in vertical thermal distribution. A temperature predictive model was developed that provided a precision of ± 2 °C.

During the cold period, the energy flows were maintained at a balance point. Surface insulation by a principal layer of mulch provided a high thermal inertia for the filtering bed. A 7-days period without any feeding with very low air temperatures confirms a high freezing resistance of TW.

Keywords

Treatment wetland; vertical flow; cold climate; thermal distribution; insulation.

III.1. Introduction

The use of treatment wetlands (TWs) faces a particular challenge in regions with very low winter temperatures. Several biological and chemical processes are negatively affected by low temperature, reducing pollutant removal capacity of TWs (Kadlec and Wallace, 2008). In

addition, freezing can lead to pipe breaking and ice clogging of the filtering bed. Due to a certain thermal protection of the filtering bed, the subsurface flow TWs is usually preferred over the other types of CWs for cold climate applications (Wittgren and Maehlum, 1997).

A majority of studies of subsurface TWs under cold climate focused on pollutant removal efficiency (Wang et al., 2017), with only few investigating thermal properties of the filtering bed. (Wallace and Nivala, 2005) studied the thermal response of a subsurface horizontal flow TWs in a cold climate, describing the distribution of temperature in warm and cold seasons inside the filtering bed. In summer, during the warm period, the highest temperature is situated in layers near the surface and this temperature decreases with depth due to important energy inputs with solar radiation. In winter, during the cold period, the thermal layering is reversed – with temperature increasing with depth. This important trend was observed for vertical TWs as well (Smith et al., 1997) but needs to be specified when the filtering bed is deep and contains different layers. The effect of saturated and unsaturated conditions was not considered; it is required to study this thermal layering during winter before applying saturated flow mode.

A study of Smith et al. (1997), measuring thermal distribution inside a filtering bed under cold climate in Canada concluded that a vertical flow (VF) TW can be successfully implemented in cold regions with appropriate design specifications. Wallace et al. (2001) recommended VF subsurface flow configuration for cold climate application due to a smaller area footprint per unit flow and, as a consequence, a reduced contact zone with freezing temperatures.

Several studies focused instead on technical adaptation of TWs design strategy (Wittgren and Maehlum, 1997; Wallace et al., 2001; Prost-Boucle and Molle, 2012; Prost-Boucle et al., 2015). Langergraber et al. (2009) investigated the effects of an additional top layer for winter performances of a vertical flow TW. The temperature of the main layer of the filtering bed with an additional top layer (15 cm of gravel (4 – 8 mm)) was 1 – 2 °C higher than in the bed without an additional top layer. However, TWs with additional top layer showed an unstable performance due to the reduction of the oxygen transfer inside the filtering bed. Another type of insulated layer – mulch, was studied by Wallace et al. (2001), which highlighted the positive impact on oxygen transfers (from surface to deepest layers), plant development and biodegradability.

Not harvested aboveground biomass helps to insulate filtering beds from freezing wind events and facilitated the accumulation of snow on TW surface. The tracer study of Munoz et al. (2006) confirms an important protective role of belowground vegetation biomass especially under extreme cold climate conditions. Rhizomes provide addition thermal protection against ice formation.

Many aspects of the practical successful application in cold regions have not been investigated. The understanding of influencing factors for a thermal distribution in filtering bed in cold (and very cold) climate regions is necessary to choose an optimal size and a design configuration of vertical TWs for successful full-scale application (Kadlec, 2009).

In the present study, thermal vertical distribution in filtering beds was monitored on different layers by temperature sensors with high frequency during an entire year to understand the influence of seasonal variations of air temperature on filtering bed temperature (i). The influence of different system parameters (organic loading, flow mode, influent temperature) on temperature inside the TW was investigated in cold period by using the thermal response of pilot-scale TWs (ii). The energy flows were estimated TWs during cold period. The role of surface insulation on heat conservation inside the filtering bed during cold season was evaluated (iii).

III.2. Materials and methods

Vertical subsurface flow pilot-scale TWs located in Saint-Roch-de-l'Achigan, Québec, Canada (45°51'29"N, 73°35'36"W), were used to evaluate different aspects of thermal vertical distribution. The climate in this region is characterized by a cold period of five months (from November to March) with an average temperature of -5.5 °C (extreme minimum temperature of -36.4 °C in January 2009) and a warm period from April to October with an average temperature of 14.4 °C (extreme maximum temperature of 36.1 °C in July 2018). The average annual precipitation is 1114 mm (all values were calculated for a period of 10 last years from 2009 to 2018; National Climate Data and Information Archive, 2018).

III.2.1. TW design

The TW system contained four parallel subsurface vertical flow TWs (4.5 m x 2.5 m) with identic filtering bed composition with total depth of 1.2 m (Figure 13) and planted with *Salix miyabeana* "SX67" (density of 4 plants/m²). The system was fed with settled municipal

wastewater of Saint-Roch-de-l'Achigan. More details of the experimental design are available in study of Grebenshchykova et al. (submitted).

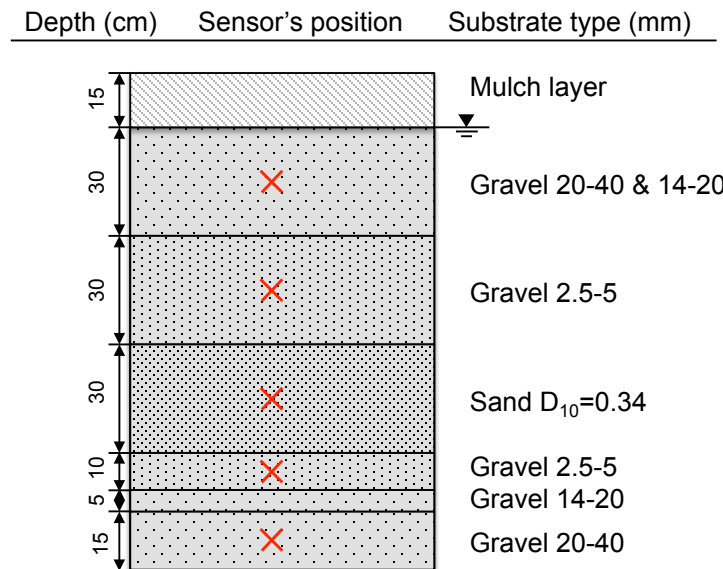


Figure 13. 2D schematic illustration of filtering bed composition and vertical sensor's position.

III.2.2. Operation conditions and treatment performances

Two principal variables were applied to TWs: organic loading (10 and 5 m^2/PE for two warm periods and one cold period; and 5 and 2.5 m^2/PE for last cold period) and flow mode (percolating and saturated with forced aeration) (Grebenshchykova et al., submitted).

The treatment performances of the TW system were evaluated during 22 months. All TWs showed high pollutant removal efficiencies for all pilots with mean TSS removal of $85 \pm 11\%$, and mean COD removal of $91 \pm 4\%$. The nitrification was almost complete during warm periods. During cold periods, the nitrification was significantly less efficient for TWs operated with saturated flow mode with forced aeration (Grebenshchykova et al., submitted).

The influent temperature was measured periodically at least twice per month in the last compartment of settled tank where the pumping station to TWs was installed. The septic tank was installed inside the trailer where heaters were used to maintain positive temperature to avoid freezing in winter. Effluent temperatures were measured with a similar frequency of influent temperature.

III.2.3. Temperature data collection inside the TWs

Temperature probes were installed in different layers in the middle of each pilot during the construction of the system (Figure 13). The temperature inside the filtering bed was recorded

by 5TM sensors (dimensions 10 cm x 3.2 cm; cable length 5 m) (Decagon Devices, Inc., USA). Operation temperature ranges from $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ to $50\text{ }^{\circ}\text{C}$. All sensors were connected on 5-channel self-contained data recorder Em50. Recording frequency was set to once per minute. A period of 2017-2018 years is reported in this study.

III.2.4. Hydraulic performances

The hydraulic behaviour of the TW systems was studied by a tracer test, performed at the end of the experimentation period in August 6, 2018, after more than two years of operation, for the TW operated with maximal organic loading of 2.5 PE/m^2 .

An amount of 0.8 g of fluorescein was dissolved in a tank connected to a distribution channel. The volume of the tank was of 400 L and corresponded to a double batch flow event during experimentations. The outlet fluorescein concentration was measured with a flow-through field fluorometer for surface waters GGUN-FL30 during five days after tracer injection, that correspond to 32 batch flow events of 200 L. The concentration was measured with a frequency of one minute.

The normalized retention time distribution curves (RTD-curves) represent the ratio of outlet tracer concentration (C_o) to inlet tracer concentration (C_i) as a function of time (Figure 14). Tracer concentration response is presented in Figure 14. No channeling, bypassing or dead zones were observed.

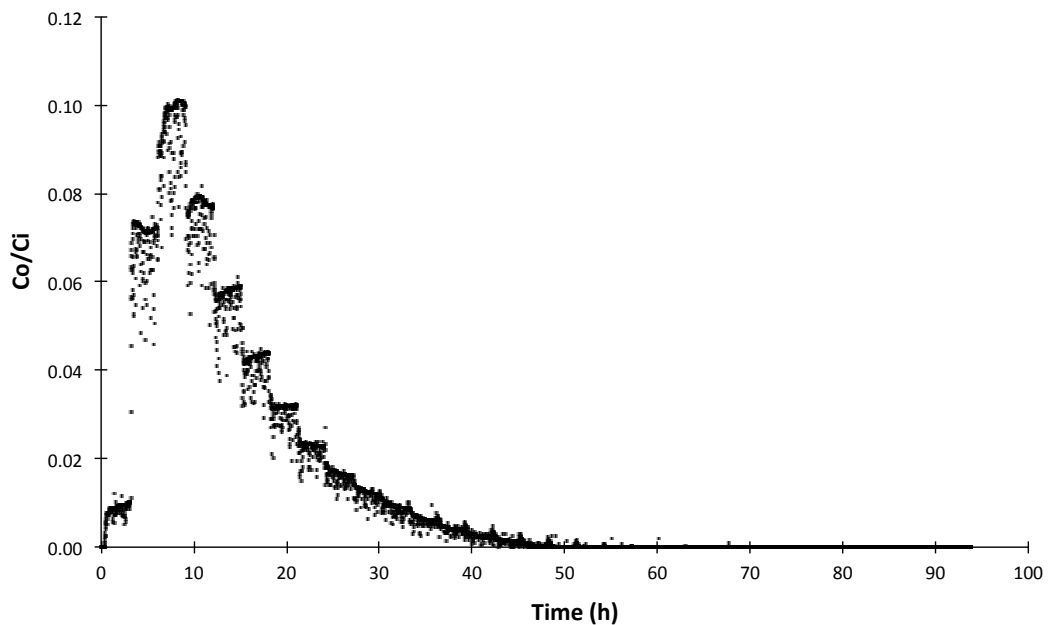


Figure 14. Tracer concentration response.

III.2.5. Meteorological data collection

Meteorological conditions as mean, min and max daily air temperature during the experimentation were provided by l'Assomption meteorological station (#7014160 (Environment Canada) 45°48'34" N, 73°26'05" O, 21 m), located 13 km from the study site. The snow cover data was provided by Saint-Roch-de-l'Achigan station (station #7017698 (45°50'57" N, 73°41'29" O, 57 m)).

III.2.6. Energy balance

Energy balance, led by gains and losses flows, based on (Kadlec and Wallace, 2008), can be expressed as:

$$\text{Energy Inputs} - \text{Energy Outputs} = \text{Change in Energy Storage} \quad (2)$$

$$[R_N + H_a + U_{wi}] - [\lambda_m \rho ET + U_{wo} + G + C_L] = \frac{dS}{dt}, \quad (3)$$

where

R_N = net radiation absorbed by wetland ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

H_a = convective transfer from air ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

U_{wi} = energy entering with water ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

λ_m = latent heat of vaporization of water (MJ/kg);

ρ = density of water (kg/m^3);

ET = water lost to evapotranspiration (m/d);

U_{wo} = energy leaving with water ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

G = vertical conductive loss to ground ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

C_L = lateral heat loss to ground ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

$\frac{dS}{dt}$ = energy storage change in the wetland ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

Assuming that ET and R_N are negligible during the winter period Figure 15, the former equation may be rewritten as follow:

$$[H_a - G - C_L] = \frac{dS}{dt} - U_{wi} + U_{wo} \quad (4)$$

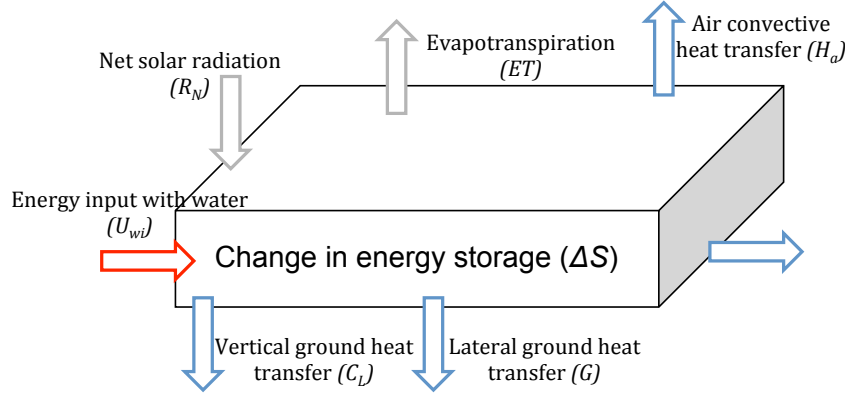


Figure 15. Major components of the wetland energy balance in winter-time. Components in red: positive energy input. In blue: energy output. In grey: components negligible during winter-time (adapted from Kadlec and Wallace (2008)).

Over a period of time Δt the equation becomes:

$$[H_a - G - C_L]\Delta t = \Delta S - (U_{wi} - U_{wo})\Delta t \quad (5)$$

where

ΔS = net energy change of the wetland over the period Δt .

It can be further simplified to:

$$\Delta S_{loss} = \Delta S - \Delta S_{water} \quad (6)$$

where

ΔS_{loss} = energy loss through the boundaries of the wetland;

ΔS_{water} = energy lost by the water.

Energy lost by the water can be expressed as:

$$\Delta S_{water} = U_{wi} - U_{wo} = \rho c_p Q (T_{t+\Delta t} - T_t) \quad (7)$$

where

c_p = heat capacity of water ($\text{MJ kg}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$);

Q = water flow (m^3/d).

III.2.7. Data, statistical analyses and modeling

Statistical analyses were carried out using RStudio (version: 1.2.1335).

#1 To understand the relationships between winter temperature inside the filtering bed and different system parameters (e.g. organic loading, flow mode (percolating and saturated with forced aeration), influent temperature), the daily temperatures of two depths (0.45 and 0.75 m) of each TW were compared between TWs and air temperature. The period from September 27, 2017 to April 13, 2018 was targeted.

Hierarchical clustering was chosen as a way to compare temperature time-series of all TWs (Sardá-Espinosa, 2017). The *dtwclust* package was used to produce a dendrogram – a binary tree where the height of each node is proportional to the value of the inter-group dissimilarity between its two daughter nodes (Hastie et al., 2009). A distance applied was Dynamic Time Wrap (DTW) – specifically developed for time-series. It is a dynamic programming algorithm that compares two series and tries to find the optimum warping path between them under certain constraints (Sardá-Espinosa, 2017). Once the clusters have been obtained, different cluster groups were visualized to zoom dissimilarities between them.

2 To understand the seasonal thermal vertical distribution of TWs operated by percolating flow mode, the daily temperature of five layers of filtering bed were compared with air temperature. Warm and cold periods of the second year of experimentations were targeted.

3 Modelling taking into account the structure correlation between values was chosen as a more appropriate way to explain the influence of different parameters on TW temperature. The generalized estimating equations approach (GEE) focuses on models for the mean of the correlated observations within clusters without fully specifying the joint distribution of the observations. This approach was fitted via a generalised linear model (GLM) (Halekoh et al., 2006). Function *geeglm* from R package *geepack* was applied.

4 Energy flows were estimated for a cold period according to Figure 15. The energy lost by water was estimated for all four TWs, characterized by two organic loadings (2.5 and 5 m²/PE) and two flow modes (percolating and saturated with forced aeration). Wetland energy gains were estimated only for two TWs operated on percolation.

III.3. Results

III.3.1. Meteorological conditions

The mean air temperature during the warm season (from April 18, 2017 to September 28, 2017) was 22.3 °C with minimal and maximal temperature of -2.3 °C and 26.8 °C, respectively.

The cold season represented by experimentation period from September 29, 2017 to April 13, 2018 was characterized by mean air temperature of -1.4 °C, the minimal temperature on this period was -32.5 °C and the maximal was 18.8 °C. During this period the mean daily temperatures increased many times to more than 0 °C.

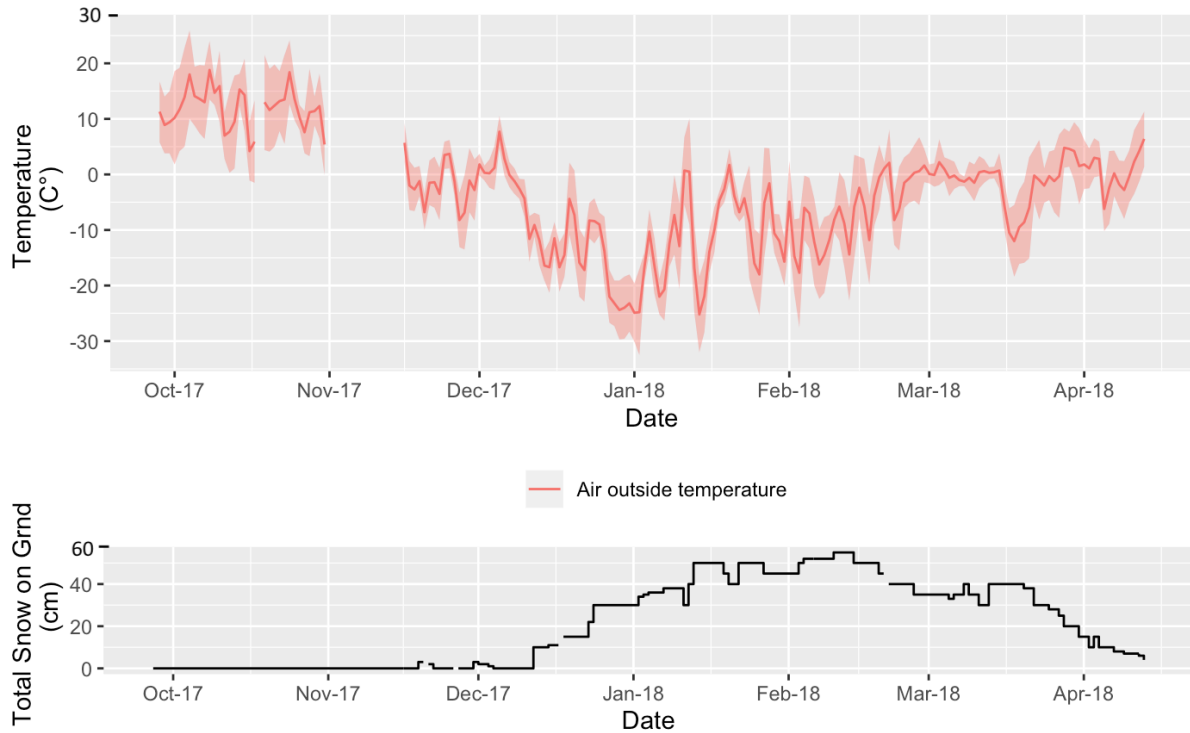


Figure 16. Environmental conditions during cold period. *Above:* air temperature with mean, min and max values. *Below:* Thickness of snow cover on ground.

From December 12, 2017 to April 12, 2018, which represent a total period of four months, a snow cover > 5 cm was continuously present on TW surface. The maximal thickness of the total snow cover was 55 cm at the weather station situated in the nearby village (Figure 16). The real snow thickness on the surface of TWs was at least similar and even a few centimeters more due to a better snow trapping capacity of TW covered with vegetation (Figure 17) (Kadlec, 1999). Because of a lack of this type of continuous measurement on TWs surface, the data provided by the weather station was considered representative to use for the following analyses.



Figure 17. View of TWs. *Above:* in warm period (July 31, 2017). *Below:* in cold period (February 15, 2018) of experimentation.

III.3.2. Filtering bed temperatures during warm period

During the warm season, the temperature inside the filtering bed was approximately equal to the mean air daily temperature with clear “smooth” effect of filtering bed avoiding short sharp temperature variations (**Figure 18**). The maximal mean daily air temperature during this period was 26.8 °C, while the maximal mean daily temperature during the warm season inside the

TWs was 22 °C. In the warm period, only percolated flow mode was applied to all TWs. TWs receiving the higher organic loading (5 m²/PE) demonstrates only few differences between the temperatures of all five layers. Applying 10 m²/PE the differences between layer temperatures are more evident. The layer with higher temperature is the first layer from the filter surface. The temperature goes down with depth; the deepest layer shows the coldest temperature in warm period (Figure 18).

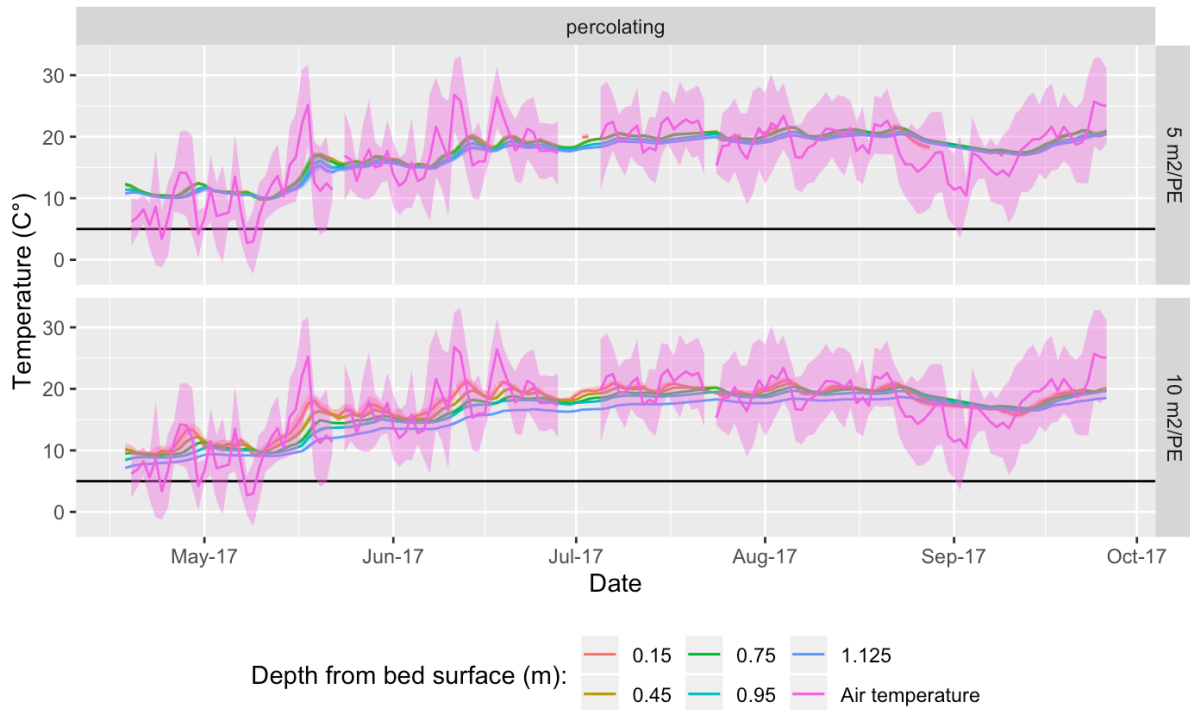


Figure 18. Evolution of mean, min and max air temperature and temperature inside the filtering bed measured on different depths for a warm experimental period. *Above:* TW with organic loadings of 5 m²/PE. *Below:* TW with organic loadings of 10 m²/PE.

