

Direction des bibliothèques

AVIS

Ce document a été numérisé par la Division de la gestion des documents et des archives de l'Université de Montréal.

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

NOTICE

This document was digitized by the Records Management & Archives Division of Université de Montréal.

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal

Design écologique pour le traitement des eaux usées dans les petites collectivités nordiques et isolées. Le cas d'une communauté crie de la région de la Baie James.

Par :

Catherine Lamoureux

Faculté de l'aménagement

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences appliquées (M.Sc.A.)
en aménagement
option aménagement

Août 2007

© Catherine Lamoureux, 2007



Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Design écologique pour le traitement des eaux usées dans les petites collectivités nordiques et isolées. Le cas d'une communauté crie de la région de la Baie James.

présenté par :

Catherine Lamoureux

a été évalué par le jury composé des personnes suivantes :

Peter Jacobs

président-rapporteur

Ronald F. Williams

directeur de recherche

Jacques Brisson

codirecteur

Chrystopher Bryant

membre du jury

SOMMAIRE

L'état de la situation relative aux systèmes conventionnels de traitement des eaux usées, souvent inappropriés pour les petites collectivités québécoises, fait en sorte que ces populations sont prises avec de sérieux problèmes de gestion de leurs eaux. Des facteurs, tels le manque d'expertise spécialisée et l'absence de financement, les empêchent de réaliser, d'exploiter et d'entretenir des usines centralisées. Ainsi, de nouvelles technologies adaptées à leurs besoins ainsi qu'à leurs capacités techniques et financières, et applicables au contexte québécois doivent être mises de l'avant.

Gérés localement, les **marais artificiels** se sont révélés, à cet égard, un choix simple, efficace, peu coûteux et durable. Nombreux sont les projets ayant démontré que la qualité de l'eau obtenue rivalise avec celle provenant des traitements conventionnels.

Ce projet présente, suite à une large exploration des domaines rattachés au sujet, la création d'un modèle réalisé sous forme d'une étude de cas reflétant une situation plausible, typique des conditions nordiques. Illustré à l'aide de plans et de dessins, ce modèle se traduit par l'aménagement de parcs récréatifs et éducatifs dont la fonction première réside dans l'épuration naturelle des eaux usées de diverses sources.

Cette étude, où on présume que tous les intrants au système sont standards pour la situation typique de ce milieu, nous a démontré la viabilité, en principe, de ces systèmes passifs. Ainsi, l'expérience, bien que certaines difficultés persistent, suggère que les systèmes naturels utilisés remplissent efficacement leur mandat en terme d'épuration, tout en étant adaptés aux lieux, à l'environnement, et aux besoins des communautés.

Mots clés : aménagement, collectivité, design écologique, marais artificiels, plantes aquatiques, pollution aquatique, traitement des eaux usées.

ABSTRACT

Conventional systems of water treatment are often inappropriate for the small communities of Quebec. This can create serious problems of water resource management for the populations of these centres. Factors such as the lack of specialized expertise and the absence of financing prevent them from realizing, exploiting and maintaining the centralized plants of conventional practice. However, new technologies more adapted to their needs and to their technical and financial capabilities exist. Some of these are applicable to this particular context and should not be underestimated or ignored.

Managed locally, **constructed wetlands** appear to be, in this respect, a simple, effective, inexpensive and sustainable choice. Many projects have shown that the quality of water obtained competes successfully with that produced by conventional treatments.

Following a broad theoretical exploration of several fields related to the subject, this project presents an application carried out in the form of a case study, reflecting a plausible, typical situation occurring in northern Quebec. Illustrated with plans and drawings, this model's function first lies in the natural purification of wastewater from various sources. This purification is carried out so that its workings can be understood through the creation of educational parks.

This study, which is based on a system in which inputs are standard for this typical situation, showed the viability, in theory, of these «passive» systems. Thus, the experiment, although certain difficulties persist, suggests that the natural systems used effectively fill their mandate in term of purification, while being adapted to the environment and the needs of the community.

Key words: landscape planning, communities, ecological design, constructed wetlands, aquatic plants, water pollution, wastewater treatment.

TABLE DES MATIÈRES

Sommaire.....	iii
Abstract.....	iv
Table des matières.....	v
Liste des figures.....	xii
Liste des tableaux.....	xix
Liste des acronymes.....	xx
Remerciements.....	xxii
Partie I : Introduction...	1
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	2
1.1 La gestion des eaux usées.....	2
1.2 Le projet.....	8
1.2.1 Les enjeux de la recherche.....	8
1.2.2 Les objectifs de recherche.....	9
1.3 L'organisation du travail.....	10
CHAPITRE 2 : DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE.....	12
2.1 L'élaboration du cadre de référence.....	12
2.1.1 Définir les éléments de la problématique.....	12
2.1.2 Le cadre théorique.....	14
2.2 La réalisation du cadre opératoire.....	15
2.3 L'étude de cas.....	16
Partie II : Les éléments de la problématique.....	17
CHAPITRE 3 : LES CONTAMINANTS RETROUVÉS EN MILIEU AQUATIQUE AU QUÉBEC.....	18
3.1 Les formes de pollution.....	18
3.2 Les types de contaminants.....	22
3.2.1 Les contaminants organiques.....	22
3.2.2 La contamination microbienne.....	24

3.2.3 Les contaminants inorganiques.....	25
3.3 Les matières en suspension.....	42
 CHAPITRE 4 : L'ÉTAT DE LA SITUATION AU QUÉBEC.....	43
4.1 La problématique des effluents municipaux.....	43
4.1.1 Un bref historique.....	44
4.1.2 L'absence de financement.....	46
4.1.3 Le manque d'expertise technique.....	47
4.1.4 La situation alarmante des petites municipalités isolées.....	48
4.1.5 La situation autochtone.....	49
4.2 La problématique des effluents industriels.....	51
4.2.1 Un bref historique.....	51
4.2.2 Les déversements toxiques dans les égouts municipaux.....	53
4.2.3 Le cas des petites industries.....	55
4.2.4 Les secteurs problématiques situés hors CUM.....	57
4.3 L'incidence d'une mauvaise gestion sur l'eau potable.....	59
4.3.1 La réglementation.....	59
4.3.2 La situation générale au Québec.....	60
4.3.3 Les failles des usines de filtration.....	61
4.3.4 Les effets de la désinfection des effluents usés sur la qualité de l'eau potable.....	62
 Partie III : Le cadre théorique.....	64
 CHAPITRE 5 : DEUX STRATÉGIES ENVISAGEABLES.....	65
5.1 Une description concise des deux technologies envisageables.....	66
5.1.1 Les usines conventionnelles de traitement des eaux usées.....	66
5.1.2 Les systèmes naturels de traitement des eaux usées.....	69
 CHAPITRE 6 : LES TRAITEMENTS NATURELS.....	74
6.1 Les milieux humides.....	74
6.1.1 Une définition internationale.....	74
6.1.2 Le système de classification des milieux humides selon Environnement Canada.....	74

6.1.3 Les fonctions écologiques et les valeurs sociales.....	80
6.1.4 Les composantes biologiques, chimiques et physiques du milieu humide.....	83
6.2 L'épuration naturelle des eaux usées.....	98
6.2.1 Le rôle des plantes.....	99
6.2.2 Le rôle du substrat et de la colonne d'eau.....	104
6.3 Les marais artificiels.....	105
6.3.1 Les types de marais artificiels.....	106
6.3.2 Les mécanismes de traitement.....	112
6.4 La contamination par les métaux lourds.....	115
6.4.1 La phytoremédiation.....	115
6.4.2 Les mécanismes de phytoremédiation dans les marais artificiels.....	121
6.4.3 Les processus et performances.....	125
6.4.4 Le danger écologique.....	126
6.5 La canalisation verte.....	127
6.5.1 Une description.....	128
6.5.2 Les performances épuratoires.....	130
6.6 Les projets.....	132
6.6.1 Moscou, Russie.....	132
6.6.2 Waipoua Forest Park, Nouvelle-Zélande.....	133
6.6.3 Melbourne, Australie.....	134
6.6.4 Montréal, Canada.....	135
CHAPITRE 7 : L'ANALYSE COMPARATIVE DES DEUX APPROCHES.....	138
7.1 La disponibilité du site.....	138
7.2 Le rendement et l'efficacité des systèmes.....	138
7.3 Les impacts environnementaux.....	143
7.4 Les inégalités sociales.....	146
7.5 Les diverses fonctions.....	148
Partie IV : L'application	150
CHAPITRE 8 : LE CADRE OPÉRATOIRE.....	151
8.1 Les cinq facteurs décisifs pour la réalisation du projet.....	151

8.1.1	Le volume d'eau.....	151
8.1.2	La qualité de l'eau.....	153
8.1.3	La sélection du site.....	155
8.1.4	Le choix des espèces végétales.....	156
8.1.5	Le design du système.....	157
8.2	Les prétraitements envisageables pour les marais artificiels.....	157
8.2.1	Les traitements conventionnels de base.....	158
8.2.2	Les prétraitements passifs.....	159
8.3	Les marais artificiels.....	165
8.3.1	Les paramètres de construction.....	166
8.3.2	La géométrie et la configuration du système.....	173
8.3.3	L'étanchéité du sol.....	176
8.3.4	Les bas-côtés et les structures d'entrée et de sortie.....	176
8.3.5	L'établissement général des plantes.....	180
CHAPITRE 9 : L'ÉTUDE DE CAS : LE POSTE DU HUARD.....		182
9.1	Description du site	182
9.2	La problématique.....	186
9.2.1	Les eaux usées municipales.....	186
9.2.2	Le lessivage contaminé du site d'enfouissement sanitaire.....	187
9.2.3	Le ruissellement urbain.....	187
9.3	Le projet.....	188
9.3.1	La possibilité d'une nouvelle approche.....	188
9.3.2	Les objectifs généraux de l'approche proposée.....	189
9.3.3	Les stratégies proposées et le fonctionnement des systèmes.....	191
9.4	Quelques suggestions pour les interventions secondaires.....	202
Partie V : Conclusion.....		204
CHAPITRE 10 : CONCLUSION.....		205
10.1	L'état de la situation dans les petites collectivités isolées du Québec.....	205
10.2	Un bilan.....	206
10.2.1	Une option judicieuse.....	206

10.2.2 Des difficultés persistantes.....	208
10.3 La nécessité d'un approche multidisciplinaire.....	210
10.4 Un projet économique.....	211
10.5 Recherches futures	212

GLOSSAIRE.....	213
----------------	-----

BIBLIOGRAPHIE.....	223
--------------------	-----

ANNEXES

ANNEXE 1	Une comparaison entre les concentrations moyennes de contaminants retrouvés dans le ruissellement urbain, les eaux usées domestiques et l'eau de pluie.
ANNEXE 2	Les paramètres concernant les substances inorganiques et organiques dans la réglementation sur la qualité de l'eau potable de 2006 au Québec.
ANNEXE 3	Les concentrations typiques de contaminants et l'efficacité du rendement épuratoire des marais artificiels pour trois types d'eaux usées.
ANNEXE 4	Les mécanismes d'élimination des métaux dans des systèmes de marais de traitement.
ANNEXE 5	L'élimination du cuivre, du zinc et du plomb dans les marais artificiels sous surfaciques.
ANNEXE 6	Schéma décisionnel pour la sélection du site lors de l'élaboration d'un projet de marais artificiel.
ANNEXE 7	Le coefficient « C » recommandé pour la formule rationnelle utilisée pour calculer le temps de concentration des eaux de ruissellement.

- ANNEXE 8 Les contaminants retrouvés dans la composition typique des eaux usées municipales et le pourcentage d'élimination de la charge polluante à divers niveaux de traitement. Les contaminants retrouvés dans la composition typique de diverses eaux usées d'origine industrielle. La charge hydraulique et les contaminants retrouvés dans la composition typique de diverses sources de ruissellement.
- ANNEXE 9 Les plantes émergentes retrouvées dans les marais artificiels et certaines caractéristiques.
- ANNEXE 10 Une comparaison entre les prétraitements recommandés pour les différents types de marais artificiels et sources d'eaux usées.
- ANNEXE 11 Les valeurs recommandées pour les coefficients de friction (n) selon Manning's.
- ANNEXE 12 Nomographe pour le diamètre des conduites fermées selon Manning's.
- ANNEXE 13 Tableau des valeurs recommandées pour la vitesse de diverses surfaces de conduites.
- ANNEXE 14 L'aire minimale de la surface d'un bassin, calculée selon un pourcentage du bassin de drainage pour le contrôle des particules (en micron) à sédimenter en fonction du type de sol.
- ANNEXE 15 Quelques critères de base pour le design des marais artificiels de surface et sous surfaciques.
- ANNEXE 16 Schéma décisionnel pour la réalisation du prototype.
- ANNEXE 17 Les calculs des systèmes proposés pour la petite collectivité de Poste du Huard.
- ANNEXE 18 Plan original de la ville de Poste du Huard.

ANNEXE 19 Aménagement et traitement des eaux usées du Parc *Ihtaawin*.

ANNEXE 20 Aménagement et traitement des eaux usées du Parc *Waayikamaau*.

) ANNEXE 21 Coupe A – A À travers le Parc *Ihtaawin*
Coupe B – B À travers le Parc *Waayikamaau*
Coupe C – C À travers le Parc *Waayikamaau*

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
3.1 Les sources de pollution, (a) ponctuelle, (b) diffuse.....	19
3.2 L'origine des divers effluents de nature ponctuelle et diffuse.....	19
3.3 Les relations entre le ruissellement urbain et les autres enjeux de la qualité de l'eau.....	20
3.4 Le mouvement des polluants dans l'hydrosphère.....	21
3.5 La relation entre la réponse d'un organisme et la concentration d'éléments (a) éléments essentiels, (b) éléments toxiques.....	26
3.6 Les concentrations de plomb naturelles et présentes de nos jours.....	27
3.7 L'interaction entre un métal et un organisme.....	31
3.8 Le cycle du mercure en milieu aquatique.....	37
3.9 La prolifération d'algues dans un lac du Manitoba.....	40
3.10 Le processus d'eutrophisation, un processus naturel.....	40
4.1 La station d'épuration des eaux usées de la ville de Québec.....	43
4.2 Graphique illustrant les lieux de rejets des diverses industries localisées à l'extérieur de la CUM.....	54
4.3 Graphique démontrant le pourcentage des travaux d'assainissement en cours ou terminés selon la taille de l'industrie hors CUM.....	55

4.4	Graphique illustrant la comparaison entre les taux d'avancement en matière d'assainissement pour les effluents usés des très petites et des petites industries en réseau et hors réseau.....	56
4.5	Le cycle de l'eau urbain, rejet et consommation.....	59
5.1	La chaîne de traitement des eaux usées d'une usine conventionnelle municipale.....	67
5.2	Un résumé du système énergétique de l'interface technologie - écosystèmes du génie écologique.....	72
6.1	La contribution relative des sources d'eau incluant les eaux souterraines, les eaux de surface, et les précipitations, déterminant le type de milieu humide.....	75
6.2	Photos de tourbières d'Amérique du Nord (a) une tourbière ombrotrophe (bog), (b) une tourbière minérotrophe (fen).....	76
6.3	La région de Potholes, (a) illustration, (b) situation géographique.....	77
6.4	Photos de marécage et de marais d'Amérique du Nord, (a) un marécage, (b) un marais.....	78
6.5	Les milieux humides salés, (a) un marais salé côtier des Îles de la Madeleine, Québec, (b) un écosystèmes de mangroves, Floride.....	79
6.6	Photo de l'espèce spartine alterniflore.....	79
6.7	Les eaux peu profondes.....	80
6.8	La balance hydrologique : Intrans = sortant +/- Stockage.....	85
6.9	Le processus d'évapotranspiration (ET).....	86

6.10	Les variations des niveaux d'eau et la durée de l'immersion influencent les communautés de plantes aquatiques, leur diversité et leur productivité.....	87
6.11	L'écoulement de l'oxygène par les racines des plantes, (a) une rhizosphère, (b) une zone aérobie.....	88
6.12	Illustration de plantes émergentes, (a) Graminée, (b) Typhacées, (c) Cypéracées.....	93
6.13	Espèces végétales ligneuses et émergentes supportant les inondations, (a) et (b) Salicacées (peuplier, saule), (c) Sparganiacée, (d) Rosacée, (e) Cornacée, (f) Juncacée.....	95
6.14	Les aérénchymes.....	97
6.15	La circulation des gaz dans la plante.....	97
6.16	Le processus de nitrification-dénitrification.....	100
6.17	Le cycle de l'azote dans un marais.....	102
6.18	Le cycle du phosphore dans un marais.....	103
6.19	Schéma récapitulatif des principaux mécanismes de dégradation des polluants dans un marais.....	105
6.20	Les types de marais artificiels, (a) le marais artificiel de surface, (b) le marais de marais artificiel sous surfacique.....	106
6.21	Les principes de fonctionnement d'un marais sous surfacique à écoulement horizontal.....	109
6.22	Les principes de fonctionnement d'un marais sous surfacique à écoulement vertical.....	109

6.23	Le transfert d'un métal à une racine, (a) échange avec contact (transporteur, véhicule), (b) échange sans contact (respiration).....	119
6.24	Les mécanismes pour l'enlèvement des métaux dans les marais artificiels.....	122
6.25	Photo d'un canal gazonné.....	128
6.26	Les types de canalisation verte.....	128-129
6.27	Les effets de l'urbanisation sur le pré et le post-développement.....	130
6.28	La canalisation de la ville de Vancouver, (a) et (b), deux systèmes de canaux gazonnés.....	132
6.29	Le système de traitement avancé des eaux usées de la ville de Moscou, Russie, (a) un marais de surface, (b) un marais sous surfacique.....	132
6.30	La végétation retrouvée sur le site : les scirpes et les quenouilles.....	133
6.31	Le système de traitement des eaux usées, un marais sous surfacique, du site de camping à Waipoua Forest Park en Nouvelle-Zélande.....	134
6.32	Un marais de surface pour la collecte et le traitement des eaux de ruissellement, Melbourne, Australie, (a) les passerelles du marais de pluie, (b) un refuge pour nombreux oiseaux.....	134
6.33	La plage du Parc-Plage des îles de Montréal.....	135
6.34	Les lacs filtres du Parc-Plage de Montréal.....	136
7.1	Les multiples étapes dans le processus de fabrication d'une structure d'ingénierie.....	139
7.2	Les cycles d'instabilité menant à une stabilité dynamique à haut niveau.....	142

7.3	L'impact paysager des installations de traitement des eaux usées, (a) une station conventionnelle, (b) un marais artificiel à écoulement sous surfacique procurant un traitement secondaire à Kaiwaka, Nouvelle-Zélande.....	143
7.4	Une comparaison énergétique entre un système naturel et conventionnel.....	144
7.5	La différence d'échelle entre les deux approches : délimitation des frontières de l'ingénierie et du génie écologique.....	149
8.1	Progression généralisée du volume de ruissellement et de la concentration de polluants.....	152
8.2	Schématisation du temps de concentration, le point A est le point le plus éloigné.....	153
8.3	Graphique démontrant la fluctuation de la BDO en mg/L dans le temps.....	154
8.4	Schématisation des composantes du budget global d'eau pour un marais.....	154
8.5	Graphique illustrant la variabilité en terme de saisonnalité : les précipitations en cm dans le temps.....	156
8.6	Schématisation de l'ensemble des composantes du traitement primaire.....	157
8.7	Un dégrillage typique d'une station d'épuration des eaux usées (source : ?).....	158
8.8	Illustration d'un bassin de sédimentation.....	158
8.9	Illustration d'un système de déshuilage.....	159
8.10	Vue aérienne d'un canal gazonné.....	161
8.11	Plan aérien des bassins de rétention et de sédimentation.....	162

8.12	Illustration d'un filtre à sable.....	164
8.13	Illustration d'un filtre organique.....	164
8.14	Les composantes du budget chimique (terminologie associée).....	167
8.15	Les différentes profondeurs propres aux marais de surface.....	169
8.16	La forme des marais, principes de design.....	175
8.17	Les bas-côtés, (a) externe, (b) interne.....	177
8.18	Une coupe transversale d'une entrée et d'une sortie d'eau d'un système sous surfacique à flux horizontal.....	177
8.19	La répartition des orifices à l'entrée d'un système sous surfacique à flux horizontal.....	178
8.20	La structure de sortie d'un système sous surfacique à flux horizontal.....	178
8.21	Une coupe transversale des zones d'entrée et de sortie d'un marais.....	179
9.1	La situation géographique.....	182
9.2	Un exemple de village cri : Le ville de Chisasibi.....	183
9.3	Le plan de la ville de Poste du Huard.....	185
9.4	Les sites choisies pour l'implantation des deux projets de parc pour le traitement des effluents usées et les limites du bassin de drainage du centre-ville.....	192
9.5	Schématisation de la chaîne de traitement pour les eaux de ruissellement urbain.....	193

9.6	Vue transversale du canal gazonné.....	194
9.7	Schématisation des composantes du système de bassins.....	194
9.8	Schématisation de la chaîne de traitement des eaux usées municipales et des eaux usées de lessivage.....	197

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
I. Quelques processus biochimiques affectés par les métaux lourds chez les plantes.....	30
II. Certains cas d’empoisonnement par le méthyle mercure, survenu entre 1953 et 1972.....	36
III. Une synthèse des taux d’assainissement des industries situées en réseaux et hors CUM, par secteur et par taille d’industries.....	58
IV. Les fonctions et les valeurs communément attribuées aux marais.....	82
V. Exemples d’environnement de quelques espèces végétales aquatiques.....	91
VI. Un résumé des avantages et des inconvénients des deux types de systèmes.....	111
VII. Les niveaux toxiques de certains métaux lourds envers les plantes.....	120
VIII. Une synthèse des processus de l’enlèvement du métal dans les marais.....	124
IX. Une comparaison des performances épuratoires des deux types de filtre : pourcentage de réduction des contaminants.....	165
X. Les valeurs suggérées pour les paramètres du modèle opératoire.....	168
XI. L’occupation du sol du centre-ville de la ville de Poste du Huard.....	188
XII. Une synthèse des systèmes de marais artificiels.....	201

LISTE DES ACRONYMES

BAPE	Bureau des audiences publiques de l'environnement
BMP	<i>Best management practice</i>
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CIC	Canards illimités du Canada
CMDE	Commission mondiale sur l'environnement et le développement
CUM	Communauté urbaine de Montréal
CW	<i>Constructed wetlands</i>
DBO	Demande biochimique en oxygène
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène évaluée sur 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
FHWA	<i>U.S. Dept. of transportation Federal highway administration</i>
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HLR	<i>Hydraulic loading rate</i> (taux de la charge hydraulique)
HRT	<i>Hydraulic retention time</i> (temps de rétention hydraulique)
IRBV	Institut de recherche en biologie végétale
ITRC	<i>Interstate technology & regulatory council</i>
IUCN	Union Internationale de Conservation de la Nature et des Ressources naturelles
IWA	<i>International wetland association</i>
MAINC	Ministère des affaires indiennes et du Nord canadien
MAMM	Ministères des affaires municipales et de la métropole
MENVIQ	Ministère de l'environnement du Québec
MES	Matières en suspension
MRC	Municipalité Régionale de Comté
PAEDM	Programme d'assainissement des eaux municipales

PAEQ	Programme d'assainissement des eaux usées du Québec
PEVQ	Programme les eaux vives du Québec
PRRI	Programme de réduction des rejets industriels
RQEP	Règlement sur la qualité de l'eau potable
SF	<i>Surface flow wetland</i> (marais de surface)
HSSF	<i>Horizontal sub-surface flow wetland</i> (marais sous surfacique à écoulement horizontale)
SSF	<i>Sub-surface wetland</i> (marais sous surfacique)
VSSF	<i>Vertical sub-surface flow wetland</i> (marais sous surfacique à écoulement vertical)
THM	Trihalométhanes
TN	Azote total
TP	Phosphore total
US EPA	<i>United States environmental protection agency</i>
WPCF	<i>Water pollution control federation</i>
ZIP	Zone intensive de protection

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche, Ronald F. Williams, professeur à l'École d'architecture de paysage, pour m'avoir bien conseillée tout au long de mon processus de recherche. Patient, généreux et curieux, je lui suis reconnaissante d'avoir pris le temps de m'enseigner et de partager son expertise, et de m'avoir surtout encouragée positivement à découvrir de nouvelles avenues.

Merci aussi à mon co-directeur, Jacques Brisson, professeur au département de sciences biologiques de l'Institut de recherche en biologie végétale, pour sa précieuse aide. Malgré mes connaissances sommaires en la matière, il m'a néanmoins très bien accueillie au département et s'est assuré du bon déroulement de ma recherche.

Je remercie finalement tous les membres de ma famille, mes amis, et spécialement mon époux, pour leur support et leurs encouragements.

Partie I : Introduction

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 La gestion des eaux usées

«Since 1950, population has increased at roughly 10 000 times the pace that prevailed before the first inventions of agriculture, and 50 to 100 times the pace that followed» (McNeill, 2000).

Cette croissance fulgurante de l'espèce humaine, dont le nombre d'individus excède aujourd'hui les 6 milliards, entraîne une pression colossale sur les ressources naturelles de la planète. Depuis seulement les quatre dernières décennies, une prise de conscience globale a émergé quant aux problématiques de la pollution atmosphérique et hydrique, de la contamination des sols et de l'appauvrissement de la biodiversité, et à leurs impacts potentiels pour la survie de l'écosystème. Sans eau, oxygène, ni sol pour se nourrir, aucune population ne peut survivre.

Bien que toutes soient intimement liées, la question de l'eau sera le thème central de ce mémoire. À cet égard, McNeill (2000) souligne que la santé, la richesse et la sécurité de toutes sociétés dépendent, en grande partie, du surplus d'eau potable auquel elles ont accès.

Malheureusement, cette ressource essentielle est, dans plusieurs endroits du globe, inutilisable pour nos besoins vitaux en raison de sa salinité, de son inaccessibilité, ou tout simplement de sa piètre qualité. Cette dernière est fortement affectée par nos rejets journaliers dans le milieu aquatique qui est incapable d'autogérer la surcharge de contaminants émanant de la conglomération d'activités anthropiques forestières, agricoles, urbaines et industrielles d'un territoire.

Ainsi, de fortes concentrations de contaminants organiques : insecticides et microbes, et inorganiques : métaux et nutriments, sont déversées dans les eaux, au-delà de ses «capacités naturelles» d'assimilation, et peuvent alors s'avérer potentiellement toxiques pour les écosystèmes et, par ricochet, pour la santé des populations humaines.

Afin de réduire ces impacts nocifs causés par nos activités sur l'environnement, nombreuses mesures de contrôle et de prévention nécessaires sont mis sur pied; et plusieurs technologies modernes ou conventionnelles se sont prouvées très efficaces pour cette tâche. Néanmoins, en raison des coûts importants et de la formation spécialisée qu'elles requièrent, ces technologies demeurent inaccessibles à plus de la moitié de la population mondiale, prise au piège avec des problèmes croissants de gestion de leurs eaux usées.

Diverses études des systèmes de traitement ont révélé que les technologies intensives (conventionnelles), qui représentaient 76% des stations construites en Afrique francophone en 1993, sont inadaptées du fait du coût d'exploitation élevé, de la non disponibilité des pièces de rechange, du manque d'expérience, et de la «non appropriation» technologique du personnel en charge de la gestion de ces systèmes (Wéthé, 1999). L'abandon de ces ouvrages se constate dans beaucoup de villes. Par exemple, sur les 10 stations à boues activées que compte la ville de Yaoundé au Cameroun, 9 sont hors service (Wéthé, 1999) et la 10^e vient de tomber en panne récemment! (Nguendo-Yongsi, 2005).

L'écart culturel entre les exportateurs - résidents des pays industrialisés - de ces systèmes et le personnel local en charge de leur gestion se traduit fréquemment par cette «non appropriation» technologique.

«Les premières manifestations de panne dans les stations ont dû plonger les cadres locaux dans une profonde perplexité : une station moderne, et quasi neuve, peut donc dysfonctionner. Le traumatisme va au-delà de la déconvenue du technicien : c'est un édifice culturel qui s'effrite» (Tanawa et al. 2003).

La mauvaise intégration d'une nouvelle technologie découle souvent d'une incompréhension du territoire tant au plan économique, social que politique. «The knowledge pyramid of Western cultures has served to promote the values of certain interests according to a narrowly-conceived idea of efficiency, while systematically devaluating other interests and denying the legitimacy of alternatives» (Jacobs et al. 1995).

Ces rejets non traités en système aquatique ont inévitablement des impacts désastreux, à court et à long terme, pour l'état sanitaire et la santé des populations, les ressources naturelles, et les activités socio-économiques de la région.

Ainsi, les populations démunies ne pouvant rassembler les sommes nécessaires à la réalisation d'une usine conventionnelle d'épuration doivent-elles composer quotidiennement avec les questions liées à l'absence ou au dysfonctionnement de celle-ci. Pauvres et parfois isolées, elles ont donc, quand même, recours à des alternatives viables et efficaces connues de certains peuples depuis des siècles, les «traitements naturels». Ces traitements, tels que les systèmes de lagunes bien documentés dans les pays du Sud, ont fait preuve d'une grande capacité à épurer des eaux chargées de contaminants d'origine organique et inorganique. Certains pays africains comme le Soudan, et asiatiques tels que le Japon, la Chine et l'Indonésie, recyclent stratégiquement, depuis fort longtemps, cette ressource essentielle à des fins d'activités de pisciculture et d'agriculture.

Ces pratiques sont étudiées et appliquées en Occident, plus spécifiquement dans les pays industrialisés, que depuis les quatre dernières décennies. Plusieurs efforts de ce genre ont alors été entrepris chez les populations pauvres afin de réduire les inégalités sociales quant à la question de l'eau douce, et d'améliorer le sort de certains écosystèmes naturels largement dégradés, en appliquant ce type de méthode viable et économique. Et ces efforts peuvent être fort utiles en face de situations qui se détériorent :

«Un aspect qui suscite une préoccupation croissante au sein de la communauté internationale est le phénomène de réfugiés écologiques...on trouve fréquemment la détérioration du patrimoine de ressources naturelles et de la capacité de celui-ci de pourvoir aux besoins de la population» (CMDE, 1988).

Il est bien connu que ces situations affectent principalement les populations les plus démunies de la planète. Toutefois, se pourrait-il qu'un pays comme le Canada, qui détient 7% de la ressource en eau douce disponible au niveau mondial (Environnement Canada, 2006), et qui compte parmi les densités de populations les plus faibles, puisse également faire face à ces types de problèmes? On s'imagine souvent que nous, résidents de pays riches et industrialisés, grâce à notre accessibilité aux usines performantes de traitement, sommes à l'abri de tous ces problèmes relatifs à l'assainissement des eaux usées comme les maladies d'origine hydrique communes aux habitants des pays sous développés. Mais cette supposition serait cependant incorrecte.

Les récents événements de Battleford, en Saskatchewan, et de Walkerton, en Ontario, comptabilisent, à eux seuls, une dizaine de décès et plus de 2 500 personnes contaminées par

l'eau du robinet. La raison de cette contamination est, en partie, due à la mauvaise gestion des effluents domestiques. Comme le souligne le rapport du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (2003), il y a au Canada de nombreuses petites collectivités où installer un système centralisé de traitement des eaux usées, doté d'un vaste réseau d'égouts, est tout simplement impossible. Comme plusieurs pays sous développés ou en développement, l'absence de financement et le manque d'expertise spécialisée pour l'entretien des équipements sont à l'origine de cette difficulté. À Terre-Neuve, par exemple, il faudrait quatre milliards de dollars, soit l'équivalent du budget de la province, pour aménager ce type d'installations (CCME, 2003). Et même si elles réussissaient à se procurer cette somme, ces collectivités, qui sont en bonne partie rurales et nordiques, éprouveraient tout de même un sérieux embarras quand viendrait le temps de moderniser, d'accroître ou de remplacer les systèmes défectueux.

Tout comme la grande majorité des régions isolées et rurales, la province de Terre-Neuve a éprouvé beaucoup de difficultés avec l'exploitation de petits systèmes mécaniques. La population a donc opté pour des systèmes relativement passifs, adaptés aux lieux, à l'environnement et aux besoins de la communauté. Ainsi, dans certaines collectivités côtières du Labrador, les **marais artificiels** sont utilisés. Ceux-ci coûtent peu, sont faciles d'entretien et par conséquent, remplissent bien leur mandat. Amortis sur une période de 20 ans, ces systèmes naturels requièrent 1/5 de l'énergie électrique de l'usine de traitement conventionnel et épargnent jusqu'à 2/3 du capital total et des dépenses d'opération (Nelson, 2006).

Bien qu'ignoré jusqu'à récemment, le traitement des eaux domestiques par les **marais** existe depuis fort longtemps. Outre les Chinois qui se servent de cette méthode depuis plus de 1 000 ans (Mitsch et al. 1989), on croit aussi que les Aztèques en faisaient usage bien avant l'arrivée des colons espagnols (Ruiz, 2001).

En Europe et en Amérique du Nord, mis à part certains petits projets méconnus réalisés en Allemagne dans les terrains de camping, c'est la NASA, dans les années 1980, qui entreprit des expériences et mit cette technologie naturelle sur la «carte» en Occident. En effet, on désire trouver une solution économique pour recycler l'eau usée à bord des navettes spatiales: «Bioregenerative life support technologies for space application are advantageous if they can be constructed using locally available materials, and rely on renewable energy

resources, lessening the need for launch and resupply of materials» (Nelson, 2001). Ne devrions-nous pas en faire autant sur la Terre?

Heureusement, cette technologie, qui ne nécessite qu'une faible consommation d'énergie et emploie jusqu'à 60% des énergies renouvelables à l'inverse des usines conventionnelles qui n'en usent pas plus de 1% (Nelson, 2006), est mise de l'avant dans plusieurs centres de recherche afin de permettre à un plus grand nombre d'individus d'accéder à un système approprié de traitement des eaux usées.

Ces «nouvelles» technologies naturelles cherchent à utiliser principalement les mécanismes écologiques naturels afin de transformer les eaux usées en substances nutritives pour les plantes et les micro-organismes. De plus, elles sont flexibles en terme d'aménagement et ne nécessitent aucune expertise spécialisée.

Pouvant être ainsi gérée et entretenue à l'échelle locale, elles se révèlent une option intéressante pour les petites collectivités, tant sur le plan économique, social, environnemental que paysager. Ce dernier étant de plus en plus un enjeu majeur en aménagement, les marais artificiels offrent donc «...une filière extensive présentant des qualités paysagères certaines pourra être perçue d'une manière plus positive que celle d'une station compacte classique qui peut être vécue comme une gêne supplémentaire» (Commission Européenne, 1991). À titre d'exemple, depuis les années 1990, la ville de Montréal a accueilli deux projets qui utilisent cette technique: les lacs filtres du Parc-Plage de l'Île Notre-Dame et les marais filtrants de la Biosphère de l'Île Sainte-Hélène.

Contrairement aux systèmes de lagune employés en climat sub-tropical et tropical, le marais artificiel est adapté à notre climat froid et rigoureux, et permet d'épurer les eaux usées en provenance de multiple sources, et dont la qualité rivalise avec celle des traitements conventionnels que nous employons chaque jour. De plus, tout en permettant une réutilisation des eaux traitées à des fins autre que celle de la consommation, les marais artificiels créent également des «écosystèmes tampons» entre les activités anthropiques et l'environnement, atténuant les impacts négatifs émanant de celles-ci.

Par conséquent, de par leur caractère multifonctionnel, les marais artificiels se doivent d'être partie intégrante d'une approche globale à large échelle réunissant les interactions

dynamiques entre composantes biophysiques et sociales dans le temps et l'espace. Or, l'absence de nuisance sonore et le caractère entièrement naturel du système permettent ainsi de lui allouer une multitude de fonctions autre que celle reliée au traitement des eaux usées: aménagement à des fins esthétiques ou d'habitat faunique, création de parcs, d'espaces récréatifs et éducatifs.

Cependant, bien que les résultats des recherches soient très positifs, la méconnaissance de ces systèmes reste : «un obstacle de taille, qui donne au public l'impression que les systèmes décentralisés ne protègent pas suffisamment la santé publique et qui dissuade les organismes de réglementation d'accepter des techniques nouvelles qui n'ont pas encore fait leurs preuves» (CCME, 2003). Et outre la construction humaine, ces systèmes «vivants» doivent se bâtir chimiquement, physiquement et biologiquement. Ainsi, ils n'aboutissent à des résultats optimaux qu'après quelques années.

Ceci étant dit, afin de répondre aux nécessités fondamentales des populations pour qui l'assainissement centralisé des eaux polluées est tout simplement inaccessible, des mesures appropriées autres que celles dites conventionnelles doivent être envisagées. D'un point de vue économique, environnemental, social et paysager, les marais artificiels semblent s'avérer une option judicieuse pour les petites collectivités.

Toutefois, pour mener à bien un tel projet, une compréhension adéquate des composantes physiques, chimiques et biologiques du marais, de même qu'une intégration paysagère fonctionnelle et esthétique, représentent deux points essentiels devant être satisfaits. Or l'union de la gestion des ressources naturelles à celle des paysages nécessite une approche multidisciplinaire, tâche difficile étant donnée les diverses compétences qu'elle requiert et surtout l'ouverture d'esprit de la part de ceux qui les possèdent. «We must be courageous in innovating around the conventions of our own disciplines. We must dare to borrow from what is useful in the approaches and knowledge of our colleagues in the arts, social sciences, and physical and biological sciences» (Nassauer, 1990).

De ce fait, l'idée que les habitats humains soient fonctionnels, durables, viables, emplis de sens, et artistiques, doit être un élément central à toutes pratiques. À cet égard, l'écologie semble être la base de cette démarche, étant un pôle majeur dans la compréhension des interrelations entre l'être humain et l'écosystème naturel, ainsi que dans la connaissance des

mécanismes écologiques de ce dernier. De nouvelles approches de gestion des habitats humains armées d'une telle maîtrise et de l'expertise des autres domaines, pourraient, non seulement aider ces communautés dans le besoin immédiat à régler leurs problèmes en matière de gestion de leurs eaux usées, mais également, si entrepris à large échelle, diminuer la pression catastrophique de la croissance industrielle et démographique de l'espèce humaine sur le milieu naturel. «As the resources of the world become increasingly limiting to the expansion of the human economy, the management of the planet must turn more and more to a cooperative role with the planetary life support system, sometimes called the stewardship of nature» (Etnier et al. 1997).

1.2 Le projet

Le mémoire présenté se traduit par un projet de recherche et de design qui consiste principalement en l'aménagement de deux parcs à caractère récréatif et éducatif dont la fonction première est d'épurer naturellement les eaux usées. Ces systèmes de traitement, qui semblent appropriés aux petites municipalités nordiques et isolées du Québec, visent à traiter les effluents usés en provenance de diverses sources : municipales, ruissellement urbain et lessivage d'un site d'enfouissement sanitaire.

1.2.1 Les enjeux de la recherche

Les principaux enjeux de la recherche sont d'ordre environnemental, socio-économique et paysager.

Tout d'abord, au niveau **écologique** ou **environnemental**, le rejet d'effluents non adéquatement traités dans l'environnement engendre inévitablement, dans un premier temps, la contamination des eaux de surface et souterraines d'un milieu; eaux qui consistent très souvent en la source de consommation des populations environnantes. Cette contamination contribue aussi à l'appauvrissement de la vie animale et végétale, également dépendante de cette ressource. Dans un deuxième temps, l'imperméabilisation des surfaces dans les milieux bâtis et les techniques de drainage existantes perturbent considérablement le cycle hydrologique du milieu et, par ricochet, la qualité de l'eau.

Ensuite, au niveau **socio-économique**, le déséquilibre financier et technique entre les municipalités engendre une perte d'équité sociale entre les diverses populations en terme de

la ressource en eau et ce, tant au niveau quantitatif que qualitatif. Les mesures conventionnelles proposées pour l'assainissement des eaux usées sont très souvent inaccessibles pour certaines populations isolées.

Finalement, l'aspect **paysager** est un élément central dans les domaines de l'aménagement. Les stations conventionnelles à caractère industriel sont souvent perçues comme une gêne dans le paysage en raison de leur mauvaise intégration, ou encore comme une cicatrice laissée dans le milieu si celles-ci sont désuètes et abandonnées (Campbell, 1999).

1.2.2 Les objectifs de recherche

L'objectif général du mémoire est, suite à une large exploration de la littérature se rattachant au domaine des méthodes «douces» pour le traitement des eaux usées, d'établir un plan directeur pour l'épuration des eaux usées à partir d'un cas fictif, reflétant une situation plausible des petites collectivités isolées du Nord du Québec.

Cet objectif de recherche vise principalement quatre intentions: la réduction de la pollution à la source; la conservation et la préservation de la ressource hydrique; la sensibilisation et l'appropriation du système par la population; la création d'une ressource récréative.

En premier lieu, une réduction de la **pollution à la source** des divers effluents prioritaires tente de diminuer de sérieux problèmes de santé humaine et de dégradation environnementale, évités grâce à la préservation de l'intégrité de la source d'eau brute et de son bassin hydrographique.

Dans un deuxième temps, une **conservation** et une **préservation** de la ressource d'eau douce: lacs, rivières et nappes phréatiques, sont essentielles pour rétablir le bon fonctionnement de l'écosystème dans son ensemble. Par cet équilibre, on entend non seulement la qualité des eaux, mais aussi le cycle hydrologique et la protection des berges. Ces mesures de protection et de conservation pourraient réduire, voire peut-être même éliminer, cette difficulté tout en tirant avantage de la ressource en eau par une réutilisation stratégique de celle-ci.

Pour conclure, une **sensibilisation** de la population locale face aux bienfaits de ces systèmes, tout en lui procurant un **espace récréatif**, est un objectif primordial afin d'assurer, à long terme, un rendement efficace du système. La méconnaissance des technologies naturelles est souvent un obstacle de taille qui donne aux populations l'impression qu'ils ne protègent pas suffisamment la santé publique (CCME, 2003), et vouloir insérer des individus dans des projets qui leur sont étrangers conduit inévitablement à la faillite (Vachon 1993).

Ainsi, outre les domaines économique et de la santé, ceux de la **formation**, de l'**information** et de l'**expression culturelle** doivent être subordonnées au développement des initiatives locales (Vachon, 1993). Il est important de ne pas oublier que le degré d'implication et d'engagement des populations dans des projets tels que ceux reliés à l'assainissement des eaux usées est fonction de la représentation qu'elles se font de cette pollution aquatique et du niveau de conscience qu'elles ont vis-à-vis leur santé et leurs pratiques quotidiennes.

1.3 L'organisation du travail

Le travail se divise en trois grandes étapes.

La première section du mémoire consiste en l'explication des **éléments de la problématique** de recherche. Cette partie se divise, à son tour, en deux chapitres, la problématique générale faisant état des types de contaminants retrouvés dans les eaux usées du Québec, et la problématique spécifique, ciblant les problèmes majeurs d'assainissement des eaux usées présents dans les petites municipalités nordiques et isolées du Québec.

La deuxième partie, quant à elle, correspond à la section **recherche** du mémoire, le cadre théorique. Celle-ci se divise en trois chapitres. Tout d'abord, il a été question d'accomplir, dans un premier temps, une description concise de deux stratégies envisagées, les méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées et celles dites «naturelles», pour résoudre les problèmes de traitement des eaux usées présents dans les petites municipalités. Ensuite, un chapitre relativement imposant est consacré à l'explication de la deuxième stratégie proposée, les «méthodes naturelles». Finalement, cette partie du document se termine par une étude comparative entre ces deux technologies qui vient, à son tour, clarifier la position du chercheur quant au choix de la pratique proposée pour le traitement des eaux usées dans les petites collectivités isolées et nordiques du Québec.

La troisième partie se traduit par l'**application**. Dans un premier temps, cette section comprend le cadre opératoire - éléments de design et formules - sur lequel s'appuie la prochaine et dernière étape de la recherche, l'étude de cas. Ce cadre opératoire est un manuel d'instructions nécessaire afin de mettre en application la documentation parcourue dans la deuxième partie du mémoire, la recherche. Ainsi, grâce à l'ensemble des postulats acquis à cette étape, la création d'un modèle, réalisé sous la forme d'une étude de cas reflétant une situation plausible, typique des conditions des petites municipalités nordiques du Québec, a été accomplie.

CHAPITRE 2

DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE

Cette recherche appliquée et quantitative a été réalisée dans le but de trouver une solution appropriée, économique et durable aux problèmes d'assainissement des eaux usées retrouvés dans les petites municipalités isolées et nordiques du Québec.

Ainsi, la démarche du travail s'est divisée en trois grandes étapes : l'élaboration du cadre de référence, la réalisation du cadre opératoire et l'étude de cas.

2.1 L'élaboration du cadre de référence

La première étape, qui consiste en l'élaboration du cadre de référence, nous a permis de délimiter les frontières et les perspectives théoriques de la recherche. Cette partie, employant une méthode descriptive, s'est composée de deux sous-sections : la définition des éléments de la problématique et l'exploration des divers domaines de recherche rattachés au sujet, le cadre théorique.

2.1.1 La définition des éléments de la problématique

Dans un premier temps, tracer les limites par une définition claire et précise des éléments de la problématique était nécessaire afin de cibler les objectifs de recherche. La problématique des eaux usées dans le monde est un problème si vaste que le choix d'une clientèle en particulier avec ses problèmes propres était primordial lors de l'élaboration de l'objet de recherche.

Ainsi, une exploration des documents relatifs à la situation québécoise en matière d'assainissement des eaux usées fut réalisée. Un portrait détaillé a ainsi été dressé grâce à l'accessibilité des documents du bureau des audiences publiques sur la gestion de l'eau au Québec de 1998 (BAPE), du Ministère de l'Environnement du Québec (2000-2006), de l'Association des biologistes du Québec (1999), et du Conseil canadien des ministres de l'Environnement du Canada (CCME) (2003). Tous ces documents furent disponibles via l'Internet.

Ces lectures nous ont permis de dégager les problèmes prioritaires sur le territoire québécois, et ainsi restreindre la problématique de recherche aux petites municipalités isolées des grands centres urbains. Elles nous ont également amené à comprendre davantage le sérieux des problèmes causés par des effluents usés, surtout lorsque mis en relation avec les eaux de consommation.

Par la suite, un second bilan détaillé des types de contaminants retrouvés dans les eaux usées du Québec fut conçu. Lors de l'élaboration de cette sous-section, il était important de se questionner sur le caractère toxique de ces contaminants sur la santé humaine et l'environnement. Représentent-ils un réel danger?

Cette section de la recherche fut réalisée en se basant sur trois sources principales. Les premiers documents consultés furent ceux du Ministère de l'Environnement du Québec. Ils nous permirent de dresser une liste des contaminants directement en lien avec le milieu bâti. Or, les rapports sur les eaux usées municipales, sur l'assainissement industriel, sur le ruissellement urbain, ainsi que sur la qualité de l'eau potable furent consultés.

Ensuite, l'ouvrage de Pierre Chevalier (2000) fut un outil considérable dans la compréhension des effets de ces polluants sur la santé humaine et sur le milieu naturel. Finalement, l'ouvrage de Jack E. Fergusson (1990) contribua également en mettant surtout l'accent sur les effets des métaux lourds dans l'environnement aquatique et sur l'espèce humaine.

Ajouté à cette documentation, un cours en toxicologie de l'environnement au département de sciences biologiques de l'université de Montréal, pris à l'automne 2006, aida grandement à acquérir une compréhension globale des effets toxiques de tous ces contaminants sur l'environnement.

La deuxième sous-section, pour sa part, consiste en une recherche exploratoire des divers domaines rattachés au sujet de recherche, en particulier l'aménagement de marais artificiels pour le traitement des eaux usées dans les petites municipalités isolées et nordiques du Québec.

2.1.2 Le cadre théorique

La démarche de recherche sur ce sujet pluridisciplinaire s'est appuyée sur une vaste littérature émanant des domaines de l'écologie, de la biologie, de l'architecture de paysage, de l'aménagement, de l'ingénierie, de l'hydrologie et de la géographie. Ceci étant dit, de par son caractère multidisciplinaire, cette étape a nécessité la consultation de nombreuses sources et ressources.

Tout d'abord, la connaissance des divers projets dans le monde via l'Internet, et les visites de terrain de certains systèmes en opération sur le territoire montréalais – Parc-Plage, Biosphère, Cap Saint-Jacques, serres de l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) - nous ont permis, par leur nombre important, en plus de voir à l'œuvre certaines de ces installations, de renforcer la thèse de départ quant à l'effervescence de ces systèmes à travers le monde et à leur acceptabilité dans le domaine du traitement des eaux usées en provenance de diverse sources.

Ensuite, la consultation de plusieurs documents relatifs à ce sujet nous a apporté une compréhension générale quant au fonctionnement de ces systèmes et aux capacités de certaines espèces végétales à épurer les eaux usées. Ce survol a été possible grâce à plusieurs ouvrages de synthèse : l'International Wetland Association (IWA, 2001), le US Environmental Protection Agency (US EPA) (1991 à 2000), D. H. Hammer (1990, 1996), C.S. Campbell (1999), et J. Cronk (2001). Notons également que plusieurs articles tirés de revues scientifiques furent d'une grande aide, notamment en ce qui concerne l'épuration des eaux chargées de métaux lourds par les plantes, la «phytorémédiation». Comme ce sujet est d'ordre expérimental, ces revues s'avèrent des sources d'information majeures.

De plus, afin de bien comprendre tous les mécanismes prenant place dans ces milieux, un cours de chimie organique fut suivi à l'université de Montréal pendant l'été 2006.

Outre le fonctionnement biologique des systèmes, la compréhension d'autres composantes appartenant plus particulièrement aux domaines de l'architecture de paysage, de l'aménagement, de l'hydrologie et de la géographie, nous ont permis d'attaquer ce projet, non seulement sous l'angle unique de traiter les eaux, mais également comme projet d'ensemble, comme plan directeur d'aménagement. À cet égard, l'ouvrage de Harris et al. (1997) fut

d'une aide indispensable. De plus, un cours sur le développement durable, donné au département de géographie de l'université de Montréal à la session d'automne 2005, mettant l'emphase sur le développement de projet dans les communautés, apporta une autre facette très importante en début de recherche : l'importance de la compréhension et de l'appropriation des projets par les populations visées.

Finalement, la rencontre avec des experts de l'Institut de recherche en biologie végétale de l'université de Montréal (IRBV), plus précisément M. Jacques Brisson (co-directeur) et M. F. Chazarenc (ingénieur et biologiste, chercheur au post-doctorat), ainsi que la présence à des conférences et à un colloque (IRBV, phyto-ingénierie, 2007) portant sur le sujet, nous ont emmené à agrandir notre champs de connaissances quant à cette technologie et à clarifier certains aspects quant à sa viabilité.

Ces nombreuses lectures et rencontres nous ont familiarisé avec, non seulement le fonctionnement de ces systèmes, mais aussi avec les limites quant à leur application. Il s'agissait d'une étape essentielle afin d'éclaircir les objectifs de traitement ainsi que les diverses variables : le choix des plantes et le design des systèmes, en réponse aux types de polluants retrouvés dans les eaux usées des petites municipalités du Québec.

2.2 La réalisation du cadre opératoire

Ensuite, la seconde étape du travail, quant à elle, fait référence à la réalisation du cadre opératoire. Celui-ci constitue un cahier technique ou un manuel d'instructions pour l'élaboration de la dernière étape : l'étude de cas (modèle opératoire). Cette démarche fut nécessaire pour définir les facteurs décisifs : le volume d'eau, la qualité de l'eau, la sélection du site, le choix des espèces végétales, ainsi que le design des systèmes de prétraitement et de traitement, qui servent à préciser et à déterminer le modèle opératoire subséquent.

Cette section, à caractère quantitatif et descriptif, expose les règles de design, les formules mathématiques, et tous autres éléments relatifs à la construction des systèmes pour le traitement des eaux usées : la géométrie et la configuration du système, l'étanchéité du sol, les bas-côtés et les structures d'entrée et de sortie, ainsi que l'établissement général des plantes.

2.3 L'étude de cas

Ainsi, grâce à l'ensemble des postulats acquis à l'étape précédente, le cadre opératoire, l'étude de cas a pu être finalement réalisée. La méthode employée pour cette dernière section fut d'ordre expérimental.

En effet, on désirait provoquer des situations pour en rechercher et en appliquer les solutions. Mentionnons que cette étude de cas, proposée par M. Ron Williams (directeur de recherche), reflète une situation plausible des problèmes de gestion des eaux usées retrouvés dans les petites municipalités nordiques du Québec.

Partie II : Les éléments de la problématique

CHAPITRE 3

LES CONTAMINANTS RETROUVÉS EN MILIEU AQUATIQUE AU QUÉBEC

Les activités urbaines, industrielles, agricoles ou encore forestières contribuent toutes, directement ou indirectement, à la pollution hydrique. Plusieurs contaminants, dérivant de ces usages, sont potentiellement toxiques pour les écosystèmes et conséquemment pour la santé des populations humaines.

En milieu urbain, la concentration et le nombre important d'activités diverses, qui rejettent des quantités considérables de contaminants dans l'environnement, perturbent énormément le milieu aquatique. Ce dernier est incapable de supporter de telles doses allant très souvent bien au-delà de ses capacités d'auto-épuration. Au Canada, bien que l'utilisation de plusieurs produits toxiques, comme certains pesticides, aie été bannie, il reste que bon nombre de contaminants sont quotidiennement produits dans nos activités et doivent être gérés.

Dans cette section du travail, il sera question de dresser un portrait des formes de pollution existantes, ponctuelle et diffuse, ainsi que des types de contaminants : organiques et inorganiques, pouvant être retrouvés en milieu urbain au Québec. Notons que pour les secteurs industriels, les établissements ciblés sont ceux dont la grande majorité est reliée à un réseau d'égout municipal. Ceux majoritairement hors réseau ne sont pas mentionnés dans ce rapport.

3.1 Les formes de pollution

Il existe deux formes de pollution des eaux usées, la pollution **ponctuelle** et celle dite **diffuse**. La différence majeure entre ces deux formes réside dans la perceptibilité du rejet et dans sa concentration de contaminants (fig. 3.1, p.19).

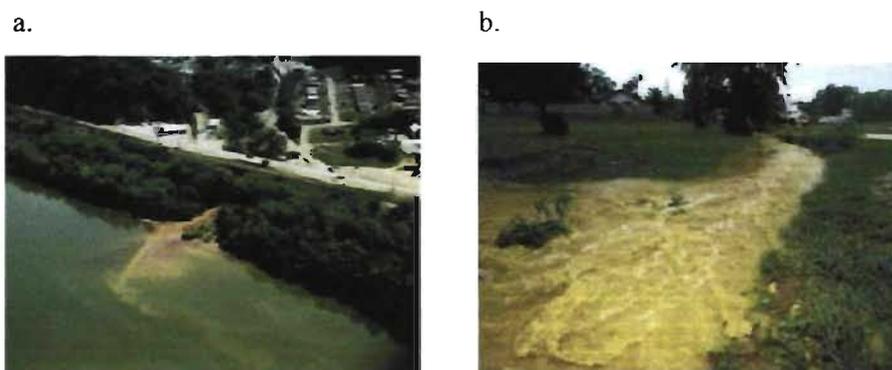


Figure 3.1 : Les sources de pollution, a. ponctuelle et b. diffuse (source : www.waterencyclopedia.com).

En milieu urbain, les effluents municipaux englobant les sources d'origine domestique, commerciale, institutionnelle et, dans certains cas, industrielle, sont normalement des sources ponctuelles puisqu'il est facile de repérer leurs points de rejets aux émissaires d'égout. Celles-ci sont d'ailleurs nettement plus concentrées en terme de charge polluante que les sources diffuses qui, quant à elles, se manifestent par des points de rejets multiples, imprécis et intermittents, tel est le cas du ruissellement urbain, industriel et agricole (Chevalier, 2000) (fig. 3.2, p. 19).

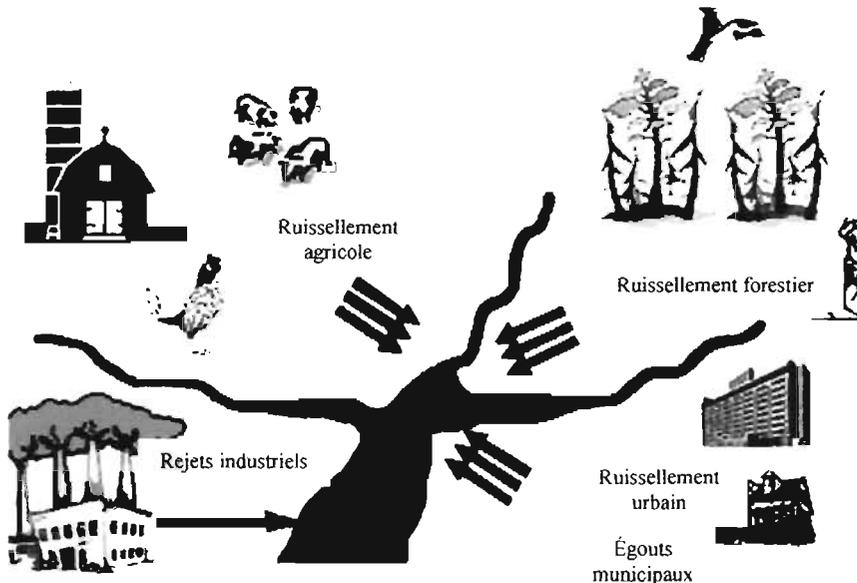


Figure 3.2 : L'origine des divers effluents de nature ponctuelle et diffuse (source : pubs.caes.uga.edu).

Toutefois, plusieurs polluants non négligeables se retrouvent dans les eaux de ruissellement urbain. Ceux-ci proviennent des routes et des stationnements, des sites de construction, des sites d'enfouissement sanitaire, mais aussi des espaces verts : les jardins et les parcs. Ces

eaux transportent un apport important de sédiments, qui sont, à leur tour, intimement liés avec certains polluants tels que ceux qui génèrent une demande biologique en oxygène (DBO) considérable, les nutriments, les huiles, les graisses, les métaux, les pesticides et les herbicides. Les pathogènes, englobant les bactéries et les virus, sont également présents dans ces eaux (fig. 3.3, p. 20) (annexe 1).

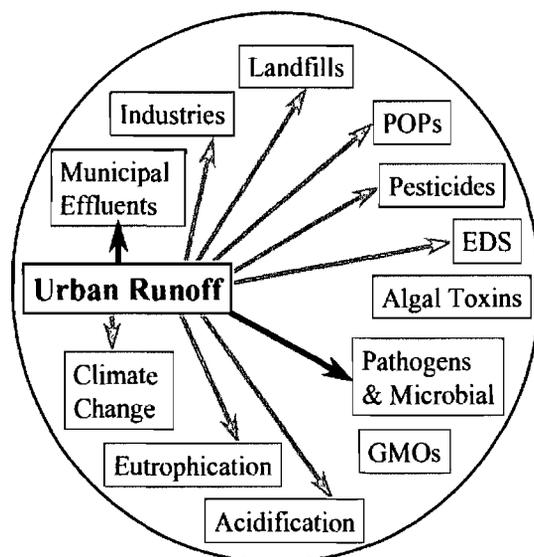


Figure 3.3 : Les relations entre le ruissellement urbain et les autres enjeux de la qualité de l'eau (les flèches noires et grises représentent respectivement les relations primaires et secondaires) (source : www.nwri.ca).

De par le haut taux d'imperméabilisation des surfaces, le ruissellement contribue largement à la pollution du milieu aquatique. «Small volumes of stormwater often carry large amounts of pollutants...in San Francisco Bay, this runoff contributes more than a third of all heavy-metal pollution that enters the bay» (IWA, 2000).

En plus de la pollution aquatique, le manque d'infiltration des eaux de pluie dans le sol via les surfaces poreuses déstabilise le cycle hydrologique du milieu en réduisant grandement la recharge des nappes phréatiques et le taux d'évapotranspiration. Les mouvements de l'eau à travers le cycle hydrologique détermine la distribution des surplus en eau, la circonstance des inondations et le sort des contaminants déposés dans l'air, l'eau et le sol (Spirm, 1984) (fig. 3.4, p.21): «the hydrologic cycle is a grand process by which rain falls on the land, is absorbed by the earth and the plants that grow in it and runs into streams and ocean, the evaporates, returning once more to the air» (Spirm, 1984).

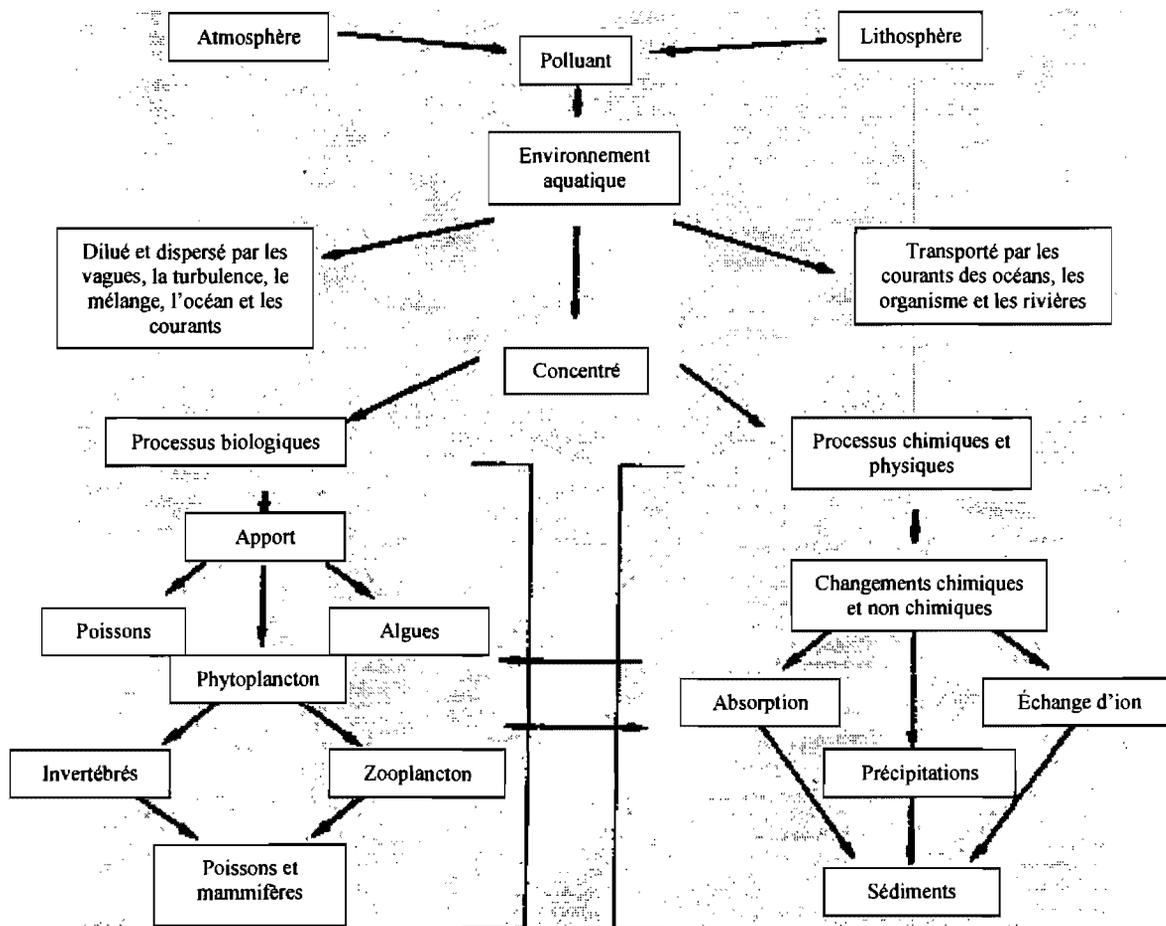


Figure 3.4 : Le mouvement des polluants dans l'hydrosphère (source : Fergusson, 1990).

Sur le territoire canadien et notamment québécois, les neiges usées créent également, lors de la fonte printanière, un problème considérable de ruissellement. Une fois au sol, cette neige devient pollution en raison de sa concentration de contaminants accumulés : sels, abrasifs, huile, graisse, métaux... Cette pollution fluctue en fonction de quatre facteurs principaux : la quantité et la nature des solvants et des abrasifs utilisés sur les routes, la densité de la circulation automobile, la concentration de polluants atmosphériques, et la durée de la neige restant au sol.

3.2 Les types de contaminants

Les rejets de contaminants dans le milieu aquatique sont d'origine organique et inorganique, et dérivent de diverses sources naturelles et anthropiques. De manière générale, la matière organique provient des organismes vivants alors que celle dite inorganique des sources minérales. Quelques exceptions s'imposent, mais normalement, les composés organiques sont généralement considérés comme ceux composés en partie de carbone et impliquant au moins un lien covalent C-H, tel que dans le cas du méthane, CH₄ (Newman, 2000).

3.2.1 Les contaminants organiques

Les contaminants organiques englobent ceux utilisés de manière intentionnelle tels que les insecticides et les herbicides, et deviennent un problème si des concentrations élevées affectent la vie d'organismes non ciblés par les utilisateurs de ces produits. Dans les années 40 à 70, persistance, toxicité et bioaccumulation s'avéraient être les caractéristiques d'un bon pesticide, les propriétés idéales pour endommager l'environnement. Heureusement, plusieurs ont été bannis. Ceux toujours en utilisation proviennent notamment des activités industrielles, mais peuvent également être retrouvés dans les usages résidentiels, soient les produits de la maison et du jardin.

D'autres contaminants organiques dits non intentionnels comme les solvants et les sous-produits industriels - hydrocarbures, huiles et graisses - sont aussi rejetés dans l'écosystème et peuvent entraîner des conséquences néfastes (Newman, 2000). Ainsi, certains contaminants chimiques tels que le chlore en provenance des piscines résidentielles et publiques nuisent au milieu hydrique.

Plusieurs contaminants organiques seront présentés dans les pages subséquentes. Il s'agit des hydrocarbures, des huiles et des graisses ainsi que des bactéries, des virus et des protozoaires. Toutefois, dans le cas de cette étude, ces derniers feront partie d'une classe à part, la contamination microbienne. En effet celle-ci représente, à elle seule, un élément majeur dans le traitement des eaux domestiques.

3.2.1.1 La pollution par les hydrocarbures, les huiles et les graisses

Ces composés comprenant les huiles et les graisses sont largement retrouvés dans les usages domestiques et commerciales : garages, stations de service, dans le domaine du transport, système routier et stationnements, ainsi que dans le secteur industriel. Au Québec, les principaux secteurs industriels rejetant des hydrocarbures dans le réseau municipal, plus particulièrement des huiles et des graisses, sont les secteurs de la chimie organique, de la transformation du métal, de l'agro-alimentaire, et du textile (Environnement Québec, 1995). Toutefois, on retrouve des huiles et des graisses dans la majorité des effluents industriels en raison de leur utilisation généralisée à titre de lubrifiants (Chevalier, 2000).

Il existe plusieurs formes d'hydrocarbures. Notons que ce ne sont pas des substances chimiques ayant une seule composition définie car elles peuvent contenir des centaines de composés organiques. Elles peuvent être volatiles, solubles ou insolubles, persister longtemps dans l'environnement ou se biodégrader rapidement (Chevalier, 2000). Pour l'industrie de l'alimentation, les huiles sont normalement végétale ou animale et se biodégradent facilement et ne sont pas toxiques. Cependant, elles causent des problèmes lorsque les déversements sont importants. Les huiles d'origine minérale ont un caractère plus toxique et persistent longtemps dans l'environnement. Quoique celles-ci puissent être solubilisées, elles se présentent habituellement sous la forme flottante ou d'émulsion en raison de leur caractère hydrophobe.

Les hydrocarbures peuvent aussi s'évaporer, s'oxyder en présence d'oxygène, se dégrader sous l'action de micro-organismes, ou encore s'absorber sur la matière en suspension dans l'eau, et ensuite sédimenter (Chevalier, 2000). Outre les incidences esthétiques et économiques imputables à la présence d'hydrocarbures, les effets environnementaux ne sont pas minimes. En effet, leur caractère hydrophobe entraîne la formation d'une mince pellicule à la surface de l'eau. Celle-ci empêche la diffusion de l'oxygène, nuit à la respiration des

poissons et peut causer une diminution de la biomasse du phytoplancton et du zooplancton. Aussi, les huiles et les graisses émulsionnées dans l'eau pénètrent dans les branchies des poissons et les asphyxie (Chevalier, 2000). Parfois, elles peuvent même prendre en feu!

3.2.2 La contamination microbienne

La contamination microbienne en provenance de la décomposition de la matière humaine et animale est, en raison de la présence de bactéries et de virus, responsable de maladies d'origine hydrique.

Les bactéries représentatives des eaux d'égout urbain sont les bactéries coliformes. Dans certains cas, l'eau agit tout simplement comme support de transmission mais peut avoir un rôle plus marqué en favorisant la prolifération bactérienne lorsqu'il y a beaucoup de matière organique (Chevalier 2000). En ce qui a trait au traitement des eaux, l'emphasis est mise sur le sous-groupe des coliformes fécaux dont leur provenance est exclusive aux intestins animal à sang chaud et bien entendu humain : «bien que les coliformes ne soient pas réellement dangereux, leur détection implique une contamination potentielle de l'eau par de véritables pathogènes : choléra, dysenterie, fièvre typhoïde» (Chevalier, 2000). Au Canada, on ne tolère pas leur présence dans l'eau et des normes sont aussi prévues pour la fermeture de plage en cas d'excédent. D'ailleurs, ces maladies ont largement disparu dans la plupart des pays industrialisés. Cependant, l'eau souillée peut contenir une multitude d'organismes infectieux ou pathogènes causant des torts importants. Ainsi, même dans les pays industrialisés, une contamination causée par des bactéries, des virus et parfois même par des protozoaires peut survenir.

Les bactéries coliformes constituent le groupe le plus représentatif d'une eau d'égout urbaine typique. Dans ce groupe est classé la fameuse bactérie *Escherichia coli*, représentant 97% des coliformes de fèces (Chevalier, 2000). Les virus, tout comme les bactéries, se retrouvent dans les fèces humaines de personnes malades ou infectées, et peuvent donc être présentes dans les eaux d'égouts. Quoique ne représentant pas de problèmes majeurs dans les pays industrialisés où les eaux sont traitées, les virus peuvent tout de même se retrouver éventuellement dans les réseaux d'aqueduc. En effet, certains résistent aux traitements des usines de filtration qui puisent l'eau de consommation dans les rivières et le fleuve où les effluents de diverses sources sont rejetés quotidiennement. Les protozoaires, quant à eux, sont des animaux

unicellulaires. Le plus célèbre en Amérique du Nord, et dont la présence ne cesse de s'accroître depuis les années 1980 est la *Giardia lamblia*, occasionnant des diarrhées accompagnées de crampes et d'anorexie. Selon Chevalier (2000), il arrive que ce protozoaire infecte les réseaux d'aqueduc des petites municipalités où le traitement de l'eau potable est inexistant. Comme le castor est l'un des hôtes privilégiés de cet organisme, l'eau de surface ne doit jamais être bu sans traitement, et ce même en lieu sûr.

Outre la contamination microbienne par les micro-organismes discutée ci-dessus, on retrouve également dans cette catégorie tous les complexes azotés tels que l'urée, constituant important de l'urine. Hormis la grande quantité retrouvée dans les eaux d'égout, cette dernière peut s'avérer une source de contamination anthropique considérable puisqu'elle est utilisée dans certains fertilisants agricoles, mais aussi pour déglacer les pistes d'aéroport (Chevalier, 2000). Ainsi, une grande quantité de déchets organiques comme l'azote organique, constitué de nombreux composés de la matière organique, urée, protéines et acides aminés, est inévitablement transformé en ammoniac et en nitrates, posant des problèmes substantiels qui seront discutés ultérieurement dans ce chapitre.

3.2.3 Les contaminants inorganiques

Les contaminants inorganiques sont des poisons intentionnels et non intentionnels. Certains proviennent de sources naturelles spécifiques alors que d'autres d'activités anthropogéniques. Tout comme les contaminants organiques, ils peuvent s'avérer toxiques aux organismes vivants et brimer ainsi l'équilibre écologique lorsque rejetés en quantité excessive dans le milieu naturel (Newman, 2000) (fig. 3.5, p.26).

«A toxic material is a substance that has an adverse effect on health. Many chemicals could be classed as toxic, but some more than others. The level of toxicity of a substance relates to the amount that causes an adverse effect and, to some extent, the type of effect. Many chemical elements are also essential, or at least beneficial to human health, but they also can become toxic when taken in excess» (Fergusson, 1990).

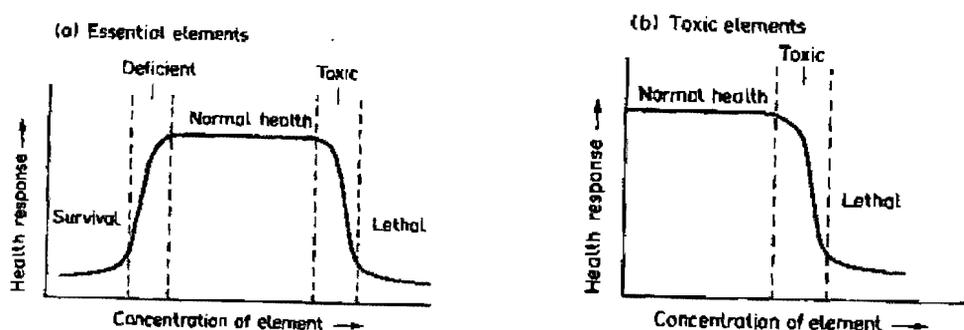


Figure 3.5 : La relation entre la réponse d'un organisme et la concentration d'éléments, (a) éléments essentiels, (b) éléments toxiques (source : Fergusson, 1990).

Les contaminants inorganiques présentés dans ce document sont ceux normalement retrouvés en milieu urbain au Canada, plus précisément au Québec. Il s'agit particulièrement des sels de déglaceage des routes (fondants et solvants), des métaux lourds, et des nutriments.

3.2.3.1 La pollution par les fondants et les solvants

Au Québec, les fondants utilisés sur les routes sont principalement le chlorure de sodium et parfois le chlore de calcium, moins néfaste pour l'environnement. Ce dernier est normalement mélangé au premier lorsque les températures sont très basses, c'est-à-dire moins 10 °C (Transport Québec, 2007). Le chlorure de sodium engendre une contamination des eaux souterraines et de surface. Ces sels entrent principalement dans l'environnement de trois manières.

Tout d'abord, les eaux de drainage peuvent emprunter des systèmes pluviaux et être ensuite acheminées vers les eaux de surface. Ceci risque d'entraîner une modification dans la composition ionique et la stratification saline pouvant ralentir le brassage printanier des eaux. Elles peuvent aussi s'infiltrer dans le sol par percolation, menaçant de contaminer la nappe phréatique. Une fois salines, leur retour à une eau douce est pratiquement irréversible. «Dans certaines régions, la concentration de chlorure (sel de l'acide chlorhydrique) dans les eaux souterraines et les cours d'eau peut être suffisamment élevée pour altérer leur potabilité ou leurs qualités d'habitat aquatique» (Transport Canada, 2007). Finalement, une fine brume saline peut se former et affecter la végétation et les récoltes, dû à l'effet du trafic routier et du vent.

3.2.3.2 La contamination par les métaux lourds

Il est difficile d'émettre un point de référence par rapport aux niveaux naturels des métaux lourds retrouvés sur la terre. Selon Fergusson (1990), ils n'en existent pas, surtout en ce qui concerne certains métaux et semi-conducteurs comme le cadmium, le mercure, le plomb et l'arsenic. Cependant, d'autres méthodes peuvent approximativement calculer ce que l'on appelle les «concentrations naturelles». Ces méthodes sont réalisées dans des endroits reclus tels que l'Antarctique et l'Arctique, dans des «Background levels» qui signifie: « exist on top of which anthropogenic materials have been added» (Fergusson, 1990), tel est le cas de certains métaux lourds profondément enfouis dans un sédiment quelconque (fig. 3.6, p.27).

Ces méthodes sont aussi effectuées au niveau d'échantillons historiques ou datant de l'époque antérieure à l'industrialisation. Toutefois, notons que l'un des problèmes majeures lors de la réalisation de ces processus est la contamination des échantillons au moment de la collecte et de l'analyse, susceptible d'influencer les données, tel est le cas de l'or (Fergusson, 1990).

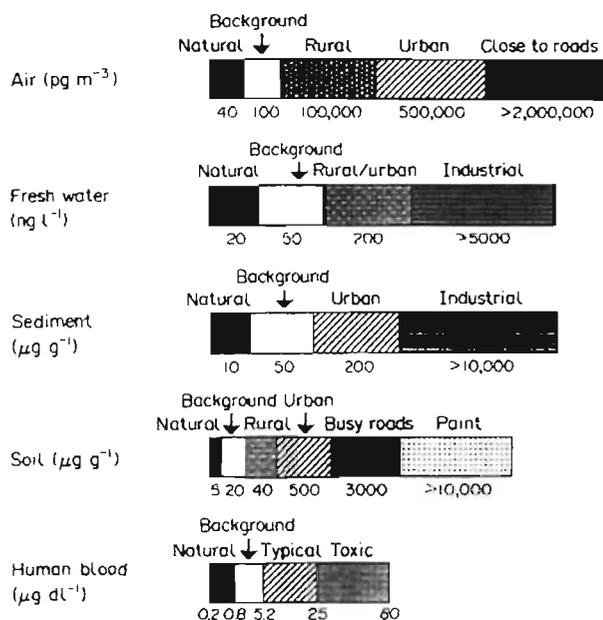


Figure 3.6 : Les concentrations de plomb naturelles et présentes de nos jours (source : Patterson, 1980, tiré de Fergusson, 1990).

L'hydrosphère reçoit des matières inorganiques, en grande partie du ruissellement, des matériaux dissous, des particules suspendues, et des dépôts de sédiments. Ces derniers sont les importateurs principaux des métaux lourds dans le système aquatique puisque leurs

particules proviennent de roches, du sol ainsi que de certaines sources biologiques et anthropiques.

Au niveau des sources anthropiques, les secteurs industriels raccordés à un système d'égout municipal sur le territoire québécois où des rejets peuvent s'avérer potentiellement toxiques en raison de la présence de ces métaux sont surtout les industries reliées aux secteurs de la transformation du métal et du textile (Environnement Québec, 1995). En ce qui a trait aux sources diffuses, on retrouve fréquemment, dans les eaux de ruissellement urbain, du cuivre, du plomb et du zinc. D'autres métaux ou semi-conducteurs tels que l'arsenic, le cadmium, le chrome, le fer, le mercure, le nickel, et le sélénium, peuvent également être présents, et ce en fonction des activités présentes sur le territoire urbanisé (Harris et al, 1997). En effet, les eaux de drainage urbaines transportent des quantités non négligeables de certaines de ces substances qui ont une affinité à se coller aux particules minérales et végétales, et les utilisent à titre de transporteur vers le milieu hydrique.

Aussi, les fondants, utilisés en hiver sur nos routes, peuvent également engendrer une augmentation de la quantité de métaux dans le milieu aquatique. Par l'action des sels en présence d'humidité, ces fondants favorisent la corrosion des véhicules. Ainsi, les particules métalliques en provenance de la peinture des automobiles, du système de freinage et de la structure du châssis, se détachent plus facilement, provoquant une contamination accrue de la neige au sol, déjà chargée des autres polluants normalement retrouvés avec l'utilisation des véhicules automobiles. Quoique le plomb ait considérablement diminué au Canada en raison de sa prohibition dans l'essence, la neige arrivant au sol en milieu urbain est, la plupart du temps, chargée de polluants atmosphériques comme le plomb et le mercure en provenance d'émanations d'usines pouvant très bien être localisées au-delà de nos frontières géopolitiques. En raison de son ratio surface/volume plus important, la neige est normalement plus contaminée que la pluie lorsqu'elle arrive au sol. Y restant parfois longtemps, elle ne cesse d'accumuler des contaminants. Si non ramassée avant la fonte printanière, la neige usée sera tout simplement drainée vers le système aquatique.

Tout comme l'a mentionné Fergusson antérieurement, Chevalier (2000) explique à son tour que notre organisme, ainsi que celui de la plupart des espèces, ne peut pas survivre sans certains de ces métaux essentiels à la vie.

«Aucune vie ne pourrait se développer sans leur présence. Ils sont des cofacteurs essentiels aux enzymes, responsables du bon fonctionnement du métabolisme en générale, mais au-delà des concentrations requises, plusieurs métaux se comportent comme des substances toxiques entraînant divers problèmes» (Chevalier, 2000).

65 sur 92 des éléments naturels ont un caractère métallique (Chevalier, 2000). Dans le groupe des métaux, on distingue, au point de vue environnemental, une vingtaine d'éléments métalliques. Ceux-ci se définissent par une densité supérieure à 5 g/cm^3 donc 5 kg/L , c'est-à-dire cinq fois la densité de l'eau, manifestant ainsi une plus grande toxicité que les autres (Fergusson, 1990). Parmi ces éléments, 15 sont essentiels à la vie, les autres dénotant habituellement plus de toxicité.

Le niveau de toxicité ou encore la mesure de l'effet toxique du métal est calculée en fonction de la relation dose-réponse évaluée selon deux niveaux : la dose sévère et celle dite chronique. La première consiste en l'ingestion d'une grande quantité de métaux ou de substances toxiques entraînant une série rapide d'effets et éventuellement, dans certains cas, la mort. Ensuite, la dose chronique, dont la quantité immédiate est moins importante que la première, s'étend sur une plus longue période de temps: «toxic materials build up in the body and its adverse effects are seen as a gradual onset of symptoms» (Fergusson, 1990).

De plus, un certain nombre de métaux lourds sont toxiques non seulement par leur quantité excessive mais aussi par leurs interactions avec certaines enzymes et protéines à l'intérieur de l'organisme (tab. I, p. 30). Ces interactions, pouvant être antagonistes ou synergétiques, ont comme conséquence d'entraîner des effets ou des transformations sur les propriétés biologiques de certains éléments dans l'organisme. Antagoniste signifie que la somme des deux éléments ou le comportement de l'ensemble, en s'additionnant, est inférieur à celui des métaux propres, alors que synergétique s'applique comme un alliage lorsque la somme des deux métaux est plus importante que leur valeur respective. Notons que certains peuvent être les deux à la fois (Fergusson, 1990). Voilà pourquoi certains éléments toxiques tels que l'iode et le chlore sont utilisés à des fins thérapeutiques

Processus	Éléments
Changement dans la perméabilité de la membrane cellulaire	Cd, Hg, Pb
Inhibe la synthèse des protéines	Hg
Liaison avec les groupements SH et thiols	Hg, Pb, Cd, Tl, As (III)
Compétitions pour des sites avec des métabolites essentiels	As, Sb, Te
Affinité pour les groupements de phosphates	Majorité d'entre eux
Remplacement d'atomes essentiels	Se, Tl
Inhibition de certaines enzymes	Tl, Pb, Cd
Affecte la respiration,	Cd, Pb
la photosynthèse,	Cd, Pb, Hg, Tl
l'ouverture des stomates,	Cd, Tl, Pb
la transpiration.	Cd, Pb, Hg, Tl, As

Tableau I : Quelques processus biochimiques affectés par les métaux lourds chez les plantes (source des données : Fergusson, 1990).

Parmi les éléments non essentiels à la vie, ceux jugés comme étant très toxiques sont le mercure, le cuivre sous sa forme libre (instable) et le cadmium. Lorsque présent dans le système d'un organisme, ces substances peuvent se déplacer comme co-facteurs, remplaçant certains composés essentiels, formant ainsi des complexes stables avec certains groupements dans l'organisme, groupements cruciaux pour l'intégrité des protéines et des enzymes. Outre les organismes vivants, les interactions entre les métaux lourds et l'environnement naturel entraînent inévitablement de nouvelles caractéristiques chimiques et physiques quant aux propriétés de l'eau, du sol et de l'air.

Dans le parler commun, le terme «métal lourd» est synonyme de métal toxique. Cependant, tous ne sont pas toxiques. Selon Couillard (2006), ceux d'importance écotoxicologique peuvent être identifiés en tenant compte de trois critères : les activités anthropiques, la toxicité inhérente et le potentiel de bioaccumulation, la mobilité géochimique. On entend par écotoxicologique : une extension d'une science plus générale, la toxicologie, qui peut se définir comme «l'étude des modalités de contamination de l'environnement par les agents polluants naturels ou artificiels ainsi que leurs mécanismes d'action et leurs effets sur les êtres vivants qui peuplent la biosphère» (Ramade, 1992). Contrairement à la toxicologie qui étudie les effets toxiques faisant appel à une vision souvent réductionniste en s'intéressant qu'aux modalités par lesquelles ces substances exercent une action toxique envers les organismes cibles, principalement les mammifères et les humains, l'écotoxicologie apporte une vision plus globale et holistique puisqu'il s'agit de l'étude du cheminement des polluants

dans les écosystèmes, y compris dans ceux où la présence humaine est limitée. Elle sert à préciser les mécanismes de contamination des écosystèmes, la circulation, la transformation et les perturbations causées par divers polluants toxiques (Chevalier, 2000).

1. Les trois critères d'évaluation écotoxicologique des métaux lourds

Tout d'abord, les métaux, dont les concentrations sont influencées par les **activités anthropiques**, sont ceux risquant de perturber le cycle naturel.

Ensuite, la **toxicité inhérente** à un métal et son **potentiel de bioaccumulation** confirment le caractère potentiel de poison pour les êtres vivants : flore et faune. Cette exposition au danger lié au métal présent dans le milieu aquatique doit être établie en fonction de la durée, de la fréquence et de l'intensité (effets toxiques aigus ou chroniques) de l'exposition, et ce par observation de bio-indicateurs. Un bio-indicateur est un organisme biologique qui donne des indications sur l'état de l'environnement. Cette exposition vient pondérer l'évaluation des dangers. Sont-ils courts, occasionnels ou continus? (Van Coillie, 1989). Cette étape permettra, par la suite, d'évaluer ou d'estimer le risque associé à ce métal, et ainsi de juger de la gravité probable de ce danger dans le milieu en question. Aussi, afin qu'il y ait un potentiel de bioaccumulation, il faut tout d'abord que le métal se retrouve sous sa forme d'ion libre. Sous cette forme, le métal est alors « biodisponible » et le modèle de l'ion libre peut être appliqué. Ce modèle se définit par l'interaction organisme-métal qui consiste à relier la biodisponibilité à la concentration de l'ion libre en solution (fig. 3.7, p. 31). N'oublions pas que pour qu'un métal engendre des effets toxicologiques sur un organisme, il doit, à prime abord, se bioaccumuler et ensuite se bioamplifier dans celui-ci (Couillard, 2006).

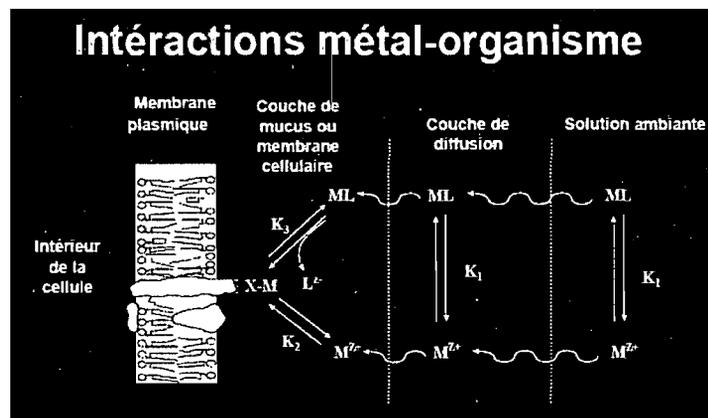


Figure 3.7 : L'interaction entre un métal et un organisme (source : Couillard, 2006)

Finalement, la **mobilité géochimique** dans l'environnement augmente le risque de danger associé au métal. Cette mobilité se définit comme étant le degré de facilité avec lequel un élément peut migrer dans l'environnement (Couillard, 2006). Est-il très mobile, mobile, un peu mobile ou très peu mobile? La mobilité d'un métal est dépendante de sa spéciation environnementale qui consiste en une répartition du métal parmi ses différentes formes physiques et chimiques. Ainsi, à titre d'exemple, l'aluminium peut s'avérer toxique seulement lorsqu'il se retrouve sous sa forme AlF_2^+ , c'est-à-dire uniquement au printemps lors de la fonte des neiges. À cette période de l'année, le milieu est alors acide permettant à ce métal de se solubiliser. Ce dernier est ainsi biodisponible et donc potentiellement toxique pour la faune et la flore présente dans le milieu.

Selon ces critères, Couillard (2006) dénote que les métaux ayant la plus grande importance écotoxicologique sont l'argon, l'arsenic, le cadmium, de cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le sélénium, le titanium, le zinc et l'aluminium au printemps. Chevalier (2000), pour sa part, cite sept métaux lourds retenant l'attention en ce qui concerne la contamination des milieux aquatiques au Québec par les rejets toxiques: le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc. Toutefois, les eaux de ruissellement, tel que mentionné précédemment par Harris et al. (1997), peuvent entraîner, vers le milieu aquatique, d'autres métaux ayant une importance écotoxicologique : l'arsenic et le sélénium. Par conséquent, dans ce document, les métaux considérés comme pouvant être problématiques au Québec en milieu urbain pour le système aquatique sont : l'**arsenic**, le **cadmium**, le **chrome**, le **cuivre**, le **mercure**, le **nickel**, le **plomb**, le **sélénium** et le **zinc**.

La section suivante dressera un très bref portrait des métaux lourds jugés potentiellement toxiques au Québec. Ces substances seront présentées en faisant référence aux trois critères de Couillard (2006) mentionnés précédemment : les émanations anthropiques, la toxicité inhérente et le potentiel de bioaccumulation, la mobilité géochimique.

2. Un bref portrait des métaux lourds

A. L'arsenic (As)

Au niveau naturel, l'arsenic retrouvé dans les milieux aquatiques et terrestres provient de la météorisation et de l'érosion naturelle des roches et du sol. Il dérive aussi de l'activité

humaine : le traitement de l'or et des métaux de base, l'utilisation des produits antiparasitaires arsenicaux : certains pesticides et herbicides, la production d'électricité à partir du charbon et l'élimination des ordures ménagères et des déchets industriels. Ce composé est aussi utilisé dans nombreux produits tels que le préservatif pour le bois : arséniate de cuivre chromé, trois menaces dans un seul procédé! (Williams, 2007). Cependant, les concentrations retrouvées dans nos eaux n'ont rien de comparable avec celles répertoriées dans d'autres pays, notamment la contamination des puits d'eau potable au Bangladesh. Toutefois, mentionnons que certains cas de contaminations sévères peuvent tout de même survenir, spécialement lors de la perturbation de dépôts naturels : extraction et construction ou encore de l'application de pesticides renfermant de l'arsenic : «on a trouvé des résidus à forte teneur en arsenic dans certains sols des Maritimes - ils provenaient de l'arsénite de sodium utilisé comme pesticide sur les champs de pommes de terre» (Environnement Canada, 2007).

Cette substance a été prouvée comme étant cancérigène (Newman, 2003). En effet, selon Environnement Canada (2007), plusieurs études ont montré de manière répétée que l'arsenic inorganique provoquait le cancer chez les êtres humains exposés par inhalation ou par ingestion. Toujours selon Environnement Canada (2007), l'ensemble des composés inorganiques de l'arsenic forme un groupe de substances toxiques pour lesquelles il n'existe pas de seuil, c'est-à-dire qu'on pense qu'il y a un risque pour la santé, quel que soit le degré d'exposition à ces substances.

«À une concentration élevée, l'arsenic peut être toxique pour une vaste gamme d'organismes, incluant l'homme. Il peut également réduire la photosynthèse et le rendement des cultures chez les plantes; causer des malformations chez les amphibiens; et entraîner le cancer, la cécité et des malformations foetales chez les mammifères» (Environnement Canada, 2007).

Les Canadiens, en raison des sources existantes, sont exposés à l'arsenic inorganique dans l'eau potable, le sol et l'air ainsi que dans leurs aliments. Ceux à proximité des zones à risque, sources industrielles et géologiques, le sont davantage.

Tout comme le mercure, cette substance détient une certaine mobilité géochimique. Une fois dans l'atmosphère, l'arsenic peut se déplacer sur de grandes distances sous forme de poussière et être, par la suite, altéré chimiquement avant de retourner, avec les précipitations, sur la surface terrestre et donc aussi dans l'eau.

«Les formes hydrosolubles de l'arsenic ont tendance à être assez mobiles, alors que les formes moins solubles se fixent plutôt sur les particules d'argile ou

d'autres sols, pour gagner ensuite rapidement les sédiments. Les microorganismes présents dans les sols, les sédiments et l'eau produisent des composés organiques de l'arsenic. Comme il est très volatil, l'arsenic organique peut retourner dans l'atmosphère et se convertir à nouveau en formes minérales» (Environnement Canada, 2007).

B. Le cadmium (Cd)

Bien que plusieurs processus naturels d'altération de la roche soient responsables de la pénétration du cadmium dans l'environnement, un certain nombre d'activités humaines y contribue (Chevalier, 2000). Outre l'apport important relié aux rejets miniers, plus particulièrement dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, les piles de longue durée de nickel-cadmium, utilisées depuis les années 1970, la métallurgie, le traitement de surface (protection contre la corrosion), l'utilisation d'engrais et de pesticides qui contiennent ce métal en sont les principales sources en milieu urbain.

Métal un peu mobile, les effets environnementaux répertoriés sont détectables à de faibles concentrations dans les organismes. D'ailleurs, étant un élément non essentiel, seulement qu'une très petite concentration peut être éliminée par jour : 0,01% de la charge corporelle de cadmium accumulée. Ce métal est un imitateur d'un ion essentiel, le calcium, faisant en sorte que le cadmium passe par des voies d'entrée, qui ne lui sont pas dédiées. Si un organisme y est exposé régulièrement, la concentration de ce métal soupçonné cancérigène s'accroît constamment et augmente tout au long de sa vie. De plus, le cadmium a un effet synergétique avec le cuivre. En présence de ce dernier, son action toxique est considérablement accrue, soit de cinq fois plus élevée (Fergusson, 1990).

C. Le chrome (Cr)

La concentration du chrome reflète la présence d'activités industrielles. Les secteurs industriels rejetant des quantités de chrome dans l'environnement au Québec sont l'industrie du traitement de surface, l'industrie de la fonte et de l'acier, et l'industrie du textile (pigments).

Celui-ci n'est jamais retrouvé à l'état pur puisqu'il forme diverses associations avec le fer, le soufre et l'arsenic. Il est très peu mobile et les associations les plus toxiques ont tendance à former des complexes assez stables avec la matière organique. Certaines agissent sur les

branchies des poissons alors que d'autres peuvent provoquer la coagulation du sang (Chevalier, 2000). Chez l'être humain, des effets tels que des malaises gastro-intestinaux, des convulsions et un choc cardio-vasculaire peuvent apparaître en cas d'excès.

D. Le cuivre (Cu)

Malgré les sources naturelles importantes, les apports anthropiques représentent tout de même 30-60% de l'apport total en milieu aquatique. Les sources anthropogéniques sont la corrosion des tuyaux, les pesticides, et certains rejets industriels : fonderies, usines d'affinage et de production d'acier.

Le cuivre, élément peu mobile, s'unit avec la matière organique et se bioaccumule facilement. Bien qu'étant un élément essentiel, il peut s'avérer toxique à certaines concentrations et degrés d'oxydation. Par contre, il ne se bioamplifie pas puisqu'il diminue lors de la progression dans la chaîne alimentaire. Il tue par suffocation les poissons chez qui la concentration est excessive (Chevalier, 2000)

E. Le mercure (Hg)

Au Canada, dans les années 70, les usines de pâtes et papiers rejetèrent dans les rivières une quantité énorme de méthyle mercure (CH_3Hg). Absorbé par la faune aquatique, le métal engendra des conséquences néfastes sur les populations amérindiennes dont l'alimentation de base est le poisson.

Au Québec, la pollution par le mercure a adopté un caractère particulier en raison de la mise en eau des réservoirs hydroélectriques. L'inondation de vastes terrains forestiers augmente l'activité bactérienne favorisant la libération et la biodisponibilité du mercure naturellement présent dans le sol (Chevalier, 2000). On favorise ainsi ce processus naturel involontairement. Il est d'ailleurs considéré comme étant l'un des composés ayant occasionné le plus haut taux d'empoisonnement par les métaux lourds au niveau de la population générale (tab. II, p.36).

Date	Localisation	Effets	Source de mercure
1953-60	Minamata	> 3 000 cas	CH ₃ Hg et autres produits Hg.
	Japon	100 morts	Usine de plastique.
1956	Iraq	100 cas	Ingestion de grains traités, CH ₃ Hg
1960	Iraq	1 000 cas	Idem
1963-65	Guatemala	45 cas	Idem
1965	Niigata	669 cas	CH ₃ Hg et autres produits Hg,
	Japon	55 morts	Usine de plastique.
1967	Ghana	150 cas	Ingestion de grains traités, CH ₃ Hg.
1969	Pakistan	100 cas	Idem
1970	Canada	-	Hg, manufactures de pâte et papier.
1971-72	Iraq	6 350 cas 459 morts	Ingestion de grains traités, CH ₃ Hg

Tableau II : Certains cas d'empoisonnement par le méthyle mercure, survenu entre 1953 et 1972 (source des données : Fergusson, 1990).

Provenant de sources naturelles - les feux de forêt, la décomposition de la végétation, et les activités microbiennes - le mercure est également rejeté dans l'environnement par certains secteurs industriels. Outre les industries de pâtes et papiers, certains établissements tels que les industries du chlore et de la soude ont jusqu'à récemment utilisées du mercure dans leurs procédés, contaminant ainsi les sédiments des lacs et rivières, notamment du lac Saint-Louis et de la rivière Saguenay. Notons aussi que ce métal, en quantité moindre, peut également être présent dans les eaux de ruissellement.

Tout comme le plomb, il entraîne des effets physiologiques et neurologiques néfastes dont les dommages sont irréversibles. La désintégration des cellules du cerveau touchant les fonctions sensorielle, visuelle, auditive, et de coordination, fut enregistrée lors de contamination excessive. Les foetus exposés à de telles concentrations risquent de sérieux troubles mentaux dus à un mauvais développement des fonctions cérébrales. Dans certains cas extrêmes, la masse cérébrale peut être réduite jusqu'à 26-55% (Fergusson, 1990).

E.1 La méthylation du mercure (CH₃Hg) (fig. 3.8, p. 37)

Sous sa forme gazeuse, le mercure, Hg (0), peut voyager sur une grande distance. Se réoxydant lentement, il possède alors suffisamment de temps pour être distribué à travers la

planète complète avant de retourner à la terre. Lorsque ce dernier est oxydé, il se dépose au sol ou directement dans l'eau en dépôt sec ou humide sous sa forme oxydée Hg inorganique (Hg II). Dans le milieu aquatique, il peut subir une (photo) réduction par l'action des rayons du soleil et se volatiliser de nouveau en reprenant la forme Hg (0). Ce phénomène se produit à l'interface eau-air et peut être direct : rayon qui frappe directement le complexe contenant le Hg, ou indirect : rayon qui frappe autre chose : acide humique.

Un autre phénomène que celui de la (photo) réduction peut survenir : la méthylation. Le Hg (II) s'oxyde et se dirige vers le milieu anoxique et se dépose dans les sédiments. Le Hg (II) peut alors être transformé par des bactéries sulfato-réductrice en CH_3Hg : mercure organique alors biodisponible aux organismes. Il a été converti en méthyle mercure par les microorganismes. On croit qu'il s'agit d'un mécanisme de protection de la part du microorganisme en question puisque le mercure inorganique lui est davantage toxique. Notons que pour être méthylé par ces bactéries, ou pour entrer dans la chaîne alimentaire aquatique via le phytoplancton ou les bactéries, le mercure doit tout d'abord être transporté à travers la membrane lipidique qui entoure les organismes unicellulaires (Clarkson et al. 2006).

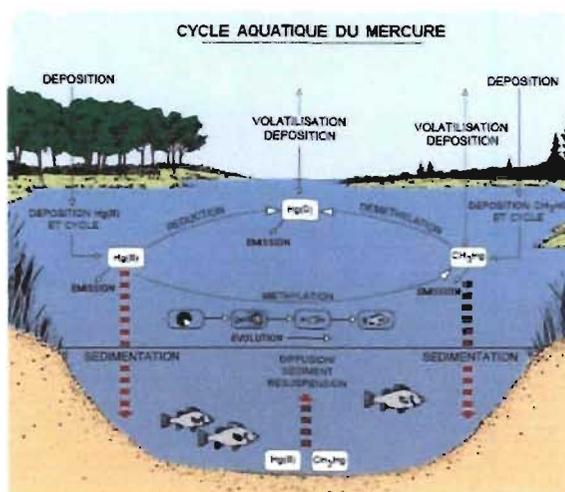


Figure 3.8 : Le cycle du mercure en milieu aquatique (source : www.ec.gc.ca).

L'apport microbien du mercure est donc l'étape nécessaire pour sa méthylation et sa bioaccumulation. En effet, certains métaux, tel que celui-ci sous sa forme organique, ont de la facilité à se lier à des molécules organiques intracellulaires non spécifiques. Ce métal forme des complexes stables avec des groupes cruciaux pour l'intégrité des protéines et des enzymes. La protéine donne accès à l'intérieur de la cellule résultant en une liaison

inapproprié : complexe simple organique lié à une protéine d'une cellule granulaire du cerveau. Entré par les parois gastro-intestinales, il traverse les barrières hémato-encéphaliques à l'aide d'une protéine (un véhicule) où est produit très peu ou presque pas de glutathion permettant l'excrétion du contaminant.

F. Le nickel (Ni)

Tout comme le cadmium, ce métal est souvent associé à l'extraction de minerais. Toutefois, il provient également de sources naturelles: l'altération des minéraux et des roches, et de sources anthropiques : la production de l'acier inoxydable mais aussi l'emploi comme catalyseur dans plusieurs procédés industriels. Il est aussi parfois présent dans le ruissellement urbain, notamment en raison de la présence d'automobiles.

Bien qu'essentiel et peu mobile, il peut être toxique et cancérigène à des concentrations élevées et s'accumuler dans les sédiments, les racines des plantes aquatiques, le zooplancton et les poissons. Il diminue la croissance des algues et détériore les branchies des poissons (Chevalier, 2000).

G. Le plomb (Pb)

Dans l'environnement, la présence de grandes quantités de ce métal est due à son utilisation généralisée à long terme dans de nombreux produits : la gazoline, les piles, les pigments, les céramiques, les peintures... Actuellement, les émissions atmosphériques et la corrosion des tuyaux sont les deux sources principales. Et on le retrouve aussi fréquemment dans les eaux de ruissellement urbain.

Peu mobile, le plomb est un poison accumulatif. Tout comme le mercure, il a des effets sur le système nerveux central. À une exposition chronique, il peut causer de l'anémie et un dysfonctionnement neurologique.

H. Le sélénium (Se)

Utilisé dans la production d'électroniques, de verre, de pigments, ainsi que dans nombreux autres produits. Ce métalloïde peut entrer dans l'environnement à travers le dépôt de déchets

de ces diverses industries. Il est également retrouvé en grande quantité dans les cendres volatiles de charbon, dans les dépôts atmosphériques de la combustion des carburants fossiles, des fonderies et de la végétation brûlée.

Il s'agit d'un élément mobile caractérisé surtout par des **cations**, c'est-à-dire, chargé positivement. Le sélénium peut subir des transformations microbiennes et produire des alkylselenides, influençant grandement le transport et la toxicité de cet élément. En effet, le sélénium métallique est sans danger. Par contre, nombre de ses composés sont extrêmement toxiques. À trop forte dose, ils peuvent entraîner des nausées, des diarrhées, une fragilisation des ongles, la perte des cheveux, ou encore de la fatigue.

I. Le zinc (Zn)

La principale utilisation de ce métal est dans la galvanisation des aciers, assurant une protection contre la corrosion de l'acier, mais il est également présent dans le ruissellement urbain.

Tout comme le sélénium, ce métal est mobile surtout sous sa forme cation, c'est-à-dire positive, et se bioaccumule rapidement, quoique son effet ne soit pas immédiat. Même si il est essentiel à la vie, un léger excès de ce métal sur les végétaux provoque une détérioration de l'appareil chlorophyllien. Sur les poissons, il agit sur les muqueuses des branchies (Chevalier, 2000).

3.2.3.3 La pollution par les nutriments

Les nutriments ou fertilisants les plus communs sont l'**azote** et le **phosphore**. Ils proviennent de trois sources distinctes : les dépôts atmosphériques, les décharges des eaux souterraines et finalement des rejets de surface : eaux usées et de ruissellement.

Dans le système aquatique, ces nutriments sont normalement recyclés entre la colonne d'eau et les sédiments favorisant ainsi la disponibilité pour les espèces végétales. Mais une quantité excessive entraîne un déséquilibre de l'écosystème.

Quoique retrouvés en quantité énorme en milieu agricole, ils sont aussi utilisés dans les

milieux domestiques et dans les activités industrielles. Ces nutriments ont un impact considérable sur le milieu aquatique puisqu'ils favorisent la croissance excessive des algues et des plantes aquatiques. Ce phénomène mène bien souvent à l'eutrophisation des plans d'eau dont les conséquences sont la perte importante de la vie aquatique par asphyxie, particulièrement des poissons, et la dégradation visuelle du milieu (fig. 3.9, page 40).



Figure 3.9 : La prolifération d'algues dans un lac du Manitoba (source : www.gov.mb.ca).

Bien que l'eutrophisation soit un processus naturel, celui-ci prend normalement des dizaines de milliers d'années pour se réaliser. L'impact des activités humaines peut réduire ce laps de temps et accélérer ce processus à non moins d'une dizaine d'années (fig. 3.10, p.40).

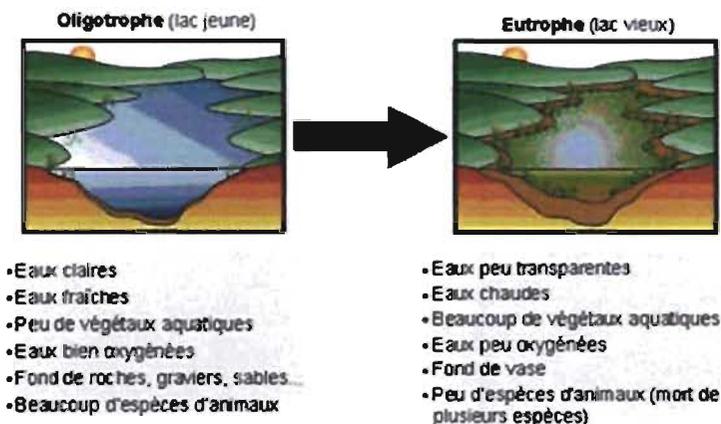


Figure 3.10 : Le processus d'eutrophisation, un processus naturel (source : www.rappel.qc.ca).

1. L'azote (N)

L'azote se retrouve sous différentes formes. Dans les effluents municipaux, il est sous les formes organique et ammoniacale. Les formes organiques ne sont pas utilisables par les plantes et doivent être, à prime abord, transformées par les micro-organismes en ammoniac

(NH₃) ou en nitrate (-NO₃) afin de pouvoir être disponibles à titre de source d'éléments nutritifs.

L'ammoniac n'est pas un problème majeur au Canada. Alors que la norme dans les eaux de surface est fixée à 0,5 mg/L, on retrouve en moyenne une concentration de 0,2 mg/L. Cependant, les nitrates, principale forme azotée des eaux naturelles en raison de son caractère soluble, sont directement assimilables par les plantes, stimulant ainsi la croissance végétale. Le problème des nitrates vise surtout les eaux souterraines puisque contrairement aux eaux de surface, il n'y a pas de plantes pour prélever ces nutriments. Une quantité trop élevée en nitrates dans l'eau de consommation peut entraîner certains problèmes physiologiques tels que la méthémoglobinémie, empêchant le transport de l'oxygène dans l'organisme. Ainsi, 10 mg/L est la quantité maximale dans l'eau brute à proximité d'une prise d'eau pour une usine de filtration.

Au niveau industriel au Québec, l'azote ammoniacal est rejeté par les industries de chimie organique et du textile alors que les formes organiques sont davantage reliées au secteur agro-alimentaire.

2. Le phosphore (P)

Le phosphore, quant à lui, est rapidement assimilé par les plantes aquatiques. D'ailleurs, l'absence de ce composé diminue la croissance des plantes puisque ces dernières ne peuvent absorber d'azote sans sa présence et cessent alors de proliférer. Le phosphore a tendance à s'accumuler dans les sédiments et devient ainsi inaccessible aux plantes. Cependant, l'activité microbienne peut le remettre en circulation de même que la turbulence, la saturation du sol en phosphore, et le brassage printanier (Chevalier, 2000).

En milieu urbain, on retrouve le phosphore notamment dans les usages domestiques : savons, détergents, boissons gazeuses, mais également dans certaines activités industrielles telles que la production photographique et certains ciments. Au Québec, ces composés sont également retrouvés sous forme de phosphates dans les secteurs de la chimie organique, de la transformation du métal et du textile (détergents), et sous forme de phosphore dans le secteur agro-alimentaire.

3.3 Les matières en suspension

Avant de poursuivre à la prochaine étape, portant plus spécifiquement sur l'état de la situation législative au Québec quant au traitement des eaux usées, il serait important de mentionner que ces contaminants, d'origine organique et inorganique, peuvent se retrouver sous deux formes principales : matières dissoutes ou matières en suspension. Ces dernières, connues sous l'acronyme MES, sont des descripteurs physiques de la qualité de l'eau, et leur présence peut affecter celle-ci de diverses manières.

Les MES se composent de matières organiques et inorganiques dont la granulométrie est supérieure à 1 micron (un millionième de mètre) : particules de limon, de sable, de matière organique, de plancton et autres organismes microscopiques morts ou vivants qui ne sont pas dissous dans l'eau (Chevalier, 2000). Elles proviennent en grande partie de l'érosion et de la dénaturalisation des berges, elles peuvent augmenter la turbidité de l'eau et avoir un impact sur la faune aquatique. La turbidité diminue la capacité optique de l'eau à diffuser et à absorber la lumière, engendrant conséquemment une diminution de la croissance des plantes submergées (Chevalier, 2000). En ce qui touche la faune aquatique, si la concentration en MES est trop élevée, les branchies des organismes aquatiques risquent de se colmater. Elle occasionne aussi certains problèmes aux frayères. De plus, tel que mentionné précédemment à la page 28, certains composés, comme les métaux, mais aussi les nutriments, ont une affinité à se coller aux particules en suspension leur permettant, via ces dernières, d'entrer plus aisément dans le milieu aquatique.

Lorsque les MES sont en trop grande quantité, la qualité de l'eau de consommation pour l'être humain est diminuée en raison de la réduction de la capacité de désinfection des usines de filtration d'eau potable. Les valeurs typiques pour une rivière polluée oscillent entre 5 et 40 mg/L alors que dans une eau d'égout, elles se situent entre 100 à 500 mg/L (Chevalier, 2000). Au Québec, outre le ruissellement, les sources anthropiques répertoriées sont, à prime abord, le secteur industriel. Certaines entreprises telles que celles du secteur de la chimie organique, de la transformation du métal, de l'agro-alimentaire et de la transformation du bois, fournissent une quantité considérable de MES. Aussi, l'utilisation d'abrasifs sur les routes en hiver augmente la charge de particules ruisselée vers le système hydrique, accroissant inévitablement la concentration de matières en suspension.

CHAPITRE 4

L'ÉTAT DE LA SITUATION AU QUÉBEC

4.1 La problématique des effluents municipaux

Au Québec, bien que 98% de la population soit raccordée à un réseau d'égout collectif, tous ne conduisent pas nécessairement les eaux usées vers une station d'épuration, et peuvent également, dans certains cas, ne couvrir qu'une partie de la municipalité (fig. 4.1, p. 43). En plus de la méconnaissance de l'état de la qualité des réseaux, surtout dans les municipalités localisées à l'extérieur des grands centres urbains, près du tiers des collectivités, essentiellement des petites agglomérations, ne sont pas équipées d'un système collectif de collecte des eaux usées (Association des biologistes du Québec, 1999).



Figure 4.1 : La station d'épuration des eaux usées de la ville de Québec (source : www.pomerleau.ca).

Selon l'Association des biologistes du Québec (1999), la plupart des réseaux d'égout municipaux construits avant la fin des années 1960 sont de type unitaire. Présents dans la majorité des grandes villes canadiennes comme Montréal, ces réseaux, véhiculant les eaux usées domestiques et pluviales dans la même conduite, sont construits en fonction de calculs rigoureux quant à la quantité d'eau par seconde entrant dans le système par temps sec. Acheminant qu'une certaine quantité d'eau, ils sont munis de structures de régulation de débit leur permettant d'évacuer le trop plein lors d'orages forts et de la fonte printanière. Par conséquent, cette surcharge d'eau est directement déversée dans le milieu aquatique sans aucun traitement. Au Québec, en 2005, le nombre de débordements total, pour 46% des ouvrages équipés d'enregistreurs ayant été évalués, est de 29 649, équivalant à une durée de 315 928 heures (Ministère de l'Environnement, 2005). Parfois, dans bon nombre de

municipalités, les égouts ne suffisant pas, peuvent alors s'ensuivre des refoulements dans les rues et les sous-sols (BAPE, 1998).

Afin de remédier à ces problèmes de débordements et de refoulements des eaux usées, l'Association des biologistes du Québec (1999) juge nécessaire que les municipalités prévoient un budget de réfection de leurs réseaux d'égouts pour changer, d'ici 20 ans, tous les réseaux de type unitaire par des réseaux de conduites séparées. Isolant ainsi les eaux sanitaires des eaux pluviales, le réseau d'égout d'eaux usées est limité à des quantités prévisibles d'eau, alors que les égouts pluviaux acceptent des volumes variables occasionnés par les pluies et la neige.

Cependant, cette solution n'exempte pas toute contamination hydrique. Afin d'éviter les débordements et les refoulements des eaux sanitaires, les réseaux pluviaux renvoient directement les eaux de ruissellement, sans traitement, dans les cours d'eau. Comme les travaux de construction se sont faits largement après les années 1980 pour la plupart des petites municipalités, les réseaux, si existants, sont donc habituellement séparés. En ce qui concerne les collectivités qui n'ont pas de système de traitement de leurs eaux usées ou qui traitent uniquement les eaux sanitaires, celles-ci ne possèdent tout simplement pas de réseaux pluviaux ou bien ceux-ci sont alors primitifs.

4.1.1 Un bref historique

À partir des années 1950, les gouvernements provincial et fédéral se sont engagés financièrement dans la résorption des problèmes liés à l'eau usée par le biais de programmes d'assistance financière destinés aux municipalités. Ainsi, entre 1978 et 2002, une somme de 7 milliards avait été consacrée par le gouvernement du Québec à la question des eaux usées sur le territoire, représentant 85% de la contribution gouvernementale. Bien que l'Assemblée nationale ait attribuée à prime abord les responsabilités de la gestion de l'eau du Québec au Ministère de l'Environnement, plusieurs mandats ont passé, avec le temps, aux mains de d'autres ministères. Par conséquent, ce transfert des tâches entraîna un manque de coordination nationale et un partage diffus des responsabilités en matière de gestion de l'eau sur le territoire : une déresponsabilisation de certains acteurs à l'égard de l'eau et à la dégradation de sa qualité.

Ainsi, en 1978, le *programme d'assainissement des eaux usées du Québec* (PAEQ) fut administré par le Ministère des Affaires municipales et de la Métropole (MAMM), dont le mandat est de s'assurer de la bonne administration municipale. Ce programme permit à nombreuses municipalités de se doter d'un système d'assainissement des eaux usées municipales puisque, avant son existence, seulement 2% de la population québécoise les traitait. Par la suite, en 1995, un second programme, le *programme d'assainissement des eaux municipales* (PAEDM), releva le défi de raccorder à un système d'épuration, avant l'an 2000, 98% de la population. Ces deux programmes permirent de réaliser un bond exceptionnel en matière d'assainissement des eaux usées sur le territoire québécois. Ainsi, la problématique des eaux usées municipales, qui était alors très déficiente avant les années 80, semblait résolue. Cependant, il reste qu'en 1995, plusieurs endroits n'étaient pas encore desservis par une usine de traitement et continuaient à déverser leurs eaux usées dans le système aquatique. Cette situation visait plus spécifiquement les petites municipalités. Or, afin de remédier à ces différences en terme de répartition des installations de traitement sur le territoire et ainsi atténuer les inégalités sociales entre les municipalités, un nouveau programme fut mis sur pied en 1998, le *Programme les Eaux Vives du Québec* (PEVQ). Ce dernier avait comme objectif d'aider les collectivités de moins de 5 000 habitants à acquérir des infrastructures d'assainissement de base.

Toutefois, malgré ces investissements financiers ayant grandement favorisé l'amélioration de la qualité de l'eau des milieux aquatiques sur le territoire, certains problèmes persistent, notamment dans les petites municipalités. Alors que certaines font face à des problèmes de gestion, d'autres ne possèdent pas encore d'équipements. Les collectivités les plus touchées sont habituellement localisées à l'extérieur des grands centres urbains. Au Québec, les 140 municipalités ne traitant pas leurs eaux usées et les 500 autres ne possédant aucun système d'égouts collectifs se retrouvent majoritairement dans les régions de la Côte-Nord, de l'Abitibi-Temiscamingue et du Centre du Québec (BAPE, 1998).

Ces problèmes d'inégalité sont souvent liés à des questions économiques et techniques. L'absence de financement pour la réalisation des installations de traitement des eaux usées et le manque d'expertise qualifiée pour l'entretien et l'exploitation de ces systèmes sont à l'origine de ces différences.

4.1.2 L'absence de financement

Bien que le PAEQ et le PADEM aient permis à bon nombre de municipalités de faire l'acquisition d'équipements, le PEVQ, visant les petites municipalités de moins de 5 000 habitants, fut, quant à lui, malheureusement victime de son succès : les demandes des municipalités surpassèrent rapidement le budget du programme. Notons que ces communautés regroupent 22% de la population et représentent 85% des municipalités du Québec (BAPE, 1998).

En raison du nombre souvent restreint d'habitants dans ces municipalités, les coûts reliés à ces systèmes s'avèrent proportionnellement beaucoup plus chers que ceux attribuables aux municipalités de taille plus importante. En effet, les coûts de construction d'une usine de traitement des eaux usées passeraient de 1 000\$/habitant pour une grande municipalité à 3 000\$/habitant pour une petite, et pour les coûts d'entretien annuel, les montants seraient de 20\$ et 75\$ respectivement (BAPE, 1998). Aussi, même si certaines d'entre elles, visées par le programme, ont bénéficié d'une aide financière, la grande majorité des responsabilités à l'égard de la gestion de ces systèmes leur revient. En effet, tout comme l'ensemble des municipalités sur le territoire, elles doivent planifiées, financées, et contrôlées les activités relatives aux services d'eau.

«Les municipalités détiennent, en vertu des lois qui les régissent, un ensemble de pouvoirs sur leur territoire en matière d'approvisionnement et de distribution de l'eau potable, de collecte et de traitement des eaux usées et de protection contre la pollution des eaux» (Ministère de l'Environnement, 2006).

Propriétaires et responsables de l'exploitation des usines de filtration, des stations d'épuration et des réseaux d'aqueduc et d'égout, les petites municipalités sont ainsi prises avec une charge considérable de responsabilités. Et alors que le gouvernement vérifie le respect des normes touchant l'eau potable et la qualité des rejets des eaux usées, la planification et le financement des services d'eau, ainsi que la performance environnementale, l'entretien et la réfection des équipements municipaux sont du ressort des municipalités. Pour les petites municipalités, cette surcharge de tâches contribue inévitablement à l'augmentation des risques quant à la performance épuratoire des stations (BAPE, 1998). De ce fait, très souvent incapables d'accumuler des surplus monétaires, ces petites collectivités négligent la réfection

des installations et des réseaux. Elles manquent d'argent, de personnel et de formation pour accomplir toutes leurs fonctions et y échouent fréquemment (BAPE, 1998).

Ceci étant dit, ces contraintes : les responsabilités accrues et l'absence de surplus monétaire, engendre un second problème : plusieurs stations ne fonctionnent pas adéquatement ou dénotent, après quelques années d'exploitation, de sérieux problèmes quant à leurs performances épuratoires.

4.1.3 Le manque d'expertise technique

Bien que les municipalités touchées par les programmes aient profité d'une assistance technique, administrative et financière à toutes les étapes du projet, aucun support n'est fourni lors de l'exploitation du système. Les municipalités sont alors entièrement responsables du bon fonctionnement de ces installations : «les connaissances académiques de base des opérateurs sont souvent insuffisantes et la formation sur le tas demeure la seule avenue pour améliorer la maîtrise des opérations» (BAPE, 1998). Ainsi, ce manque d'entretien et cette incapacité d'exploiter correctement le système auraient entraîné une détérioration prématurée dans le cas de nombreuses installations pour lesquelles il aurait fallu réinvestir des sommes importantes (BAPE, 1998).

Au Québec comme au Canada, même si elles réussissent à se procurer ces systèmes, les petites municipalités éprouvent tout de même un sérieux embarras quand vient le temps de moderniser, d'accroître ou de remplacer les systèmes défaillants (CCME, 2003). Selon l'Association des biologistes du Québec (1999), beaucoup d'installations d'épuration ne sont pas performantes et environ 33% n'avaient pas, en 1997, l'avis de conformité répondant aux exigences prescrites par le Ministère de l'Environnement du Québec. Soulignons également que la plupart de ces systèmes de base n'ont pas de traitement tertiaire, ni bactérien (secondaire), rendant ainsi peu efficace la réduction de plusieurs contaminants. Or, une mauvaise gestion des installations risque de causer des problèmes environnementaux, et conséquemment, des impacts sur la santé humaine des habitants de ces régions.

Afin de bien cerner la situation des petites municipalités affectées par ces contraintes d'ordre financière et technique, il sera question, dans la prochaine section, d'illustrer quelques exemples. À prime abord, deux cas touchant les régions de la Côte Nord et du Nord du

Québec seront explicités de manière détaillée. Ensuite, quelques données statistiques des autres régions seront présentées, notamment de la Gaspésie et des Îles de la Madeleine, du Centre du Québec et de l'Abitibi-Témiscamingue. Finalement, la situation des Autochtones habitant les réserves, pris avec des problèmes semblables mais quelque peu différents, sera brièvement mentionnée.

4.1.4 La situation alarmante des petites municipalités isolées

En premier lieu, dans la région de la Côte Nord, les habitants de plusieurs petites villes : Tadoussac, Sainte-Anne-de-Portneuf, Chutes-aux-Outardes, Rivière-Pentecôte et Havre-Saint-Pierre, rejettent leurs eaux usées non traitées directement dans les cours d'eau. Sur le territoire de la Basse Côte Nord, en raison de l'absence complète de réseaux d'égouts, les eaux sont déversées dans divers milieux : affleurements rocheux ou sableux. Desservir la population de la ville de Saint-Augustin, la plus peuplée avec ses 650 habitants en excluant le secteur indien, reviendrait à 8,8 millions, c'est-à-dire à 10 000\$/habitant. Bien que la Table des préfets des municipalités régionales de comté (MRC) reconnaisse que le gouvernement finance jusqu'à 85-90% du total de la facture, 10% d'un million représente, pour une petite municipalité, une somme considérable. Conséquemment, ces municipalités n'ont pas les moyens financiers de posséder de telles installations (BAPE, 1998).

Pour remédier à cette situation, le programme prévoit consulter un député afin que celui-ci cible une municipalité potentiellement admissible au programme. Cette décision demeure délicate et complexe en raison des nombreux cas d'insalubrité reliés à la problématique des eaux usées de cette région. De plus, le choix d'une municipalité risque de créer des tensions entre les populations et les représentants des MRC. Ainsi, tel que le mentionne le député de la circonscription de Duplessis : «Et quand le sort va déterminer la municipalité, je vais me faire tuer par l'ensemble des autres municipalités!» (BAPE, 1998). Aussi, l'installation de ces équipements nécessite, en plus d'une réserve financière, une expertise technique. De ce fait, le Conseil régional de l'environnement et le Comité de zone d'intervention prioritaire (ZIP) de la Côte Nord et du Golfe réclame, outre l'aide financière pour les petites municipalités, un soutien nécessaire à la formation des opérateurs municipaux et un suivi sanitaire rigoureux et constant : « Toute politique de l'eau doit être étendue jusqu'à la limite de Blanc-Sablon [...] s'assurer que ces gens-là ont le même traitement que tous les autres » (BAPE, 1998).

Dans la région du Nord du Québec, la majorité des habitants des petites villes, soit 92%, sont desservis par un réseau. Parmi ceux-ci, 83% traitent leurs eaux usées. Toutefois, les localités non desservies, soit la ville de Chapais, comptant environ 2 000 habitants, renvoie directement ses eaux dans l'environnement. La Commission sur la gestion de l'eau mentionne dans son rapport que celle-ci avait fait une demande pour un projet d'assainissement des eaux d'une valeur de 6,8 millions dans le cadre du PADEM en 1995. Toutefois, la demande n'a pas été retenue. Et encore une fois, tout comme le Comité de la Côte Nord et du Golf, la ville de Chapais dénonce le manque d'aide financière aux petites municipalités et l'absence de support technique.

Ensuite, du côté de la Gaspésie et des Îles de la Madeleine, la situation s'avère alarmante. Alors que 67% de la population est desservie par un réseau d'égout, seulement 40% des Gaspésiens et 37% des habitants des Îles de la Madeleine sont raccordés à une station d'épuration des eaux usées. De plus, nombreuses installations septiques sont déficientes et manquantes (BAPE, 1998). Heureusement, les données fournies par la Commission pour le Centre du Québec sont plus rassurantes. On estime qu'environ 70% de la population est raccordée à un réseau dont 97% devait, à la veille de l'an 2000, bénéficier finalement d'un système de traitement. Finalement, on suppose qu'en Abitibi-Temiscamingue, 70% des habitants sont raccordés à un réseau dont 91% de ces eaux subiraient un traitement.

4.1.5 La situation autochtone

Le cas des Autochtones vivant dans les réserves est particulier puisque ces communautés sont confrontées à la fois aux normes québécoises et canadiennes : chaque palier possède ses normes, exigences et recommandations propres. Ainsi, si les eaux usées sont rejetées à l'extérieur de la réserve, la qualité des effluents doit respecter les normes québécoises : «alors que le gouvernement fédéral prescrit un traitement secondaire pour les eaux usées des réserves, la municipalité voisine peut n'être tenue qu'à un traitement primaire en fonction des caractéristiques du milieu récepteur» (BAPE, 1998).

Le Ministère des Affaires indiennes et du Nord du Québec (MAINC) subventionne la conception, la construction et l'exploitation des systèmes d'approvisionnement en eau potable et d'épuration des eaux usées dans les réserves. Mais depuis le transfert des responsabilités administratives aux Première Nations, ce sont, tout comme les municipalités

québécoises, les habitants des réserves qui assument les responsabilités des services en eau: planification des besoins communautaires et établissement des plans d'investissements nécessaires en matière d'infrastructures pour l'eau potable et les eaux usées dans les zones urbanisées (BAPE, 1998). Les communautés doivent également garantir l'exploitation et l'entretien de leurs systèmes. Le rapport de la Commission royale sur les peuples autochtones soulignait à cet égard que :

«Le transfert de la responsabilité des services aux collectivités semble avoir créé un hiatus, car le gouvernement [fédéral] s'est retiré de ce domaine sans veiller à ce que les collectivités aient les connaissances, les ressources et les compétences nécessaires pour prendre le relais» (Commission royale sur les peuples autochtones, 1996, vol. 3, BAPE, 1998).

De plus, bien que la qualité des installations soit comparable à celle retrouvée dans les municipalités québécoises, les pressions exercées par la croissance démographique importante dans les réserves causent certaines complications. La surcharge grossissante du volume d'eau à traiter par les infrastructures risque de compromettre le traitement. Ces communautés constituent le segment de la population canadienne qui connaît le plus haut taux de croissance avec une estimation de 2,7% dans les réserves entre 1996 et 2000 (BAPE, 1998).

Ceci étant dit, pourrait-on se demander si ces systèmes complexes et coûteux, ayant coûtés des milliards, ne sont peut-être pas appropriés pour les petites municipalités et les réserves indiennes?

«Certaines petites municipalités posent des défis particuliers parce que, d'une part, les solutions individuelles sont inaccessibles ou inadéquates et que, d'autre part, les solutions collectives coûtent trop cher et dépassent les normes de financement établies par les programmes, par exemple le programme Les eaux vives du Québec» (BAPE, 1998).

Contraintes, ces communautés doivent alors envisagées d'autres alternatives efficaces et durables pour l'assainissement de leurs eaux usées afin de maintenir les objectifs de qualité du milieu récepteur. Et bien que le gouvernement du Québec se soit engagé, d'ici 2007, à permettre à une cinquantaine de petites municipalités d'obtenir des systèmes d'assainissement de leurs eaux usées, la Commission sur la gestion de l'eau au Québec mentionne, dans son rapport, que le MAMM doit poursuivre sa quête pour de nouvelles

technologies appropriées aux petites municipalités urbaines et applicables au contexte québécois.

De plus, pour certaines municipalités, le problème de la gestion des eaux usées municipales s'étend bien au-delà du traitement des eaux domestiques. Un autre enjeu majeur demeure, contrecarrant très souvent les efforts émis par la communauté pour le traitement de ses eaux. Le déversement des rejets industriels, notamment en provenance des petites et très petites industries dans le réseau municipal, relève d'un défi de taille pour les municipalités, responsables de faire respecter le bon déroulement de ces opérations.

4.2 La problématique des effluents industriels

Au Québec, la connaissance des rejets industriels est partielle et fragmentaire, et hormis les mesures prises par le groupe action Saint-Laurent dans la région métropolitaine de Montréal et de quelques rares municipalités, les établissements industriels de plusieurs régions, non réglementés et comptabilisés à 1 300, n'ont fait l'objet d'aucun programme d'intervention préventive systématique depuis le début des années 90 (BAPE, 1998). Parmi ces industries localisées à l'extérieur de la communauté urbaine de Montréal (CUM), 800 d'entre elles rejettent leurs effluents dans un réseau d'égout municipal. Ces rejets partiellement ou non traités peuvent entraîner des problèmes de pollution toxique en plus de compromettre le traitement de l'usine d'épuration municipal, non adaptée à la plupart des types de contaminants retrouvés dans les effluents industriels.

Avant de poursuivre avec la problématique des rejets industriels dans le système municipal, un bref historique, quant à la réglementation, permettra de cerner davantage pourquoi une telle situation subsiste au Québec.

4.2.1 Un bref historique

Conjointement avec le volet municipal, le PAEQ, à compter de 1978, et ce jusqu'au début des années 1990, a réalisé, auprès de tous les établissements industriels localisés à l'extérieur du territoire de la CUM, une intervention systématique spécifique. Afin d'être sélectionnés, les établissements devaient générer des rejets problématiques et n'appartenir ni aux deux secteurs réglementés : les secteurs des pâtes et papiers et du raffinage de pétrole, ni au secteur

minier soumis à une directive ministérielle. Ainsi, pendant plus de 10 ans, soit entre 1978 et 1988, le PAEQ mobilisa des ressources importantes à l'intérieur du Ministère pour les deux volets municipal et industriel. Ce dernier programme fut réalisé par une équipe englobant une trentaine de professionnels et de techniciens. Mais en 1992, l'ensemble des dossiers des industries fut, dans un premier temps, confié aux directions régionales du Ministère pour ensuite être, en 1994, retransmis au PAEDM, successeur du PAEQ, c'est-à-dire aux municipalités. Ce changement dans le programme d'intervention, survenu à partir de 1988, fut la conséquence de la mise sur pied d'un nouveau programme conjoint entre le gouvernement fédéral et provincial, intervenant auprès d'une cinquantaine d'industries majeures : le plan d'action Saint-laurent, qui prit la relève du PAEQ.

Ainsi, au milieu des années 90, soit plus précisément en 1995, date de la parution du document relatif à l'assainissement des eaux industrielles du Ministère de l'Environnement du Québec, 15 000 établissements industriels et manufacturiers, non réglementés, étaient établis au Québec dont un quart sur le territoire de la CUM. 2 100 d'entre eux ont été classés comme ayant des rejets significatifs en terme de contamination des eaux. Parmi ceux-ci, 500, étant hors réseaux, déversent leurs effluents de manière directe dans l'environnement, alors que 1 600 de manière indirecte via les réseaux d'égouts municipaux. Parmi ces 2 100, 800 sont sur le territoire de la CUM et 1 300 sont situés à l'extérieur. Cette absence dans la poursuite du volet industriel des établissements localisés à l'extérieur de la CUM risque de compromettre tous les efforts entrepris au cours de la décennie en matière d'assainissement industriel, mais également municipal. Il s'agit d'un processus évolutif qui ne doit pas être abandonné puisque les industries sont sujettes à des changements au niveau du type et du volume de production. «La performance des systèmes de prétraitement ou de traitement peut donc connaître des variations importantes, susceptibles de se traduire par des rejets excessifs de contaminants, si les ajustements nécessaires ne sont pas apportés en temps voulu» (Environnement Québec, 1995).

Depuis la réglementation à l'égard des secteurs des pâtes et papiers et du raffinage de pétrole, et de la directive ministérielle quant au secteur des mines, aucun décret n'a été imposé sur les autres secteurs industriels dont la pollution n'est certainement pas négligeable. À titre de comparaison, soulignons seulement que 9 secteurs sont réglementés en Ontario et 49 aux États-Unis (BAPE, 1998). De plus, les industries établies avant l'entrée en vigueur de la loi

sur la *Qualité de l'environnement*, en 1972, n'ont aucune norme à respecter quant à leurs rejets et, ce, en toute l'égalité.

«Depuis 1972, en vertu de l'article 22 de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, «nul ne peut ériger ou modifier une construction, entreprendre **l'exploitation d'une industrie** quelconque, l'exercice d'une activité ou **l'utilisation d'un procédé industriel** ni augmenter la **production d'un bien** ou d'un service s'il est susceptible d'en résulter une émission, un dépôt, un dégagement ou un rejet de contaminants dans l'environnement ou une modification de la qualité de l'environnement, à moins d'obtenir préalablement du ministre un certificat d'autorisation» (Environnement Québec, 1995).

Cette négligence se fit d'ailleurs nettement ressentir auprès des participants lors de la séance du BAPE sur la gestion de l'eau. Ceux-ci ont clairement critiqué le retard dans la mise en œuvre du Programme de réduction des rejets industriels (PRRI) et l'insuffisance des mesures règlementaires, ainsi que la nécessité pour les municipalités d'adopter un règlement efficace pour obliger les entreprises à assainir leur effluent avant le rejet au réseau municipal.

4.2.2 Les déversements toxiques dans les égouts municipaux

Les décharges considérables de ces industries vers les systèmes municipaux peuvent, en cas de traitement non correctement ajusté ou absent, rejeter certains contaminants toxiques de nature organique et inorganique, qui sont entraînés vers les usines d'épuration municipale, et qui pourraient empêcher le fonctionnement de ces usines de traitement.

L'absence de contrôle sur ces rejets industriels dans les réseaux d'égouts est d'autant plus critique qu'aucune mesure quant aux substances toxiques organiques et inorganiques rejetées par les effluents municipaux n'est exigée. En effet, les polluants pris en compte dans l'assainissement des eaux usées municipales sont la contamination fécale et la charge globale des cours d'eau en ce qui a trait à la matière organique, la demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅), aux MES et au phosphore (Ministère de l'Environnement, 2006). Cette situation dramatique fait en sorte que ces contaminants toxiques, si non traités au préalable par des systèmes de prétraitement, se retrouvent dans les sédiments de nos cours d'eau, dans les boues des usines d'épuration servant parfois à l'épandage agricole, ou encore dans les cendres des incinérateurs qui, à leur tour, les dispersent dans l'atmosphère, ne faisant ainsi que déplacer le problème.

De plus, outre la charge de contaminants, la quantité d'eau, générée par certaines de ces industries et acheminée vers les réseaux, peut surpasser la capacité d'accueil du système municipal. Notons que la seule région sur le territoire québécois à avoir intégrée le volet urbain et industriel visant les rejets industriels et à effectuer un suivi serré du milieu est la CUM. Quoique cette région soit certainement la plus touchée par l'activité industrielle et donc la plus à risque, les autres industries non réglementées, comptabilisées à 1 300 dont 800 établissements rattachés à un réseau municipal, ne sont pas sans suites sur l'environnement des autres régions (fig. 4.2, p. 54).

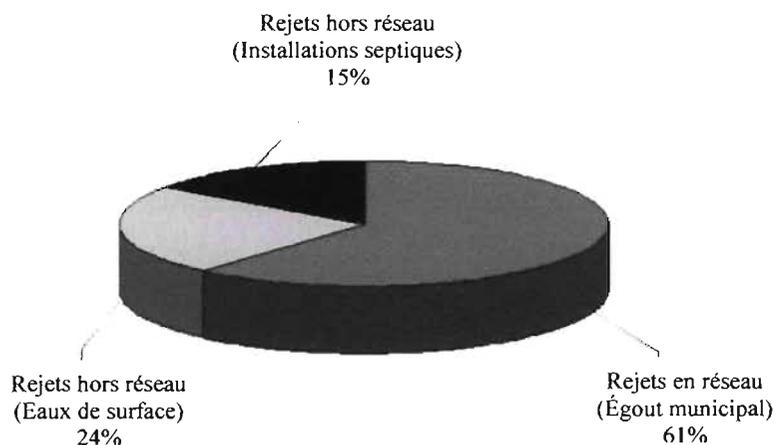


Figure 4.2 : Graphique illustrant les lieux de rejets des diverses industries localisées à l'extérieur de la CUM (source : Environnement Québec, 1995).

Depuis le début des années 1980, les municipalités participantes au programme ont été incitées, dans le cadre du PAEQ, à se doter d'une réglementation municipale visant à contrôler les rejets non domestiques, notamment ceux d'origine industrielle, dans leurs réseaux (Environnement Québec, 1995). Ceci leur permettait de détenir un certain pouvoir d'intervention afin de réduire les risques de contamination des eaux de surface ou de perturbation du fonctionnement de l'usine d'épuration des eaux municipales. Cependant, bien que nombreuses municipalités aient adhéré au règlement du PAEQ quant aux rejets industriels dans le système municipal, le degré d'application à ce dernier est malheureusement très aléatoire, et ce en raison d'une insuffisance de ressources techniques et financières pour le faire appliquer (BAPE, 1998).

Cette problématique concerne surtout les petites et très petites industries dont les équipements de prétraitement sont monétairement et techniquement, difficilement

accessibles. En effet, la majorité des petits établissements ainsi qu'une minorité d'entreprises de taille moyenne ne possèdent aucune installation pour le traitement de leurs effluents usés (BAPE, 1998).

4.2.3. Le cas des petites industries

D'une manière générale, en ce qui concerne ces 1 300 industries, une amélioration est très encourageante pour les grandes et moyennes industries mais l'est nettement moins pour les petites et les très petites (fig. 4.3, p. 55). Cette situation déficiente peut s'expliquer par deux facteurs principaux : les capacités financières limitées et les défis techniques.

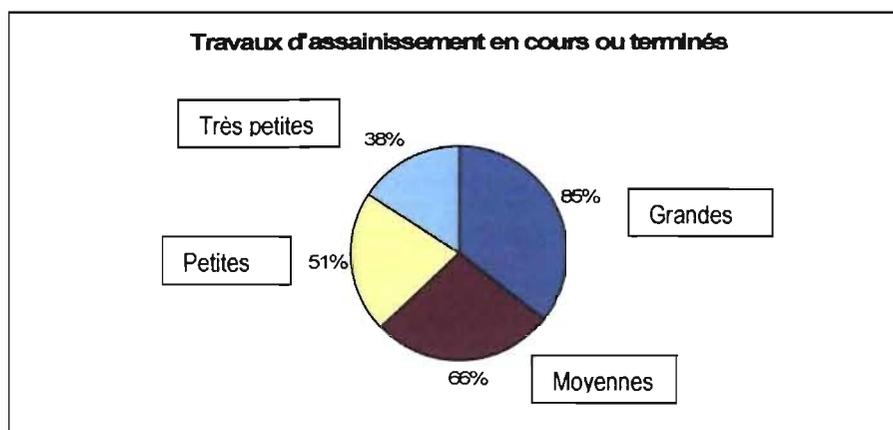


Figure 4.3 : Graphique démontrant le pourcentage des travaux d'assainissement en cours ou terminés selon la taille de l'industrie hors CUM (source de données : Environnement Québec, 1995).

Dans les limites du terrain, l'entreprise prend à charge tous les travaux et les frais d'exploitation d'assainissement. Ainsi, il peut s'avérer difficile, pour ces petites industries, d'entretenir un système de traitement biologique alors que leur production est irrégulière. Mais si connectées à un réseau, elles profitent des subventions gouvernementales accordées aux systèmes municipaux, mais sont appelées à participer aux frais non acquittés par une répartition des coûts. Cet avantage fait en sorte que les moyennes, petites et très petites entreprises raccordées à un réseau d'égout municipal dénote un taux d'assainissement et un degré d'avancement des travaux plus élevés que celles situées hors réseaux (fig. 4.4, p. 56).

Ces différences sont dues à l'effet d'entraînement incité par la réalisation simultanée des ouvrages d'assainissement municipaux dans le volet municipal du PAEQ et par la nature

même des travaux requis qui, le plus souvent, consistent en des prétraitements. Ces mesures de contrôle interne et de prétraitements permettent que leurs effluents soient compatibles avec le procédé du traitement municipal, et qu'ils soient ainsi traités efficacement.

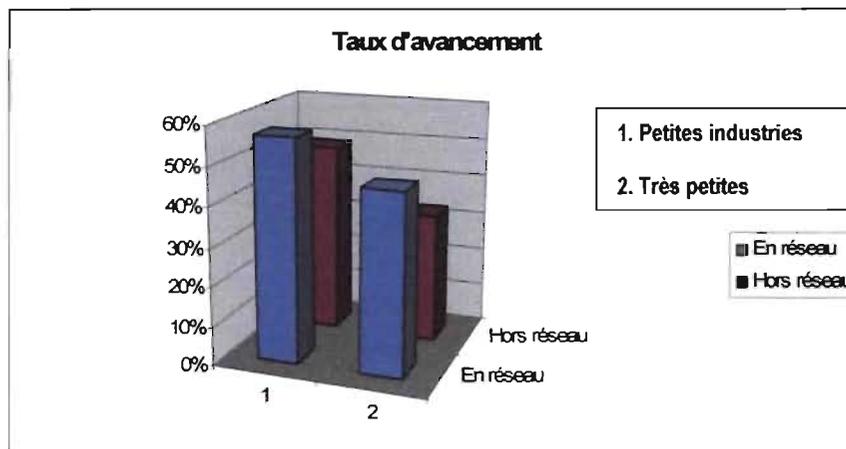


Figure 4.4 : Graphique illustrant la comparaison entre les taux d'avancement en matière d'assainissement pour les effluents usés des très petites et des petites industries en réseau et hors réseau (source de données : Environnement Québec, 1995).

Cependant, notons que toutes les industries rattachées à un réseau n'ont pas nécessairement leurs effluents traités. Seulement 77% aboutissent à une station d'épuration municipale en service, et seulement la moitié d'entre elles avait réalisé ses travaux d'assainissement ou était en train de le faire en 1995 (Environnement Québec, 1995). À cet égard, soulignons que nombreux secteurs ont des décharges comprenant des métaux lourds, des huiles et des graisses, du phosphore, de l'azote, une quantité souvent considérable de matière en suspension et de composés organiques dissous. L'absence de réglementation rigide et de traitement adéquat risque d'entraîner un dysfonctionnement de l'usine, souvent réduite à des équipements de base.

La section suivante donnera un bref aperçu des secteurs industriels non réglementés dont les rejets ont été jugés significatifs par Environnement Québec (1995) quant à leurs effets sur l'environnement, la santé humaine et l'efficacité épuratoire des usines municipales de traitement.

4.2.4 Les secteurs industriels problématiques situés hors CUM

Parmi ces secteurs, six ont été retenus : les secteurs de la chimie organique, de la transformation du métal, de l'agro-alimentaire, du textile, de la transformation du bois et des «industries diverses». Aussi, les taux d'assainissement cités ci-dessous touchent les industries dont les travaux étaient terminés ou en cours en 1995, et qui sont majoritairement rattachées à un réseau municipal.

Premièrement, les industries du secteur de la chimie, principalement organique, sont, quant à elles, pour la majorité en réseau, soit plus de 70%. Le pourcentage d'assainissement est relativement faible surtout en ce qui a trait aux petites industries qui n'avaient, pour la majorité, pas encore défini leurs travaux d'assainissement en 1995. Cette industrie produit en outre des explosifs, des résines synthétiques, des pigments, des teintures, des produits pharmaceutiques, des parfums, des huiles, des produits en plastique et en caoutchouc nécessitant normalement un traitement biologique. De même, 80% des industries du secteur de la transformation du métal sont rattachées à un système d'égout municipal pouvant affecter directement les performances du traitement.

Par la suite, les 509 industries du secteur agro-alimentaire ont été jugées significatives quant à leurs rejets. Plus de la moitié sont en réseaux. Ces industries englobent surtout la transformation du lait et de la viande, des fruits, des légumes, des poissons et des crustacés, et peuvent efficacement être épurées à l'aide d'un traitement biologique. Notons que les très petites et petites industries comptent à elles seules 70% des établissements. Aussi, 90% des établissements du secteur du textile sont situés en réseau. On y retrouve les industries de filage, de teinture de fibre, d'impression de tissus, de lavage de tissus et de tanneries. Celles-ci requièrent également un traitement secondaire. Le secteur de la transformation du bois, quant à lui, réunit des activités telles que la préparation des articles de bois et le sciage de bois. Ce secteur est surtout problématique en ce qui a trait aux eaux de drainage.

Finalement, le secteur des industries diverses comprend les activités suivantes : la pierre concassée, du béton de ciment, des briques, des dalles, du béton bitumineux; la fabrication de boîtes pliantes et du papier peint; les imprimeries; les fabricants de skis, de verre, de fibre de verre; les installations produisant de l'énergie, etc. Ces industries sont, encore une fois, pour la majorité, en réseau.

Le secteur de la métallurgie primaire, autre secteur problématique, n'est pas mentionné en raison de son taux très peu important quant au nombre d'industries en réseau. En effet, normalement, il n'y a qu'un petit nombre de très grands établissements.

Taille des industries	Chimie organique	Transformation du métal	Agro-alimentaire	Textile	Transformation du bois	Industries diverses
Très petites	39%	62%	51%	40%,	N/A	13%
Petites	63%	55%	60%	48%	63%	44%
Moyennes	67%	73%	65%	69%	55%	79%
Grandes	63%	N/A	83%	73%	N/A	67%

Tableau III : Une synthèse des taux d'assainissement des industries situés en réseaux et hors CUM, par secteur et par taille d'industries (source de données : Environnement Québec, 1995).