III.3.3. Influent and effluent temperatures during cold period

The influent temperature at the beginning of the cold season was 19.6 °C and remained on average at 8.9 °C during the cold season under negative air temperature (from November to April). At the end of December, due to the power failure in the building where the settled tank is situated, the temperature in the last tank section dropped down to 1.8 °C with ice development at the surface of tank (Figure 19).

The effluent temperatures ranged from 5.6 to 18.9 °C with an average value of 9.6 during the entire cold period. The difference between measured influent and effluent temperatures during all the cold period was less than 2 °C (Figure 19).

III.3.4. Filtering bed temperature: cold season

Temperatures in percolating and saturated flow modes with forced aeration with two levels of organic loadings – 2.5 and 5 m²/PE are presented in Figure 19. The temperature on both depths of filtering bed – 0.45 and 0.75 m, during winter-time, rarely goes below 5 °C. All four TWs showed a similar temperature distribution with few differences. At the beginning of November, air temperatures dropped fast below 0 °C and the snow cover was not already present on surface (Figure 16): the temperatures inside TWs dropped below 10 °C. The smallest difference between the temperatures of two layers as well as the highest mean temperatures were observed in TW operated in percolating flow with highest organic loadings.

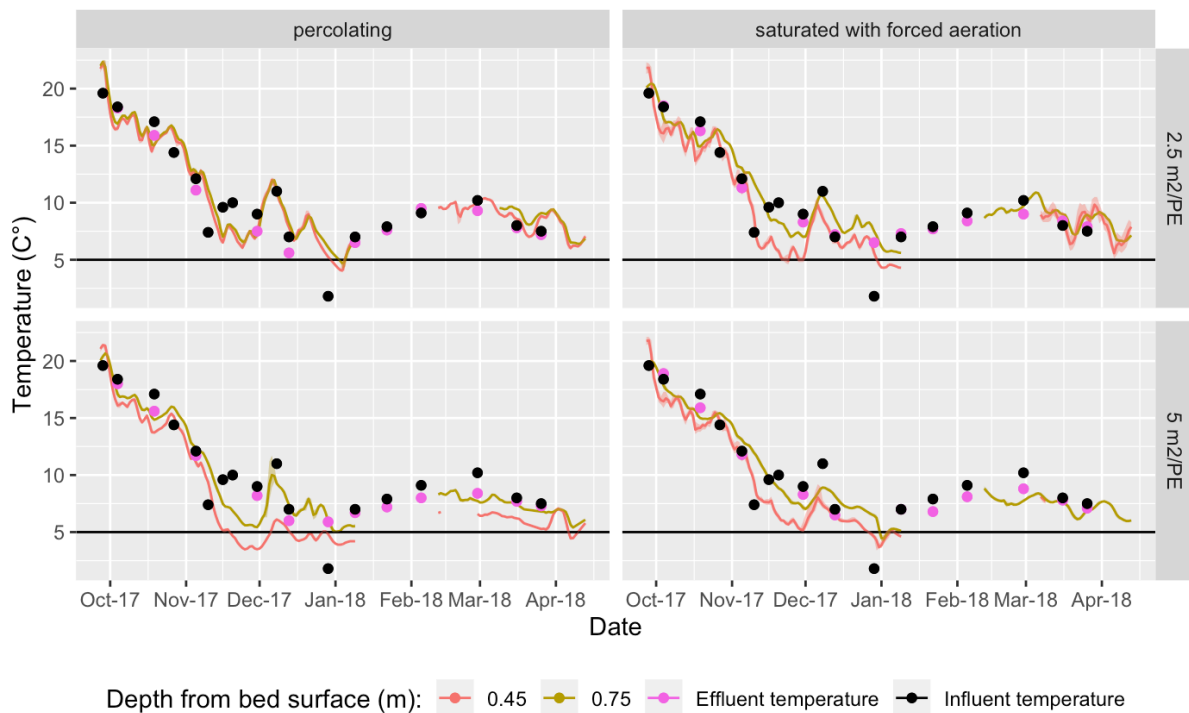


Figure 19. Evolution of mean, min and max temperature inside the filtering bed measured on depth of 0.45 and 0.75 m. Punctual influent and effluent temperatures for four TWs during cold period. *Above left:* percolating TW with organic loadings of 2.5 m²/PE. *Above right:* saturated with forced aeration TW with organic loadings of 2.5 m²/PE. *Below left:* percolating TW with organic loadings of 5 m²/PE. *Below right:* saturated with forced aeration TW with organic loadings of 5 m²/PE.

Then, two TWs operated with saturated flow mode with forced aeration showed almost similar curve for the deeper layer (0.45 m). Temperatures of the layer situated below (0.75 m) were lower. During almost all the cold period, the difference between two depths varied from

2 to 5 °C. The biggest difference between temperatures of two depths was observed for TW with lower organic loadings operated with percolating flow mode. The same TW showed lowest temperatures for both depths comparing with other TWs. Temperatures on depth of 0.45 m dropped down to 5 °C several times during the cold season (Figure 19).

Next, two TWs with a larger temperature differences, percolating flow high organic loadings and percolating flow low organic loadings, were compared in details to understand the impact of organic loadings. Vertical temperature distribution was compared for the same depths: the deepest layer situated on 1.125 m from the surface, then, the layer on 0.95 m, 0.75 m and 0.45 m. In addition, in TW with lower organic loadings the temperature of the first layer from the surface (0.15) was traced (Figure 20).

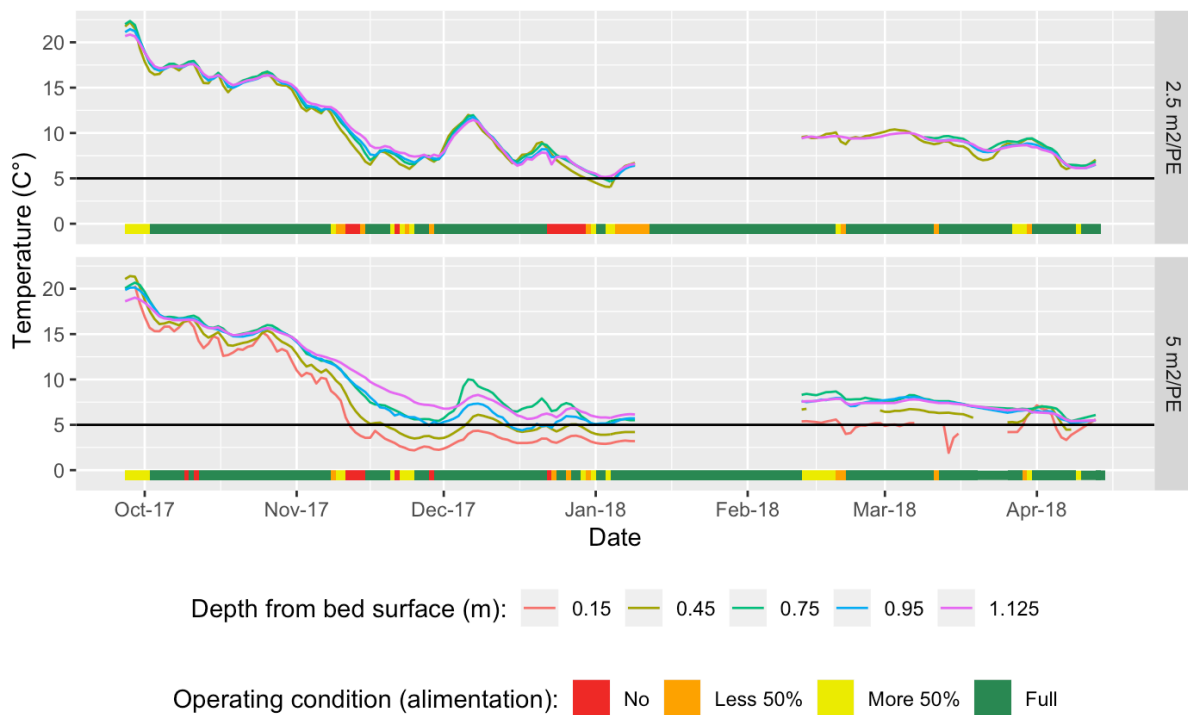


Figure 20. Evolution of mean, min and max air temperature and temperature inside the filtering bed measured at different depths for a cold experimentations period. The solid colored line at the bottom of each graph show the feeding rate as of % of the programmed value. Above: percolating TW with organic loadings of 2.5 m²/PE. Below: percolating TW with organic loadings of 5 m²/PE.

Both TW showed identical trend of temperature evolution during the cold season with general vertical gradient: coldest temperature in surface and highest in deepest layer. Lowest measured temperatures inside both TWs were above 3 °C during all cold period even when feeding was not functional at 100% (16.5% and 15.5% for TW with 2.5 m²/PE and TW with 5

m²/PE) or was totally stopped (6% and 4.5% for TW with 2.5 m²/PE and TW with 5 m²/PE). A large difference can be observed on temperature distribution between layers but it was variable through the season. Small differences were observed between the coldest layer measured (0.45 m) and the warmest (1.125 m) in TW with high organic loadings. That difference was on average from 1 to 2 °C and few times was at maximum of 4 °C. This difference was from 4 to 10 °C in TW with low organic loadings. The layer close to the surface frequently dropped under 5 °C, which is the case for only a few times for TW with high organic loadings.

III.3.5. Clustering

Two layer temperatures were used to create one single time-series per TW – 0.45 and 0.75 m (Figure 19). Two other time-series were included in clustering analyse – air temperature and influent temperature.

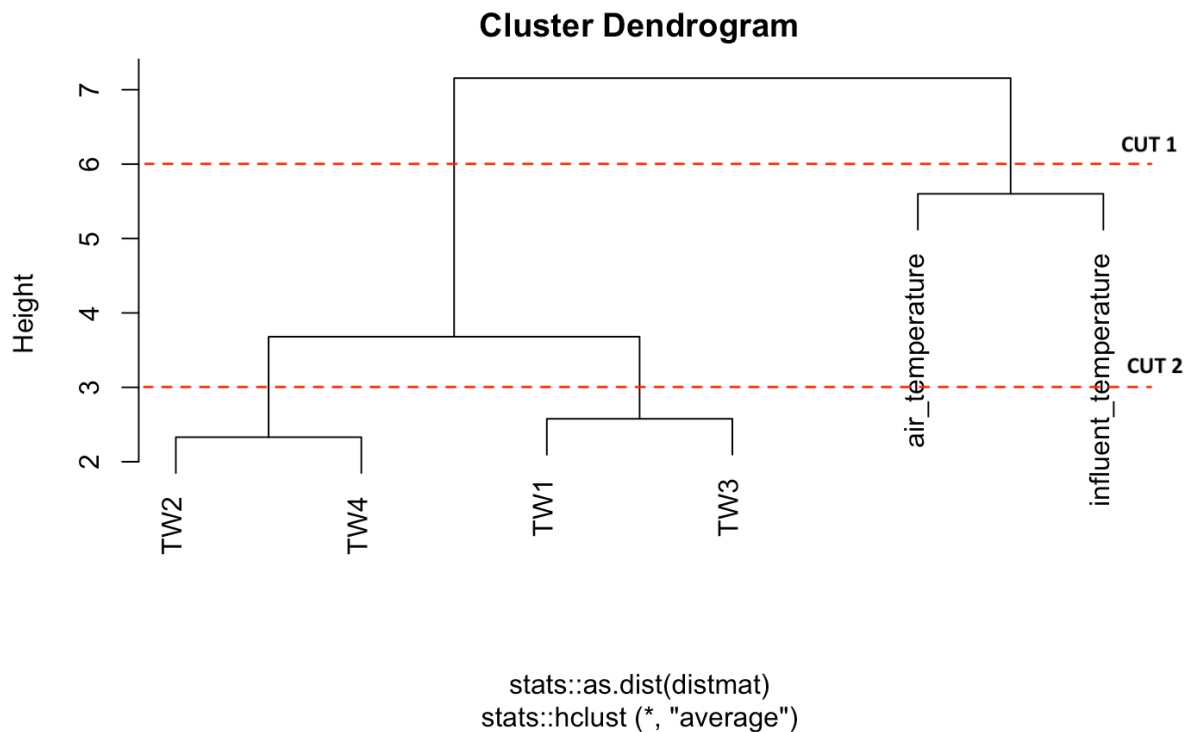


Figure 21. Resulting dendrogram after hierarchical clustering of temperature time-series of four TWs, air temperature and influent temperature. TW1: organic loading of 2.5 m²/PE + percolating flow; TW2: organic loading of 5 m²/PE + saturated flow with forced aeration; TW3: organic loading of 2.5 m²/PE + saturated flow with forced aeration; TW4: organic loading of 5 m²/PE + percolating flow.

First, the obtained cluster dendrogram was cut at vertical value 6 to obtain two most dissimilated groups that were plotted in Figure 22. One group contains all four TWs time-

series and another one two time-series of air temperature and influent temperature. Two clusters showed important dissimilarities between them. An important decreasing temperature of influent and air temperature at the end of December corresponds to an extended interruption of heating system (two days) resulting in a fast drop of settled tank temperature (Figure 19). The temperature inside TWs was not clearly affected by this event (Figure 22).

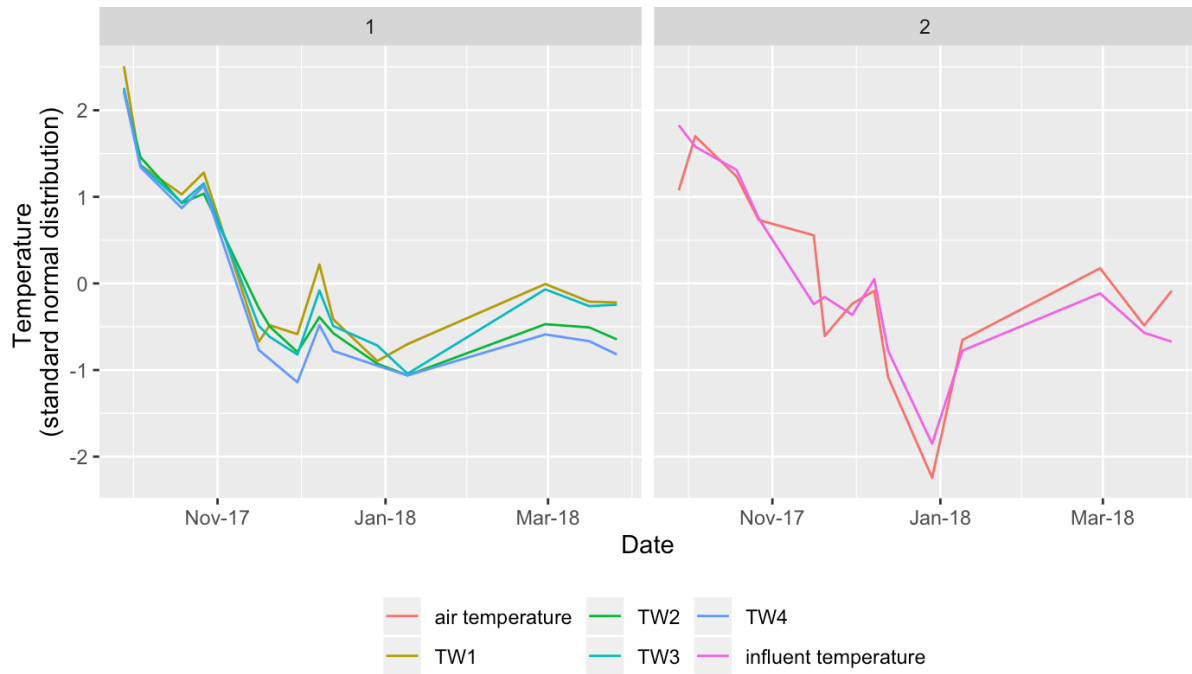


Figure 22. Details on two clusters series. Vertical axis represents standard normal distribution values of temperature for a cold period. Left: four TW time-series (TW1: organic loading of $2.5 \text{ m}^2/\text{PE}$ + percolating flow; TW2: organic loading of $5 \text{ m}^2/\text{PE}$ + saturated flow with forced aeration; TW3: organic loading of $2.5 \text{ m}^2/\text{PE}$ + saturated flow with forced aeration; TW4: organic loading of $5 \text{ m}^2/\text{PE}$ + percolating flow). Right: two time-series of air temperature and influent temperature.

Second, the cluster dendrogram was cut at vertical value 3 to obtain four groups with more similarities inside each group: air temperature, influent temperature, two TW with high organic loadings and finally two TWs with low organic loadings (Figure 23). The temperature time-series of TWs were grouped by organic loadings: two TWs with high organic loadings and two TWs with low organic loadings. Inside each TW group time-series are similar with few slight differences between two types of flow mode applied.

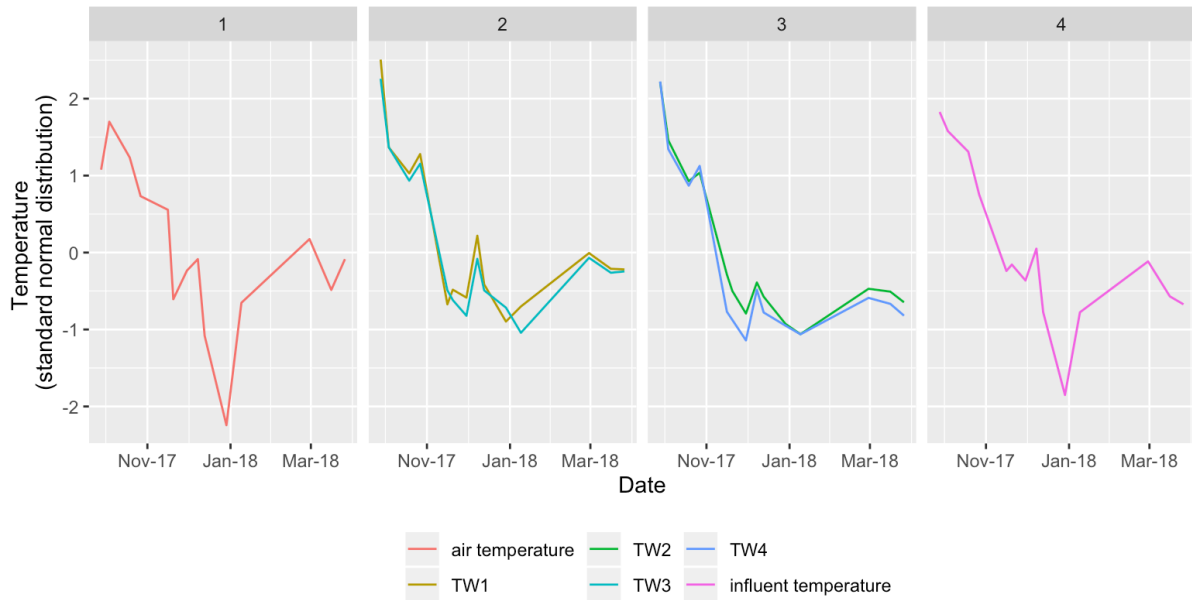


Figure 23. Details on four clusters series. Vertical axis represents standard normal distribution values of temperature for a cold period. From left to right: 1) air temperature time-series 2) two TW series with 2.5 m²/PE – TW1 (percolating) and TW3 (saturated with forced aeration) 3) two TW series with 5 m²/PE – TW2 (percolating) and TW4 (saturated with forced aeration) 4) influent temperature time-series. TW temperature is the mean temperature of two depths – 0.45 and 0.75 m.

III.3.6. Modeling

As a basis for modelling, the existing correlation structure between values was taken into account (Tableau 11).

First, different parameters were tested in a model to create a model that explains maximum of real values. Every time that one new parameter was involved in the model, the value of R^2 was compared to understand if a new parameter helps to increase a percentage of model prediction. Another important criteria was a significance of new parameter (p-value). When even one of two criteria was not respected, the parameter was not included in a final predictive model.

Tableau 11. Model information

Correlation structure	<i>Autoregressive order 1</i>
Number of clusters	4
Maximum cluster size	14
Subject effect	ID (4)

Influent temperature determines a big part of temperature in TW (R^2 0.81). The final model explains 91% (R^2 0.911) of real TW temperature:

$$Temp_{TW} = Temp_{influent} + (Temp_{influent})^2 + Org\ load + (Temp_{influent} * Org\ load), \quad (8)$$

Where

$Temp_{TW}$ = TW temperature, represented by an average value of two depths: 0.45 and 0.75 m;

$Temp_{influent}$ = influent temperature;

$Org\ load$ = organic loadings applied.

All model parameters showed different significant impacts to TW temperature (Tableau 12). The proposed model does not taken into account possible horizontal temperature heterogeneity.

Tableau 12. Coefficients of parameters included in selected model (relations of different parameters and TW temperatures). Significance denoted as: (.) $p < 0.1$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.001$.**

Parameter	Estimate	p-value	Significance
$Temp_{influent}$	-0.40	0.00051	***
$(Temp_{influent})^2$	0.05	$< 2e-16$	***
$Org\ load$	-0.68	$2.4e-05$	***
$(Temp_{influent} * Org\ load)$	0.02	0.00377	**

To test a predicting model, real values of four TWs were used. The residuals are normally distributed (Figure 24) and are randomly distributed around 0 without any strong patterns (Figure 25). This suggests that the residuals distribution does not depends only on one parameter.

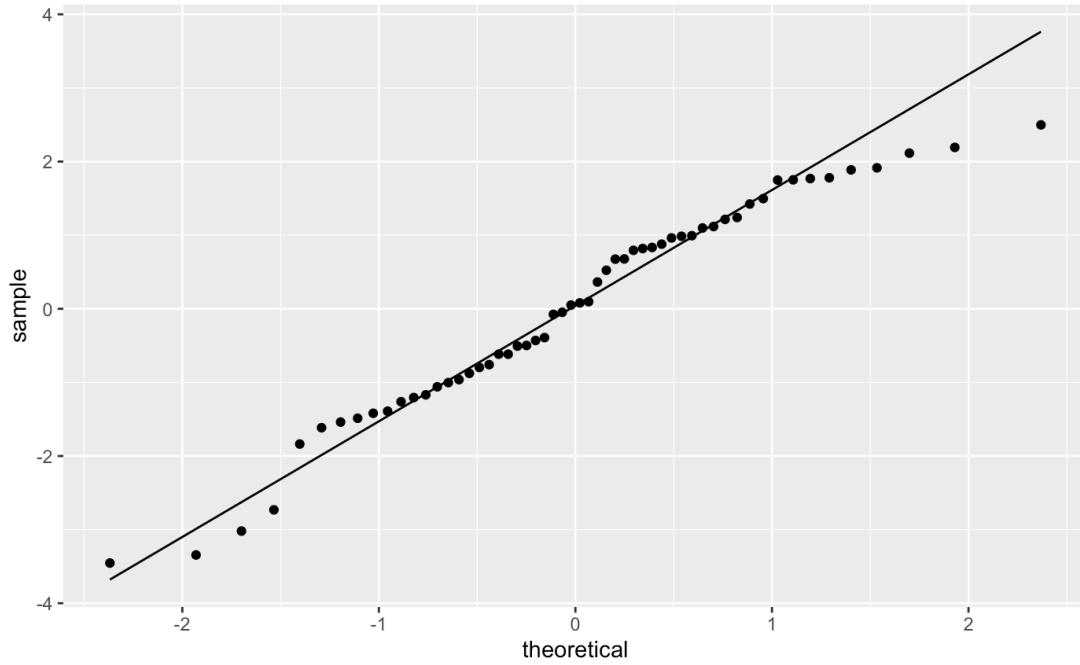


Figure 24. Q-Q plot of residuals used in selected model.