Comme démontré ci-dessus, il est vrai que les entreprises industrielles contribuent largement à la contamination toxique des ressources aquatiques (tab. III, p. 58). Mais la performance relativement faible des systèmes de traitement des eaux usées à traiter les substances toxiques organiques et inorganiques fait en sorte que l'eau douce du territoire se voit contaminée par des centaines de substances que l'on utilise également dans nos activités quotidiennes normales : le lavage, les repas, le ménage, l'entretien de la pelouse et du jardin, ainsi que la conduite automobile. Ceci étant dit, cette contamination provient de diverses sources. «La plupart des produits chimiques toxiques sont rejetés directement dans nos cours d'eau sous forme de déchets, mais un grand nombre pénètre aussi dans l'eau à la suite de leur utilisation quotidienne à la maison, en agriculture et dans l'industrie» (Environnement Canada, 2006).

La problématique de la gestion des eaux usées municipales, et par le fait même des eaux industrielles dans plusieurs cas, est intimement liée à celle de la consommation d'eau : l'effet du traitement des usines de filtration pour la production d'eau potable est essentiellement dépendant de la qualité de l'eau d'approvisionnement en provenance des rivières, du fleuve ou des ressources souterraines. Notons que contrairement à ces dernières, les eaux de surface ne relèvent d'aucune mesure de protection. En terme de consommation, cette situation n'est pas sans risques sur la santé humaine.

4.3 L'incidence d'une mauvaise gestion sur l'eau potable

Outre les répercussions environnementales, récréatives et esthétiques liées à la pollution des eaux, les eaux de surface polluées peuvent représenter un danger réel pour la population québécoise. 80% y puise sa source d'eau potable journalière. Ainsi, une bonne gestion des eaux résiduelles devient un enjeu prioritaire d'autant plus que les usines de filtration des eaux possèdent certaines lacunes quant à leur efficacité et aux risques associés aux dépassements du niveau des normes de traitement (fig. 4.5, p. 59).

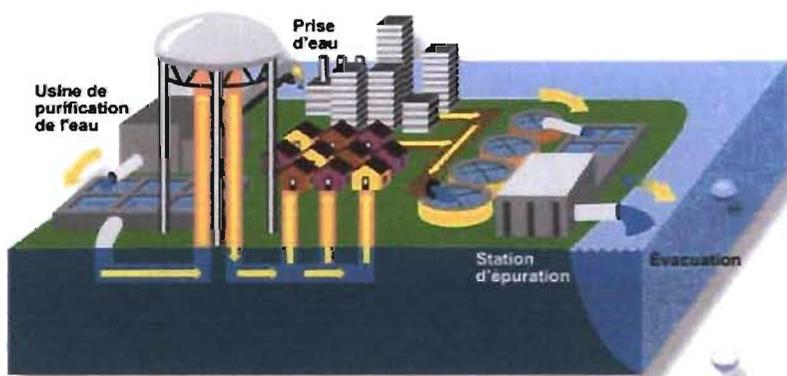


Figure 4.5 : Le cycle de l'eau urbain, rejet et consommation (source : www.vertigo.uqam.ca).

4.3.1 La réglementation de l'eau potable

Depuis 2001, un nouveau programme sur la qualité de l'eau potable au Québec fut mis en vigueur, remplaçant finalement celui de 1984. Afin d'améliorer la situation déplorable de la surveillance de la qualité de l'eau potable, les nouvelles exigences réglementaires subirent trois ajustements en 2002, en 2004 et en 2005. Aujourd'hui, selon le bilan de mise en œuvre du *règlement sur la qualité de l'eau potable* (2006), environ 87 % des Québécois bénéficient d'un système de distribution d'eau potable assujéti aux exigences réglementaires de traitement, aux 80 normes de qualité et au contrôle régulier de la qualité. Dix neuf substances inorganiques et 42 substances organiques ont été normalisées (annexe 2).

Cependant, malgré les améliorations apportées au traitement des eaux de consommation depuis la mise en vigueur de la nouvelle réglementation, il reste que, dans les petits réseaux, certaines difficultés doivent être surmontées. Ce sont surtout dans ceux-ci que les dérogations quant à la qualité de l'eau potable subsistent, faute de moyens techniques et financiers.

4.3.2 La situation générale au Québec

Au Québec, la majorité de la population, soit plus de 5,6 millions, consomme une eau puisée à partir des eaux de surface. Malheureusement, la nouvelle réglementation n'impose aucune exigence périodique de contrôle des eaux brutes pour tous les systèmes. Ces contrôles périodiques permettraient d'acquérir une meilleure connaissance de la qualité des eaux brutes, notamment en ce qui touche les paramètres organiques et inorganiques et ainsi susciter une réflexion sur les sources de contamination en amont (MENVIQ, 2006). Cela permettrait également la prise de décision réfléchie quant aux mesures à prendre afin de distribuer une eau de qualité en tout temps (MENVIQ, 2006). De plus, pour les paramètres qualifiés de normes, les laboratoires, contrairement à ceux rattachées à la microbiologie, ne sont pas obligés d'être accrédités. Notons aussi qu'un délai déplorable de 60 jours est alloué pour la transmission des paramètres inorganiques et organiques au Ministère (MENVIQ, 2006).

Ainsi, sur les 5,6 millions de Québécois, environ 2,2 millions étaient, en 2001, desservis par l'un des 200 systèmes qui ne satisfaisaient pas à l'ensemble des nouvelles exigences de traitement relatives aux eaux de surface (MENVIQ, 2006). Parmi ceux-ci, seulement un quart avait en 2006 entrepris ou terminé les travaux afin d'être conformes aux exigences, dont la moitié avait décidé de s'approvisionner en eaux souterraines. À cet égard, notons que les systèmes puisant dans les réserves d'eaux souterraines desservent, au niveau municipal, près de 875 000 individus, et que dans environ 45% des cas, aucune désinfection n'est encore faite (MENVIQ, 2006).

Pour revenir aux eaux de surface, toutes les installations desservant plus de 20 individus se doivent de réaliser des analyses mensuelles des paramètres microbiologiques. Entre 2001 et 2005, 2 280 avis de faire bouillir l'eau avant de la consommer avaient été publiés par les responsables de 1 149 installations de distribution. Aussi, d'autres avis, comptabilisés à 432, ont également été distribués en raison de dépassements des paramètres inorganiques. Ceux les plus fréquemment dépassés sont les fluorures, les nitrites-nitrates et le plomb.

Bien que la majorité des municipalités soient normalement conformes aux exigences et que l'amélioration de la qualité de l'eau potable soit, depuis 2001, réconfortante, certaines d'entre elles, principalement les collectivités de petite taille, ne satisfaisaient toujours pas, en 2006,

les exigences requises (MENVIQ, 2006). De plus, les paramètres organiques ne font présentement l'objet d'aucun suivi par les installations de distribution desservant les collectivités de moins de 5 000 habitants. Autrement dit, aucun contrôle des 42 substances organiques n'est obligatoire, autre que celui des trihalométhanes (THM) pour les réseaux d'eau chlorée. Notons également qu'avant la mise en vigueur de la nouvelle réglementation, le BAPE sur la gestion de l'eau dénonçait que sur les 2 347 petits réseaux sous le *Règlement de l'eau potable*, 1 413, soit 60% d'entre eux, distribuaient une eau non traitée à environ 650 000 personnes, contre 30%, soit l'équivalent de 900 000 personnes, pour les eaux seulement chlorées dans les réseaux municipaux, soit 332 réseaux sur 1 148 réseaux. Depuis 2001, les responsables des installations de traitement ont jusqu'au mois de juin 2008 pour faire l'acquisition de systèmes de filtration pour les eaux de surface afin d'assurer le pourcentage d'élimination prescrit par la réglementation (MENVIQ, 2006).

4.3.3 Les failles des usines de filtration

Toutefois, ces installations font preuve de certaines lacunes. L'efficacité de ces usines peut être nettement réduite lorsque l'eau est froide ou bien turbide. Dans une eau froide, les particules se déposent plus lentement que dans l'eau chaude. Ainsi, durant les mois d'hiver, un ajustement du débit doit être fait dans le bassin afin de ne pas compromettre le traitement (Gouvernement du Canada, 2006). Aussi, si l'eau est turbide en raison d'un excès de matières en suspension, la désinfection à l'ozone et à l'ultra violet s'avère moins efficace. L'utilisation du chlore, quant à elle, engendre des effets non négligeables : un excédent de matière organique dans l'eau risque d'entraîner la formation des THM dans l'eau potable lorsque le chlore réagit avec la matière organique présente dans les eaux brutes. Les THM sont cancérigènes chez l'animal et le sont potentiellement chez l'humain. Par ailleurs, à partir des contrôles réalisés par 1 081 installations de filtration pour les eaux de consommation appliquant du chlore, 141, soit 13 %, ont présenté, entre les années 2002 et 2004, un dépassement de la norme relative aux THM totaux. À cette fin, de nouvelles exigences face à la turbidité, n'équivalant toujours pas celles de l'Ontario et des États-Unis, sont exigées.

Hormis la problématique du chlore, il est évident que les risques de santé sont plus inquiétants chez les individus desservis par les petits réseaux où la fréquence de contrôle de qualité et les mesures préventives sont réduites faute de moyens techniques et financiers. À

cet égard, il a été démontré par la Commission sur la gestion de l'eau au Québec que 72% des éclosions de maladies d'origine hydrique survenaient dans les petits réseaux de moins de 5 000 habitants : systèmes souvent incomplets et donc vulnérables aux problèmes de santé.

4.3.4 Les effets de la désinfection des effluents usés sur la qualité de l'eau potable

Les usines d'épuration des eaux usées enlèvent une part importante de la charge polluante. Mais celles retrouvées à l'extérieur des grands centres urbains ne désinfectent normalement pas les effluents. Ceci ne semblent pas nuire à la faune et à la flore aquatique mais représentent un problème double pour l'être humain; tout d'abord, lors du contact direct et indirect avec l'eau lorsque des activités telles que la baignade et le canotage sont pratiquées. Ensuite, cette charge polluante détériore la qualité de l'eau brute, source d'approvisionnement.

Tout comme les usines de filtration, trois processus de désinfection des effluents peuvent être utilisés : le chlore, l'ozone et l'ultraviolet. Le chlore, bien qu'utilisé pour la désinfection de l'eau potable, n'est plus retenu dans celle des effluents usés en raison de la formation des THM. L'ozone, quant à lui, est le plus coûteux et demeure donc très souvent inaccessible, notamment pour les petites collectivités souvent munies d'équipements de base. Pour ce qui est de l'ultraviolet, ce processus est également dispendieux et très peu d'installations de traitement en sont équipées. «La Communauté urbaine de l'Outaouais estime que la désinfection de ses effluents à l'ultraviolet coûterait 6 millions de plus par année et demande une subvention au gouvernement du Québec pour couvrir le coût d'investissement des nouveaux équipements» (BAPE, 1998).

Notons qu'un autre processus de désinfection des effluents est parfois utilisé lors de la saison estivale. Il s'agit du lagunage, méthode largement employée en Afrique sub-saharienne et en Asie pour la récupération des usages de l'eau. Praticable que pendant l'été dans notre climat tempéré froid, ce système n'est pas adapté puisque les ressources pour l'eau de consommation sont puisées toute l'année. Ainsi, en raison de l'absence de désinfection des effluents usés et du manque de chloration des eaux de consommation dans plusieurs petits réseaux, la présence d'organismes pathogènes peut amener à des problèmes de santé plus sérieux que les gastro-entérites. À ce sujet, les spécialistes enregistrent la présence d'une vingtaine de bactéries et plus de 100 types de virus entériques qui ne sont pas tous tués par le

processus de désinfection, même si existant (BAPE 1998). À cet égard, mentionnons également que les autres régions canadiennes ne sont pas libres de tous ces problèmes relatifs à l'eau. Les récents événements de Battleford, en Saskatchewan, et de Walkerton, en Ontario, comptabilisent, à eux seuls, une dizaine de décès et plus de 2 500 personnes contaminées par l'eau du robinet en raison du manque de contrôle des usines de filtration (Radio-Canada, 2005).

Pour conclure, outre le problème de la contamination microbienne, l'absence de réglementation dans ces petits réseaux à l'égard des substances toxiques, notamment organiques, et le manque de contrôle des substances inorganiques résultent, malgré les efforts émis par le gouvernement, à un accroissement des risques de santé pour ces petites municipalités de moins de 5000 habitants.

En effet, en plus de l'absence d'obligation relative à la communication des résultats d'analyse aux bureaux du *règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP), le tiers des municipalités n'employaient, en février 2006, aucun opérateur certifié par Emploi-Québec (MENVIQ, 2006). Ceci étant dit, le BAPE sur la gestion de l'eau signalait en 1998 que le projet de révision des normes ne correspond pas au niveau de protection exigée dans tous les pays industrialisés et bon nombre de pays en voie de développement. Le bilan sur la qualité de l'eau potable de 2006 évoque d'ailleurs que plusieurs ajustements : ajouts, abrogations et modifications, se doivent d'être réalisés en ce qui concerne, pour n'en nommer que quelques-uns, les paramètres des coliformes fécaux, des virus coliphages, de la turbidité, du pH et de l'arsenic. En plus, plusieurs normes supplémentaires devraient également être révisées si les hypothèses de calcul relatif à la consommation d'eau potable quotidienne servant à établir des normes étaient, elles aussi, révisées (MENVIQ, 2006).

Partie III : Le cadre théorique

CHAPITRE 5

DEUX STRATÉGIES ENVISAGEABLES

Les sociétés tentent depuis toujours de régler ces problèmes en matière d'assainissement des eaux usées de manière efficace et stratégique afin de minimiser les risques associés à la santé des populations humaines. De ce fait, plusieurs techniques ont été élaborées dans le but de résoudre ces difficultés.

Dans la grande majorité des pays industrialisés et dans nombreux pays en voie de développement, les technologies conventionnelles de traitement - usine de traitement des eaux usées et canalisation rigide sous terre - sont largement utilisées. Cependant, l'emploi de technologies passives est, chez plusieurs sociétés : asiatiques, africaines et sud-américaines, depuis des siècles, pratique courante.

«La littérature spécialisée nous apprend qu'un chercheur allemand a trouvé dans les années 1930 des documents où il était dit qu'en Nouvelle-Espagne on lavait l'eau en employant les plantes aquatiques des étangs. D'après ces documents, les Aztèques canalisèrent les eaux usées des maisons vers les étangs naturels, où il était interdit de couper les plantes qui y poussaient, car elles servaient d'épurateurs naturels des agents pathogènes présents dans ces eaux (Ruiz, 2001).

Néanmoins, ce n'est que depuis les années 1980 que certaines d'entre elles, notamment les marais artificiels, ont commencé à gagner une certaine popularité dans les sociétés occidentales industrialisées comme méthode alternative de traitement. «Depuis plus de vingt ans, suivant ce même principe, on utilise des étangs artificiels pour épurer les eaux résiduaires dans divers pays du monde, principalement européens, comme l'Allemagne, le Royaume-Uni, la République tchèque et la Slovaquie» (Ruiz, 2001).

Cette option s'avère être une autre avenue envisageable pour les municipalités québécoises et canadiennes à l'extérieur des grands centres urbains, prises avec des problèmes prioritaires d'assainissement de leurs eaux usées.

Ainsi, dans cette partie du travail, le cadre théorique, sera accomplie, dans un premier temps, une description concise de ces deux stratégies envisagées : origine et concept des méthodes conventionnelles et naturelles de traitement. Par la suite, une recension de la littérature explicitant cette deuxième stratégie sera présentée. Finalement, cette partie du document se

terminera par une étude comparative entre ces deux technologies qui viendra, à son tour, clarifier la position du chercheur quant au choix de méthode proposée pour le traitement des eaux usées dans les petites collectivités.

5.1 Une description concise des deux technologies envisageables

5.1.1 Les usines conventionnelles de traitement des eaux usées

Ces usines proviennent du domaine de l'ingénierie conventionnelle et relève plus précisément de l'ingénierie environnementale, branche du génie civil et parfois même industriel. Cette discipline environnementale, subséquente au génie sanitaire, est bien établie dans les universités. Son concept se définit par l'application de principes scientifiques dont le but est de résoudre des problèmes de pollution à l'aide d'opérations nécessitant un apport intensif d'énergie et de ressources.

Arrimées à ces techniques sont celles de la biotechnologie dont le principe est de produire de nouveaux organismes afin d'effectuer des fonctions spécifiques, en particulier l'utilisation de bactéries dans les usines de traitement des eaux usées. La discipline du génie environnemental s'adresse donc à un problème dans la fabrication d'une structure organisée en relation avec un contexte et une situation sociale et économique spécifique: «Engineers deal with the challenge of the realization of a plan at a given point in space and time» (Allen, 2003).

Ceci étant dit, les usines conventionnelles de traitement des eaux usées sont réalisées en fonction d'un unique but précis : traiter des eaux usées en provenance d'un effluent spécifique dont les conditions ont été pré-établies. Ainsi, les usines de traitement des eaux municipales, érigées pour traiter les eaux usées domestiques, n'ont, par contre, pas été conçues pour éliminer certains contaminants tels que les produits toxiques et les métaux, normalement retrouvés en concentration importante dans certains effluents industriels.

Chacune de ces usines requièrent une stabilité en terme des composés du système, un contexte admissible pour la population touchée, un rendement efficace et des débits rigoureusement calculés, des modules rigides avec des constructions solides et stables à long terme, et des facteurs de sécurité au niveau anthropomorphique. Les rejets de certains sous produits du chlore dans l'environnement, composé parfois utilisé pour la désinfection des

effluents, dénotent bien que l'usine est construite en fonction des besoins immédiats d'une population humaine, principalement.

«Chlorine has the potential to form toxic byproducts, such as chloramine, when released into marine environments (Berg, 1975) and bacteria can break down chlorinated hydrocarbons into compounds that may be far more dangerous than the original ones (Gunnerson, 1988) and sometimes de-chlorination has been required by regulatory agencies, further adding to the expense of such approaches» (Nelson et al. 2001).

Ce traitement des eaux s'accomplit grâce à des processus physiques, chimiques et biologiques, et se compose normalement d'un prétraitement, d'un traitement primaire, d'un traitement secondaire et parfois même d'un traitement avancé ou tertiaire, et ce en fonction des objectifs de départ. La description générale suivante des types de traitement s'applique à une usine de traitement des eaux municipales (fig. 5.1, p. 67). Notons qu'en fonction des sources d'effluents, les systèmes peuvent comporter des éléments additionnels tels que la précipitation chimique utilisée en milieu industriel.

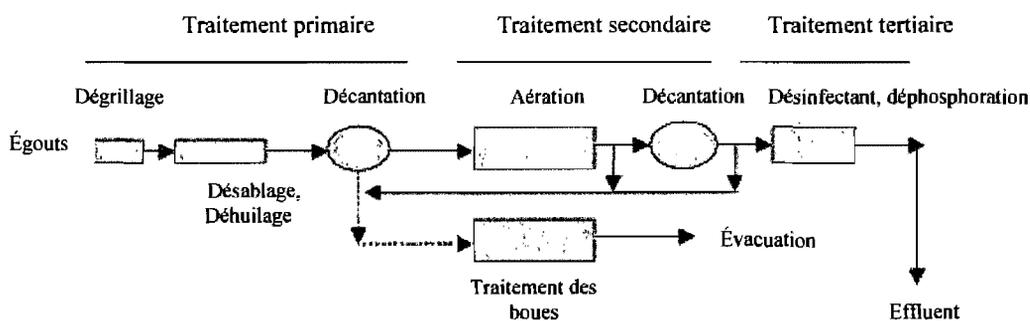


Figure 5.1 : La chaîne de traitement des eaux usées d'une usine conventionnelle municipale (source : web.idrc.ca).

En premier lieu, le traitement primaire, essentiellement physique, comprend normalement un dégrillage et une première sédimentation. Le dégrillage, ou prétraitement, libère le système des solides de grosse taille, du plastique, du papier et des cheveux, qui pourraient endommager la machinerie ultérieure et nuire aux traitements subséquents. La première sédimentation, quant à elle, réduit initialement la forte concentration de matières en suspension retrouvée dans l'eau usée. Souvent accompagnée d'un système de déshuilage, cette étape permet également l'élimination de certains composés flottants tels que l'huile, la

graisse et la cire. Ces résidus sont ensuite envoyés, avec les boues, vers un site d'enfouissement.

Par la suite, le traitement secondaire, étape d'un processus essentiellement biologique et chimique, consiste en la réduction des solides persistants et de la matière organique dissoute par l'absorption microbienne. En Amérique du Nord, ce niveau de traitement doit normalement être appliqué aux effluents municipaux et industriels avant que ceux-ci soient rejetés dans l'environnement.

Finalement, le traitement avancé permet d'atteindre des réductions de la demande biochimique en oxygène, des matières en suspension, et d'autres polluants au-delà de la capacité des traitements secondaires. Cette purification supplémentaire est le produit d'activités bactériennes et de transformations microbiennes (Kadlec et al. 1996).

L'efficacité de ce système est immédiate et effectue un rendement élevé des polluants à traiter et pour lesquels il a été créé. En effet, mentionnons que ces usines, en milieu urbain, ont grandement contribué à réduire les maladies d'origine hydrique qui ont ravagé pendant longtemps nos sociétés. Les performances de réduction de la pollution d'un tel système, en ce qui a trait aux usines municipales, sont d'environ 70% pour la demande biochimique en oxygène (DBO), 85% pour les MES, 80% pour le phosphore total (TP) et 90% pour les coliformes fécaux (Ministère de l'Environnement, 2005). Toutefois, tel qu'expliqué dans la section portant sur les éléments de la problématique, ces installations sont coûteuses, complexes et requièrent un personnel qualifié et spécialisé; une formation adéquate est donc nécessaire pour leur bon fonctionnement.

Afin d'acheminer ces eaux usées à un tel site de traitement, les types de réseaux associés à cette technologie sont ceux ayant été discutés dans la problématique: les réseaux de type unitaire et partagé. Ces conduites, faites de structures rigides et imperméables, ne permettent aucune infiltration dans le sol et sont souterraines. Leur unique but est d'évacuer le milieu urbain de ses eaux «sales» pour ainsi bénéficier d'une ville «propre».

Ces technologies conventionnelles, traitant des effluents usés en provenance d'activités humaines, requièrent des apports intensifs de béton, de métal, d'énergie et de produits

chimiques. Or, de nouvelles approches, qui dépendent davantage des énergies naturelles pour accomplir ce traitement, sont de plus en plus considérées.

5.1.2 Les systèmes naturels de traitement des eaux usées

Tel que mentionné antérieurement à la page 65, l'utilisation de méthodes «naturelles» pour le traitement des eaux usées remonte déjà à plusieurs siècles. Dans le monde occidental, au niveau de la recherche, ces pratiques, telles que celle de l'utilisation de marais pour le traitement des eaux usées, attirent, depuis les années 50-60, une attention particulière.

Les marais ont longtemps servi de dépotoir et de site de déversement des eaux résiduelles des villes. Cependant, aucun d'entre eux n'avait jamais été évalué en terme de qualité de l'eau et d'intégrité biologique avant les années 1960. En Europe, plus précisément en Allemagne, certaines recherches et expériences méconnues ont été menées dans les terrains de camping au début des années 50. En Amérique du Nord, une première étude de cinq ans (1967-1972) fut réalisée par H.T. Odum, frère du célèbre écologiste Eugène Odum, auteur de l'ouvrage *Fundamentals of Ecology* (1959). L'efficacité de ces milieux à épurer les eaux usées fut ainsi validée en Occident dans les années 60-70. «In 1972, after a decade observing self-organizing wetlands doing filtration work, a national workshop was held at Gainesville under Rockefeller Foundation support, after which large projects were funded at the University of Florida, Michigan, and elsewhere» (Odum, 2003).

Suite aux résultats très positifs de ces recherches et de plusieurs autres menées à travers le monde, plus particulièrement en Europe, une certaine reconnaissance quant au potentiel de ces milieux humides à purifier les eaux usées a commencé à émerger. Milieux qui étaient, quelques années plus tôt, perçus comme impropres et propices aux maladies!

Depuis maintenant plus de trente ans, ce procédé a été relativement bien établi avec la construction de plus de 20 000 installations dans le monde (Chazarenc, 2006), et a connu notamment un essor important avec les recherches menées à la NASA par Bill Wolverton dans les années 1980, destinées à faciliter l'exploration de l'espace (Nelson, 2001).

«Design planning for extended space exploration on planetary surfaces and eventual long-term habitation has increasingly recognized the importance of the use of in-situ materials and locally available energy (Mckay et al, 1993; Zubrin,

1996). This strategy has multiple benefits. There are savings in mission costs as the mass and volume of materials that must be launched from Earth can be reduced. In addition, utilizing resources available in space opens the possibility of increasing permanent infrastructure on a continuing basis» (Nelson et al. 2001).

À l'état naturel, ces milieux humides sont localisés entre le milieu terrestre et aquatique servant ainsi de zone de transition entre les deux écosystèmes. À l'intérieur des terres, on le retrouve dans les dépressions de terrain où l'eau s'accumule. L'apport important de ruissellement arrivant dans ces écosystèmes tampon contribue, grâce à la grande quantité de nutriments retrouvés dans ces eaux, à une forte productivité du milieu.

En raison de la présence permanente ou temporaire d'eau dans les milieux humides, les espèces végétales colonisant ces environnements sont aquatiques ou semi aquatiques. Selon Cronk (2001), ces plantes dérivent d'espèces terrestres en raison de certaines caractéristiques typiques de celles-ci retrouvées également chez les espèces aquatiques. Ces évidences sont les fleurs croissant à l'extérieur de l'eau, la pollinisation qui dépend du vent et des insectes, et dans le cas de certaines espèces, surtout émergentes, la présence de tissus structuraux bien développés. Tel qu'expliqué ultérieurement au chapitre 6, ces plantes, afin de survivre dans ces environnements particuliers, ont évolué de manière à être aptes à utiliser et à convertir dans leurs tissus végétaux, les multiples éléments nutritifs retrouvés dans ces eaux. De plus, le fait que ces milieux soient saturés en eau altère également les propriétés du sol en raison des changements chimiques, physiques et biologiques, ainsi que de leurs interrelations, surgissant dans ces écosystèmes.

Milieux très actifs, leur taux de productivité biologique est plus élevé que dans la plupart des autres écosystèmes et peuvent transformer de nombreux polluants retrouvés dans les eaux usées typiques en de sous produits inoffensifs, et en des éléments pouvant être réutilisés à des fins de productivité biologique additionnelle. Ces transformations sont également réalisables grâce à la zone du territoire, généralement une dépression, et aux énergies de l'environnement naturel : le soleil, le vent, les plantes et les animaux.

Le concept des marais artificiels, dont la grande partie des études réalisées s'inscrit dans la discipline du génie écologique, est de tenter de reproduire ces types d'environnement afin de tirer profit des processus naturels à des fins humaines: «ecological engineering takes

advantage of the ecosystems as they combine natural resources and outputs from the economy to generate useful work» (Odum, 2003).

Cette branche de l'écologie fit son apparition dans le monde occidental dans les années 1960. Premièrement proposée par H.T. Odum, elle fut, par la suite, reprise par W.J. Mitsch et S.E. Jorgensen (1989): «the design of human society with its natural environment for the benefit of both».

«We owe a great debt to the ecologists who saw their science as having a role to play in the design of future societies. In North America, the brothers Eugene Odum and Howard T. Odum laid out the conceptual framework for the practice of ecological design. By applying ecological theory, their students and colleagues have made significant contributions to technological problem solving» (Mitsch et al. 1989; Etnier et al. 1997) (Todd et al. 2003).

À partir des années 1990, a finalement lieu la formation de *l'International society of Ecological Engineering*. Cette discipline se définit comme étant «the practice of joining the economy of society to the environment symbiotically by fitting technological design with ecological *self design* for maximum performance» (Odum, 2003).

Depuis les trois dernières décennies, cette approche a été appliquée à une multitude de solutions technologiques et innovatrices afin de gérer les ressources dans plusieurs domaines : le secteur alimentaire, la conversion des déchets industriels, le design architectural et paysager, la protection et la conservation de l'environnement (Todd et al, 2003). Les préceptes du génie écologique prône la pratique de l'auto design de l'écosystème où sont conservées les ressources renouvelables et non renouvelables, et où réside une éthique quant à la conservation des écosystèmes, mettant en valeur une approche intégrative plutôt que réductionniste de l'écologie (Guterstam et al. 1997). Les quatre concepts de base suivants cernent brièvement l'idée de cette discipline.

Tout d'abord, le principe d'**auto-design** consiste en une réorganisation naturelle pour un meilleur équilibre entre les organismes vivants. Ainsi on modifie le système actuel, le marais, afin d'en tirer avantage pour nos propres besoins. Ensuite, l'idée d'**écosystème durable** propose une intervention modeste de l'homme une fois le système en question construit. Ceci étant dit, une fois le marais artificiel construit, on laisse aller les processus naturels en contrôlant toutefois les débits d'eau et la concentration des polluants. Le concept

de la **conservation** des écosystèmes, quant à lui, souligne la reconnaissance de la valeur de l'écosystème, soit le marais, et restaure ceux ayant été perturbés par les activités humaines : pollution environnementale, changements climatiques, érosion. De la sorte, on conserve ou restaure des marais existants ou dégradés. Finalement, l'**approche systémique**, consiste, quant à elle, à travailler avec tout l'écosystème plutôt qu'une espèce à la fois comme on retrouve en biotechnologie, et à développer de nouveaux écosystèmes durables intégrant tant des valeurs humaines qu'écologiques. Ce dernier concept est davantage une question d'échelle. En considérant l'écosystème entourant la technologie en question, le génie écologique utilise une échelle beaucoup plus large que le génie environnemental (Odum, 2003).

Pour conclure, la discipline du génie environnemental développe des technologies afin de relier les sociétés à l'environnement. Mais la technologie n'est seulement que la moitié de l'interface avec l'environnement. La deuxième moitié de cette interface est fournie par les écosystèmes en s'auto organisant afin de s'adapter aux conditions particulières (fig. 5.2, p.72). «The boundary of ecological engineering systems includes the ecosystems that self organize to fit with technology, whereas environmental engineering designs normally stop at the end of the pipe» (Odum, 2003).

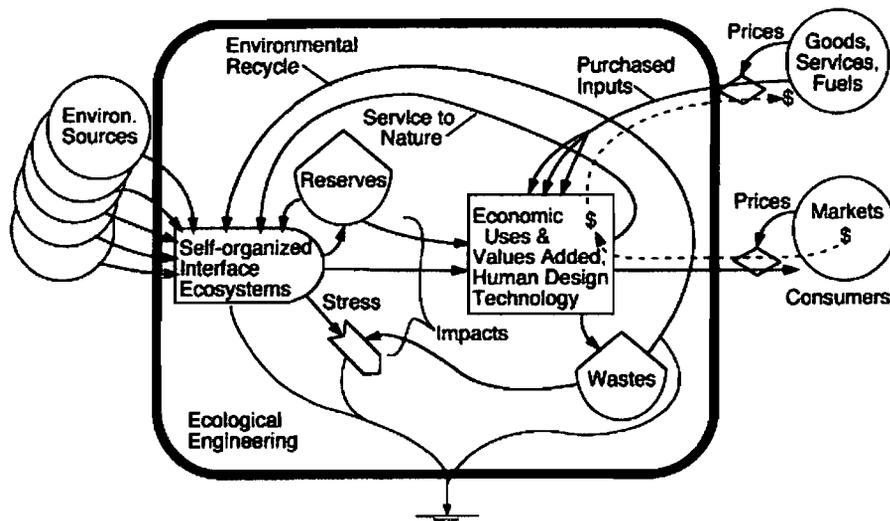


Figure 5.2 : Un résumé du système énergétique de l'interface technologie - écosystèmes du génie écologique (source: ecological engineering workshop at the National Academy of Science, Odum, 2003).

Les connaissances relatives aux milieux humides et leurs bienfaits quant à la stabilité écologique d'un milieu sont de mieux en mieux établis et compris dans le monde occidental industrialisé. Cette démarche est cruciale pour la protection du milieu naturel, mais aussi pour l'accessibilité des peuples démunis à un système de traitement alternatif et viable de leurs eaux usées.

De ce fait, le prochain chapitre du travail tente de cerner davantage le fonctionnement de ces écosystèmes, les types retrouvés dans les divers climats, leurs valeurs écologiques et sociales, leurs composantes physiques, chimiques et biologiques, ainsi que leurs capacités à épurer une multitude de sources d'eau.

CHAPITRE 6

LES TRAITEMENTS NATURELS

Ce chapitre, portant sur les «méthodes naturelles» pour traiter les eaux usées, se divise en cinq grandes parties : les milieux humides, l'épuration naturelle des eaux usées, la phytoremédiation des eaux contaminées, la canalisation verte, et finalement la présentation de divers projets réalisés dans le monde.

6.1 Les milieux humides

6.1.1 Une définition internationale

Les milieux humides sont des écosystèmes de transition entre les milieux terrestre et aquatique où l'eau est considérée comme étant le facteur dominant. En 1971, lors de la convention internationale sur les milieux humides tenue à Ramsar en Iran par l'Union Internationale de Conservation de la Nature et des Ressources naturelles (IUCN), une définition internationale sur ces milieux a été élaborée : «...areas of marsh, fen, peatland or water, whether natural or artificial, permanent or temporary, with water that is static or flowing, fresh, brackish or salt, including areas of marine water the depth of which at low tide does not exceed six meters» (Cronk, 2001).

Ces milieux sont retrouvés dans une variété de climats allant des tropiques, avec les mangroves, aux tourbières des régions polaires. Les espèces végétales les colonisant sont adaptées à certaines caractéristiques spécifiques: climat, salinité de l'eau, profondeur... Or, tandis que certaines d'entre elles sont restreintes aux sols acides, d'autres le sont aux sols alcalins, aux sols riches en calcium, ou encore à un niveau élevé en sel. Plusieurs croissent entièrement sous l'eau et nombreuse sont celles pouvant tolérer que des sols saturés en eau.

6.1.2 Le système de classification des milieux humides selon Environnement Canada

Cette classification, comprenant cinq grandes classes : les tourbières (*peatland*), comportant deux types, les bogs (les tourbières ombrotrophes) et les fens (les tourbières minérotrophe); les marécages, les marais (*marsh*), et les eaux peu profondes (*water*), correspond à celle élaborée par le groupe de travail national sur les terres humides d'Environnement Canada

(1997). Notons que les formes sont déterminées selon plusieurs facteurs : la morphologie de surface, le modelé, le type d'eau, et la morphologie du sol minéral sous-jacent. Les types, quant à eux, dépendent de la physionomie du couvert végétal (Environnement Canada, 2007) (fig. 6.1, p. 75).

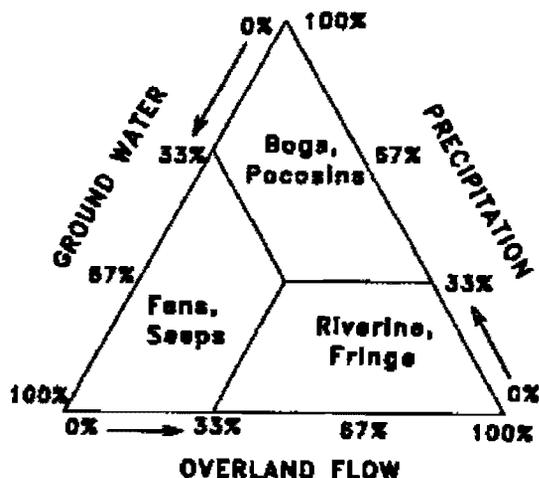


Figure 6.1 : La contribution relative des sources d'eau incluant les eaux souterraines, les eaux de surface, et les précipitations, déterminant le type de milieu humide (source : Cronk, 2001).

Avant d'entamer la description de chacun de ces milieux, il est important de mentionner que ceux-ci, évoluant avec le temps, peuvent passer d'un stade à un autre : le bog peut se transformer en marécage, et le fen en un bog. Ils peuvent également se retrouver sur un même espace restreint : un marécage peut être entouré d'un bog ou d'un fen, et un bog peut très bien être bordé d'un fen (Environnement Canada, 2007).

Dans la section suivante, ces divers milieux sont regroupés en trois grandes classes : les tourbières, les marécages et les marais, et les eaux peu profondes.

6.1.2.1 Les tourbières

La classe des tourbières se divise en deux types : les bogs et les fens (fig. 6.2, p. 76).

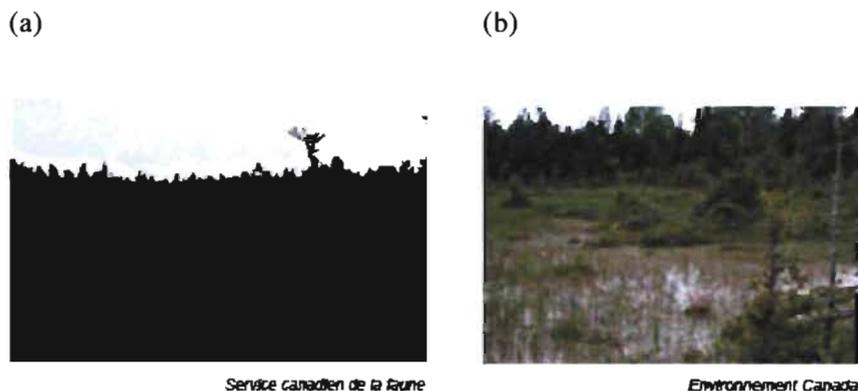


Figure 6.2 : Photos de tourbières d'Amérique du Nord (a) une tourbière ombrotrophe (bog), (b) une tourbière minérotrophe (fen) (source : Environnement Canada, 2007).

En Amérique du Nord, les bogs ou tourbières ombrotrophes sont des milieux humides où s'accumule la tourbe (fig. 6.2 (a), p. 76). L'accumulation de celle-ci forme des dépôts allant en moyenne jusqu'à 3 à 5 m de profondeur, faisant en sorte que ce type de tourbières ne subit presque pas l'influence des eaux souterraines riches en éléments nutritifs (Environnement Canada, 2007). Ainsi, étant alimentées en majeure partie par les précipitations, le brouillard et la neige, elles sont pauvres en nutriments, et possèdent un niveau d'eau stable.

Dotées de sols organiques acides (pH entre 2 et 4,8), elles sont surtout colonisées par des sphaignes : mousse des marais dont la décomposition est à l'origine de la formation de la tourbe, par des cypéracées, et par des éricacées arbustives : gaulthérie, vaccinium, rhododendron, kalmia et cassandre. Ces plantes doivent faire preuve d'une grande capacité d'adaptation aux conditions humides, à l'acidité et aux sols pauvres en éléments nutritifs.

Localisés dans des dépressions causées par les glaciers, ces écosystèmes sont typiques aux régions nordiques de l'est et du centre des États-unis, et sont également très fréquents dans le nord du Canada, particulièrement dans les régions arctiques et subarctiques. À titre d'exemple, la prairie de la région de Potholes en Amérique du Nord, dans la partie nord des grandes plaines, est située dans une dépression peu profonde, formée par des glaciers (fig.

6.3, p. 77).

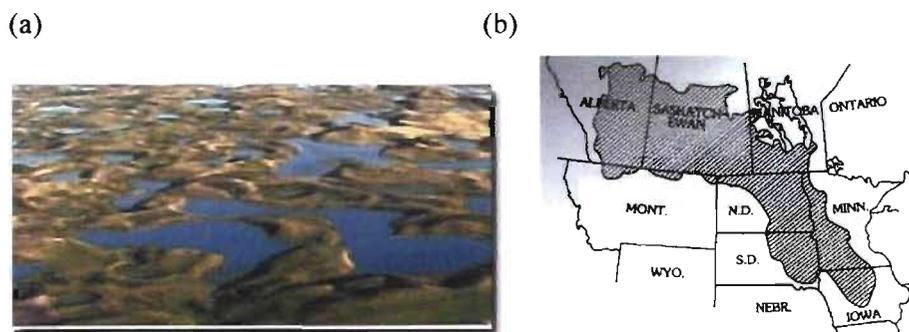


Figure 6.3 : La région de Potholes, (a) illustration, (b) situation géographique (source : www.fws.gov; www.ramsar.org).

Les fens ou tourbières minérotrophe, également caractérisées par l'accumulation de tourbe, supportent cependant une végétation marécageuse, et présentent une plus grande diversité d'espèces végétales appartenant aux familles des cypéracées et des graminées (fig. 6.2, p. 76). Cette végétation est influencée par la hauteur de la nappe phréatique, ainsi que par la composition chimique de l'eau.

En effet, contrairement aux tourbières ombrotrophes, les principales sources hydriques proviennent des ressources souterraines et du drainage du bassin versant, expliquant ainsi la teneur supérieure en éléments nutritifs. Toutefois, notons que les variations en terme de richesse nutritive sont en fonction de la localisation géographique du fen. Ainsi, les milieux les plus pauvres en minéraux sont principalement colonisés par des sphaignes et des arbustes de la familles des éricacées, alors que ceux riches en minéraux sont plutôt dominés par des mousses de tourbe brune et des carex (Environnement Canada, 2007).

6.1.2.2 Les marais et les marécages

On confond très souvent les marécages avec les marais. Selon Environnement Canada (2007), la principale différence réside dans le fait que les marécages se réfèrent plutôt à des tourbières ou à des terres humides couvertes d'arbres forestiers ou d'arbustes assez dense sur environ moins de 30% de la superficie totale du milieu (fig. 6.4, p. 78). Étant moins humides que les tourbières et les marais, ils représentent toutefois des réservoirs d'eau fort important durant les périodes de sécheresse. On les compare souvent à des bogs boisés dont le substrat est continuellement inondé. Environnement Canada (2007) a recensé trois types de

physionomie de marécages variant selon les conditions climatiques : les marécages arbustifs, à conifères, et à feuillus. Notons qu'ils peuvent également être mixtes.

Ces milieux possèdent une haute teneur en éléments nutritifs en raison de l'influence des eaux souterraines chargées en minéraux, offrant une grande variété d'espèces végétales et un abri à nombreux animaux.

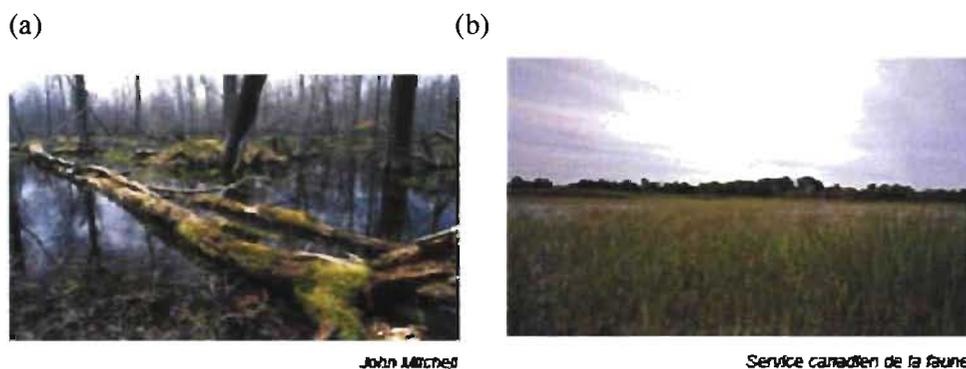


Figure 6.4 : Photos de marécage et de marais d'Amérique du Nord, (a) un marécage, (b) un marais (source : Environnement Canada).

Les marais, quant à eux, sont l'habitat humide le plus commun en Amérique du Nord (fig. 6.4, p. 78). Environnement Canada (2007) souligne que ce sont des terres humides qui retiennent périodiquement une eau de surface peu profonde, et dont la hauteur varie en fonction des marées, des inondations, de l'évapotranspiration, et de l'écoulement des eaux. L'eau dans ces milieux peut y résider de manière permanente, semi permanente ou encore temporaire. Dans cet environnement, bien que les plantes submergées et flottantes soient présentes, et souvent en abondance, ce sont les plantes émergentes qui dominent.

Les marais représentent une mosaïque d'îlots de végétation et d'espaces vaseux où l'on retrouve majoritairement des macrophytes aquatique émergentes, des graminées comme les phragmites, les carex, des arbustes, et des plantes non vasculaires (les mousses et les algues) (Environnement Canada, 2007). Cette végétation, fournissant une grande source de nourriture pour la faune, varie en fonction des gradients de profondeur, de la composition chimique de l'eau et de la turbidité.

Les marais localisés dans les régions côtières, les baies et les estuaires, sont, en raison de l'apport des marées, salés, et servent souvent de barrière protectrice contre l'action des vagues. Dans cet environnement, bien que la diversité en terme d'espèces végétales soit limitée vu l'apport important de sel, la productivité est néanmoins forte grâce à l'action de la marée qui transporte une quantité considérable de nutriments dans le système.

Dans les climats tropicaux et sub-tropicaux, on retrouve des écosystèmes composés surtout de mangroves. À titre d'exemple, le parc des Everglades en Floride, dans le sud des États-Unis, dont la superficie équivaut à 13% de l'Île de Montréal ou à 13 350 terrains de soccer, abrite ce type d'écosystème (Chazarenc, 2006) (fig. 6.5 (b), p. 79). Dans les régions tempérées et froides, les marais côtiers d'eau salée abritent des plantes herbacées tolérantes au sel. Au Canada, on les retrouve notamment le long de la côte Atlantique : la Baie de Fundy en Nouvelle-Écosse, et le long des côtes du Labrador et de Terre-Neuve (fig. 6.5 (a), p. 79).

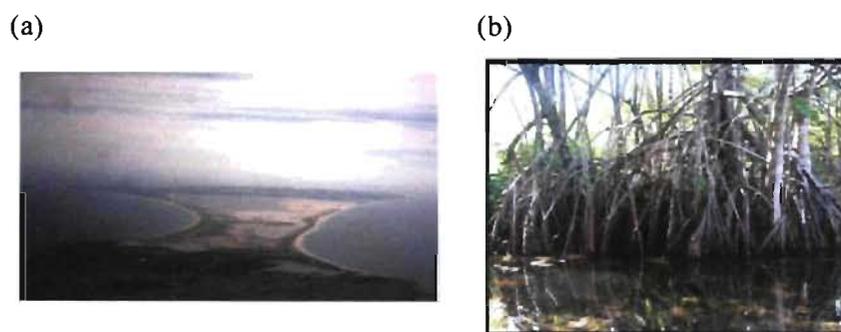


Figure 6.5 : Les milieux humides salés, (a) un marais salé côtier des Îles de la Madeleine, Québec, (b) un écosystème de mangroves, Floride (sources : www.evasions-sbm.qc.ca; www.eveandersson.com).

Ces marais sont colonisés surtout par l'espèce *Spartina alterniflora* ou communément appelée spartine alterniflore (fig. 6.6, p. 79).



Figure 6.6 : Photo de l'espèce spartine alterniflore (source : www.ew.govt.nz).

6.1.2.3 Les eaux peu profondes



Service canadien de la faune

Figure 6.7 : Les eaux peu profondes (source : Environnement Canada, 2007).

Ces milieux sont des plans d'eau profonds – cuvettes, dépressions ou étangs- qui font la transition entre les terres humides (bog, fen, marais et marécage) et le milieu lacustre, où la nappe d'eau détient une zone profonde développée (fig.6.7, p. 80). Les caractéristiques de cet environnement varient en fonction des diverses ressources hydrologiques : solides dissous, équilibre acido-basique, concentration en éléments nutritifs. Au niveau de la végétation, en incluant les arbres inondés, la végétation émergée peut occuper jusqu'à 25 % de la superficie totale du plan d'eau (Environnement Canada, 2007). Toutefois, ce milieu est dominé surtout par les plantes submergées et flottantes telles que les lentilles d'eau, les jacinthes d'eau et les nénuphars.

6.1.3 Les fonctions écologiques et les valeurs sociales

Malgré leurs différences en terme de localisation géographique, de composition végétale, d'apport en nutriments et de sources d'alimentation en eau, ces milieux humides sont généralement dotés de fonctions écologiques similaires. «Functions are linked to the self-maintenance of the wetland and its relationships to the surroundings» (Mitsch et al. 2000). Intimement associées à de nombreuses valeurs sociales, ces fonctions écologiques sont regroupées en trois catégories principales : l'hydrologie, la biogéochimie et l'habitat (tab. IV, p. 82).

Tout d'abord, en terme d'hydrologie, ces milieux procurent des bénéfices écologiques en atténuant les inondations, en stabilisant les berges, en contrôlant l'érosion, en rechargeant, et en déchargeant les eaux souterraines. Ensuite, au niveau des fonctions biogéochimiques, ces milieux, par de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques, qui seront discutés

ultérieurement à la section 6.2, purifient les eaux. Pour ce qui est de la fonction d'habitat, les milieux humides supportent un large spectre de plantes uniques, adaptées spécialement aux conditions de ces milieux. Ces dernières, en revanche, supportent une forte densité de populations de poissons, d'invertébrés, d'amphibiens, de reptiles, de mammifères et d'oiseaux dont la préservation assure un héritage naturel unique.

Fonctions	Valeurs sociales
1. Hydrologie	Inondation mitigation Recharge sources souterraines Protection des berges
2. Fonctions biogéochimiques Dépôt des sédiments Sorptions du phosphore Nitrification Réduction du sulfate Apport de nutriments Sorptions des métaux	Qualité de l'eau
Stockage du carbone Production de méthane	Mitigation du climat global
3. Habitat pour les plantes et les animaux	Production forestière Culture agraire (riz, canneberges...) Fourrures et gibiers d'animaux (canards) Poissons commerciaux/ production Chasse et pêche récréative

Tableau IV : Les fonctions et les valeurs communément attribuées aux marais (source : Cronk, 2001, adapté de Walbridge 1993 et traduit).

En raison de la pression catastrophique des activités humaines sur les ressources hydriques, essentielles à toute forme de vie sur Terre, la capacité de ces milieux à purifier l'eau semble être de plus en plus une valeur sociale convoitée. D'ailleurs, elle est, depuis les trois dernières décennies, largement documentée par plusieurs auteurs tels que Odum, Kadlec, Knight, Mitsch, Cronk, Hammer et Fennessy, pour n'en nommer que quelques-uns.

De ce fait, l'utilisation des marais naturels et construits (ou artificiels) pour traiter les eaux usées en provenance de diverses sources : domestiques, agricoles et industrielles, est, à travers le monde, en pleine effervescence. Cependant, avant d'entamer la théorie portant sur les marais artificiels pour le traitement des eaux usées, il est capital, à prime abord, de bien comprendre les processus biologiques, chimiques et physiques prenant place dans cet environnement fort complexe.

6.1.4 Les composantes biologiques, chimiques et physiques du milieu humide

La diversité et la complexité de ces écosystèmes naturels sont le résultat de l'interaction de trois facteurs principaux : l'hydrologie, le substrat et la végétation (Hammer, 1992). «Wetland processes are among the most complicated sets of soil and water chemistry, plant, and hydrology interactions occurring with any ecosystem on Earth» (Campbell, 1999).

6.1.4.1 L'hydrologie

«If you get hydrology right, all else will follow in due time» (Hammer, 1992).

Mitsch et al. (1992) soulignent que l'hydrologie est probablement le déterminant le plus important dans l'établissement et le maintien des milieux humides, ainsi que dans les processus chimiques, biologiques et physiques survenant dans ceux-ci: «...wetland constituents are ultimately controlled or enhanced by hydrologic conditions, and wetland ecosystems are continually responding to their hydrologic conditions» (Campbell, 1999). Par conséquent, l'hydrologie définit les composés biotiques et les facteurs abiotiques du système : «Hydrologic conditions affect species composition, successional trends, primary production, and organic matter accumulation» (Cronk, 2001).

Les composés biotiques englobent essentiellement tout ce qui vit, c'est-à-dire, les communautés de plantes, d'insectes et d'animaux. L'hydrologie modifie et détermine la

structure et le fonctionnement du marais en contrôlant la composition, la distribution et la diversité des plantes, et donc indirectement celles des insectes et des animaux. «Hydrology not only structures plant communities in space, but also in time...flood duration exerts control on the type of community present in a given location as well as species distribution within the community» (Cronk, 2001). Ces inondations prolongées engendrent une faible diversité d'espèces de plantes : seulement un petit nombre est capable de survivre dans de telles conditions. À cet égard, l'US EPA estime à environ 7 000 le nombre d'espèces végétales colonisant ces milieux en Amérique du Nord alors que pour les plantes terrestres, il s'élève à environ 18 000 (Flora of North America Project, 2007). On les considère aquatiques ou semi aquatiques puisqu'elles sont : « capable of growing in an environment that is periodically but continuously inundated for more than 5 days during the growing season» (Cronk, 2001). Flottantes, submergées ou encore émergentes, ces plantes peuvent compléter leur cycle de vie dans une eau stagnante ou en mouvement, ou encore dans un sol inondé de manière permanente ou non.

Les facteurs abiotiques, quant à eux, comportent essentiellement tout ce qui ne vit pas : l'eau : sa disponibilité, son mouvement, sa chimie, sa profondeur, sa turbidité, les nutriments, les sels et l'oxygène, ainsi que le sol et ses caractéristiques.

Tout d'abord, la disponibilité et le mouvement de l'eau, que l'on appelle plus précisément le «budget de l'eau», sont responsables de la composition et de la structure du milieu. En effet, la circulation de l'eau, englobant les influents et les effluents, a une influence directe sur l'apport de nutriments, de sel et d'oxygène se déplaçant à travers le système, et ayant un impact direct sur la survie et la croissance des plantes. Ce mouvement est également garant de la durée des inondations qui, en plus de contrôler les espèces végétales, détermine les caractéristiques du sol.

Les influents et les effluents permettent les échanges entre le marais et les systèmes extérieurs : nappes phréatiques, rivières, lacs, et autres marais (fig. 6.8, p. 85). Les influents, réunissant les précipitations directes, les influents de surface et ceux souterrains, importent des minéraux, des micronutriments, de la matière organique et de l'oxygène dissoute, tous indispensables à une forte productivité. De leur côté, les effluents, comprenant les effluents de surface et souterrains ainsi que l'évapotranspiration, exportent les mêmes substances, ainsi que des sous-produits issus du système tels que le méthane, à l'extérieur du

système. La perte de certains éléments nutritifs résulte dans une diminution de la productivité du marais, mais contribue à augmenter celle des rivières et des lacs en aval.

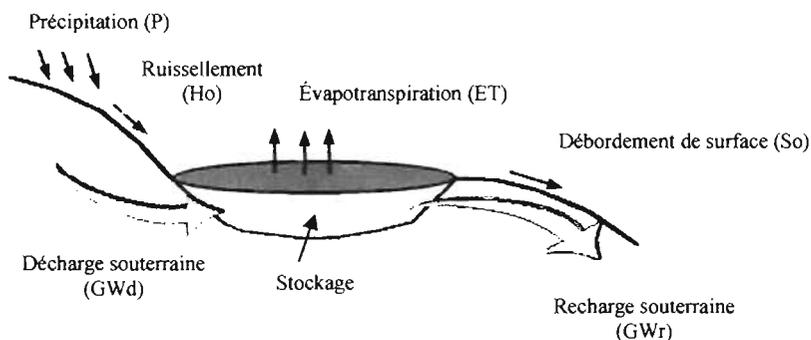


Figure 6.8 : La balance hydrologique : Intrans = sortant +/- Stockage ($P + Ho + GWd = GWr = So + ET + Stockage$) (source: www.class.uidaho.edu).

Outre les échanges d'eau entre les systèmes hydriques, le climat joue également un rôle important au niveau de ces transferts. Les températures saisonnières et journalières, c'est-à-dire, la température de l'air et indirectement celle de l'eau, agissent sur les processus physiques, chimiques et biochimiques du milieu. Ainsi, l'humidité relative et l'ensoleillement influencent et interagissent avec les précipitations et la température, contrôlant certains processus tels que l'évapotranspiration (ET). Le taux d'évapotranspiration, largement influencé par la radiation solaire, la vitesse et la turbulence du vent, l'humidité du sol et l'humidité relative, se définit par deux processus : la transpiration et l'évaporation.

La transpiration représente l'interaction entre le régime hydrique d'un marais et sa végétation : l'eau passe à travers la plante aquatique vers l'atmosphère. Il s'agit du seul élément du budget de l'eau entièrement dépendant des plantes. Les estimés de la transpiration sont normalement combinés avec ceux de l'évaporation, qui consiste en l'eau directement évaporée à la surface du marais. Ces deux données donnent la mesure de l'évapotranspiration (fig. 6.9, p. 86). «On an ecosystem level, water outputs due to ET are largely controlled by vegetation and the supply of water. In many cases, ET is the largest loss term in the water balance equation» (Cronk, 2001).

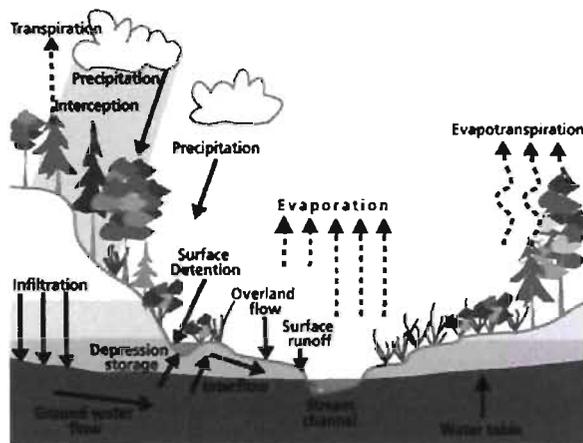


Figure 6.9 : Le processus d'évapotranspiration (ET) (source : www.mnr.gov.on.ca).

D'autres éléments relatifs au climat tels que la fréquence, l'intensité et la durée des tempêtes, sont aussi des facteurs déterminant pour le bon fonctionnement du système, notamment en ce qui concerne l'apport de ruissellement, composante cruciale pour les marais. En effet, l'érosion et la sédimentation, également influencées par la topographie du lieu et le type de sol, jouent un rôle considérable dans la productivité du milieu en raison de l'importation d'éléments nutritifs dans le système. Ainsi, en contrôlant la distribution des substances essentielles pour la croissance des espèces végétales, la circulation de l'eau influence grandement la productivité de base du milieu. Une eau stagnante possède une productivité plus faible que les systèmes ayant une eau en mouvement, qui reçoivent un apport supérieur d'éléments nutritifs. Ceci explique pourquoi les tourbières minérotrophes sont beaucoup plus riches en nutriments que leurs cousines, les tourbières ombrotrophes, alimentées par les précipitations directes. Ici, soulignons que le terme diversité n'est pas synonyme de productivité. Cette dernière peut être égale ou même plus élevée dans un marais dont la diversité est très basse que dans un autre milieu où celle-ci est riche. La quantité de biomasse produite ou supportée dans un système simple peut équivaloir ou surpasser celle produite dans un système complexe (Hammer, 1992).

Tout comme les nutriments, les sels entrant dans le système influencent la croissance des espèces végétales et donc, par ricochet, la productivité dans le milieu: «Optimal growth is limited by concentrations and availability of nitrogen and phosphate in many wetland systems. High concentrations of various salts restrict plant establishment and growth in other systems» (Hammer, 1992). En effet, une forte quantité en sel a, sur une espèce non adaptée, un impact fatal sur sa **balance osmotique**. Ce mécanisme biologique contrôle le passage de

l'eau et des éléments dissous à travers les membranes cellulaires de la plante (Hammer, 1992). Ainsi, dans une eau saumâtre, où la concentration de chlorure de sodium s'élève à 1%, une espèce d'eau douce est incapable d'absorber l'eau et les nutriments retrouvés dans le sol et l'eau. Par contre, quelques espèces provenant de marais alcalins, tels que ceux des régions côtières où l'eau est semi salée, sont tolérantes à des conditions salines allant de modérées à fortes.

Mis à part la circulation de l'eau et les éléments qui en découlent, la productivité du marais est aussi dépendante d'autres facteurs comme la profondeur et la turbidité de l'eau.

La profondeur de l'eau délimite le zonage des plantes aquatiques et semi aquatiques (fig. 6.10, p. 87).

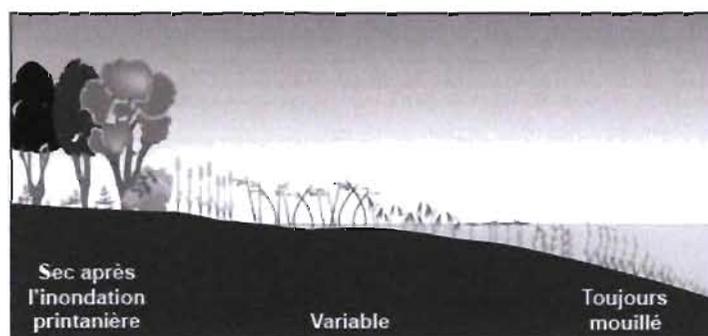


Figure 6.10 : Les variations des niveaux d'eau et la durée de l'immersion influencent les communautés de plantes aquatiques, leur diversité et leur productivité (source : Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, 2007).

«A species habitat along a water depth gradient is a result of its individual adaptations. The shoreline of many wetlands, where hydrological conditions change with elevation and where water level fluctuate over the long term, supports different zones of vegetation» (Cronk, 2001).

La profondeur et la transparence de l'eau sont également garantes de l'apport de lumière disponible pour les plantes submergées. En eau trouble et profonde, celles-ci se voient pénalisées dans leur processus de photosynthèse. De plus, l'oxygène décroît avec la profondeur, réduisant les échanges gazeux entre le substrat et l'atmosphère.

6.1.4.2 Le substrat

«Under upland soil moisture conditions, plant roots experience the same oxygen level as that of the atmosphere (about 21%)» (Cronk, 2001). Par contre, en milieu aquatique, le sol est isolé de l'oxygène atmosphérique. Ses pores sont remplis d'eau où le peu d'oxygène, ayant un taux de diffusion réduit par un facteur de 10 000, a rapidement été absorbé par les colonies microbiennes (Cronk, 2001). Ainsi, avec ce taux très bas de diffusion, combiné avec la demande en respiration des plantes et des microorganismes du sol, il en résulte une disponibilité externe très faible, voir même nulle, d'oxygène pour les racines des plantes.

Par conséquent, le substrat devient anoxique ou anaérobie qu'après quelques jours et même parfois après seulement quelques heures d'inondations prolongées. Cependant, une fine couche de 1 à 5 mm à la surface du sol a une quantité adéquate d'oxygène, maintenant ainsi des conditions aérobies et d'oxydation : «Even in soils that are always flooded, a thin oxidized upper layer usually persists, made possible by benthic algal production of oxygen as well as gas exchange with the atmosphere» (Cronk, 2001). Le reste du substrat est, quant à lui, anaérobie, donc réduit, à l'exception d'une mince pellicule enrobant les fines racines des plantes supportant des populations microbiennes aérobies. Cette pellicule, appelée **rhizosphère**, est une zone oxydée provenant de l'écoulement de l'oxygène des racines d'une plante aquatique ou semi aquatique (fig. 6.11, p. 88).

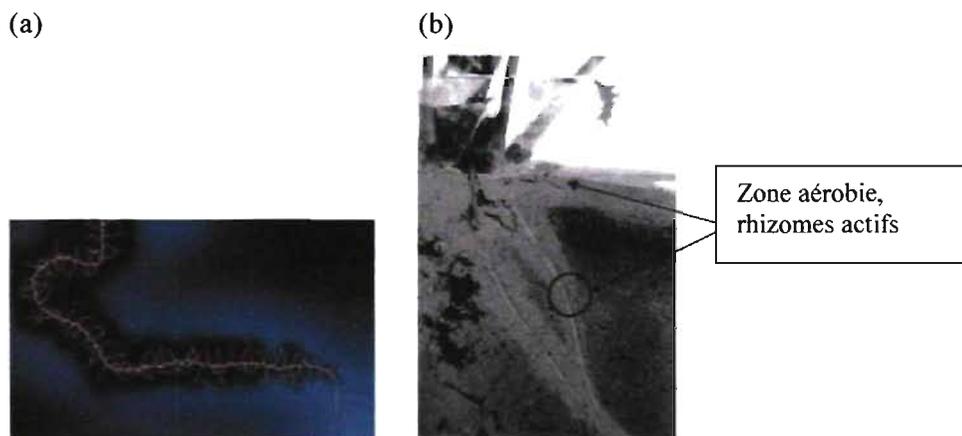


Figure 6.11 : L'écoulement de l'oxygène par les racines des plantes, (a) une rhizosphère, (b) une zone aérobie (source : www.themudskipper.org; Conférence Chazarenc, 2006).

Le sol, en plus de jouer le rôle de support pour les plantes aquatiques et semi aquatiques,

remplit les fonctions d'un médium pour beaucoup de transformations chimiques et d'un réservoir majeur pour les nutriments, les minéraux et les autres substances.

«Unique quality of saturated soils results from the many interrelated physical and chemical changes that occur because of the limited oxygen (anaerobic conditions) rather than from direct effects of excess water... many elements and compounds occur in reduced states in saturated, anoxic soils causing characteristic colors and textures» (Hammer, 1992).

La forme réduite d'éléments, notamment les nitrates, les ions manganites, les ions ferriques, les sulfates, le dioxyde de carbone et d'autres composés organiques, est le résultat de la respiration microbienne anaérobie et des réactions chimiques d'oxydation-réduction. Dans un sol drainé, les microorganismes utilisent, durant la respiration, l'oxygène comme accepteur d'électrons alors que, lorsque les sols sont inondés, les microorganismes anaérobies du sol ont la capacité de se développer et de prospérer en se servant d'autres accepteurs terminaux d'électrons tels que ceux mentionnés ci-dessus. À mesure que la durée de l'inondation augmente, le potentiel d'oxydation-réduction du sol ou **potentiel redox** diminue. Ce potentiel mesure la capacité du sol ou de l'eau à oxyder ou réduire des substances chimiques. Notons que l'oxydation est la perte d'électrons alors que la réduction est le gain d'électrons. La saturation en eau du sol et conséquemment le manque d'oxygène font généralement en sorte que la condition redox du sol du marais est négative.

«The redox potential (expressed in millivolts, mv) is a measure of the willingness of an electron carrier to donate electrons. The more negative the redox potential, the more the carrier will act as a reducing agent (it will acquire electrons). A drained soil typically has a redox level of about +400 to +700 mv, a moderately reduced soil has a redox of about +100 mv, and a strongly reduced soil has a redox of about -300 mv» (Cronk, 2001).

La condition redox (Eh) et le pH, donnée variant entre très acide (3) à très alcalin (11) mais dont la plupart du temps est neutre (7), ainsi que leurs interactions influencent la capacité d'échange des cations (CEC) et de plusieurs réactions physiques et chimiques dans le sol. Un sol organique typique a un pH d'environ 7 et une Eh de -200mV, faisant en sorte que les substances communément retrouvées sont normalement sous leur forme réduite. Aussi, les sols organiques des milieux humides des régions tempérées et froides ont une capacité d'échanges de cations plus importante que les sols minéraux retrouvés en milieu tropical et sub-tropical en raison de la dominance de cations H⁺.

À chaque réduction, les bactéries anaérobies font un gain d'énergie de cette réaction. Par contre, les formes réduites qui en résultent peuvent créer un habitat stressant et voire même toxique pour certaines plantes, d'autant plus que la disponibilité des nutriments est affectée par une condition redox basse: «essential plant nutrients such as phosphorus, potassium, magnesium, and calcium are not themselves reduced, but the reduction of other elements can change their availability» (Cronk, 2001). Hammer (1992) souligne que cette perte d'oxygène crée des conditions environnementales difficiles pour les organismes vivants ainsi que des conditions chimiques inhabituelles définissant les propriétés uniques du sol des marais, et contribuant à leurs valeurs fonctionnelles.

«The wide range of redox potentials for periodically flooded soils vs. aerobic soils is important. Wetlands are often the major reducing ecosystem on the landscape and their most important function may be as chemical transformers of nutrients and other materials» (Hammer, 1992).

La distribution, l'abondance et le type de plantes dépendent du temps et de la durée de la saturation du sol en eau et par conséquent, de ses caractéristiques (Cronk, 2001). «Wetlands soils are generally considered hydric soils in the soil classification system (SCS) because they are saturated for a long enough period in the growing season to develop anaerobic conditions that favor hydrophytic vegetation» (Hammer, 1992).

6.1 4.3 La végétation

Il a été mentionné dans les pages précédentes que l'hydrologie et le substrat contrôlent la composition, la distribution et la diversité des communautés végétales (tab. V, p. 91). À cet égard, soulignons que les espèces végétales engendrent également des impacts décisifs sur ces deux facteurs, et ce tant au niveau physique, chimique que biologique.

Type de plante	Sol	pH	Salinité (ppt)	Profondeur (cm), < surface de l'eau
<i>Spartina</i> Spartine	Sable et terreau	5-8	10-30	20 à -50
<i>Calamagrostis</i> Calamagrostis	Limon	5-8	0-10	20 à -20
<i>Phalaris</i> Phalaris des Canaries	Limon et terreau	6-7,5	0-0,4	10 à -10
<i>Juncus</i> Jones	Organique	5-8	0-30	10 à -10
<i>Cyperus</i> Souchet	Organique et argile	3-8	0-0,4	10 à -30
<i>Carex</i> Carex, laïche	Organique et argile	5-7,5	0-0,4	10 à -50
<i>Typha</i> Quenouille	Organique et argile	5-7	0-25	10 à -70
<i>Phragmites</i> Roseau	Limon, sable argile et organique	3-8	0-30	30 à -150
<i>Scirpus</i> Scirpe	Organique et argile	4-9	0-32	10 à -100
<i>Potamogeton</i> Épi d'eau	Organique limon et argile	4-10	0-20	-5 à -300
<i>Vallisneria</i> Vallisnérie	Limon, argile	5-8	0-10	-5 à -100
<i>Ruppia</i> Ruppie	Limon, argile et organique	5-10	0-25	-5 à -100
<i>Nuphar</i> Nénuphar	Organique et limon	3-8	0-5	-50 à -200

Tableau V : Exemples d'environnement de quelques espèces végétales aquatiques (source de données : Hammer, 1990).

1. Les fonctions des plantes

Afin de mieux cerner les caractéristiques uniques des plantes aquatiques, Cronk (2001), dans son ouvrage *Wetland plants, biology and ecology*, émet quatre de leurs contributions vitales pour ces écosystèmes.

Tout d'abord, ces espèces sont à la base de la chaîne alimentaire. Cette position leur alloue le rôle de conduit principal d'énergie dans le système. À travers le processus de photosynthèse, les plantes relient l'environnement abiotique au biotique. « They are drivers of ecosystem productivity and biochemical cycles, in part because they occupy a critical interface between the sediments and the overlying water column » (Cronk, 2001). Certaines d'entre elles, notamment les espèces herbacées, peuvent avoir un taux de productivité très élevé rivalisant avec celui des forêts tropicales. Mais contrairement au système terrestre, la plupart des éléments organiques n'est pas consommée par les herbivores mais plutôt transférée aux décomposeurs.

Aussi, les plantes des marais procurent un habitat pour d'autres groupes taxonomiques tels que les bactéries, les macro invertébrés et les poissons. La composition de la communauté végétale a donc des répercussions directes sur la diversité de ces espèces dépendantes. Ceci étant dit, d'un point de vue biologique, ces plantes jouent de multiples rôles dans le fonctionnement des marais : « They, like all photosynthetic organisms, are crucial in fixing the energy that powers all other components of the system. They supply oxygen to other biota and contribute to the physical habitat » (Cronk, 2001).

De plus, elles influencent grandement la chimie de l'eau et du sol. En effet, elles agissent comme « évier » et « pompe » à nutriments, déplaçant ces composés du substrat à la colonne d'eau. Outre les nutriments et l'oxygène dissous, certaines d'entre elles possèdent même des habilités à absorber des substances comme les métaux. Aussi, de par l'écoulement d'oxygène de leurs racines, elles changent les caractéristiques chimiques du sol. Ces éléments seront discutés plus en détail à la section 6.4 du chapitre.

Finalement, elles modifient les régimes hydriques et de sédiments à travers la stabilisation des berges, la modification des courants et le niveau d'eau. La résistance engendrée par celles-ci résulte dans la perte de vitesse du mouvement de l'eau et de la formation de pente,

modifiant la direction et l'élévation de l'eau (Hammer, 1992). Aussi, elles créent de l'ombre abaissant ainsi la température de l'eau, et elles influencent les gains d'eau à travers l'interception des précipitations et la perte d'eau par évapotranspiration.

2. Les familles de plantes

Tel qu'expliqué à la page 84, il existe des espèces flottantes, submergées, émergentes et ligneuses. Toutefois, dans le cadre de cette recherche, en raison du climat tempéré froid de la région à l'étude, de l'intérêt du fonctionnement biologique en saison hivernale et de l'inondation continue du milieu, l'attention sera davantage portée sur les plantes émergentes de ces écosystèmes.

Les plantes émergentes sont les espèces les plus caractéristiques des marais. Résidant normalement dans les eaux peu profondes (5-30 cm), elles s'enracinent dans le sol. Les portions de la base poussent sous la surface de l'eau alors que les tiges, les feuilles et les organes reproducteurs sont aériens. La plupart des espèces composant ce groupe sont des espèces herbacées, mais on compte aussi les espèces ligneuses.

Parmi les plantes herbacées, les familles les plus communes en régions tempérées sont, entre autres, les Typhacées, les Cypéracées et les Graminées (fig. 6.12, p. 93).

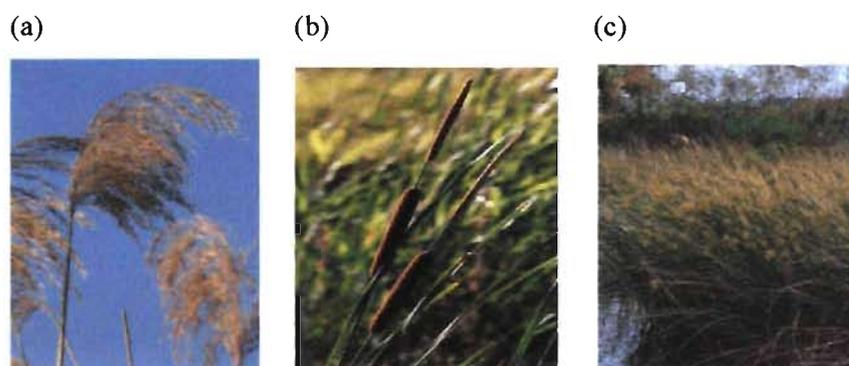


Figure 6.12 : Illustration de plantes émergentes, (a) Graminée, (b) Typhacées, (c) Cypéracées (sources: ag.arizona.edu; ponds.meetup.com).

Les Typha, communément appelées quenouilles, sont de la famille des Typhacées. La hauteur de la tige varie entre 100 à 270 cm et la taille de la feuille entre 6 à 25 mm. Sans aucun parfum ni nectar, elles se décrivent comme étant linéaire, avec des épis staminés et une

floraison estivale. Elles proviennent des régions tempérées et chaudes des deux hémisphères et on les retrouve particulièrement en Europe, en Asie et en Amérique. Elles colonisent les marais et les rivages saturés en eau douce. En effet, elles ne peuvent pas tolérer les eaux saumâtres et préfèrent un pH neutre (Frère Marie Victorin, 1995). Ces plantes produisent beaucoup de biomasse et leurs longues tiges assurent l'oxygénation du substrat. Elles forment un réseau qui retient les débris et construit le sol, diminuant ainsi l'érosion. Leurs feuilles sont construites de façon à réduire le vent et, par conséquent, l'évapotranspiration.

Les Phragmites, dont le type le plus connu est le roseau commun, sont de la grande famille des graminées tout comme le riz, l'orge, l'avoine et le blé. Ces espèces ont une profondeur allant de 1 à 5 m et la taille de leurs feuilles varie entre 1 à 5 cm de largeur. Elles se décrivent comme étant des graminées aquatiques aux plumes de couleur pourpre ou violette, de grandes plantes vivaces aux feuilles linéaires, larges et planes. Le roseau commun, pour sa part, est presque complètement cosmopolite. Il n'en manque qu'en Nouvelle-Zélande et en Polynésie, et s'adapte tant au climat de la Finlande qu'à celui des jungles humides de l'Équateur (Frère Marie-Victorin, 1995). Ces plantes proviennent de plusieurs régions. Une espèce est retrouvée en Amérique et en Europe, une en Asie, une en Amérique du Sud et l'autre dans toute les régions tempérée boréale. Tout comme les Typha, elles colonisent les marais et les rivages saturés d'eau douce mais contrairement à celles-ci, elles ont la capacité de croître dans les eaux saumâtres ou semi salées propre aux lagunes et aux estuaires. De plus, le pH du milieu peut varier entre 3, très acide à 8, neutre. Aussi, elles oxydent efficacement les sédiments et produisent beaucoup de biomasse.

Les Scirpus, couramment appelés scirpes, appartiennent à la famille des Cypéracées. La profondeur de leurs tiges peut aller de 50 à 250 cm et la taille de leurs feuilles varie entre 20 à 25 mm. Il s'agit d'une plante vivace à rhizomes robustes et à floraison estivale. Environ 150 espèces à vaste distribution géographique, on retrouve couramment plusieurs espèces dans les eaux douces du Québec ainsi que dans les eaux semi salées (Frère Marie Victorin, 1995). Tout comme le roseau, elle s'accommode à des conditions climatiques variables et le pH peut varier entre 4 et 9. Leurs longues tiges creuses permettent une oxygénation constante, même sous la neige. Cette espèce produit aussi une grande quantité de biomasse.

Outres ces trois familles principales, d'autres, telles que les familles des Juncacées et des Sparganiacées, sont largement rencontrées dans les régions tempérées. Parmi les familles

ligneuses adaptées aux conditions marécageuses, on retrouve notamment, pour les arbres, les Salicacées (les saules et les peupliers), et pour les arbustes, les Rosacées et les Cornacées (fig. 6.13, p. 95).

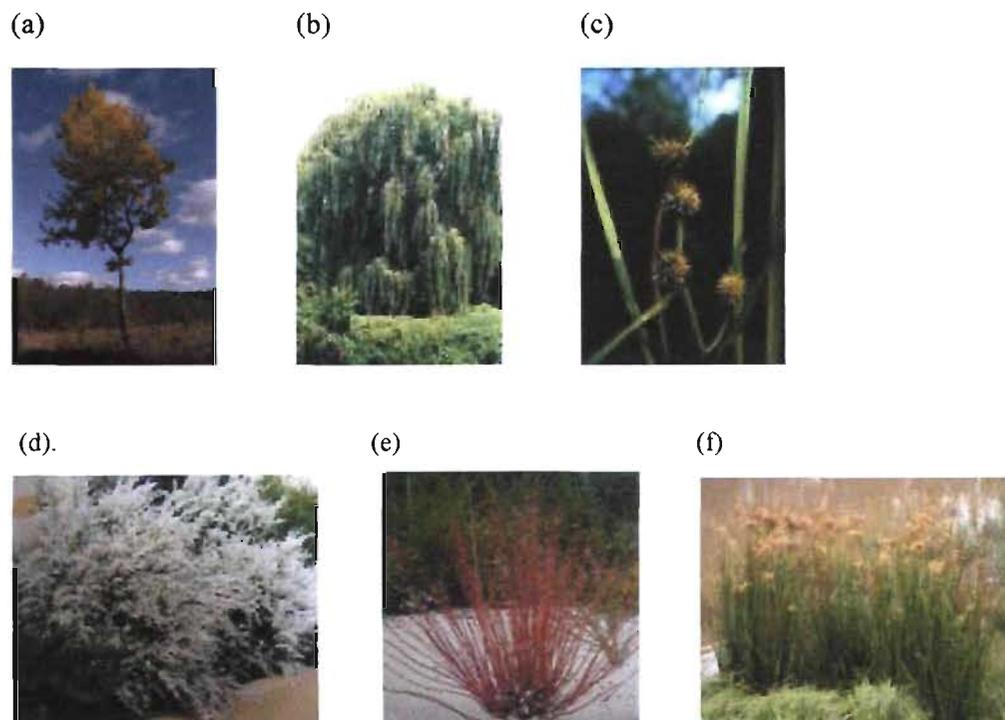


Figure 6.13 Espèces végétales ligneuses et émergentes supportant les inondations, (a) et (b) Salicacées (peuplier, saule), (c) Sparganiacée, (d) Rosacée, (e) Cornacée, (f) Juncacée (sources :www.ibot.cas.cz; www.colby.edu; www.botgard.ucla.edu popgen.unimaas.nl; toutsurlesplantes).

Typiques aux marais, les espèces herbacées : Typha, Phragmite, Scirpus...sont localisées en bordure des lacs ou des rivières, et, en raison de leur capacité à intercepter les rayons du soleil avant que ceux-ci pénètrent dans l'eau, elles dominent les plantes flottantes et submergées dans ces habitats. En effet, les longues feuilles linéaires typiques à ces espèces diminuent l'ombrage et exposent une grande quantité de superficie de feuille permettant un niveau de saturation de lumière très élevé contribuant à leur haute productivité de biomasse. Ces feuilles réduisent aussi le mouvement de l'air limitant ainsi la perte d'humidité au dessus du marais, résultat de la transpiration des plantes.

«Plant structure substantially reduces evaporation losses from exposed water surfaces by shading the surface, occupying a substantial portion of the surface

space, obstructing air movement near the water's surface such that relative humidity is near saturation for some distance above the water's surface and the saturated air is not exchanged with drier air. In turn, limited air along the length of plant stems and leaves maintains high humidity near plant surfaces, thereby reducing transpiration losses compared to measurements obtained from a single exposed leaf » (Hammer, 1992).

Ce phénomène fait en sorte que les taux d'évapotranspiration annuels des milieux humides sont inférieurs à ceux calculés pour les lacs de la même région. Les taux d'évapotranspiration des marais équivalent à environ 80% du taux de pan évaporation de classe A des lacs régionaux.

«For planning purposes, evapotranspiration rates from wetlands can be assumed to be 80% of Class A pan evaporation from a nearby open site; hence, wetlands evapotranspiration and lakes evaporation are roughly equal since Class A pan evaporation is 1,4 times lake evaporation» (Hammer, 1990).

Parmi tous les groupes de plantes aquatiques, les plantes émergentes sont celles les plus semblables aux espèces terrestres en raison de leur dépendance à l'air pour la reproduction et au sol pour leur unique source de nutriments. Dotées d'un système de racines profondes, elles obtiennent leurs nutriments du substrat.

3. Les adaptations structurelles

Mais contrairement aux plantes terrestres, elles tolèrent les inondations prolongées en raison d'un développement physiologique particulier nommé **aérenchyme** (fig. 6.14, p. 97). Ces structures véhiculent les gaz atmosphériques incluant l'oxygène à travers les stomates des feuilles et les cuticules des tiges ou tissus ligneux, procurant à la plante un apport d'oxygène adéquat (Hammer, 1992) (fig. 6.15, p. 97).

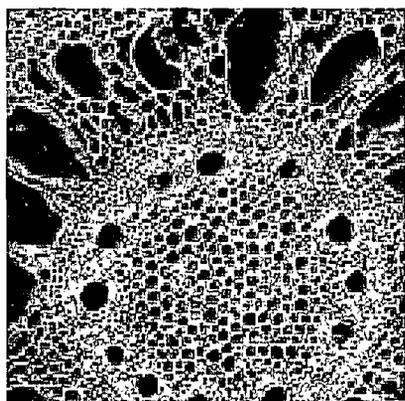


Figure 6.14 : Les aerenchymes (source : www.sfrc.ufl.edu)

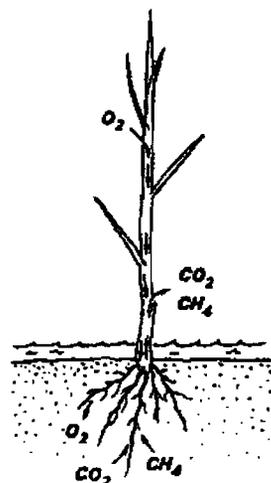


Figure 6.15 : La circulation des gaz dans la plante (source : Cronk, 2001)

Ces structures ne sont pas uniques aux plantes aquatiques et semi aquatiques. Elles sont aussi présentes dans les espèces terrestres. Toutefois, la différence entre elles réside dans le pourcentage d'espace réservé aux gaz. Alors que la superficie totale pour une plante terrestre varie entre 10 à 12%, celle d'une plante tolérante s'élève au-delà de 50 à 60% de la superficie totale de la racine (Cronk, 2001). «Aerenchyma decreases the resistance of flow encountered by oxygen and other gases in the plant tissue, allowing oxygen to reach the buried portion of the plant relatively unimpeded» (Cronk, 2001). Cette diffusion de gaz : oxygène, dioxyde de carbone, méthane et autres, est aussi améliorée par d'autres mécanismes permettant à la plante de survivre dans un substrat anoxique.

Cet oxygène, voyageant à travers la plante, est consommé par la respiration des racines et des rhizomes, et subit également une perte par les racines. Ces dernières diffusent l'oxygène dans le substrat environnant : la rhizosphère. Ce mécanisme de diffusion s'appelle la **perte d'oxygène radiale**. Cette perte, résultant dans l'oxygénation de la zone immédiatement adjacente aux racines de la plante, procure un habitat pour les colonies bactériennes aérobies, et favorise une hausse du potentiel redox dans une partie des sédiments anoxiques, permettant l'oxydation de certains éléments (Cronk, 2001). On a observé que plusieurs espèces submergées, flottantes, émergentes et ligneuses, oxydent la rhizosphère par la perte d'oxygène radiale. Cependant, la performance oxydante de ce mécanisme diffère d'une espèce à l'autre. Elle varie selon les niveaux d'oxygène des racines, leur taille, leur masse et

leur perméabilité (Cronk, 2001). En général, il a été démontré que les plantes émergentes oxygènent davantage le substrat que les plantes submergées. En effet, une étude de Chen et Barko (1988) a prouvé que *Hydrilla verticillata* n'a pas altéré les sédiments par sa perte d'oxygène radiale contrairement à celle de la plante émergente *Sagittaria latifolia* (sagittaire latifoliée) qui a affecté la condition redox du sol et a changé les conditions de réduction du milieu en l'espace de 6 semaines.

En raison de la forme réduite de certains éléments et, par conséquent, de la non biodisponibilité de certains nutriments, un sol anoxique peut s'avérer un environnement stressant et même toxique pour les espèces végétales. En oxydant des composés toxiques potentiels dans la rhizosphère comme les métaux et les gaz réduits, les sulfites dissous, et les composés organiques dissous, cette perte d'oxygène radial agit comme un mécanisme de protection pour la plante, lui assurant un milieu de vie moins toxique (Cronk, 2001).

«Radial oxygen loss often supplies enough oxygen so that nitrifying bacteria which require oxygen, can transform ammonia to nitrate (Tolley et al. 1986). It also brings about the precipitation of manganese hydroxides and oxides on the root surface, thus preventing the uptake of manganese. Reduced iron uptake is also avoided by the oxidation of iron outside of the root via oxygen radial loss (Ernst, 1990)

On retrouve aussi ces mécanismes de protection chez certaines bactéries comme les bactéries sulfato-réductrice qui convertissent le mercure inorganique en méthyle mercure ou mercure organique (CH_3Hg), comme expliqué à la section 3.2.3 de la section portant sur les éléments de la problématique. Chez les plantes des marais, ce mécanisme de protection comporte un double aspect positif. En plus d'être essentiel pour la survie de la plante dans ce milieu, il est bénéfique pour traiter les eaux de drainage du bassin versant arrivant dans le système. Or, milieux normalement localisés dans une dépression de terrain ou à l'interface des milieux terrestre et aquatique, ils jouent un rôle vital dans les cycles globaux des nutriments et des éléments à l'intérieur même du système, mais également avec l'environnement adjacent.

6.2 L'épuration naturelle des eaux usées

Caractérisés par des eaux peu profondes, une forte productivité des plantes et des substrats anaérobies, ces écosystèmes procurent un environnement propice à d'importants processus physiques, chimiques et biologiques, responsables de la purification des eaux. Cette

épuration naturelle des eaux est réalisée grâce à l'action et aux interrelations de trois éléments principaux : la végétation, le substrat et l'hydrologie.

6.2.1 Le rôle des plantes

Les plantes de ces écosystèmes occupent trois rôles essentiels en matière d'épuration naturelle des eaux usées. Par le transfert d'oxygène et de carbone via leurs structures, elles assurent la prolifération des bactéries aérobies. Ensuite, ces espèces végétales filtrent, assimilent et retiennent des composés et des nutriments tels que l'azote et le phosphore, leur permettant de croître. Finalement, elles ont une influence mécanique sur le régime hydrique et, par conséquent, sur la qualité de l'eau du système.

6.2.1.1 Les colonies microbiennes

La création d'un environnement propice et additionnel pour les colonies microbiennes est sans aucun doute la fonction principale de la plante dans l'épuration naturelle des eaux. Les parties submergées et enterrées de la plante fournissent une quantité importante de surface pour l'attachement des colonies microbiennes : bactéries, algues et parasites. Cette colonisation dans la rhizosphère est réalisable grâce au processus de la perte d'oxygène radiale. L'activité microbienne aérobie dans cette zone, par des réactions d'oxydation réduction, stimule la décomposition de la DBO, améliore la décomposition de composés organiques, et permet d'enlever un apport considérable d'azote par les processus de nitrification et de dénitrification (fig. 6.16, p. 100). «Microbes on submerged plant surfaces and in the rhizosphere are responsible for the majority of the microbial processing that occurs in wetlands» (Nichols, 1983; Brix, 1997).

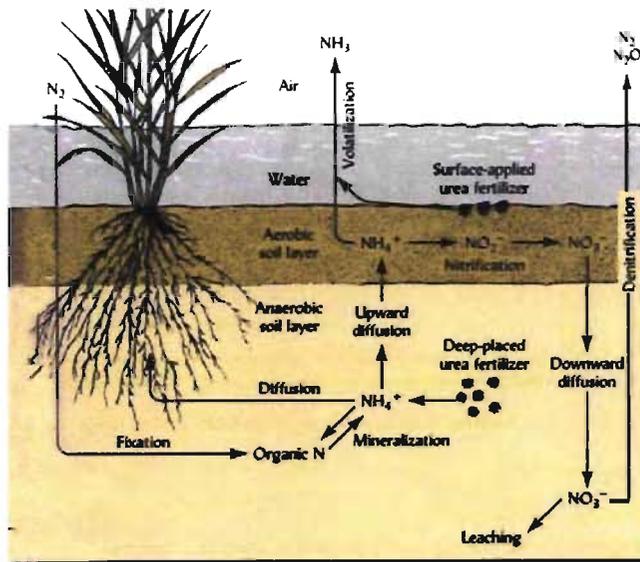


Figure 6.16 : Le processus de nitrification-dénitrification (source: www.class.uidaho.edu)

Le processus de nitrification consiste en l'oxydation biologique de l'ammoniac et de l'ammonium en nitrates avec les nitrites comme intermédiaires dans la séquence. Dans le marais, ce processus est possible dans la rhizosphère, à la surface du sol et dans la colonne d'eau. Une fois oxydés, ces composés diffusent dans la zone anaérobie du sol sous formes de nitrates et sont alors réduites par les bactéries anaérobies en oxyde nitreux (N_2O) ou en gaz dénitrifié (N_2). Ce second processus s'appelle la dénitrification. Soulignons que, même si elle nécessite absolument le processus de nitrification, la dénitrification est la seule avenue pouvant véritablement enlever entièrement l'azote du système aqueux. «The occurrence of both aerobic and anaerobic soils in wetlands provides ideal conditions for nitrogen conversions» (Cronk, 2001).

Ensuite, outre l'oxygène, la source de carbone est le second élément indispensable pour la prolifération de microbes aérobies dans le milieu. En effet, le carbone, rejeté dans le sol par les racines des plantes aquatiques et semi aquatiques, procure aux colonies microbiennes une source d'énergie. «To continue to reproduce and function properly, an organism must have a source of energy, carbon for the synthesis of new cellular material, and inorganic elements (nutrients) such as nitrogen, phosphorus, sulphur, potassium, calcium and magnesium» (IWA, 2000).

Le processus de dénitrification est ainsi grandement amélioré lorsqu'un apport suffisant de carbone est disponible pour les bactéries dénitrificatrices: «This link between vegetation and carbon availability is one of the ecologically critical features of effective treatment of high nitrogen removal» (Seedel et al. 1991).

Outre ces réactions, les colonies microbiennes sont également responsables en grande partie de l'élimination des pathogènes. Lors de leur passage à travers ces milieux, les bactéries et les virus sont éliminés par : la prédation par les nématodes et les protistes, l'attaque des bactéries lyriques et les virus, la compétition pour les ressources : oxygène et carbone, mais aussi par la mort naturelle. Hormis ces interactions biologiques, cet enlèvement est aussi la conséquence d'une combinaison de facteurs physiques et chimiques de la part des plantes et des éléments abiotiques de l'écosystème. Au niveau physique, ces organismes pathogènes sont éliminés par filtration mécanique des plantes, par sédimentation et par exposition aux rayons ultra violets du soleil. En Afrique de l'Ouest, on se sert de l'effet purificateur du soleil dans les bassins à microphytes afin de détruire les bactéries pathogènes (Seidl et al. 2003). En ce qui concerne les interactions chimiques, ces organismes disparaissent grâce aux processus d'oxydation, d'exposition aux biocides excrétés par certaines plantes et d'absorption des matières organiques (IWA, 2000). Ceci étant dit, les marais sont reconnus pour leur capacité à éliminer ces organismes. «Once these organisms are entrapped within the system their numbers decrease rapidly» (IWA, 2000).

6.2.1.2 L'assimilation et la rétention des nutriments

L'assimilation de l'azote et d'autres nutriments, notamment le phosphore, chez les plantes aquatiques et semi aquatiques est normalement temporaire et à court terme. Les nutriments sont emmagasinés et, par la suite, rejetés dans le système lors de la mort, de la brisure ou de la décomposition de la plante (fig. 6.17, p. 102). Plusieurs études ont démontré que l'apport de nutriments assimilé par les plantes se limitait entre 1 à 4% de l'élimination total dans le système. En stockant à courte échéance les nutriments dans leurs tissus, elles protègent contre l'eutrophisation les systèmes hydriques en aval. «Emergents have a large network of roots and rhizomes and they store nutrients in perennial tissues. Emergent take up nutrients from the soil porewater and this uptake can establish a gradient between the water column and the soil, thus improving overall nutrient retention (Reddy et al. 1999).

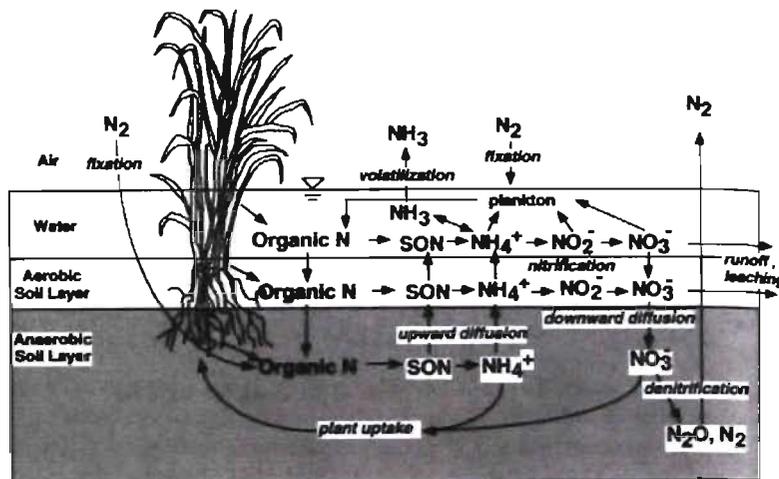


Figure 6.17 : Le cycle de l'azote dans un marais (source : www.class.uidaho.edu)

En ce qui concerne le phosphore, l'apport biotique de ce dernier se fait lorsque celui-ci se trouve sous sa forme biodisponible, c'est-à-dire inorganique (fig. 6.18, p. 103). Toutefois, en raison de l'activité microbienne, les formes organiques peuvent être brisées et transformées en formes biodisponibles. La quantité de phosphore emmagasinée dans les tissus de la plante dépend de plusieurs facteurs : le type de végétation et son taux de croissance, la saison, le climat, le taux de décomposition de la litière végétale, l'écoulement du phosphore par les tissus abîmés, et la translocation du phosphore des parties supérieures aux parties inférieures.

Outre la rétention par les plantes, le phosphore peut également être séquestré dans le système par deux autres mécanismes chimique et physique : la sorption sur les particules du sol et l'accrétion du sol. Ces deux mécanismes, contrairement à celui des plantes, sont à long terme. En premier lieu, la sorption est réalisée lorsque les formes inorganiques du phosphore sont chimiquement liées aux solides en suspension. Une fois ces solides ou particules sédimentés, le phosphore est éliminé de la colonne d'eau (Cronk, 2001). Toutefois, si le sol devient saturé en phosphore, un retour graduel dans la colonne d'eau de ce nutriment est envisageable. Afin de contrer ce processus, les plantes peuvent, à ce moment-là, l'intercepter en partie et ainsi prévenir sa dispersion immédiate à l'extérieur des sédiments.

Ensuite, l'accrétion, qui consiste en un processus d'agglomération d'éléments inorganiques, solides ou fluides, signifie, dans ce cas-ci, l'emmagasinement du phosphore dans la litière des plantes. L'accrétion de sédiments par l'accumulation de matière organique est une avenue viable d'élimination du phosphore de l'eau (Cronk, 2001).

«A portion of the plant's biomass remains on or in the sediments and decomposes relatively slowly. Over time, the storage of phosphorus in plant litter becomes increasingly significant (Kadlec 1995, 1999)... The undecomposed fraction of the litter that remains within the wetland accumulates and sediment accretion results in long-term nutrient storage» (Cronk, 2001).

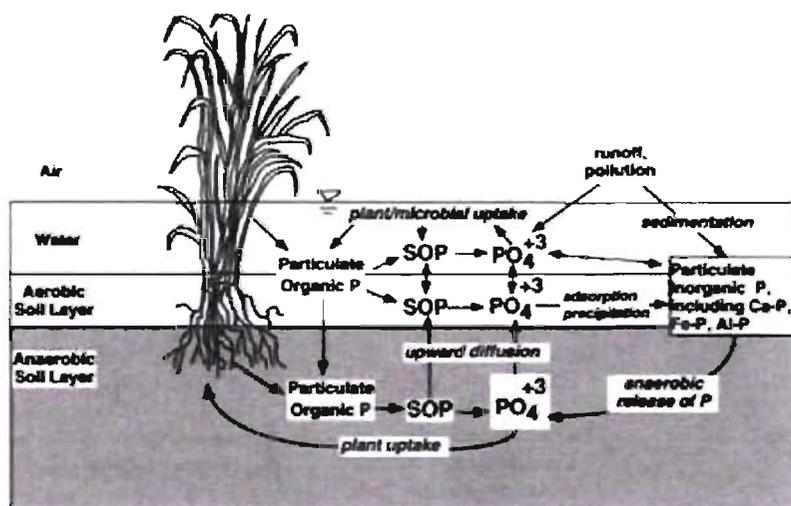


Figure 6.18 : Le cycle du phosphore dans un marais (source: www.class.uidaho.edu)

6.2.1.3 L'action mécanique ou physique des plantes

L'effet physique ou mécanique des plantes marécageuses influence certains facteurs ayant des répercussions directes sur la qualité de l'eau dans le système. Ces espèces végétales agissent comme un filtre pour les matières en suspension et les nutriments associés, et facilitent leur dépôt dans le sol. Aussi, en réduisant la vitesse de l'eau, elles favorisent le potentiel d'absorption et de transformation des nutriments en raison du temps de contact plus long entre les eaux usées, les sédiments et la surface des plantes où sont attachées les colonies microbiennes.

De par leur haute taille, elles réduisent également la vitesse du vent en évitant la re-suspension des particules au sol, diminuant ainsi la turbidité de l'eau dans le marais. La réduction de l'apport de particules en suspension a un effet direct sur la DBO. De plus, grâce à leurs systèmes de racines denses, elles amoindrissent les risques d'érosion en créant une barrière protectrice contre le vent, les vagues et les inondations.

6.2.2 Les rôles du substrat et de la colonne d'eau

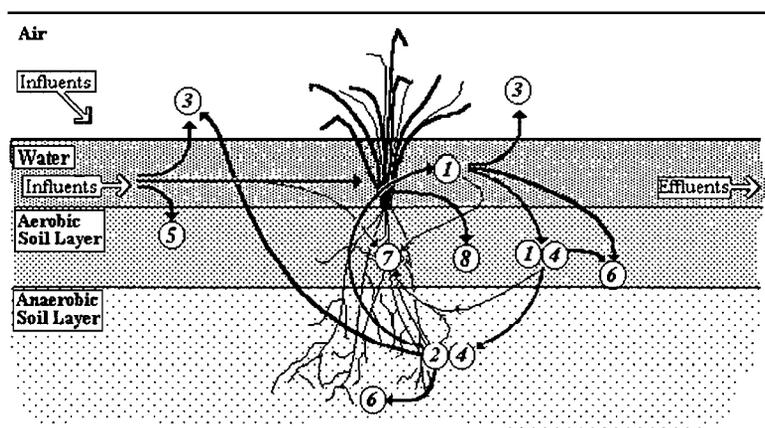
Outre le rôle des plantes et des colonies microbiennes brièvement explicité, l'épuration naturelle des eaux dans les marais est aussi effectuée grâce aux rôles du substrat et de la colonne d'eau.

Le substrat, en plus de fournir un support aux plantes, est un évier à plusieurs composés et nutriments. Aussi, il détient une surface oxygénée propice à la prolifération de colonies microbiennes, et réactive pour la complexification d'ions, d'anions et d'autres composés. «Form changes in turn affect solubility and availability for plant uptake or reaction with other substances and the various transformations that occur in wetlands modify organic and inorganic substances, releasing some while trapping others» (Hammer, 1992).

La surface et la colonne d'eau, quant à elles, transportent des substances et des gaz aux colonies microbiennes, évacuent des sous-produits à l'extérieur du système, et procurent un environnement et une eau pour les processus biochimiques accomplis par les plantes et les microbes (Hammer, 1992).

Ceci étant dit, la section précédente confirme succinctement que les marais ont des capacités physiques, chimiques et biologiques à absorber, à convertir, à éliminer et à retenir des composés pouvant être considérés comme étant des contaminants potentiellement néfastes pour la faune et la flore et donc, par ricochet, pour l'être humain (fig. 6.19, p. 105).

D'ailleurs, plusieurs expériences tentent depuis les dernières décennies de tirer profit de ces mécanismes naturels en restaurant, en protégeant et en construisant ces types de systèmes, essentiels au bon fonctionnement et à l'équilibre de l'environnement. Ainsi, des milliers de projets, évalués à plus de 20 000 (Chazarenc, 2006), ont été mis de l'avant à travers le monde afin de profiter de cette expertise naturelle à des fins de traitement des eaux usées : eaux en provenance principalement, mais non seulement, des activités anthropiques.



Principaux mécanismes mis en jeu

1. Oxydation
 2. Réduction
 3. Volatilisation
 4. Adsorption
 5. Sedimentation
 6. Précipitation
 7. Consommation plantes
 8. Minéralisation/formation d'humus
- d'après Reddy and d'Angelo, 1997

Figure 6.19 : Schéma récapitulatif des principaux mécanismes de dégradation des polluants dans un marais (source : Chazarenc, 2006).

6.3 Les marais artificiels

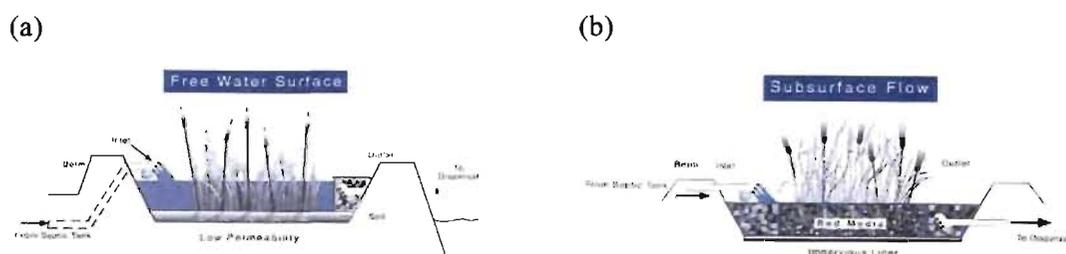
Ayant commencé à gagner une certaine popularité dans le monde occidental industrialisé dans les années 70 suite aux études menées par H.T. Odum, ces systèmes construits sont de plus en plus répandus à travers le monde. Dans les pays nordiques, on les retrouve surtout dans les petites collectivités aux États-Unis et en Europe.

Construits par l'être humain, les marais artificiels se réfèrent aux marais de traitement, et sont réalisés pour traiter un problème spécifique d'eau usée (Cronk, 2001). Connus sous les noms de filtres plantés de roseaux ou de macrophytes, lits ou biofiltres végétalisés, lacs filtres, marais épuratoires, filtrants, construits ou artificiels, ces systèmes sont bien implantés pour le traitement primaire, secondaire et tertiaire des eaux domestiques, ainsi que pour les sources d'origine agricole comportant de forte quantité d'azote et de phosphore.

Malgré le nombre existant de traitements naturels des eaux usées, les marais artificiels sont les seuls dotés de plantes adaptées à des inondations permanentes, les rendant ainsi aptes à recevoir une décharge continue d'eaux usées.

6.3.1 Les types de marais artificiels

Il existe deux types de système construit : les marais artificiels de surface et ceux dits sous surfaciques (fig. 6.20, p. 106 et tab. VI, p. 111). Étant des reproductions des milieux humides naturels, leurs mécanismes de traitement comportent essentiellement les mêmes processus : sédimentation, précipitation, dégradation et absorption chimique, interaction microbienne avec la demande biologique en oxygène, les matières en suspension, l'azote et les bactéries pathogènes, assimilation, rétention et filtration de divers composés par les plantes (Campbell, 1999).



Figures 6.20 : Les types de marais artificiels, (a) le marais artificiel de surface, (b) le marais de surface sous surfacique (source : Mitsch et al. 2000).

6.3.1.1 Le marais artificiel de surface

Premièrement, le marais artificiel de surface mime ceux dits naturels en raison principalement de l'eau, peu profonde, qui coule à la surface du sol à travers une population de végétation plus ou moins dense de plantes aquatiques émergentes, submergées et flottantes. Il s'agit d'un bassin peu profond (moins de 0,4 m), partiellement rempli d'un «médium de croissance» pouvant supporter ces espèces. Ils sont aussi appelés marais aérobies : la partie supérieure de la colonne d'eau, celle à proximité de la surface est aérobie, alors que la partie inférieure, près du sol, est anaérobie. La végétation est majoritairement composée de quenouilles, de roseaux, de carex, et de joncs (Hurtado 2004). Des plantes flottantes comme les lentilles d'eau et les jacinthes d'eau sont souvent présentes lorsque la température le permet. Ces espèces peuvent tolérer des conditions d'inondations permanentes ainsi que les conditions anaérobies du sol y résultant. De plus, les marais artificiels de surface procurent, contrairement aux marais artificiels sous surfaciques, discutés subséquentement, un habitat faunique à une plus grande diversité d'espèces en raison de son accessibilité à l'eau.

Pouvant traiter des effluents secondaires, ces systèmes sont cependant surtout employés pour les traitements avancés des eaux dites ponctuelles, et largement utilisés dans le traitement des eaux de ruissellement. Contrairement aux marais sous surfaciques, ils sont moins coûteux mais requièrent davantage d'espace pour fournir la même réduction de pollution. C'est pour cette raison qu'on les retrouve majoritairement en Amérique du Nord.

1. Les performances épuratoires

Dans la région Atlantique des États-Unis, Schueler (1997) a examiné la performance d'environ 60 marais de surface pour le traitement des eaux de pluie. Selon ces études, les estimés pour l'enlèvement à long terme des polluants retrouvés dans ces eaux sont de 75% pour les MES, de 25% pour l'azote total (TN), de 45% pour le phosphore total (TP), de 15% pour le carbone organique, de 90% pour les hydrocarbures et de plus de 75% pour les bactéries. Une autre étude réalisée en Floride (1997) pour le lessivage d'un site d'enfouissement sanitaire a démontré des résultats fort encourageants avec une réduction de 93,5% pour les MES, de 81,8% pour le TP et de 61,3% pour le TN (IWA, 2000).

Finalement, un système, planté d'espèces végétales appartenant à la famille des Typha et des Scirpus pour le traitement d'eaux usées en provenance d'une ferme laitière en Oregon (1995), démontre, suite à un prétraitement, les performances suivantes : une réduction d'environ 50% pour le TP, de 70% pour la BDO₅, de 80% pour les MES et de plus de 90% pour les coliformes fécaux (IWA, 2000). Notons qu'en ce qui a trait à ce dernier polluant, on a observé dans les marais de surface, de manière générale, une diminution de 99% en 7 jours (IWA, 2000).

6.3.1.2 Le marais artificiel sous surfacique

Pour leur part, les marais artificiels sous surfaciques traitent les eaux usées en les acheminant de manière verticale ou horizontale à travers un média planté de végétation émergente. «Pretreated wastewater flows by gravity, horizontally through the bed substrate where it contacts a mixture of facultative microbes living in association with the substrate and plant roots» (Kadlec et al. 1996).

Le flot horizontal maximise la filtration et l'absorption par le sol, optimise l'ingestion des

nutriments par les plantes et les microorganismes, et favorise la détérioration des polluants par les microbes. Les marais sous surfaciques à écoulement vertical, où l'eau s'infiltrerait lentement dans le sol par le haut, sont souvent utilisés quand l'effluent est riche en azote et que la demande en oxygène est ainsi plus forte (fig. 6.21 et 6.22, p. 109). Toutefois, dans un climat rigoureux tel que celui du Canada, seuls les marais à écoulement horizontal supportent les conditions climatiques. On retrouve ceux à écoulement vertical surtout en Europe.

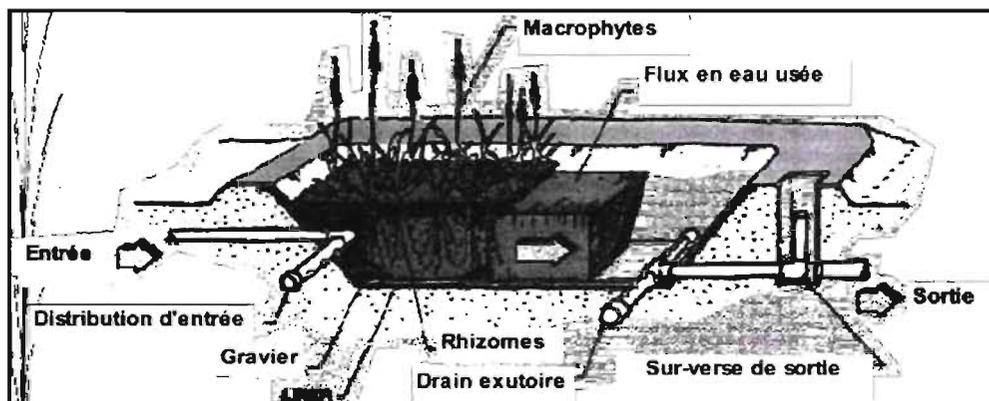


Figure 6.21 : Les principes de fonctionnement d'un marais sous surfacique à écoulement horizontal (source : Chazarenc, 2006).

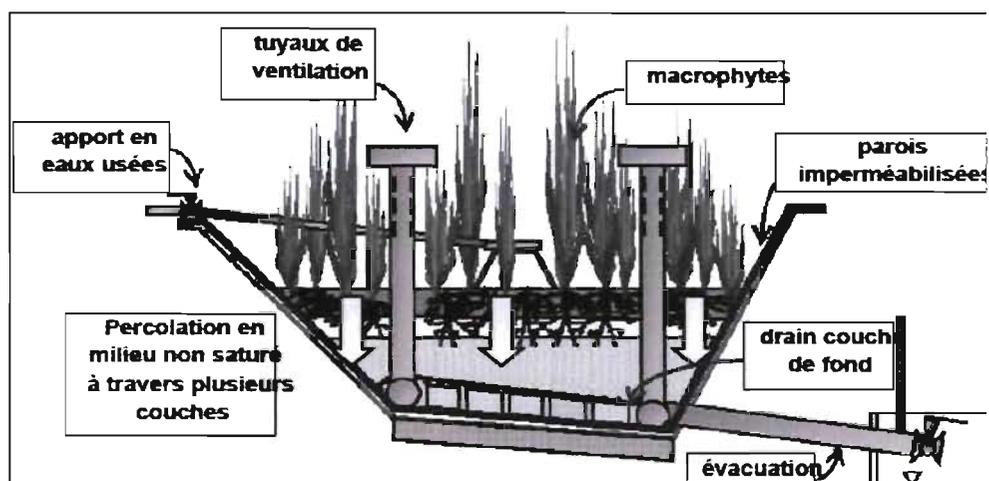


Figure 6.22 : Les principes de fonctionnement d'un marais sous surfacique à écoulement vertical (source : Chazarenc, 2006).

De plus, à l'inverse des marais artificiels de surface, les systèmes sous surfaciques sont efficaces pour le traitement d'effluents primaires. Coulant sous la surface, l'eau n'est pas en contact avec la faune extérieure, diminuant ainsi grandement les risques de contamination. Cependant, lors d'un traitement primaire, il est recommandé d'utiliser un marais artificiel sous surfacique à écoulement vertical ayant déjà subi un prétraitement. En ce qui concerne les effluents secondaires et tertiaires, ceux-ci peuvent être déversés dans les deux types de marais artificiels sous surfaciques.

«The substrate provides more surface area for bacterial biofilm growth than a SF wetland, resulting in increased treatment effectiveness, which may translate to a smaller wetland. SSF wetlands are better suited for cold weather operation than the SF wetlands because they are more insulated by the earth and accumulated plant debris on the surface of the SSF bed» (Halverson, 2004).

1. Les performances épuratoires

Un système de traitement, combinant un prétraitement, un marais artificiel à écoulement horizontal, et finalement un marais artificiel à écoulement vertical, a connu des résultats impressionnants dans le traitement des eaux usées de l'hôpital Dhulikhel au Népal. À la sortie du premier marais, les performances de traitement s'élevaient à 79% pour la BDO₅, à 83% pour la demande chimique en oxygène (DCO), à 88% pour les MES, à 16% pour l'ammoniac (NH₄-N), à 43% pour le TP, et à 99,97% pour la bactérie *E.coli*. À l'exutoire du deuxième traitement : celui à écoulement vertical, les performances ont été de 98% pour la DBO₅, de 96% pour la DCO, de 99% pour les MES, de 99,8% pour NH₄-N, de 70% pour le TP et de 99,9999% pour la bactérie *E.coli* (IWA, 2000).

Dans ce cas-ci, le système sous surfacique à écoulement horizontal est utilisé comme prétraitement pour le marais artificiel à écoulement vertical. Mais la majorité des composés organiques et des MES ont été éliminés à l'intérieur du premier système. Le dernier marais, quant à lui, consiste plutôt en une étape de nitrification de l'azote et de polissage pour les bactéries. En ce qui concerne l'élimination des bactéries, plusieurs études ont démontré une performance moyenne de 97% pour les marais artificiels sous surfaciques (IWA, 2000). Il a aussi été prouvé qu'un système sous surfacique, employé comme traitement tertiaire avait, en une journée, réduit de 99% le taux d'organismes pathogènes et, en l'espace de 2 jours, de 90% celui d'un effluent secondaire (IWA, 2000) (annexe 3).

Marais de surface (SF)

Avantages	Inconvénients
Moins chers à construire (\$/acre) et à opérer, plus simple à désigner que les marais SSF et les méthodes conventionnelles de traitement.	Plus bas taux d'enlèvement de contaminants par unité de surface que les marais SSF, ainsi ils nécessitent plus de surface pour exécuter un niveau particulier de traitement que les marais SSF
Peuvent être utilisés pour les charges importantes de matières solides (MES).	Nécessitent plus de surface que les méthodes conventionnelles de traitement.
Plus de données disponibles et de systèmes en opération au États-unis que les marais SSF.	Risques écologiques ou humains d'exposition à l'eau usée coulant à la surface du marais.
Assurent un contrôle plus élevé du débit que les marais SSF.	Peuvent être plus lents à procurer un traitement que les traitements conventionnels.
Offrent une plus grande diversité en terme d'habitats faunique.	Les odeurs et les insectes peuvent causer un problème en raison de la surface d'eau libre.
Procurer un habitat pour les plantes et la faune	

Marais sous surfacique (SSF)

Avantages	Inconvénients
Taux plus élevé d'enlèvement de contaminants par unité de surface que les marais SF, ainsi ils nécessitent moins de surface pour exécuter un traitement particulier que les marais SF.	Requièrent plus de surface que les méthodes de traitement conventionnel.
Les coûts totaux du capital et de la durée de vie sont plus bas que les systèmes de traitement conventionnel.	Peuvent être plus lents à procurer un traitement que les systèmes conventionnels.
Moins chers à opérer que les marais SF.	Plus chers à construire que les marais SF (\$/acre).
Risques écologiques minimales dû à l'absence d'exposition à l'eau usée.	Les eaux hautement chargées de MES peuvent causer des blocages du système.
Plus accessibles à entretenir en raison de l'absence d'eau à la surface.	
Les odeurs et les insectes ne causent pas de problèmes puisque le niveau d'eau se situe sous la surface du média.	
Procurer un habitat pour les plantes et la faune.	

Tableau VI Un résumé des avantages et des inconvénients des deux types de systèmes (source : Halverson, 2004 (traduit et adapté)).

6.3.2 Les mécanismes de traitement

Quoique étant similaires, ces deux types de systèmes, marais artificiel de surface et sous surfacique, possèdent tout de même, en terme de traitement, certaines capacités distinctes. La section suivante expliquera brièvement les différences majeures en terme de processus épuratoire en tenant compte des contaminants suivants : les MES, la DBO, l'azote, le phosphore et les organismes pathogènes.

6.3.2.1 Les matières en suspension

Dans le marais artificiel de surface, le processus majeur d'enlèvement des MES est la filtration. Les particules se déposent au sol et sont emprisonnées dans la litière ou dans les zones mortes du marais. Cependant, certains processus, favorisant le retour de ces particules dans la colonne d'eau, viennent contrecarrer ce processus d'accumulation. Ces deux processus sont la bioturbation causée par le mouvement des poissons, des mammifères et des oiseaux, et la ré-suspension des particules par leur détachement sur les solides en raison notamment du mouvement de l'eau et du vent (IWA, 2000).

Contrairement au marais de surface, aucune ré-suspension des MES dans le marais sous surfacique n'est possible puisque la plupart des vertébrés et des invertébrés n'interagissent pas avec la colonne d'eau. Toutefois, certains organismes présents dans le média comme les algues, les champignons et les bactéries, contribuent, en mourant, à l'augmentation de celles-ci. Le processus majeur de rétention de ces particules dans le marais sous surfacique est la filtration granulaire du médium : «particles settle into stagnant micropockets or are strained by flow constructions. They can also impinge on substrate granules and stick as a result of several possible interparticle adhesion forces» (IWA, 2000).

6.3.2.2 La demande biochimique en oxygène

Dans ces systèmes, les éléments organiques pouvant être sédimentés sont enlevés rapidement par déposition et par filtration. Les microbes attachés et suspendus aux zones oxydées et anoxiques sont responsables de l'enlèvement des composés organiques solubles dégradés de manière aérobie et anaérobie. «The uptake of organic matter by macrophytes is negligible compared with the biological degradation» (IWA, 2000). En effet, presque toutes ces

dégradations prennent place sur les fines couches aérobies présentes sur les surfaces solides : les sédiments, le médium du sol, la litière et les parties submergées des plantes. «This biofilm behaves somewhat like the trickling filters of traditional wastewater treatment facilities by breaking down dissolved organic matter» (Nichols 1983; Brix 1997). La dégradation anaérobie se faisant dans le substrat anoxique est, quant à elle, plus lente.

Les différences majeures entre les deux types de systèmes sont l'espace alloué pour ce travail et les variabilités en terme de température. Les systèmes sous surfaciques sont moins influencés par les changements de température que les marais de surface. Alors que les effets de la température observés dans les marais sous surfaciques vont de nuls à modérés, le model du cycle saisonnier pour les marais de surface peuvent compter pour 20% de la variabilité dans les concentrations de DBO à la sortie du système. Les causes de la saisonnalité sont le haut taux de décomposition de la matière organique et la forte productivité des plantes durant les moins les plus chauds de l'années : «as a result, FWS winter rate constant are higher than summer rate constants» (IWA, 2000).

6.3.2.3 L'azote

Quant à l'azote, les bactéries dénitrificatrices et de nitrification font largement l'ensemble du travail. Une petite quantité peut toutefois être assimilée par certaines plantes dans leur biomasse et, par la suite, être rejetée en azote organique après décomposition (IWA, 2000). Dans une forme réduite, $\text{NH}_4\text{-N}$ est stable et peut être absorbée sur les sites actifs de la matrice d'un marais sous surfacique et sur les sédiments d'un marais de surface (IWA, 2000), puis transformée en nitrites et en nitrates par le processus de nitrification : étape nécessaire pour l'élimination de l'azote sous forme gazeuse.

6.3.2.4 Le phosphore

Ce nutriment interagit fortement avec le sol et les éléments biotiques de ces marais construits. Il peut être emmagasiné tant à court terme qu'à long terme. Dans le marais sous surfacique, la capacité de sorption du média est la voie principale d'élimination du phosphore de la colonne d'eau. «This storage eventually becomes saturated, necessitating the replacement of the medium and the reestablishment of the wetland» (IWA, 2000). Pour ce qui est du marais de surface, ce mécanisme est possible avec éventuellement un emmagasinage partiel et

réversible lorsque le substrat devient saturé, causant ainsi un problème quant aux performances épuratoires, à long terme, pour ce nutriment. Les mécanismes d'enlèvement du phosphore dans ce deuxième système sont donc principalement : l'accrétion de nouveaux sédiments dans le marais, les résidus des macrophytes dans le sol ainsi que les dépôts directs des particules de phosphore, emprisonnées dans le substrat. Ainsi, pour les deux types de système, il s'agit surtout d'un processus de stockage du phosphore, et non de transformation de cette substance nutritive. Ceci étant dit, un système supplémentaire est souvent nécessaire à la sortie du marais artificiel lorsque l'effluent est lourdement chargé en phosphore.

«Cycling through growth, death and decomposition returns most of the microbiotic uptake via leaching, but an important residual contributes to the long-term accretion in newly formed sediments and soils. The detrital residual from macrophyte cycle also contributes to the long-term storage in accreted solids» (IWA, 2000).

6.3.2.5 Les bactéries pathogènes

Tel qu'expliqué à la section 6.2.1, les organismes pathogènes sont réduits significativement à travers leur passage dans ces systèmes par sédimentation, filtration et absorption sur les sédiments, ainsi que par la prédation et la mort naturelle.

Encore ici, les deux systèmes sont très performants. La différence majeure réside dans le temps alloué pour un même pourcentage de réduction. Aussi, l'inconvénient avec les marais de surface est que les populations d'oiseaux, colonisant en grand nombre ces milieux, peuvent contaminer à nouveau les eaux traitées en raison de la présence de bactéries dans leurs fèces, rendant ainsi difficile la réutilisation de ces eaux à d'autres fins telles que l'agriculture. La colonisation de l'étang du Parc-Plage de Montréal par les goélands causa de sérieux problèmes, obligeant l'installation de files au pourtour de la plage afin de leur empêcher l'accès (Williams, 2007).

Récemment, des études et des expériences positives sur l'utilisation des marais artificiels pour le traitement des eaux chargées d'autres substances telles que les métaux lourds ont commencé à gagner de l'importance en raison de nombreux problèmes reliés à cette contamination. Les rejets miniers, le lessivage des sites d'enfouissement sanitaire, certaines sources industrielles et d'eaux de drainage, ainsi que la présence persistante de ces composés dans les eaux municipales, peuvent mettre en danger la stabilité écologique d'un milieu.

«Toxic heavy metals and organic chemicals represent the greatest waterborne threat since the epidemics of infectious disease in the eighteenth centuries. Industries and waste disposal sites are located on aquifer recharge areas, and contaminants seep into groundwater. Storm sewers deliver their complement to surface water» (Spirn, 1984).

6.4 La contamination par les métaux lourds

La contamination de l'environnement par les métaux lourds dans les sols, les eaux de surface et les eaux souterraines pose des problèmes majeurs de contamination à l'échelle mondiale dont les conséquences écologiques et économiques sont substantielles. De ce fait, plusieurs recherches et expériences ont démontré que certaines technologies naturelles émergentes avaient des capacités à réaliser un travail semblable en matière de décontamination, mais à des coûts et à des risques écologiques beaucoup plus avantageux.

«Since most current technologies cannot selectively remove heavy metals, many contaminated sites can be remediated only by using labor-intensive and costly excavation and landfilling technology. In contrast, phytoremediation uses plants to accumulate heavy metals from contaminated soil and water. These plants can be grown and harvested economically, leaving only residual levels of pollutants» (Raskin et al., 2000).

6.4.1 La phytoremédiation

L'objectif de la phytoremédiation est de développer des approches innovatrices, économiques et écologiques afin de soustraire les métaux lourds de ces environnements. Cette approche cherche à réaliser cet objectif à de bas coûts de traitement, en recyclant les résidus des plantes riches en métaux, en l'appliquant à une large quantité de ces composés, en perturbant minimalement l'environnement, en réduisant les déchets atmosphériques et aquatiques, et en augmentant l'acceptabilité du public.

Le terme phytoremédiation est souvent confondu à celui de biorémédiation alors que leurs concepts et approches sont forts distincts.

La biorémédiation se définit comme étant une technologie employant des microbes pour dégrader des composés organiques comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ces organismes n'ont pas d'effets sur les métaux lourds. La phytoremédiation, de son côté, utilise des plantes vertes afin d'enlever les métaux lourds de l'environnement, mais

peut également être utilisée pour éliminer les hydrocarbures et les contaminants organiques. «Phytoremediation is the use of living green plants for *in situ* risk reduction of contaminated soil, sludge, sediments, and ground water through contaminant removal, degradation, or containment» (US EPA, 1998).

Cette approche est subdivisée en deux méthodes actives: la phytoextraction et la rhizofiltration. La phytoextraction consiste en l'utilisation de plantes terrestres accumulant du métal. Celles-ci peuvent transporter et concentrer ces métaux du sol aux racines et ensuite aux tiges aériennes. Cette approche écologique est de plus en plus acceptée auprès de la population et risque même d'en arriver à être une méthode de choix dans le traitement des sites contaminés par les métaux lourds. La rhizofiltration, quant à elle, est l'emploi des racines de plantes pour absorber, concentrer, et précipiter les métaux lourds dans l'eau. De plus, «rhizofiltration can be used to remove target metals from mixtures containing different metal ions that are likely to occur in surface runoff and groundwater» (Raskin et al. 2000).

À toute fin pratique, le terme général phytoremédiation pour les eaux contaminées sera maintenu au courant de ce document et fera par conséquent abstraction des sols.

6.4.1.1 La phytoremédiation des eaux contaminées

Une variété de méthodes a été développée et utilisée avec un certain succès pour enlever les métaux toxiques de l'eau comme les technologies basées sur les échanges d'ions ou encore la précipitation chimique et microbienne. Celles-ci ont des capacités distinctes pour divers métaux et peuvent s'avérer très coûteuses si de larges volumes d'eau, des concentrations basses de métaux et de hauts standards de performances sont impliqués (Raskin et al. 2000). «There is a great need for reliable and inexpensive technologies that can reduce toxic metal concentrations to environmentally acceptable levels» (Raskin et al. 2000).

La phytoremédiation, technologie naturelle, est économiquement compétitive avec les autres technologies dites «conventionnelles» pour traiter les eaux contaminées, notamment industrielles. Cette méthode permet de décontaminer les eaux à de faibles coûts et d'éliminer la création des boues. Aussi, la biomasse des plantes est plus facile et moins chère à gérer et à disposer que les boues. En effet, il est moins compliqué de disposer de quelques grammes de cendres provenant des plantes brûlées que de tonnes de terre contaminées (Brisson, 2007).

D'ailleurs, certaines compagnies récupèrent de plus en plus ces cendres afin d'en extraire les métaux (Labrecque, 2007).

De plus, cette technologie peut être utilisée en combinaison avec d'autres approches de traitement. Par exemple, elle peut servir d'étape de polissage pour l'enlèvement de basses concentrations de métaux persistant dans les eaux usées (Raskin et al. 2000).

6.4.1.2 Les plantes des marais et la phytoremédiation

Comme expliqué brièvement à la section 6.2, les plantes aquatiques et semi aquatiques des marais ont des capacités, comme toutes autres plantes, à extraire des nutriments du sol et de l'eau. On a découvert récemment qu'elles avaient aussi des habiletés à faire de même avec les métaux. «Some plants have the ability to store large amounts of metals, even some that are not required for plant function» (Cronk, 2001). Ainsi, l'utilisation de plantes des marais pour la phytoremédiation «is a matter of current state» (Cronk, 2001). Un certain nombre de ces plantes ont déjà été étudié pour un usage potentiel dans ce domaine et représente des résultats encourageants.

Selon Cronk (2001), dans son ouvrage «*Wetland Plants, ecology and biology*», les premières recherches sur l'accumulation des métaux par les plantes aquatiques s'est fait sur trois espèces en particulier: une espèce flottante, la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), et deux espèces émergentes, la quenouille à feuille large (*Typha latifolia*) et le roseau commun (*Phragmite australis*). Les recherches ont confirmé que la quenouille peut soustraire du milieu le nickel et le cuivre à de fortes concentrations, et, à de plus faibles, certains métaux tels que le plomb, le zinc, le cadmium et le cuivre. Le roseau, quant à lui, a certifié ses capacités pour les métaux suivants: le fer, le plomb, le zinc, le cadmium et le cuivre (Cronk, 2001).

Nombreuses sont les études qui ont démontré cette efficacité des espèces végétales à soustraire ces substances toxiques du milieu hydrique : espèces qui étaient alors déjà utilisées pour le traitement des eaux usées domestiques. Une étude de Guang Jin, Tim Kelley et Nara Vargas du département des sciences de la santé de l'Université d'Illinois a prouvé, lors du traitement des eaux usées municipales, que l'espèce *Typha latifolia* pouvait réduire le cuivre de 70% et le chrome de 80%. Ils ont également confirmé, lors de la même expérience, que

l'espèce *Scirpus validus* pouvait aussi diminuer significativement le cuivre à plus de 80% et le chrome à 70%.

Ces capacités à composer avec des milieux contaminés par les métaux lourds s'expliquent par deux mécanismes biologiques : l'absorption et l'exclusion.

6.4.1.3 Les mécanismes biologiques

1. L'absorption

L'absorption, dont les voies d'entrées sont principalement les racines et le feuillage, est influencée par le type de plante, sa taille et son système de racines. L'absorption par le feuillage concerne davantage la pollution atmosphérique, les dépôts aérosols, puisque celle-ci pénètre par les stomates ou encore par la cuticule des feuilles, tel est le cas du plomb. En milieu aquatique, l'absorption des métaux lourds, logés dans les sédiments, s'effectue majoritairement par les racines des plantes. Ces métaux peuvent aussi, de manière moins importante, être assimilés par les tiges et les feuilles. «Plants also intercept and uptake metals, mostly in the roots, but also in the stems, leaves and rhizomes. Upon root death, some portion of the metals may be permanently buried in the sediments» (Kadlec et al. 1996)

Fergusson (1990) mentionne deux processus biologiques permettant à l'espèce d'absorber le métal (fig. 6.23, p. 119). Le premier consiste en un processus métabolique de la respiration qui se résume à un échange par une dissociation de l'acide carbonique. Le deuxième se réalise grâce à l'aide d'un transporteur, une protéine ou un acide carbonique, qui facilite la traversée de la membrane à l'intérieur du système de racines et permet ainsi au métal de se déplacer librement dans la vacuole de la plante.

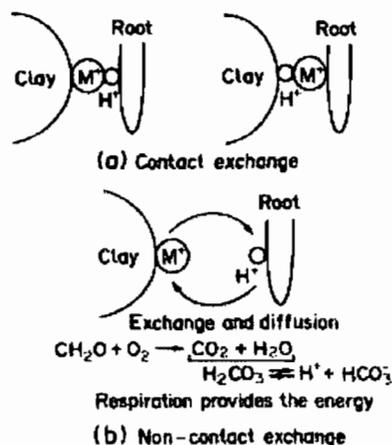


Figure 6.23 : Le transfert d'un métal à une racine, (a) échange avec contact (transporteur, véhicule), (b) échange sans contact (respiration) (source : Fergusson, 1990).

Il existe d'ailleurs un outil, le «coefficient biologique d'absorption», qui permet de mesurer la concentration de métaux lourds dans la plante (Fergusson, 1990). Celui-ci se calcule comme suit : $BAC = M_p/M_s$, où BAC est le coefficient biologique d'absorption, M_p la concentration de l'élément dans la plante et M_s la concentration de l'élément dans le sol ou substrat.

Les plantes diffèrent en ce qui a trait à leur capacité à absorber et à accumuler les métaux lourds dans leurs tissus. Dans certains cas, il y a une véritable exclusion du métal à entrer dans la plante: «there are also plants that discriminate against metal ions and can in fact biopurify with respect to the element» (Fergusson, 1990). D'autres espèces absorbent, quant à elles, le métal, et l'accumulent dans leurs racines. Cependant, l'organisme ne permet pas au métal de s'introduire dans les tiges, empêchant une relocalisation dans l'organisme. Aussi, certaines plantes accumulent les métaux qui vont, par la suite, se concentrer dans l'organisme (Kruger, 1997).

Fergusson (1990) et Kruger (1997) font référence à trois groupes d'espèces végétales ayant des propriétés différentes: les accumulateurs, les indicateurs et les hyperaccumulateurs. Tout d'abord, les accumulateurs possèdent une habileté à assimiler une concentration importante de certains métaux sans effets toxiques secondaires sur elles-mêmes. Ensuite, la part de métaux prise par les indicateurs est en réponse à la quantité de métaux dans le sol environnant. Certaines plantes peuvent être utilisées comme indicateurs pour définir les sources et les intensités de pollution dans le sol et dans l'eau, à l'image du papier «Litmus» ou d'un thermomètre. Finalement, les hyper-accumulateurs peuvent absorber, transférer et

tolérer des niveaux de concentration qu'aucun autre organisme vivant et connu ne pourrait supporter. « Although taxonomically widespread, this hyperaccumulating trait is relatively rare, indicating a rather late appearance of the evolution of modern species », (Kruger, 1997). Cependant, les seuils de tolérance pour ce dernier groupe dérivent d'études portant principalement sur des plantes terrestres et ne peuvent être entièrement applicables pour le moment aux plantes des marais

2. L'exclusion

Les plantes possèdent aussi ce que l'on appelle un mécanisme d'exclusion qui a la fonction d'éviter un excès d'absorption de métaux lourds. La plante cesse d'accumuler et d'absorber un métal alors que le niveau dans le sol continue à changer. Toutefois, lorsque le niveau d'élément lourd est très élevé dans le sol, le mécanisme risque de succomber et la concentration, quant à elle, peut tout de même continuer à augmenter dans la plante (Fergusson, 1990), (tab. VII, p. 120)

Élément	Nutriment en solution mg/L			Concentration dans les feuilles $\mu\text{g g/L}$	
	Déficient	Normal	Toxique	Aucun effet	Toxique
As (III)		< 0,02	0,02-7,5	1-1,7	5-20
Cd		< 0,05	0,2-9	0,05-0,2	5-30
Hg					1-3
Pb		< 3	3-20	5-10	30-300
Se (IV)	< 0,02	< 1	1-2	0,01-2	5-30

Tableau VII : Les niveaux toxiques de certaines métaux lourds envers les plantes (source de données: Downen, 1979, Kabata-Pendias, 1984, Kloke et al. 1984, tiré de Fergusson, 1990).

Bien que plusieurs plantes des marais aient été identifiées et aient démontré une grande faculté à effectuer un tel travail, la compréhension totale de ce processus chez ces espèces reste encore nébuleuse et d'ordre expérimental. De plus, nombreuses études ont clarifié que cette élimination dans les marais n'est pas seulement restreinte à l'activité des plantes. Il s'agit du résultat d'une combinaison de divers processus biologiques et physiques prenant place dans le système en question.

«Metals removal is often a combination of biological and physical processes. Metals and nondegradable compounds are removed from water and accumulate in wetlands, primarily in the soil and sediment layers. Because the metals tightly bind to the soils and sediments by cation exchange and chelation (the process of forming complex compounds that bind metal ions into stable ring structures),

these layers can become the environmental endpoint» (ITRC 2003, Kadlec al. 1996)

Ainsi, étant très fortement liés à d'autres composés dans le sol, les métaux sont devenus non disponibles, et donc inoffensifs pour les êtres vivants.

Plusieurs facteurs influencent l'appropriation des métaux lourds par les plantes : l'environnement, c'est-à-dire la température, le pH du sol, la condition redox, l'apport de nutriments, les conditions hydrauliques du sol (anoxique et oxydé), la compétition entre les espèces de plantes et la disponibilité des éléments dans le sol. Parmi ceux-ci, les conditions hydrauliques du sol constituent l'un des facteurs les plus importants. «Metal in soluble forms such as iron, manganese and copper are typically transformed by microbial oxidation and precipitated in the wetlands substrate in the form of oxides or sulphides» (Campbell, 1999: 22). Ainsi, le sulfite, normalement retrouvé en milieu anoxique, peut rendre, lorsque mis en interaction avec certains métaux, ceux-ci inaccessibles à la flore et à la faune. Devenus insolubles, ces métaux ne peuvent pas être absorbés. «This maintains a very low interstitial water concentrations of toxic metals and renders them relatively unavailable to have a toxic effect on associated benthic species» (Newman, 2001).

Cronk (2001) souligne que le traitement des eaux contaminées par les marais artificiels est une technologie qui diffère de celle de la phytoremédiation. Alors que cette dernière est utilisée pour nettoyer des environnements ayant déjà été contaminés dans le passé : friches industrielles, les marais, eux, traitent un nouvel influent en continuité. Aussi, la phytoremédiation vise davantage les sols et les eaux souterraines. C'est pourquoi l'utilisation des marais artificiels s'avère être une alternative complémentaire pour traiter les eaux de surface qui, une fois décontaminées, protègent, par ricochet, les eaux souterraines et les sols. On pourrait alors dire qu'il s'agit d'une méthode préventive et non correctrice, comme c'est le cas pour la phytoremédiation. Ainsi, devrions-nous pas tirer profit de l'expérience de celle-ci, non pas uniquement comme une science oeuvrant pour la décontamination des sites, mais comme une leçon de prévention dans la gestion de nos déchets liquides et solides?

6.4.2 Les mécanismes de phytoremédiation dans les marais artificiels

Le marais artificiel, en plus de traiter les effluents agricoles et domestiques, s'est prouvé une méthode efficace dans l'épuration des eaux usées chargées en métaux lourds (annexe 4).

Certains chercheurs dont Knight, Kadlec, Odum ainsi que plusieurs autres, ont affirmé que nombreux métaux tels que l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le plomb, le manganèse, le mercure, le nickel, le sélénium, l'argent et le zinc, pouvaient être éliminés à travers ces systèmes. «The used car dump is mostly hidden by the wetland trees. From what we know about wetlands absorbing and holding heavy metals this may not be a bad arrangement, a kind of ecological engineering» (Odum, 2003).

Brièvement, les quatre principaux processus d'élimination des métaux lourds de la colonne d'eau dans un marais artificiel, mais aussi naturel, sont : l'absorption et l'échange de cations (CEC), le processus microbien, la filtration et l'absorption par les plantes (fig. 6.24, p. 122, tab. VIII, p.124).

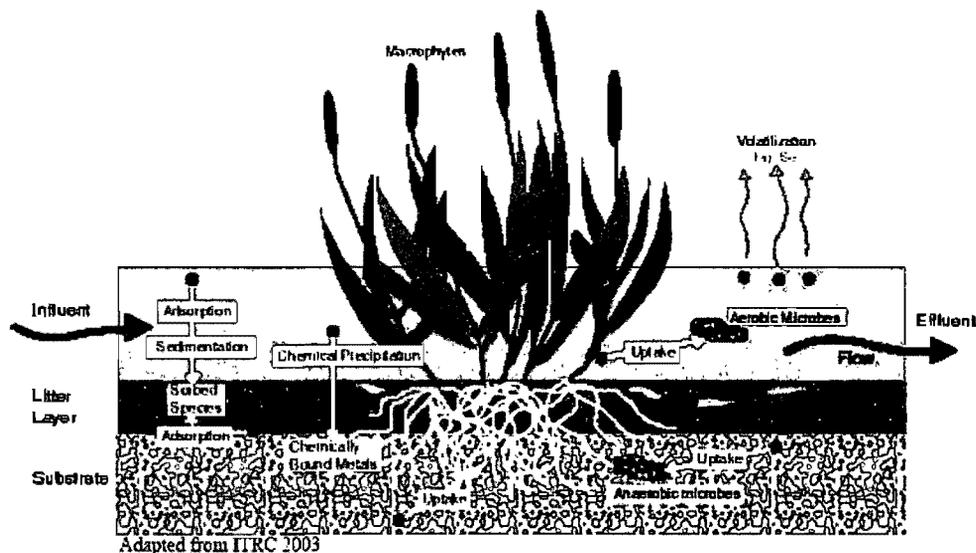


Figure 6.24 : Les mécanismes pour l'enlèvement des métaux dans les marais artificiels (source: Halverson, 2004).

6.4.2.1 L'absorption et l'échange de cations

L'absorption implique la liaison des particules ou des substances dissoutes dans l'eau à se fixer sur les plantes ou sur la surface du substrat. Dans une réaction d'échange de cations, les ions métalliques chargés positivement se lient avec des sites chargés négativement à la surface du matériel absorbé. Cette capacité est mesurée par le nombre de sites liés par masse ou par volume. L'absorption des métaux à la surface du sol est un processus d'élimination significatif dans un marais de traitement (IWA, 2000).

6.4.2.2 Le processus microbien

La présence de bactéries métalo-oxydantes dans les zones aérobies et des bactéries sulfato-réductrices dans les zones anaérobies causant respectivement la précipitation des métaux oxydes et des sulfates a bien été établi par Batal et al (1987) (IWA, 2000). À cet égard mentionnons que les plantes peuvent potentiellement stimuler la prolifération des ces bactéries métalo-oxydantes grâce au transfert d'oxygène dans la rhizosphère (IWA, 2000).

6.4.2.3 La filtration

De plus, la végétation peut également améliorer l'enlèvement des métaux par la filtration directe des particules. Les macrophytes dotées de surfaces importantes ont démontré des capacités très efficaces à retenir des particules métalliques hydroxydes ayant précipité de la colonne d'eau (IWA, 2000).

6.4.2.4 L'absorption par les plantes

Certaines plantes des marais ont prouvé des habilités pour l'enlèvement direct des métaux lourds. Une étude de Shutes et al. (1993) indique que l'absorption et la rétention des métaux peuvent être significatives dans les espèces macrophytes. En effet, des espèces telles que la quenouille à large feuille (*Typha latifolia*) ont une grande tolérance pour les métaux lourds et ne les accumulent pas à des niveaux toxiques. Les roseaux (*Phragmites*) sont tolérants à l'acide et aux métaux tout en ne les accumulant pas.

Toutefois, lors de la mort de la plante, celle-ci libère le métal en se décomposant. «Harvesting of the foliage would only minimally assist metal removal because of the low concentration of metal in the aboveground parts. It is preferable to allow litter to form, as this can provide new sites for metal removal and thermal insulation» (IWA, 2000).

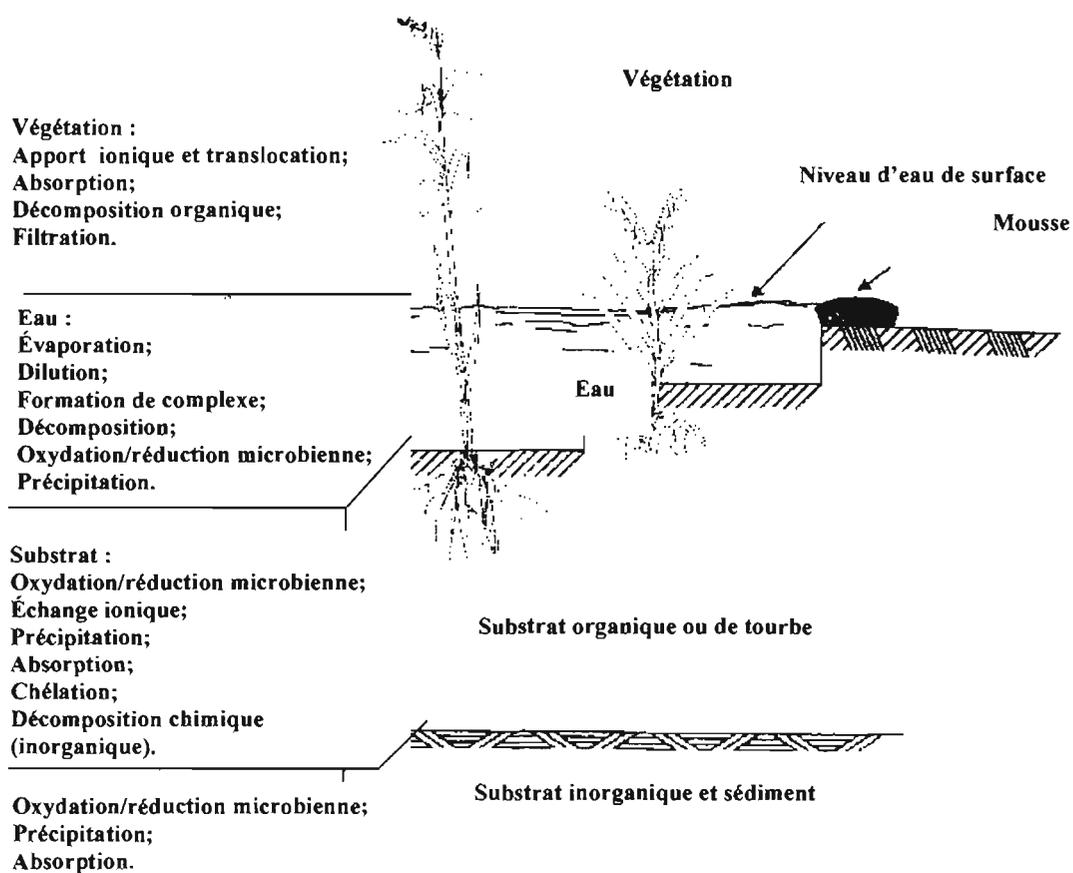


Tableau VIII. Une synthèse des processus de l'enlèvement du métal dans les marais (source de données : Kleinman et Girts, 1987, tiré de IWA, 2000).