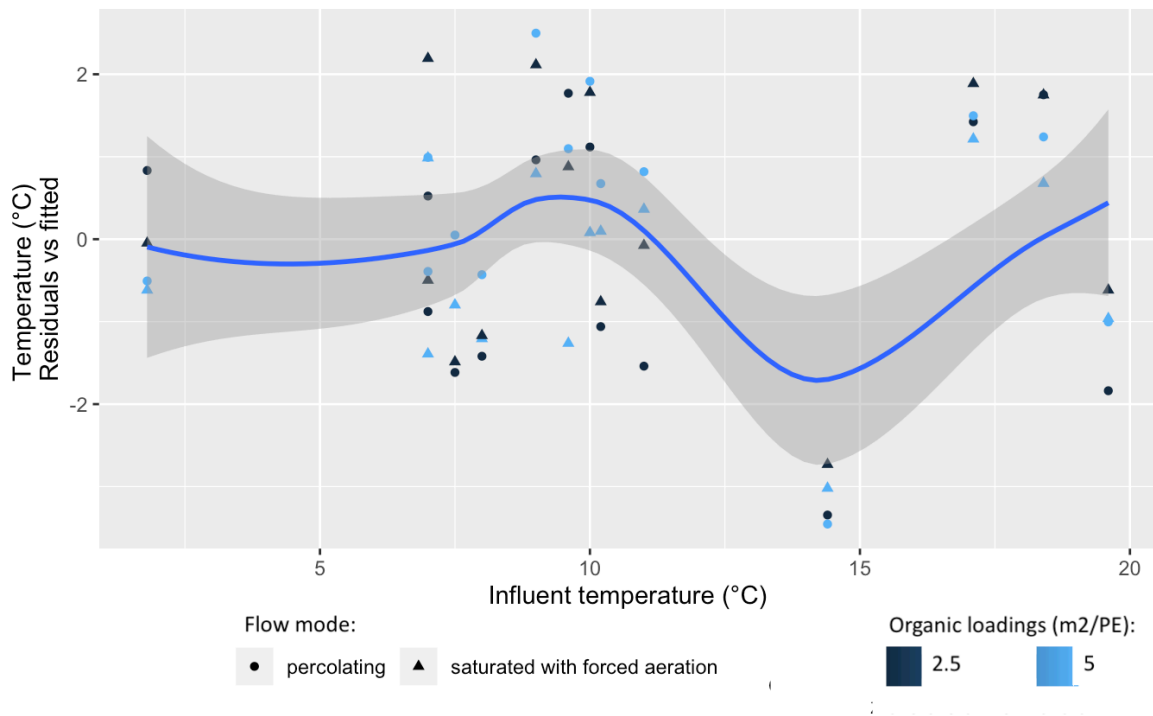


Figure 25. Difference between real TW mean temperature and estimated by model. Blue line represents an average trend of cloud of dots. Dark grey zone represents a confidential interval.

The precision of proposed model is ± 2 °C.

III.3.7. Energy balance

The energy lost by the water was estimated and plotted on Figure 26. Energy gains estimated only for percolating flow mode were identical for two different organic loadings; gains vary from 2 to -2 $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ with almost no differences between TWs receiving 2.5 and 5 m^2/PE of organic loadings (Figure 27). It is finally sufficient to maintain a balance point temperatures (gain=loss) during cold period (Wallace and Nivala, 2005).

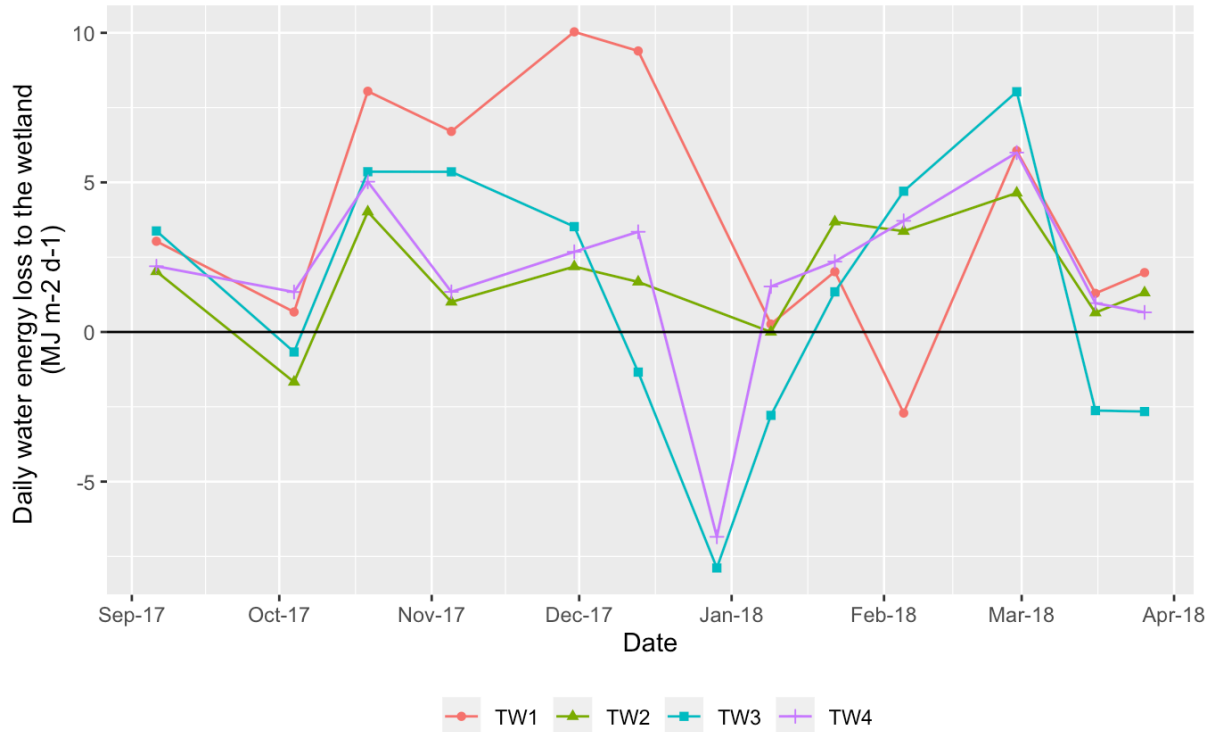


Figure 26. Water energy lost in wetland for a total cold period for all TWs. TW1: organic loading of 2.5 m^2/PE + percolating flow; TW2: organic loading of 5 m^2/PE + saturated flow with forced aeration; TW3: organic loading of 2.5 m^2/PE + saturated flow with forced aeration; TW4: organic loading of 5 m^2/PE + percolating flow).

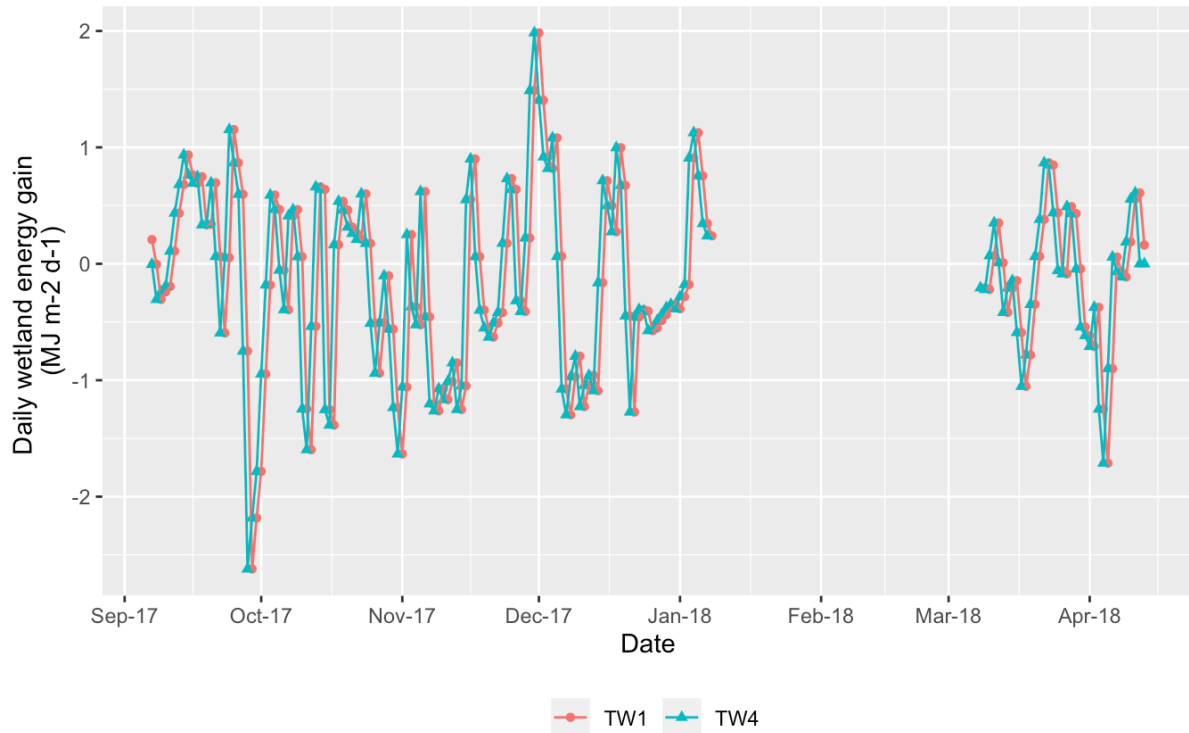


Figure 27. Wetland energy gains for a total cold period for two percolating flow TWs. TW1: organic loading of 2.5 m²/PE. TW4: 5 m²/PE.

III.4. Discussion

The temperature inside the filtering beds of TWs in winter is influenced by different components: external (air temperature), components related to operation conditions (influent temperature, organic loadings, flow mode) and components related to design (insulation).

III.4.1. Effect of air temperature

Challenges of successful TW operation in cold climate are due to a freezing air temperature from three to five months per year. Winter air temperatures during the present study dropped nearly to -30 °C. Another aspect of winter temperature to take in account is the alternating of relatively warm periods with mean daily temperatures above 0 °C and very cold ones. Often caused by global climate changes, the frequency of this type of events could increase in near future. Short-term warm periods during cold period lead to ice- and snow-melt, influencing the temperature inside the filtering bed by adding a cold additional surface flow. During the cold period, the daily air temperature was several times below 0 °C (Figure 16). The surface insulation conditions were sufficient to avoid the snowmelt events.

Despite extremely low air temperatures, the air temperature was not a parameter that had a significantly effect on the filtering bed temperature. The proposed model does not found a correlation that can explain real TW temperature. The presence of efficient insulation is an important factor decreasing the influence of air temperature, creating high thermal inertia inside TWs.

III.4.2. Effect of influent temperature

The proposed model described the high influence of influent temperature on TW temperature. The influent temperature is the major parameter in terms of heat storage during the cold period due to almost single participation on energy inflow (Figure 15).

This parameter is rarely a focus of TW research studies. The influent temperature is usually taken as external parameter without any managing and, as a consequence, the variations can be high during the cold period (Tableau 13).

Tableau 13. Influent and effluent temperatures in various studies conducted in cold climate including the present study.

	Influent temperature	Effluent temperature	Cold period
Present study	From 7 to 18.4 °C*	From 5.6 to 18.9 °C	October 2017 to April 2018
Wallace et al. (2001)	From 5 to 10 °C	From 0 to 7 °C	October to January 1998
Wallace and Nivala (2005)	From 5 to 15 °C	From 1 to 14 °C	October 2000 to April 2001; November 2001 to April 2002

Note : *Punctually dropped temperature due to an accidental power failure is not included.

III.4.3. Effect of organic loadings

This is the second influencing parameter on TW temperature (confirmed by the proposed model). As showed by hierarchical clustering analyses, two different levels of organic loadings applied in cold period – 2.5 and 5 m²/PE, have a larger effect than different flow modes.

However, energy gains estimated for two TWs with different organic loadings applied showed two almost identical responses (Figure 27). The probable hypothesis to explain this lack of difference is the low range of organic charges. The treatment efficiency of all TWs

tested was high with few differences mostly due to a type of flow modes rather than to different organic loadings applied (Grebenshchykova et al., submitted).

Generally, a strategy to maintain positive winter energy balance in TWs is to prioritize actions for minimisation of energy loss flows (Wallace and Nivala, 2005). Estimated energy loss and gains shows a successful strategy and, as a consequence a “balance point” between energy flows. Even if a potential increasing of organic loadings will not modify significantly the TW energy storage, this action can be required to reduce temperature differences in different deep layers. This could provide a more stable temperature inside the filtering bed for diverse pollutant removal processes lead by microorganisms.

III.4.4. Effect of flow mode

Percolating and saturated with artificial aeration flow modes were tested in winter. This system parameter has an only slight offset between the two temperature series (Figure 23). Modelling confirms no need to involve flow mode on predicting model because of small influence on TW temperature. Relatively low organic loadings and low efficiency of a forced aeration system in saturated flow mode applied can be the possible explanation of this response (Grebenshchykova et al., submitted).

III.4.5. Effect of surface insulation

Made from only natural low-cost types of insulation materials – mulch layer of 15 cm, variable snow layer and vegetation (*Salix miyabeana*), the surface insulation was sufficient to protect filtering bed from freezing temperatures during all cold period. A high efficiency of thermal inertia of TWs tested was also demonstrated by a period 7 days without feeding (Figure 20) when air temperatures were extremely low (dropped below -20 °C) (Figure 16). In this condition, measured TW temperatures stayed above 5 °C. This response is important for full-scale application.

In the present study, high stems (more than 1.5 m) of *Salix miyabeana* planted with high density (4 plants/m²) acted as an excellent snow traps (Figure 17).

The insulation by vegetation must be coupled with another insulator type in firsts years or/ and when the species used provides a small quantity of biomass to protect systems from early freezing (Wittgren and Maehlum, 1997). Frequently used in cold climate conditions, and recommended by (Wallace et al., 2001), in present study, mulch layer was the principal insulation layer. The quality of mulch used as a principal insulated layer can strongly

influence the efficiency of this layer for TW heat storage. The mulch layer represented by wood chips of willow plays an important role on successful insulation (10 cm of mulch has a thermal conductivity of $0.0052 \text{ MJ m}^{-1} \text{ d}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$) and it provides a “safety layer” for TWs with lack of snow layer especially at the beginning of cold period (Kadlec, 2001; Wallace et al., 2001).

The snow cover is a significant insulator of TWs (25 cm of snow has a thermal conductivity from $0.022 \text{ MJm}^{-1} \text{ d}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$ for a “new” snow to $0.007 \text{ MJm}^{-1} \text{ d}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$ for an “old” snow) (Kadlec, 2001). Wittgren and Maehlum (1997) suggest that the snow cover cannot be taken in account as a real insulating layer because of direct dependency of weather conditions. However, TWs must be designed in a favourable way for snow accumulation on the surface. In present study, the conditions for a fast and durable snow accumulation (during three months, snow cover was above 20 cm) have been met. Among the most important is a presence of vegetation, a distribution pipes position under the mulch layer and a saturation level under the surface. Created “dry” layer of mulch as typically recommended for HF TWs and avoiding open water on surface (Wallace et al., 2001; Kadlec and Wallace, 2008).

From the beginning of November, when the daily air temperature dropped up to $0 \text{ }^{\circ}\text{C}$, the snow cover started to be continuously present on ground (Figure 16), temperatures inside the TWs stopped to decrease and stayed stable during all the cold period (Figure 19). That confirms a very significant role of the snow layer on surface insulation.

III.5. Conclusion

Air temperature participates to seasonal decreasing of temperatures inside the filtering bed at the beginning of the cold season, but it does not play a significant role later.

Two external parameters – influent temperature and organic loading influence significantly TW temperature. The first one is rarely taken in account on TW configuration and operation. More studies are needed to understand all effects of this parameter.

A properly designed TW surface insulation made of natural materials (vegetation, mulch, snow) can avoid hydraulic failure due to freezing of filtering bed.

As a result of an efficient insulation, operation of TW system in cold period can be maintained without additional technical implementations due to a high thermal inertia.

Higher organic loadings resulted in homogenous temperatures between vertical layers. Percolating flow mode showed more differences between high and low organic loadings in

vertical temperature distribution. In saturated flow with forced aeration this difference is lower.

The precision of proposed predictive model is ± 2 °C. Future studies are needed to understand the horizontal temperature distribution on a full scale TWs. The side connexion with natural soil or with other TW could influence TW temperature distribution.

Chapitre IV - Préambule

L'espèce communément employée en FP dans le monde : *Phragmites australis australis* est considérée comme une espèce envahissante dans certaines régions dont le Québec. Ce chapitre propose donc d'explorer la possibilité d'utilisation d'autres espèces, dont des espèces ligneuses pour le développement des FP sans *Phragmites*. Cette section de la thèse propose d'étudier plus en détail les critères et les capacités nécessaires des espèces végétales pour être utilisées dans les FP. Deux groupes d'espèces – ligneuses et herbacées, ont été étudiés pour en comparer les performances biologiques et épuratoires dans des conditions semi-contrôlées.

Les caractéristiques morphologiques et les spécificités de croissance ont été étudiées pour les deux groupes d'espèces. La capacité d'enlèvement de polluants et le taux d'évapotranspiration, ont plus particulièrement été suivis et comparés entre les espèces car ils représentent des paramètres fonctionnels clefs au sein des FP. Dans ce chapitre la réponse des espèces végétales a été étudiée durant leur première année de croissance pour pouvoir comparer les espèces avec différents taux de développement de la biomasse.

La méthodologie, basée sur l'expérience à l'échelle mésocosmes dans un environnement contrôlé, a permis de faire les suivis de deux groupes d'espèces dans des conditions identiques avec plusieurs réplicas, ce qui est assez singulier dans la littérature.

Deux taxa de *Salix* ainsi que trois autres espèces ligneuses ont été choisies pour représenter les espèces ligneuses à croissance rapide potentiellement adaptable aux FP. L'utilisation de *Salix miyabeana* a été testée avec succès tel que rapporté dans les deux chapitres précédents dans le contexte de FP à l'échelle pilote dans les conditions réelles du climat froid. Avec les résultats de l'étude présentée dans ce chapitre, une évaluation complémentaire de cette espèce prometteuse a été réalisée.

Pour la comparaison, quatre espèces herbacées fréquemment utilisées dans les FP, ont été testées en parallèle.

Une particularité des espèces ligneuses – la concentration de lignine plus élevée dans les racines, a été étudiée pour comprendre les risques associés. Les informations complémentaires à ce chapitre se trouvent dans l'annexe D.

Chapitre IV - Establishment and potential use of woody species in treatment wetlands

* Ce chapitre a été publié dans la revue *International Journal of Phytoremediation*:

Grebenshchykova, Z., C. Frédette, F. Chazarenc, Y. Comeau and J. Brisson. 2020. Establishment and potential use of woody species in treatment wetlands. *International Journal of Phytoremediation* 22: 295-304.

<https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1658712>

Abstract

Plant species selection is an important criterion for improving treatment wetland performance. The aim of this work was to evaluate removal efficiency and potential uses of woody species in treatment wetlands during the establishment year. Plant development, removal efficiency and evapotranspiration rate of five woody species (*Salix interior*, *Salix miyabeana*, *Sambucus canadensis*, *Myrica gale*, *Acer saccharinum*) and four herbaceous taxa typically used in treatment wetlands (*Typha angustifolia*, *Phragmites australis australis*, *Phragmites australis americanus*, *Phalaris arundinacea*) were compared in a mesocosm-scale study during one growing season. Woody species showed significantly slower growth, but displayed several characteristics of interest for treatment wetland applications: good adaptation to wetlands conditions; high organic matter removal (76–88%); high nutrient accumulation in tissues and high evapotranspiration capacity. During the establishment year, herbaceous species showed greater biomass development (above- and belowground parts), higher evapotranspiration rate ($>3.84 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ compared to $<3.23 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for woody species) and overall pollutant removal efficiency. These characteristics confirm the high efficiency of treatment wetlands planted with herbaceous species even in the first growing season. However, given their greater potential biomass development, woody species could represent an excellent alternative for improving treatment wetlands long-term performance.

Keywords

Herbaceous species; plant selection; treatment wetlands; wastewater treatment; woody species.

IV.1. Introduction

Treatment wetlands (TWs) represent an economical and ecological alternative to conventional technologies for the treatment of polluted water of various kinds. Plants are essential

components of TW operation and performance (Brix, 1997; Kadlec and Wallace, 2008). The roots and rhizomes stimulate bacterial activity, have a filtering effect and help prevent clogging and erosion. The aboveground biomass better insulates the system and contributes to water lost by plant transpiration (Bahlo and Wach, 1990; Brix, 1997). Plant species selection can improve treatment efficiency of TWs because of possible differences in storage and nutrient uptake, oxygen transfer and evapotranspiration (ET) rate between species (Brisson and Chazarenc, 2009; Shelef et al., 2013).

Some TWs are dominated by woody emergent macrophytes. These include bio-retention systems, large modified natural wetlands used for treatment and zero-discharge evapotranspirative TW (Fonder and Headley, 2013). Yet, the vast majority of research and application in TWs has focused only on herbaceous plant species. Several wetland herbaceous macrophytes are ideal for TW because they establish and multiply easily, grow rapidly, have a dense root system and show good pollutant removal capacity. In a survey of more than 600 TWs, Vymazal (2013) reports the use of 150 herbaceous macrophyte species but makes no mention of woody species. The herbaceous species most commonly used in TW are *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites*, *Juncus*, and *Eleocharis* (Vymazal, 2013a). Since woody species have been tested much less frequently in this context, little is known about their performance in terms of pollutant removal efficiency compared to herbaceous species.

While there are practical reasons for favoring the use of herbaceous species, some woody species have characteristics that, in principle, should lead to high performance in TWs. This is particularly the case for willows (genus *Salix*) whose rapid development, large biomass, and capacity to achieve a considerable evapotranspiration rate make them ideal plants for biomass production and valorization (Labrecque and Teodorescu, 2005; Guidi et al., 2013; Gizińska-Górna et al., 2016). Willows and poplars (genus *Populus*) have been successfully used in landfill leachate treatment (Duggan, 2005; Białowiec et al., 2007; Justin et al., 2010) and have also been used occasionally in TWs (Perttu and Kowalik, 1997). Their high evapotranspiration rate makes them ideal plants for zero-discharge TWs (Gregersen and Brix, 2001; Frédette et al., 2019).