Comme pour les contaminants typiques des eaux usées domestiques et agricoles, les deux types de marais, présentés à la section 6.3.1, comportent certaines différences au niveau des mécanismes de traitement, mais également en terme de sécurité écologique.

6.4.3 Les processus et performances

6.4.3.1 Le marais artificiel de surface

Dans ce cas-ci, le marais de surface est normalement utilisé pour collecter, retenir l'eau et procurer une aération sur une période assez longue afin de permettre aux métaux de précipiter dans le substrat. La surface extensive de l'eau et le débit lent de ce type de système favorise l'oxydation et l'hydrolyse du métal. Ces processus précipitent et retiennent les composés dans le marais (Skousen 2004).

Dans une étude aux États-Unis, Schueler (1997) a pris en compte 35 études portant sur les marais de surface pour le traitement des eaux de pluie. Celles-ci ont été réalisées principalement dans des sites municipaux. Selon ces recherches, à long terme, l'efficacité épuratoire médiane du marais de surface est de 63% pour le plomb, de 39% pour le cuivre, de 54% pour le zinc et de 69% pour le cadmium. Toujours pour les eaux de ruissellement, une autre étude menée à Tampa en Floride a démontré les résultats suivants : une réduction de 88% pour le cadmium, de 79% pour cuivre, de 83% de plomb et de 84% de zinc (IWA, 2000).

Le site d'enfouissement sanitaire d'Isanti-Chisago au Minnesota utilise aussi en partie un marais de surface pour traiter l'effluent toxique. Après trois jours de détention à un taux de 600 m³ par jour, les résultats dénotent des réductions de 97% pour les composés volatiles organiques, de 97% pour le fer, de 93% pour le zinc, de 91% pour le manganèse, de 89% pour l'arsenic, de 80% pour le plomb, de 75% pour le mercure, de 67% pour le chrome, de 65% pour le cadmium et de 19% pour le nickel (IWA, 2000).

6.4.3.2 Le marais artificiel sous surfacique

Les mécanismes de décontamination dans le marais sous surfacique se réalisent suite à nombreux processus. Tout d'abord, ces marais supportent l'hydrolyse et l'oxydation des

métaux dans les couches aérobies à la surface du substrat et dans la rhizosphère, et les réactions de réduction chimiques et microbiennes dans les couches sous surfaciques, qui, à leur tour, précipitent les métaux dans le substrat. Par la suite, l'eau, qui s'infiltré à travers les sédiments sous surfaciques, devient anaérobie en raison de la haute demande en oxygène. Plusieurs autres mécanismes sont réalisés dans ces conditions anaérobies, incluant la formation et la précipitation des sulfites, les échanges métalliques et les réactions de complexification (Skousen 2004).

Quelques résultats fort intéressants, tiré de l'ouvrage d'Halverson (2004), nous indiquent que les marais artificiels sous surfaciques sont également efficaces dans cette tâche. Une étude réalisée au Missouri a prouvé que le zinc pouvait être éliminé jusqu'à plus de 90% (Lorion 2001). En ce qui concerne le plomb, celui-ci a été épuré à 100% dans une expérience en laboratoire (Scholz 2003). Sur le terrain, au Missouri, pour ce même métal, on a évalué la capacité du marais à plus de 91%. Toujours en laboratoire, le cuivre a été éliminé à presque 94% (Scholz 2003). Cependant, une étude sur le terrain au Royaume Uni démontre une capacité de 67,3% (Shutes et al. 2001). Cette même étude a prouvé que le nickel pouvait aussi être enlevé à 87% (annexe 5).

Il serait important de souligner que les expériences *in situ* reflètent un meilleur réalisme environnemental de la situation puisque les conditions dans le milieu naturel sont peu contrôlées comparativement aux expériences menées en laboratoire. Des effets écologiques confondants tels que les degré-jours, la granulométrie et le pH peuvent occasionner une mauvaise interprétation des résultats (Perceval, 2006).

6.4.4 Le danger écologique

Avant d'entreprendre un traitement naturel d'un effluent fortement chargé en métaux lourds, les diverses lectures et études rattachées à ce domaine concluent que l'utilisation de systèmes de prétraitement traditionnel est nécessaire. Un déversement direct dans le marais pourrait entraîner une véritable catastrophe écotoxicologique. «The danger of introducing concentrated heavy metals and toxicants into the food chain rules out the use of such systems when effluent is heavily contaminated by these pollutants» (Spirn, 1984).

Les marais de surface sont donc utilisés pour traiter des effluents chargés de métaux lourds

dont les concentrations sont basses. Ainsi, lorsque ceux-ci sont présents dans les effluents ponctuels municipaux et industriels, on emploie les marais de surface à titre de traitements avancés et de polissage. Ces marais sont également très souvent employés pour les sources diffuses comme le ruissellement urbain. En effet, la dilution de cet effluent, dilution qui réduit la concentration de métaux lourds par m³ d'eau, atténue les risques écologiques. Cependant, il reste que cette concentration se doit d'être relativement basse: «however the greatest amounts of contaminants are often in the wetland sediments, which can create a hazard for sediment-grazing organisms» (IWA, 2000).

Ceci étant dit, bien que ce type de marais puisse efficacement traiter ces composés, les marais sous surfaciques sont plus appropriés pour cette tâche. Ceux-ci comportent un risque écologique minimal en raison de l'absence d'exposition de la colonne d'eau au milieu environnement. Aussi, l'absence quasi-complète d'oxygène dans ce type de système entraîne une précipitation plus importante des métaux (Brisson, 2007).

«The wetland sediments can be isolated from contact with higher organisms by ensuring that they accrete in isolation. In turn that can be accomplish by using a SSF wetland...when operated properly, places the water and aquatic sediments below ground and out of reach of sediment foragers» (IWA, 2000).

6.5 La «canalisation verte»

«The key to devising efficient, effective, and economical solutions is an understanding of the many ways water moves through the city» (Spirn, 1984).

Afin d'orienter les eaux usées vers les marais artificiels, une canalisation adéquate est indispensable. En raison de leur charge importante de contaminants, les eaux ponctuelles requièrent une canalisation bétonnée et imperméable, propre aux technologies conventionnelles. Celle-ci est nécessaire afin d'éliminer tout risque d'infiltration et de contamination des eaux souterraines, mais aussi de la faune. Toutefois, en ce qui concerne les eaux pluviales, un autre type de réseaux est de plus en plus convoité chez nombreux écologistes et aménagistes : la canalisation verte (fig. 6.25, p. 128).



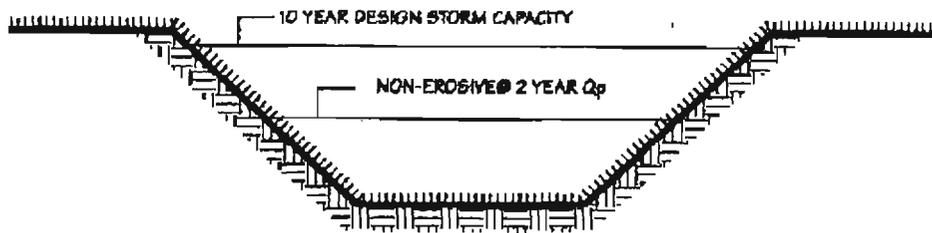
Figure 6.25 : Photo d'un canal gazonné (source : www.harvesth2o.com).

6.5.1 Une description

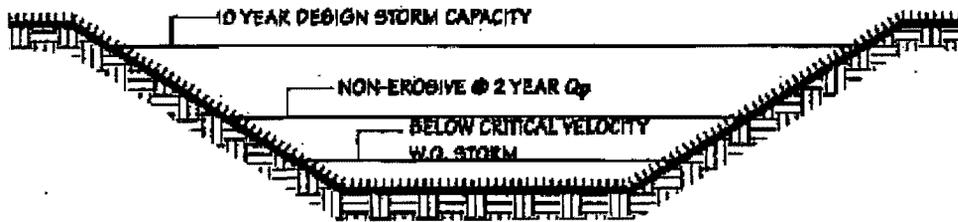
La canalisation verte ou les canaux gazonnés sont des conduites naturelles à ciel ouvert composées d'herbes et de plantes marécageuses. Pouvant s'assécher entre deux orages, la végétation doit pouvoir supporter des moments de sécheresse, tel est le cas de certaines plantes émergentes. Les trois fonctions principales de ces canaux gazonnés sont : la rétention, le traitement et l'infiltration (fig. 6.26, p. 128 et 129).

6.5.1.1 Les types de canalisation verte

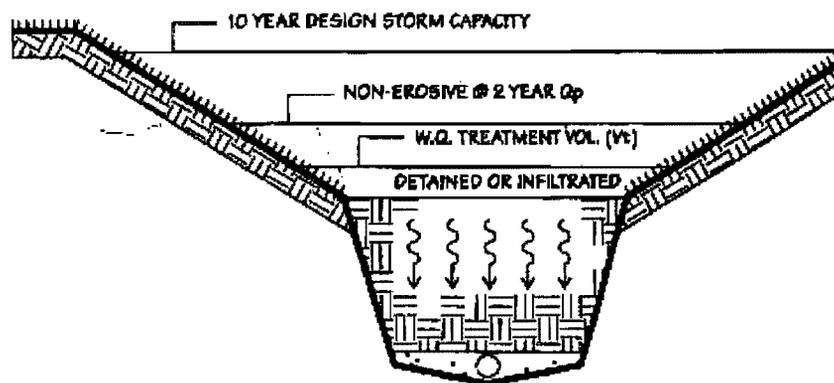
a) canal de drainage



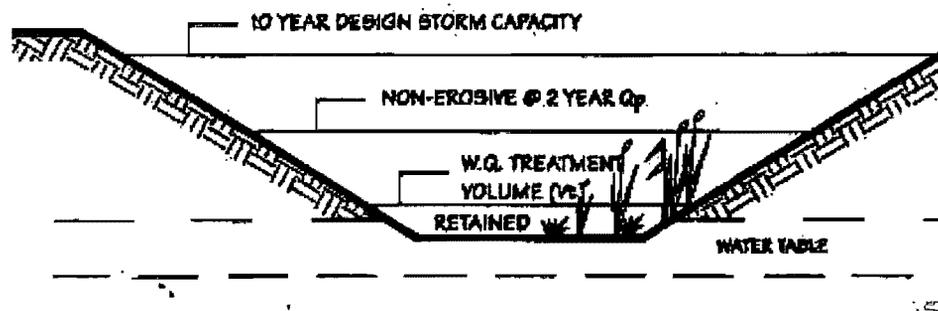
b) Canal gazonné



c) Canal sec



d) Canal humide



*W.Q. = Volume d'eau.

Figure 6.26 : Les types de canalisation verte (Harris et al. 1998).

Tout d'abord, les espèces végétales colonisant ces canaux ralentissent la vitesse de l'eau résultant en une augmentation du temps de concentration. Le débit de l'eau réduit, les inondations et l'érosion des berges en sont grandement diminuées. En effet, Spirm (1984), dans son ouvrage *The Granite Garden*, cite que l'urbanisation peut augmenter les taux annuels d'inondations jusqu'à six fois (figure 6.27, p. 130).

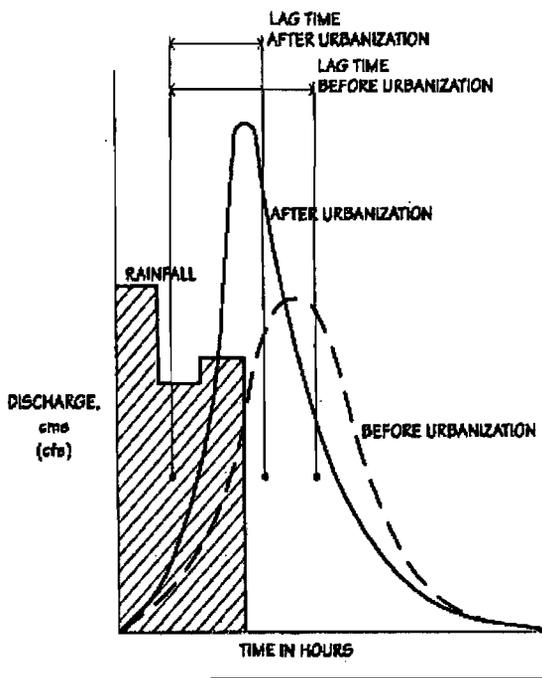


Figure 6.27 : Les effets de l'urbanisation sur le pré et post-développement (source : Harris et al. 1998).

Ensuite, les effets d'un système de drainage pour les eaux de pluie ne sont pas limités aux risques d'inondations. Ils peuvent aussi affecter la pollution de l'eau et son utilisation. Normalement, le système de drainage conventionnel accentue la pollution en entraînant une grande quantité de vidanges et de ruissellement suite aux orages, et en haussant les débits des rivières entre ces derniers, faisant en sorte que les effluents des industries et des usines de traitement ne sont pas dilués (Spirm, 1984). «Cities that draw their water supply from urban rivers must then contend with vacillating flows and increased contamination» (Spirm, 1984).

6.5.2 Les performances épuratoires

Grâce à la filtration par les plantes, à l'absorption des particules du sol et à plusieurs autres processus biologiques préalablement expliqués, certains contaminants peuvent être retenus,

assimilés et ainsi éliminés de la source d'eau. Ceci étant dit, les canaux verts servent efficacement de zone de traitement des eaux de ruissellement. Selon une étude réalisée par le *U.S. Dept. of Transportation Federal highway Administration (FHWA)* (1996), quelques résultats fort positifs quant à l'efficacité du rendement épuratoire de ces systèmes naturels ont été démontrés. Pour les MES totale, une réduction de 70% a été enregistrée, de 30% pour le TP, de 25% pour le TN, de 50 à 90% pour certains métaux lourds, de 25% pour la DBO, et finalement de 75% pour les huiles et les graisses.

Pour conclure, suite au traitement de cette eau, une partie de celle-ci peut s'infiltrer dans le sol, réduisant le volume total d'eau, régénérant les réserves souterraines et maintenant le cycle hydrologique du milieu. En effet, ce sont d'excellentes techniques pour reproduire un cycle hydrologique reflétant les conditions antérieures au développement du territoire, ainsi que pour réduire l'apport du volume et de la qualité de l'eau à traiter ou à rejeter dans le milieu naturel (Sauer, 1998).

«Since the ground, sealed by pavement and drained by pipes, absorbs little water, the amount of water stored in the ground, from which plants obtain their supply, is reduced. The lowered groundwater is insufficient to maintain stream levels between storms and sustain plants during dry spells» (Spirn, 1984).

À titre d'exemple, le ruissellement des abords d'autoroutes et des routes majeures est habituellement contaminé par les hydrocarbures et certains métaux lourds tels que le plomb et le cuivre en provenance des automobiles. Un aménagement de canaux gazonnés serait utile afin d'orienter le ruissellement vers le système naturel ou de traitement tout en lui assurant, à prime abord, un prétraitement adéquat. En effet, l'enlèvement des huiles et des graisses est essentiel pour le bon fonctionnement des marais artificiels (Kadlec et al. 1996).

Comme plusieurs autres, la ville de Vancouver a opté pour ce type de systèmes de canalisation avec le projet intitulé «Sustainable Streets» (fig. 6.28, p.132). Ces conduites naturelles ont été construites sur Crown Street, au sud de SW Marine Drive. Les objectifs du projet étaient la gestion des eaux de pluie, l'atténuation de l'effet de la circulation automobile et l'esthétisme.



Figure 6.28 : La canalisation de la ville de Vancouver, (a) et (b), deux systèmes de canaux gazonnés (source : www.city.vancouver.bc.ca).

6.6 Les projets

La section suivante porte sur quelques projets de marais artificiels, choisis à travers le monde pour le traitement de diverses sources. Afin de démontrer la viabilité de cette technologie dans des climats différents, des projets réalisés dans les villes de Moscou, de Melbourne, de Montréal, et d'une région de la Nouvelle-Zélande, sont brièvement discutés.

6.6.1 Moscou, Russie

Palouse-Clearwater Environmental Institute (PCEI) Watersheds Program

L'objectif de ce projet, localisé dans le bassin versant de Palouse Basin, était de développer un système de marais artificiel pour le traitement d'effluents usés en provenance d'une usine conventionnel de traitement des eaux municipales de la ville de Moscou, ayant déjà subi un traitement secondaire. Aussi d'autres sources de pollution diffuse, drainées directement dans la rivière Paradise Creek, devaient être collectées et traitées. Ce système est aujourd'hui complété et assure un traitement adéquat (fig. 6.29, p. 132).

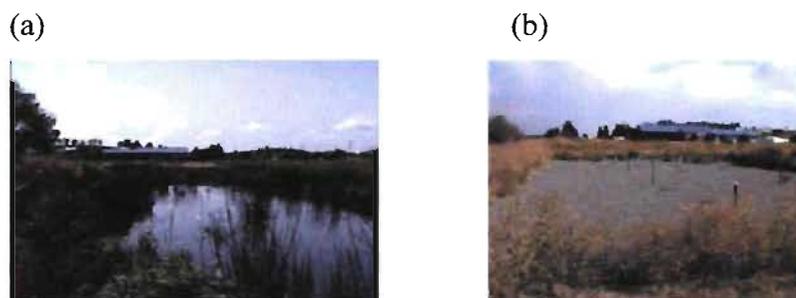


Figure 6.29 : Le système de traitement avancé des eaux usées de la ville de Moscou, Russie, (a) un marais de surface, (b) un marais sous surfacique (source : PCEI, 2007).

Ainsi, afin de répondre à ces demandes de traitement d'effluents ponctuels et diffus, des marais artificiels furent construits en 1997 pour filtrer naturellement les eaux polluées à travers des processus de sédimentation, de filtration, d'absorption, de métabolisme microbien et d'assimilation par les plantes, afin d'éliminer les matières organiques, l'excès de nutriments, les sédiments et les métaux traces.

Ce système est composé de 23 860 plantes herbacées natives, réparties dans six marais de surface, un marais sous surfacique pour assurer la filtration naturelle durant les mois les plus froids d'hiver, deux marais de surface aux contours naturels, deux canaux verts pour la biofiltration et un bassin d'orage. Les plantes les plus communes de ces systèmes sont les scirpes et les quenouilles (fig. 6.30, p. 133).



Figure 6.30 : La végétation retrouvée sur le site : les scirpes et les quenouilles (source : PCEI, 2007).

6.1.2 Nouvelle-Zélande

Wetland Solutions, Consultancy and Project Management for Land Development and Restoration

Les marais artificiels ont également été adoptés par plusieurs communautés néo-zélandaises comme étant un système peu coûteux et adéquat pour le traitement des effluents secondaires et tertiaires des eaux municipales. Plusieurs petits systèmes fonctionnent depuis presque 30 ans alors que les marais artificiels pour les villes sont plus récents. On comptabilise à 80 le nombre de systèmes de marais artificiels maintenant en opération en Nouvelle-Zélande, dont la population s'élève à seulement 3,8 millions d'habitants, alors que le Québec n'en compte pas plus de 50 stations.

Voici un exemple de marais sous surfacique recevant les eaux usées d'un site de camping à Waipoua Forest Park en Nouvelle-Zélande. Cet effluent est en provenance d'une fausse septique où il a subi un prétraitement (fig. 6.31, p. 134).



Figure. 6.31 : Le système de traitement des eaux usées, un marais sous surfacique, du site de camping à Waipoua Forest Park en Nouvelle-Zélande (source : *Wetland Solutions*, 2007).

6.1.3 Australie

Collie Pty Ltd, Australian Institute of Landscape Architects

Le «*Victorian group*» du *Australian Institute of Landscape Architects* a remporté un prix environnemental concernant un projet de marais de surface pour la collecte et le traitement des eaux de pluie d'un grand projet résidentiel banlieusard de Melbourne : le VicUrban Tenterfield.

Le site en question est relativement plat et sans traits distinctifs. Toutefois, il possède des valeurs environnementales significatives ayant requis une approche sensible afin de permettre un développement urbain viable. Ainsi, ce groupe a réalisé un plan directeur où les lignes de drainage choisies suivent les patterns naturels du site, résultant dans un grand espace ouvert centralisé doté de marais construits pour le traitement des eaux de pluie, de bassins, de canaux gazonnés sur les routes adjacentes, ainsi que d'une multitude d'éléments passifs de récréation (fig. 6.32, p. 134).

(a)



(b)



Figure. 6.32 : Un marais de surface pour la collecte et le traitement des eaux de ruissellement, Melbourne, Australie, (a) les passerelles du marais de pluie, (b) un refuge pour nombreux oiseaux (source : *Collie Pty Ltd*, 2007).

De plus, certains matériaux du site préexistant ont été recyclés. À titre d'exemple, les roches retrouvées sur le site ont été employées dans les corridors de drainage, mais aussi pour retenir les murs à travers le site.

6.1.4 Le Parc-Plage des Îles de Montréal, Québec

WAA- Williams, Asselin, Ackaoui et associés inc. et *BGH Planning*

Ce parc, construit au début des années 1990, est l'un des pionniers en Amérique du Nord (fig. 6.33, p. 135). Il fut réalisé par la firme d'architecture de paysage et de design Williams, Asselin, Ackaoui et Associés (WAA), en collaboration avec Gilles Vincent de l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) de Montréal. Ce projet d'envergure à l'époque a remporté plusieurs prix : le Prix d'honneur National et Régional de l'Association des Architectes Paysagiste du Canada (1990), et le Prix d'excellence environnemental du Canada, d'Environnement Canada (1991).



Figure 6.33 : La plage du Parc-Plage des îles de Montréal (source : WAA-Williams, Asselin, Ackaoui et associés inc).

Il s'agissait de créer une zone de baignade à proximité du centre-ville afin d'offrir une expérience unique de villégiature laurentienne, le thème et la base de conception générale du parc, tout en employant des méthodes douces pour le maintien et le contrôle de la qualité de l'eau (Vincent et al. 1993). La clientèle visée était principalement les populations des quartiers centraux de Montréal ayant peu d'opportunités d'accéder au milieu naturel à l'extérieur de la ville. Ce site peut accueillir jusqu'à 5 000 personnes par jour!

Ainsi, en plus de vouloir créer une reproduction du milieu laurentien en utilisant les éléments suivants : chaises Adirondak, murets de pierre, typologie architecturale et des éléments du paysage naturel : sable, roche et végétation, le but de cet aménagement était de fournir un

environnement de qualité pour la baignade en plus de sensibiliser le public à l'importance des milieux humides comme composante de l'écosystème naturel à l'aide de panneaux d'interprétation. De ce fait, les trois facteurs clé de ce projet étaient donc : la fonction épuratoire, l'aménagement d'un milieu pour le support d'habitats fauniques, surtout ailée, et la création d'un espace vert pour la récréation et l'éducation.

L'aménagement du site, toujours en fonction, comprend quatre lacs filtres, constituant l'élément central du projet, dont la superficie totale est de 20 000 m², recevant un débit de 140 L/s, et dont le temps de rétention est d'un peu plus de deux jours (fig. 6.34, p.136). Plus de 10 000 plantes aquatiques ont été introduites dans les lacs. Chaque bassin possède une profondeur différente, allant de 0,5 m à 1,4 m, supportant une communauté de plantes aquatiques spécifiques, toutes indigènes au Québec. Sans cette dernière caractéristique, celles-ci ne pourraient pas supporter les conditions climatiques du milieu.

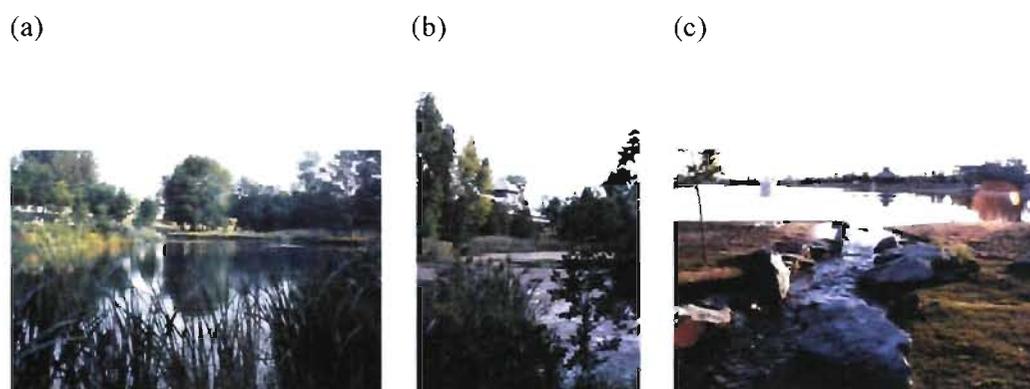


Figure 6.34 : (a) et (b) les lacs filtres du Parc-Plage, (c) eau traitée retournant à la plage (source : WAA-Williams, Asselin, Ackaoui et associés inc).

Suite à la plantation de ces espèces, le groupe laissa évoluer le milieu naturellement, sans intervention humaine, afin que la compétition entre les espèces s'installe et que l'on puisse alors assister à une reconstitution d'une zone humide représentative du sud du Québec. En terme de traitement, les résultats furent très positifs, surtout en ce qui a trait aux polluants suivants : les nitrates, les phosphates, l'ammonium et les MES (Vincent, 1992).

Ainsi, en raison de leur grande capacité à améliorer la qualité de l'eau, des centaines, voire même des milliers de marais ont été construits à travers le monde pour traiter des eaux usées en provenance de nombreuses sources. Ces écosystèmes se sont montrés adéquats dans le

traitement des eaux ponctuelles d'origine municipale, industrielles et agricole, dans la purification des eaux de ruissellement incluant le drainage urbain, industriel, minier et agricole, ainsi que le lessivage provenant de site d'enfouissement sanitaire (Cronk, 2001).

Par conséquent, la prochaine section du document, le chapitre 7, consiste en une brève analyse comparative entre les systèmes de marais artificiels longuement discutés dans la section antérieure et les systèmes conventionnels de traitement des eaux usées abordés au chapitre 5. Celle-ci viendra confirmer la technologie convoitée pour l'élaboration d'un plan directeur d'une municipalité prise avec des problèmes d'assainissement de leurs eaux usées.

CHAPITRE 7

L'ANALYSE COMPARATIVE DES DEUX APPROCHES

Cette analyse comparative entre les deux stratégies, discutées préalablement dans les chapitres précédents, s'est basée sur cinq critères principaux: la disponibilité du site, l'efficacité du système en terme de rendement des performances épuratoires, les impacts environnementaux, l'accessibilité en terme de coûts et d'entretien des systèmes, et finalement, les fonctions diverses offertes par ces deux types d'installations.

7.1 La disponibilité du site

Établir la disponibilité du site est l'élément central à considérer avant d'entreprendre le design d'un système de traitement des eaux usées. Ce facteur limitatif s'avère très souvent à être la raison majeure pour laquelle un système passif, le marais artificiel, ne peut être considéré comme le premier choix.

Étant un système extensif, il requiert beaucoup d'espace, expliquant ainsi pourquoi l'emploi d'usines conventionnelles pour le traitement des effluents est fréquemment favorisé, spécialement dans les zones urbaines densément construites.

7.2 Le rendement et l'efficacité des systèmes

Tel que mentionné antérieurement à la section 5.1.1, les usines conventionnelles de traitement des eaux usées illustrent de bons rendements en fonction des objectifs de départ. Toutefois, le cloisonnement des fonctions quant aux divers types de traitement s'avère de plus en plus problématique en raison de certains changements dans la composition des eaux usées tels que la présence de métaux lourds.

«Conventional primary and secondary unit processes at municipal wastewater treatment plants are inadequate for efficient removal of heavy metals. Advanced processes including chemical precipitation, electrolysis, reverse osmosis, and ion exchange are used for pretreatment of known sources of heavy metals in industrial wastewater». (U.S.EPA, 2000).

Et puisqu'il s'agit de structures rigides où le métal et le béton sont employés, les objectifs des systèmes conventionnels sont toujours fermement réglés par rapport au contexte donné et aux aspects techniques et économiques, et ce avant même que le système entre en fonction. Ces conditions font en sorte qu'il est difficile d'effectuer des modifications au niveau des traitements une fois l'installation construite (fig. 7.1, p. 139). Notons qu'en 2005, la majorité des stations au Québec, soit 66%, ont traité des débits supérieurs à ceux de 2004. Parmi celles-ci, on dénombre 76 stations, soit 12 %, qui ont obtenu un débit moyen correspondant à plus de 125 % du débit de conception utilisé pour fixer les exigences. De tels surplus des charges hydrauliques et/ou organiques peuvent, en raison du caractère non flexible des installations, causer, dans certains cas, un dépassement des exigences de rejets, en terme de contaminants, dans le milieu récepteur (Ministère de l'Environnement, 2006).

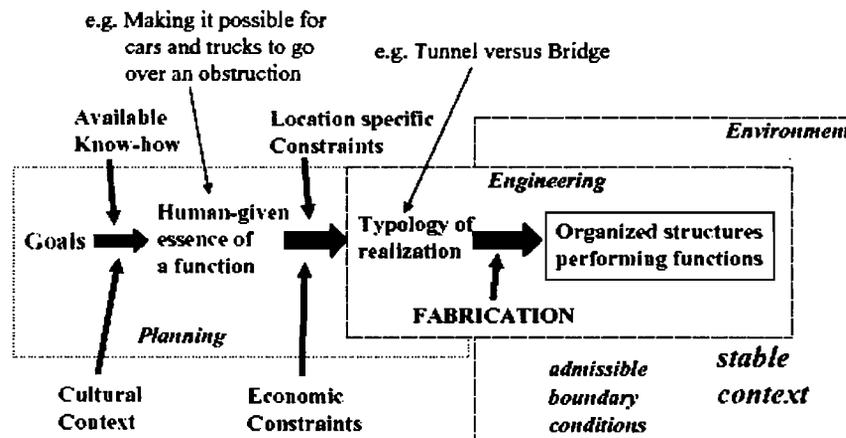


Figure 7.1 Les multiples étapes dans le processus de fabrication d'une structure d'ingénierie. La phase de planification est séparée de la phase d'ingénierie. La fabrication et la fonction de cette structure résident dans un contexte environnemental (Allen et al. 2003) (source : Odum, 2003).

Les études réalisées sur les marais artificiels, quant à elles, ont affirmé que ces systèmes peuvent accomplir un traitement similaire à celui des usines conventionnelles de traitement.

«Constructed wetlands also can produce a standard of treatment equivalent to tertiary or advanced wastewater treatment. This is far better than a typical «package plant» or municipal sewage plant that produces effluent at secondary standards quality, requires high capital investments and technical expertise and is energy intensive» (Reed et al., 1995, Nelson, 2001).

De plus, ils réussissent également, en plus de traiter adéquatement les eaux usées municipales, à enlever un pourcentage considérable de métaux parfois présents dans celles-ci: «constructed wetlands at Santee, California received municipal wastewater that was spiked with the heavy metals copper, zinc and cadmium...removal efficiencies were 99, 97, and 99 percent respectively» (U.S.EPA, 2000). Tâche qui requière habituellement un ajout d'unités spécifiques pour ces types de contaminants dans les usines municipales de traitement des eaux usées.

Il est clair que les deux stratégies envisagées ont en commun un élément central : elles sont concernées par l'environnement. Cependant, la principale différence réside dans la mesure où, contrairement aux usines conventionnelles, les marais artificiels n'offrent pas cette constance dans le rendement épuratoire : «Whereas steel has predictable properties because of what it is, living material is created by explicit codes that exist independent of anyone who would manipulate it» (Allen, 2003).

Ainsi, alors que les concepteurs des usines conventionnelles cherchent à imposer des objectifs précis et à obtenir des résultats positifs immédiats, les réalisateurs des marais artificiels doivent, de leur côté, œuvrer avec des processus naturels où des changements peuvent surgir à tous les niveaux du projet. Les plantes, les animaux et les bactéries sont des êtres vivants, les formes et fonctions du système peuvent donc changer à tout moment à travers la vie de la structure. Ces systèmes sont donc typiques à la vie d'un écosystème, et le concepteur de marais fait alors face à un processus d'auto design ou d'auto organisation du milieu. Par ce processus d'auto organisation, les systèmes s'organisent afin d'être plus efficaces et croître plus rapidement tout en libérant moins d'énergie à l'extérieur du milieu. Ainsi, dans une succession typique de plantes, se développe une plus grande diversité d'espèces lorsque aucune ressource n'est ajoutée dans le système (Odum, 2003). Par contre, l'invasion d'une espèce prédomine si les ressources sont sous-utilisées.

«The first priority for maximizing power is to transform energy into a form that can be stored and used to reinforce the capture of underutilized energy. In this situation power is maximized by letting free competition select species that overgrow others, causing a low diversity, as suggested by Yount (1956). For example, low diversity blooms prevail with excess resources in wastes released from the economy» (Odum, 2003).

Or, contrairement aux usines où les organismes vivants, soient les bactéries, se voient allouer un comportement prévisible et constant normalement attribué aux machines non vivantes, et où une tolérance très étroite est exigée puisque tout changement imprévisible et toute instabilité est inacceptable, les variations de performance dans le fonctionnement des marais artificiels doivent être envisagées et acceptées en raison de la nature du matériel. Un scénario raisonnable est alors pris en compte: «an ecosystem is able to stabilize its own identity by making a network of organized structures performing the function of validating the association between types and expected associative contexts. Thus ecosystem identity is a matter of becoming in time...» (Allen et al. 2003).

Allen et al. (2003) comparent ces deux types de stratégies en leur appliquant les qualificatifs d'homme moderne pour les traitements conventionnels, et de castor pour les méthodes naturelles, dans ce cas-ci les marais artificiels. Alors que l'homme moderne réalise un design et une fabrication de machines rigides, prévisibles et statiques éliminant ainsi tout risque de changement écologique, le castor, lui, cherche à vivre et à s'adapter au comportement dynamique de son environnement naturel constamment modifié. Contrairement à l'homme moderne, le castor accepte ces instabilités afin d'en arriver à une stabilité à long terme : «... structures in use are organic and living...long term stability occurs because of the essential organic, self-repairing quality of organic solutions» (Allen et al. 2003). Cette flexibilité à de multiples échelles résulte dans une meilleure gestion de la complexification de certaines situations telles que l'augmentation des produits toxiques et des médicaments dans les eaux municipales.

Ceci étant dit, pour arriver à composer adéquatement avec son milieu, tout comme le castor, le concepteur de marais artificiels cherchent à mimer la nature et accepte ses instabilités écologiques. Dans la fig. 7.2 à la page suivante, le castor doit passer à travers des cycles afin d'en arriver à une stabilité dynamique à haut niveau. Ainsi, contrairement à l'ingénierie traditionnelle qui cherche à éviter les instabilités à bas niveau, la discipline du génie écologique, tout comme le castor, les considère comme étant un processus menant à une stabilité à long terme.

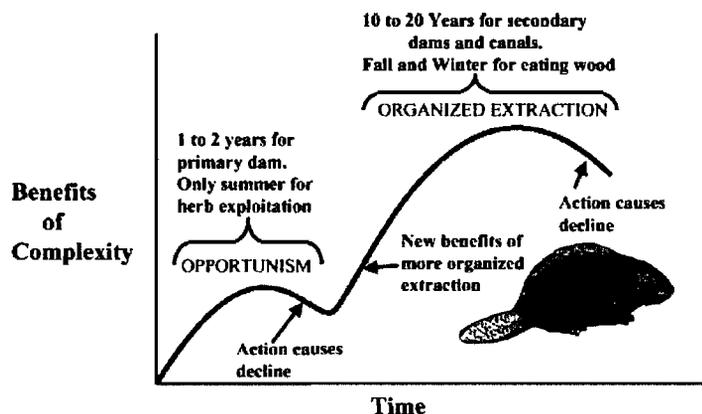


Figure 7.2 Les cycles d'instabilité menant à une stabilité dynamique à haut niveau. Allen et al. (2001) «discuss at length the systematic differences between phases of high and low quality resource extraction, decline in resources over time drive a change in strategy over time» (source: Allen et al, 2001).

Ainsi:

«Constructed wetlands for sewage treatment is an exemplar, seeks a symbiotic mix of man-made and ecological self-design that maximizes productive work of the entire system including the human economy and the larger-scale environmental system. Allowing this process to self-organize may develop better adapted ecosystems that prevail because of their greater efficiency and productivity (Odum, 1991). By minimizing human manipulation and management, materials are recycled, efficiency is enhanced, costs are reduced, and ecological processes contribute more» (Nelson, 2001).

Tel que le soulignent Odum (2003), Allen et al. (2003) et Nelson (2001), outre la construction humaine de départ, ces systèmes doivent se bâtir chimiquement, physiquement et biologiquement et n'aboutissent alors à des résultats optimaux qu'après quelques années. Toutefois, ils tolèrent des fluctuations au niveau du débit d'eau et de la concentration des polluants, sont capables de traiter plusieurs contaminants pouvant être aussi mélangés, procurent une protection contre les inondations, ont des déchets secondaires moins importants, procurent un habitat pour les plantes et les animaux, ainsi qu'une opportunité récréative et éducatrice : ils sont «viables» (Halverson, 2004). Cependant, contrairement aux usines mécaniques, ils dépendent du climat et les résultats sont donc moins prévisibles. L'efficacité peut être restreinte en période froide et une montée importante du débit d'eau ou de polluants peut temporairement réduire le rendement épuratoire. En effet, les composés biologiques peuvent être sensibles aux matières toxiques et l'accumulation des contaminants

doit aussi être régularisée afin de maintenir le système en santé (Halverson, 2004). Nécessitant également un apport d'eau de base puisqu'ils ne peuvent supporter les sécheresses prolongées, ces systèmes naturels requièrent un entretien à long terme.

Hormis les questions d'efficacité des performances épuratoires et de l'adaptabilité des systèmes à l'environnement changeant, les structures conventionnelles imposent un certain contrôle rigide sur l'environnement en s'intégrant difficilement dans le milieu: «Conventional means of treating wastewater typically involve rather unattractive industrial-looking facilities surrounded with the chain link fencing» (Campbell, 1999). De plus, lorsque désuètes et non recyclées, elles laissent une empreinte marquée dans le paysage et les défaire engendre des coûts considérables (fig. 7.3, p. 143).

Par contre, les marais artificiels, de par leur caractère naturel, loin de s'imposer dans le paysage, le composent. Et même si abandonnés, ils restent esthétiquement agréables (fig. 7.3, p. 143).

(a)



(b)



Figure 7.3 : L'impact paysager des installations de traitement des eaux usées, (a) une station conventionnelle, (b) un marais artificiel à écoulement sous surfacique procurant un traitement secondaire, Kaiwaka, Nouvelle-Zélande (source : http://www.iees.ch/EcoEng021/EcoEng021_F4.html).

7.3 Les impacts environnementaux

Mise à part l'impact visuel des stations d'épuration, la canalisation des eaux pluviales reliée aux installations conventionnelles, à l'inverse de la canalisation «verte», contribue à la dégénérescence du cycle hydrologique. N'ayant comme unique fonction de servir de conduite pour les eaux pluviales vers un site de traitement ou directement dans le milieu

aquatique, elle ne permet aucune régénération de ce cycle absolument vital pour l'écosystème.

Les canaux verts, quant à eux, réalisent, en plus d'acheminer les eaux de ruissellement, une rétention, un traitement et une infiltration de celles-ci. Cette diminution importante de l'apport du volume d'eau contribue largement à réduire les problèmes d'érosion. «The shifting hydrologic conditions created have degraded natural environments in uplands as well as in lowlands. It is now time to turn the tables, to provide for water retention and infiltration within the fabric of development, rather than shunting everything to the stream» (Sauer, 1998).

Selon Kadlec et al. (1996), trois impacts majeurs des usines de traitement sur l'environnement ont été répertoriés. Premièrement, ces installations contribuent à une réduction des ressources naturelles non renouvelables. Ensuite, elles occasionnent une dégradation environnementale associée à l'extraction et à l'utilisation de ces ressources contrairement aux méthodes naturelles : «le marais ne nécessite qu'une faible consommation d'énergie et emploie jusqu'à 60% des énergies renouvelables à l'inverse des usines qui n'en usent pas plus de 1%» (Nelson, et al, 2001) (fig. 7.4, p. 144).

Enfin, certains produits résiduels nocifs tel que la «chloramine» mais aussi les hausses de température de l'eau du milieu récepteur, résultent de l'utilisation de ces usines. «There is always an environmental effect associated with the extraction, refining, and transportation of fossil-fuel energies. Thus, use of electricity, plastics, concrete, and chemicals to reduce pollution at a conventional treatment facility results in some pollution elsewhere» (Kadlec et al. 1996).

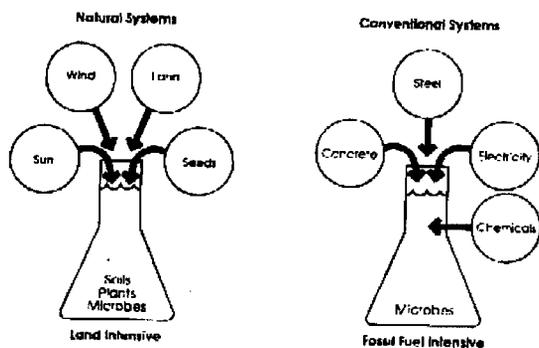


Figure 7.4 : Une comparaison énergétique entre un système naturel et conventionnel (source : Kadlec et al. 1996).

Or, éliminant efficacement de sérieux problèmes de pollution hydrique, ces traitements contribuent tout de même à la dégradation du milieu naturel. En effet, ces rejets, mentionnés ci-dessus, entraînent évidemment des impacts néfastes sur la faune, la flore et la santé humaine de certaines populations, notamment défavorisées par rapport à une autre : la population de la ville de Montréal renvoient, dans le fleuve Saint-Laurent, ses eaux non traitées lors de fortes pluies et de la fonte des neiges, contaminant les sources d'approvisionnement en eau brute des collectivités riveraines situées en aval.

Par contre, «where natural treatment technologies are feasible, they offer the potential to reduce offsite and future environmental consequences associated with pollution control» (Kadlec et al. 1996).

Cependant, les marais artificiels ne sont pas libérés de toutes contraintes environnementales, notamment en ce qui concerne le phosphore et les métaux lourds. En effet, tel que mentionné à la section 6.2, cet élément nutritif, le phosphore, bien qu'éliminé du flux d'eau, n'est pas entièrement absorbé par les plantes. Ces dernières n'ingèrent que 1 à 4 %. Il est plutôt retenu par les mécanismes de sorption sur les particules du sol et l'accrétion du sol.

Ainsi, une fois saturé, le substrat doit être remplacé afin d'éviter les risques de re-largage du phosphore dans la colonne d'eau. Celui-ci est donc souvent utilisé pour l'épandage agricole. Toutefois, si des métaux lourds y sont présents, cette pratique n'est certainement pas possible, même si la concentration est, pour la majorité du temps, peu élevée. «The concentrations of heavy metals in municipal sewage are usually low but metals tend to accumulate in sediments as well as in the plant biomass. So the importance of heavy metal analyses increases over the operational period» (Vymazal, 2005).

L'absorption des métaux à la surface du sol et la précipitation par les bactéries sont, quant à elles, des processus d'élimination significatifs dans un marais de traitement. Certaines quantités peuvent être absorbées par les plantes, mais à la mort de celles-ci, elles réapparaissent dans le milieu. Ceci étant dit, bien qu'on élimine ces contaminants de l'eau en les emprisonnant dans le substrat, ils ne sont pas entièrement disparus. Selon IWA (2000), il est préférable de permettre à la litière des plantes de se former puisque que celle-ci peut procurer de nouveaux sites pour l'enlèvement des métaux de la colonne d'eau. Et formant

des complexes stables avec certains composés du sol, ils deviennent non disponibles, réduisant ainsi grandement les risques écologiques.

Toutefois, bien qu'un bon bout de chemin est été réalisé en terme d'études sur la phytoremédiation dans les marais artificiels, il reste que l'information portant sur l'enlèvement de ces éléments dans ces milieux et leur gestion semble être très limité.

7.4 Les inégalités sociales

Comme discuté antérieurement au chapitre 3, les inégalités en terme de qualité de l'eau sont surtout très prononcées dans les petites communautés localisées à l'extérieur des grands centres urbains. «Small, rural and isolated communities have great expense and difficulty in maintaining the highly technical systems that they are given. It is frequently reported that maintenance soon becomes almost non-existent and inadequate sewage treatment results» (Nelson, 2006).

Les leçons tirées des événements tragiques survenus à Walkerton en Ontario et à Battleford en Saskatchewan démontrent bien que l'on s'expose à de graves conséquences en l'absence d'un traitement adéquat et efficace d'approvisionnement en eau potable et d'installations de traitement des eaux usées. Ces événements, tel que mentionné au chapitre 4, comptabilisent, à eux seuls, une dizaine de décès et plus de 2 500 personnes contaminées par l'eau du robinet (Radio-Canada, 2006).

«Walkerton, où sept résidents sont décédés l'an dernier et des milliers d'autres ont été incommodés, n'est que la pointe de l'iceberg d'un problème national de mauvais traitement de l'eau. À North Battleford en Saskatchewan, des centaines de personnes ont été malades après avoir bu de l'eau contaminée au cryptosporidium» (McGuinty, 2001).

Toutefois, bien que le problème soit habituellement plus criant dans les petites collectivités, il s'étend à travers le pays. Outre la mauvaise gestion des installations, des problèmes de contamination surviennent en raison de la détérioration des équipements de traitement et du manque de fonds nécessaire pour les remplacer :

«À St. John's et dans presque le tiers des municipalités de Terre-Neuve, à Charlottetown, dans des douzaines de villes de la Colombie-Britannique et dans

plus de 200 municipalités du Québec l'an dernier, on a relevé dans l'eau, cette ressource essentielle, des traces de souillure ou de toxicité» (McGuinty, 2001).

Amortis sur une période de 20 ans, les systèmes naturels, présentés ci-dessus, requièrent 1/5 de l'énergie électrique de l'usine de traitement conventionnel et épargnent jusqu'à 2/3 du capital total et des dépenses d'opération (Nelson et al. 2001). Une évaluation économique, tirée de l'article «*living off the land*»: *resource efficiency of wetland wastewater treatment* de Nelson et al. (2001), démontre que, pour un nombre semblable d'habitants, les usines conventionnelles, en terme de coûts capitaux, sont deux fois plus dispendieuses que les marais artificiels (15 400\$ vs 6 650\$). Au niveau de la gestion du système, cette différence s'élève à dix fois (1 130\$/an vs 120\$/an), sans mentionner que les marais artificiels ont une durée de vie plus longue en raison de l'absence de machineries vieillissantes.

Ainsi, sur une base amortie, en estimant que la durée de vie du marais est de 20 ans, ce qui est bien peu en réalité, les coûts seraient de 2 000\$/an vs 330\$/an. Aussi, n'oublions pas que les usines sont dépendantes de l'électricité pour fonctionner, et qu'en raison du laps de temps de résidence allant de seulement 2 à 4 heures, durée insuffisante pour effectuer une réduction significative des bactéries coliformes, un ajout de chlore ou autre technique pour la désinfection est normalement nécessaire. De leur côté, les marais artificiels, dont le temps de résidence s'élève à normalement moins d'une semaine, usent de la gravité, de l'infiltration et de l'activité métabolique des bactéries et des plantes (Nelson 2001).

Toutefois, il faut noter que les marais artificiels ne sont pas une panacée et que même s'ils traitent l'ensemble des influents suite à un prétraitement d'une technologie empruntée à une station d'épuration, ils doivent parfois avoir recours à d'autres composantes du système conventionnel lorsque confrontés à certains types d'effluent tels que ceux lourdement chargés de matières toxiques. Un tel déversement dans un marais artificiel tuerait sans doute la plupart des espèces végétales.

Or, les méthodes naturelles peuvent, dans certaines situations, ne pas s'avérer être la solution la moins coûteuse et la plus efficace. Une comparaison entre ces deux stratégies devrait alors toujours être envisagée avant le début de toute planification. En effet, une combinaison efficace des deux technologies est souvent recommandée afin d'optimiser le traitement et d'éliminer tout risque de dégradation de l'environnement, et ainsi obtenir un système pouvant répondre à une multitude de fonctions autre que celle de traiter uniquement les eaux usées :

«The pattern of humanity and nature that prevails is symbiotic because two coupled systems have higher performance than two separate systems that are mutually reinforcing» (Etnier et al. 1997).

7.5 Les diverses fonctions

Ainsi, l'utilisation de ces systèmes naturels, employant certaines composantes conventionnelles ou non en fonction de la nature des effluents, vise à réaliser un projet en respect avec le milieu naturel et accessible à un plus grand nombre d'êtres humains.

Aussi, l'absence de nuisance sonore et son caractère entièrement naturel permettent de lui allouer une multitude de fonctions autre que celle reliée au traitement des eaux usées : aménagement à des fins esthétiques ou d'habitat faunique, création de parcs, d'espaces récréatifs et éducatifs (Campbell, 1999). Flexibles en terme d'aménagement, simples, peu coûteux, et ne nécessitant pas d'expertise spécialisée, ces nouvelles technologies naturelles:

«seek to utilize predominately natural, ecological mechanisms in integrating human economy with the biospheric ecology... turning what was previously "waste" into green plants and reusable water... designed wetlands create a "buffer" ecosystem between the human economy and the environment to mitigate negative impacts, illegal as well as unpleasant and unhealthy» (Nelson, 2006).

De plus, pouvant être gérée et entretenue à l'échelle locale, l'apport de cette technologie se révèle une option intéressante pour les petites collectivités, tant sur le plan économique, social, environnemental que paysager. Par conséquent, de par leur caractère multifonctionnel, les marais artificiels se doivent d'être partie intégrante d'une approche globale à large échelle réunissant les interactions dynamiques entre composantes biophysiques et sociales dans le temps et l'espace (Poullaouec –Gonidec et al. 2005) (fig. 7.5, p. 149).

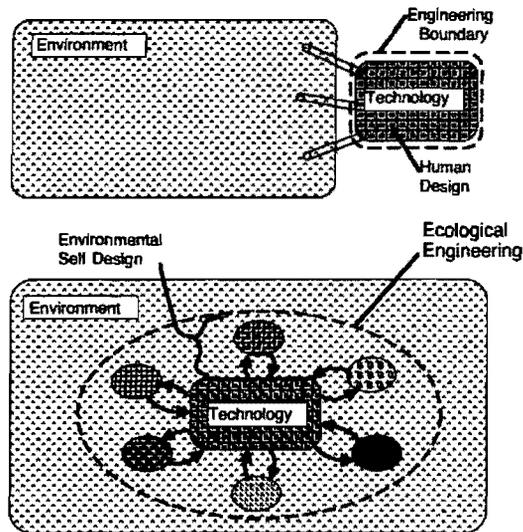


Figure 7.5 : La différence d'échelle entre les deux approches : délimitation des frontières de l'ingénierie et du génie écologique (source : Odum, 2003).

Ceci étant dit, de nouvelles avenues pour la gestion des eaux usées sont primordiales afin de résoudre des problèmes prioritaires tels que l'inaccessibilité aux systèmes d'assainissement des eaux usées de certaines populations et les modifications dans la composition des eaux rejetées.

La présence de plus en plus marquée de produits toxiques utilisés dans nos activités quotidiennes, difficilement traitable à l'aide des stations d'épuration municipale mise en place, peut entraîner des répercussions irréversibles dans le milieu naturel.

Par conséquent, des stratégies mieux adaptées aux populations, et harmonieuses avec le milieu naturel : systèmes naturels indépendants ou associés aux traitements conventionnels, sont essentielles pour en aboutir à une meilleure gestion de l'eau douce dans le monde. Aussi, ces méthodes de traitement doivent s'orienter vers une approche multidisciplinaire où des efforts sont fournis tant au niveau de l'intégration d'autres pratiques intimement liées à la problématique de l'eau douce: la gestion des déchets, qu'à une conciliation entre les domaines d'expertise.

Partie IV : L'application

CHAPITRE 8

LE CADRE OPÉRATOIRE

Avant d'entamer la mise en application du modèle opératoire, l'étude de cas, les rubriques suivantes: le volume et la qualité de l'eau, la sélection du site, le choix des espèces végétales et le design des systèmes, jouant le rôle de facteurs décisifs dans la conception d'un projet d'assainissement naturel des eaux usées, préciseront et détermineront les lignes directrices à suivre pour la réalisation du système.

8.1 Les cinq facteurs décisifs pour la réalisation du projet (annexe 6)

8.1.1 Le volume d'eau

Le volume d'eau à traiter se calcule de manière différente dépendamment s'il s'agit d'une source ponctuelle ou diffuse.

Dans un premier temps, pour une source **ponctuelle** telle qu'une eau usée municipale, il faut multiplier le nombre d'habitants par la consommation journalière prescrite et, par la suite, y additionner le résultat obtenu par les autres activités prises en considération dans le traitement. Selon Environnement Québec (2006), pour une source municipale, la quantité d'eau rejetée à traiter est évaluée à environ 200 L (0,2 m³) d'eau par personne par jour. Mais si certaines municipalités sont en déclin, d'autres connaissent des taux de croissance démographique important. Dans pareil cas, un espace vacant devra être réservé sur le site des installations. «The usefulness of a constructed wetland may therefore be limited by the size of the wetland needed for adequate retention time. The site selected should be large enough to accommodate present requirements and any future expansion» (US EPA, 1993).

Ensuite, en ce qui concerne les eaux dites **diffuses**, deux options sont envisageables: on peut tenir compte de l'ensemble des précipitations du bassin de drainage, ou tout simplement le débit de pointe. La première vise davantage une conservation et une réutilisation de la ressource en l'intégrant très souvent dans un projet de design comme un parc. «The creation of water bodies and other natural areas, for example, can become visual amenity in built environments as well as provide other positive opportunities for design» (Harris et al. 1988).

La deuxième, quant à elle, est l'une des façons les plus employées dans la gestion des eaux de pluie, et consiste à ne traiter que le premier ruissellement où se concentre 90% de la pollution (fig. 8.1, p. 152). Cette seconde option, ayant comme unique mandat de traiter les eaux, est souvent utilisée lorsque l'espace est limité, notamment dans les zones densément construites.

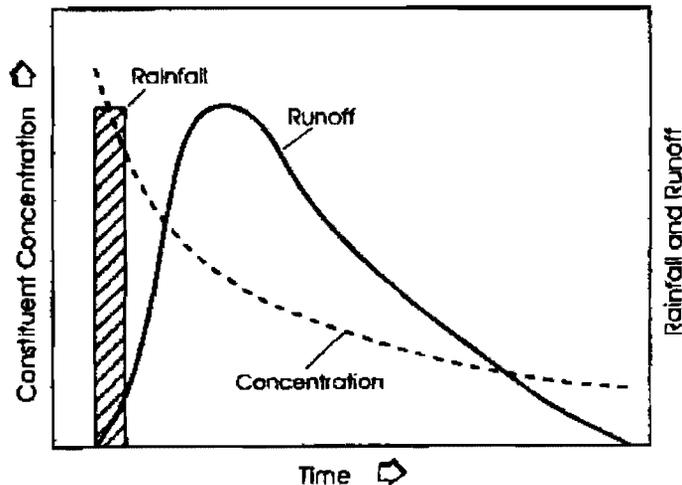


Figure 8.1 : Progression généralisée du volume de ruissellement et de la concentration de polluants (source : Imhoff's et al. 1989).

Le calcul du volume des eaux de ruissellement se base sur une variété de facteurs : l'échelle et l'intensité de développement, la quantité et la localisation des surfaces pavées et non pavées, l'occupation du sol, la topographie, les types de sols, et l'intensité des pluies. Ainsi, la formule suivante : $Q = CIA$, prend en compte l'ensemble de ces facteurs afin de calculer le temps de concentration de l'effluent pour designer les systèmes de drainage ainsi que certaines installations de traitement. La valeur C , le coefficient de ruissellement, représente la composition de la surface permettant d'évaluer les conditions de résistance de celle-ci : «it is the most ambiguous and subjective parameter; the designer chooses it by evaluating existing or proposed cover conditions» (Harris et al. 1988) (annexe 7). Ensuite, la valeur I , l'intensité de pluie par heure, est basée sur les données recueillies par l'agence météorologique de la région pour une fréquence et une durée d'un orage en particulier. Finalement, A signifie tout simplement l'aire du bassin de drainage, calculée en acres.

Applicable pour les sites de moins de 130 ha, cette formule est basée sur deux suppositions. Tout d'abord, que la pluie va se produire à une intensité uniforme pour un temps équivalent au temps de concentration du bassin de drainage : le temps requis à tous les endroits de

contribuer au ruissellement (fig. 8.2, p. 153). Ensuite, que cette intensité uniforme va se réaliser sur l'ensemble du bassin de drainage : situation véritable sur les petits sites (Harris et al. 1988).

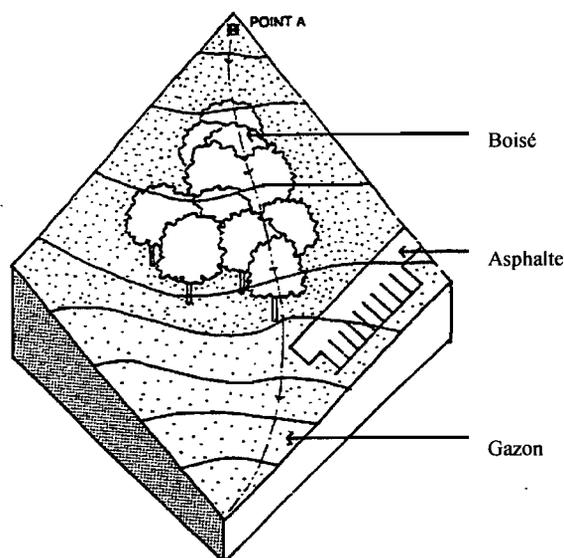


Figure 8.2 : Schématisation du temps de concentration, le point A est le point le plus éloigné (source : Strom et al. 1993).

8.1.2 La qualité de l'eau

Comme chaque intervention de traitement des eaux est spécifique à un site, l'information portant sur la qualité de l'eau doit inclure tout d'abord une définition claire et précise de l'intrant. En cas d'absence total de données, Kadlec et al. (1996), dans leur ouvrage *Treatment Wetlands*, ont réalisé un portrait typique des polluants retrouvés dans les diverses sources d'eau en Amérique du Nord (annexe 8).

Aussi, la distribution temporelle des concentrations de polluants doit être anticipée: «There are often seasonal fluctuations for point sources and intra-event variability of concentrations for stormwater flows» (Kadlec et al. 1996) (fig. 8.3, p. 154).

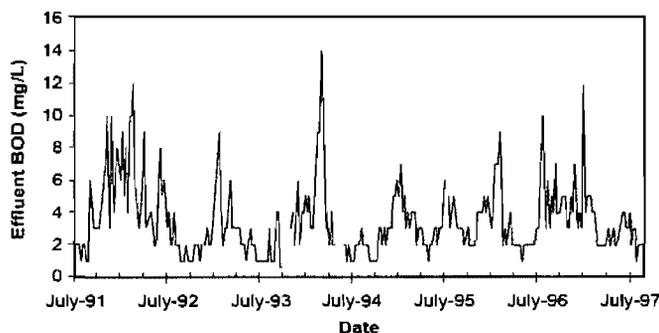


Figure 8.3 : Graphique démontrant la fluctuation de la BDO en mg/L dans le temps (source : U.S.EAP, 2000).

En effet, deux éléments majeurs, l'évapotranspiration et les précipitations, influencent la qualité des eaux par deux phénomènes : la concentration et la dilution des polluants. Alors que l'évapotranspiration engendre une concentration des contaminants, les précipitations, quant à elles, la diminuent. Ceci étant dit, ces facteurs doivent être schématisés afin de bien comprendre le budget globale de l'eau et, par conséquent, la qualité de l'influent, variable dans le temps (fig. 8.4, p. 154).

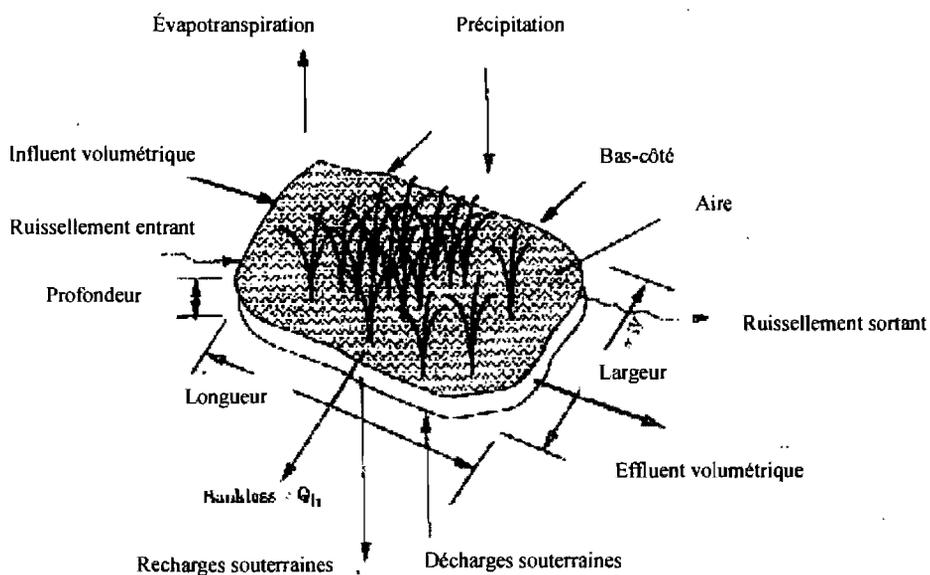


Figure 8.4 : Schématisation des composantes du budget global d'eau pour un marais (source : Kadlec et al. 1996).

8.1.3 La sélection du site

Outre la quantité et la qualité de l'eau, d'autres éléments tels que la topographie, la géologie et le climat sont des facteurs centraux dans l'élaboration du projet.

Dans un premier temps, au niveau topographique, comme il s'agit d'un système passif, celui-ci doit être aménagé de sorte que l'eau puisse s'écouler, avec gravité, à travers le système, réduisant l'utilisation de pompes mécaniques. Localisé dans une pente faiblement inclinée, le système, à proximité de la source d'eau usée, se situe toujours au-dessus du niveau de l'eau, et jamais dans un lit de rivière.

Ensuite, en ce qui concerne la géologie du site, la connaissance quant à l'existence ou non d'une nappe phréatique entraînera une analyse du type de sol. Celui-ci, imperméable ou poreux, dictera le choix d'une membrane protectrice. Ces membranes, séparant le sol du substrat, sont synthétiques ou en argile. Certaines empêchent complètement l'eau usée de s'infiltrer dans le sol, éliminant tout risque de contamination de la nappe phréatique, alors que d'autres sont utilisées pour filtrer les eaux traitées qui, par la suite, regonflent les réserves souterraines. Dans le cas d'une eau usée, le sol sur lequel est installée la membrane imperméable doit être relativement compact afin de minimiser, en cas de bris temporaire de la membrane protectrice, tout risque de contamination.

De plus, il faut s'assurer, avant d'entamer le projet, qu'aucune ressource archéologique ou historique, ainsi qu'aucune espèce menacée, surtout pour les systèmes de surface, ne soient présentes sur le site en question.

Au niveau du climat, la saisonnalité est un facteur crucial au bon fonctionnement du système : le volume d'eau en provenance de toutes sources est saisonnier. Variant en fonction des régions climatiques, les événements particuliers, tels que la fonte des neiges dans les pays nordiques et la mousson dans les pays tropicaux, sont enregistrés dans le budget mensuel et annuel de l'eau. Aussi, d'autres facteurs comme l'humidité influencent directement le taux d'évaporation et, par conséquent, le volume d'eau (fig. 8.5 p. 156).

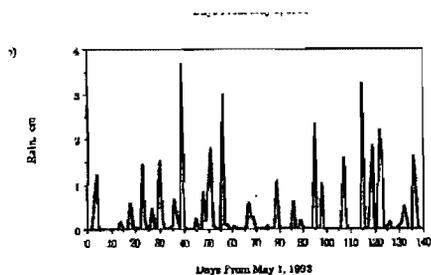


Figure 8.5 : Graphique illustrant la variabilité en terme de saisonnalité : les précipitations en cm dans le temps (source : Kadlec et al. 1996).

Malgré les fluctuations du volume d'eau et les variations de température, l'installation doit continuer à fonctionner. Ainsi, le choix d'un système approprié, en étroite relation avec la sélection d'espèces végétales propices, est capital pour des performances de traitement adéquates.

8.1.4 Le choix des espèces végétales (annexe 9)

Six critères sont pris en compte dans le choix des espèces végétales. Le premier concerne l'efficacité en terme de traitement des eaux usées. Ainsi, en plus de croître et de coloniser un milieu rapidement, ces espèces sont dotées de systèmes de rhizomes profonds. Aussi, une biomasse considérable ou des tiges denses est nécessaire afin de réaliser un maximum de gradient de vélocité et améliorer ainsi la floculation et la sédimentation (US EPA, 2000). Par la suite, ces plantes, si utilisées pour les eaux chargées de métaux lourds, doivent avoir une certaine résistance et être capable de les accumuler. Elles doivent aussi être robustes et résistantes aux maladies. Ensuite, une diversité des espèces permettra une plus grande flexibilité au niveau de la colonisation des diverses profondeurs rencontrées dans le marais.

De plus, leur lieu d'origine et leur disponibilité sur le territoire où le projet sera aménagé ont un impact économique considérable. Finalement, l'absence de menace pour le milieu environnant fait allusion aux plantes envahissantes. Un cas très connu est celui de la jacinthe d'eau au États-Unis. Au Québec, dans les milieux humides, on retrouve aussi certaines plantes exotiques et envahissantes comme le phragmite commun, la salicaire commune, le butome à ombrelle et le myriophylle à épi (Centre Saint-Laurent, 2007).

Le choix d'une diversité importante dans le type des plantes utilisées réside dans le désir de

combiner divers systèmes naturels d'une part, et d'autre part d'assurer une certaine sécurité en terme notamment de maladies pouvant décimer une espèce complète, résultant ainsi dans des dommages du système aménagé. De plus, une multitude d'espèces représente une richesse en terme de biodiversité, ainsi que, selon plusieurs, une plus grande efficacité en terme de traitement. Cette dernière constatation s'explique par le fait que les systèmes de monoculture seraient moins performants en raison des variations saisonnières : certaines espèces performant mieux en hiver et d'autres en été (Brisson, 2007).

8.1.5 Le design du système

Cette section du travail se divise en deux étapes. La première illustre les prétraitements envisageables pour ce type de réalisation ainsi que leur application et leur design. Le second fait état des paramètres de construction des systèmes centraux : les marais artificiels.

Notons toutefois que lors de l'élaboration d'un projet de traitement des eaux, une connaissance des systèmes de canalisation ou de traitement déjà existants sur le site doit, avant tout, être évaluée et documentée. En effet, peut-être serait-il bon de les intégrer ou non dans le design.

8.2 Les prétraitements envisageables pour les marais artificiels

Tel que mentionné par Kadlec et al. (1996) et plusieurs autres, les eaux usées déversées dans les marais artificiels nécessitent normalement au moins un certain traitement de base, parfois emprunté aux technologies conventionnelles (annexe 10). Ici, on entend par traitement de base conventionnel: un prétraitement et un traitement primaire (fig. 8.6, p. 157).

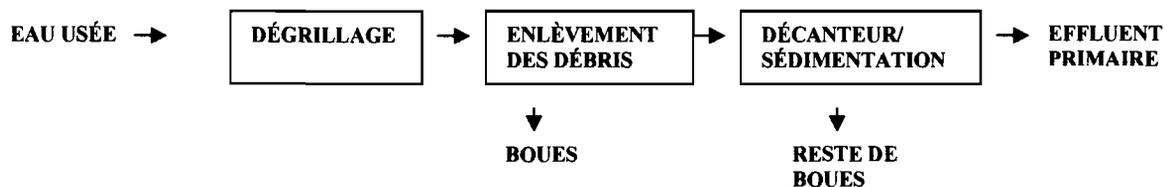


Figure 8.6 : Schématisation de l'ensemble des composantes du traitement primaire (source de données: Kadlec et al. 1996).

8.2.2 Les traitements conventionnels de base

Le dégrillage est la première étape rencontrée dans un système de traitement des eaux usées. Il s'agit d'un équipement de prétraitement, comportant des ouvertures circulaires ou rectangulaires, généralement uniformes, variant entre 6 mm et 15 mm. On l'emploie pour retenir les solides grossiers présents dans les eaux usées (Tchobanoglous et al. 1991) (fig. 8.7, p. 158).

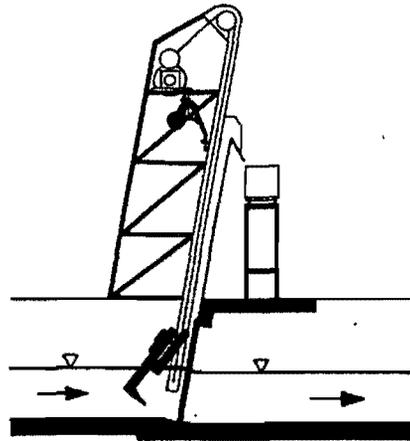


Figure 8.7 : Un dégrillage typique d'une station d'épuration des eaux usées (source : ?)

Le traitement primaire, quant à lui, se définit par un processus de sédimentation. Celui-ci sépare de l'eau, par gravité, les particules en suspension. Étant l'une des composantes les plus utilisées dans ces types d'installation, son but principal est de clarifier l'effluent, mais aussi de produire une boue avec des concentrations solides faciles à entreposer et à traiter dans un site d'enfouissement sanitaire (Tchobanoglous et al. 1991) (fig. 8.8, p. 158).

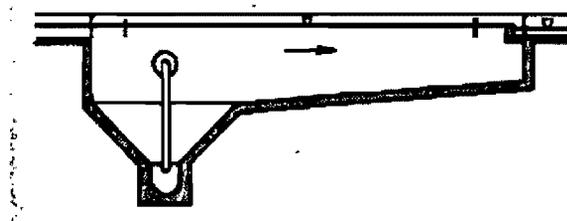


Figure 8.8 : Illustration d'un bassin de sédimentation (source : Imhoff's et al. 1989).

Ainsi, pouvant réduire la DBO entre 25% et 40% (Imhoff's et al. 1989), ce système conventionnel élimine également les graisses, les huiles, la cire, les cheveux, le papier et le plastique de l'influent à l'aide d'une unité supplémentaire appelée déshuilage, mais aussi des particules dotées d'une concentration solide faible telle que le sable (unité de dessablage) (fig. 8.9, p. 159).

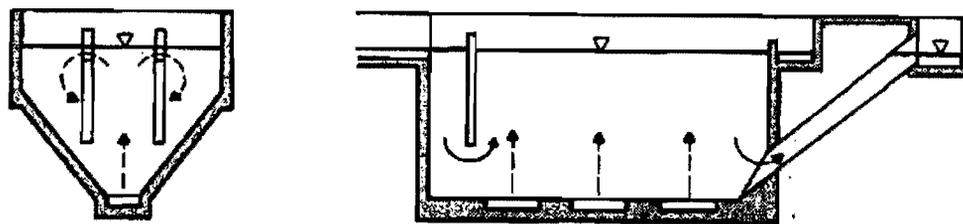


Figure 8.9 : Illustration d'un système de déshuilage (source : Imhoff's, 1989).

La formule suivante d'Imhoff's et al. (1989) est utilisée afin de calculer la superficie requise pour ce type d'installation (fig. 8.9, p. 159) :

$$\text{Aire} = \frac{\text{volume de l'eau usée (m}^3\text{/heure)}}{\text{Vélocité des plus petites particules (m/h)}} = x \text{ m}^2$$

Toujours selon Imhoff's et al. (1989), pour les données relatives à la vitesse des plus petites particules, les paramètres suivants sont offerts : Europe: $2 \text{ m}/1,5\text{h} = 1,33 \text{ m/h}$ (12h); États-Unis: $2 \text{ m}/2\text{h} = 1 \text{ m/h}$ (24h).

Ensuite, ajoutés à ces traitements conventionnels, ou les substituant tout simplement, des méthodes passives comme la canalisation verte, les bassins de rétention et de sédimentation, ainsi que les filtres se sont prouvées efficaces dans l'épuration des eaux usées, et donc susceptibles de contribuer au bon fonctionnement des systèmes de marais de traitement.

8.2.2 Les prétraitements passifs

8.2.2.1 La «canalisation verte», alternative à la canalisation souterraine

«It is important that site drainage be perceived as a part of design rather than as a discrete aspect of site engineering» (Harris et al. 1988).

Avant d'entamer les explications portant sur la canalisation verte, il est nécessaire de mentionner brièvement l'utilité de la canalisation souterraine. Cette canalisation en béton est, tout comme les traitements de base discutés ci-dessus, un élément considérable dans la réalisation d'un projet conventionnel pour le traitement des eaux usées émanant de sources ponctuelles. Ces conduites demeurent la méthode la plus efficace pour transporter l'eau d'un point A à un point B sans risque de contamination, sur son passage, du milieu naturel.

La dimension des conduites en béton se calcule selon la formule $Q = CIA$, expliquée à la section 8.1.1. Certaines valeurs sont recommandées par Harris et al. (1997) pour le design de ces conduites fermées. En effet, un diamètre minimal de 200 mm ou 8 pouces est suggéré : cette précaution sert à éviter les risques de blocage de ces tuyaux. De plus, ceux-ci ne doivent jamais être remplis à pleine capacité : un maximum de 80% est nécessaire pour réduire la pression exercée de l'intérieur.

Afin de sélectionner le diamètre adéquat, les auteurs suggèrent certains critères en fonction de la surface de la conduite. S'il s'agit de béton, des valeurs minimale et maximale de 0,011 et de 0,013 sont recommandées, ainsi qu'un coefficient de friction (n) de 0,012 (annexe 11). Une fois ces valeurs choisies et le temps de concentration ($Q=CIA$) calculé, l'utilisation d'un nomographe (annexe 12) nous permettra de connaître le diamètre adéquat.

Un bref aperçu de la canalisation verte, quant à ses performances épuratoires et ses diverses fonctions, a déjà été réalisé à la section 6.4. Ceci étant dit, la partie présente tentera plus spécifiquement d'expliquer le design de ces systèmes et d'indiquer certaines recommandations quant à leur utilisation. Avant de poursuivre, rappelons que ces conduites vertes sont uniquement utilisées pour les eaux de ruissellement, contrairement à celles en béton véhiculant les eaux usées ponctuelles.

Au niveau du design, ces conduites naturelles de forme parabolique, trapézoïdale ou triangulaire se calculent selon le temps de concentration du ruissellement, et nécessite donc l'emploi de la formule suivante : $Q = CIA$. Toutefois, 33% du volume total est ajouté en raison de la présence d'espèces végétales : ces dernières, à l'inverse des parois nues des conduites bétonnées, risquent de ralentir le débit. À cet égard, un maximum de vitesse de 4 pieds par seconde est conseillé afin d'éviter l'érosion des canaux (Munson, 1974) (annexe 13). Aussi, véhiculant l'eau avec gravité, ceux-ci doivent être, par conséquent, aménagés

dans une pente. En ce qui a trait aux dimensions, Harris et al (1997) et le document *Best Management Practices* (BMP) (1999) recommandent un minimum de 30 m pour la longueur totale du canal, et entre 0,6 m et 2,4 m pour la largeur du fond.

Il existe deux types de canalisation verte, la canalisation étanche et celle dite perméable. Désignés pour le transport, le traitement et la filtration, ces systèmes ne doivent, par contre, jamais être utilisés à titre de système de filtration pour les eaux de ruissellement en provenance de sites potentiellement contaminés comme les stationnements, les sites de construction et les sites d'enfouissement sanitaire. Cette mesure de prévention sert à éviter tout risque de contamination des eaux souterraines (Harris et al, 1997). Dans de telles situations, une membrane protectrice étanche : géomembrane, est primordiale.

Cependant, notons que même lorsque ces canaux sont construits spécifiquement pour la filtration, des membranes protectrices perméables : géotextiles, préviennent la migration des fines particules dans le milieu aquatique quand les conduites sont à pleine capacité (Harris et al. 1997).

Aussi, les deux types de membranes sont parfois utilisés ensemble, où les géotextiles, placés de part et d'autre du géomembrane, le protègent contre les bris, et lui assurent ainsi une meilleure étanchéité (fig. 8.10, p. 161)

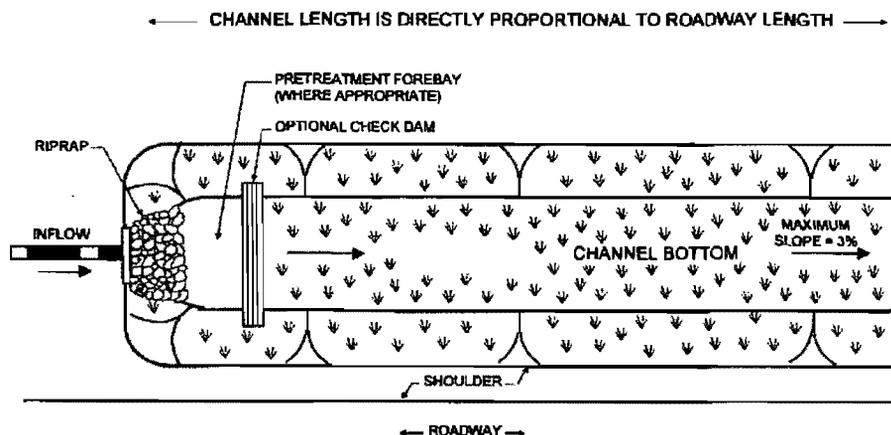


Figure 8.10 : Vue aérienne d'un canal gazonné (source : BMP, 1999 : 4-58).

Un prétraitement composé de gabions est nécessaire pour l'enlèvement des déchets et d'une partie de sédiments. L'absence de celui-ci est souvent la cause principale des échecs lors de l'utilisation de ces systèmes (BMP, 1999).

8.2.2.2 Le bassin de rétention et de sédimentation

Des bassins de rétention et de sédimentation des eaux usées sont utilisés pour les eaux de ruissellement et comportent deux fonctions principales. Tout d'abord, ils servent à stocker et à contrôler le niveau d'eau, assurant ainsi un débit continu dans le système. D'ailleurs, en plus de ralentir le débit, la rétention a pour effet de favoriser le dépôt des sédiments et des débris avant que ceux-ci atteignent la structure d'évacuation. Ainsi, ces installations réduisent les risques d'accumulation des matières solides, contribuant à une plus grande efficacité du système naturel subséquent.

Ces bassins sont munis d'un réservoir permanent d'eau avec un volume additionnel au-dessus de la surface afin d'être en mesure de contrôler le ruissellement. Ils sont devenus des installations requises dans l'enlèvement des sédiments des eaux de drainage. Généralement, ce système se compose de trois maillons : une baie de sédimentation, un bassin de rétention et une structure de sortie (fig. 8.11, p. 162)

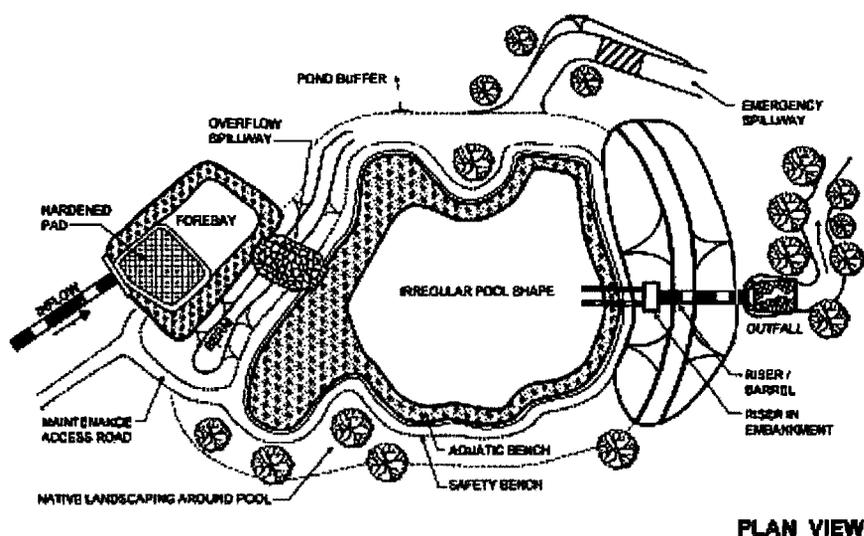


Figure 8.11 : Plan aérien des bassins de rétention et de sédimentation (source : BMP, 1999).

La première section, chargée de gabions, élimine les matières solides grossières afin d'augmenter la capacité de traitement du bassin de rétention subséquent. Emmagasinés dans la baie, les sédiments grossiers sont, par la suite, enlevés sur un cycle variant entre 5 et 7 ans. La baie de sédimentation se définit comme étant un petit bassin avec normalement un minimum de 10% du volume du bassin de rétention (BMP, 1999).

Le deuxième maillon, quant à lui, consiste en un bassin de rétention d'une profondeur variant entre 900 mm et 1200 mm. Une pente minimale est requise pour permettre un écoulement avec gravité sans toutefois dépasser 15% (BMP, 1999). Aussi, afin de réduire le débit de l'eau dans le bassin de rétention, et permettre ainsi un meilleur traitement, un ratio figurant un bassin long et étroit devrait être favorisé. (BMP, 1999).

La dernière composante, la structure de sortie, comporte tout simplement un dégrillage pour l'enlèvement des algues pouvant se produire dans le bassin de rétention, et une boîte de sortie.

Ce système se calcule selon le diamètre des particules à sédimenter. On vise typiquement des particules ayant une taille de 5 microns ou de 20 microns (Harris et al. 1997). Ayant sélectionné la taille désirée de la particule, on peut ensuite se référer au tableau de Harris et al. (1997), et choisir le pourcentage du bassin de drainage spécifique afin de calculer la superficie requise pour le bassin de sédimentation et de rétention (annexe 14). La formule se lit comme suit :

$$\text{Aire du bassin (m}^2\text{)} = (\text{Acres du site à drainer}) \times (\% \text{ sélectionné})$$

D'autres composantes comme des bassins de stockage supplémentaire, appelés aussi bassins d'urgence, sont normalement ajoutés à titre préventif en cas d'orages importants, dont les orages de 50 et 100 ans.

8.2.2.3 Les filtres

Certains polluants tels que les métaux lourds ont, comme mentionné au chapitre 3, ont une affinité à se coller aux fines particules. Ces dernières, outrepassant bien souvent les traitements primaires conventionnelles, requièrent dans certains cas un traitement de base

plus avancé. Utilisés tant pour les eaux de sources ponctuelles que diffuses, les filtres à sable ou organiques peuvent réduire significativement plusieurs de ces contaminants avant leur entrée dans les marais de traitement (fig. 8.12 et 8.13, p. 164).

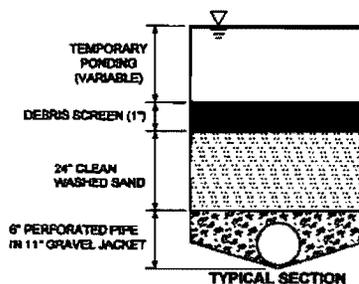


Figure 8.12 : Illustration d'un filtre à sable (source : BMP, 1999: 4-99).

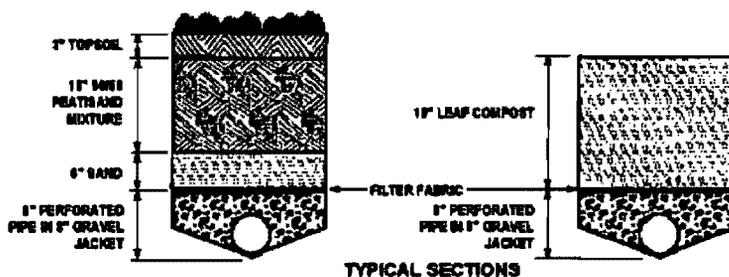


Figure 8.13 : Illustration d'un filtre organique (source : BMP, 1999).

Contrairement aux filtres à sable composés en grande partie de sable, les filtres organiques, quant à eux, sont un mélange de tourbe, de terre, de composte et de sable. Ceux-ci possèdent une plus grande capacité de réduction et d'enlèvement des contaminants, notamment des nutriments. Utilisés là où les autres techniques naturelles ne peuvent être employées en raison de la nature des polluants, c'est-à-dire d'origine industrielle, les filtres organiques sont recommandés pour l'enlèvement des métaux (BMP, 1999) (tab. IX, p. 165). Tout comme les autres filtres, ils sont indifférents au climat et peuvent également être installés dans un site où l'espace est limité.

Contaminants	Filtre à sable	Filtre organique
MES totale	87%	95%
Carbone organique	66%	67%
Phosphore total	51%	41%
Azote total (N)	44%	56%
Zinc	80%	88%
Cuivre	34%	67%
Plomb	71%	N/A
Bactéries	55%	N/A
Hydrocarbures	81%	87%
(N) nitrate/ammoniac	13% et N/A	34% et 42%
Turbidité	N/A	84%

Tableau IX : Une comparaison des performances épuratoires des deux types de filtre : pourcentage de réduction des contaminants (BMP, 1999)¹.

Ces systèmes de traitement peuvent être calculés utilisant la loi de Darcy (Harris et al. 1997):

$$A_f = WQV (df) / [k(h+df)(tf)]^2$$

Toutefois, malgré ces performances intéressantes, certaines limites s'imposent : ces filtres ne peuvent supporter des apports importants de sédiments. De ce fait, un système de prétraitement comme un bassin de sédimentation doit être employé en amont de ceux-ci.

8.3 Les marais artificiels

Lors de la réalisation d'un système de marais artificiel, quatre règles générales de base sont suggérées par Mitsch (1992). Premièrement, un **design simple** est avantageux : les approches complexes risquent de s'avérer un échec. Il faut aussi construire dans le but d'un

¹ Référence selon Schueler (1997). Pour les filtres organiques : les résultats suivants sont un cumulatif de la ville de Portland aux États-unis et de plus de 13 orages, démontrant la moyenne d'efficacité d'enlèvement des contaminants par ces systèmes.

² A_f = Aire de la surface du système (m²). WQV = volume d'eau à traiter (m³). df = la profondeur du lit de sol planté (m) : 0,45. k = Coefficient de perméabilité du lit planté : 0,825. h = la hauteur moyenne de l'eau au-dessus du lit du système (m) : 0,5 m. tf = temps requis pour le volume d'eau (WQV) à être filtré à travers le lit planté : 40

entretien minimal en utilisant des énergies naturelles telles que la gravité pour l'écoulement de l'eau. Il est également nécessaire de désigner pour les **extrêmes climatiques** enregistrées, et non en se basant sur la moyenne de celles-ci. Ainsi, les tempêtes, les inondations et les sécheresses doivent être prises en considération, et non ignorées. Ensuite, il faut aussi tenir compte du territoire en intégrant le design en fonction de la topographie naturelle du site. Au lieu de désigner un système avec des bassins rectangulaires, des structures rigides, des canaux complexes et une morphologie régulière, il est préférable de **s'inspirer** des systèmes naturels locaux dans la configuration des bassins et des cours d'eau.

La section suivante, portant sur la réalisation des marais artificiels, se compose de cinq parties : les paramètres de construction, la géométrie et la configuration du système, l'étanchéité du sol, les bas-côtés et les structures d'entrée et de sortie, et finalement, l'établissement général des plantes.

Ces étapes se sont grandement basées sur les normes de l'US EPA (1991-2000) et celles d'Environnement Québec (2001). Certains éléments ont été également empruntés à l'IWA et à Tchobanoglous et al. (1991).

Cependant, il est important de noter que celles-ci ne sont pas les seules à avoir faites leurs preuves et qu'il en existe plusieurs autres tout aussi valables.

8.3.1 Les paramètres de construction

Le design de ces systèmes a évolué autour de deux éléments principaux : la charge hydraulique et l'enlèvement des polluants. De plus, deux procédures distinctes existent quant à la construction des systèmes de traitement. En effet, les systèmes pour traiter les eaux ponctuelles se calculent différemment de ceux recevant les eaux diffuses : «so far, the two have evolved separately over the history of the technology» (IWA, 2000).

8.3.1.1 Les systèmes d'eaux ponctuelles

Cette sous-section comporte trois formules clé : la superficie du système, le taux de la charge hydraulique, et le temps de rétention, qui seront explicités en détail dans les pages suivantes.

1. La superficie du marais

Premièrement, contrairement aux systèmes naturels discutés précédemment, les dimensions des systèmes de marais artificiels pour les eaux ponctuelles sont calculées en fonction de plusieurs facteurs biologiques (fig. 8.14, page 167). Ainsi, on doit, lors du calcul de la superficie du marais (A_s), prendre en compte son budget chimique grâce aux variables suivantes : le volume d'eau par jour en m^3 (Q); l'influent de DBO (mg/L) (C_o); l'effluent de DBO (mg/L) (C_e); le taux de constance de la température dépendante en degré Kelvin (K), la profondeur du système en mètre (y), et finalement la porosité du substrat (n).

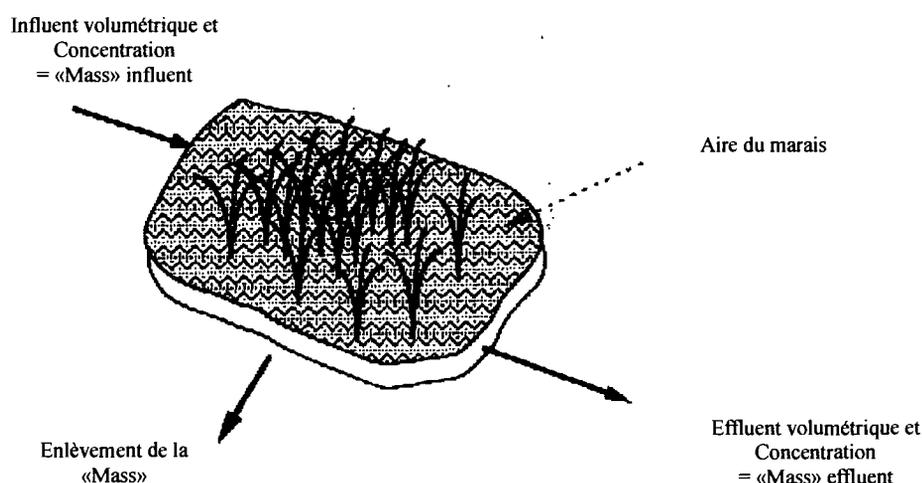


Figure 8.14 : Les composantes du budget chimique (terminologie associée) (source : Kadlec et al. 1996).

L'approche utilisée pour le calcul de la superficie du marais artificiel de surface et sous surfacique pour les eaux ponctuelles est basée sur le temps de rétention hydraulique. Ce modèle, proposé par Reed *et al.* 1995, est suggéré par la Société québécoise de l'assainissement des eaux usées (2001). Contrairement à celle de Kadlec et al. (1996), cette méthode s'avère plus conservatrice par temps froid.

La superficie du marais se calcule en fonction de la qualité de l'eau, c'est-à-dire l'indice biochimique : la DBO, évaluée à la sortie du traitement primaire. La formule pour le calcul de la superficie requise se lit comme suit:

$$A_s = \frac{Q \times (\ln C_o - \ln C_e)}{K_T (y) (n)}$$

Les valeurs associées au marais varient en fonction du type de système : marais de surface ou marais sous surfacique. Notons que ce dernier, dans le cadre de ce travail, est à écoulement ou flux horizontal en raison du climat tempéré froid dans lequel sera aménagé le système. Ainsi, le tableau suivant expose les valeurs suggérées pour les paramètres de chacun des deux systèmes de traitement (tab. X, p. 168).

Valeurs	Marais de surface	Marais sous surfacique
K_{20}	0,678 d ⁻¹ pour la DBO ₅	1,1 d ⁻¹ pour la DBO ₅
θ	1,06 pour la DBO ₅	1,06 pour la DBO ₅
n	0,65 à 0,75	0,30 à 0,45
y	0,3	0,6

Tableau X : Les valeurs suggérées pour les paramètres du modèle opératoire (source de données : Environnement Québec, 2001).

Dans le cas du taux de constance (K_T), la température dépendante varie avec la température au sol et nécessite la formule suivante :

$$K_T = K_{20} \theta^{(T-20)}$$

Aussi, la différence de profondeur entre les deux systèmes s'explique par le fait que, dans les marais de surface, l'eau doit être assez profonde pour couvrir l'ensemble du fond du bassin ainsi que la partie de la litière des plantes, contenant une fraction importante des surfaces actives pour les microbes. Dans un marais sous surfacique, l'eau occupe la partie inférieure du média.

Une autre méthode permet également de calculer approximativement la superficie requise pour un marais artificiel lorsque les informations sur lesquelles se base normalement le design sont inexistantes, et que seulement le nombre d'individus est connu : chaque personne contribue à un certain volume d'eau et à une certaine charge polluante. Cette unité, que l'on appelle «personne équivalente» (PE), devient la donnée majeure pour la construction du système. Or, il est recommandé, lorsqu'on utilise un marais sous surfacique à écoulement horizontal pour un traitement secondaire, de calculer entre 3 à 5 m² par PE (Chazarenc, 2007). Pour les marais de surface, on suggère entre 5 à 15 m² par PE (Chazarenc, 2007). Finalement, on recommande 0,7 m² par PE pour un traitement tertiaire (IWA, 2000). Toutefois, mentionnons que selon IWA (2000), cette méthode n'est valable que pour les petites collectivités.

Avant de poursuivre, il est nécessaire de souligner que les marais de surface sont dotés de zones profondes pouvant aller jusqu'à 1,5 m (fig. 8.15, p. 169).

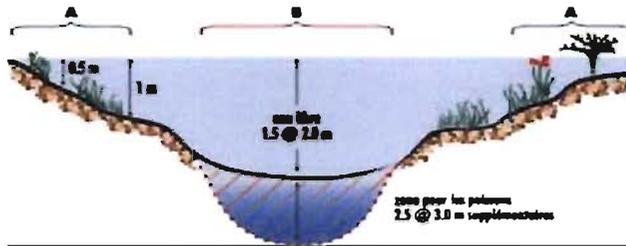


Figure 8.15 : Les différentes profondeurs propres aux marais de surface (source : Canards Illimités, 2007).

Ces zones, excluant le développement des racines des macrophytes, occupent plusieurs fonctions. Tout d'abord, elles procurent à l'eau un passage à faible résistance lui permettant de circuler latéralement et de rétablir une pression constante à travers le marais. Ensuite, ces zones engendrent un temps de détention supplémentaire. Aussi, souvent recouvertes de lentilles d'eau, elles favorisent, en plus d'un habitat propice pour les poissons, la fréquentation des oiseaux. De plus, elles créent des mélanges entre les eaux: les ruisseaux s'écoulant rapidement sont interceptés et mélangés avec l'eau à faible débit. Ces zones augmentent également le potentiel d'échange avec le vent. Finalement, l'eau, mieux répartie dans le marais, améliore l'efficacité générale du milieu (IWA, 2000).

2. Le taux de la charge hydraulique (HLR)

Une fois la superficie calculée, le taux de la charge hydraulique (HLR), évaluant le niveau d'eau dans le marais, permet de réduire les risques de débordement souvent associés à ces types de systèmes. Cet incident risquerait de contrecarrer l'idée de diminuer tout risque de contamination avec la faune avoisinante.

Pour les deux types de marais recevant une eau dite ponctuelle, le marais de surface et le marais sous surfacique, la formule du HLR se lit comme suit (Campbell, 1999):

$$\text{HLR} = \frac{\text{Volume d'eau par jour}}{\text{Superficie (As)}} = \text{HLR en cm/jour.}$$

Soulignons que les données sur les charges hydrauliques adéquates par jour varient énormément d'un auteur à l'autre. Ainsi, le *Water Pollution Control Federation* (WPCF) (1990) suggère une charge hydraulique de 2 à 20 cm par jour pour les marais sous surfaciques, et de 0,7 à 5 cm par jour pour les marais de surface. Kadlec et al. (1996), quant à eux, estiment qu'une charge hydraulique est appropriée si elle se situe entre 8 et 30 cm par jour pour les marais sous surfaciques, et entre 1,5 et 6,5 cm par jour pour les systèmes de surface (annexe 15).

3. Le temps de rétention hydraulique (HRT)

Ensuite, afin de connaître le nombre de jours de rétention dans le système : le temps donné à la molécule d'eau de passer à travers le marais, le temps de rétention hydraulique (HRT) se calcule différemment s'il s'agit d'un marais de surface ou d'un marais sous surfacique.

Selon Tchobanoglous et al. (1991), le HRT pour les marais de surface se calcule comme suit³ :

$$\frac{C_e}{C_o} = A \exp (-0,7K_T (Av)^{1,75} t)$$

Toujours d'après Tchobanoglous et al. (1991), pour les marais sous surfacique, le temps de rétention hydraulique se base sur la porosité du média que l'on appelle : «*pore-space detention time*». La formule se lit comme suit :

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp (K_T t)$$

Lors du calcul, cette formule est réarrangée de la manière suivante: $t = \frac{-\ln C_e/C_o}{K_T}$

³ La définition des valeurs : A = coefficient représentant la fraction de DBO₅ non enlevée par sédimentation à l'entrée du système. Une valeur suggérée est 0,52. 0,7 = une constance empirique. Av = une surface spécifique à l'activité microbienne (m²/m³). La valeur suggérée dans ce cas-ci est de 15,7 m²/m³. t = temps de rétention hydraulique (Tchobanoglous et al. (1991)).

Un temps de rétention adéquat est crucial pour un traitement approprié: «Treatment performance in constructed wetlands is a function of detention time, among other factors» (U.S.EPA, 2000).

Toutefois, tout comme le taux de la charge hydraulique discuté antérieurement, cette variable fluctue de manière importante d'une référence à une autre. Ainsi, alors que l'ITRC (2003) et Tchobanoglous et al. (1991) estiment que le temps de rétention, alloué aux deux types de marais recevant une eau dite ponctuelle, devrait varier entre 4 à 15 jours, Kadlec et al. (1996), pour leur part, suggèrent entre 2 à 4 jours pour les marais sous surfaciques, et de 7 à 10 jours pour les marais de surface (annexe 15).

Soulignons qu'un temps de détention trop court ne procure pas assez de temps pour qu'advienne une dégradation des polluants alors qu'un temps de rétention prolongé peut entraîner la stagnation, notamment dans les marais de surface, et occasionner, par conséquent, des conditions anaérobies: mauvaise odeur, prolifération de moustiques (US EPA, 2000).

Mentionnons aussi que deux facteurs climatiques peuvent, de manière significative, affecter le temps de rétention chez les deux types de marais. En été, le phénomène d'évapotranspiration peut augmenter le temps de détention alors que la fonte des glaces peut le diminuer. Une étude menée sur un marais de surface à Listowel, Ontario, Canada, démontre que le niveau d'eau recommandé pour les mois d'été devrait être approximativement de 10 cm, et augmenté à environ 30 cm en hiver si une formation de glace est prévue, précautions réduisant les effets du climat sur le temps de détention dans le système (US EPA, 1988). De plus, dans les marais sous surfaciques: «ice formation can use some of the water depth, and there needs to be some room for sediment accretion in the bottom of the bed» (IWA, 2000).

8.3.1.2 Les systèmes d'eaux diffuses

Notons que cette sous-section portant sur les marais de pluie, contrairement à la précédente, se base principalement sur les normes émises par l'IWA (2000).

En raison de la variabilité des débits d'eau, le temps de détention et la charge hydraulique sont des éléments difficiles à définir lors de la planification d'un marais de pluie. Ainsi, la règle générale permettant d'estimer la superficie requise de ce type de marais est la suivante : l'aire du marais de traitement doit correspondre à une fraction du bassin de drainage, se situant normalement entre 1 et 5% (Schueler, 1992). On planifie ces systèmes en prenant en compte le volume d'eau associé aux précipitations enregistrées. Schueler (1992) suggère que le marais doit avoir suffisamment de volume pour contenir 90% de toutes les précipitations d'un orage donné (IWA, 2000). Ceci étant dit, le calcul de la superficie du marais de traitement pour les eaux de ruissellement se déroule selon la séquence qui suit. En premier lieu, on multiplie la superficie du bassin de drainage (A), le coefficient de ruissellement (C) et 90% des précipitations d'un orage (P). Cette équation nous permet de calculer le volume de ruissellement (V) :

$$V = A \times C \times P$$

Ensuite, ce volume est, par la suite, divisé par la profondeur moyenne du marais, variant entre 0,3 et 1,5 m. Comme il s'agit d'un marais de surface, les éléments de profondeur, mentionnés à la page 169, sont également applicables pour ce type de système. Ceci étant dit, ce calcul révèle la superficie requise :

$$\text{Superficie du marais de pluie (m}^2\text{)} = (V \text{ (m}^3\text{)} / \text{profondeur moyenne (m)}).$$

En ce qui concerne les marais de surface d'eaux de pluie, le temps de rétention, contrairement à ceux recevant une charge hydraulique constante, est beaucoup plus long, et est évalué sur une base annuelle (IWA, 2000) :

$$\text{Temps de rétention annuel (jours)} = \text{Volume de ruissellement} / \text{débit annuel de ruissellement}$$

Dans les prochaines sections du document portant sur les autres aspects techniques des marais de traitement, des distinctions minimales existent entre ces deux types d'installations : marais de surface (incluant le marais de pluie) et marais sous surfacique. Lorsque nécessaire, ces différences seront mentionnées. Notons que les éléments mentionnés subséquentment se sont basés principalement sur les normes de l'US EPA.

«Ground slope, water depth, vegetation, areal extent, and geometric shape control the flow velocity and, thus, the detention time through a wetlands treatment system» (US EPA, 2000).

8.3.2 La géométrie et la configuration du système

8.3.2.1 Les marais artificiels pour les eaux ponctuelles

Selon Campbell (1999), les formes et les dimensions du système définiront ce que l'on appelle la «porte d'entrée» du marais (A_c). Il s'agit d'un calcul nécessaire afin d'éviter l'accumulation rapide de matières en suspension à l'entrée du système. Cette surcharge de solides pourrait provoquer un blocage, phénomène typique des marais sous surfacique, entraînant une mauvaise répartition de l'eau à travers le marais et causer un risque de débordement. Pour les marais de surface, cette porte (A_c) se calcule comme suit (Tchobanoglous et al. 1991):

$$A_c = \text{profondeur} \times \text{largeur}$$

En ce qui concerne les marais sous surfaciques, le calcul est établi, selon Tchobanoglous et al. (1991), en fonction de la capacité hydraulique requise ⁴.

$$A_c = \frac{Q}{k_s S}$$

Ces calculs permettront également de déterminer, notamment dans le cas du marais sous surfacique, le ratio approprié. Pour les marais de surface et les marais sous surfaciques traitant les eaux ponctuelles, le ratio suggéré et jugé acceptable par l'US EPA (2000) varie entre 0,4 :1 et 3 :1, mais un ration de 1 :1 ou de 1 :2 est préférable. Le choix d'un bon ratio est considérable afin d'éviter les risques de blocage. Ainsi, à titre d'exemple, 3,3 m³ / m² / jour laissent passer un tiers de moins de solides que 10 m³ / m² / jour.

⁴ La définition des valeurs : Q = volume moyen d'eau entrant dans le système. K_s = conductivité hydraulique, environ 500 m³/m² x jour, pour un médium de roches concassées. S = la pente. (Tchobanoglous, G. et al. 1991).

Ceci étant dit, lorsque la charge hydraulique est constante, la forme est, par conséquent, carré ou rectangulaire : «the requirements for stable and controllable water flow and for proper vegetation conditions serve to restrict the geometry of the bed» (IWA, 2000).

Selon l'US EPA (2000), la largeur maximale pour un marais artificiel est de 61 m. Si elle excède cette mesure, il faut diviser le système en plusieurs cellules. Cette subdivision est un élément important puisqu'une multiplicité de cellules diminue le risque de courts-circuits de l'eau dans le système : un temps de rétention prolongé favorise les performances épuratoires. D'ailleurs, dans les deux types de marais, il est toujours plus prudent d'utiliser deux marais artificiels parallèles. Cette mesure préventive est appliquée au cas où l'un d'entre eux tomberait «en panne». Dans pareil cas, le traitement de l'eau usée ne serait pas mis en péril: «having two parallel cells is especially important because of unexpected events such as vegetation die-off, pretreatment failures and subsequent wetland contamination, and failures of berms and other structures» (IWA, 2000).

En ce qui a trait à la longueur, même si plusieurs chercheurs ont démontré que la DBO et les matières en suspension étaient, dans la plupart des cas, enlevées en grande majorité dans les premiers mètres du système, un minimum variant entre 12 et 30 m pour les deux types de systèmes aide à prévenir les courts-circuits. L'US EPA (2000) suggère normalement un minimum de 15 m, longueur englobant les entrées et les sorties d'eau.

Au niveau de l'intégration dans le milieu environnant, la forme des marais de traitement des eaux ponctuelles est un élément considérable. Ainsi, comme le souligne Campbell (1999), des formes «naturelles» peuvent être incorporées dans le design, en entourant les formes rectangulaires et carrées de formes irrégulières (fig. 8.16, p. 175). «The complexity of shape, color, size, and interspersions of plants, and the variety in the sweep and curve of the edges of landforms all add to the aesthetic quality of the wetlands» (US EPA, 1993).

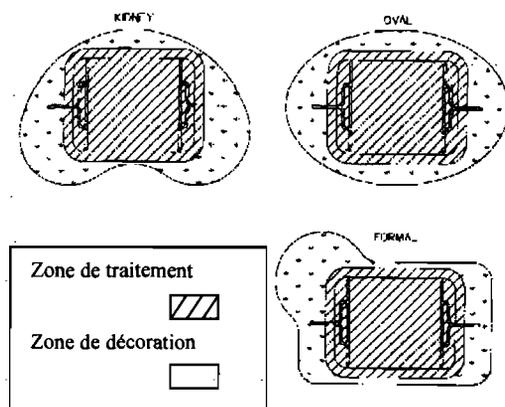


Figure : 8.16 : La forme des marais, principes de design (source: Southwest Wetlands Group, 1995).

8.3.2.2 Les marais de pluie

Les marais de pluie, quant à eux, adoptent une forme inspirée des marais naturels, faisant ainsi abstraction des structures rigides. Normalement, le marais de surface pour le traitement des eaux de ruissellement doit recevoir une contribution d'un bassin de drainage ayant une superficie minimale de 4 ha, mais idéalement de 10 ha (BMP, 1999). Le ratio est évalué entre 3 :1 et 5 :1, et doit être relativement large à l'entrée afin d'accroître la distribution de l'intrant. De plus, il est préférable, pour ce système parsemé de zones plantées et d'eau libre, que la pente ne dépasse par 1% et que les zones stagnantes soient évitées (BMP, 1999).

Ainsi, pour l'ensemble des systèmes recevant des eaux ponctuelles et diffuses, ceux-ci doivent être localisés dans une pente légèrement inclinée, assurant un écoulement gravitationnel d'une cellule à une autre.

Cependant, cette pente ne devrait servir qu'à drainer le système, et non à augmenter sa conductivité hydraulique. Les designs basés sur cette dernière sont extrêmement sensibles aux conditions changeantes des débits et de la conductivité hydraulique : «dryout or flooding is virtually certain to occur with such designs» (IWA, 2000).

Toujours selon l'US EPA (2000), aucune recherche sur la pente parfaite n'a été réalisée. Mais on estime qu'un pourcentage variant entre ½ et 1% facilite la construction et un drainage adéquat. Aussi: «care should be taken when grading the bottom slope to eliminate

low spots, channels and side-to-side sloping which will promote dead volume or short-circuiting» (US EPA, 2000).

8.3.3 L'étanchéité du sol

Pour les membranes protectrices imperméables : géomembrane, plusieurs matériaux peuvent être utilisés : de la chlorite de polyvinyle (PVC), du polyéthylène (PE), du polypropylène (PPE), de la terre, de l'argile compactée et de l'argile bétonnée. Si cette dernière est présente sur le site, en la mélangeant à de la terre, ce mélange peut s'avérer une bonne alternative. Notons également que les membranes protectrices en argile sont suggérées quand il s'agit de faire affaire avec des applications industrielles et des sites d'enfouissement sanitaire.

De plus, si les moyens financiers le permettent, les membranes protectrices épaisses et dotées d'un filage de nylon ou d'un grillage scellé assurent une force supérieure et une très bonne résistance. Pour ce qui sont des membranes protectrices perméables : géotextiles, des matériaux comme les feutres (de polypropylène) sont souvent employés.

8.3.4 Les bas-côtés et les structures d'entrée et de sortie

8.3.4.1 Les bas-côtés

Les bas-côtés, normalement construits entre 0,3 et 0,61 m au-dessus du niveau du terrain, se définissent par des installations, souvent en argile, délimitant les frontières de la zone de traitement. Ces limites, surtout utilisées pour les marais de surface, occupent deux fonctions.

Tout d'abord, elles retiennent le lit de roches et maintiennent le niveau d'eau du marais afin de ne pas assécher le substrat, résultant dans la perte des plantes, mais aussi dans la contamination du milieu environnant. Ensuite, ces frontières, surélevant le système, servent à éliminer le ruissellement en provenance des environs, volume non calculé dans la réalisation du système. Ceci étant dit, les bas-côtés permettent donc de prévenir les dommages liés à l'inondation et à la sécheresse des marais (fig. 8.17, p. 177).

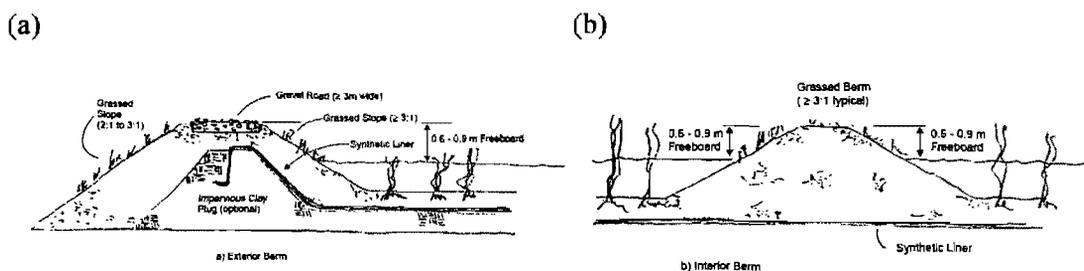


Figure 8.17 : Les bas-côtés, (a) externe, (b) interne (source: U.S.EPA, 2000).

8.3.4.2 Les structures d'entrée et de sortie

Les structures d'entrée et de sortie d'eau sont, quant à elles, des éléments assurant une dispersion adéquate de l'influent et une collecte de l'effluent dans les deux types de marais.

Premièrement, en ce qui a trait aux structures d'entrée, une uniformisation du débit d'eau diminue le risque de courts-circuits et de blocage dans le système. En effet, une profondeur supplémentaire dans ces sections est nécessaire pour l'accumulation des matières solides, facilitant l'entretien du système. Ces structures contrôlent également la profondeur de l'eau dans le marais.

Pour les marais sous surfaciques plus spécifiquement, les fonctions des entrées résultent dans le maintien de l'écoulement horizontal de l'influent, sous la surface, et à travers un média perméable. Dans cette première section du marais, on retrouve généralement des gabions, accroissant l'uniformité du courant et permettant une filtration additionnelle des matières en suspension (fig. 8.18, p. 177).

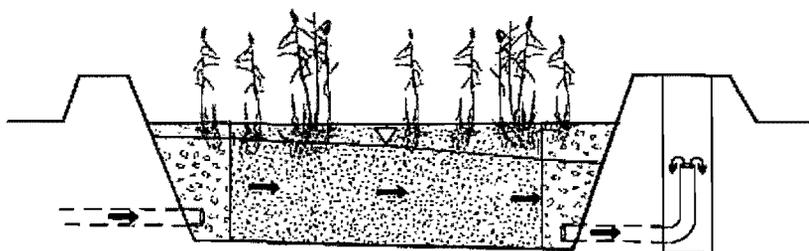


Figure 8.18 : Une coupe transversale d'une entrée et d'une sortie d'eau d'un système sous surfacique à flux horizontal (source : Environnement Québec, 2001).

Dans les marais sous surfacique à écoulement horizontal, les tuyaux de distribution employés, placés au fond du marais, sont perforés. Les orifices d'entrées devraient être positionnés à une distance approximative de 10% de la largeur de la cellule (fig. 8.19, p. 178). Cet emplacement permet de distribuer l'influent de manière uniforme. Une augmentation du nombre de têtes d'entrée est possible si l'amélioration de la distribution est nécessaire. Ainsi, à titre d'exemple, un système ayant une largeur de 20 m, devraient avoir des orifices localisés à tous les deux mètres (US EPA, 2000)

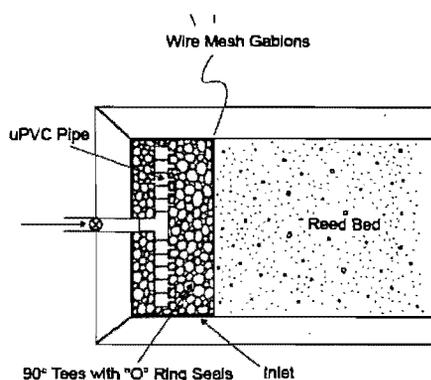


Figure 8.19 : La répartition des orifices à l'entrée d'un système sous surfacique à flux horizontal (source: U.S.EPA, 2000).

Les tuyaux de collecte, localisés à la sortie du système, sont, quant à eux, placés à la base du média, c'est-à-dire entre 0,3 et 0,6 m sous la surface. Insérés dans des structures d'ajustement de niveaux, ils permettent à l'opérateur d'ajuster le niveau d'eau à une hauteur appropriée afin de procurer un certain gradient hydraulique (US EPA, 2000) (fig. 8.20, p. 178).

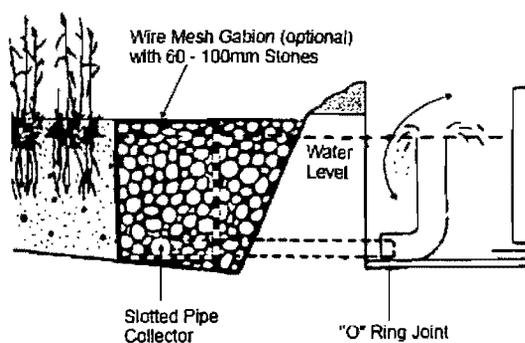


Figure 8.20 : La structure de sortie d'un système sous surfacique à flux horizontal (source : US EPA, 2000).

Pour les structures de sortie, la différence majeure entre les deux types de marais - de surface et sous surfacique à écoulement horizontal- réside dans l'interaction avec les plantes émergentes adjacentes. Dans un marais de surface, celle-ci est plus directe : les débris et la litière des plantes risquent de créer un blocage des structures de sortie. Ce problème peut être éliminé en construisant une zone profonde d'environ 1 à 1,3 m. La section ouverte, garnie de roches inhibant l'établissement de plantes, devrait se limiter à 1 m de largeur (US EPA, 2000). En plus de faciliter l'entretien du système, cet accès encourage la visite d'animaux ainsi qu'un traitement supplémentaire de l'effluent. Soulignons aussi qu'un dégrillage ou tamis, placé en amont de la structure de sortie du marais de surface, est nécessaire afin de retenir les débris de plantes mortes : «The emergent vegetation in the wetland will drop many leaves, and storm events can uproot entire plants that float to the collection manifolds or outlet structures» (US EPA, 2000).

Pour les marais de pluie, en plus du dégrillage, un bassin profond est utilisé à la sortie du système. Celui-ci permet de décharger l'effluent traité sous la surface de l'eau évitant de délocaliser les sédiments du fonds, riches en matières organiques (IWA, 2000).

Finalement et de manière générale, dans l'ensemble des systèmes, la zone d'entrée est d'une longueur de 2 m alors que la zone de sortie est de 1 m. Le média approprié dans ces sections se situe entre 40 mm et 80 mm de diamètre, et devrait s'étendre de la surface au fond du marais afin de minimiser les chances d'obstruction (US EPA, 2000) (fig. 8.21, p. 179).

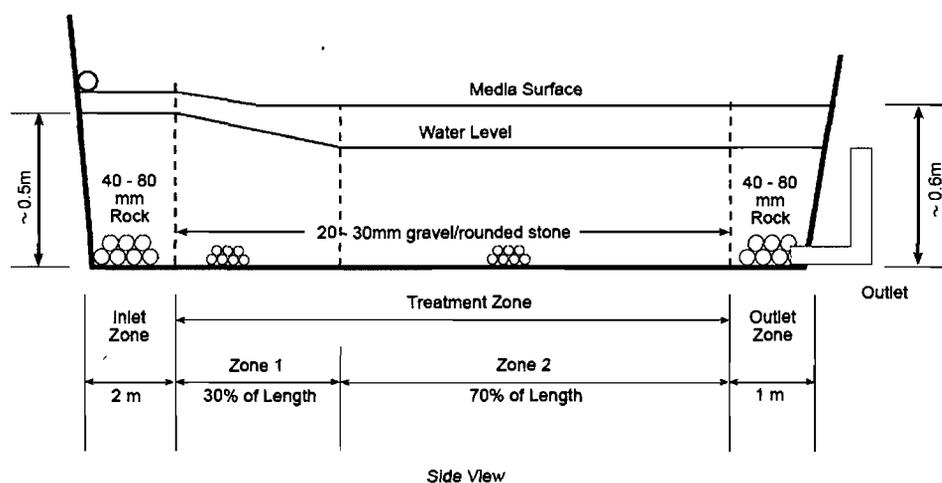


Figure 8.21 : Une coupe transversale des zones d'entrée et de sortie d'un marais (source : U.S.EPA, 2000).

8.3.5 L'établissement général des plantes

La croissance des plantes dans les systèmes de marais de traitement est dépendante, non seulement du régime hydrique, mais aussi de deux autres facteurs : la texture du sol et la chimie du sol. «Many plants grow most rapidly in soils of sandy to loamy texture. Excessive rock or clay can retard plant growth and result in mortality. Excessive acidic or basic conditions can limit the availability of plant growth nutrients» (IWA, 2000).

Pour les marais artificiels de surface, le niveau d'eau est augmenté graduellement en fonction de la croissance des plantes : les pousses ne doivent pas être submergées. Le substrat idéal se compose de sable, d'argile et de terreau. Dans plusieurs cas, le sol retrouvé sur le site est aussi approprié. Toutefois, celui-ci doit être dépourvu de tous débris organiques et de grosses roches > 3,81 cm. Les plantes émergentes occupent normalement la partie supérieure du médium, entre 30 cm et 40 cm de la colonne du sol (US EPA, 2000).

Dans ces types de marais, les plantes matures réduisent la vitesse de l'eau. Le pourcentage est estimé à 25%. Ainsi, selon Campbell (1999), calculer cette variante est capital pour ne pas affecter le temps de rétention requis. Par exemple, si le volume du système est de 2 000 m³ et le HLR de 200 m³, le nouveau temps de détention adéquat sera calculé en fonction du nouveau volume:

$$\text{Volume} = (2\,000) \times (1 - 0,25) = 1\,500 \text{ m}^3$$

$$\text{HRT} = 1\,500 / 200 = 7,5 \text{ jours}$$

Pour les marais sous surfaciques, un média composé de roches concassées d'une taille variant entre 1,27 cm et 2,54 cm s'avère approprié. En effet, les fines particules ont une conductivité hydraulique faible et créent des débordements. Les roches plus imposantes ont une conductivité forte mais très peu de surface pour l'attachement des microorganismes. Le médium large et angulaire n'est pas suggéré pour la propagation des racines.

Cependant, une combinaison de matériaux : roches concassées et tourbe, dans le premier mètre du système, permet la création d'un ratio d'espacement plus important. Celui-ci créera une distribution uniforme de l'eau dans les zones de distribution et de collecte des eaux, tout

en assurant un dépôt des solides. De plus, la tourbe facilite la plantation des espèces végétales (US EPA, 2000).

La plantation des espèces végétales, dans un marais artificiel, devrait se faire en début de printemps, soit six semaines avant d'introduire l'eau usée, mais pas avant le dernier gel important. Ces conditions sont primordiales pour maximiser les chances de survie des espèces sélectionnées (US EPA, 2000).

CHAPITRE 9

LA VILLE DE POSTE DU HUARD

La création de ce modèle réalisé sous la forme d'une étude de cas reflète une situation plausible, typique des conditions nordiques. Notons qu'il ne s'agit pas d'un réel emplacement. Le choix d'un site vraisemblable, le «Poste du Huard», est motivé par la mise en application de plusieurs interventions. Un véritable site n'aurait pas pu offrir une si grande variété de problèmes de pollution aquatique, dû moins espérons-le. Dans ce sens, notre sélection et notre élaboration d'une étude de cas suit la méthode employée régulièrement aux projets d'ateliers éducatifs en aménagement et en études d'affaires.

Cette étude consiste donc en le choix d'une clientèle visée : la population de Poste du Huard, en la sélection d'un système approprié : les prétraitements, le nombre et la séquence des marais, leur volume, leur superficie et leur profondeur, intimement reliés au choix des plantes pour le traitement de trois effluents prioritaires; et, somme toute, en la réalisation d'un aménagement sous forme de plans et de dessins graphiques.

De plus, quoique le projet vise à résoudre les enjeux majeurs en terme d'eaux usées, certaines suggestions, non élaborées, seront tout de même présentées afin d'atténuer les impacts écologiques des effluents jugés d'ordre secondaire.

9.1 Description du site à l'étude

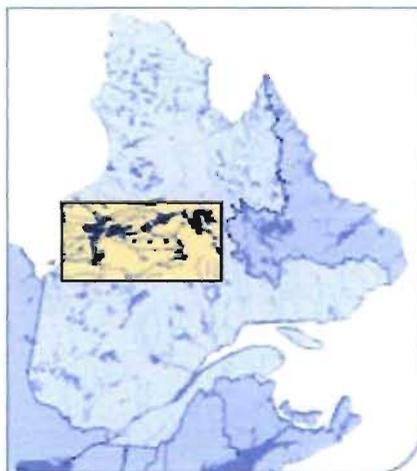


Figure 9.1 : La situation géographique (source : Hydro-Québec, 2007).

La petite municipalité de Poste du Huard, localisée dans la région de la Baie James, est bordée à l'est par le lac des Épinettes, et sillonnée à l'ouest par la rivière du Lynx. Les secteurs nord, sud et ouest, accolés au flanc de collines, sont bordés par la forêt boréale dominant la région. Au niveau de sa topographie, la ville est scindée en deux. En effet, bâtie sur une très petite colline coupant la ville en son centre, la partie est, dotée d'une pente de 2%, descend vers le lac des Épinettes, alors que le flanc ouest est incliné à 3%, vers la rivière du Lynx. Cette dernière finit par aboutir dans le lac.

La population de Poste du Huard, évaluée à environ 3 000 habitants, est majoritairement composée d'une communauté crie. La superficie de la collectivité est d'environ un quart de km². Toutefois, le centre-ville, concentrant la majeure partie des activités, notamment des commerces et des institutions, est situé sur le flanc est et n'occupe que 5% de la superficie totale. Le reste de la ville compte surtout des habitations, mais aussi un petit hôpital et un parc. Notons que la présence de ce dernier est quasi-inexistant dans le centre-ville, et que les vestiges de la forêt et des boisés sont, pour la plupart, fragmentés. La ville possède également un réseau routier asphalté comprenant des tronçons en terre battue (fig. 9.2, page 183).

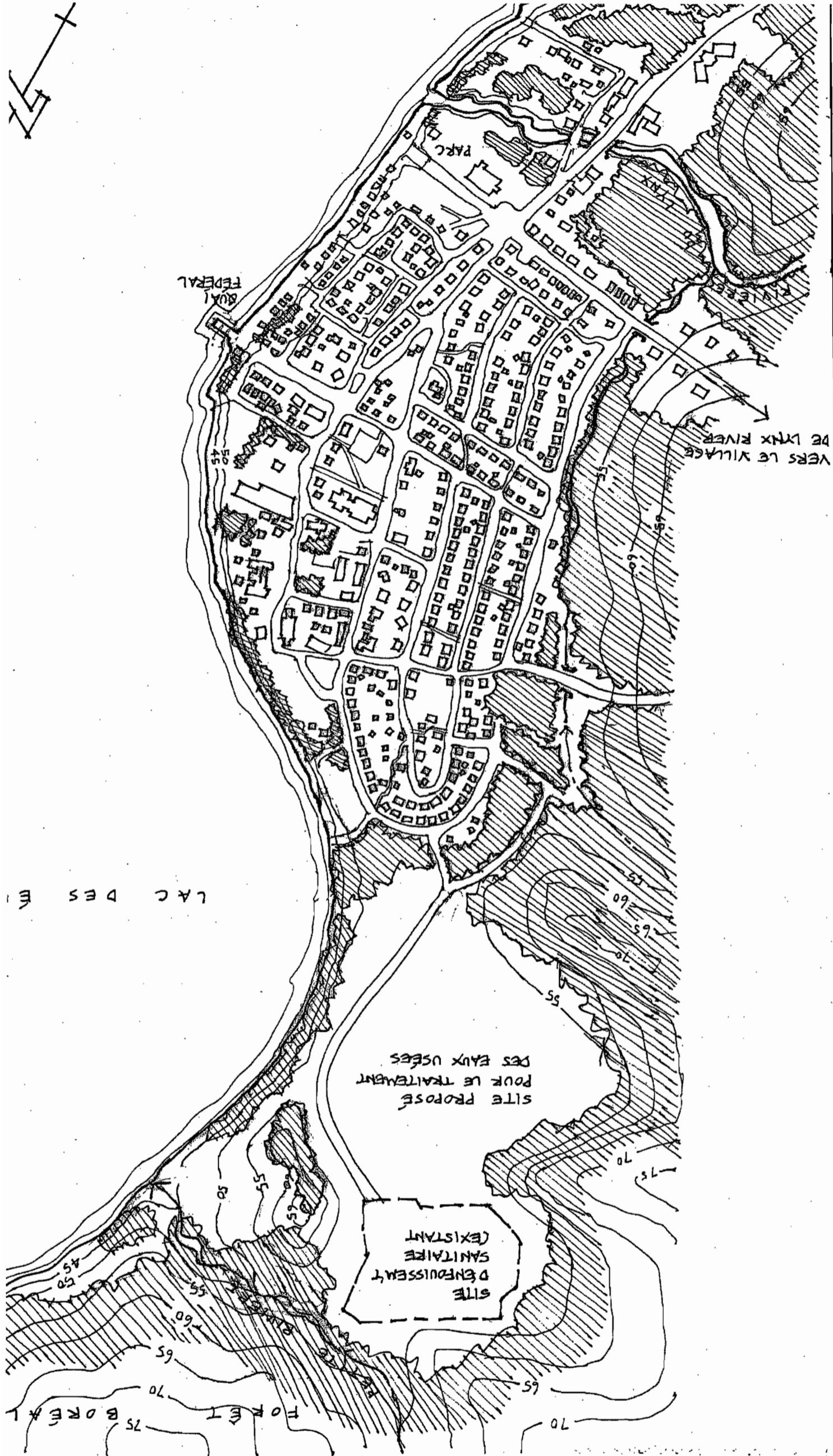


Figure 9.2 : Un exemple de village crie : la ville de Chisasibi (source : Hydro Québec, 2007).

Au nord-ouest de la ville, bordé de collines garnies d'arbres, un site d'enfouissement sanitaire récupère les déchets de la municipalité ainsi que ceux du village de Lynx River, petite collectivité voisine à quelques kilomètres à l'ouest. Ce site imposant d'environ 12 000 m² (3 acres) se situe à environ un demi km du centre-ville de Poste du Huard.

Localisée dans un climat tempéré froid, les températures annuelles retrouvées dans cette région atteignent les moins 20 °C en hiver, mais des minimums extrêmes ont été enregistrés à moins 45 °C. En été, les températures oscillent entre 10 et 15 °C. Les précipitations

annuelles pour les chutes de pluie sont d'environ 440 mm/an, alors que, pour les chutes de neige, les moyennes enregistrées sont d'environ 270 cm/an (fig. 9.3, p. 185; annexe 18).



9.2 La problématique

La population de la municipalité de Poste du Huard est prise avec trois problèmes majeurs en terme d'assainissement de ses eaux usées : une déficience au niveau du traitement des eaux usées municipales, un manque de gestion du lessivage toxique d'un site d'enfouissement sanitaire, ainsi qu'une absence de gestion et de traitement des eaux de pluie.

Avant de poursuivre, il est important de souligner que les données relatives aux charges polluantes de ces effluents, placées en annexe 8, se réfèrent majoritairement aux sources de Kadlec et al. (1996). En raison de l'absence de données réelles, celles-ci sont représentatives des contaminants typiques retrouvés dans les divers effluents usés en Amérique du Nord.

9.2.1 Les eaux usées municipales

Le système de traitement municipal des eaux usées de la ville est désuet et mal géré en raison du manque de formation spécialisée des employés, situation qui caractérise bon nombre de collectivités dans le Nord. Cette municipalité isolée de tout grand centre urbain éprouve de la difficulté à embaucher un personnel compétent, et de sérieux problèmes quant aux performances épuratoires ont été enregistrés. Aussi, les équipements vieillissants ont connu des bris difficilement réparables étant donné l'absence de ressources financières.

De plus, le fort taux de croissance démographique de la municipalité risque d'entraîner une surcharge quant aux débits et aux charges polluantes à traiter. De ce fait, certaines expansions de l'usine de traitement devront être bientôt envisagées : situation impensable vu l'incapacité de la communauté à accumuler de tels surplus monétaires. Or, les eaux municipales de la ville, non adéquatement traitées, sont déversées dans le lac des Épinettes : source principale d'eau potable de la communauté.

Ces eaux usées englobent des sources d'origine domestique, commerciale, institutionnelle et industrielle. Tout d'abord, 500 résidences domiciliaires abritant environ 2 000 personnes sont rattachées au système de canalisation acheminant les eaux usées vers l'usine de traitement. Les 1 000 autres individus de la communauté sont, quant à eux, équipés de systèmes individuels comprenant des fosses septiques et des champs d'épandage. Ensuite, en ce qui concerne les commerces, on retrouve surtout des magasins généraux, des épiceries, des

pharmacies et des garages. Certains ateliers d'arts déversent également leurs effluents dans le système. Les institutions, pour leur part, se composent essentiellement d'une école et d'une clinique médicale. Finalement, au niveau des petites industries, on compte surtout des entreprises appartenant aux secteurs de la transformation du bois et du métal.

9.2.2 Le lessivage contaminé du site d'enfouissement sanitaire

Parmi les déchets sanitaires composant normalement ces endroits, certains déchets industriels ainsi que de vieilles voitures, réfrigérateurs et motoneiges y sont également présents. Très mal géré, le lessivage contaminé en provenance de ce site est, pour la plupart du temps, drainé vers le lac des Épinettes ou tout simplement absorbé par le sol.

Dans ce secteur, les berges ne sont pas dénaturées. Jouant normalement un rôle essentiel au niveau du ruissellement, la végétation, présente à cet endroit, est toutefois très affectée par ce ruissellement toxique.

9.2.3 Le ruissellement urbain

Étant limitée financièrement, la collectivité de Poste du Huard ne possède qu'un système de collecte des eaux usées municipales. Ceci étant dit, les eaux de ruissellement coulent directement, sans traitement, dans la rivière du Lynx et le lac des Épinettes. De par la topographie du site, le drainage urbain lessivant le secteur du centre-ville est entraîné vers le lac des Épinettes (tab. XI, p. 188). Celui-ci engendre, non seulement la contamination des eaux, mais aussi l'érosion des berges dénaturées bordant le lac. En effet, aucune mesure de protection des berges, comme l'aménagement de bandes riveraines, n'a été entreprise à cet endroit.

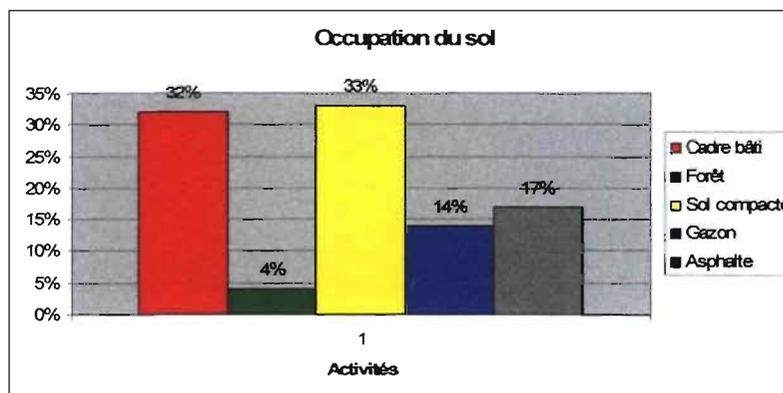


Tableau XI. L'occupation du sol du centre-ville de la ville de Poste du Huard. Le graphique suivant présente le pourcentage en ce qui a trait à l'occupation du sol des diverses activités retrouvées dans le secteur du centre ville.

9.3 Le projet

9.3.1 La possibilité d'une nouvelle approche

La complexité technique et les coûts financiers reliés au fonctionnement des usines conventionnelles de traitement des eaux usées occasionnent des situations parfois critiques pour ces populations isolées. Ainsi, des problèmes sérieux de gestion, de bris d'équipements ou encore d'expansion des systèmes résultent bien souvent dans le désintéressement de ces usines par les populations résidentes.

La petite municipalité de Poste du Huard, en plus de son déficit monétaire et technique, connaît un taux de croissance démographique très élevé. Ainsi, même si la communauté investit des sommes importantes dans l'agrandissement ou l'ajout d'unités de traitement, ces dernières devront probablement être à nouveau réévaluées d'ici les prochaines années. Aussi, en raison de la nature des contaminants retrouvés dans les eaux usées, le traitement existant n'est pas ajusté pour préserver la qualité des ressources hydriques. En effet, les effluents en provenance des commerces, des institutions et des petites industries, nécessitent davantage qu'un simple traitement de base comme celui actuellement présent sur le territoire de la municipalité de Poste du Huard.

Ceci étant dit, afin de répondre aux nécessités fondamentales de ces populations en matière de traitement des eaux polluées, des mesures appropriées autres que celles dites

conventionnelles pourraient être envisagées. Ainsi, le projet présente la possibilité d'une nouvelle approche qui vise une gestion viable et à long terme de la ressource en eau et de l'habitat humain afin de préserver l'environnement naturel et de réduire les risques de santé des populations végétales, animales et humaines. Ce genre d'intervention pourrait tenter de trouver un juste équilibre entre les besoins et les ressources naturelles, l'eau dans ce cas-ci, en tenant compte autant des réalités sociales, économiques, culturelles, paysagères qu'écologiques.

L'approche proposée cherche à remplacer en grande partie les installations conventionnelles complexes et coûteuses par des alternatives économiques et appropriées à cette petite municipalité localisée dans un climat tempéré froid. Mentionnons que l'intention de cette alternative de traitement des eaux usées sera de ne pas requérir de personnel qualifié, souvent absent en territoire isolé. Cependant, on ne pourrait quand même pas éliminer un entretien de base : l'enlèvement des débris et la régulation du niveau d'eau; mais ces systèmes peuvent très bien être gérés et entretenus à l'échelle locale par la population résidante, et ce à des coûts raisonnables et accessibles.

9.3.3 Les objectifs généraux de l'approche proposée

Cette approche vise quatre objectifs majeurs : la réduction de la pollution à la source, la conservation et la préservation de la ressource hydrique, la sensibilisation de la population et la création d'une ressource récréative.

Premièrement, la réduction de la pollution à la source tente de diminuer de sérieux problèmes de santé humaine et de dégradation environnementale, évités grâce à la préservation de l'intégrité de la source d'eau brute et de son bassin hydrographique. Ainsi l'intervention vise à réduire l'impact sur le milieu aquatique des trois effluents prioritaires : eaux usées municipales, eaux de lessivage du site d'enfouissement sanitaire et ruissellement urbain, en leur faisant subir un traitement avancé avant de les rejeter dans l'environnement. De plus, en interceptant les eaux de drainage à la source, les risques de contamination de la nappe phréatique sont grandement diminués.

Par la suite, la conservation et la préservation de la ressource en eau douce - lac, rivière et nappe phréatique - sont essentielles pour rétablir le bon fonctionnement de l'écosystème dans

son ensemble. Par cet équilibre, on mise non seulement sur la qualité des eaux, mais aussi sur le cycle hydrologique et la protection des berges. Ces mesures de protection et de conservation pourraient réduire, peut-être même éliminer, cette difficulté, tout en tirant avantage de la ressource en eau. En effet, une réutilisation stratégique telle que l'aménagement de parcs pour la population résidante, l'emploi des eaux traitées pour d'autres fonctions comme l'eau de toilette, l'arrosage des espaces verts de la ville, et l'agriculture, permettraient d'octroyer à cette ressource une seconde fonction.

Enfin, la sensibilisation de la population locale face aux bienfaits de ces systèmes est un objectif primordial afin d'assurer, à long terme, un rendement efficace du système. Il est donc nécessaire que la population le comprenne afin de se l'approprier et de développer une certaine confiance à son égard. La méconnaissance des technologies naturelles est souvent un obstacle de taille qui donne au public l'impression qu'ils ne protègent pas suffisamment la santé publique (CCME, 2003). Or, afin d'éduquer les résidents à l'égard de ces installations de traitement, des panneaux de renseignements et un centre d'interprétation sont des éléments centraux devant être intégrés au projet. Ceux-ci sont aussi nécessaires pour assurer l'opération et l'entretien à long terme d'un système qui a quand même besoin de l'intervention humaine.

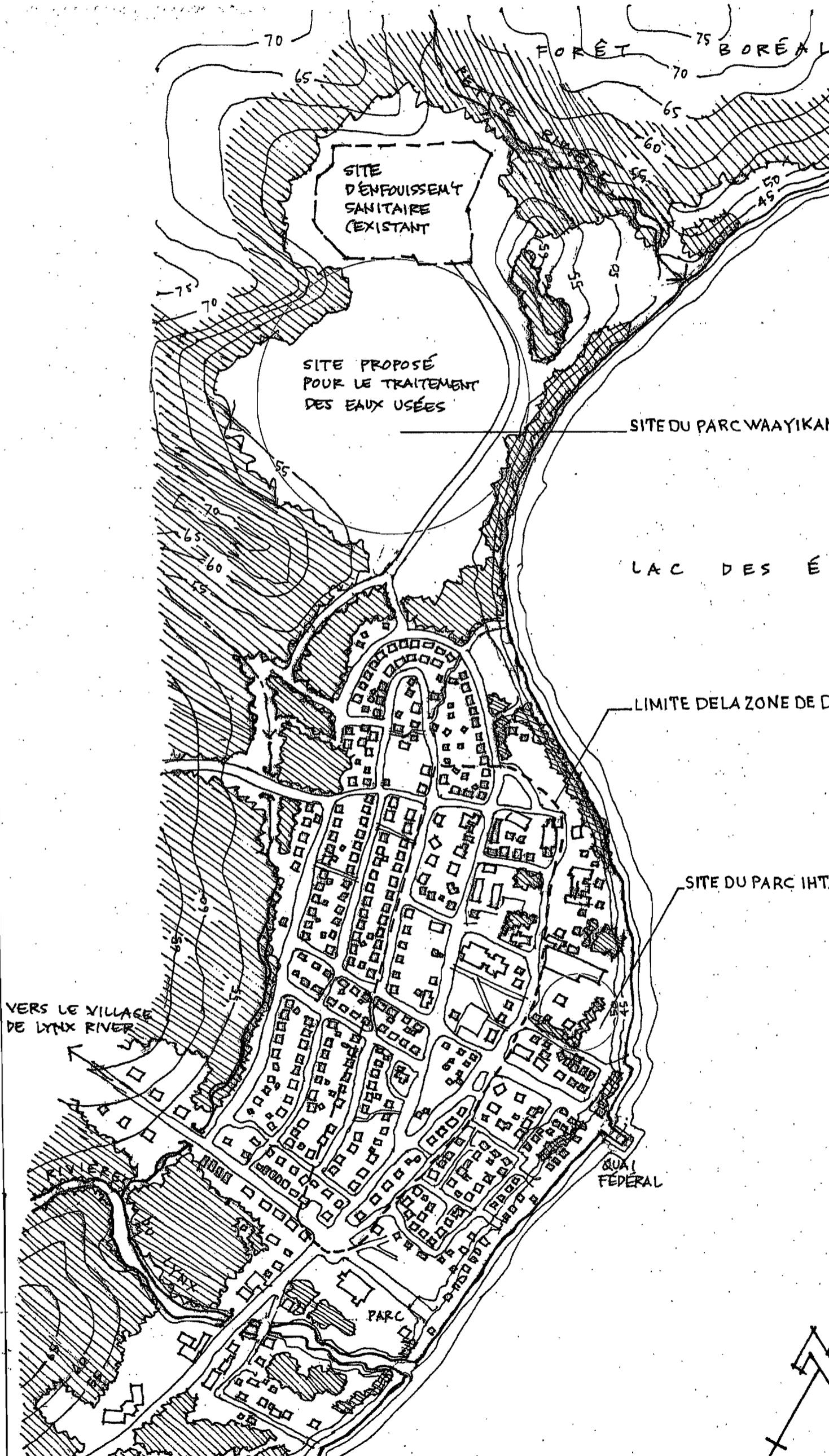
Finalement, la création d'une ressource récréative va de pair avec l'objectif précédent. En aménageant un tel espace pour la population locale et les visiteurs, l'apprentissage dans ces milieux est réalisé à travers une activité de détente. Accessibles à tous, ces aménagements sous forme de parcs pourraient contenir des sentiers de marche, des aires de pique-nique ainsi que des postes d'observation. En effet, ces milieux sont souvent très prisés par plusieurs espèces d'oiseaux : canards, goélands, grands hérons...

Ces divers objectifs intimement liés nous indiquent que ce système pourrait comporter une multitude de bénéfices autre que le simple fait de traiter les eaux usées. À cet égard, mentionnons seulement le projet d'Arcata, en Californie, considéré probablement comme le système naturel de traitement des eaux usées le plus réussi au monde. Ce projet combine diverses fonctions à l'intérieur de ses 150 acres : le traitement et la conservation des eaux, un habitat faunique, des activités d'éducation et d'interprétation, ainsi qu'un accès récréatif public. Avec ses 8 km de sentiers de marches, ce parc reçoit chaque année plus de 130 000

visiteurs, et ce sans mentionner les groupes du secteur de l'éducation tel que les écoles primaires, secondaires et les universités (Campbell, 1999).

9.3.3 Les stratégies proposées et le fonctionnement des systèmes

Dans ce projet, deux sites, le parc *Ihtaawin* (du village) et le parc *Waayikamaau* (de l'étang) (fig. 9.4, p. 192) ont été retenus sur le territoire de la municipalité pour fins d'emplacement des systèmes de traitement pour les trois effluents prioritaires (annexe 16).



9.3.3.1 Le Parc *Ihtaawin*

Cet aménagement, localisé dans le centre-ville, est composé principalement d'un marais artificiel de surface (SF) qui récupère les eaux drainées en provenance du centre-ville, soit 5% (14 acres ou 5,7 ha) de la superficie totale de la ville (fig. 9.4, p. 192). Il s'agit d'un espace de récréation, de détente et d'éducation pour la population. Accessible à pied, ce parc d'eau, adjacent au lac des Épinettes, est surplombé d'une passerelle permettant aux individus de parcourir le site, d'un pavillon flottant favorable à l'observation des oiseaux, ainsi que d'une aire de pique-nique (annexe 19).

Le système proposé pour la récupération et le traitement des eaux de ruissellement urbain se compose de quatre sections de traitement : la canalisation verte, le système des bassins de rétention, de sédimentation et d'urgence, le marais de surface ainsi que la chute et la lagune, qui communique avec le lac des Épinettes (fig. 9.5, p. 193; annexe 19).

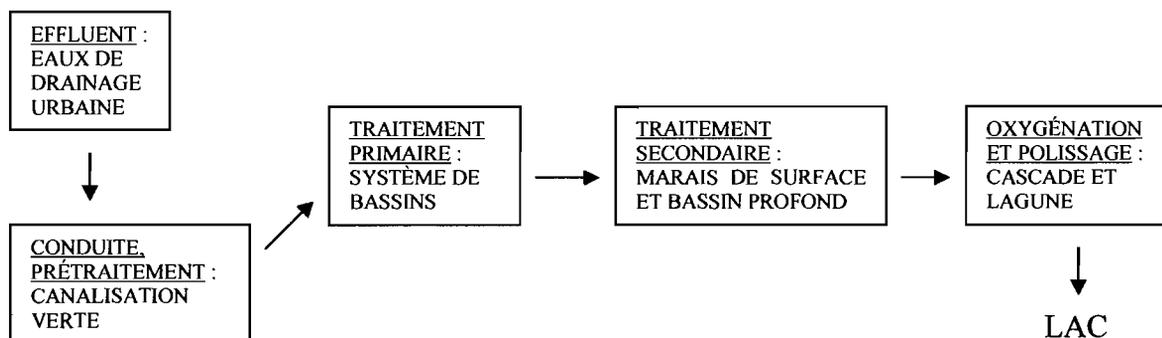


Figure 9.5 : Schématisation de la chaîne de traitement pour les eaux de ruissellement urbain

1. La canalisation verte

Ce premier maillon de la chaîne de traitement se compose de plantes émergentes et d'herbes indigènes, résistantes aux métaux lourds et aux sels. Parmi les plantes, les roseaux et les joncs, en plus de coloniser les eaux saumâtres, se sont révélés efficaces dans le processus de phytoremédiation.

Ces conduites vertes, longeant les artères principales du centre-ville, acheminent les eaux de ruissellement urbain vers les bassins de sédimentation et de rétention. Isolées du sol naturel par une géomembrane avec géotextile, elles retiennent l'eau sans l'infiltrer et lui assurent un prétraitement adéquat. Aussi, dans les pentes plus abruptes, l'utilisation d'arbustes tolérants

aux inondations peut, grâce à leur puissant système de racines, limiter l'érosion lors d'orages forts.

Calculées selon des fréquences d'orages de 10 ans, les dimensions du canal gazonné de forme trapézoïdale, dont la pente est de 0,2%, sont de 2,4 m de largeur, avec une largeur de fond de 0,6 m, de 0,3 m de profondeur et d'environ 35 m de longueur, incluant le prétraitement à l'entrée (annexe 17). Ce prétraitement consiste en un amoncellement de gabions pour la distribution égale du débit, sa réduction et l'enlèvement des déchets et d'une part des sédiments. Tel que mentionné à la section 6.5.2, ces canaux verts se sont révélés très efficaces en terme de traitement (fig. 9.6 p. 194)

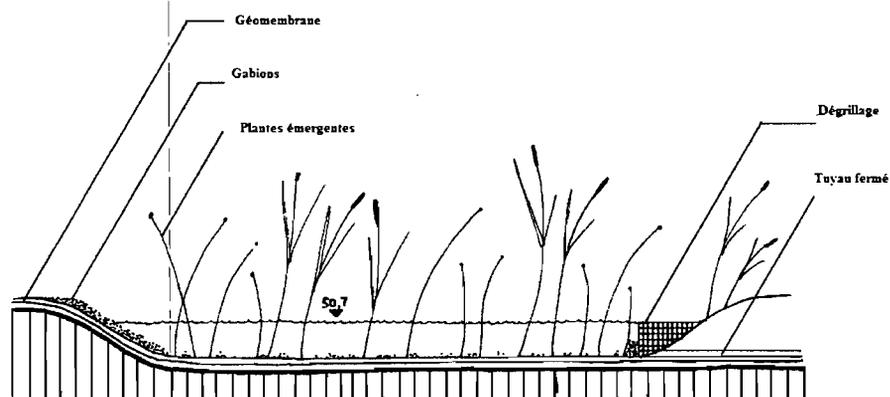


Figure 9.6 : Vue transversale du canal gazonné.