Very few studies have compared wastewater treatment of herbaceous and woody species under the same conditions. Białowiec et al. (2012) found that *Phragmites australis* and *Salix viminalis burjatica* were equally efficient in nitrogen and COD removal in TWs treating landfill leachate. Morgan et al. (2008) reported a better rate of denitrification of woody

species (*Salix nigra* and *Hibiscus moscheutos*) compared to two herbaceous species (*Cyperus papyrus* and *Colocasia esculentus*) while the highest levels of ammonium removal were achieved when mesocosms were planted with a mix of herbaceous and woody species.

Tableau 14. Information on the plant species used in the experiment.

Code	Species name	Family	Origin
Herbaceous			
Phala	<i>Phalaris arundinacea</i>	Poaceae	N. America
PhragA	<i>Phragmites australis americanus</i>	Poaceae	N. America
PhragE	<i>Phragmites australis australis</i>	Poaceae	Eurasia
Typha	<i>Typha angustifolia</i>	Typhaceae	N. America
Woody			
Acer	<i>Acer saccharinum</i>	Aceraceae	N. America
Myrica	<i>Myrica gale</i>	Myricaceae	N. America
SalixI	<i>Salix interior</i>	Salicaceae	N. America
SalixM	<i>Salix miyabeana</i> ‘SX67’ ^a	Salicaceae	Asia
Sambu	<i>Sambucus canadensis</i>	Adoxaceae	N. America

^a Cultivar

A better understanding of the differences between the two groups of species could improve plant selection for TW design. Important characteristics such as root morphology, and the ability to take up nutrients and to stock them in different plant parts, need to be studied to evaluate the important differences between the two groups of species in TW applications. Because woody species are generally slower to establish and take longer to reach maximum size, comparative studies must extend over several years. As a first step toward this general goal, in the present study, we focused on the differences in plant performance of several herbaceous and woody species during the establishment phase in a TW. More specifically, the objectives of this study were:

- i. to compare morphology and growth characteristics of woody and herbaceous species in TW conditions;
- ii. to compare evapotranspiration rate and pollutant removal efficiency of woody and herbaceous species.

To reach our objectives, we conducted a mesocosm experiment comparing herbaceous and woody species under TW simulated conditions during the first growing season.

IV.2. Materials and methods

IV.2.1. Plant species selection

Four herbaceous taxa and five woody species were selected for the experiment (Tableau 14). We selected three of the herbaceous species most commonly used in TWs, as well as the North American subspecies of *Phragmites australis*. The Eurasian haplotype of *Phragmites australis*, sometimes referred to as the subspecies *P. australis australis*, is the species most commonly used in TWs (Vymazal, 2011). Because of the invasive character of this taxon in North America, one of the North American haplotypes of the species, sometimes referred to as *P. australis americanus* was also selected. In a mesocosm experiment, *P. australis americanus* was found to be as efficient as its Eurasian counterpart in pollutant removal, and possibly even more efficient in terms of phosphorus removal (Rodríguez and Brisson, 2015). The two other species used, *Typha angustifolia* and *Phalaris arundinacea*, have also been shown to be highly efficient in TWs (Vymazal, 2007). The latter has even better resistance to pathogen attacks than *P. australis*, which is an important criterion for species selection (Marchand et al., 2014). *Typha* is commonly used for multiple ecological purposes, including improvement of water quality, nutrient uptake, mercury accumulation and bioenergy feedstock harvesting (Verma and Suthar, 2018). Moreover, this species increases oxygen uptake by litter, which can stimulate microbial activity and accelerate litter decomposition (Mason and Bryant, 1975).

For woody species, we choose five species that met the following criteria: (1) wetland species or species that tolerate TW feeding conditions, (2) species with a high growth rate, and (3) species with resilience to different types of external disturbances (coppicing, high and low temperatures, etc.).

Acer saccharinum, *Sambucus canadensis*, and *Myrica gale* are woody species often present in natural wetlands in North America, and could, therefore, be potentially tolerant to TW feeding

conditions. *Acer saccharinum* is a relatively fast-growing tree species with good potential for environmental adaptation (Peterson and Bazzaz, 1984). It can also behave as a shrub when regularly cut back to the ground, as it then produces several new stems vegetatively, by basal resprouting. *Sambucus canadensis* and *M. gale* are both shrubs 1–3 m tall. *Sambucus canadensis* grows in sunny conditions and can adapt to wet soil. The roots of *M. gale* have nitrogen-fixing actinobacteria, and its original wetland habitat ranges from peatlands to swamps and shores of lakes and rivers (Bond, 1951; Skene et al., 2000). Two willow species were also selected, *Salix interior* and *Salix miyabeana* (cultivar SX67) which are typically grown in short rotation and have been successfully tested for use in different phytotechnology applications, including water quality improvement (Gregersen and Brix, 2001; Nissim et al., 2015), bioenergy (Labrecque and Teodorescu, 2005; Amichev et al., 2014), erosion control (Wilkinson, 1999) and other purposes (Kuzovkina and Volk, 2009; Frédette et al., 2019).

IV.2.2. Experimental design

The mesocosm-scale experiment was conducted in a controlled greenhouse environment located at the Montreal Botanical Garden (Quebec, Canada) (latitude: 45° 33' 43.00" N; longitude: 73° 34' 18.50" W). The experimental set-up consisted of thirty 60 L column-shaped wetland mesocosms (37.0 cm diameter x 53.0 cm deep).

A drain tap was first installed 2–3 cm from the bottom of each mesocosm. The mesocosms were then filled with two layers: (1) the 30.0 cm top principal layer composed of 2.5–5 mm size gravel (Anthracite Black Granite) and (2) a 10.0 cm bottom drainage layer filled with 10–20 mm size gravel. A perforated PVC pipe (d=2.54 cm) for passive aeration of the deep layer of substrate and a transparent acrylic tube for root observation were also installed in each mesocosm (Figure 28).

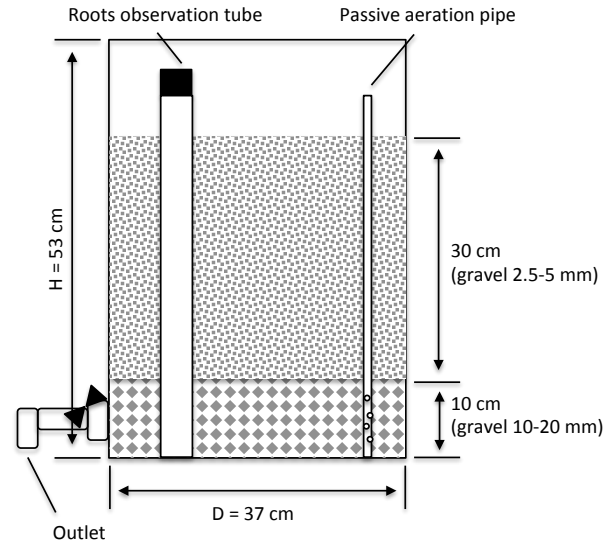


Figure 28. Cross-section view of a mesocosm.

Each mesocosm was planted with one of the nine species and one treatment consisted of unplanted mesocosms. Each treatment was replicated 3 times, for a total of 30 mesocosms, and the treatments were randomly distributed within 3 blocks (Figure 29).

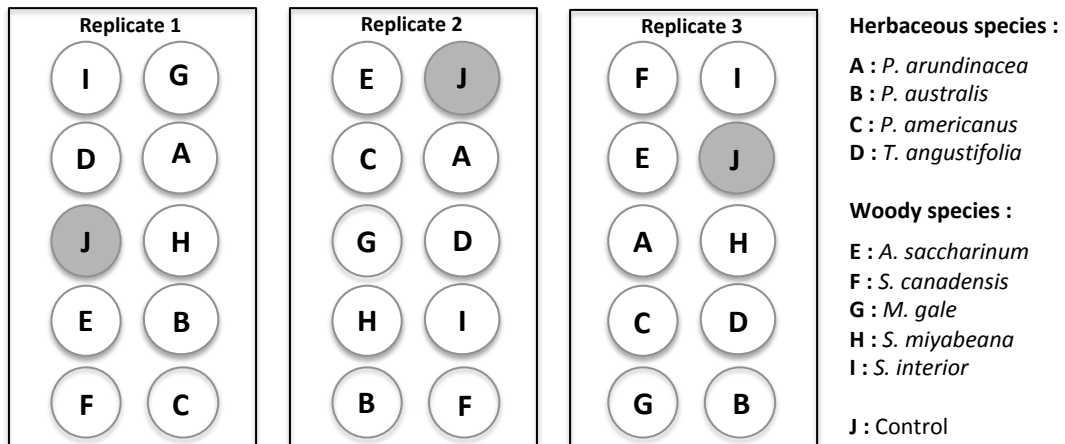


Figure 29. Plan view of the plant position and the experimental set-up.

One-year-old woody plants and herbaceous plants from rhizomes of similar size were transplanted in each mesocosm on July 5, 2017 (Tableau 14).

At the beginning of the plant establishment period, the mesocosms were filled with tap water, to which 6 g of a nutrient solution with a ratio of N:P:K equal to 21:7:14 had been added, up to 1–3 cm below the surface. During the following two weeks, the water level was maintained with tap water without supplementary nutrient solution. At the end of this period, the solution was totally drained from the mesocosms and the experiment began.

For the duration of the experiment, a synthetic sewage solution based on the OCDE recipe (Guideline, 2001) was produced twice a week in a refrigerated bulk tank. Mean influent concentration (in mg L⁻¹) was COD 283 ± 13; TKN 49.6 ± 3.5; TP 10.9 ± 1.6 with pH of 7.75 and conductivity of 4310 µS cm⁻¹, representing a typical domestic effluent after primary settling in terms of nutrient content concentration. Each mesocosm was filled with this solution using a graduated cylinder. Twice a week, the mesocosms were emptied to provide a hydraulic residence time of 3.5 days. The effluent was then weighed to assess evapotranspiration and for mass balance analysis. Then, the mesocosms were immediately filled with new artificial wastewater. Evapotranspiration was calculated as the difference between influent and effluent from each mesocosm. The experimental period lasted from July to November 2017. Because the water level in the mesocosms was kept constant just below the surface of the substrate, our experiment more closely simulates conditions of a horizontal flow subsurface TW (HFSS-TW) than those of a surface flow (SF-TW) or vertical flow subsurface TW (VFSS-TW).

The greenhouse conditions were controlled for each month of the experiment according to two principal parameters: temperature (by ventilation and heating) and light intensity (by high pressure sodium lamps).

During the experiment, the following greenhouse environmental conditions were recorded by sensors every 2 min: temperature, relative humidity, light intensity and periods of lamp activity. Daily temperature in greenhouse ranged from 10.2 to 25.9 °C (avg 18.5 ± 3.7 °C), with relative humidity ranging between 39.4 and 82.8% (62.3 ± 9.9%).

Treatment with insecticide solutions (Safer's End-All, 2%; Safer's End-All II, 5%; Trounce, 5%) was applied twice a week from August to October, to control an aphid infestation in the greenhouse.

IV.2.3. Water sample analyses

Water samples were collected weekly and stored at 4 °C from the influent tank and, after the first 3.5 days of retention, from the 30 mesocosms for 18 consecutive weeks, from July to November 2017. Laboratory analyses of chemical oxygen demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (TKN) and total phosphorus (TP) were performed at Polytechnique Montreal according to Standard Methods (Clesceri et al., 1998). Removal rates were calculated on mass basis considering the measured concentrations and influent volumetric flows.

IV.2.4. Harvest and plant analyses

Root development was monitored visually three times during the experiment (every 2 months) by 360° belowground images scanned by an In-Situ Root Imager (CI-600, CID Inc.) buried in the mesocosms in transparent acrylic tubes. One plant of each species was randomly selected for assessment of seasonal changes in root growth, and root length was estimated every two months by the root imager using RootSnap! Root Analysis Software, Version 1.3.2.25.

At the end of the experiment, all plants were harvested. After removing all sediment from the roots, the fresh plant parts – roots, shoots (only for woody species) and leaves – were weighed separately. This plant material was then oven-dried at 70 °C until a constant weight was reached and weighed again.

To estimate the total root length at the end of the experiment, a fresh root sample of one plant per species was weighed and scanned using WinRHIZO Software, then oven-dried and weighed again. From this procedure, the root length per gram of dry matter was calculated, to estimate the total root length for each plant.

The dry biomass of three replicates of each species was crushed and well mixed to create one sample of each species before the following analyses were performed:

- Total organic carbon using SC744 Analyser (Leco Corporation).
- Total phosphorus using automated Ion Analyzer QuikChem 8500 Series 2 FIA System according to QuickChem Method # 10-115-01- 1-C (Lachat Instruments).
- Total Kjeldahl nitrogen using automated Ion Analyzer QuikChem 8500 Series 2 FIA System according to QuickChem Method # 10-107-06- 2-D (Lachat Instruments).

- Lignin using NanoPhotometer P-Class P300 (Implen Inc.) according to the Standard Biomass Analytical Methods by the National Renewable Energy Laboratory (NREL/TP-510-42623).

IV.2.5. Statistical analyses

Comparison of the following parameters was tested statistically between treatments (non-planted control and mesocosms planted with different species): final dry mass, evapotranspiration rate, COD removal, TKN removal, and TP removal. An analysis of variance (ANOVA) was used for parameters with a normal distribution and Post Hoc comparison (Tukey's test) was carried out to specify the level of independent variables. Otherwise, the non-parametrical Kruskal–Wallis Post Hoc test was used. For all tests, the differences were deemed significant when $p < 0.05$. All analyses were performed using R 3.4.2 software (R Core Team 2013).

Other parameters were compared for tendencies without statistical analysis for lack of replication: root length development, root/shoot ratio, specific root length (SRL), TKN and TP concentration in plant tissues, total lignin, and total carbon content.

IV.3. Results

IV.3.1. Plant growth and biomass production

The plants from all species were healthy during the experiment, and by the end, almost all had covered the surface of mesocosms, exception for *A. saccharinum*, which grew very little. As expected, there were large differences in plant size between species at the end of the experiment, the total dry aboveground biomass ranging from 0.05 to 2.9 kg m⁻² (Figure 30). Aboveground biomass was clearly greater in herbaceous species, with three – *P. australis australis*, *T. angustifolia*, and *P. arundinacea* – above 2.9 kg m⁻². The lowest value among herbaceous species was observed in *P. australis americanus* – 1.1 kg m⁻². *Salix miyabeana* showed the highest value for aboveground biomass among woody species (1.1 kg m⁻²), while all other woody species had biomass less than 1 kg m⁻². Belowground dry biomass mirrored the pattern aboveground, ranging from 0.03 to 3.6 kg m⁻², with herbaceous producing more than woody species. *Typha angustifolia* had the highest belowground biomass, followed by the two *Phragmites* species and *P. arundinacea*; all produced around 1.6 kg m⁻². All woody species produced less than 1 kg m⁻² of root biomass.

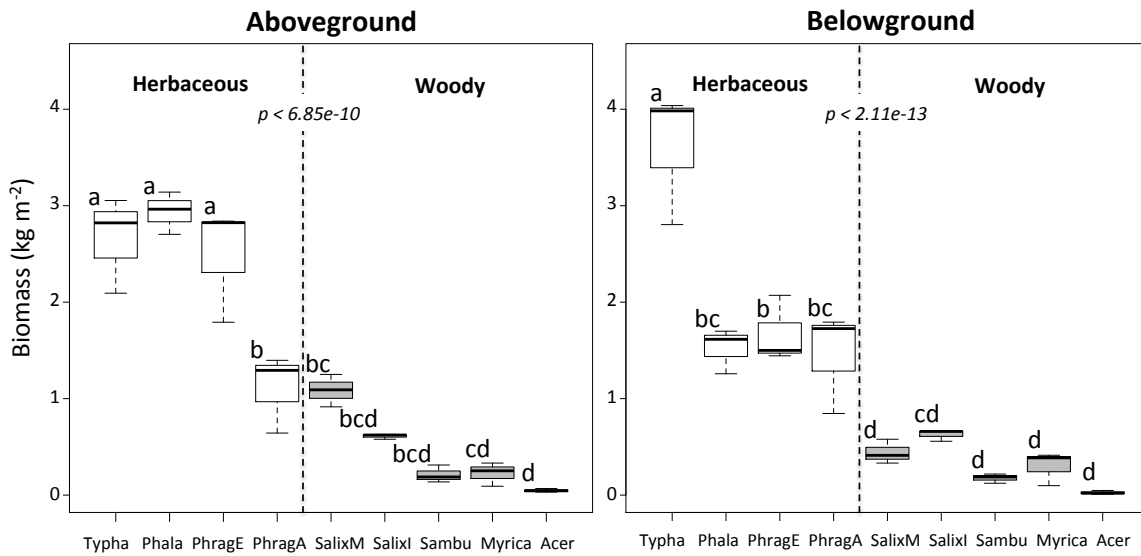


Figure 30. Final aboveground and belowground dry biomass (kg m^{-2}) per species. Plants sharing the same letter are not significantly different.

Root/shoot ratio, which reflects biomass allocation strategies, was highly variable, with no apparent difference between herbaceous and woody species. Two herbaceous species (*T. angustifolia* and *P. americanus*) and one woody species (*S. canadensis*) showed a ratio above 1.2 (greater allocation to belowground biomass), while four species (*P. arundinacea*, *P. australis*, *S. miyabeana*, *A. saccharinum*) had a ratio less than 0.7 (greater allocation to aboveground biomass). Two species, *S. interior* and *M. gale*, had a ratio between 0.7 and 1.2 (roughly equal biomass allocation to roots and shoots).

Analyses of images scanned by the root imager at the beginning, middle and end of the experiment showed different temporal patterns of root development (Figure 31). A majority of species showed greater root development during the second half of the growing season, while *T. arundinacea* and *S. interior* were more active during the first half of the season. *P. australis* showed uniform root growth throughout the experiment.

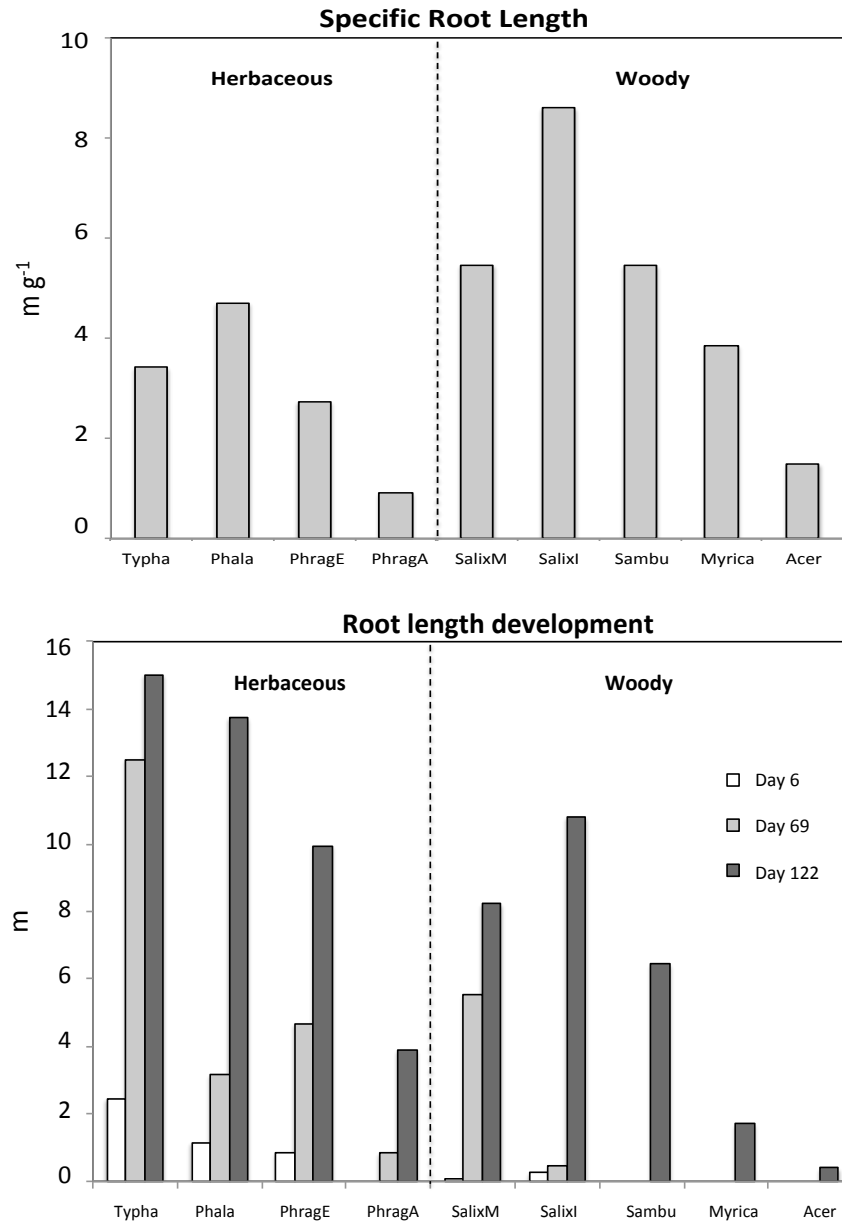


Figure 31. Above: Root length (m) development during the experiment via images from the transparent acrylic tubes. Below: specific root length (SRL) (m g⁻¹) at the end of the experiment.

A specific root length (SRL), calculated after analyses performed using WinRHIZO Software at the end of the experiment, showed the smallest values for *P. americanus* and *A. saccharinum* (0.9 and 1.5 m g⁻¹, respectively) (Figure 31). The values for *T. angustifolia*, *P. australis* and *M. gale* ranged from 2.7 to 3.8 m g⁻¹. The root length of *S. interior* and *S. canadensis* was around 5.5 m g⁻¹. *Salix miyabeana* had the highest root length per g of dry matter (8.6 m).

IV.3.2. Nutrient and lignin content in plant tissues

There was no apparent difference in mean TKN concentration in aboveground tissues between herbaceous and woody species, but variation was much greater in the latter than in the former. For herbaceous species, TKN concentration ranged from 15 to 20 mg N g⁻¹, with no important differences between belowground and aboveground parts (Figure 32).

For both *Salix* species, TKN concentration was highest in the leaves (*S. interior* – 31 mg N g⁻¹ and 38 mg N g⁻¹ for *S. miyabeana*), intermediate in the roots (25 and 20 mg N g⁻¹ respectively) and lowest in the stems (16 and 11 mg N g⁻¹). TKN concentration in *S. canadensis* was similar for roots, stems, and leaves (30–34 mg N g⁻¹). Two woody species, *M. gale* and *A. saccharinum*, showed higher concentration in their roots (29 and 33 mg N g⁻¹, respectively) than in leaves or stems.