À la sortie du canal, un grillage permet d'éliminer des conduites fermées subséquentes les débris de plantes et les déchets parfois accumulés dans les canaux. Soulignons que les conduites fermées en béton utilisées pour transporter l'eau entre les différents systèmes ont un diamètre de 0,48 m.

2. Le système de bassins de sédimentation, de rétention et d'urgence (fig. 9.7, p. 194)

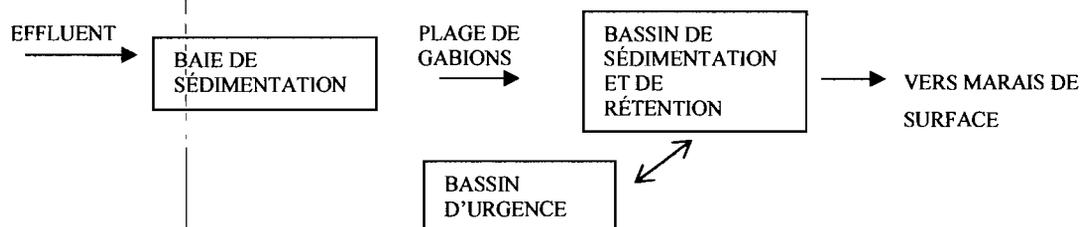


Figure 9.7 : Schématisation des composantes du système de bassins

Ce système de bassins comporte tout d'abord un premier bassin ou baie de sédimentation chargée de gabions pour l'enlèvement de la majorité des sédiments, très présents en raison du haut pourcentage de sol compact du site, des polluants associés, des huiles et des graisses. Ces deux derniers contaminants doivent être éliminés puisqu'ils risquent d'interférer avec les échanges gazeux dans le marais.

Suite à cette baie, l'eau est acheminée, à travers une plage de gabions, vers un deuxième bassin de sédimentation et de rétention. Ce second maillon, en plus d'éliminer une partie des sédiments persistants, permet un écoulement graduel des eaux ruisselées vers le marais de surface. Aussi, à la sortie de ce deuxième bassin, un dégrillage empêche les algues, formées dans celui-ci, de se déplacer vers le marais de surface et ainsi bloquer les conduites souterraines (annexe 19).

Ces deux bassins ont une superficie totale de 340 m², calculée selon un diamètre choisi de 20 microns (annexe 17). Tel que mentionné à la section 8.2.2, il s'agit d'un diamètre choisi en fonction des particules à sédimenter. En effet, on vise typiquement des particules ayant une taille de 5 microns ou de 20 microns (Harris et al. 1997). Le bassin d'urgence, quant à lui, est normalement sec et ne se voit rempli que lorsque des orages forts, calculés selon des fréquences d'orages de plus de 25 ans, ont lieu.

3. Le marais artificiel de surface et le bassin profond

Le marais de surface, composante majeure du système de traitement des eaux de ruissellement urbain, possède une forme irrégulière. Notons que la profondeur du marais varie entre 0,3 et 1,5 m, avec une moyenne de 0,9 m. Ces espaces favorisent la vie aquatique et augmentent le temps de rétention des eaux à traiter.

Le volume de ruissellement entrant dans le marais de pluie est calculé en prenant en considération l'ensemble des précipitations du bassin de drainage, soit environ 90% (Schueler, 1992). Ce dernier est multiplié par le coefficient de ruissellement, estimé, dans ce cas-ci à 0,64, et par l'aire du bassin de drainage (environ 5,7 ha) (annexe 17). Ceci étant dit, le volume du centre-ville de Poste du Huard équivaut alors, sur une base annuelle, à environ 1 555 m³ (annexe 17).

Dotée d'une profondeur moyenne de 0,9 m, la superficie du marais de surface est d'environ 1 730 m². Cette surface égale à 3,2 % du bassin de drainage sélectionné. Comme souligné à la section 8.3.1, la superficie du marais de traitement pour les eaux de pluie doit normalement équivaloir entre 1 à 5 % de la superficie total du bassin de drainage (Schueler, 1992).

Cette eau est acheminée vers le marais artificiel de surface par une canalisation fermée et imperméable. Celle-ci est répartie en plusieurs «points de fuite» afin d'égaliser uniformément l'eau entrant dans le marais. Notons également qu'à cet endroit, la largeur du marais est plus importante afin d'améliorer la distribution de l'influent. Aussi, des gabions sont placés à la sortie de ces points afin d'éliminer l'excédent de particules en suspension. Le marais, muni de plantes émergentes, quenouilles, joncs et graminées, possède un fond perméable pour permettre une infiltration de l'eau traitée dans le sol, diminuer le volume d'eau dans le lac, et régénérer les ressources souterraines (annexe 19; annexe 21).

À la fin de ce troisième système, un grillage retient les débris de plantes mortes et les algues pouvant se former dans le marais par temps chaud. Aussi, un bassin profond de 2,5 m et de 18 m², juxtaposé à la sortie du marais, permet de décharger l'effluent traité sous la surface de l'eau évitant de délocaliser les sédiments du fonds, riches en matières organiques (annexe 17). Ce bassin est calculé selon le volume d'eau restant dans le marais de surface suite au phénomène d'évapotranspiration, estimé à environ 50%, après un séjour de 35 jours (annexe 21)

4. La chute et la lagune

Enfin, l'eau descend une cascade abrupte, arrivant dans une lagune au même niveau que le lac, mais séparé de celui-ci par un bas-côté en argile. Ce traitement final permet une oxygénation de l'eau avant que celle-ci soit retournée au lac. Localisée dans une pente de près de 60%, une rangée d'arbustes et d'arbres, placée le long de cette chute de roches, est nécessaire afin d'éviter l'érosion, surtout en cas d'augmentation du débit (annexe 21).

Finalement, arrivée dans le lac des Épinettes, l'eau se mélange graduellement à celle du lac grâce à l'aménagement d'une lagune. Celle-ci est partiellement ouverte permettant un brassage des eaux (annexe 19).

9.3.3.2 Le Parc *Waayikamaau*

Ce site, beaucoup plus imposant que celui du centre-ville, est consacré à l'aménagement d'un parc composé de marais artificiels pour le traitement des eaux usées municipales et des eaux de lessivage en provenance du site d'enfouissement sanitaire. Tout comme le site précédent, le parc *Waayikamaau* possède également des sentiers de marche, un centre d'interprétation et des postes d'observation (annexe 20).

Ce parc, reposant majoritairement sur un système de marais de traitement, détient deux systèmes de traitement secondaire traitant séparément les deux sources d'eaux usées, et un traitement avancé réunissant les deux effluents. Notons que ces eaux sont acheminées entre les divers systèmes par des conduites fermées en béton, conduites empruntées aux méthodes conventionnelles (fig. 9.8, p. 197; annexe 20).

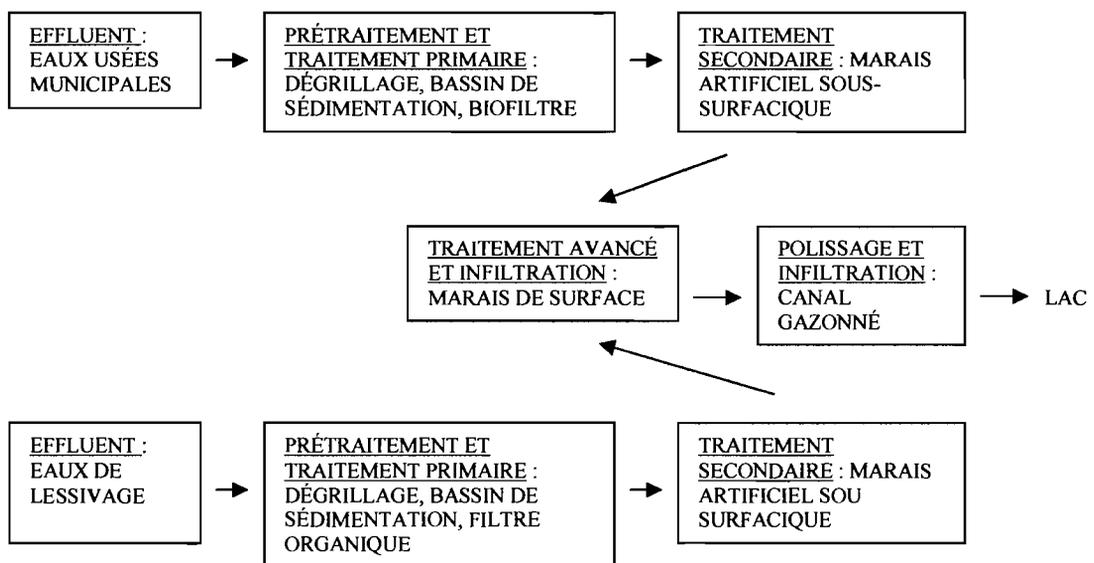


Figure 9.8 : Schématisation de la chaîne de traitement des eaux usées municipales et des eaux usées de lessivage.

1. Les eaux usées municipales

Pour les fins de cette étude, on présume que le volume d'eau usée à traiter par personne par jour est de 0,2 m³ (200 L). Ainsi, le volume des eaux usées municipales, regroupant les rejets de 2 000 individus, soit les 2/3 de la communauté rattachée à l'ancienne usine de traitement, est évalué à 400 m³ par jour et l'indice biochimique (DBO) s'élève à environ 290 mg/L.

Selon Environnement Québec (2006), celui-ci reflète la concentration typique d'une eau municipale au Québec.

La chaîne de traitement proposée pour le traitement secondaire des eaux usées municipales consiste d'un prétraitement et d'un traitement primaire conventionnels, ainsi que d'un marais artificiel sous surfacique à écoulement horizontal (HSSF) (fig. 9.8, p. 197).

A. Le prétraitement et le traitement primaire

Empruntés aux technologies conventionnelles, ces deux traitements sont essentiels au bon fonctionnement du marais artificiel. En effet, ils permettent d'éliminer de nombreux éléments comme l'huile, la graisse, la cire, les cheveux, le papier et le plastique, qui risquent de compromettre le traitement naturel (voir fig. 8.6 à 8.9, pp. 157-159).

Le prétraitement consiste en un dégrillage grossier visant les particules de plus de 6 mm (Kadlec et al. 1996). Le traitement primaire, quant à lui, se définit par un bassin de sédimentation d'une superficie de 17 m² (annexe 17).

Suite à ce traitement, des gabions sont placés en amont du marais artificiel afin de fournir une filtration supplémentaire avant que l'eau soit déversée dans le système. Ces trois composantes : prétraitement, traitement primaire et filtration par les gabions (biofiltre), diminuent près de 60% l'indice biochimique (DBO) (Station de Curienne, 2006). Réduit à 116 mg/L, les exigences requises pour la DBO à la sortie du marais, traitement secondaire, sont d'environ 30 mg/L.

B. Le marais artificiel sous surfacique à écoulement horizontal.

Ce marais de forme carrée, doté d'une géomembrane ne permettant aucune infiltration dans le sol, a une superficie de 6 000 m². La méthode de Reeds et al. (1997), tel qu'expliquée au chapitre 8, fut employée dans le calcul de tous les marais de traitement du site (annexe 17).

Divisé en deux marais rectangulaires parallèles de 35,7 m x 75 m chacun, le marais est uniquement constitué de plantes émergentes : quenouilles, scirpes et graminées. Aussi, en raison du taux d'évapotranspiration de 50%, on a estimé à 200 m³ par jour l'effluent à la

sortie du système après une période d'environ 3 jours. Il serait important de mentionner que le marais, doté d'une profondeur égale de 0,6 m, se situe dans une pente d'environ 1% et permet ainsi un écoulement graduel, éliminant l'aide des pompes mécaniques (annexe 20).

2. Le lessivage du site d'enfouissement sanitaire

Le volume d'eau en provenance du site d'enfouissement sanitaire a été évalué à 300 m³ par jour. Celui-ci est calculé en fonction du volume de ruissellement. En ce qui concerne la DBO, 300 mg/L est représentatif d'un site d'enfouissement sanitaire à caractère domestique (Van Coillie, 2006).

La séquence des installations de traitement proposée est similaire à celle du traitement pour les eaux usées municipales. Elle se compose comme suit : un prétraitement et un traitement primaire conventionnels, un filtre organique et un marais artificiel sous surfacique à écoulement horizontal (HSSF) (fig. 9.8, p. 197).

A. Le prétraitement et le traitement primaire

Il s'agit des mêmes installations conventionnelles que celles utilisées pour les eaux usées municipales. Mais en raison de la charge hydraulique inférieure, la superficie du système de traitement primaire est, dans ce cas-ci, réduite à 12,5 m² (annexe 17). Dans son ouvrage, Imhoff's et al. (1989) souligne que ces traitements peuvent réduire la DBO entre 25 à 40%. On a alors estimé une diminution de 30%. Ainsi, à la sortie de ces systèmes, la DBO serait réduite à 210 mg/L.

B. Le filtre organique

Ce filtre d'une superficie de 4,5 m² est nécessaire afin de réduire la concentration de métaux lourds et d'autres substances toxiques dans le marais artificiel : une surcharge de ces derniers serait nocive pour les plantes émergentes. Étant souvent associés aux fines particules, une certaine proportion de ceux-ci est ainsi capturée par le filtre. En effet, ce dernier peut diminuer jusqu'à 95% des matières en suspension (BMP, 1999) et environ 60% de la DBO (Imhoff's et al. 1989). Ainsi, avant l'entrée de l'eau dans le marais sous surfacique, cet indice biochimique se voit grandement réduit, on évalue sa nouvelle concentration à 84 mg/L.

3. Le marais artificiel sous surfacique à écoulement horizontal

Il est normalement conseillé, lorsque le débit de l'eau est intermittent, d'utiliser un marais de surface en raison des risques de débordements. Cependant, dans un cas comme celui-ci où l'eau contient des concentrations trop élevées en métaux lourds, un marais sous surfacique reste plus approprié (IWA, 2000). Aussi, ce type de marais, dont l'eau est déficiente en oxygène permet une meilleure précipitation des métaux lourds dans le substrat que les marais de surface, et donc une élimination de la colonne d'eau plus importante. De plus, le prétraitement, le traitement primaire et le filtre permettront de ralentir quelque peu le débit de l'eau avant son entrée dans le marais sous surfacique.

Tout comme les eaux municipales, les exigences à la sortie de ce marais sont de 30 mg/L pour la DBO. L'aire du marais de forme carrée, toujours calculé selon la formule de Reed et al. (1997), équivaut à 3 000 m² (annexe 17). Ce marais, tout comme le précédent, est composé de plantes émergentes, quenouilles, juncs et graminées, en raison de la faible profondeur du marais et de l'absence d'eau en surface. Divisé en deux cellules rectangulaires parallèles, celles-ci mesurent chacune 27,5 m x 55 m et ont une profondeur égale de 0,6 m. Aussi, tout comme le marais des eaux municipales, la base du système est imperméable et la pente est d'environ 1% (annexe 21). De plus, en raison du taux d'évapotranspiration de 50%, on estime, à la sortie du système de marais, un nouveau volume d'eau de 150 m³ par jour après un temps de rétention d'environ 2 jours et demi.

Comme mentionné précédemment, ces deux effluents, les eaux usées municipales et le lessivage du site d'enfouissement sanitaire, sont, suite à leur traitement secondaire respectif, acheminés vers un traitement avancé commun.

3. Le traitement avancé

Le nouveau volume d'eau à traiter dans ce système s'élève à environ 270 m³, et non pas 350 m³ par jour, en raison de la réduction de la vitesse de l'eau engendrée par les plantes, soit de 25% (Campbell, 1999). La DBO, équivalant à 30 mg/L suite aux traitements secondaires doit maintenant être réduite à 10 mg/l avant le rejet des eaux traitées dans l'environnement aquatique. Afin de parvenir à un tel résultat, les eaux usées sont conduites dans un système de marais artificiel de surface (SF) d'une superficie de 6 000 m² (annexe 17). Tout comme

les autres marais artificiels, cette aire est calculée selon la formule de Reeds et al. (1997). Mais contrairement aux deux autres systèmes de marais de traitement du site, celui-ci a une forme rectangulaire d'un ratio de 2 : 1 (annexe 20).

Divisé en deux cellules rectangulaires parallèles, ce système repose sur un géotextile permettant l'infiltration dans le sol de l'eau traitée. La profondeur du marais, suivant une pente d'environ 0,5 à 1%, varie de 0,3 m avec des plantes émergentes à 1,5 m. Excluant les plantes émergentes telles que les quenouilles, les joncs et les graminées, ces zones profondes, perpendiculaires aux sens de l'écoulement de l'eau, favorisent, tout comme dans le marais de surface du centre-ville, la vie aquatique et l'augmentation du temps de rétention de l'effluent. Dans ce système, ce dernier équivaut à environ une semaine (annexe 21).

À la sortie de ce dernier marais de traitement, un dégrillage élimine les débris de plantes des conduites subséquentes. Cette eau est ensuite lentement déversée dans un canal gazonné, employé à titre de zone de polissage et d'infiltration. Cette canalisation verte, dernier maillon de la chaîne de traitement, ramène l'eau traitée au lac des Épinettes tout en créant un corridor faunique entre le lac et le parc (annexe 20).

Site	<i>Ihtaawin</i>	<i>Waayikamaau</i>	<i>Waayikamaau</i>	<i>Waayikamaau</i>
Type	SF urbain	HSSF municipal	HSSF lessivage	SF commun
Charge hydraulique	0,12cm/jour (4,5 m ³ /jour)	400 m ³ /jour	300 m ³ /jour	270 m ³ /jour
DBO entrant (estimée)	20 mg/L	116 mg/L	84 mg/L	30 mg/L
DBO sortant (espérée)	10 mg/L	30 mg/L	30 mg/L	10 mg/L
Superficie	1 730 m ²	6 000 m ²	3 000 m ²	6 000 m ²
Profondeur	0,3 – 1,5 m	0,6 m	0,6 m	0,45 – 1,5 m
Pente	0,5 - 1%	1%	1%	0,5 – 1%
Ratio (largeur/longueur)	-	1 : 1	1 : 1	2 : 1

Tableau XII. Une synthèse des systèmes de marais artificiels.

9.4 Quelques suggestions pour les interventions secondaires

Bien que le document présent traite uniquement des problèmes prioritaires de la municipalité de Poste du Huard, il serait tout de même important de mentionner quelques suggestions visant à atténuer les conséquences écologiques des effluents d'ordre secondaires. À cet égard, deux interventions sont suggérées.

Tout d'abord, un aménagement de canaux verts, jumelé avec une re-naturalisation des berges (bandes riveraines) dans les secteurs moins densément construits (notamment au sud et à l'ouest du centre-ville) permettrait de réduire, en plus de la contamination du système aquatique, l'impact du ruissellement sur les berges de la Rivière du Lynx et du lac des Épinettes. Ces simples interventions sont d'excellentes techniques pour reconstituer un cycle hydrologique reflétant les conditions antécédentes au développement du territoire, réduire l'apport du volume d'eau, prévenir les inondations et l'érosion, recharger les réserves souterraines, améliorer la qualité de l'eau rejetée dans le milieu naturel et, par ricochet, protéger la faune et la flore.

Ensuite, le tiers des résidences n'est pas raccordé au système municipal de traitement des eaux usées, et nombreuses sont les installations individuelles déficientes et manquantes. Afin de remédier à ces problèmes locaux, de petits systèmes de marais artificiels, n'ayant pas la même envergure que ceux présentés précédemment, pourraient être aménagés pour des groupements de résidences isolées.

Pour conclure, la municipalité de Poste du Huard, prise avec des problèmes prioritaires d'assainissement de ses eaux usées, se voit dans l'incapacité de régler ces enjeux en raison de deux éléments centraux : l'absence de fonds suffisants et le manque de moyens techniques.

Les échecs fréquents quant au traitement des eaux usées dans les petites municipalités, souvent obligées à l'utilisation de systèmes complexes et coûteux, devraient nous amener à repenser notre manière de faire et, de ce fait, à considérer des alternatives de traitement plus appropriées pour ces collectivités.

Ainsi des coûts accessibles et un entretien local sont des éléments essentiels afin d'assurer la fiabilité du système et, par conséquent, la pérennité de la ressource d'eau douce. Ceci étant

dit, l'approche proposée à multiple facettes - traitement, conservation et préservation de l'eau, sensibilisation de la population et espace récréatif - sur laquelle se base ce projet, semble être, d'un point de vue économique, environnemental, social et paysager, une option judicieuse pour la collectivité de Poste du Huard.

CHAPITRE 10

CONCLUSION

10.1 L'état de la situation dans les petites collectivités isolées du Québec

Cette étude nous permet de noter que l'expertise technique déficiente et les capacités financières limitées des petites collectivités isolées du Nord du Québec font que les systèmes conventionnels de traitement des eaux usées implantés jusqu'ici ne sont pas toujours appropriés à la situation.

De plus, le transfert des responsabilités récemment mis en application par le gouvernement du Québec a gravement alourdi les tâches de ces collectivités vis-à-vis leurs ressources d'eau douce, rendant ainsi beaucoup plus difficile l'atteinte des objectifs sur la qualité des eaux, d'autant plus que ces derniers sont de plus en plus exigeants. Par exemple, le nouveau règlement sur la qualité des eaux de consommation de 2006 exige, en raison des nombreuses contaminations survenues dans les petits réseaux d'aqueduc, une eau de qualité grandement plus saine que celle distribuée sous la réglementation de 1984.

Cependant, cette eau est habituellement puisée dans les cours d'eau où sont rejetés des effluents qui sont souvent mal traités en raison de l'expertise déficiente, des coûts élevés des systèmes de traitement et du non respect de certains règlements municipaux. De ce fait, l'eau pour la consommation requiert une désinfection plus importante, engendrant des coûts supplémentaires et une surveillance accrue des installations. Tel que discuté à plusieurs reprises dans le mémoire, l'exemple des villes de Walkerton en Ontario et de Battleford en Saskatchewan illustre bien les résultats néfastes pouvant survenir en l'absence de cette surveillance. En effet, la raison de la contamination de l'eau du robinet qui affecta plus de 2 500 personnes dans ces municipalités était, en partie, due à la mauvaise gestion des effluents domestiques.

Ainsi, bien que le gouvernement continue de fournir à ces municipalités des équipements, les multiples difficultés rencontrées indiquent bien que ceux-ci ne sont pas appropriés dans certaines situations. Ceci étant dit, la problématique des transferts technologiques, souvent

inadaptés à certaines communautés, n'est pas uniquement rencontrée au niveau des échanges Nord-Sud, mais l'est aussi à l'intérieur même d'un pays, et dans ce cas-ci, d'une province.

Cette situation invite donc à l'usage d'alternatives viables et durables en lien avec les moyens financiers et les habiletés techniques présentes au sein de la communauté, afin de leur assurer la préservation de leur ressource d'eau douce à long terme.

Ainsi, la recherche d'un système adapté à leurs besoins et à leurs capacités financières et techniques pourrait, contrairement aux usines conventionnelles de traitement des eaux usées, les rendre réellement autonomes.

Certaines alternatives disponibles sont de plus en plus mises de l'avant à travers le monde, mais très peu sont appliquées au Québec. Ce mémoire a donc tenté de présenter quelques-unes d'entre elles, principalement les marais artificiels, et d'indiquer comment on peut concrètement les appliquer.

En effet, malgré les divers projets réalisés à Montréal tels que les lacs filtres du Parc-Plage et les marais filtrants de la Biosphère, projets qui ont d'ailleurs démontré que les marais construits sont des «technologies vertes» qui fonctionnent, la méconnaissance de la population et des autorités face à ces systèmes persiste toujours. Mais ceux-ci gagnent à être connus et surtout, reconnus. Ils offrent plusieurs grands avantages et sont dotés d'un fort potentiel d'implantation dans les collectivités à faible densité.

«...constructed wetlands have a strong potential for application in developing countries, particularly by small rural communities. However, these systems have not found widespread use, due to lack of awareness, and local expertise in developing the technology on a local basis» (Kivaisi, 2000).

10.2 Un bilan

10.2.1 Une option judicieuse

Suite à cette recherche, nous sommes confiants de la proposition envisagée pour les petites collectivités. En effet, les systèmes de marais artificiels constituent une avenue prometteuse et semblent être, à plusieurs niveaux, une réussite.

Tout d'abord, ces systèmes, qui se sont prouvés efficaces en terme de rendement épuratoire, peuvent traiter simultanément diverses sources d'influents contenant une large gamme de polluants.

Aussi, ces méthodes ont un impact très positif sur la pollution atmosphérique. En effet, en plus d'employer majoritairement des énergies renouvelables et non des combustibles fossiles, les marais sont des sources de piégeage du carbone. Les plantes de ces milieux emmagasinent le dioxyde de carbone par photosynthèse, puis le transfère dans le sol lorsqu'elles meurent. Une étude au Canada a d'ailleurs démontré que l'ensemble des milieux humides des Prairies pouvait annuler jusqu'à 2,4% des émissions de dioxyde de carbone produites annuellement par le brûlage de combustibles fossiles en Amérique du Nord, aux niveaux de 1990 (Hay, 2007).

D'ailleurs, en raison d'autres problèmes d'actualité comme le réchauffement climatique, problématique fort préoccupante entraînant des conséquences écologiques irréversibles, cette capacité de stockage du carbone ne devrait surtout pas être négligée.

«M. Pascal Badiou, chercheur principal sur les milieux humides et les gaz à effet de serre chez CIC, demande instamment aux gouvernements et aux décideurs canadiens de ne pas négliger les aptitudes naturelles des milieux humides à piéger le carbone dans leurs solutions au casse-tête des changements climatiques» (Hay, 2007).

De plus, économiques et ne requérant aucune expertise hautement spécialisée pour fonctionner, ces systèmes permettent une meilleure appropriation par les communautés où ceux-ci seraient installés et donc, un engagement plus important de leur part.

Finalement, en plus de jouer le rôle d'écosystèmes tampon entre les activités anthropiques et l'environnement, ces systèmes sont flexibles en terme d'aménagement, et offrent une multitude de lieux d'activités tels que des espaces récréatifs et éducatifs, ainsi que des réserves fauniques.

Or, la création d'un modèle non réel mais vraisemblable où on présume que tous les intrants au système sont standards pour la situation typique de ce milieu, nous a démontré la viabilité, en principe, de ces systèmes passifs. En effet, toutes les exigences en terme d'assainissement, de récupération des eaux et d'activités en utilisant ces systèmes naturels

conjointement avec les équipements conventionnels seraient satisfaites. Ces exigences étaient : la réduction de la pollution à la source, la conservation et la préservation de la ressource d'eau douce, la sensibilisation et l'appropriation par la population locale, et la création d'un espace récréatif et éducatif.

Hormis le fait que, de manière générale, cette stratégie démontrée sous forme d'étude de cas semble avoir répondu aux quatre exigences de départ mentionnées ci-dessus, d'autres constatations fort intéressantes, lors de l'étude de ces techniques, ont été observées.

Contrairement aux systèmes conventionnels, ces techniques naturelles - les marais artificiels et la canalisation verte- procurent, en plus d'un traitement des eaux usées et d'une récupération stratégique de celles-ci pour d'autres usages : arrosage des espaces verts et des terres agricoles, un rétablissement du cycle hydrologique. Ce dernier est sérieusement perturbé dans les milieux bâtis en raison de l'imperméabilisation des sols.

10.2.2 Des difficultés persistantes

Toutefois, malgré ces réussites encourageantes, les systèmes naturels, s'autogérant et s'auto organisant, ne sont pas sans faille et présentent certaines lacunes face à nos exigences d'assainissement: «CWs might not always be the best alternative low cost, effective wastewater treatment systems» (Kivaisi, 2000).

En premier lieu, ces systèmes, en plus de connaître un démarrage long et d'être relativement extensif en terme d'occupation du sol, ont des performances épuratoires qui fluctuent dans le temps. Ils ne sont donc pas, en terme de traitement, entièrement fiables. Aussi, ils n'ont pas la capacité de traiter tous les effluents, spécialement ceux d'origine industrielle, et doivent, en général, être précédés d'un prétraitement. En effet, devant composer avec une surcharge de contaminants normalement inexistante à l'état naturel, ces systèmes ne semblent pas être, dans la grande majorité des cas, aptes à fonctionner seuls.

Ainsi, n'éliminant pas complètement l'utilisation des méthodes conventionnelles, ces systèmes naturels peuvent toutefois remplacer des maillons coûteux de la chaîne de traitement, faciliter l'entretien, offrir d'autres fonctions, et réduire le phénomène de «relocalisation de la pollution». En ce qui concerne ce dernier point, les déchets résultant de

ce type d'installation peuvent ou contribuer de manière positive à d'autres fonctions ou s'avérer, comme dans le cas de plusieurs méthodes conventionnelles, problématiques. Afin de clarifier cette constatation, deux exemples sont mentionnés : les nutriments et les métaux lourds.

Premièrement, les nutriments sont faiblement absorbés par les plantes, entre 1 et 4% seulement, mais plutôt stockés dans le substrat. Pouvant s'avérer être à prime abord un problème de déchets, il est possible de tirer profit de cette non élimination complète dans le système. En effet, ces nutriments peuvent être réutilisés, lors de l'absence de métaux lourds, pour l'épandage agricole.

De la sorte, bien que la saturation du substrat par les nutriments ne se fait qu'après quelques années d'utilisation, un partenariat avec les agriculteurs, comprenant le traitement du ruissellement agricole sur leurs terres et la réutilisation stratégique des nutriments pour l'épandage, est une avenue économique envisageable lors de l'élaboration de ce type de système. Cette démarche ferait en sorte que, le ruissellement capté, les nutriments se retrouveraient en quantité beaucoup moins importante dans le milieu aquatique, éliminant en partie les problèmes d'eutrophisation des plans d'eau en milieu agricole.

D'un autre côté, la problématique de l'élimination des métaux lourds est plus complexe, et l'information portant sur ce sujet est très limitée en raison du niveau expérimental dans lequel se trouve ce champ d'étude. Mais bien que cette pratique semble gérer de manière plus efficace ce type de déchets, il reste que plusieurs questions restent sans réponse : les plantes croissant sur le site de traitement posent-elles des risques additionnels pour une future exposition écologique ou une accumulation dans la chaîne alimentaire? Certains contaminants sont-ils transférés en gaz ou bien en une forme plus toxique?

Toutefois, sachons que, bien que ces substances, les métaux lourds, soient présentes à l'état naturel, la surdose entraînée par les activités anthropiques et l'arrivée nouvelle de plusieurs produits de synthèses toxiques dans le milieu naturel obligent ce dernier à composer avec celles-ci. À cet égard, des études dénotent l'apparition de certaines plantes, les «hyper accumulateurs», qui peuvent absorber, transférer et tolérer des niveaux de concentrations de métaux lourds qu'aucun autre organisme ne pourrait tolérer. «Although taxonomically widespread, this hyperaccumulating trait is relatively rare, indicating a rather late appearance

of the evolution of modern species» (Kruger, 1997).

Ainsi, sans que nous comprenions entièrement les conséquences de nos activités sur le monde naturel, la nature, elle, commence déjà à s'adapter à ces nouvelles quantités d'intrants qui modifient la composition du sol, de l'eau et de l'air. Certaines espèces survivent à ces nouvelles conditions, mais nombreuses sont celles qui périssent.

10.3 La nécessité d'une approche multidisciplinaire

De ce fait, bien qu'on suppose que cette pratique soit appropriée pour les petites collectivités disposant de personnel non expert, il reste que ce «système local» nécessite tout de même une large gamme de professionnels pour son implantation : «Well qualified scientists, engineers and managers are needed to formulate and implement strategies for overall environmental protection» (Kivaisi, 2000).

Or, bien qu'une personne moins spécialisée mais relativement compétente peut opérer le système une fois celui-ci mis en place, l'élaboration de ce dernier exige beaucoup d'expertise. En effet, en raison de son caractère naturel et complexe, un tel projet doit être méticuleusement élaboré. Ainsi, les experts suivants : aménagistes, architectes paysagiste, biologistes, écologistes géographes, hydrologistes, ingénieurs, toxicologues...proviennent de domaines variés, et cette approche multidisciplinaire nécessite l'expertise de chacun d'entre eux.

Dans ces systèmes, un large éventail de complications susceptible de se produire prouve bien le besoin d'une telle équipe de travail. À titre d'exemple, plusieurs interactions chimiques et biologiques peuvent survenir et ainsi contrecarrer les objectifs de traitement : «inorganic and organic toxic pollutants which may inhibit microbial processes, and hence reduce the wetland treatment efficiency» (Kivaisi, 2000). D'un autre côté, la sélection et l'aménagement du site est tout aussi considérable puisqu'une mauvaise intégration du système, c'est-à-dire localisé sur un terrain plat ou dans un lit de rivière, risquerait d'entraîner une catastrophe écologique. Un système mal drainé ou susceptible d'être inondé pourrait disperser rapidement dans l'écosystème adjacent les contaminants toxiques retrouvés dans les eaux usées.

Or, chaque étape de l'élaboration et de l'implantation d'un système de marais artificiels nécessite absolument une diversité de connaissances, rendant ainsi difficile la participation complète de la population à chacune des étapes du projet.

Ceci étant dit, un partenariat entre les groupes experts et populations, où les forces de chacun sont mises de l'avant, est primordial pour le succès du projet. Un partenariat réussi entre ceux-ci se traduirait dans les faits par la présentation, la sensibilisation et la divulgation des résultats à chacune des étapes par les experts, ainsi que par la participation active et la prise en charge rapide du système par la communauté.

10.4 Un projet économique

De plus, l'aspect économique pour l'appropriation du système par les collectivités est un autre facteur important à ne pas négliger. Bien que l'équité de la ressource en eau et l'amélioration de la santé des populations et des écosystèmes aquatiques soient des éléments primordiaux à considérer, seuls ces aspects ne semblent pas toujours être suffisants pour un déploiement important d'efforts collectifs visant l'amélioration de la situation environnementale. Celle-ci doit être soutenue et accompagnée par d'autres facteurs, particulièrement économiques. Idéalement, les coûts doivent être abordables à courts et à longs termes, et certains retours financiers envisageables.

D'ailleurs, plusieurs projets, notamment en Afrique, démontre que les actions de nature économique suscitent davantage l'intérêt des populations et les incitent à participer au projet. Les profits générés par celles-ci : collecte et recyclage des déchets, réutilisation des nutriments dans l'eau usée, résultent en un équilibre financier intéressant. «Sans une maîtrise des coûts et un équilibre financier, on ne parviendra jamais à une gestion pérenne, même si l'efficacité et la viabilité des montages techniques et organisationnels sont prouvées» (PDM, 2003).

Ainsi, dans le cas spécifique des systèmes de traitement naturel des eaux usées par les marais artificiels, des valeurs sociales économiques doivent aussi être mises de l'avant. Certaines réutilisations stratégiques comme l'emploi du substrat pour l'épandage agricole, la création d'un espace touristique, ou encore la promotion d'un site pour la chasse aux canards, devront être prises en considération et évaluées comme moyen d'autofinancement du projet. «The

water and land ecosystem is treated as a whole, with the aim of producing valuable protein from waste, converting ecological damage into benefit, and sustaining local recycling of resources» (Etnier et al. 1997).

10.5 Recherches futures

La poursuite de ces objectifs de nature notamment économique et participative pourrait bien faire davantage partie de la prochaine étape de cette recherche, soit l'implantation concrète de ce type de systèmes pour une petite collectivité isolée.

Mais n'oublions pas que bien qu'étant très encourageants, ces systèmes naturels ne sont toutefois pas une panacée. Ils nécessitent, dans la grande majorité des cas, l'utilisation des méthodes conventionnelles en raison de la nature et de la quantité des contaminants, souvent inhabituelles à l'environnement naturel. Or, la substitution de certaines composantes traditionnelles coûteuses et sophistiquées par l'emploi de marais artificiels constituent une avenue prometteuse pour les petites collectivités isolées et nordiques où l'emploi de nombreux systèmes naturels tels que les lagunes est impossible en raison de l'inactivité biologique en hiver.

«Water problems and their severity vary from city to city, but every city must manage its own water resources. Opportunities for preventing floods, for preserving water quality, and for conserving water exist in the design of every new building and parks as well as every metropolitan plan, at the center of downtown and at the urbanizing metropolitan fringe. Short-term expediency must not prevail; the opportunity for redesign must be seized» (Spirn, 1984).

Ainsi, sachant que la nature nous offre des solutions, la question demeure maintenant si nous sommes prêts à suivre le rythme qu'elle nous exige, et surtout si nous pouvons encore tous nous offrir ce luxe de le suivre.

GLOSSAIRE

Accrétion. «Processus d'agglomération d'éléments inorganiques, solides ou fluides» (Petit Robert, 2006).

Accumulateurs. Plante ayant l'habileté à assimiler une concentration importante de certains métaux sans effets toxiques secondaires sur elles-mêmes (Fergusson, 1990).

Aérenchyme. Structures physiques spécialisées des plantes transportant les gaz atmosphériques incluant l'oxygène à travers les feuilles et les tiges jusqu'aux racines afin de procurer de l'oxygène pour la respiration (Hammer, 1992).

Aérobic (condition). Oxygène disponible pour la respiration (Hammer, 1992).

Anaérobic (condition) (ou anoxique). Concentration inadéquate d'oxygène, sans oxygène (Hammer 1992).

Azote total (TN). Mesure de toutes les formes organiques et inorganiques de l'azote dans un échantillon d'eau. TN est égale à la somme de TKN et $\text{NO} + \text{NO} - \text{N}$ (Kadlec et al. 1996). $\text{NTK} + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ (Commission Européenne, 1991).

Background levels. Peuvent être considérés comme étant les niveaux existants sur lesquels les matériaux anthropiques ont été ajoutés. La concentration de métaux lourds profondément enfouis dans un sédiment peut être considérée comme étant un *background levels* (Fergusson, 1990).

Balance osmotique. «Determining factor in direction of passage of water and dissolved materials across cell membranes» (Hammer, 1992).

Bas-côté. Élément retrouvé dans les marais artificiel. Normalement, la hauteur d'un bas-côté n'excède pas 0,61 m au-dessus du terrain environnant pour dévier le ruissellement de surface et pour retenir le lit de roches concassées et/ou maintenir le niveau d'eau du marais (Campbell, 1999).

Bioaccumulation. Accumulation nette d'un contaminant à l'intérieur et sur un organisme en provenance de toutes les sources incluant les phases aqueuse, gazeuse ou solide (nourriture) de l'environnement (Newman 2001). Transfert et transport des toxiques englobant essentiellement deux processus: bioconcentration et bioamplification (Chevalier, 2000).

Bioamplification. «Accroissement de la teneur d'une substance toxique lors de son passage d'un maillon de la chaîne alimentaire à l'autre, phénomène surtout lié à la consommation de nourriture par les organismes» (Chevalier, 2000).

Bioconcentration. «Accroissement de substances toxiques dans les tissus des organismes végétaux ou animaux, pouvant atteindre avec le temps des valeurs pouvant causer des problèmes. Transfert direct des substances toxiques de l'eau aux organismes aquatiques (exemple: branchies des poissons)» (Chevalier, 2000).

Biodisponibilité. Fraction de la concentration totale d'un contaminant dans le milieu externe qui se trouve biodisponible pour la bioaccumulation (Couillard, 2006).

Bio purifier. «Because of their toxicity, the heavy elements are often discriminated against when taken in by biological systems» (Fergusson, 1990).

Biotransformation. «Once a contaminant enters the organism, it becomes available for biotransformation, the biologically-mediated transformation for one chemical compound to another» (Newman, 2001).

Budget de l'eau. Inclue tous les facteurs influençant la quantité d'eau dans le système. Il s'agit de l'équilibre entre les influents et les effluents (sans variable de temps dépendante) (Hammer, 1991).

Chélateur. «Se dit d'un corps qui a la propriété de se lier fortement et de manière plus ou moins spécifique à un ion positif bivalent et trivalent (notamment métallique) avec lequel il forme un composé» (Petit Robert, 2006).

Coefficient biologique d'absorption. Apport du sol à travers les racines pouvant être estimé par le coefficient biologique d'absorption (BAC), $BAC = [Mp] / [Ms]$, où $[Mp]$ est la

concentration de l'élément dans la plante, et $[Ms]$ la concentration dans le sol (Fergusson, 1990).

Concentration du métal libre (*free ion activity model*). «Free ion is most bioavailable form of a dissolved metal, the universal importance of free metal ion activities in determining the uptake, nutrition and toxicity of all cationic trace metals» ((FIAM de Campbell and Tessier, 1996; Newman, 2001).

Condition redox (Eh potentiel). Eh mesure la capacité du sol ou de l'eau à oxyder les substances chimiques réduites (Hammer, 1992).

Contaminants organiques. Ceux contenant du carbone et comportant au moins un lien covalent C-H (méthane, CH_4). Les contaminants organiques incluent ceux utilisés de manière intentionnelle tels que les poisons (insecticides et herbicides). Ils deviennent un problème si des concentrations de ces poisons suffisamment élevées entrent en contact avec des espèces non visées. D'autres contaminants organiques ne sont pas désignés comme des poisons mais engendre tout de même des effets néfastes quant déversés dans l'environnement (dégraisseurs, solvants, sous-produits industriels, et sous-produits émanant d'autres activités humaines) (Newman, 2001).

Contaminants inorganiques. Ceux-ci sont composés de poisons intentionnels et non intentionnels. Certains sont rejetés pour une utilisation spécifique (TBT), et d'autres sont introduites par plusieurs activités humaines (plomb) (Newman, 2001).

Degré jour. Unité de mesure qui décrit les besoins en chaleur d'une région (Yanda et al. 1982).

Demande biochimique en oxygène (DBO). Unité de mesure de l'oxygène consommée durant la dégradation d'éléments organiques et inorganiques dans l'eau (Kadlec et al. 1996). «La demande biochimique en oxygène est une mesure des matières organiques aisément biodégradables. C'est la quantité d'oxygène dissous dans l'eau nécessaire pour oxyder par voie biologique ces matières organiques» (Commission Européenne, 1991).

DBO₅. Demande biochimique en oxygène, calculée sur 5 jours (Kadlec et al. 1996). «Cette mesure s'effectue suivant un protocole normalisé en 5 jours, d'où le terme de DBO₅. C'est la base de la définition principale de l'équivalent habitant (EH) supposé rejeter chaque jour dans les eaux des matières organiques se traduisant par un flux de DBO₅ de 60 g/j» (Commission Européenne, 1991).

Demande chimique en oxygène (DCO). «Demande chimique en oxygène, autre mesure de la concentration de matières organiques (et partiellement inorganiques) contenues dans une eau. Mesurée après oxydation chimique intense, elle représente la concentration d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la totalité des matières organiques. La DCO inclut donc la DBO et, pour l'essentiel (90 %), est biodégradable ou séparable dans les installations biologiques d'épuration des eaux usées» (Commission Européenne, 1991).

Dose sévère (acute). Grande concentration d'un élément toxique engendrant une série rapide d'effets, souvent intenses et pouvant causer la mort (Fergusson, 1990).

Dose chronique. Concentration moins importante que la dose sévère mais s'échelonnant sur une longue période de temps. Ainsi, les éléments toxiques ont la possibilité de s'emmagasiner dans le corps et leurs effets néfastes se font graduellement ressentir par une série de symptômes (Fergusson, 1990).

Échantillons historiques. Matériaux existant surtout avant l'industrialisation. Les couches inférieures des sédiments peuvent être datées et considérées comme des échantillons historiques. Les anciennes concentrations d'éléments lourds ont été déterminées à partir de matériels tels que les os, les dents, les cheveux, la glace, les sédiments et la tourbe (Fergusson, 1990).

Échelle du pH. (Environnement Canada, 2007).



Effluent. Liquide ou gaz en provenance d'un processus ou d'un système de traitement. Un effluent peut être synonyme d'eau usée suite à n'importe quel niveau de traitement (Kadlec et al. 1996).

Émulsion. «Solution constituée d'une partie aqueuse (eau) et d'une partie hydrophobe (huile) fortement agitée ou homogénéisée forme une émulsion. Dans ce cas, l'huile est dispersée dans l'eau sous forme de gouttelettes (micelles) plus ou moins petites. Il s'agit d'un mélange insatiable car l'huile n'est pas dissoute dans l'eau; ultimement, il y a aura séparation des phases aqueuses et huileuses et retour aux conditions initiales, à moins que des agents stabilisants ne soient ajoutés» (Chevalier, 2000).

Endroits reclus. Endroits reclus incluent l'Arctique, l'Antarctique, le Groenland, le milieu des océans et les régions montagneuses. La région la plus recluse est l'Antarctique qui, depuis récemment, était inhabité par les humains (Fergusson, 1990).

Évapotranspiration. Combinaison des processus d'évaporation de la surface l'eau ou du sol et la transpiration d'eau par les plantes (Kadlec et al. 1996).

Exclusion. «Plants that discriminate against metal ions, and can in fact biopurify with respect to the element» (Fergusson, 1990).

Humidité relative. Ratio de la quantité de vapeur d'eau dans l'eau comparé à la quantité

requis pour une saturation (à une température et une pression particulière). «The ratio of the air's actual vapor pressure to its saturation vapor pressure» (Ahrens, 2003).

Hydrocarbures. «Substances organiques exclusivement formées d'atome de carbone et d'hydrogène» (Chevalier, 2000).

Indicateur. Part de métaux prise en réponse à la quantité de métaux dans le sol environnant. Ces plantes «indicateurs» peuvent être utilisées pour définir les sources et les intensités de pollution dans le sol (Fergusson, 1990).

Influent. Eau, eau usée, ou autre liquide, se déversant dans un plan d'eau ou une unité de traitement (Kadlec et al. 1996).

Interactions antagonistes. L'effet combiné de deux éléments est moindre que la somme de leurs effets respectifs (Fergusson, 1990).

Interactions synergétiques. L'effet combiné est supérieur à la somme des effets individuels de chacun des éléments (Fergusson, 1990).

K_T . Taux de constance de la température dépendante utilisé dans le calcul de la superficie d'un marais artificiel (Campbell, 1999).

Lexiviat. Liquide ayant percolé à travers un déchet solide perméable et y ayant extrait des composés dissous solubles ou des matières en suspension (Kadlec et al. 1996).

Marais artificiel. Marais ayant été construit exprès par les humains dans un milieu (sur un espace, superficie) sans marais (Kadlec et al. 1996).

Marais artificiel de surface (SF). Catégorie de marais de traitement (construit) désigné pour avoir une eau coulant librement à la surface du sol (Kadlec et al. 1996).

Marais artificiel sous surfacique (SSF). Catégorie de marais de traitement (construit) désigné pour avoir la surface de l'eau au-dessus du niveau du sol, avec un écoulement à travers un média poreux (Kadlec et al. 1996).

Matières en suspension (MES). Mesure de la matière filtrable dans un échantillon d'eau. (Kadlec et al. 1996).

Mécanisme d'exclusion des plantes. Fonction permettant aux plantes d'éviter un excès dans l'apport de métaux toxiques. La concentration dans une plante peut rester relativement constante alors que les niveaux dans le sol peuvent, quant à eux, changer (Fergusson, 1990).

Métalloïdes. «Comme leur nom l'indique, les métalloïdes sont semblables aux métaux mais n'en possèdent pas toutes les caractéristiques. Ils n'ont ni leur malléabilité, ni leur ductilité et sont sans l'éclat qui caractérise les métaux. La plupart ont cependant, sous certaines conditions, une conductibilité électrique ou thermique. Il y a au moins 7 éléments qui sont classés comme métalloïdes soit le bore (B), le silicium (Si), le germanium (Ge), l'arsenic (As), l'antimoine (Sb), le tellure (Te) et le polonium (Po). Certaines références placent également l'astate (At) dans les métalloïdes à cause de sa conductibilité thermique mais la plupart considèrent qu'il s'agit quand même d'un non-métal de la famille des halogènes. Le sélénium (Se) est également considéré parfois comme un métalloïde dans sa forme la plus stable à cause qu'il devient conducteur lorsqu'il est soumis à la lumière» (Atomos, 2007).

Métaux lourds. «Environ 75% des éléments sont considérés comme des métaux mais il y a plusieurs catégories de métaux tel les alcalins, les alcalino-terreux, de transition. Chaque catégorie possède ses propres caractéristiques mais tous les métaux ont les qualités suivantes: éclat métallique, conductibilité (électrique et thermique), malléabilité, ductilité» (Atomos, 2007).

Taux de la charge hydraulique (HLR). «A measure of the application of a volume of water to a land area with units of volume per area per time or simply reduced to apply water depth per time» (Kadlec et al. 1996).

Taux de rétention de la charge hydraulique (HRT). «A measure of the average time that water occupies a given volume with units of time. The theoretical HRT is calculated as the volume divided by the flow. The actual HRT is estimated based on tracer studies using conservative tracers such as lithium or dyes» (Kadlec et al. 1996).

Tourbe. Matière partiellement décomposée mais relativement stable formée à partir des plantes mortes dans un environnement inondé (Kadlec et al. 1996).

Perte radiale d'oxygène. Perte résultant dans l'oxygénation de la zone immédiatement adjacente aux racines de la plante, procurant un habitat pour les colonies bactériennes aérobies, et favorisant une hausse du potentiel redox dans une partie des sédiments anoxiques, permettant l'oxydation de certains éléments (Cronk, 2001).

Phosphore total (TP). Mesure du TP dans un échantillon d'eau incluant le phosphore organique et inorganique sous les formes de particules et solubles (Kadlec et a. 1996). Orthophosphates PO_4^{3-} + Phosphore organique» (Commission Européenne, 1991).

Phytoextraction. Utilisation de plantes pour extraire des contaminants de l'environnement (Kruger et al. 1997).

Phytorémédiation. Système basé sur l'utilisation des plantes vertes pour remédier des sols, des sédiments et des eaux contaminées. Les buts de la phytorémédiation incluent les composés potentiellement contaminants suivants : les métaux, les métalloïdes, les pétroles hydrocarbonés, les pesticides, les explosifs, les solvants chloriques et les sous-produits industriels. Cependant, ce système a des limites inhérentes puisque les plantes sont des organismes vivants dotés de limites spécifiques devant être maintenues en terme d'oxygène, d'eau, de nutriments et de pH. De plus, des limitations significantes au niveau de la profondeur, de la concentration et de la période de temps sont aussi appliquées (Kruger et al. 1997).

Pollution diffuse (eau de ruissellement, de drainage). «On dit qu'elle est diffuse parce qu'elle se manifeste par des points de rejets multiples imprécis et intermittents (pollution agricole)» (Chevalier, 2000).

Pollution ponctuelle. «Rejets industriels et urbains qui sont habituellement des sources ponctuelles de pollution puisqu'il est relativement aisé de retracer des points de rejets; la présence d'un émissaire d'égout est probablement le meilleur exemple» (Chevalier, 2000).

Prétraitement. Traitement initial de l'eau usée pour l'enlèvement de substances (matières grossières) qui pourraient mettre en péril ou nuire les processus de traitement subséquent ou pour préparer l'eau usée pour les traitements suivants (Kadlec et al. 1996).

Relation dose-réponse. «The toxic effects of an element are measured by its dose-response relationship, where the response is the sign of an adverse effect. Doses are either acute or chronic» (Fergusson, 1990).

Rhizosphère. Zone oxydée qui supporte des populations microbiennes aérobies, provenant de l'écoulement de l'oxygène des racines d'une plante aquatique ou semi aquatique (voir perte d'oxygène radiale) (Hammer, 1992).

Sorption. Fixation (absorption) ou libération (désorption) de molécules de gaz au contact avec la surface d'un solide (Petit Robert, 2006).

Spéciation. «Répartition d'un métal parmi ses différentes formes physiques et chimiques» (Couillard, 2006).

Substrat. «Se réfère à la substance dans laquelle la plante croît» (Alternatives, 2007).

Tableau périodique des éléments.

	IA																			0	
1	H	IIA																			2
2	Li	Be																			
3	11 Na	12 Mg	IIIB	IYB	YB	YIIB	YIIB	VII	IB	IIB											
4	19 K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br				36 Kr
5	37 Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	47 Ag	Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I				54 Xe
6	55 Cs	Ba	*La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	79 Au	Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At				86 Rn
7	87 Fr	88 Ra	+Ac	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg	112 Uub	113 Uut	114 Uuq	115 Uup	116 Uuh	117 Uus				118 Uuo
			*Lanthanide	59 Ce	60 Pr	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu					
			+Actinide	89 Th	90 Pa	91 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No	103 Lr				

(Superconducteurs, 2007).

Traitement avancé. Traitement de l'eau usée au-delà du niveau de traitement secondaire. Dans certaines régions, ce traitement représente les concentrations suivantes : 5 mg/L (BDO_5), 5 mg/L des MES, 3 mg/L de TN, et 1 mg/L du TP (Kadlec et al. 1996).

Traitement primaire. Première étape ou maillon dans le traitement des eaux usées suivant le prétraitement. Le traitement primaire consiste généralement d'un dégrillage et d'une sédimentation des particules solides (Kadlec et al. 1996).

Traitement secondaire. Se réfère généralement au traitement de l'eau usée au-delà de la sédimentation initiale. «Secondary treatment typically includes biological reduction in concentrations of particulate and dissolved concentrations of oxygen demanding pollutants» (Kadlec et al. 1996).

Traitement tertiaire. Traitement de l'eau usée au-delà du traitement secondaire et impliquant souvent l'enlèvement des nutriments (Kadlec et al. 1996).

BIBLIOGRAPHIE

LIVRES

Ahrens, C.D. (2003), *Meteorology Today, An Introduction to Weather, Climate, and the Environment*, Seventh Edition, Thomson Books/Cole, USA, 523 pp.

Campbell, C., Ogden, M.H. (1999), *Constructed wetlands in the sustainable landscape*, John Wiley and Sons, USA, 270 pp.

Chevalier, P. (2000), *Gestion environnementale en milieux urbains et industriels*, Collection Science de l'Environnement, Télé-Université, Saint-Foy, Université du Québec, Canada, 577 pp.

Cronk, J.K., Fennessy, M.S. (2001), *Wetland Plants, Biology and Ecology*, Lewis Publishers, USA, 462 pp.

Ensley, B.D., Raskin, I. (2000), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*, John Wiley and Sons, 304 pp.

Etnier, C., Guterstam, B. (1997), *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Second Edition, Norway, 451 pp.

Fergusson, J.E. (1990), *The Heavy Elements: Chemistry, Environment Impact and Health Effects*, Pergamon Press, University of Canterbury, New Zealand, 614 pp.

Frère Marie-Victorin, Rouleau, E., Brouillet, L. (2002), *Flore Laurentienne*, 3e édition, Gaëtan Morin éditeur, Québec, Canada, 1093 pp.

Hammer, D. A. (1988), *Constructed wetland for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural*, Lewis Chelsea, Michigan, 831 pp.

Hammer, D. A. (1991), *Creating freshwater wetlands*, Lewis Publishers, Boca Raton, Floride, 298 pp.

Harris, C., Dines, N. et al. (1988), *Timesaver Standards for Landscape Architecture*, 1e édition, McGraw-Hills, New York.

Harris et al. (1997), *Timesaver Standards for Landscape Architecture*, 2^e édition, McGraw-Hills, New York.

Imhoff's, K., Novotny, V., Olthof, M., Krenkel P.A. (1989), *Handbook of urban drainage and wastewater disposal*, John Wiley and Sons, 390 pp.

Kadlec, R.H., Knight, R.L. (1996), *Treatment Wetlands*, Lewis publishers, Boca Raton, FL, USA, 893 pp.

Kruger, E., Anderson, T.A., Coats, J. R. (1997), *Phytoremediation of soil and water contaminants*, American Chemical Society, Washington, DC, USA, 318 pp.

Laws, E.A. (2000), *Aquatic pollution, an introductory text*, 3e édition, John Wiley, New York, Toronto, 639 pp.

McNeill, J.R. (2000), *Something new under the sun, An Environmental History of the Twentieth-century World*, W.W. Norton and Company, New York, London, 421 pp.

Mitsch, W.J., Gosselink, J.G. (2000), *Wetlands*, 3rd edition. New York. John Wiley and Sons, 920 pp.

Mitsch, W.J., Jørgensen, S. E. (1989), *Ecological engineering, an introduction to ecotechnology*, John Wiley, New York, Toronto, 472 pp.

Mitsch, W.J., Jørgensen, S. E. (2004), *Ecological engineering and ecosystem restoration*, John Wiley, Hoboken, NJ, 411 pp.

Munson, A.E. (1974), *Construction Design for Landscape Architects*, McGraw-Hills, New York, 212 pp.

Newman, M. C. (2001), *Fundamentals of ecotoxicology*, 2e édition, Lewis publishers, USA

458 pp.

Poullaouec-Gonidec P., Domon G. et Paquette S. (2005), *Paysages en perspective*, Les Presses de l'Université de Montréal, Série «Paysages», Montréal, 358 pp.

Ramade, F. (1992), *Précis d'écotoxicologie*. Masson, Paris, ISBN 2-225-82578-5, 300 pp.

Reed, S.C., R.W. C&es E.J. Middlebrooks (1995), *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, McGraw-Hill, NY.

Sauer L.J. (1998), *The Once and Future Forest, a guide to forest restoration strategies*, Island Press, 381 pp.

Southwest Wetland Group, (1995), *The New American Village: Economical and Ecological Options for Wastewater Treatment and Collection*, Santa Fe, NM.

Spirn A.W. (1984), *The Granite Garden, Urban Nature and Human Design*, Basic Books, USA, 334 pp.

Strom S., Nathan K., Van Rostrand, R. (1993), *Site Engineering for Landscape Architects*, New York, 214 pp.

Tchobanoglous, G., Burton, F, L. (1991), *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*, McGraw-Hill, New York, Montréal, 1334 pp.

Vachon, B. (1993), *Le développement local : théorie et pratique : réintroduire l'humain dans la logique de développement*, Québec, 331 pp.

Yanda, B., Fisher, R. (1982), *Une serre solaire pour chauffer votre maison et pour jardiner toute l'année*, Eyrolles, Paris, 148 p.

Zubrin, R. (1996), *The Case for Mars*, Tonchstone Books, NY.

CHAPITRES DE LIVRES

McKay, C., T. Meyer, P. Boston, M. Nelson, T. MacCallum, Gwynne, O. (1993), *Utilizing Martian Resources for Life support*, pp.819-843, In: *Utilization of Near Space Resources*, ed. J. Lewis, Univ. of Arizona Press, Tucson.

Odum, H.T. (1991), *Ecological Engineering and Self-Organization*, pp.79-101, In: *Ecological Engineering: An introduction to ecotechnology* (W. Mitsch & S. Jorgensen eds.), Wiley & Sons, NY.

Shutes, R.B., Ellis, J.B., Revitt, D.M., Zhang, T.T. (1993), *The use of Typha latifolia for heavy metal pollution control in urban wetlands*, pp 407-414, In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. G.A. Moshiri, Ed. Boca Raton, FL. Lewis Publishers.

Seedel, J.R., Steedman, R., Regler, H., Gregory, S. (1991), *Restoration of human impacted land-water ecotones*. In *Ecotones: The Role of Landscape Boundaries in the Management and Restoration of Changing Environments*. Holland, M.M., Risser, P.G., Naimen, R.J., Eds. New York, Chapman et Hall.

Vincent, G., Asselin, V. (1993), *La mise en valeur des milieux humides à la plage des îles*, Dans : Collection les Chemins de la Recherche : *les paysages de l'eau aux portes de la ville*, programme Rhône-Alpes, recherches en Sciences Humaines, 308-313.

PÉRIODIQUES

Articles de revue

Allen, T.F.H., Tainter, J.A., Pires, J.C., Hoekstra, T.W. (2001), *Dragnet ecology, just the facts ma'am: the privilege of science in a postmodern world*. *Bioscience* 51: 475-485.

Allen, T.F.H., Giampietro, M., Little, A.M. (2003), *Distinguishing ecological engineering from environmental engineering*, *Ecological Engineering* 20: 389-407.

Berg, G. (1975), *Regional problems with sea outfall of sewage on the coasts of the United States*, in: *Discharge of Sewage from Sea Outfalls*, A.L. Gameson (ed.), Pergamon Press, Oxford, pp. 17-22.

Brix, H. (1997), *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* *Water Science and Technology* 35:11-17.

Chen, R.L., Barko, J.W. (1988), *Effects of freshwater macrophytes on sediment chemistry*, *Journal of Freshwater Ecology* 4: 279-289.

Clarkson T., Magos L. (2006), *The Toxicology of Mercury and its Chemical Compounds*, *Critical Reviews in Toxicology* 36: 609–662.

Ernst, W.H.O. (1990), *Ecophysiology of plants in waterlogged and flooded environments*, *Aquatic Botany* 38: 73-90.

Gunerson, C.G. (1988), *Wastewater management for coastal cities: the ocean disposal option*, World Bank Technical Paper Nbr. 77, World Bank, Washington, D.C.

Hay S. (2007), *Un monde de différences, La sauvagine et les changements climatiques*, *Canards Illimités du Canada, Le Conservationniste* 21 (2) : 32-35.

Hurtado, D. (2004), *Wetlands (and aquatic systems)*
<http://peacecorps.mtu.edu/danny/Wetland%20Systems.htm>. Michigan, Technological University. Houghton, Michigan, consulté en 2007.

Jacobs, P., Mulvihill, P., (1995), *Ancient lands: New perspectives*, *Landscape and Urban Planning* 32: 7-17.

Jin, G., Kelley, T., Vargas, N. (2005), *Preliminary evaluation of metals removal in three pilot-scale constructed wetlands systems*, *Emerald Full Text Article*, 10 p.

Kadlec, R.H. (1995), *Overview: surface flow constructed wetlands*, *Water Science and Technology* 32: 1-12.

Kadlec, R.H. (1999), *The limits of phosphorus removal in wetlands*, *Wetland Ecology and Management* 7: 165-175.

Kivaisi, A.K. (2001), *The potential of constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review*, *Ecological Engineering* 16: 545–560.

Mitsch, W. J. (1992), *Landscape design and the role of created, restored and natural riparian wetlands in controlling non point source pollution*. *Ecological Engineering* 1: 27-47.

Nelson M. (2006) *Ecotechnic approach for recycling valuable resources, preventing pollution of water and the environment*, *Wastewater Gardens (WWG) Academic Articles*.

Nelson M., H. T. Odum, M. T. Brown and A. Alling, (2001), *"Living off the land": resource efficiency of wetland wastewater treatment*, *Advances in space research* 27 (9): 1547-1556.

Nichols, D.S. (1983), *Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater*, *Journal of the Water Pollution Control Federation* 55: 495-505.

Odum H.T., Odum B. (2003), *Concepts and methods of ecological engineering*, *Ecological Engineering* 20: 339–361.

Perceval O. (2006), *Long-term trends in accumulated metals (Cd, Cu and Zn) and metallothionein in bivalves from lakes within a smelter-impacted region*, *Science of the Total Environment* 369: 403–418.

Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Falaig, E., Gale, P.M. (1999), *Phosphorus retention in streams and wetlands: a review*. *Critical Reviews in Environment Science and Technology* 29: 83-146.

Scholes, L., Shutes, R.B.E., Revitt, D.M., Forshaw, M., Purchase, D. (1998), *The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands*, *The Science of The Total Environment* 214 (1-3): 211-219.

Scholz, M. (2003), *Performance predictions of mature experimental constructed wetlands which treat urban water receiving high loads of lead and copper*. *Water Research* 37(6): 1270-1277.

Schueler, T. (1994), *Review of Pollutant Removal Performance of Stormwater Ponds and Wetlands*, *Watershed Protection Techniques* 1 (1): 17-18.

Schueler, T. (1997), *Comparative Pollutant Removal Capability of Urban BMPs: A Reanalysis*, *Watershed Protection Techniques* 2 (4).

Shutes, R.B.E., D.M. Revitt, L.N.L. Scholes, M. Forshaw and B. Winter. (2001), *An Experimental Constructed Wetland System for the Treatment of Highway Runoff in the UK*. *Water Science and Technology* 44:11-12, 571-578.

Skousen, J. (2004), *Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage*. <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/passtrt.htm>. West Virginia University Extension Service, consulté en 2006.

Steinmann, C.R., Weinhart, S., Melzer, A. (2003), *A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment*, *Water Research* 37: 2035-2042.

Tanner, C., Sukias J., EcoEng Newsletter (2002), http://www.iees.ch/EcoEng021/EcoEng021_F4.html, consulté en 2007.

Todd J., Brown Erica J.G., Wells E. (2003), *Ecological design applied*, *Ecological Engineering* 20: 421-440.

Tolley, M.D., Delaune, R.D., Patrick, W.H., Jr. (1986), *The effect of sediment redox potential and soil acidity on nitrogen uptake, anaerobic root respiration, and growth of rice (Oryza sativa)*, *Plant and Soil* 9: 323-33.

Vincent, G. (1992), *Artificial marshes to maintain water quality: the beach of Notre-Dame, Montréal*, *Water Pollut. Res. J. Can.* 27 (2): 327-339.

Vincent, G., Asselin, V. (1993), *L'intégration d'éléments naturels en aménagement: la plage des îles*. Quatre-Temps 17 (2) : 59-61.

Vymazal J. (2005), *Removal of heavy metals in a horizontal sub-surface flow constructed wetland*, Journal of Environmental Science and Health 40:1369–1379,

Wéthé J., Radoux M., Tanawa E. (2003), *Assainissement des eaux usées et risques socio-sanitaires et environnementaux en zones d'habitat planifié de Yaoundé au Cameroun*, *Vertigo*, la revue en science de l'environnement 4 (1).

Articles de journal

McGuinty, D. J. (2001), *L'eau propre a un prix*, Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie, Toronto Star, http://www.nrtee-trnee.ca/fre/media/Articles/20010813-Toronto-Star_F.htm, consulté en 2007.

Ruiz P. (2001), *Le traitement des eaux usées chez les Aztèques*, Courrier International, No 531, Mexique, 2 pp.

Article d'encyclopédies et de dictionnaires

Atomos, l'univers de la science, <http://atomos.cssmi.qc.ca/glossaire.php?se=7&voir=133>, consulté en 2005.

Flora of North America Web Site, <http://hua.huh.harvard.edu/FNA/>, consulté en 2007.

Robert, P. (2006), *Le Petit Robert, dictionnaire de la langue française*, Version électronique, CD-ROM, Electronic Publishing Bureau Van Dijk.

Water Encyclopedia, Sciences and Issues, www.waterencyclopedia.com, consulté en 2007.

PUBLICATIONS GOUVERNEMENTALES ET INTERNATIONALES

Affaires municipales et régions du Québec (2006), *La gestion efficace de l'eau, un valeur collective à développer*, Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2005, Rapport : ouvrages de surverse et stations d'épuration, Québec, Canada, 171 pp.

Association des transports du Canada (2003), *Gestion du drainage et des eaux de ruissellement*, Synthèse des meilleures pratiques de gestion des sels de voirie, 8 pp.

Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement (1998), Rapport de la commission sur la gestion de l'eau au Québec (BAPE), *L'eau ressource à protéger, à partager et à mettre en valeur*, Québec, Canada, Tome I et Tome II.

City of Vancouver, Municipal Government, B.C. Canada, www.city.vancouver.bc.ca, consulté en 2007.

Commission Européenne, (1991), *Guide des procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500 – 5 000)*, mise en œuvre de la directive du Conseil, relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, France, 44pp.

Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMDE) (1987), *Notre Avenir à Tous*, Rapport de la commission Brundtland; Édition du Fleuve, Montréal, 459 pp.

Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) (2003), *Sciences de l'eau et politiques, traitement des eaux usées dans les petites collectivités*, Burlington, Ontario, 27 pp.

Environnement Canada, *Conditions atmosphériques et météorologiques*, <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=C062DE2A-1>, consulté en 2006.

Environnement Canada, *EAU*, www.ec.gc.ca/WATER/fr/info/pubs/FS/f_FSA3.htm, consulté en 2006.

Environnement Canada, *Centre Saint-Laurent*, <http://www.qc.ec.gc.ca/csl/>, consulté en 2007.

Environnement Canada, *Le système de classification des terres humides du Canada*, http://www.gc.ec.gc.ca/faune/atlasterreshumides/html/classification_f.html, consulté en 2007

Environnement Canada, *National Water Research Institute*, www.nwri.ca, consulté en 2007.

Environnement Québec (1995), *25 ans d'assainissement des eaux industrielles au Québec : un bilan*, Québec, Canada, 117 pp.

Environment Waikato, Regional Council, New Zealand, www.ew.govt.nz, consulté en 2007.

FHWA (1996), *Evaluation and Management of Highway Runoff Water Quality*, U.S. Dept. of Transportation Federal highway Administration, Publication No. FHWA-PD-96-032.

Gouvernement du Manitoba, www.gov.mb.ca, consulté en 2007.

Greater Vancouver Sewerage & Drainage District Liquid Waste Management Plan-Stormwater Management (1999), *Best Management Practices Guide for Stormwater*, Vancouver, Canada, 109 pp.

Halverson, N.V. (2004), *Review of Constructed Subsurface Flow vs. Surface Flow Wetlands*, Westinghouse Savannah River Company, document préparé pour le département de l'Énergie, USA, 42 pp.

International Development Research Center, web.idrc.ca, consulté en 2007.

International Wetland Association, Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control (2000), *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation*, IWA Publishing, London, 156 pp.

Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) (2003), *Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands*, The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team.

Lorion, R. (2001), *Constructed Wetlands: Passive Systems for Wastewater Treatment*. Prepared for the US EPA Technology Innovation Office.

Ministère de l'Environnement (MENVIQ), Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (1993), *Étude de techniques de remplacement applicables à l'assainissement des eaux usées de petites agglomérations*, Menviq, SQAÉ.

Ministère de l'Environnement (MENVIQ), de la Faune et des Parcs du Québec (2001), *Les marais artificiels, Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique*, Québec, Canada.

Ministère de l'Environnement (MENVIQ), Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (2006), *Bilan de mise en oeuvre du règlement sur la qualité de l'eau potable*, (L.R.Q., chap. Q-2 r.18-1.1), Faits saillants, Québec, Canada, 16 pp.

Ministère de l'Environnement (MENVIQ), Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/municipal.htm>, consulté en 2006.

Ministère des richesses naturelles de l'Ontario, www.mnr.gov.on.ca, consulté en 2007.

Organisation mondiale de la santé (OMS) (2000), *Global Water Supply and Sanitation Assessment Report*, <http://www.who.int/topics/sanitation/fr/>, consulté en 2005.

Queensland Government (2005), *Trees and Artificial Wetlands, Wetlands improve water quality by filtering the waste water*, Between the leaves publishing, the DPI forestry and department of natural resources, Australie, 2 pp.

Ramsar Convention on Wetland, www.ramsar.org, consulté en 2007.

Schueler, T. (1987), *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Designing Urban BMP's*, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC

Schueler, T. (1992), *Design for Stormwater Wetland System: Guideline for Creating Effective and Diverse Stormwater Wetlands in the Mid-Atlantic Region*. Metropolitan Washington Council of Governments.

Tanawa E., Ngnikam E., Djeuda Tchaphga H.B (2003), PDM en collaboration avec Pseau, *Comment aller plus loin dans le cas du Cameroun*, Programme gestion durable des déchets et de l'assainissement urbain, 88 pp.

Themudskipper, World Wide Web electronic publication, <http://www.themudskipper.org/>, consulté en 2007.

Transport Québec (2007), <http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/accueil/publications>, consulté en 2007.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), *A handbook of constructed wetlands a guide to creating wetlands for: agricultural, wastewater domestic, wastewater coal mine drainage stormwater in the Mid-Atlantic Region*, Volume 1, general considerations, 53 pp.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (1988), *Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment*, 92 pp.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (1993) *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, a Technology Assessment*, 87 pp.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (1993), *natural wetlands and urban stormwater: potential impacts and management*, 84 pp.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (2000), *Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*, 166 pp.

U.S. Fish and Wildlife Service, *Conserving the Nature of America*, www.fws.gov, consulté en 2007.

Van Coillie, R. (1989), *L'écotoxicologie au Centre Saint-Laurent*, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Canada, dossier 4132-0, 42 pp.

Water Pollution Control Federation (WPCF) (1990), *Manual of Practice*, FD-16, Chapter 9. Alexandria, VA.

AUTRES SOURCES UTILES

Alternatives, des jardins sur les toits, de nouveaux espaces pour la communauté, <http://francais.rooftopgardens.ca/?q=tour/2>, consulté en 2005.

Andersson, E., www.eveandersson.com, consulté en 2007.

Association des biologistes du Québec (1999), *Gestion de l'eau au Québec*, mémoire présenté au bureau des Audiences Publiques sur l'Environnement, Commission sur la Gestion de l'Eau, Audiences de la région de Montréal, 22 pp.

Brisson, J. (2007), *communication lors d'une rencontre*, Département des sciences biologiques, Université de Montréal.

Chazarenc, F. (2006), *Les plantes au service de l'homme: le traitement des eaux usées avec des macrophytes*, Conférence présenté à l'Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRBV), Université de Montréal.

Colby College, www.colby.edu, consulté en 2007.

College of agriculture and life science, Arizona, www.ag.arizona.edu, consulté en 2007.