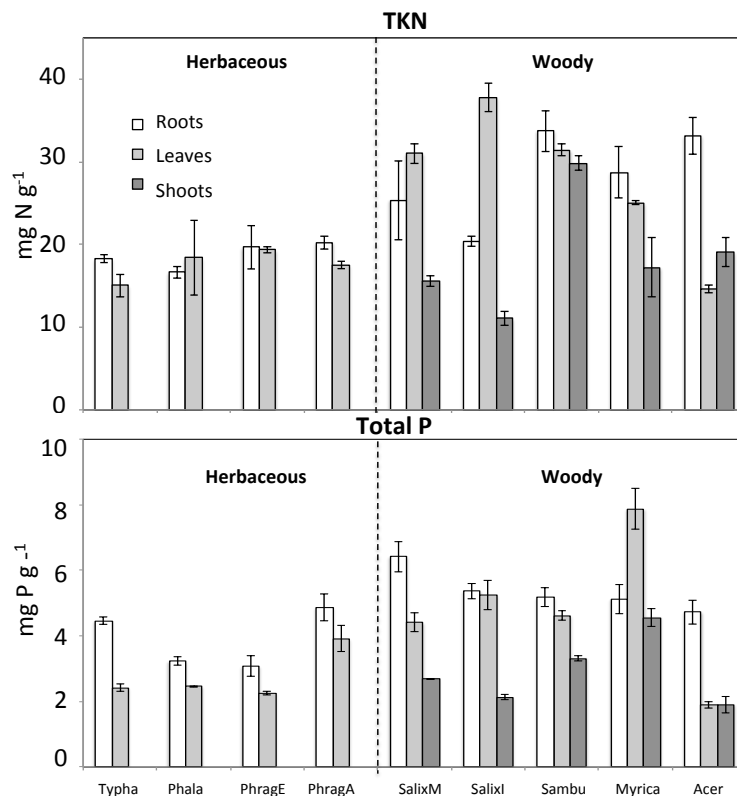


Figure 32. TKN concentration (mg N g⁻¹) and TP concentration (mg P g⁻¹) in plant tissues measured at the end of the experiment. Error bars represent the standard deviation of 2 to 4 measurements per plant species.

Overall, TP concentration appeared to be higher in woody than in herbaceous species (Figure 32). There was little difference in TP concentration between herbaceous species, and concentration in roots was always higher than in shoots. The maximal concentration was

found for *P. americanus*, with a root concentration of 4.9 mg P g^{-1} and a shoot concentration of 3.9 mg P g^{-1} . The lowest TP concentration for all woody species tested was found in shoot parts (ranged from 2.1 to 4.6 mg P g^{-1}) and the highest in roots (ranged from 4.7 to 6.4 mg P g^{-1}), except for *M. gale*, which showed highest TP concentration in leaves – 7.9 mg P g^{-1} .

The total lignin content was similar for all herbaceous species, with the lowest values in roots (from 5.7 to 12.8%) and the highest in shoots (from 20.8 to 24.2%) (Figure 33). The percentage of lignin in root parts of woody species was at least double that in herbaceous roots (from 18.1 to 39.4%), with the highest content in *M. gale* roots. There were no important differences found between root and shoot content of lignin in woody species.

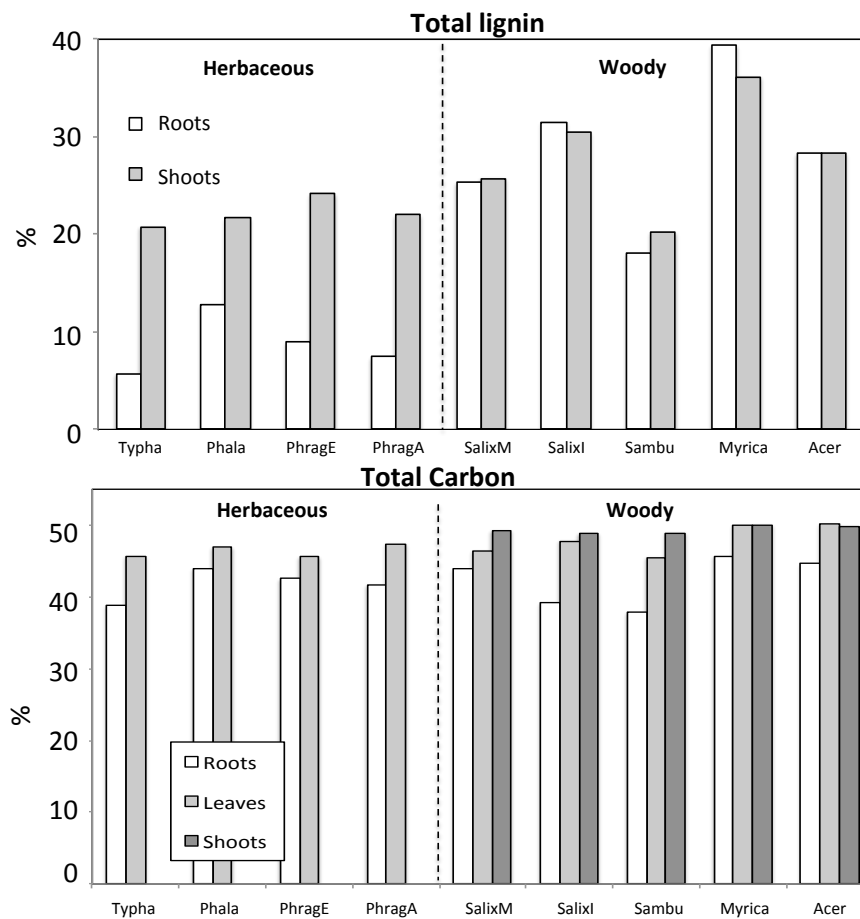


Figure 33. Percentage of total lignin (above) and total carbon (below) content in plant tissues at the end of the experiment.

There was no difference in total carbon percentage between species (Figure 33). Total carbon was lower in roots (ranging from 38 to 46%) than in leaves and shoots (ranging from 46 to 50%).

IV.3.3. Evapotranspiration rate

The mean ET rate during the experiment ranged from 0.9 to 10.1 L m⁻² d⁻¹ (Figure 34). The minimum was observed in unplanted mesocosms and in those planted with *A. saccharinum*, with no significant difference between these two treatments. The ET rate was significantly higher for all four herbaceous (>3.84 L m⁻² d⁻¹) compared to woody species (<3.23 L m⁻² d⁻¹). The highest rate among the species tested was observed for *T. angustifolia*, *P. arundinacea*, and *Phragmites australis australis*, with mean values of 8.7, 8.8, and 10.1 L m⁻² d⁻¹ respectively. Among woody species, the two *Salix* showed the highest ET rate with no significant difference between them.

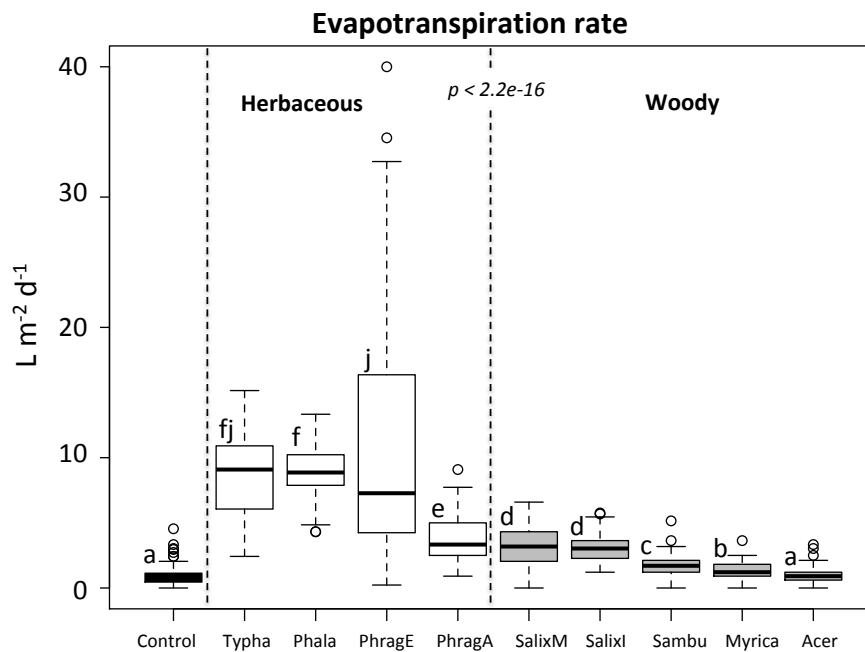


Figure 34. Daily evapotranspiration rate (L m⁻² d⁻¹) during the experiment for all mesocosms. Each boxplot represents all evapotranspiration values measured (twice a week) for three replicates of the same species. Different letters above the boxplots indicate significant differences ($p < 0.05$) between species.

During the experiment, the variations in ET rate were larger for three herbaceous species, *T. angustifolia*, *P. australis* and *P. arundinacea*, with the standard deviation ranging from 3.6 to 1.7 L m⁻² d⁻¹ (Figure 35). The standard deviation for other species was relatively low (<1.3 L m⁻² d⁻¹), which was expected since the experiment lasted for a single growing season.

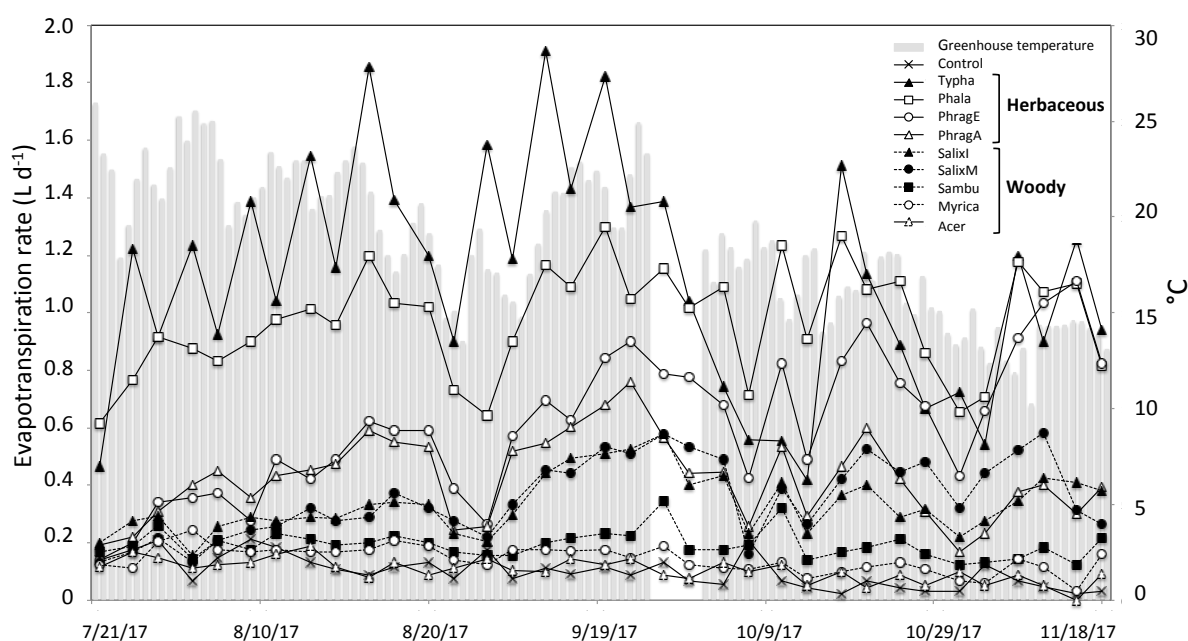


Figure 35. *Left Y axes, with related points*: Evapotranspiration rate of all mesocosms. Each point represents the mean evapotranspiration of three replicates of the same species. *Right Y axes, with grey histograms*: Greenhouse temperature during the experiment.

IV.3.4. Pollutant removal efficiency

Mean COD removal rate ranged from 76 to 88% for all mesocosms (Figure 36). The lowest COD removal efficiency was observed for unplanted mesocosms, and the highest for *T. angustifolia*. There was a significant difference between species, with herbaceous species having the highest efficiency.

Mean TKN removal was lowest for the unplanted mesocosms and those planted with *M. gale*, at 16 and 18%, respectively (Figure 36). Statistical analyses showed two distinct groups of species in terms of removal efficiency: lower efficiency for woody species (ranging from 17 to 27%); and higher efficiency for herbaceous species (ranging from 44 to 76%). The highest value was for the mesocosms planted with *T. angustifolia*. Standard deviation values ranged from 6% (for mesocosms planted with *P. arundinacea*) to 20% (for *P. australis australis*).

The pattern of TP removal was similar to that of TKN, with the lowest mean removal found in unplanted mesocosms (13%), a greater removal in herbaceous species (42–68%) compared to woody species (13–24%) and significant maximum removal in *T. angustifolia* (68%) (Figure 36).

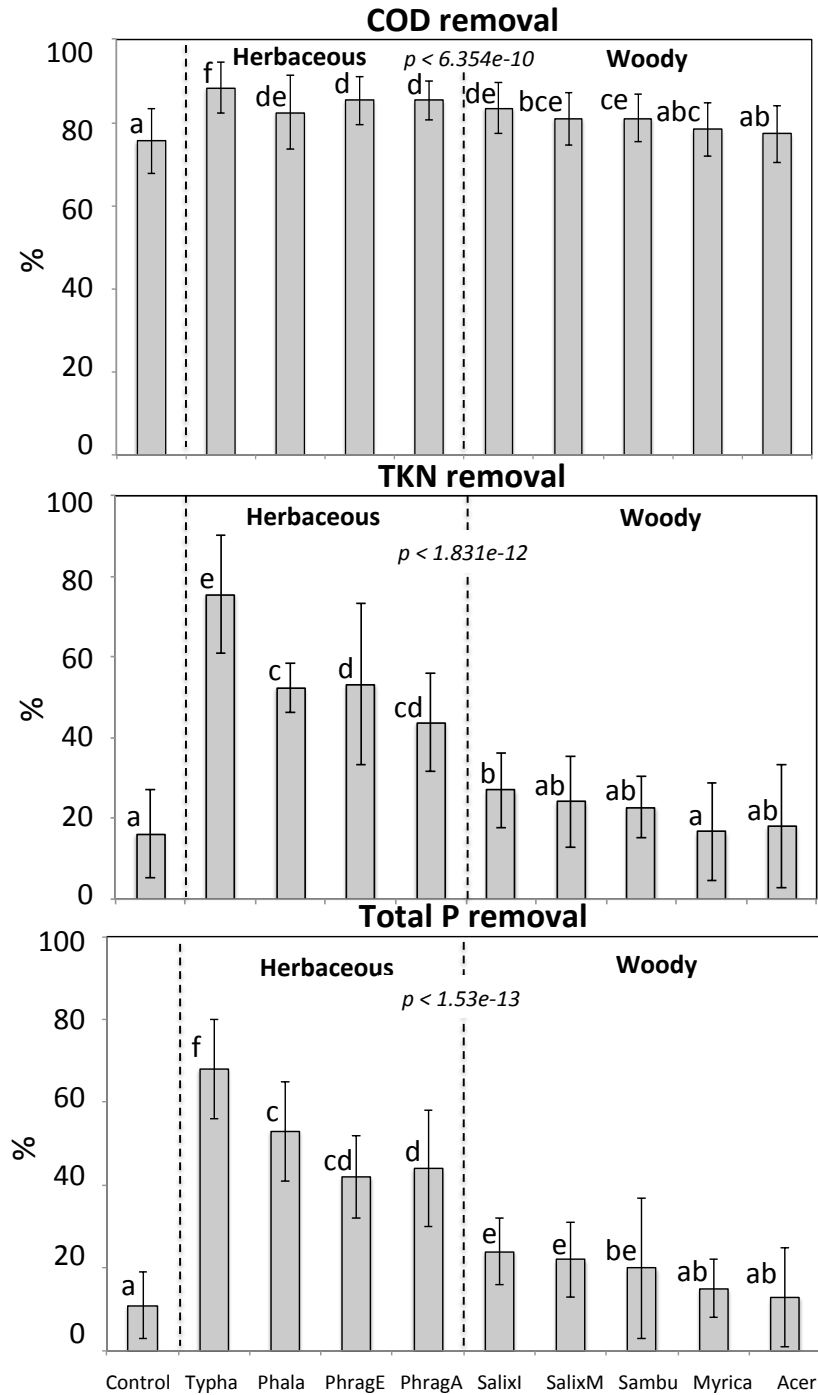


Figure 36. Percentage of removal efficiency for COD, TKN, and TP of all the mesocosms during the experiment.

IV.4. Discussion

The nutrient-rich, permanent water-saturated conditions in our experiment, analogous to those of an HFSS-TW, promote anaerobic soil conditions that may be particularly stressful to root growth of woody species (Jackson and Attwood, 1996). Yet, except for *A. saccharinum*,

woody species showed good adaptation to TW conditions, with a high percentage of surface coverage by aboveground plant parts, good root development, and acceptable pollutant removal, especially for *Salix* species. The ability to supply oxygen to the subsurface environment, which has been well documented for willows (Randerson et al., 2007; Williams et al., 2010; Randerson et al., 2011) may contribute to the survival and growth of woody species in our experiment. In addition, this oxygen release may influence redox potential and promote bacterial processes responsible for nitrogen and organic matter removal (Randerson et al., 2011; Białowiec et al., 2012). However, during the first growing season, the herbaceous species developed more quickly and produced significantly more aboveground and belowground biomass than the woody species. ET rate was greater for herbaceous and *Salix* species. In terms of pollutant removal, herbaceous species were more efficient at nitrogen and phosphorus removal, although the relative nutrient content analyses performed at the end of the experiment showed that woody species stocked more nitrogen and phosphorus in their tissues. There was no difference in organic matter removal for the two types of plants. As expected, root lignin content was significantly higher in woody than in herbaceous species. Among the woody species tested, during the first growing season in TW conditions, establishment of *Salix* species was greatest and removal response highest.

The better performance of herbaceous species in term of pollutant removal and ET rate can be explained by significantly faster biomass development in the first growing season. This characteristic of herbaceous species is often one of the arguments in favor of selecting this type of species for use in TWs (Vymazal, 2011).

Despite the difference in plant biomass, organic matter removal efficiency during the experiment was high and similar for the two types of species (COD removal from 76 to 88%). This confirms the high organic matter removal capacity of woody species in a long-term application. Nitrogen and phosphorus removal was less efficient in mesocosms with woody species due to the immature stage of the plants. Direct nutrient absorption by plants is not the most important function of plant species in TWs but the morphology of roots and rhizomes is directly related to the development of microorganisms attached to it. These microorganisms are the major mechanism of nutrient removal (Brix, 1997; Listosz et al., 2018). Woody species prioritize root development in terms of length, with more associated tiny structures than herbaceous species (Figure 31). On the longer term, this morphological characteristic of

woody species can be a benefit in TWs, because it may facilitate a more homogeneous root position for substrate filtration.

Lignin compound was found to be present in the roots of woody species tested (from 18 to 39%), as well as in roots of herbaceous species (from 6 to 13%). The proportion of lignin should increase in woody species over the years. The decomposition of plant species' (herbaceous and woody) roots in natural wetlands is slower than that of other plant parts (Verhoeven, 1986). A study conducted by (Chimner and Ewel, 2005) in several natural wetlands showed that roots with a high concentration of lignin can be accumulated as peat. However, other factors contribute to the accumulation of extremely slow decomposition that results in peat formation: anaerobic conditions (poor drainage and high water level), poor substrate quality and low temperature are. These factors are uncommon in TW systems. If we consider the lifetime of TWs to be about 20–30 years, this aspect can facilitate physical filtration of suspended solids and prevent clogging (Brix, 1997). It should be noted that shrubs' longer and harder roots raise concerns about possible damage to the subsurface flow TW membrane lining. Woody roots can puncture the membrane and allow wastewater to seep into groundwater (Kadlec and Wallace, 2008). We found no documented failure due to membrane damage in TW wetlands planted with shrubs. However, as a precaution, a more resistant lining material or a deeper bed may be considered in TWs planted with woody species.

Shrubs and fast-growing tree species such as willow could be appropriate for TW applications due to their capacity to take on the role commonly played by herbaceous species in TWs. Despite their slower biomass development during the establishment phase, woody species could bring several important benefits to TWs over time, such as high ET rate (Beeson, 2016; Frédette et al., 2019), high capacity to accumulate nutrients in tissues (present study) and biomass production for resource recovery purposes (Avellán and Gremillion, 2019).

Further studies are necessary to better evaluate the possible benefits of using shrub species in TWs. In our case, a mesocosm- scale experiment was preferred because this type of unit can be installed in a well-controlled environment like a greenhouse, allowing replications and limiting possible confounding factors. Differences between herbaceous and woody species should be tested in full-scale TWs for validation. More importantly, our investigation was limited to a single growing season. Despite their slower development during this first season, several fast-growing woody species (*Salix* spp.) have the capacity to produce sufficient

aboveground biomass to cover the planting surface and remove a high level of organic matter during this brief time frame. Over the long-term, shrub could potentially offer the same or an even higher level of pollutant removal capacity than herbaceous species, due to the quantity of biomass produced and potential to accumulate nutrients in tissues. Also, ET rate is likely to be higher for woody species in a long-term application, depending on the TW design and the maintenance requirements of vegetation. Since the benefits of using shrubs should increase with time, experiments with longer duration are necessary to compare pollutant removal and biomass production with herbaceous species. Nonetheless, our results based on one growing season confirm that the use of woody species in TWs may have been overlooked and deserve to be more often considered for TWs applications.

Chapitre V – Synthèse

V.1. Conclusions générales

La problématique globale de ce travail de thèse était d'adapter le système de FP sous-surfacique à flux vertical pour fonctionner toute l'année sous des climats froids comme celui de la province de Québec. De nombreuses adaptations ont été proposées pour intégrer ce système de traitement des eaux usées aux contextes législatifs, environnementaux et socio-économiques du Québec. Deux axes d'optimisation essentiels ont été visés dans le cadre de cette thèse pour développer un FP respectant les normes de rejet au Québec : 1) l'adaptation de la configuration et de l'opération du système face aux risques liés aux températures hivernales très basses, 2) la recherche d'espèces alternatives à *Phragmites australis australis* considérées comme envahissant.

Une synthèse bibliographique exposée dans le chapitre I a permis de rappeler les connaissances actuelles sur les différents aspects de fonctionnement des FP en y incluant les mécanismes d'enlèvement de polluants et les particularités de différents types de FP pour de nombreuses applications. Un accent sur la filière de FP sous-surfaciques à flux vertical (y compris la filière française) a été proposé par la suite, en y intégrant les paramètres de conception. Deux axes d'optimisation souhaitables ont été définis dans le contexte de municipalités de taille inférieure à 2000 EH situées dans des zones de climat froid. Ces deux axes d'optimisation ont ensuite permis de définir l'approche expérimentale adaptée aux objectifs de ce travail de thèse.

Le chapitre II a été consacré aux adaptations de configuration et d'opération de la filière de FP sous-surfacique à flux vertical pour le climat froid en y incluant l'utilisation d'une espèce ligneuse. L'objectif a été de tester la configuration de FP proposée sur la base de recherches actuelles et les besoins réels de municipalités de petite taille. La méthodologie de ce repose sur une installation expérimentale comprenant quatre FP à un seul étage à l'échelle pilote situés dans la StaRRE d'une municipalité de petite taille, permettant de travailler dans des conditions réelles. Le fonctionnement général du système a d'abord été étudié. Les FP ont été opérés en continu durant 22 mois. Le développement de l'espèce végétale appliquée – *Salix miyabeana*, a été rapide, montrant un taux d'évapotranspiration élevé déjà dans la deuxième

année d'expérimentation. Ce taux, mesuré en juillet, était de 26 à 37% du taux de charge hydraulique appliquée (Tableau 10).

Une efficacité d'enlèvement des matières organiques élevé a été observé pour toute la période expérimentale avec en moyenne 91% pour la DCO et 81% pour les MES (pour des charges organiques appliquées allant de 5 à 20 g DBO₅ m⁻² j⁻¹). Les concentrations autorisées pour le niveau de traitement secondaires – 25 mg DBO₅/L et 25 MES/L ont donc été respectées en tous temps. Les différences majeures ont été trouvées pour le traitement de l'azote. En été, avec un mode de fonctionnement en percolation, la nitrification était pratiquement complète pour tous les niveaux de charges organiques appliqués. En hiver, à la charge de 20 g DBO₅ m⁻² j⁻¹, malgré une légère diminution de l'efficacité le mode percolant reste très efficace avec une concentration en NH₄-N à l'effluent inférieure à 5 mg N/L. En revanche, on observe une nette dégradation des performances d'enlèvement pour les FP opérés en mode saturé avec aération forcée (Figure 10). Toutefois, la dénitrification était plus efficace pour ce mode d'opération. L'ensemble de ces résultats valide la possibilité d'utilisation de FP compacts modifiés pour le traitement des eaux usées au niveau secondaire dans des climats froids.

Les propriétés thermiques des FP sont ensuite été analysées dans le chapitre III. Les spécificités de la distribution thermique verticale à l'intérieur de FP en période estivale et en période hivernale ont été analysées et interprétées. En été, les températures à l'intérieur du lit filtrant suivent globalement la courbe de températures de l'air en atténuant les pics de chaleur et de fraîcheur. L'isolation de la surface des FP mise en œuvre dans cette étude, réalisée avec des matériaux naturels, a été est très efficace en offrant une grande inertie thermique aux FP testés. Grâce à cette caractéristique, en période froide, les températures à l'intérieur de FP descendent rarement au dessous de 5 °C, et montrent peu de différences entre les couches et les filtres. La réponse majeure en cas de diminution de l'efficacité de stockage de chaleur est la diminution graduelle de température en commençant par la couche plus proche de la surface. Le FP opéré avec la charge organique maximale (2,5 m²/EH soit 20 g DBO₅ m⁻² j⁻¹) en percolation est le plus efficace pour le stockage de chaleur. Le FP montant les températures les plus froides est le FP à faible charge (5 m²/EH soit 5 g DBO₅ m⁻² j⁻¹) en percolation. L'analyse de différents paramètres a mis en évidence l'impact de la température de l'affluent et de la charge organique. La température de l'air participe à la baisse de températures au début de saison hivernale mais n'a pas un impact significatif pour la suite. Le mode d'opération – percolant ou saturé avec aération forcée, ne représente pas un paramètre

significatif sur les flux thermiques. Suite à ces résultats, un modèle prédictif a été proposé avec une précision de $\pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ce modèle est basé sur les deux paramètres les plus déterminants – la température de l’affluent et la charge organique appliquée.

Les recherches menées sur l’axe d’optimisation du choix des végétaux ont été présentées dans le chapitre IV. L’objectif a été d’évaluer les différents paramètres d’établissement des espèces ligneuses dans des conditions de FP traitant des eaux usées. L’évaluation a été faite pour quatre taxons ligneux potentiellement applicables en FP et pour quatre espèces herbacées bien connues pour être efficaces en FP. Lors de la première année d’établissement des plantes, les espèces herbacées ont été plus performantes en termes de l’enlèvement de NTK et de PT, ce qui s’explique par la croissance de la biomasse aérienne et racinaire significativement plus rapide. En termes d’enlèvement des MO, l’ensemble des mésocosmes plantés a montré une efficacité d’enlèvement de 76 – 88% malgré les différences de biomasse développée. Le taux d’ET chez les espèces herbacées a été significativement élevé grâce à la rapidité de développement de la biomasse. Les deux taxa de saules testés, y compris *Salix miyabeana* – espèce testée à l’échelle pilote dans les chapitres II et III, ont montré des réponses similaires en ET, avec un taux maximal parmi les espèces ligneuses testées. Certaines espèces ligneuses à croissance rapide peuvent être à long-terme une excellente alternative aux espèces herbacées typiquement utilisées grâce au taux d’ET comparable aux espèces herbacées les premières années et potentiellement plus grande à long terme. Ce chapitre met en évidence les capacités élevées d’accumulation de nutriments dans les tissus des espèces ligneuses et les spécificités de leurs systèmes racinaires qui peuvent offrir de nombreux avantages à long-terme.

V.2. Recommandations techniques

Sur la base des résultats obtenus dans ce travail de thèse les recommandations techniques suivantes peuvent être formulées.

Conception du lit filtrant

L’efficacité prometteuse de FP à un seul étage de traitement a été démontrée dans cette étude en climat froid. La profondeur du lit filtrant était de 120 cm avec trois couches principales de 30 cm chacune : gravier grossier (mélange de 20 – 40 mm et 14 – 20 mm), gravier fin (2,5 – 5 mm) et sable. Cette configuration permet d’avoir de bonnes capacités de filtration et d’élimination de MO en cas d’application d’un affluent primaire. Bien que la couche de

gravier grossier en surface participe peu au traitement, elle constitue une zone de tampon thermique entre les températures hivernales de l'air et les couches profondes de FP.

Le système de distribution des eaux usées doit être disposée soit sous cette couche de gravier, soit à minima sous la couche isolante de paillis afin d'éviter l'exposition directe des eaux usées aux températures froides. Il est toutefois important de disposer la distribution des eaux usées de telle sorte que la couche isolante surfacique reste sèche afin de maintenir l'efficacité d'isolation.

Végétaux

Basé sur les résultats des chapitre II et IV, *Salix miyabeana* « SX67 » semble être une espèce ayant de nombreuses caractéristiques adéquates pour application en FP. Compte tenu du caractère envahissant de l'espèce typiquement utilisée – *Phragmites australis australis*, le saule constitue une alternative prometteuse pour l'utilisation en FP. Les nombreuses autres espèces ligneuses à croissance rapide peuvent également être utilisées avec succès en FP. Voici les espèces ligneuses testées et validées dans le chapitre IV : *Sambucus canadensis* et *Myrica gale*. Plantées en FP, ces espèces s'adapteront rapidement à l'environnement spécifique de FP et développeront une biomasse aérienne et racinaire leur permettant d'être efficaces dès la deuxième année de croissance. *Acer saccharinum* n'est pas une espèce adaptée aux conditions spécifiques de FP, et sera donc à éviter.

La plantation de saules âgés d'un an, testé dans le chapitre II, a montré le taux de mortalité nul pour l'ensemble des filtres et un développement rapide de la biomasse aérienne. Ce mode de plantation est donc conseillé pour obtenir un taux d'ET élevé dès la seconde année après plantation. Il est important que la densité de plantation des saules soit inférieure à 4 plants/m² afin de permettre le développement homogène de la biomasse aérienne en évitant la compétition aérienne. Cela peut être entre 2 et 3 plants/m².

Concernant la stratégie d'entretien de la biomasse aérienne, la décision doit être prise en prenant en compte les aspects suivants : la valorisation de biomasse privilégiée, la faisabilité technique, le coût de maintenance et l'isolation surfacique. Dans les expérimentations liées aux chapitres II et III, la biomasse aérienne de saule n'a jamais été éliminée pendant les 22 mois d'expérimentation. En hiver cette biomasse de tiges et de branches favorise l'accumulation de neige à la surface des FP, ce qui participe à l'efficacité de la couche isolante globale de surface.

En climats froids, en plus du rôle important d'isolation de la biomasse aérienne et racinaire, une couche de paillis de 10 à 20 cm est indispensable. Le paillis constitué de copeaux de bois de saule issus de la fragmentation de rameaux (diamètre < 7 cm) a été testé avec succès lors des expérimentations à l'échelle pilote durant presque deux ans. La nécessité d'ajouter environ 5 cm de paillis après ou avant la période hivernale pour maintenir l'épaisseur initiale a été constatée.

Opération et Maintenance

Le système de FP a été testé avec des charges organiques maximales de 2,5 m²/EH. Ce niveau de charge respecte les normes de rejet et permet également d'atteindre les meilleures performances en termes de stockage de chaleur durant la période hivernale. Les charges organiques de 10 m²/EH et moins représentent un risque important de gel, et sont donc à éviter dans les zones avec les températures hivernales inférieure à 0 °C. Les résultats de performances épuratoires en mode percolant permettent conclure que l'augmentation de charges jusqu'à 1,25 m²/EH en eaux primaires est potentiellement envisageable en respectant les normes de rejets au niveau secondaire et en permettant d'atteindre un meilleur équilibre énergétique. Ce niveau de charges rejoint les charges conseillées pour la conception de la filière française « compacte » (Tableau 4). Une analyse technico-économique, comme celle de Mazerolle (2018), serait à effectuer avant de déterminer les charges appliquées.

La fréquence des périodes d'alimentation doit être égale ou supérieure à 8 h avec la charge hydraulique minimale de 18 L/m² pour un fonctionnement efficace de FP pendant l'hiver pour éviter le risque de gel dans les couches proche de la surface. La température de l'affluent, primaire dans le cas étudié dans les chapitres II et III, est un des facteurs déterminant pour la température à l'intérieur du lit filtrant durant la période froide. Si la configuration le permet et si le coût est acceptable, les températures doivent être maintenues entre 5 et 10 °C.

Si le mode d'opération saturé avec aération forcée est choisi pour le fonctionnement en hiver, le passage de mode percolant vers le mode saturé doit être planifié avant la chute de températures au début de la période froide. Le mode saturé peut être maintenu jusqu'à la température de l'air positive stable. Cela doit être fait en fonction de spécificités du climat local. Le niveau de saturation maximal de FP sous-surfaciques à flux vertical doit être à 5 – 10 cm sous la surface pour éviter au maximum les pertes de chaleur par l'eau en surface et pour créer une couche surfacique sèche en maintenant l'efficacité de la couche isolante. L'aération forcée est un élément clé pour l'efficacité du mode saturé. La configuration de

l'aération forcée, testée dans ce travail de thèse, n'a pas été suffisamment efficace (Figure 7). Il est indispensable de s'assurer que la distribution d'oxygène soit homogène et que la concentration en oxygène soit suffisante pour la nitrification en hiver. Une récente étude de Langergraber et al. (2019) propose une revue de la littérature et des recommandations techniques pour configurer le système d'aération forcée.

V.3. Perspectives de recherche

Ce travail de thèse a permis d'approfondir certaines connaissances dans le domaine de l'utilisation des filtres plantés pour le traitement des eaux usées domestiques en climat froid. Ce travail de thèse a soulevé certaines questions ce qui permet d'orienter des études futures. Ces dernières auraient pour objectif final d'améliorer et/ou de faciliter les aspects techniques de la mise en œuvre des systèmes de FP en climats froids.

Ainsi, la mise en œuvre et l'optimisation du système d'aération artificielle adapté aux FP saturés à flux vertical pourraient être envisagés. Le chapitre II a permis de mettre en évidence l'importance de l'aération forcée pour les FP saturés opérés sous des climats froids. En revanche, cette étude n'a pas été suffisamment concluante. Les études qui se focalisent sur l'aération forcée sont fréquentes pour les FP sous-surfaciques à flux horizontal. De nombreuses études ont été publiées mais il y a un manque de données concernant les paramètres techniques de l'aération forcée ce qui ne donne pas une vision claire sur l'efficacité de l'aération (Rous et al., 2019). Cette tendance est encore plus forte pour les FP sous-surfaciques à flux vertical. Les résultats du chapitre II montrent que le mode saturé peut être une solution compétitive mais uniquement quand l'aération est homogène et efficace. Pour cela, il est indispensable d'avoir un système d'aération du lit filtrant efficace qui sera également en équilibre avec le coût énergétique et le coût de maintenance. L'aération intermittente qui a des capacités de créer les conditions aérobies et anaérobies dans la même unité de FP est une solution potentiellement prometteuse pour la configuration de FP compacts testés dans le chapitre II. En plus d'améliorer le traitement d'azote, ce type d'aération diminue le coût énergétique du système par rapport à un dispositif d'aération en continu. De nombreuses études soulignent la bonne efficacité d'enlèvement en azote total en appliquant une aération intermittente. Ce taux est de 90% pour l'enlèvement de $\text{NH}_4\text{-N}$ et de 80% pour l'azote total (Wu et al., 2014). Cette solution technique a besoin d'être vérifiée dans les conditions réelles de climat froid en incluant par exemple la fréquence et la durée de phases d'aération pour limiter les risques de gel.

Les charges organiques maximales appliquées dans les chapitres II et III sont de 20 g DBO₅ m⁻² j⁻¹. Ces charges peuvent être utilisées en respectant les normes de rejet de niveau secondaire. Suite aux résultats du chapitre II, les charges organiques suggérées sont de 40 g DBO₅ m⁻² j⁻¹ pour les FPS en mode percolant. Pour rendre compétitif le système de FPS, proposé et testé dans le cadre de ce travail de thèse, il est indispensable de tester les charges organiques et hydrauliques maximales applicables pour connaître les limites du système.

L'alimentation avec des eaux usées brutes est une particularité avantageuse de la filière française. Le dispositif testé dans cette thèse contient une couche de sable (D₁₀ 0,34) de 30 cm (Tableau 7) qui semble présenter quelques fragilités pour ce type d'effluent à cause du risque potentiellement élevé de colmatage de cette couche du lit filtrant. Dans le cas où un traitement primaire n'est pas envisageable, l'effluent brut pourrait être appliqué à la configuration de FPS avec une possible réduction de charges organiques afin de respecter les normes de rejets. Les tests seront indispensables pour déterminer le mode opératoire adapté.

L'effluent de FPS respectait les normes de rejets au niveau secondaire. La faisabilité de d'utilisation du système permettant de respecter un niveau de traitement secondaire avancé (15 mg DBO₅/L et 15 mg MES/L, 50 000 coliformes fécaux/100 mL) pourrait être également envisagé. Si le système proposé était en capacité d'assurer ce niveau de traitement, ça représenterait un avantage considérable.

Les résultats du chapitre III a permis d'approfondir les connaissances des propriétés thermiques des filtres. Avant d'utiliser le système de FP à pleine échelle dans des régions où le risque de prise en gel des filtres reste très élevé, il serait primordial d'effectuer une étude se focalisant sur la distribution thermique horizontale dans un filtre de grande surface. Cela permettra de mieux définir les zones à risque dans un FP ainsi que de proposer des recommandations sur la surface et la profondeur maximales et minimales de chaque FP et sur l'agencement des FP. Les résultats de ce chapitre ont mis en évidence le rôle déterminant de la température de l'affluent de FP sur la température dans le lit filtrant durant la période froide. Ce paramètre est souvent traité comme un facteur externe, non modifiable. Si ce facteur est contrôlable, la température dans le lit filtrant devient prédictible et réglable durant la période froide.

Les résultats des chapitre II et IV confirment l'utilisation avantageuse de certaines espèces ligneuses à croissance rapide dans les FP sous-surfaciques à flux vertical, comme c'est le cas

de *Salix interior* et *Salix miyabeana* « SX67 » (déjà utilisés avec succès dans le domaine de la phytotechnologie), et les arbustes de type *Myrica gale* et *Sambucus canadensis*. Les futures recherches doivent être menées pour affiner les recommandations techniques concernant la plantation (âge de végétaux à plantation dans les FP, densité de plantations), la maintenance (fréquence et type de recépage, types et fréquence d'interventions nécessaires pour la lutte contre les ravageurs et les maladies). Ces recommandations doivent prendre en compte les aspects économiques pour proposer une solution équilibrée entre les besoins techniques et les coûts d'entretien. Il est important de privilégier des expérimentations à moyen et long terme pour confirmer les tendances positives de développement et de caractéristiques clés à long terme (capacité d'enlèvement des polluants, taux d'ET) qui ont été démontrées dans le chapitre IV pour la première année de croissance.

Le chapitre IV a mis en évidence quelques manques de connaissance concernant le rôle des rhizomes dans un des problèmes opérationnels majeurs de FP à flux vertical – la réduction de capacité d'infiltration qui risque de conduire à une formation de court-circuit hydrauliques et au colmatage de substrat en surface. Cet aspect, déjà étudié par Hua et al. (2014) et Langergraber et al. (2003), pour les espèces macrophytes, reste encore très peu étudié pour les espèces ligneuses. Le système racinaire de ce type de plante peut contenir une concentration élevée de lignine. Cette concentration a été de 18 – 36% pour les espèces ligneuses versus 6 – 13% pour les espèces herbacées (testées dans le chapitre IV), ce qui indique une concentration élevée de lignine dès la première année de croissance. Les études supplémentaires sont nécessaires pour comprendre l'évolution de concentration de lignine avec l'âge de végétaux et pour évaluer l'effet de cette particularité des espèces ligneuses sur la dynamique des processus de colmatage. En plus de l'évolution de concentration de lignine, le changement dans le temps de la structure du système racinaire des espèces ligneuses doit être étudié. Il a été démontré dans le chapitre IV que les espèces ligneuses développent un système racinaire en longueur en multipliant les racines fines lors de la première année de croissance dans un FP. Si cette tendance ne change pas ou peu à long terme, cela pourrait représenter un avantage considérable pour la performance épuratoire via un système racinaire plus profond et plus homogène.

Références

- Albert, A., Brisson, J., Belzile, F., Turgeon, J. and Lavoie C., 2015. Strategies for a successful plant invasion: the reproduction of *Phragmites australis* in north - eastern North America. *Journal of Ecology*, 103 (6), pp.1529-1537.
- Amichev, B.Y., Hangs, R.D., Konecsni, S.M., Stadnyk C.N., Volk, T.A., Bélanger, N., Vujanovic, V., Schoenau, J.J., Moukoudi, J., and Van Rees, K.C., 2014. Willow short-rotation production systems in Canada and Northern United States: a review. *Soil Science Society of America Journal*, 78 (S1), pp.S168-S182.
- Aronsson, P., and Perttu, K., 2001. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *The Forestry Chronicle*, 77 (2), pp.293-299.
- Avellán, T. and Gremillion, P., 2019. Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 99, pp:42-57.
- Bahlo, K.E. and Wach, F.G., 1990. Purification of domestic sewage with and without faeces by vertical intermittent filtration in reed and rush beds. *Constructed wetlands in water pollution control*, pp. 215-221. Pergamon.
- Beeson, R.C., 2016. Evapotranspiration of woody landscape plants. *Micro Irrigation Management*, pp:71-106. Apple Academic Press.
- Białowiec, A., Wojnowska-Baryła, I. and Agopsowicz, M., 2007. The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil-plant system with willow *Salix amygdalina* L. *Ecological engineering*, 30 (4), pp:356-361.
- Białowiec, A., Davies, L., Albuquerque, A. and Randerson, P.F., 2012. Nitrogen removal from landfill leachate in constructed wetlands with reed and willow: redox potential in the root zone. *Journal of environmental management*, 97, pp:22-27.
- Bond, G., 1951. The fixation of nitrogen associated with the root nodules of *Myrica gale* L., with special reference to its pH relation and ecological significance. *Annals of Botany*, 15(4), pp:447-459.

- Boog, J., Nivala, J., Aubron, T., Wallace, S., Sullivan, C., Van Afferden, M. and Müller, R., 2016. Treatment wetland aeration without electricity? Lessons learned from the first experiment using a wind-driven air pump. *Water*, 8 (11), pp:502.
- Brisson, J., and Chazarenc, F., 2009. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*, 407 (13), pp:3923-3930.
- Brix, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water science and technology*, 35 (5), pp:11-17.
- Brix, H. and Arias, C.A., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological engineering*, 25 (5), pp:491-500.
- Brodrick, S. J., Cullen, P. and Maher, W., 1988. Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent. *Water Research*, 22 (4), pp:431-439.
- Chazarenc, F., Brisson, J. and Comeau, Y., 2007. Slag columns for upgrading phosphorus removal from constructed wetland effluents. *Water Science and technology*, 56 (3), pp:109-115.
- Chazarenc, F., Naylor, S., Comeau, Y., Merlin, G. and Brisson, J. 2010. Modeling the effect of plants and peat on evapotranspiration in constructed wetlands. *International Journal of Chemical Engineering*.
- Chimner, R.A. and Ewel, K.C., 2005. A tropical freshwater wetland: II. Production, decomposition, and peat formation. *Wetlands Ecology and Management*, 13 (6), pp:671-684.
- Claveau-Mallet, D., Wallace, S. and Comeau, Y., 2013. Removal of phosphorus, fluoride and metals from a gypsum mining leachate using steel slag filters. *Water research*, 47 (4), pp:1512-1520.
- Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. and Eaton, A.D., 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association (APHA). American Water Works Association, Inc., Washington, DC.

- Dong, H., Qiang, Z., Li, T., Jin, H. and Chen, W., 2012. Effect of artificial aeration on the performance of vertical-flow constructed wetland treating heavily polluted river water. *Journal of Environmental Sciences*, 24 (4), pp:596-601.
- Dong, Z. and Sun, T., 2007. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands—promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecological engineering*, 31 (2), pp:69-78.
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O. and Von Sperling, M., 2017. *Treatment wetlands* (Vol. 7). London, UK: IWA publishing.
- Duggan, J., 2005. The potential for landfill leachate treatment using willows in the UK—a critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, 45 (2), pp:97-113.
- DWA, 2017. Standard DWA-A 262E: Principles for dimensioning, construction and operation of wastewater treatment plants with planted and unplanted filters for treatment of domestic and municipal wastewater. Hennef, Germany: German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).
- Fan, J., Liang, S., Zhang, B. and Zhang, J., 2013. Enhanced organics and nitrogen removal in batch-operated vertical flow constructed wetlands by combination of intermittent aeration and step feeding strategy. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (4), pp:2448-2455.
- Faulwetter, J.L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M.D., Brisson, J., Camper, A.K. and Stein, O.R., 2009. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. *Ecological engineering*, 35 (6), pp:987-1004.
- Fonder, N. and Headley, T., 2013. The taxonomy of treatment wetlands: a proposed classification and nomenclature system. *Ecological engineering*, 51, pp:203-211.
- Frédette, C., Grebenshchykova, Z., Comeau, Y. and Brisson, J., 2019. Evapotranspiration of a willow cultivar (*Salix miyabeana* SX67) grown in a full-scale treatment wetland. *Ecological engineering*, 127, pp:254-262.
- Gagnon, V., Chazarenc, F., Kõiv, M. and Brisson, J., 2012. Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland. *Water research*, 46 (16), pp:5305-5315.

- Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Lyon, S.R. and Goldman, C.R., 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water research*, 20 (3), pp:363-368.
- Gizińska-Górna, M., Czekala, W., Jóźwiakowski, K., Lewicki, A., Dach, J., Marzec, M., Pytko, A., Janczak, D., Kowalczyk-Juśko, A. and Listosz, A., 2016. The possibility of using plants from hybrid constructed wetland wastewater treatment plant for energy purposes. *Ecological engineering*, 95, pp:534-541.
- Gouvernement du Québec, 2017. Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées - Loi sur la qualité de l'environnement, Chapitre Q-2, r. 34.1.
- Grebenshchykova, Z., Frédette, C., Chazarenc, F., Comeau, Y. and Brisson, J., 2019. Establishment and potential use of woody species in treatment wetlands. *International journal of phytoremediation*, 22 (3), pp:295-304.
- Gregersen, P. and Brix, H., 2001. Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. *Water Science and Technology*, 44 (11-12), pp:407-412.
- Guideline, Performance-Based Test, 2001. OECD guideline for the testing of chemicals. *The Hershberger*, 601, pp:858.
- Guidi, W., Pitre, F.E. and Labrecque, M., 2013. Short-rotation coppice of willows for the production of biomass in eastern Canada. *Biomass now-sustainable growth and use*, pp:421-448.
- Halekoh, U., Højsgaard, S. and Yan, J., 2006. The R package geepack for generalized estimating equations. *Journal of Statistical Software*, 15 (2), pp:1-11.
- Hastie, T., Tibshirani, R. and Friedman, J., 2009. *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*: Springer Science & Business Media.
- He, Q. and Mankin K.R., 2001. Seasonal variations in hydraulic performance of rock-plant filters. *Environmental technology*, 22 (9), pp:991-999.
- Headley, T., Nivala, J., Kassa, K., Olsson, L., Wallace, S., Brix, H., Van Afferden, M. and Müller, R., 2013. *Escherichia coli* removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: effects of design and plants. *Ecological engineering*, 61, pp:564-574.
- Hua, G.F., Zhao, Z.W., Kong, J., Guo, R., Zeng, Y.T., Zhao, L.F. and Zhu, Q.D., 2014. Effects of plant roots on the hydraulic performance during the clogging process in

- mesocosm vertical flow constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (22), pp:13017-13026.
- Jackson, M.B. and 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 (1), pp:37-45.
- Jenssen, P.D., Mæhlum, T. and Krogstad, T., 1993. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Science and Technology*, 28 (10), pp:149-157.
- Jenssen, P.D., Mæhlum, T., Krogstad, T. and Vråle, L., 2005. High performance constructed wetlands for cold climates. *Journal of Environmental Science and Health*, 40 (6-7), pp:1343-1353.
- Justin, M.Z., Pajk, N., Zupanc, V. and Zupančič, M., 2010. Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of *Populus* and *Salix*: biomass and growth response. *Waste Management*, 30 (6), pp:1032-1042.
- Kadlec, R. H., 1999. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 40 (3), pp:37-44.
- Kadlec, R.H., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. and Haberl, R., 2000. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation*: IWA publishing.
- Kadlec, R.H., 2001. Thermal environments of subsurface treatment wetlands. *Water science and technology*, 44 (11-12), pp:251-258.
- Kadlec, R.H. and Wallace, S., 2008. *Treatment wetlands*: CRC press.
- Kadlec, R.H., 2009. Wastewater treatment at the Houghton Lake wetland: Temperatures and the energy balance. *Ecological engineering*, 35 (9), pp:1349-1356.
- Kaushal, M., Wani, S.P. and Patil, M.D., 2019. Harnessing Microbial Potential for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands." *Sustainable Green Technologies for Environmental Management*, 271-282. Springer, Singapore.
- Khurelbaatar, G., Sullivan, C.M., Van Afferden, M., Rahman, RZ., Fühner, C., Gerel, O., Londong, J. and Müller, R.A., 2017. Application of primary treated wastewater to short

- rotation coppice of willow and poplar in Mongolia: Influence of plants on treatment performance. *Ecological engineering*, 98, pp:82-90.
- Knight, R.L., 1997. Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 35 (5), pp:35-43.
- Kuzovkina, Y.A. and Volk, T.A., 2009. The characterization of willow (*Salix L.*) varieties for use in ecological engineering applications: co-ordination of structure, function and autecology. *Ecological engineering*, 35 (8), pp:1178-1189.
- Laber, J., Perfler, R. and Haberl, R., 1997. Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35 (5), pp:71-77.
- Labrecque, M. and Teodorescu, T.I., 2005. Field performance and biomass production of 12 willow and poplar clones in short-rotation coppice in southern Quebec (Canada). *Biomass and Bioenergy*, 29 (1), pp:1-9.
- Lachapelle-T, X., Labrecque, M. and Comeau, Y., 2019. Treatment and valorization of a primary municipal wastewater by a short rotation willow coppice vegetation filter. *Ecological engineering*, 130, pp:32-44.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J. and Pressl, A., 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 48 (5), pp:25-34.
- Langergraber, G., Prandstetten, C., Pressl, A., Rohrhofer, R. and Haberl, R., 2007. Removal efficiency of subsurface vertical flow constructed wetlands for different organic loads. *Water science and technology*, 56 (3), pp:75-84.
- Langergraber, G., Pressl, A., Leroch, K., Rohrhofer, R. and Haberl, R., 2009. Experiences with a top layer of gravel to enhance the performance of vertical flow constructed wetlands at cold temperatures. *Water Science and Technology*, 59 (6), pp:1111-1116.
- Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J. and Stein, O.R., 2019. *Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands*: IWA Publishing.
- Larsson, S., Cuingnet, C., Clause, P., Jacobsson, I., Aronsson, P., Perttu, K., Rosenqvist, H., Dawson, M., Wilson, F. and Backlund, A., 2003. *Short-rotation Willow Biomass Plantations Irrigated and Fertilised with Wastewaters: Results from a 4-year*

- Multidisciplinary Field Project in Sweden, France, Northern Ireland and Greece:* Ministry of the Environment.
- Listosz, A., Kowalczyk-Juśko, A., Józwiakowski, K., Marzec, M., Urban, D., Tokarz, E. and Ligęza, S., 2018. Productivity and chemical properties of *Salix viminalis* in a horizontal subsurface flow constructed wetland during long-term operation. *Ecological engineering*, 122, pp:76-83.
- Major, J.E., Mosseler, A., Malcolm, J.W. and Hartz, S., 2017. Salinity tolerance of three *Salix* species: survival, biomass yield and allocation, and biochemical efficiencies. *Biomass and bioenergy*, 105, pp:10-22.
- Molle, P., Harouyia, N., Prost-Boucle, S., Morlay, C., Esser, D., Martin, S. and Besnault, S., 2012. Déphosphatation des eaux usées par filtres plantés garnis de phosphorites. *UR MALY*. Irstea - centre de Lyon.
- Marchand, L., Mench, M., Jacob, D.L. and Otte M.L., 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: a review. *Environmental pollution*, 158 (12), pp:3447-3461.
- Marchand, L., Nsanganwimana, F., Oustrière, N., Grebenshchykova, Z., Lizama-Allende, K. and Mench, M., 2014. Copper removal from water using a bio-rack system either unplanted or planted with *Phragmites australis*, *Juncus articulatus* and *Phalaris arundinacea*. *Ecological engineering*, 64, pp:291-300.
- Mason, C.F. and Bryant, R.J., 1975. Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis Trin.* and *Typha angustifolia L.* *The journal of Ecology*, pp:71-95.
- Mazarolle, P., 2018. Analyse technico-économique de la technologie des filtres plantés de saules pour l'épuration des eaux usées. *Mémoire de maîtrise*. Polytechnique Montréal, Montréal, QC.
- MDDELCC, 2013. Suivi et exploitation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées.: Consulté le 9 novembre 2019, tiré de <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domest-communautaire-municipal.htm> - lois.

- MDDELCC, 2015. La Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées.: Consulté le 9 novembre 2019, tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm> - exigences.
- Metcalf & Eddy-AECOM, 2014. *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*. 5th ed. New York, McGraw-Hill.
- Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., Hernández-Sancho, F. and Sala-Garrido, R., 2015. Assessment of wastewater treatment alternatives for small communities: An analytic network process approach. *Science of the Total Environment*, 532, pp:676-687.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. and Iwema, A., 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology*, 51 (9), pp:11-21.
- Molle, P., Lombard Latune, R., Riegel, C., Lacombe, G., Esser, D. and Mangeot, L., 2015. French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science and Technology*, 71 (10), pp:1516-1523.
- Morgan, J.A., Martin, J.F. and Bouchard, V., 2008. Identifying plant species with root associated bacteria that promote nitrification and denitrification in ecological treatment systems. *Wetlands*, 28 (1), pp:220-231.
- Morvannou, A., Forquet, N., Michel, S., Troesch, S. and Molle, P., 2015. Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water Science and Technology*, 71 (9), pp:1333-1339.
- Mozdzer, T.J., Brisson, J. and Hazelton, E.L.G., 2013. Physiological ecology and functional traits of North American native and Eurasian introduced *Phragmites australis* lineages. *AoB Plants*, 5.
- Munoz, P., Drizo, A. and Hession, W.C., 2006. Flow patterns of dairy wastewater constructed wetlands in a cold climate. *Water research*, 40 (17), pp:3209-3218.
- Mæhlum, T. and Stålnacke, P., 1999. Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. *Water Science and Technology*, 40 (3), pp:273-281.

- Nissim, W.G., Jerbi, A., Lafleur, B., Fluet, R. and Labrecque, M., 2015. Willows for the treatment of municipal wastewater: Performance under different irrigation rates. *Ecological engineering*, 81, pp:395-404.
- Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., Van Afferden, M. and Müller, R., 2013. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological engineering*, 61, pp:544-554.
- Nivala, J., Van Afferden, M., Hasselbach, R., Langergraber, G., Molle, P., Rustige, H. and Nowak, J., 2018. The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 78 (11), pp:2414-2426.
- Nivala, J., Boog, J., Headley, T., Aubron, T., Wallace, S., Brix, H., Mothes, S., Van Afferden, M. and Müller, R.A., 2019. Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, 658, pp:1500-1513.
- Ouellet-Plamondon, C., Chazarenc, F., Comeau, Y. and Brisson, J., 2006. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecological engineering*, 27 (3), pp:258-264.
- Paing, J., Guilbert, A., Gagnon, V. and Chazarenc, F., 2015. Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: a survey based on 169 full scale systems. *Ecological engineering*, 80, pp:46-52.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L. and McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences discussions*, 4 (2), pp:439-473.
- Perttu, K.L. and Kowalik, P.J., 1997. *Salix* vegetation filters for purification of waters and soils. *Biomass and Bioenergy*, 12 (1), pp:9-19.
- Peterson, D.L. and Bazzaz, F.A., 1984. Photosynthetic and growth responses of silver maple (*Acer saccharinum* L.) seedlings to flooding. *American Midland Naturalist*, pp:261-272.

- Picard, C.R., Fraser, L.H. and Steer, D., 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource technology*, 96 (9), pp:1039-1047.
- Prigent, S., Paing, J., Andres, Y. and Chazarenc, F., 2013. Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage vertical flow constructed wetland (VFCW). *Water Science and Technology*, 68 (7), pp:1461-1467.
- Prost-Boucle, S. and Molle, P., 2012. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: treatment limits and operation modes. *Ecological engineering*, 43, pp:81-84.
- Prost-Boucle, S., Garcia, O. and Molle, P., 2015. French vertical-flow constructed wetlands in mountain areas: how do cold temperatures impact performances? *Water Science and Technology*, 71 (8), pp:1219-1228.
- Pucher, B., Ruiz, H., Paing, J., Chazarenc, F., Molle, P. and Langergraber, G., 2016. Using numerical simulation of a one stage vertical flow wetland to optimize the depth of a zeolite layer. *Water Science and Technology*, 75 (3), pp:650-658.
- Randerson, P.F., Jordan, G. and Williams, H.G., 2007. The role of willow roots in sub-surface oxygenation of vegetation filter beds—mass spectrometer investigations in Wales, UK. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 7 (3-4), pp:255-260.
- Randerson, P.F., Moran, C. and Bialowiec, A., 2011. Oxygen transfer capacity of willow (*Salix viminalis* L.). *Biomass and bioenergy*, 35 (5), pp:2306-2309.
- Reddy, K.R., Patrick, W.H. and Broadbent, F.E., 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 13 (4), pp:273-309.
- Rodríguez, M. and Brisson, J., 2015. Pollutant removal efficiency of native versus exotic common reed (*Phragmites australis*) in North American treatment wetlands. *Ecological engineering*, 74, pp:364-370.
- Rous, V., Vymazal, J. and Hnátková, T., 2019. Treatment wetlands aeration efficiency: A review. *Ecological engineering*, 136, pp:62-67.

- Saeed, T. and Sun, G., 2012. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management*, 112, pp:429-448.
- Sardá-Espinosa, A., 2017. Comparing time-series clustering algorithms in r using the dtwclust package. *R package vignette*, 12, pp:41.
- Shelef, O., Gross, A. and Rachmilevitch, S., 2013. Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water*, 5 (2), pp:405-419.
- Shilton, A.N., Elmetri, I., Drizo, A., Pratt, S., Haverkamp, R.G. and Bilby, S.C., 2006. Phosphorus removal by an 'active'slag filter—a decade of full scale experience. *Water Research*, 40 (1), pp:113-118.
- Skene, K.R., Sprent, J.I., Raven, A.J. and Herdman, L., 2000. *Myrica gale L.* *Journal of Ecology*, 88 (6), pp:1079-1094.
- Smith, I.D., Bis, G.N., Lemon, E.R. and Rozema, L.R., 1997. A thermal analysis of a subsurface, vertical flow constructed wetland. *Water Science and Technology*, 35 (5), pp:55-62.
- Smith, E., Gordon, R., Madani, A. and Stratton, G., 2006. Year-round treatment of dairy wastewater by constructed wetlands in Atlantic Canada. *Wetlands*, 26 (2), pp:349-357.
- Song, Y., Kirkwood, N., Maksimović, C., Zhen, X., O'Connor, D., Jin, Y. and - Hou, D., 2019. Nature based solutions for contaminated land remediation and brownfield redevelopment in cities: A review. *Science of the Total Environment*, 663, pp:568-579.
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R.A. and Moormann, H., 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology advances*, 22 (1-2), pp:93-117.
- Sun, G., Zhao, Y.Q. and Allen, S.J., 2007. An alternative arrangement of gravel media in tidal flow reed beds treating pig farm wastewater. *Water, air, and soil pollution*, 182 (1-4), pp:13-19.

- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D., 2003. Metcalf & Eddy wastewater engineering: treatment and reuse. *International Edition. McGrawHill*, 4, pp:361-411.
- Tee, H.C., Lim, P.E., Seng, C.E. and Nawi, M.A.M., 2012. Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. *Bioresource technology*, 104, pp:235-242.
- Tharakan, P.J., Volk, T.A., Nowak, C.A. and Abrahamson, L.P., 2005. Morphological traits of 30 willow clones and their relationship to biomass production. *Canadian journal of forest research*, 35 (2), pp:421-431.
- Troesch, S., Salma, F. and Esser, D., 2014. Constructed wetlands for the treatment of raw wastewater: the French experience. *Water Practice and Technology*, 9 (3), pp:430-439.
- Tuncsiper, B., Ayaz, S.C., Akca, L. and Samsunlu, A., 2005. Nitrogen management in reservoir catchments through constructed wetland systems. *Water Science and Technology*, 51 (11), pp:175-181.
- Tunçsiper, B., Drizo, A. and Twohig, E., 2015. Constructed wetlands as a potential management practice for cold climate dairy effluent treatment—VT, USA. *Catena*, 135, pp:184-192.
- Verhoeven, J.T.A., 1986. Nutrient dynamics in minerotrophic peat mires. *Aquatic Botany*, 25, pp:117-137.
- Verma, R., and Suthar, S., 2018. Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. *Ecological engineering*, 116, pp:121-126.
- Verwijst, T., 2001. Willows: an underestimated resource for environment and society. *The forestry chronicle*, 77 (2), pp:281-285.
- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H.J., Chazarenc, F. and Mander, Ü., 2011. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecological engineering*, 37 (1), pp:70-89.
- Vymazal, J., 1995. *Algae and element cycling in wetlands*: Lewis Publishers Inc.
- Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380 (1-3), pp:48-65.

- Vymazal, J., 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674 (1), pp:133-156.
- Vymazal, J., 2013a. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological engineering*, 61, pp:582-592.
- Vymazal, J., 2013b. Plants in constructed, restored and created wetlands. *Ecological engineering*, (61), pp:501-504.
- Wallace, S., Parkin, P. and Cross, C., 2001. Cold climate wetlands: design and performance. *Water Science and Technology*, 44 (11-12), pp:259-265.
- Wallace, S.D. and Nivala, J.A., 2005. Thermal response of a horizontal subsurface flow wetland in a cold temperate climate. *International Water Association's Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control*, (29), pp:23-30.
- Wang, M., Zhang, D.Q., Dong, J.W. and Tan, S.K., 2017. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate—A review. *Journal of Environmental Sciences*, 57, pp:293-311.
- Werker, A.G., Dougherty, J.M., McHenry, J.L. and Van Loon, W.A., 2002. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological engineering*, 19 (1), pp:1-11.
- Wilkinson, A.G., 1999. Poplars and willows for soil erosion control in New Zealand. *Biomass and Bioenergy*, 16 (4), pp:263-274.
- Williams, H.G., Białowiec, A., Slater, F. and Randerson P.F., 2010. Spatial variation of dissolved gas concentrations in a willow vegetation filter treating landfill leachate. *Ecological engineering*, 36 (12), pp:1774-1778.
- Wittgren, H.B. and Maehlum, T., 1997. Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Water Science and Technology*, 35 (5), pp:45-53.
- Wu, S., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J. and Dong, R., 2014. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water research*, 57, pp:40-55.

- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J. and Liu, H., 2015. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Bioresource technology*, 175, pp:594-601.
- Yan, Y. and Xu, J., 2014. Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in northern China: a review." *Wetlands*, 34 (2), pp:243-253.
- Yates, C.N., Varickanickal, J., Cousins, S. and Wootton, B., 2016. Testing the ability to enhance nitrogen removal at cold temperatures with *C. aquatilis* in a horizontal subsurface flow wetland system. *Ecological engineering*, 94, pp:344-351.
- Zhang, D.Q., Jinadasa, K.B.S.N., Gersberg, R.M., Liu, Y., Tan, S.K. and Ng, W.J., 2015. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000–2013). *Journal of Environmental Sciences*, 30, pp:30-46.
- Zou, J., Guo, X., Han, Y., Liu, J. and Liang, H., 2012. Study of a novel vertical flow constructed wetland system with drop aeration for rural wastewater treatment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223 (2), pp:889-900.
- ÖNORM, B. "2505 (2009): Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen)–Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb (Subsurface-flow constructed wetlands–Application, dimensioning, installation and operation. Austrian guidelines)." *Österreichisches Normungsinstitut Vienna, Austria [in German]*.

Annexes

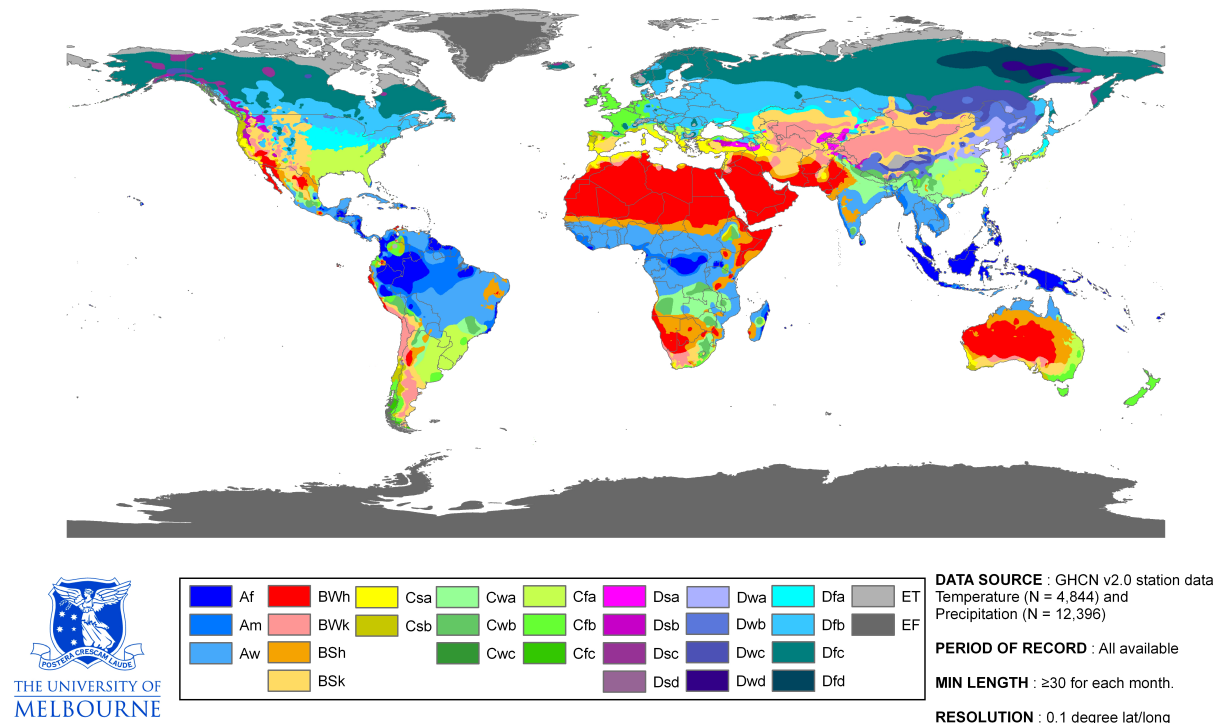
Annexe A – Relative au chapitre I

Tableau 1. Fractions à l’affluent brut et à l’effluent primaire des eaux usées.

Fraction	Valeurs typiques	
	Eaux usées brutes	Effluent primaires
DCO/DBO ₅	2,04	1,84
DCO/MVES	1,6	1,6
MVES/MES	0,81	0,81
NH ₄ -N/NTK	0,66	0,75
o-PO ₄ /PT	0,5	0,75

Notes : fractions typiques sont tirées de Biowin.

a)



b)

1st	2nd	3rd	Description	Criteria*
A			Tropical	$T_{cold} \geq 18$
	f		- Rainforest	$P_{dry} \geq 60$
	m		- Monsoon	Not (Af) & $P_{dry} \geq 100 - MAP/25$
	w		- Savannah	Not (Af) & $P_{dry} < 100 - MAP/25$
B			Arid	$MAP < 10 \times P_{threshold}$
	W		- Desert	$MAP < 5 \times P_{threshold}$
	S		- Steppe	$MAP \geq 5 \times P_{threshold}$
		h	- Hot	$MAT \geq 18$
		k	- Cold	$MAT < 18$
C			Temperate	$T_{hot} > 10$ & $0 < T_{cold} < 18$
	s		- Dry Summer	$P_{sdry} < 40$ & $P_{sdry} < P_{wwet}/3$
	w		- Dry Winter	$P_{wdry} < P_{swet}/10$
	f		- Without dry season	Not (Cs) or (Cw)
		a	- Hot Summer	$T_{hot} \geq 22$
		b	- Warm Summer	Not (a) & $T_{mon10} \geq 4$
		c	- Cold Summer	Not (a or b) & $1 \leq T_{mon10} < 4$
D			Cold	$T_{hot} > 10$ & $T_{cold} \leq 0$
	s		- Dry Summer	$P_{sdry} < 40$ & $P_{sdry} < P_{wwet}/3$
	w		- Dry Winter	$P_{wdry} < P_{swet}/10$
	f		- Without dry season	Not (Ds) or (Dw)
		a	- Hot Summer	$T_{hot} \geq 22$
		b	- Warm Summer	Not (a) & $T_{mon10} \geq 4$
		c	- Cold Summer	Not (a, b or d)
		d	- Very Cold Winter	Not (a or b) & $T_{cold} < -38$
E			Polar	$T_{hot} < 10$
	T		- Tundra	$T_{hot} > 0$
	F		- Frost	$T_{hot} \leq 0$

*MAP = mean annual precipitation, MAT = mean annual temperature, T_{hot} = temperature of the hottest month, T_{cold} = temperature of the coldest month, T_{mon10} = number of months where the temperature is above 10, P_{dry} = precipitation of the driest month, P_{sdry} = precipitation of the driest month in summer, P_{wdry} = precipitation of the driest month in winter, P_{swet} = precipitation of the wettest month in summer, P_{wwet} = precipitation of the wettest month in winter, $P_{threshold}$ = varies according to the following rules (if 70% of MAP occurs in winter then $P_{threshold} = 2 \times MAT$, if 70% of MAP occurs in summer then $P_{threshold} = 2 \times MAT + 28$, otherwise $P_{threshold} = 2 \times MAT + 14$). Summer (winter) is defined as the warmer (cooler) six month period of ONDJFM and AMJJAS.

Figure 1. Classification du climat de Köppen-Geiger : a) Carte du mode b) tableau de description et de critères de la classification (tiré de Peel et al., 2007).

Annexe B – Relative au chapitre II



Figure 2. Dispositif expérimental à Saint-Roch-de-l'Achigan. Vue aérienne de l'ensemble des installations.



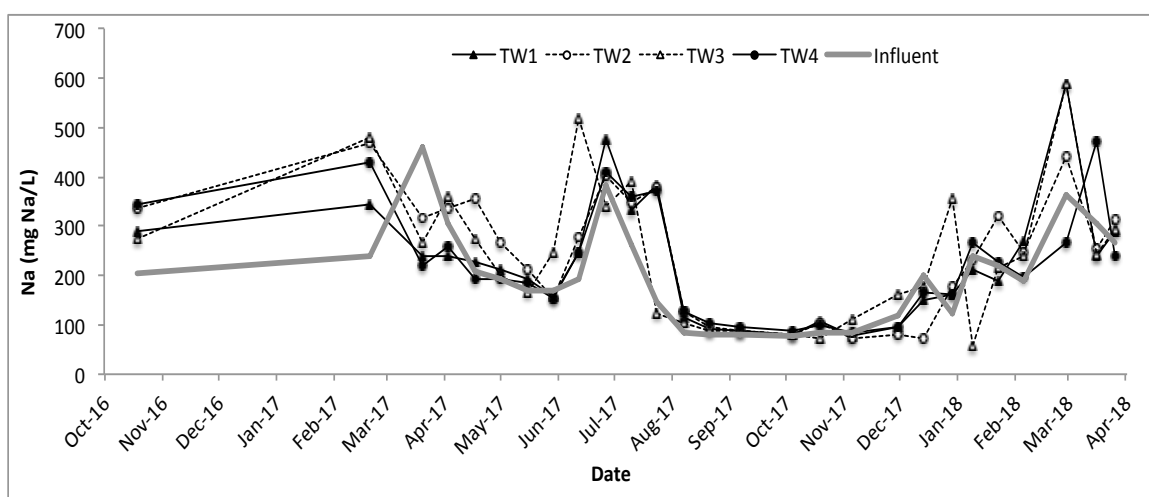
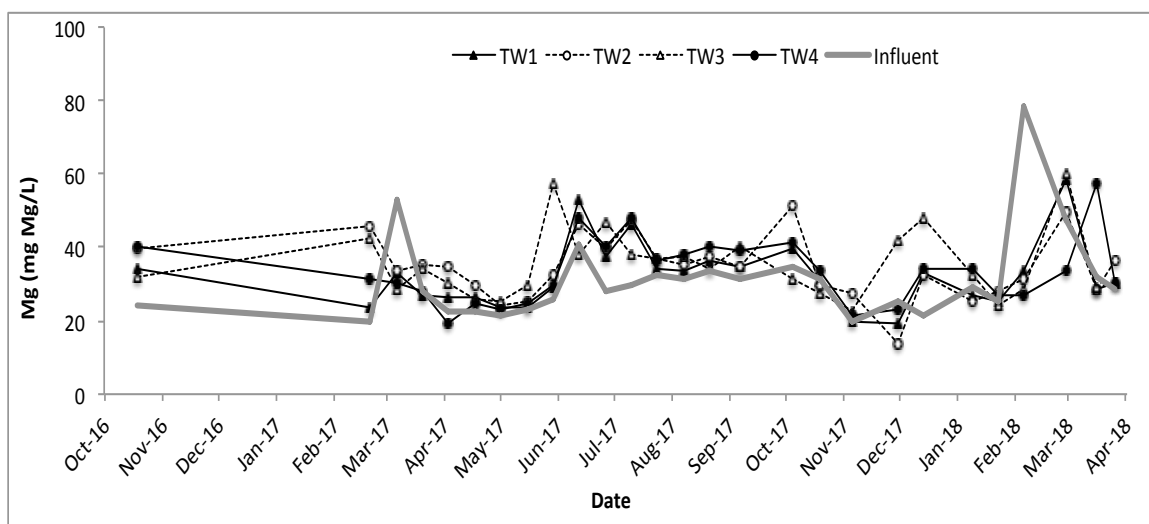
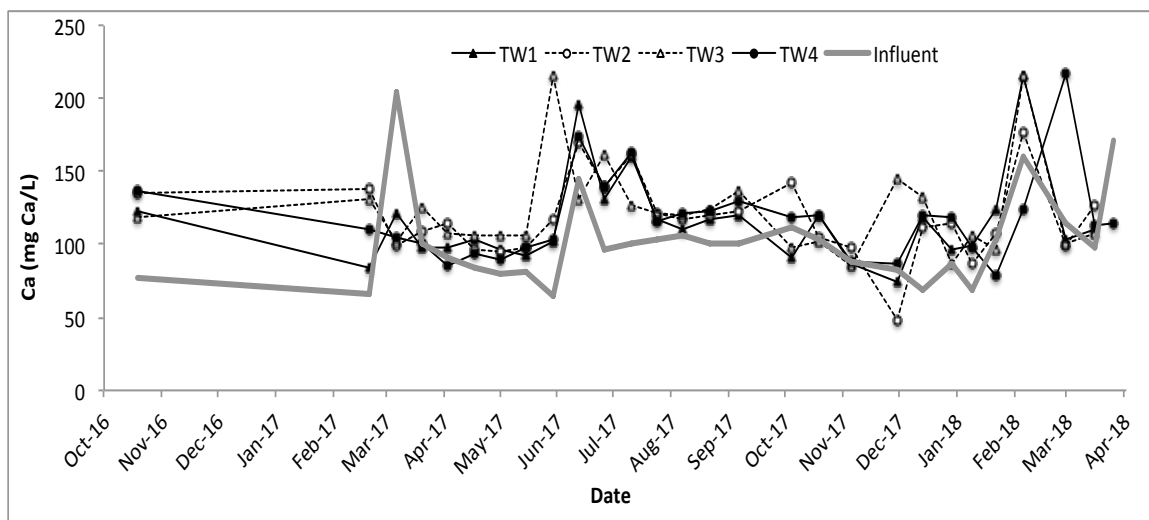








Figure 3. Illustration des expérimentation à Saint-Roch-de-l'Achigan. Filtres plantés de saules : évolution du couvert végétal.



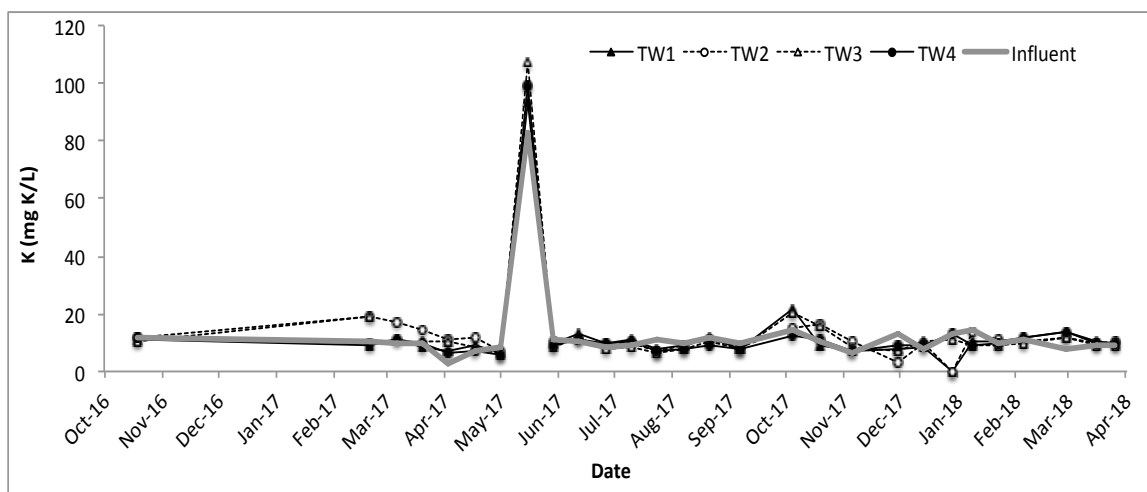
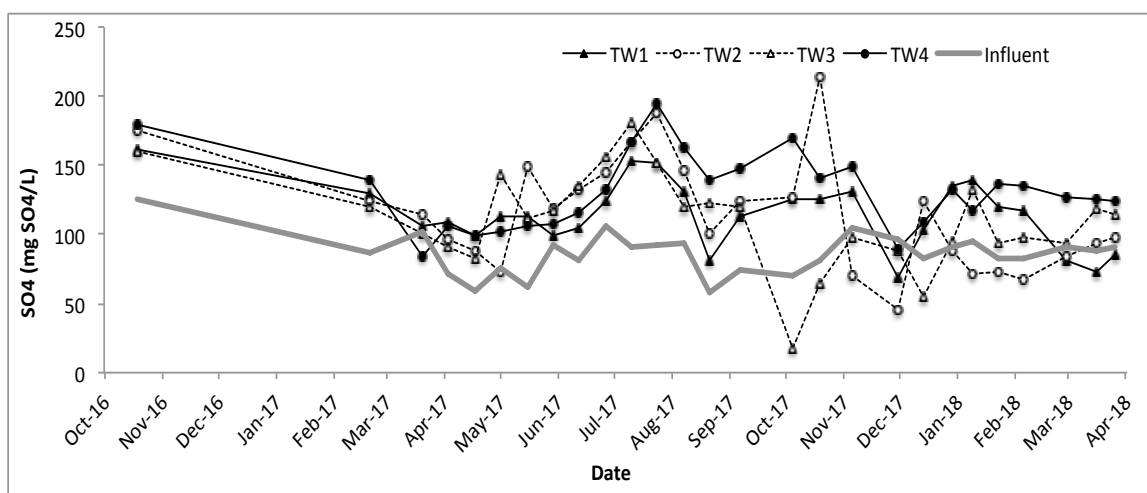
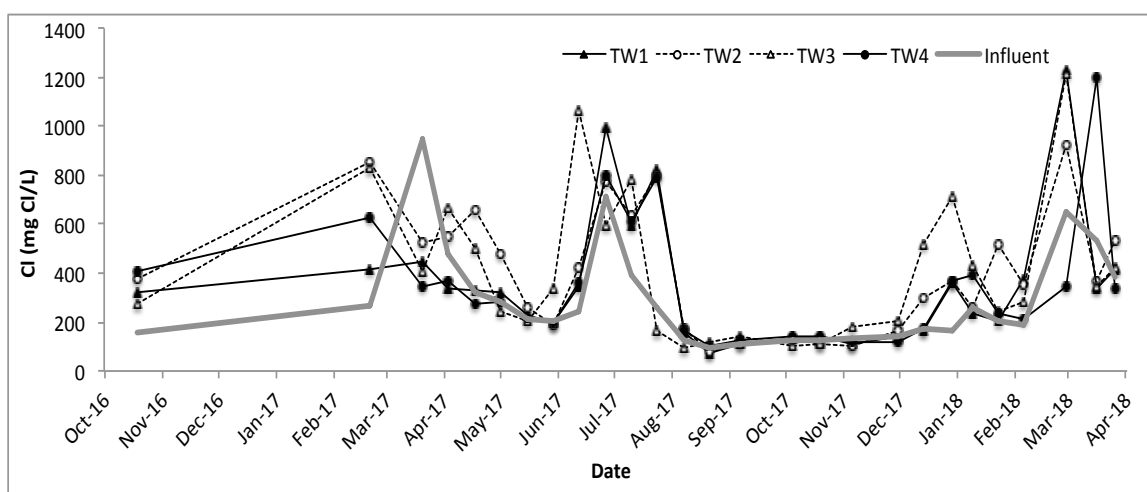


Figure 4. Influent and effluent concentration (cations) for experimentation at Saint-Roch-de-l'Achigan.



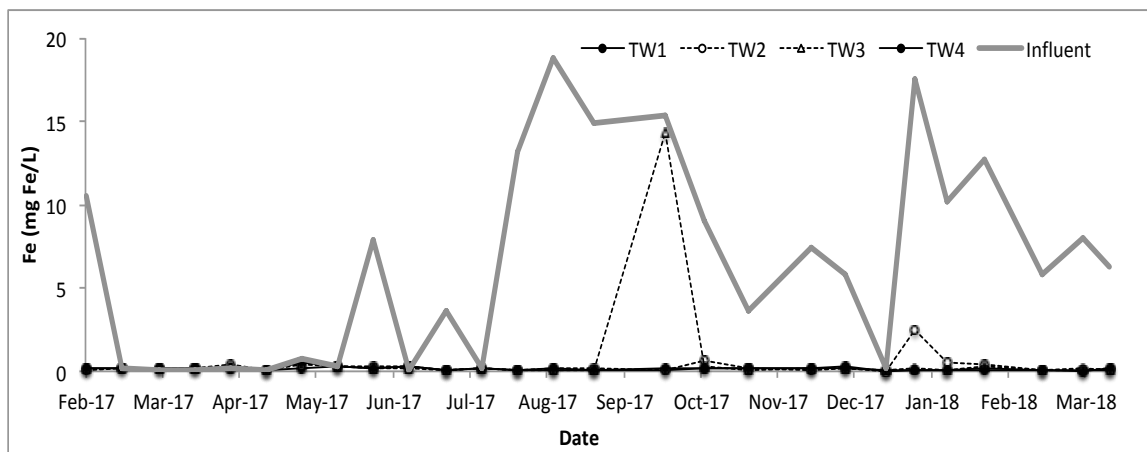


Figure 5. Influent and effluent concentration (anions) for experimentation at Saint-Roch-de-l'Achigan.

Annexe C – Relative au chapitre III

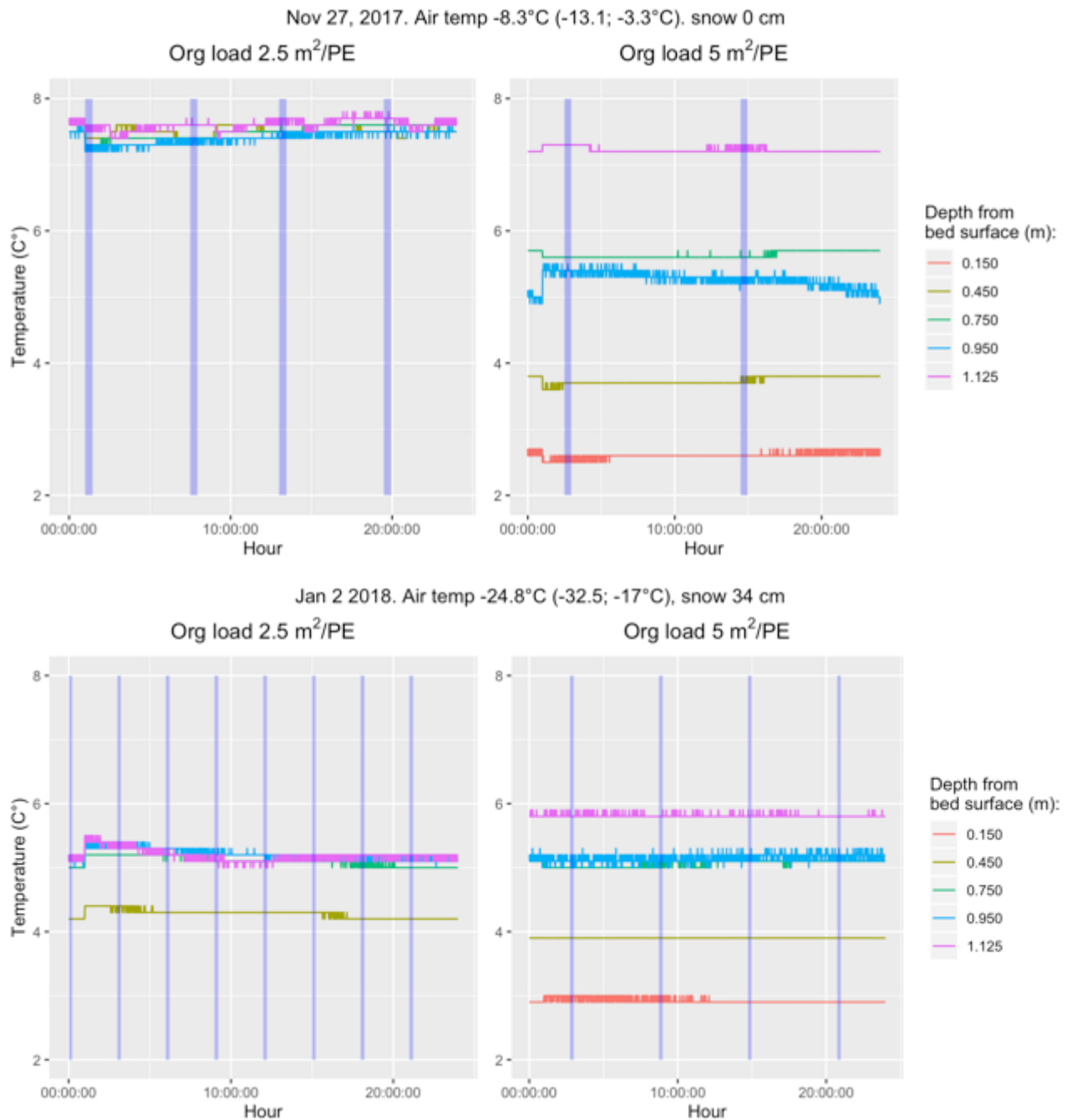


Figure 6. Temperature evolution of two TWs operated with percolating flow mode for all day of November 27, 2017 and January 2, 2018. Vertical lines represent feeding periods.

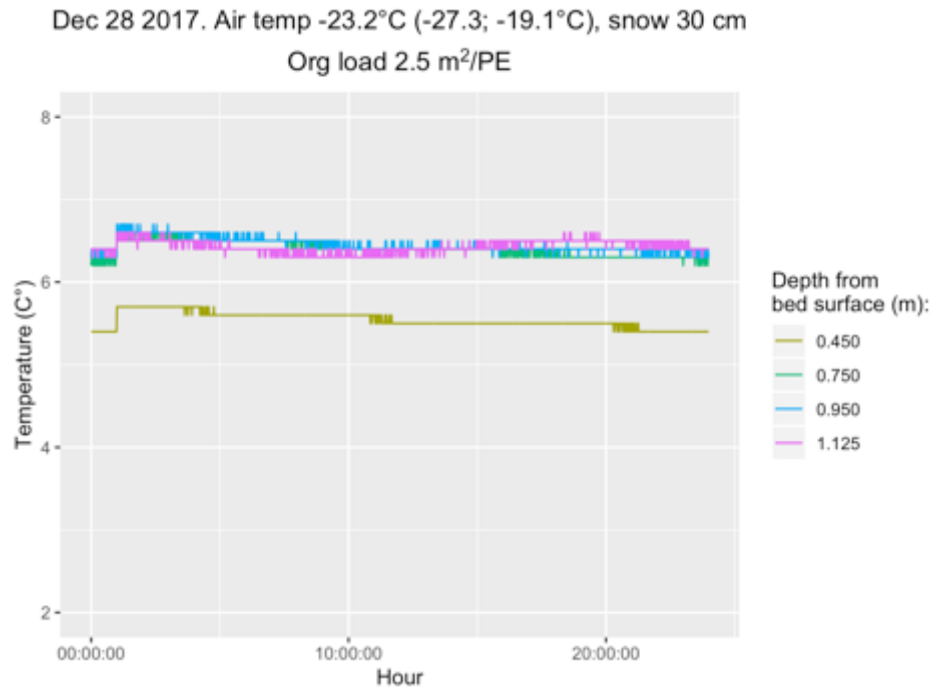


Figure 7. Temperature evolution of TW operated with percolating flow mode and initially received 2.5 m²/PE and for all day of December 28, 2017 after 7 days of feeding interruption.

Annexe D – Relative au chapitre IV



Figure 8. Evolution of the plant belowground biomass during experimentations. At the beginning of experimentations (05/07/2018) and at the end before harvesting (08/11/2018).

Titre : Optimisation de la filière de filtres plantés pour l'épuration des eaux usées municipales en climat continental nordique

Mots-clés : Traitement des eaux usées ; filtres plantés compacts ; climat froid ; propriétés thermiques ; espèces ligneuses.

Résumé : Le système de filtres plantés (FP) représente une solution alternative pour le traitement des eaux usées domestiques des petites communes et permet de respecter les normes de rejet dans de nombreux pays aux climats tempérés ou tropicaux. Dans la province de Québec (Canada), environ 49% des municipalités ont une taille inférieure à 1000 équivalent-habitants (EH) et sont partiellement ou pas équipées d'installation d'assainissement, ce qui met en évidence un besoin important. Toutefois, les dispositifs les plus intéressants de type filtres plantés à flux vertical ne peuvent pas être utilisés comme tel en climat froid et nécessitent des adaptations. Ce manuscrit propose donc l'étude d'innovations permettant de mettre en œuvre une solution de

filtres plantés adaptés aux particularités du climat continental froid. Dans ce travail de thèse, la mise en œuvre d'un système à filtre planté vertical compact a été étudiée selon trois axes : 1) étude du fonctionnement général et des performances épuratoires, 2) suivi des propriétés thermiques durant la période hivernale et 3) étude sur le choix et l'utilisation d'espèces ligneuses. Ce travail de thèse a validé la filière de FP proposé pour l'application en climat froid en mettant en évidence le haut niveau de performances épuratoire ainsi qu'une forte résistance du lit filtrant aux conditions de gel. Les espèces ligneuses est une solution appropriée pour ce type de système de traitement.

Title : Improving treatment wetland systems for municipal wastewater treatment under northern continental climate

Keywords : Wastewater treatment; compact treatment wetland; cold climate; thermal properties; woody species.

Abstract : A treatment wetland (TW) system represents a promising solution for wastewater treatment for small-scale communities and allows meeting the discharge criteria in many countries with a temperate or tropical climate. In Quebec province (Canada), almost 49% of municipalities are small-scale communities (< 1000 people-equivalent (PE)) with nonexistent or partial equipment of sewage facilities. This situation demonstrates a serious need of alternative solutions of wastewater treatment. However, the most interesting systems as a vertical flow TW can't be used as such in cold climate, and so need to be adapted. Therefore this manuscript proposes an innovative study allowing an implementation of a TW solution

appropriate to specific features of a cold continental climate. In this thesis research the compact version of a vertical flow TWs was studied through three principal axes: 1) a study focused on an overall functioning taken in account a treatment performances, 2) a thermal properties study focused on a winter-period and 3) a study of woody species using on TWs. This research validates a proposed TW design for cold climate application highlighting a high level of treatment performances as well as a great frost resistance of filtering bed. It was confirmed that woody species is an appropriate solution for this kind of treatment system.