Collie Pty Ltd, *VicUrban*, Australian Institute of Landscape Architects, *9th annual Victorian state awards Principal*, www.crowtherblayne.com.au, consulté en 2006, 20 p.

Couillard Y. (2006), *Toxicologie de l'Environnement (TXL 6014)*, *communication dans un cours*, Département des sciences biologiques, Université de Montréal.

Évasion SBM, www.evasions-sbm.qc.ca, consulté en 2006.

HarvestH₂O.com, *the online rainwater harvesting community*, www.harvesth2o.com, consulté en 2007.

Hydro-Québec, www.hydroquebec.com, consulté en 2007.

Institute of Botany of the Academy of Sciences of the Czech Republic, www.ibot.cas.cz, consulté en 2006.

Kirby, J. (2006), *Canards Illimités*, la Société de Conservation, www.canardquebec.ca, consulté en 2007.

Labrecque M. (2007), *Information diffusée lors du colloque sur la phyto-ingénierie du Québec*, Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRBV), Université de Montréal.

Mildred E.M. Botanical Garden, www.botgard.ucla.edu, consulté en 2007.

Nassauer, J.I. (1990), *Statements at the closing session of the first international conference Cultural Aspects of Landscape*. Cultural Aspects of Landscape, Pudoc, Wageningen.

Nguendo-Yongsi B. (2005), *Territoire et développement durable (Géo 6295), communication dans un cours*, Département de géographie, Université de Montréal

Palouse-Clearwater Environmental Institute (PCEI) Watersheds Program, *Wetland Project*, Moscow, <http://www.pcei.org/water/project.htm?pid=13>, <http://www.pcei.org>, consulté en 2007.

Pomerleau, www.pomerleau.ca/construction-entrepreneur/index.cfm, consulté en 2007

Ponds Hobbyists and Ponds Meetups, www.ponds.meetup.com, consulté en 2007.

Radio-Canada : *La mort au bout du robinet, désastres tragiques*, http://archives.radio-canada.ca/IDCC-0-13-1670_11504/desastres_tragedies/walkerton_eau_contaminee/, consulté en 2006.

Regroupement des Associations pour la protection de l'environnement des lacs et des cours d'eau de l'Estrie et du Haut Bassin de la rivière Saint-François (RAPPEL), www.rappel.qc.ca, consulté en 2007.

School of Forest Resource and Conservation, www.sfrc.ufl.edu, consulté en 2006.

Seidl M. et Mouchel J.M. (2003), *Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement Bilan et enseignements pour une intégration socio-économique viable*, Programme « Gestion durable des déchets et de l'assainissement urbain » Action A10 Rapport final, Centre d'Enseignement et de Recherche Eau Ville Environnement, centre conjoint de l'ENGREF, de l'ENPC et de l'UPVM, 43 pp.

Station de Curienne, France, <http://www.curienne.com/rubriques/station/principe.php3>, consulté en 2006.

Superconducteurs, superconductors.free.fr/table_elements.php, consulté en 2007.

Tout sur les plantes, <http://toutsurlesplantes.objectis.net/>, consulté en 2007.

University of Georgia, www.pubs.caes.uga.edu, consulté en 2007.

University of Idaho, www.class.uidaho.edu, consulté en 2006.

Université Maastricht, www.popgen.unimaas.nl, consulté en 2007.

Van Coillie, R. (2006), *Toxicologie de l'Environnement* (TXL 6014), *communication dans un cours*, Département des sciences biologiques, Université de Montréal.

Vertigo, la revue électronique en sciences de l'environnement, www.vertigo.uqam.ca, UQAM, consulté en 2007.

Williams, R.F., Asselin, V., Ackaoui et associés inc., www.waa-ap.com, consulté en 2005.

Williams, R.F. (2007), *communication lors d'une rencontre*, École d'architecture de paysage, Université de Montréal.

Wetland Solutions, Consultancy and Project Management for Land Development and Restoration, www.wetland.co.nz, consulté en 2007.

INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES

Livres

Forman, R.T.T., Godron, M. (1986), *Landscape ecology*, John Wiley, New York, Toronto, 619 pp.

Forman, R.T.T., Olson J.D. (1996), *Landscape ecology principles in landscape architecture and land use planning*, Harvard University Graduate School of Design; Washington, DC: Island Press, 80 pp.

Forstner, U., Wittmann, G.T.W. (1981), *Metal pollution in the aquatic environment*, Springer-Verlag, Berlin, New York, 486 pp.

Jianguo, L., William, W.T. (2002), *Integrating Landscape ecology into natural resource management*, Cambridge University Press, Studies in landscape ecology, UK, 480 pp.

Johnson, B.R., Hill, K., (2002), *Ecology and design, Frameworks for learning*, Island Press, Washington D.C., 530 pp.

Lydolph, P.E. (1985), *Weather and Climate*, Rowman & Allanheld Publishers, USA, 216 pp.

McHarg, I.L. (1971), *Design with Nature*, Natural History Press, 197 pp.

Naveh, Z., Lieberman, A. S. (1994), *Landscape ecology: theory and application*, 2^e édition, Springer-Verlag, New York, 356 pp.

Odum H.T. (2000), *Heavy metals in the environment, using wetlands for their removal*, Boca Raton, Lewis Publishers, 326 pp

Payette, S. Rocherfort, L., (2001), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, Les Presses de l'Université Laval, Ste-Foy, Québec, 621 pp.

Raven, P.H., Evert, R.F., Eichhorn, S.E. (1992), *Biology of plants*, Fifth Edition, Worth Publishers, USA, 791 pp.

Todd, J., Todd, N. (1994), *From Eco-Cities to Living Machines, Principles of Ecological*, Berkeley, Californie, North Atlantic Books, 197 pp.

Périodiques

Astebol, S.O., Hvitved-Jabobsen T., Simonsen, O. (2004), *Sustainable stormwater management at Fornebu – from an airport to an industrial and residential area of the city of Oslo, Norway*, Science of the Total Environment 334-335, 239-249.

Bulc, T.G. (2006), *Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment*, Ecological Engineering, Article in Press.

Carleton, J.N., Grizzard, T.J., Godrej, A.N., Post, H.E. (2001), *Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands*, Water Research 35 (6): 1552-1562.

Galvão, J. Matos, J. Rodrigues, P. Heath, (2005), *Sustainable sewage solutions for small agglomerations*, Water Science & Technology © IWA Publishing 52 (12): 25–32.

Miretzky, P., Saralegui, A., Fernandez, C. (2004), *Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals*, Buenos Aires, Argentina, Chemosphere 57 (8): 997-1005.

Peverly, J.H., Surface J.M., Wang, T. (1995), *Growth and trace metal absorption by Phragmites australis in wetlands constructed for landfill leachate*, Ecological Engineering 5: 21-35.

Samecka-Cymerman, A., Stepien, D., Kempers, A.J. (2004), *Efficiency in removing pollutants by constructed wetland purification systems in Poland*, Journal of Toxicology and Environment Health, Part A, 67: 265-275.

Walker, D.J., Hurl, S. (2002), *The reduction of heavy metals in stormwater wetlands*, Ecological Engineering 18: 407-414.

Wong, T.H.F., Geiger, W.F. (1997), *Adaptation of wastewater surface flow wetland formulae for application in constructed stormwater wetlands*, Ecological Engineering 9: 187-202.

Autres

Météo média, www.meteomedia.com, consulté en 2006.

Williams, R.F., Asselin, V., Ackaoui et BGH Planning Inc. (1989), *Parc-plage, Ile Notre-Dame, Étude de faisabilité et avant projet*, Montréal, 84 pp.

ANNEXE 1

Une comparaison entre les concentrations moyennes de contaminants retrouvées dans le ruissellement urbain, les eaux usées domestiques et l'eau de pluie.

	Drainage urbain	Eaux domestiques	Pluie
MES	227	200	13
DCO	111	350	16
DBO	17	200	N/A
TN	3,1	40	1,3
TP (phosphate)	0,36	10	0,08

Source de données: Laws, 2000

ANNEXE 2

Les paramètres concernant les substances inorganiques et organiques dans la réglementation sur la qualité de l'eau potable de 2006 au Québec.

1. Paramètres concernant les substances inorganiques.

Substances inorganiques	Concentration maximale (mg/l)
Antimoine	0,006
Arsenic (As)	0,025
Baryum (Ba)	1
Bore (B)	5
Bromates	0,010
Cadmium (Cd)	0,005
Chloramines	3
Chlore résiduel libre	0,3* (sortie du traitement)
Chrome total (Cr)	0,05
Cuivre (Cu)	1
Cyanures (CN)	0,2
Fluorures (F)	1,5
Nitrates + nitrites (exprimés en N)	10
Mercure (Hg)	0,001
pH	Entre 6,5 et 8,5 unités
Plomb (Pb)	0,01
Sélénium (Se)	0,01
Turbidité	5 UTN
Uranium (U)	0,02

* Ceci est une valeur minimale.

Source : MENVIQ, 2005

ANNEXE 2 (SUITE)

2. Paramètres concernant les substances organiques.

Pesticides	Concentration maximale (µg/l)
Atrazine et ses métabolites	5
Azinphos-méthyle	20
Bromoxynil	5
Carbaryl	90
Carbofurane	90
Chlorpyrifos	90
Cyanazine	10
Diazinon	20
Dicamba	120
Dichloro-2,4-phénoxyacétique, acide(2,4-D)	100
Diméthoate	20
Diquat	70
Diuron	150
Glyphosate	280
Malathion	190
Méthoxychlore	900
Métolachlore	50
Métribuzine	80
Paraquat (en dichlorures)	10
Parathion	50
Phorate	2
Piclorame	190
Simazine	10
Terbufos	1
Trifluraline	45

Source : MENVIQ, 2005

ANNEXE 2 (SUITE)

Autres substances organiques	Concentration maximale (µg/l)
Benzène	5
Benzo (a) pyrène	0,01
Chlorure de vinyle	2
Dichloro-1,1-éthylène	14
Dichloro-1,2 benzène	200
Dichloro-1,4 benzène	5
Dichloro-1,2 éthane	5
Dichlorométhane	50
Dichloro-2,4 phénol	900
Monochlorobenzène	80
Pentachlorophénol	60
Tétrachloroéthylène	30
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	100
Tétrachlorure de carbone	5
Trichloro-2,4,6 phénol	5
Trichloroéthylène	50
Trihalométhanés totaux	80 (Concentration moyenne maximale calculée sur quatre trimestres consécutifs)

Source : MENVIQ, 2005

ANNEXE 3

Les concentrations typiques de contaminants et l'efficacité du rendement épuratoire des marais artificiels pour trois types d'eaux usées.

Polluant	Municipal Wastewater		Metal Mine Drainage		RCRA/CERCLA Hazardous Waste Landfill Leachate	
	Influent Concentration _a	Removal Efficiency _a	Influent Concentration _b (net acid drainage)	Removal Efficiency _b	Influent Concentration _c	Removal Efficiency _c
Fe	-	-	10 - 1000 mg/l	80 - 90+%	51 mg/l	98%
Al	-	-	1 - 100 mg/l	90+%	-	-
Cd	10 µg/l	50 - 60%	50 - 1000 µg/l	75 - 90+%	-	-
Cu	50 µg/l	50 - 60%	1 - 100 mg/l	80 - 90+%	30 µg/l	89%
Mn			2 - 25 mg/l		-	-
Ni	-	-	-	-	65 µg/l	82%
Pb	50 µg/l	50 - 60%	0.5 - 10 mg/l	80 - 90+%	13 µg/l	100%
Zn	300 µg/l	50 - 60%	10 - 1000 mg/l	75 - 90+%	-	-
BOD	20 - 100 mg/l	67 - 80%	-	-	70 mg/l	95%
Suspended Solids	30 mg/l	67 - 80%	-	-	-	-
Ammonia Nitrogen	15 mg/l	62 - 84%	-	-	230 mg/l	91%
Total Nitrogen	20 mg/l	69 - 76%	-	-	-	-
Total Phosphoru s	4 mg/l	48%	-	-	1.9 mg/l	99%
Sulfate	-	-	1,000 - 10,000 mg/l	10 - 30%		

a Source: Kadlec and Knight 1996

b Source: ITRC 2003

c Mulamootil et al. 1999

Source : Halverson, 2004

ANNEXE 4

Les mécanismes d'élimination des métaux dans des systèmes de marais de traitement.

Metal	Removal mechanism	Removal %	Case study	References
Cd	<ul style="list-style-type: none"> • Formation of insoluble sulfides • Filtration of solids and colloids 	98.7	Constructed meadow/marsh/pond, Brookhaven, NY	Hendrey et al. 1979
		75	Bulrushes in gravel	Sinicrope et al. 1992
		79	SSF wetlands	
		99.7	SF cattail	Noller et al. 1994
Cr	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction to nonmobile form by bacterial activity 	87.5	Constructed meadow/marsh/pond, Brookhaven, NY	Hendrey et al. 1979
		40	Freshwater marsh receiving urban storm water, Orlando, FL	Schiffer 1989
		84	Bulrushes in gravel	Sinicrope et al. 1992
		68	SSF wetland	
		>65	SRS A-01: retention basin, bulrush SF Cells, hydrosols amended w/ gypsum	
Cu	<ul style="list-style-type: none"> • Sorption onto organic matter • Formation of insoluble sulfides • Binding to iron and manganese oxides • Reduction to nonmobile form by bacterial activity 	96	Constructed meadow/marsh/pond, Brookhaven, NY	Hendrey et al. 1979
		87.5	Freshwater marsh receiving urban storm water, Orlando, FL	Schiffer 1989
		70.1	Carolina bay receiving municipal effluent, Myrtle Beach, SC	CH2M Hill 1992
		88	SSF Wetland	Sinicrope et al. 1992
		36	Typha SF	
		78 - 83	SRS A-01: retention basin, bulrush SF Cells, hydrosols amended w/ gypsum	Knox et al. 2004
Fe	<ul style="list-style-type: none"> • Oxidation and hydrolysis • Formation of carbonates • Binding to iron and manganese oxides 	66.7	Constructed meadow/marsh/pond, Brookhaven, NY	Hendrey et al. 1979
		58.2	Average for 137 acid mine drainage constructed wetlands	Wieder 1989
		98	Acid mine drainage wetland, KY (Fabius IMPI)	Edwards 1993
		97	Acid mine drainage wetland, KY (Widows Creek)	
		9	Natural wetland, TN	
Pb	<ul style="list-style-type: none"> • Formation of insoluble sulfides • Filtration of solids and colloids • Binding to iron and manganese oxides 	83.3	Freshwater marsh receiving urban storm water, Orlando, FL	Schiffer 1989
		26	Acid mine drainage wetland, KY (Widows Creek)	Edwards 1993
		86	Bulrushes in gravel	Sinicrope et al. 1992
		80	SSF Wetland	
		98	Typha SF	Noller et al. 1994
		94	Typha/Melaleuca SF	
77 - 87	SRS A-01: retention basin, bulrush SF Cells, hydrosols amended w/ gypsum	Knox et al. 2004		

Source : Halverson, 2004

ANNEXE 4 (SUITE)

Metal	Removal mechanism	Removal %	Case study	References
Mn	<ul style="list-style-type: none"> • Oxidation and hydrolysis • Formation of carbonates • Binding to iron and manganese oxides 	43	Constructed meadow/marsh/pond, Brookhaven, NY	Hendrey et al. 1979
		79	Acid mine drainage wetland, KY (Fabius IMP1)	Edwards 1993
		47	Acid mine drainage wetland, KY (Widows Creek)	
		40	Natural wetland, TN	
		98	Typha SF	Noller et al. 1994
		75	Typha/Melaleuca SF	
Hg	<ul style="list-style-type: none"> • Sorption to organics/silts • Possible immobilization as sulfides 	85 (whole system) 75 (wetlands)	SRS A-01: retention basin, bulrush SF Cells, hydrosols amended w/ gypsum	Nelson et al. 2002 Gladden et al. 2003
Ni	<ul style="list-style-type: none"> • Sorption onto organic matter • Formation of carbonates • Binding to iron and manganese oxides 	70.7	Constructed meadow/marsh/pond, Brookhaven, NY	Hendrey et al. 1979
		25	Freshwater marsh receiving urban storm water, Orlando, FL	Schiffer 1989
		46	Carolina bay receiving municipal effluent, Myrtle Beach, SC	CH2M Hill 1992
		28	Carolina bay receiving municipal effluent, Conway, SC	CH2M Hill 1991
		63	Bulrushes in gravel	Sinicrope et al. 1992
		49	SSF Wetland	
		90	Typha/Melaleuca SF	Noller et al. 1994
Ag	<ul style="list-style-type: none"> • Formation of insoluble sulfides • Filtration of solids and colloids 	75.9	Cypress-gum swamp receiving municipal effluent, Conway, SC	CH2M Hill 1991
Zn	<ul style="list-style-type: none"> • Formation of insoluble sulfides • Filtration of solids and colloids • Binding to iron and manganese oxides 	89.5	Constructed meadow/marsh/pond, Brookhaven, NY	Hendrey et al. 1979
		66.7	Freshwater marsh receiving urban storm water, Orlando, FL	Schiffer 1989
		73	Carolina bay receiving municipal effluent, Myrtle Beach, SC	CH2M Hill 1992
		66	Carolina bay receiving municipal effluent, Conway, SC	CH2M Hill 1991
		33	Acid mine drainage wetland, KY (Widows Creek)	Edwards, 1993
		79	Bulrushes in gravel	Sinicrope et al. 1992
		71	SSF wetland	
		96 - 98	Typha/Melaleuca SF	Noller et al. 1994
		54-68	SRS A-01: retention basin, bulrush SF Cells, hydrosols amended w/ gypsum	Knox et al. 2004

Adapted from ITRC 2003

Source : Halverson, 2004

ANNEXE 5

L'élimination du cuivre, du zinc et du plomb dans les marais artificiel sous surfacique (SSF).

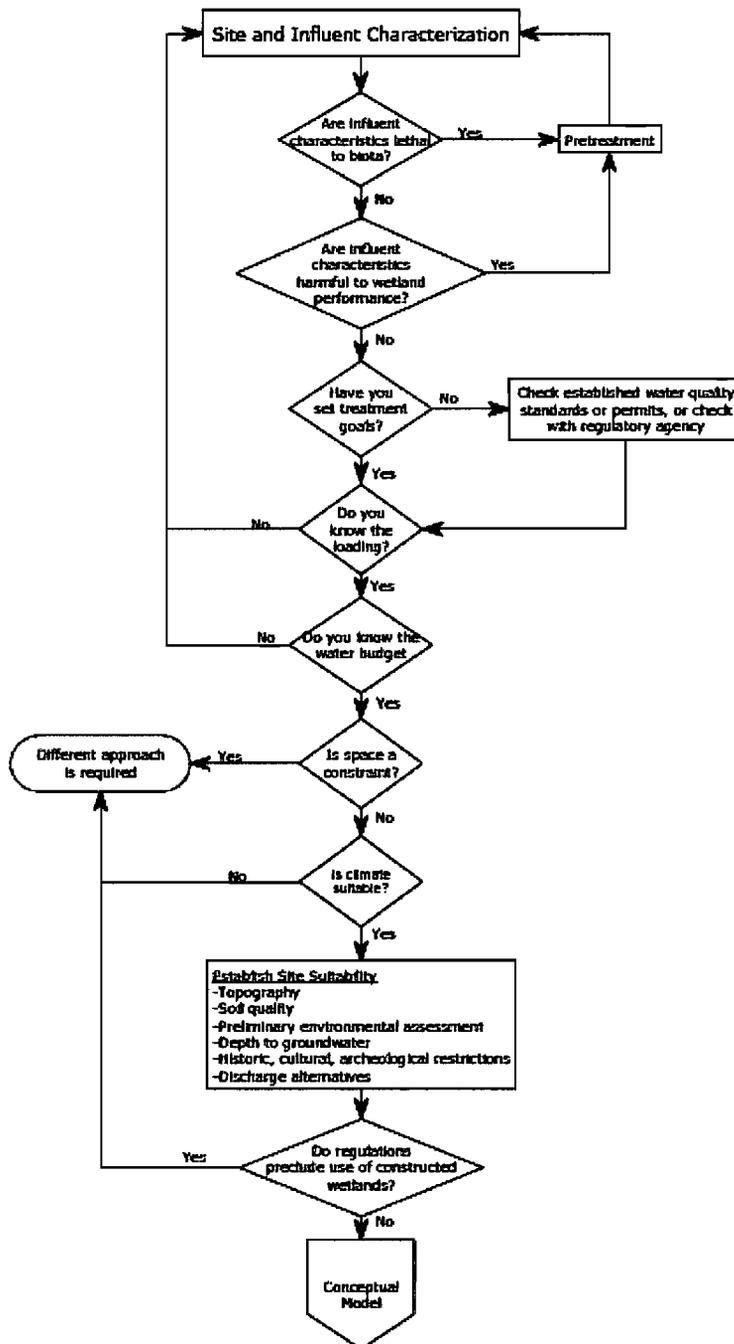
Site	Type of wetland	Contaminant	Influent Concentration	Effluent Concentration	Removal Efficiency
Burleigh Tunnel, Silver Plume, Colorado ^a	Upflow SSF Downflow SSF	Zn	-	-	70-77% >90%
Bioreactor System at West Fork Mine, Missouri ^a	SSF followed by aeration pond	Pb	0.4 - 0.6 mg/l	0.027 - 0.050 mg/l	>91%
Lab-scale system ^b	SSF	Cu	1 - 20 mg/l	-	82%-92%
		Pb	1 - 20 mg/l		76% - 95%
		Zn	1 - 20 mg/l		83% - 90%
Lab-scale system ^c	Vertical-flow SSF	Pb	1.30 & 2.99 mg/l	-	>96% - 100%
		Cu	0.99 & 1.93 mg/l		>83% - <94%
Tennessee Copper Basin, Glenn Springs Holdings, Inc. ^d	SSF	Cu	0.33 - 0.43 mg/l	<0.025 mg/l	>92%
		Zn	1-2 mg/l	0.02 mg/l	85%
UK ^e	SSF	Cu	-	-	67.3
		Cr			69.8
		Ni			87
		Zn			60.6

Sources: a Lorion 2001
b Mungur et al. 1997
c Scholz 2003
d Faulkner and Miller 2003
e Shutes et al. 2001

Source : Halverson, 2004

ANNEXE 6

Schéma décisionnel pour la sélection du site lors de l'élaboration d'un projet de marais artificiel.



Adapted from ITRC 2003

Source : Halverson, 2004

ANNEXE 7

Le coefficient « C » recommandé pour la formule rationnelle utilisée pour calculer le temps de concentration des eaux de ruissellement.

Surface	C values		
	Min.	Max.	
Street, asphalt	0.70	0.95	
Street, concrete	0.80	0.95	
Drives and walks	0.75	0.85	
Roofs	0.75	0.95	
Pervious areas, A soils* 0-1% slopes	0.04	0.09	
	2-6% slopes	0.09	0.13
	steep slopes	0.13	0.18
Pervious areas, B soils* 0-1% slopes	0.07	0.12	
	2-6% slopes	0.12	0.17
	steep slopes	0.18	0.24
Pervious areas, C soils* 0-1% slopes	0.11	0.16	
	2-6% slopes	0.16	0.21
	steep slopes	0.23	0.31
Pervious areas, D soils* 0-1% slopes	0.15	0.20	
	2-6% slopes	0.20	0.25
	steep slopes	0.28	0.38
Composite values			
Residential	single-family detached	0.30	0.50
	multi-units, detached	0.40	0.60
	multi-units, attached	0.60	0.75
	suburban lots, < .2 ha (0.5 acre)	0.25	0.40
	suburban lots, ≥ .2 ha (0.5 acre)	0.30	0.45
Apartment dwelling areas	0.50	0.70	
Industrial	light areas	0.50	0.80
	heavy areas	0.60	0.90
Parks and cemeteries	0.10	0.25	
Playgrounds	0.20	0.40	
Railroad yard areas	0.20	0.40	
Unimproved areas	pasture (flat-steep)	0.10	0.42
	cultivated (flat-steep)	0.31	0.44

**Use minimum value for dense, layered woods; maximum value for good grass; soils refer to SCS hydrologic groups*

Source : Harris et al. 1998

ANNEXE 8

Les contaminants retrouvés dans la composition typique des eaux usées municipales et le pourcentage d'élimination de la charge polluante à divers niveaux de traitement.

Constituent	Raw Wastewater (mg/L)		Percent Removal		Secondary Effluent (mg/L)	
	Typical	Range	Primary	Secondary	Typical	Range
BOD ₅	220	110-400	0-45	65-95	20	10-45
COD	500	250-1000	0-40	60-85	75	35-75
TSS	220	100-350	0-65	60-90	30	15-60
VSS	165	80-275	—	—	—	—
NH ₄ -N	25	12-50	0-20	8-15	10	<1-20
NO ₃ + NO ₂ -N	0	0	—	—	6	<1-20
Org-N	15	8-35	0-20	15-50	4	2-6
TKN	40	20-85	0-20	20-60	14	10-20
Total N	40	20-85	5-10	10-20	20	10-30
Inorg P	5	4-15	—	—	4	2-8
Org P	3	2-5	—	—	2	0-4
Total P	8	6-20	0-30	10-20	6	4-8
Arsenic	0.007	0.002-0.02	34	28	0.002	—
Cadmium	0.008	<0.005-0.02	38	33-54	0.01	<0.005-6.4
Chromium	0.2	<0.05-3.6	44	58-74	0.09	<0.05-6.8
Copper	0.1	<0.02-0.4	49	28-76	0.05	<0.02-5.9
Iron	0.9	0.10-1.9	43	47-72	0.36	0.10-4.3
Lead	0.1	<0.02-0.2	52	44-69	0.05	<0.02-6.0
Manganese	0.14	0-0.3	20	13-33	0.06	—
Mercury	0.001	<0.0001-0.0045	11	13-83	0.001	<0.0001-0.125
Nickel	0.2	—	—	33	0.02	<0.02-5.4
Silver	0.022	0.004-0.044	55	79	0.002	—
Zinc	1.0	—	36	47-50	0.15	<0.02-20

Note: Partially adapted from WPCF, 1983; Metcalf and Eddy, 1991; Richardson and Nichols, 1985; Krishnan and Smith, 1987; and Williams 1982.

ANNEXE 8 (SUITE)

Les contaminants retrouvés dans la composition typique de diverses eaux usées d'origine industrielle.

Constituent	Units	Pulp and Paper ^a	Lanfill Leachate ^b	Man Coal	Coal Refinery ^c	Petroleum Refinery ^d	Electroplating ^e	Superphosphate Fertilizer ^f	Paint Production ^g	Textile Mill ^h	Starch Production ⁱ	Brewery ^j
BOD ₅	mg/L	100-400	42-10,000	—	10-800	—	—	150	—	75-8,500	1,500-4,000	1,500-3,000
CO ₂	mg/L	600-1,000	40-80,000	—	50-800	—	—	18,000	—	220-51,500	1,500-10,000	800-1,400
TSS	mg/L	500-1,200	100-700	—	10-800	—	—	—	—	25-24,500	100-800	100-500
VSS	mg/L	100-250	80-280	—	—	—	—	16,000	—	100-400	—	50-800
TDS	mg/L	—	—	—	1,500-3,000	—	—	—	—	500-3,000	—	50-500
NH ₄ -N	mg/L	—	0.01-1,000	—	0.05-300	—	—	10	—	—	10-100	—
TN	mg/L	—	70-1,800	—	—	—	—	80	—	10-50	150-500	25-45
TP	mg/L	—	<0.01-2.7	—	—	—	—	800	—	—	—	—
pH	Units	6-8	3-7.9	2.1-8.9	3-5.5	8.5-9.5	4-10.5	8-9	6.9	6-12	3.5-8	5-7
Sulfates/sulfides	mg/L	—	10-860	20-4,000	ND-400	—	30-120	—	—	—	—	—
Specific conductance	µmhos/cm	—	1,200-16,000	—	—	—	—	—	—	—	—	—
TOC	mg/L	—	11-4,700	—	10-500	—	—	—	—	—	—	—
Aluminum	mg/L	—	0.5	18-100	50	—	—	—	—	—	—	—
Arsenic	mg/L	—	0.011-10,000	<0.001-7	—	—	—	—	—	—	—	—
Barium	mg/L	—	0.1-2,000	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Berium	µg/L	—	5-8,200	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Cadmium	mg/L	—	0.001-208	<0.01-3	—	—	10,000-50,000	—	—	—	—	—
Chromium	mg/L	—	0.08-878	0.5-700	ND-3	—	10-120	—	—	—	—	—
Iron	mg/L	—	0.09-878	0.5-700	50-300	—	2-40	—	—	—	—	—
Lead	µg/L	—	1-19,000	<0.01-0.5	—	—	—	—	—	—	—	—
Manganese	mg/L	—	0.01-250	1.0-120	20-300	—	—	—	—	—	—	—
Selenium	µg/L	—	3-580	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Silver	µg/L	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Oil and grease	mg/L	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Phenols	mg/L	—	<0.005-17	—	—	10-700	—	—	—	—	—	—
Creosols	mg/L	—	—	—	0.5-100	—	—	—	—	—	—	—

Note: ND = Not Detected.

^aJorgensen, 1979.

^bStaubitz et al., 1989; Lama et al., 1988; Bolton and Evers, 1991.

^cWideman and Laudon, 1989.

^dGite and Kleinman, 1986.

^eAdams et al., 1981b; ANL, 1990.

^fCECA, 1983.

ANNEXE 8 (SUITE)

La charge hydraulique et les contaminants retrouvés dans la composition typique de diverses sources de ruissellement.

Constituent	Urban Runoff		Industrial Runoff		Residential/Commercial Runoff		Agricultural		Undeveloped	
	Concentration (mg/L)	Load (kg/ha/yr)	Concentration (mg/L)	Load (kg/ha/yr)	Concentration (mg/L)	Load (kg/ha/yr)	Concentration (mg/L)	Load (kg/ha/yr)	Concentration (mg/L)	Load (kg/ha/yr)
BOD ₅	20 (7-56)	90	9.6	94-98	3.6-20	31.29-136.2	3.8	11.59	1.45	1.12-2.351
COD	75 (20-275)	—	—	—	—	—	—	—	—	—
TSS	160 (20-580)	390	63.8	672-964.5	19-140	64.28-797	65.3	24.14	11.1	11.2-18.73
VSS	89 (35-122)	—	—	—	—	—	—	—	—	—
NH ₄ -N	0.582	—	—	—	—	—	0.33-0.48	—	—	—
NO ₃ -N	1.4 (0.57-4.2)	—	—	—	—	—	2.18-2.27	—	—	—
TN	2.0 (0.7-6.9)	11.2	1.79	7.8-18.05	1.1-2.8	9.144-32.18	2.32	10.81	1.25	0.22-2.304
Ortho-P	0.12	—	0.19	1.221	0.05-0.40	0.568-3.302	0.13-0.227	0.642	0.004	0.008
TP	0.38 (0.02-4.3)	3.4	0.31	2.2-3.181	0.14-0.51	1.412-4.85	0.344	1.362	0.053	0.04-0.130
Copper	0.05 (0.01-0.40)	0.049	—	0.077	—	0.045	—	—	—	0.007
Lead	0.18 (0.01-1.20)	0.174	0.202	0.289-2.063	0.006-0.214	0.157-2.431	—	—	—	0.022
Zinc	0.20 (0.01-2.9)	0.830	0.28	0.98-1.240	0.046-0.170	0.218-1.88	—	—	—	0.081
Chromium	—	—	—	0.044	—	0.026	—	—	—	0.003
Cadmium	0.0015	0.16	—	0.029	—	0.013	—	—	—	0.002
Iron	8.7	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Mercury	0.00005	0.043	—	0.085	—	0.039	—	—	—	0.008
Nickel	0.022	0.032	—	0.030	—	0.029	—	—	—	0.004
Cyanides	0.0025	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Total phenols	0.0137	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Oil and grease	2.8	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Note: Data from Darnes and Moore, 1990; U.S. EPA, 1983d; Marsalek and Schroeder, 1989; Bastian, 1986; Lager et al., 1977; Marsalek, 1980; Driscoll, 1986; Shelley and Gathbury, 1988; and Novotny, 1992.

ANNEXE 9

Les plantes émergentes retrouvées dans les marais artificiels et certaines caractéristiques.

<u>Recommended Species</u>	<u>Maximum Water Depth*</u>	<u>Notes</u>
Arrow arum <i>Peltandra virginica</i>	12 inches	Full sun to partial shade. High wildlife value. Foliage and rootstocks are not eaten by geese or muskrats. Slow grower. pH: 5.0-6.5.
Arrowhead/duck potato <i>Sagittaria latifolia</i>	12 inches	Aggressive colonizer. Mallards and muskrats can rapidly consume tubers. Loses much water through transpiration.
Common three-square bulrush <i>Scirpus pungens</i>	6 inches	Fast colonizer. Can tolerate periods of dryness. High metal removal. High waterfowl and songbird value.
Softstem bulrush <i>Scirpus validus</i>	12 inches	Aggressive colonizer. Full sun. High pollutant removal. Provides food and cover for many species of birds. pH: 6.5-8.5.
Blue flag iris <i>Iris versicolor</i>	3 - 6 inches	Attractive flowers. Can tolerate partial shade but requires full sun to flower. Prefers acidic soil. Tolerant of high nutrient levels.
Broad-leaved cattail** <i>Typha latifolia</i>	12-18 inches	Aggressive. Tubers eaten by muskrat and beaver. High pollutant treatment, pH: 3.0-8.5.
Narrow-leaved cattail** <i>Typha angustifolia</i>	12 inches	Aggressive. Tubers eaten by muskrat and beaver. Tolerates brackish water. pH : 3.7-8.5.
Reed canary grass <i>Phalaris arundinacea</i>	6 inches	Grows on exposed areas and in shallow water. Good ground cover for berms.
Lizard's tail <i>Saururus cernuus</i>	6 inches	Rapid grower. Shade tolerant. Low wildlife value except for wood ducks.
Pickeralweed <i>Pontedaria cordata</i>	12 inches	Full sun to partial shade. Moderate wildlife value. Nectar for butterflies. pH: 6.0-8.0.
Common reed** <i>Phragmites australis</i>	3 inches	Highly invasive; considered a pest species in many states. Poor wildlife value. pH: 3.7-8.0.

Source: US-EPA, 1993.

ANNEXE 9 (SUITE)

<u>Recommended Species</u>	<u>Maximum Water Depth*</u>	<u>Notes</u>
Soft rush <i>Juncus effusus</i>	3 inches	Tolerates wet or dry conditions. Food for birds. Often grows in tussocks or hummocks.
Spikerush <i>Eleocharis palustris</i>	3 inches	Tolerates partial shade.
Sedges <i>Carex</i> spp.	3 inches	Many wetland and several upland species. High wildlife value for waterfowl and songbirds.
Spatterdock <i>Nuphar luteum</i>	5 ft. 2 ft minimum	Tolerant of fluctuating water levels. Moderate food value for wildlife, high cover value. Tolerates acidic water (to pH 5.0).
Sweet flag <i>Acorus calamus</i>	3 inches	Produces distinctive flowers. Not a rapid colonizer. Tolerates acidic conditions. Tolerant of dry periods and partial shade. Low wildlife value.
Wild rice <i>Zizania aquatica</i>	12 inches	Requires full sun. High wildlife value (seeds, plant parts, and rootstocks are food for birds). Eaten by muskrats. Annual, nonpersistent. Does not reproduce vegetatively.

-
- . These depths can be tolerated, but plant growth and survival may decline under permanent inundation at these depths.
 - . **Not recommended for stormwater wetlands because they are highly invasive, but can be used in treatment wetlands if approved by regulatory agencies

Source : US EPA, 1993

ANNEXE 10

Une comparaison entre les prétraitements recommandés pour les différents types de marais artificiels et sources d'eaux usées.

Les types marais artificiels	Les prétraitements recommandés
Marais de surface	<u>Eaux usées municipales, agricoles et industrielles</u> : traitement secondaire ou tertiaire recommandé. <u>Drainage urbain</u> : bassin de rétention doté d'un déshuilage. <u>Ruissellement naturel</u> : aucun prétraitement recommandé.
Marais sous surfacique	<u>Eaux usées municipales, agricoles et industrielles</u> : traitement primaire ou secondaire recommandé (dégrillage et sédimentation). <u>Drainage urbain et ruissellement naturel</u> : système non recommandé en raison du débit intermittent.
Marais naturels (de pluie)	<u>Eaux usées municipales, agricoles et industrielles</u> : Traitement avancé recommandé (réduction de l'ammoniac, élimination du phosphore et des métaux si nécessaire). <u>Drainage urbain</u> : bassin de rétention avec déshuilage. <u>Ruissellement naturel</u> : filtre végétal, canalisation verte.

Source : Kadlec et al. 1996

ANNEXE 11

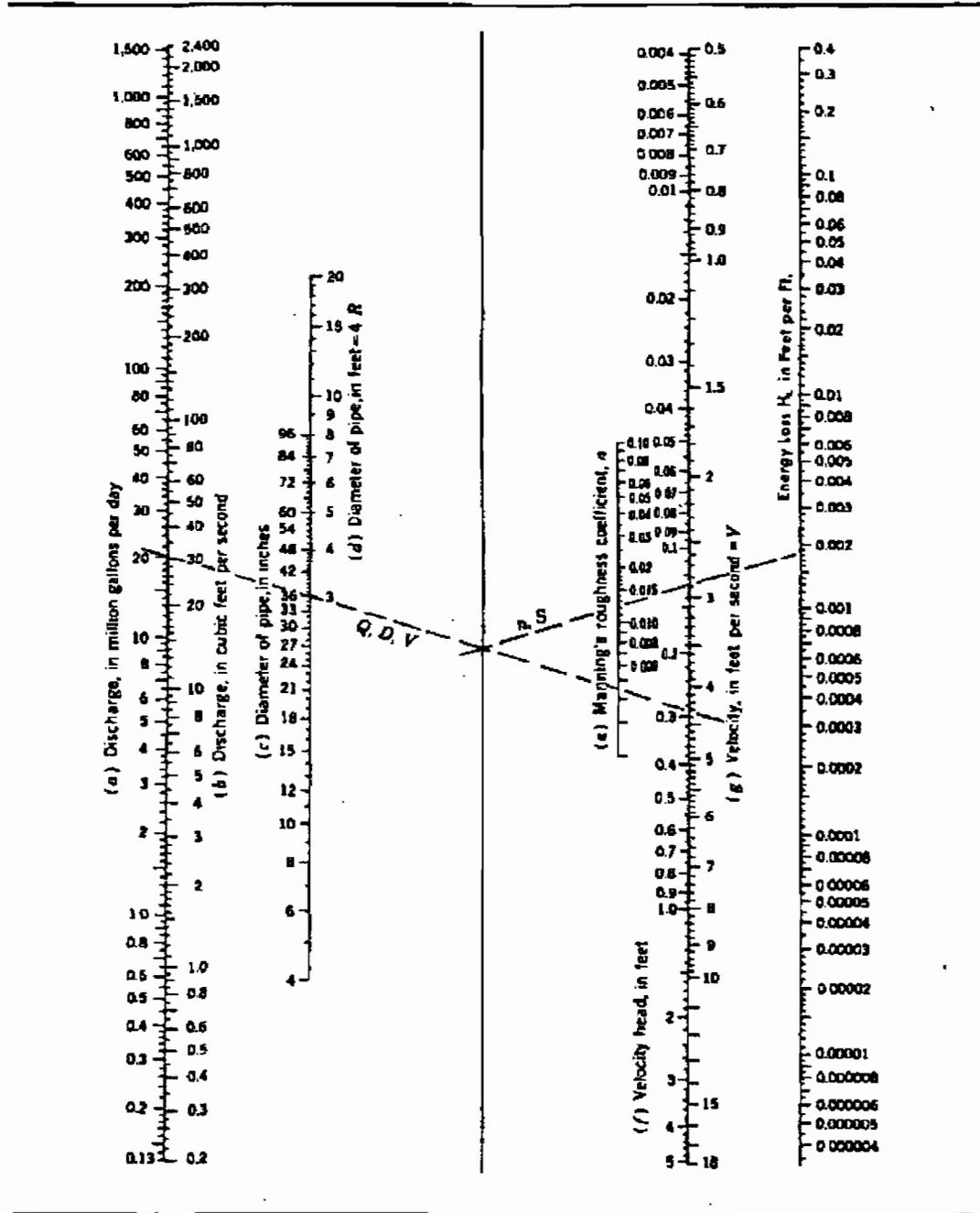
Les valeurs recommandées pour les coefficients de friction (n) selon Manning's.

Conveyance Type and Description	Minimum	Values of n Design	Maximum
Closed Conduits:			
Concrete pipe, (design = flowing full)	0.011	0.012	0.013
Standard corrugated metal, rnd. & pipe arch (design=flowing full, plain or fully coated)	0.018	0.024	0.024
Struc. plate (field bolted), corrugated metal, flowing full	0.030	0.030	0.033
Vitrified clay pipe	0.012	0.013	0.014
Plastic pipe, smooth wall		0.011	
Open channels, lined, straight alignment:			
Concrete, formed, no finish	0.013	0.013	0.017
Concrete, formed, trowel finish	0.012	0.012	0.014
Concrete, formed, float finish	0.013		0.015
Gravel bottom, sides formed concrete	0.017		0.020
Gravel bottom, sides random stone in mortar	0.020		0.023
Gravel bottom, sides dry rubble or rip-rap	0.023		0.033
Brick	0.014		0.017
Constructed channels & swales, maintained vegetation, flow 0.6-1.8 800 m/s (2-6 ft/sec):			
Depth of flow up to 200 mm (8 in):			
Bermuda grass, Kentucky Bluegrass, Buffalo grass:			
Mowed to 50-100 mm (2-4 in) [flows 100 mm (4 in)]			0.15
Grasses 50-100 mm (2-4 in) tall	0.03		0.15
Good stand, any grass: Height about 300 mm (12 in)	0.09		0.18
Height to about 600 mm (24 in)	0.15		0.30
Fair stand, any grass: Height about 300 mm (12 in)	0.08		0.14
Height to about 600 mm (24 in)	0.13		0.25
Depth of flow 200-450 mm (8-18 in):			
Bermuda grass, Kentucky Bluegrass, Buffalo grass:			
Mowed to 50 mm (2 in)	0.035		0.05
Grasses 100-150 mm (4-6 in) tall	0.04		0.06
Good stand, any grass: Height to about 300 mm (12 in)	0.07		0.12
Height to about 600 mm (24 in)	0.10		0.20
Fair stand, any grass: Height to about 300 mm (12 in)	0.06		0.10
Height to about 600 mm (24 in)	0.09		0.17
Streets and gutters: Concrete gutter, troweled finish		0.012	
Concrete gutter w/asphalt pavement, range smooth to rough		0.013-0.015	
Gutters w/flat slopes where sediment may accumulate. add to above.	0.002		
Asphalt pavement, range smooth to rough		0.013-0.016	
Concrete pavement, float finish		0.014	
Concrete pavement, broom finish		0.016	
Natural stream channels, surface width at bankfull flow less than 30 meters (100 ft):			
Fairly regular section:			
Some grass and weeds, little or no brush	0.030		0.035
Dense growth of weeds, flow depth well above weed height	0.035		0.05
Some weeds, light brush on banks	0.035		0.05
Some weeds, heavy brush on banks	0.05		0.07
Some weeds, dense willows on banks	0.06		0.08
For trees in channel, with some branches submerged at high flow, increase all of above values by		0.01-0.02	
For irregular sections, with pools, slight channel meander, increase all of above values by		0.01-0.02	
Mountain streams, no vegetation in channel, steep banks, trees and brush along banks submerged at high flow:			
Bottom of gravel, cobbles, few boulders		0.04-0.05	
Bottom of cobbles to large boulders		0.05-0.07	

Source : Harris et al. 1998

ANNEXE 12

Nomographe pour le diamètre des conduites fermées selon Manning's.



Source : Harris et al. 1998

ANNEXE 13

Tableau des valeurs recommandées pour la vitesse de diverses surfaces de conduites.

Surfaces des conduites	Vélocité maximale (pi/s)
Canaux gazonnés	4
Divers matériaux non nivelés	8
Matériaux divers nivelés + asphalte	15
Béton et roches solides	Aucune limite

Source : Munson, 1974

ANNEXE 14

L'aire minimale de la surface d'un bassin, calculée selon un pourcentage du bassin de drainage pour le contrôle des particules (en micron) à sédimenter en fonction du type de sol.

Occupation du sol	pour 5 microns	pour 20 microns
Aire pavée	3%	1,1%
Autoroutes (urbain)	2,8%	1%
Zones industrielles	2%	0,8%
Zones commerciales	1,7%	0,6%
Zones résidentielles	0,8%	0,3%
Aires ouvertes	0,6%	0,2%
Sites en construction	1,5%	0,5%

Source : Harris et al. 1998

ANNEXE 15

Quelques critères de base pour le design des marais artificiels de surface (SF) et sous surfaciques (SSF).

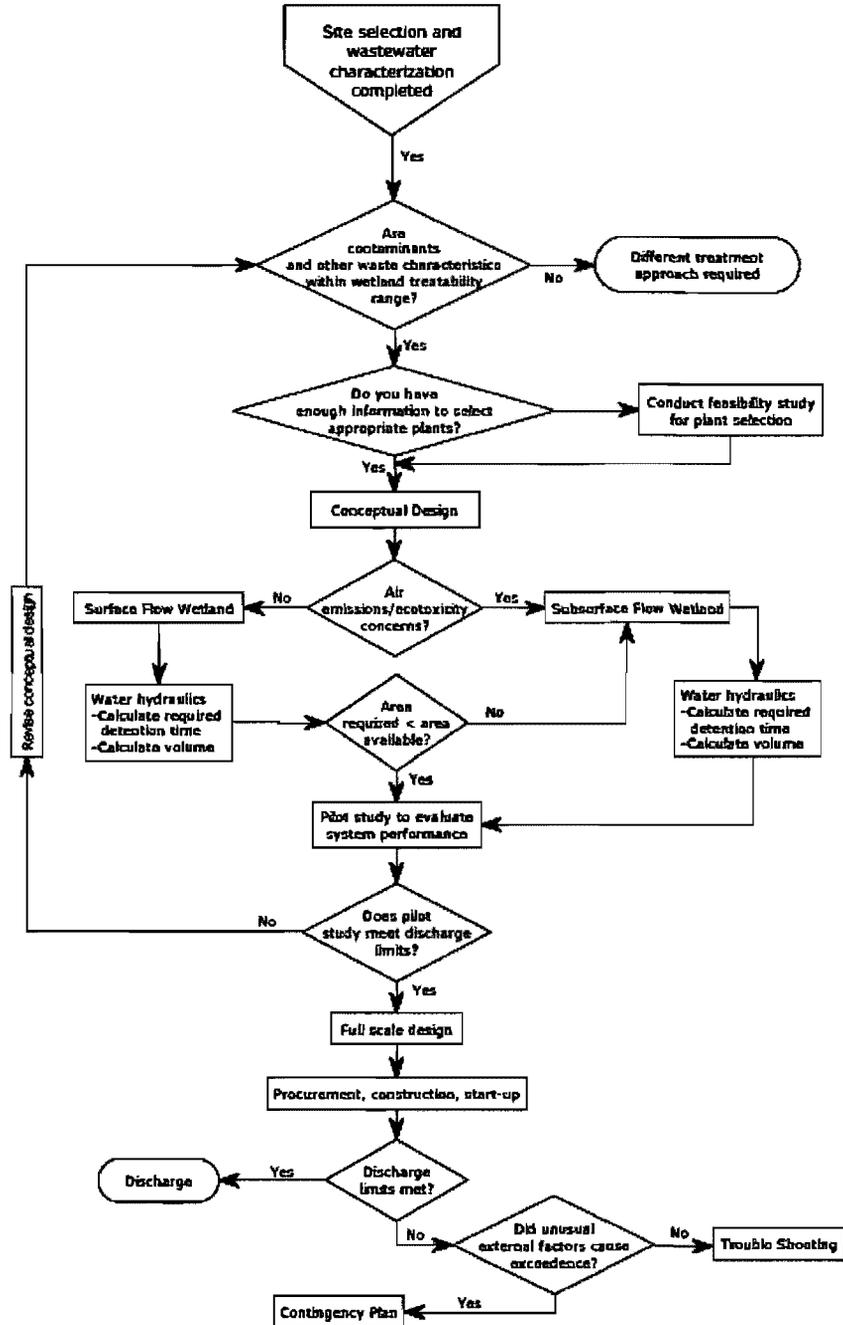
Criterion	Value range			
	Method or Source	ITRC (2003) and Tchobanoglous and Burton (1991)	WPCF (1990)	Wood (1995)
SSF WETLAND				
Hydraulic retention time (days)	4 - 15	NA	2-7	2-4
Hydraulic loading rate (cm day ⁻¹)	NA	2 - 20	0.2-3.0	8-30
Cell depth (cm)	49-79	NA	n.g.	30-60
Calculated areal requirement (acre/m ³ /day)	0.001 - 0.008	0.001 - 0.01	0.002 - 0.017	0.0008 - 0.003
SF WETLAND				
Hydraulic retention time (days)	4 - 15	NA	n.g.	7 - 10
Hydraulic loading rate (cm day ⁻¹)	NA	0.7 - 5	n.g.	1.5 - 6.5
Cell depth (cm)	9 - 60	NA	n.g.	15 - 45
Calculated areal requirement (acre/m ³ /day)	0.002 - 0.04	0.005 - 0.03	n.g.	0.004 - 0.02

NA not applicable
n.g. not given by the source

Source : Halverson, 2004

ANNEXE 16

Schéma décisionnel pour la réalisation du prototype.



Adapted from ITRC 2003

Source : Halverson, 2004

ANNEXE 17

Les calculs des systèmes proposés pour la petite collectivité de Poste du Huard

Système du parc *Ihtaawin*: eaux de ruissellement urbain

A. Description du site

1. Bassin de drainage considéré pour le drainage

- 56 485 m² ou 14 acres ou **5,7 ha**

2. Occupation du sol

- C total = **0,64** ; Résidentiel et commercial = 32% (C = 0.60 = 0,19); Forêt = 4% (C = 0.20 = 0,008); Espace libre 1- Sol compacte (70%) = 33% (C = 0.70 = 0,2296) 2- Gazon (30%) = 14% (C = 0.35 = 0,049); Asphalte = 17% (C = 0.95 = 0,15295)

3. Climat

- Précipitations annuelles 437,6 mm/an. On calcule seulement la pluie (référence : Time Saver, 2^e édition). Taux moyen annuel de pluie = 45 cm/365J = **0,12 cm/J**.
- Averse moyen (taux) = 437,6/91,53J de pluie > 2 mm = 4,8 mm
- Référence Schueler (1992) : 90% de 4,8mm = **4,3 mm**
- Fréquence de 10 ans pour les orages : 15mm/heure (Environnement Canada, 2006). Humidité relative entre 75-80%. Ruissellement = 0.64 x 0,12 = 0,0768 donc environ 0,077

B. Dimensions des systèmes

1. Canalisation

- Formule du temps de concentration : $Q=CIA$
 $Q = 0.64 \times 0,6 \times 14$
 $Q = 5,376 = \mathbf{5,4 cfs}$ + 33% du volume = 7,182 = **7,2 cfs**.
- Pente (0,2%), forme trapézoïdale 1C (Strom et al. 1993). Dimensions associées : Largeur : 2,4 m, Hauteur : 0,3 m, Largeur du fonds : 0,6 m, Longueur : Environ 35 m, Vitesse : 1,44 (maximum recommandée 4).

ANNEXE 17 (SUITE)

2. Bassin de rétention et de sédimentation

- Aire : 14 acres x 0,6/100 = 0,084 acres ou environ **340 m²** (Harris et al. 1988).

3. Marais de surface (ou de pluie)

- Volume de ruissellement : $0,64 \times 0,043 \times 56\,485 = 1\,554,47 = \mathbf{1\,555\ m^3}$.
- Profondeur du marais (m): 0,3 – 1,5 (zone sans végétation). Moyenne = **0,9 m**
- Aire du marais de pluie: $1\,555/0,9 = 1\,727,78 = \mathbf{1\,730\ m^2}$.
- WWAR : 1-5% (Schueler, 1992) : $100 \times (0,18/5,65) = \mathbf{3,2\%}$ du bassin de drainage.
- Débit annuel = $0,64 \times 0,45 \times 56\,485 = 16\,267,68 = 16\,270\ m^3$.
- Temps de rétention moyen annuel
- $1\,555\ m^3/16\,270\ m^3 = 0,096$
- $0,096 \times 365 = \mathbf{35\ jours}$
- $HLR = 16\,270/1\,730 = 9,4\text{m/an} = 940\text{ cm/an}/365 = 2,58 = \mathbf{2,6\ cm/J}$

4. Bassin profond

- Charge hydraulique: $1\,555\ m^3/35\ jours = \text{environ } 45\ m^3\ \text{par jour}$
- Aire = $45/2,5 = \mathbf{18\ m^2}$.

Système du parc Waayikamaau : eaux usées domestiques

A. Description du site

1. Volume d'eau

- Volume : $0,2\ m^3\ \text{par personne par jour} \times 2\,000\ \text{personnes} = \mathbf{400\ m^3\ d'eau\ par\ jour}$.

B. Dimensions des systèmes

1. Traitement primaire

- Aire = $\frac{17\ m^3/h}{1\text{m/h}} (400\text{m}^3/24\text{h})$
- Aire = **17 m²**.
- Volume = $17 \times 2\ \text{m (profondeur)} = 34\ m^3$.

ANNEXE 17 (SUITE)

2. Marais artificiel sous surfacique à écoulement horizontal

- Aire = **6 000 m²**. Profondeur : 0,6m. Volume : 3 600 m³. Ratio : 1:1
- Aire = $\frac{400 (\ln 116 - \ln 30)}{0,43 (0,6) (0,4)}$
- Aire = $\frac{541}{0,1032}$
- $K_T = 1,1 \times 1,06 (4-20) = 0,43$
- Aire = 5242 m² (2,6 m²/PE).
- On arrondit à 3 m²/PE : mesure préventive. 3 m² x 2 000 PE = **6 000 m²**
- 2 lits parallèles de (75/2) 37,5m/75m.
- Charge hydraulique (HLR) = 400/6000 = 0,06 cm/jour
- $T = \frac{-(\ln 30/116)}{0,43} = \mathbf{3,1 \text{ jours}}$

Système du Parc Waayikamaau : eaux de lessivage du site d'enfouissement sanitaire

A. Description du site

- Volume calculé en fonction du ruissellement. Superficie du site d'enfouissement sanitaire 12 110 m². Coefficient de ruissellement = 0,60.
- Volume = 0,60 x 0,043 x 12 110 = 312 donc environ **300 m²/jour**.

B. Dimensions des systèmes

1. Traitement primaire

- Aire = 300/24h = 12,5/1 = **12,5 m²**
- Réduction de la BDO d'environ 30% = 300 = 210mg/L

2. Filtre organique

- **4,5 m²** (Harris et al. 1998).

ANNEXE 17 (SUITE)

3. Marais artificiel sous surfacique à écoulement horizontal

- Aire = **3 000 m²**. Profondeur 0,6. Ratio 1 : 1.
- 84mg/L : exigences 30 mg/L.
- Aire = $\frac{300 (\ln 84 - \ln 30)}{0,43 (0,6) (0,4)}$
- Aire = $\frac{309}{0,1032}$
- Aire = 2 993,1 donc environ **3 000 m²**.
- Ratio 1:1 = 55/55. 2 cellules parallèles : 27,5/55.
- Charge hydraulique (HLR) = 300/3000 = 0,1 cm/jour
- $T = \frac{-(\ln 30/84)}{0,43}$ = environ **2,4 jours**

Système du Parc Waavikamaau : traitement avancé commun

A. Description du site

- Nouveau volume = 200 + 150 = 350 m³/jour – 25% de Campbell = 262,5
- = **270 m³/jour**.
- BDO = 30 mg/L. Exigences : 10 mg/L.

B. Dimensions des systèmes

1. Marais de surface

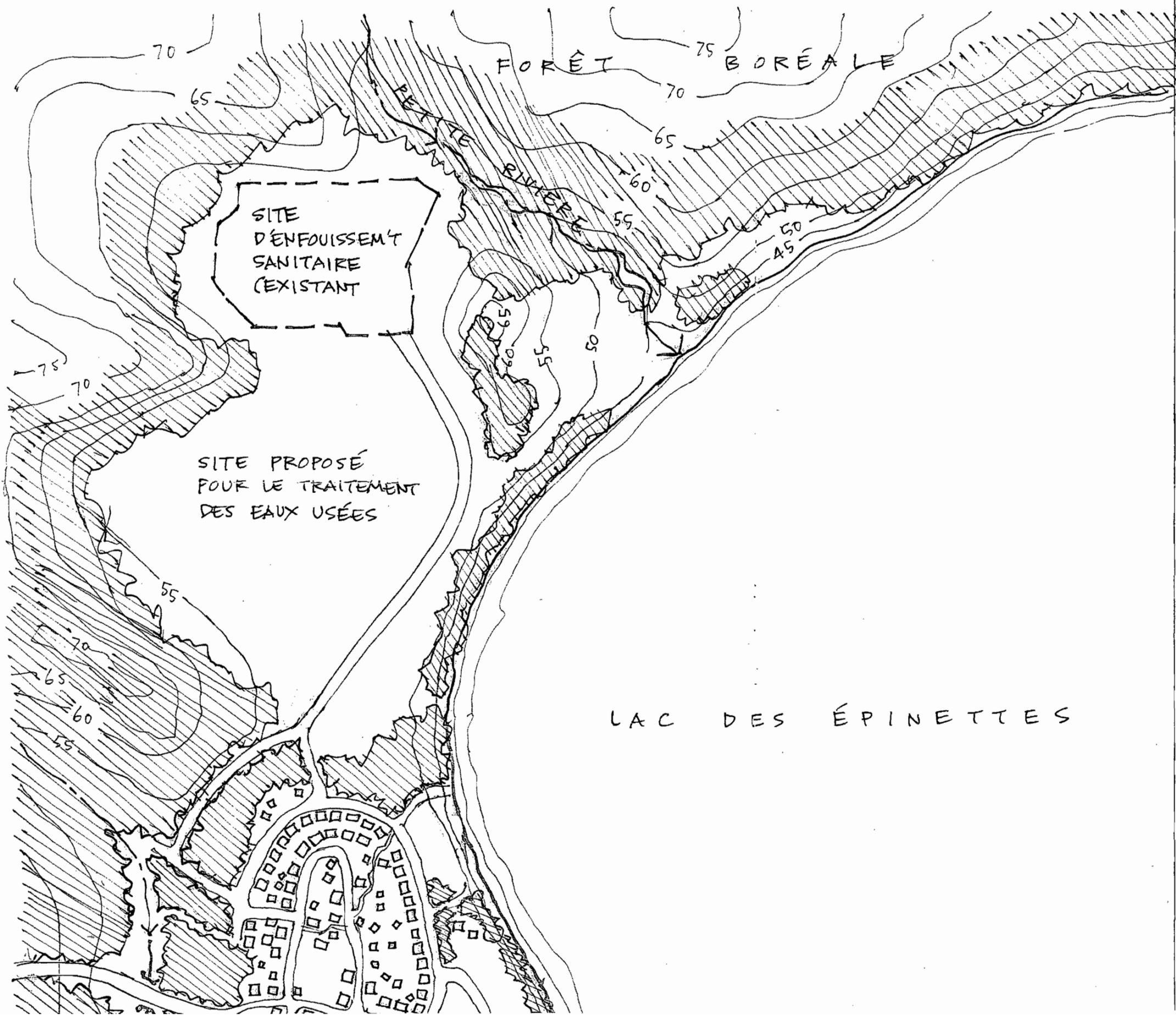
- Aire = $\frac{270 (\ln 30 - \ln 10)}{0,27 (0,3) (0,65)}$
- Aire = $\frac{296,63}{0,05263}$
- Aire = 296,63/0,05265 = 5 634 donc environ **6 000 m²**.
- $K_T = 0,678 \times 1,06 (4-20) = 0,678 \times 0,39 = 0,27$
- Volume : 6 000 x 0,3 = 1 800 m³
- HLR = 270/6 000 = 0,045cm/jour

ANNEXE 17 (SUITE)

$$\frac{10}{30} = 0,52 \exp (-0,7 \times 0,27 (15,7)^{1,75} t)$$

HRT = environ 7 jours

- Le ratio est de 2:1. $2x.x = 6\ 000$; $55/110\text{mètres} = 37,5\text{m (x2)} / 110\text{m (deux cellules parallèles)}$.

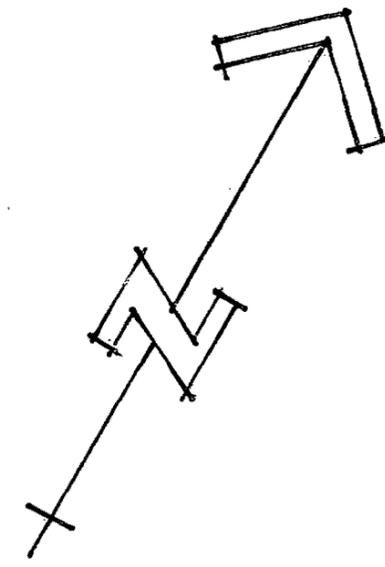
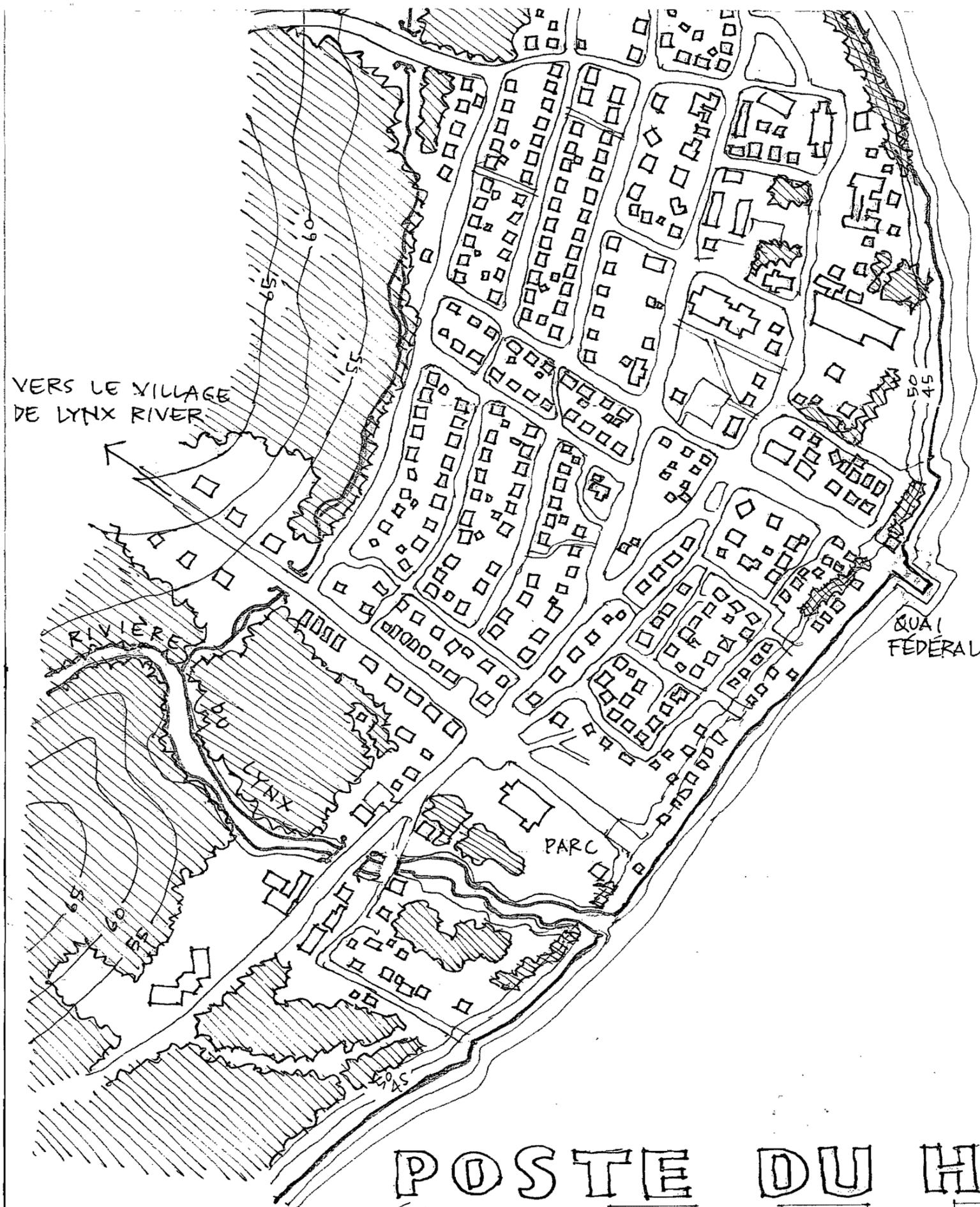


SITE
D'ENFOUISSEMENT
SANITAIRE
(EXISTANT)

SITE PROPOSÉ
POUR LE TRAITEMENT
DES EAUX USÉES

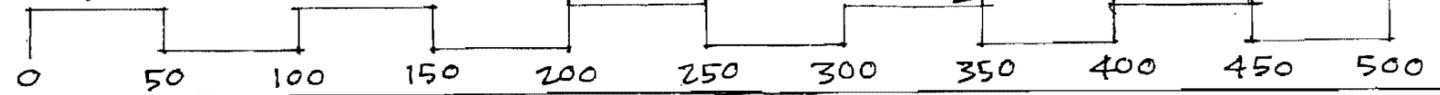
FORÊT BORÉALE

LAC DES ÉPINETTES



POSTE DU HUARD, QUÉBEC

ÉCHELLE =
1:2500

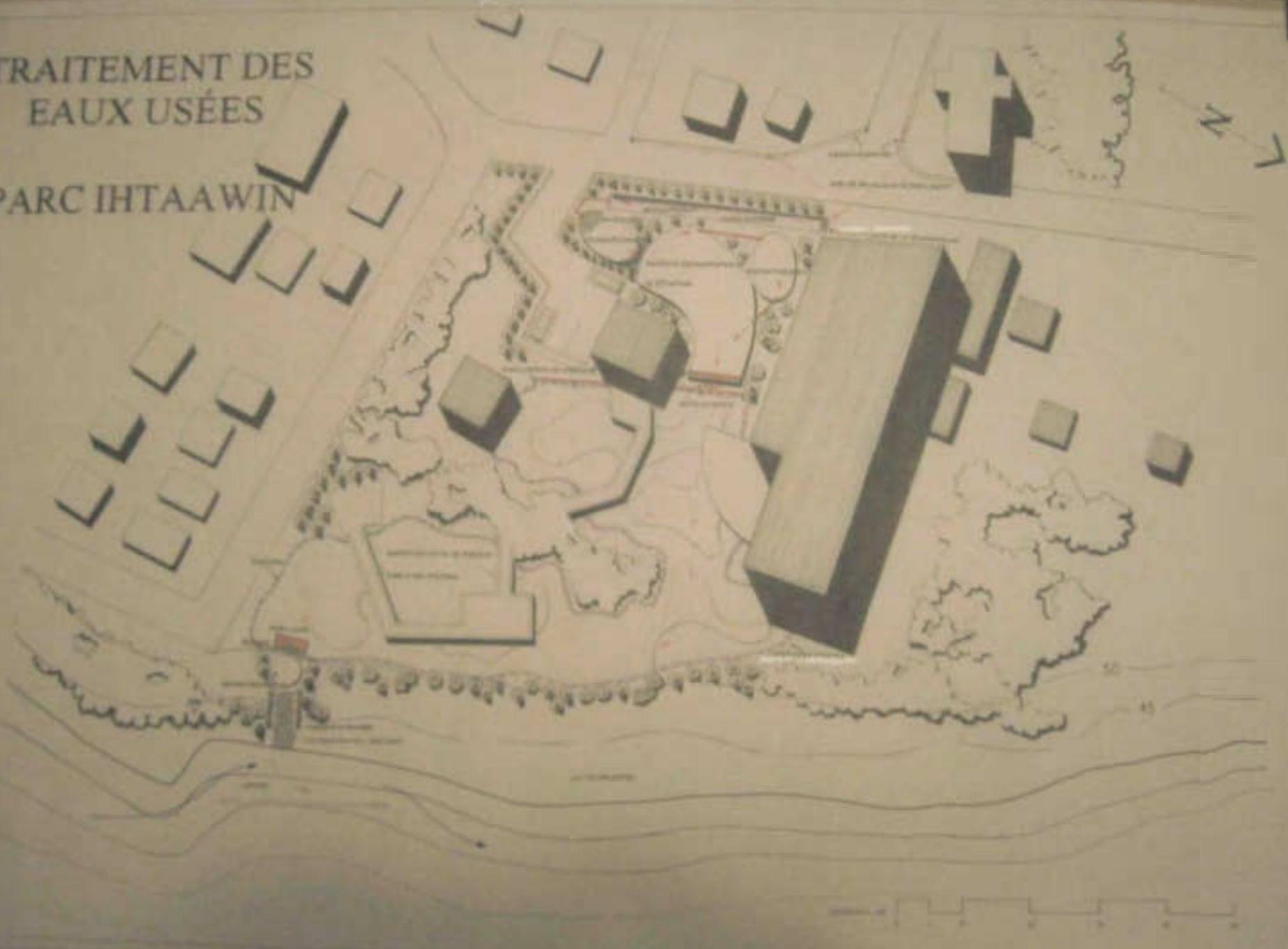


AMÉNAGEMENT
PARC IHTAAWIN



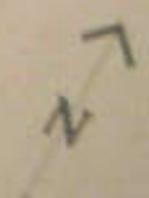
TRAITEMENT DES
EAUX USÉES

PARC IHTAAWIN



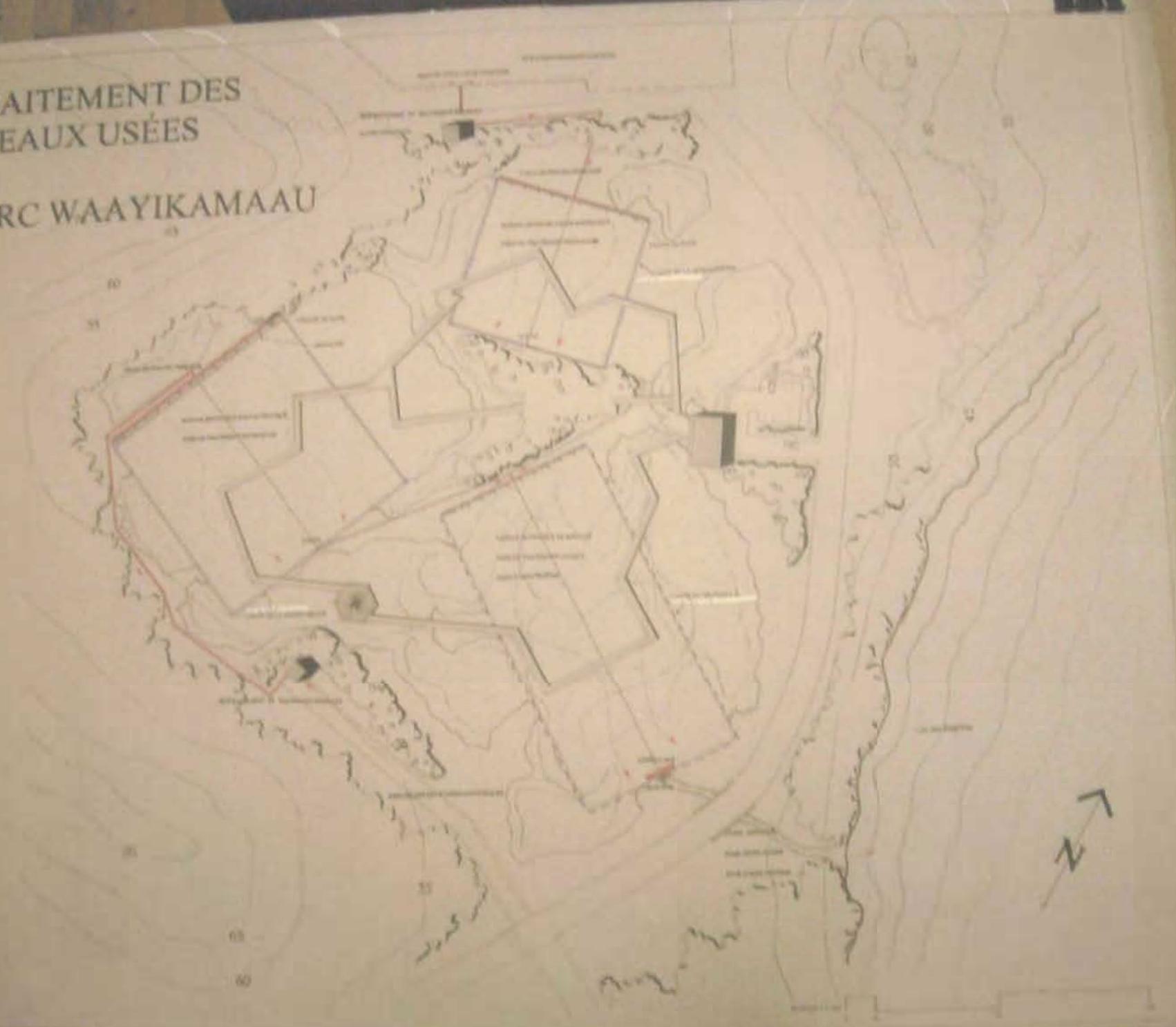
AMÉNAGEMENT

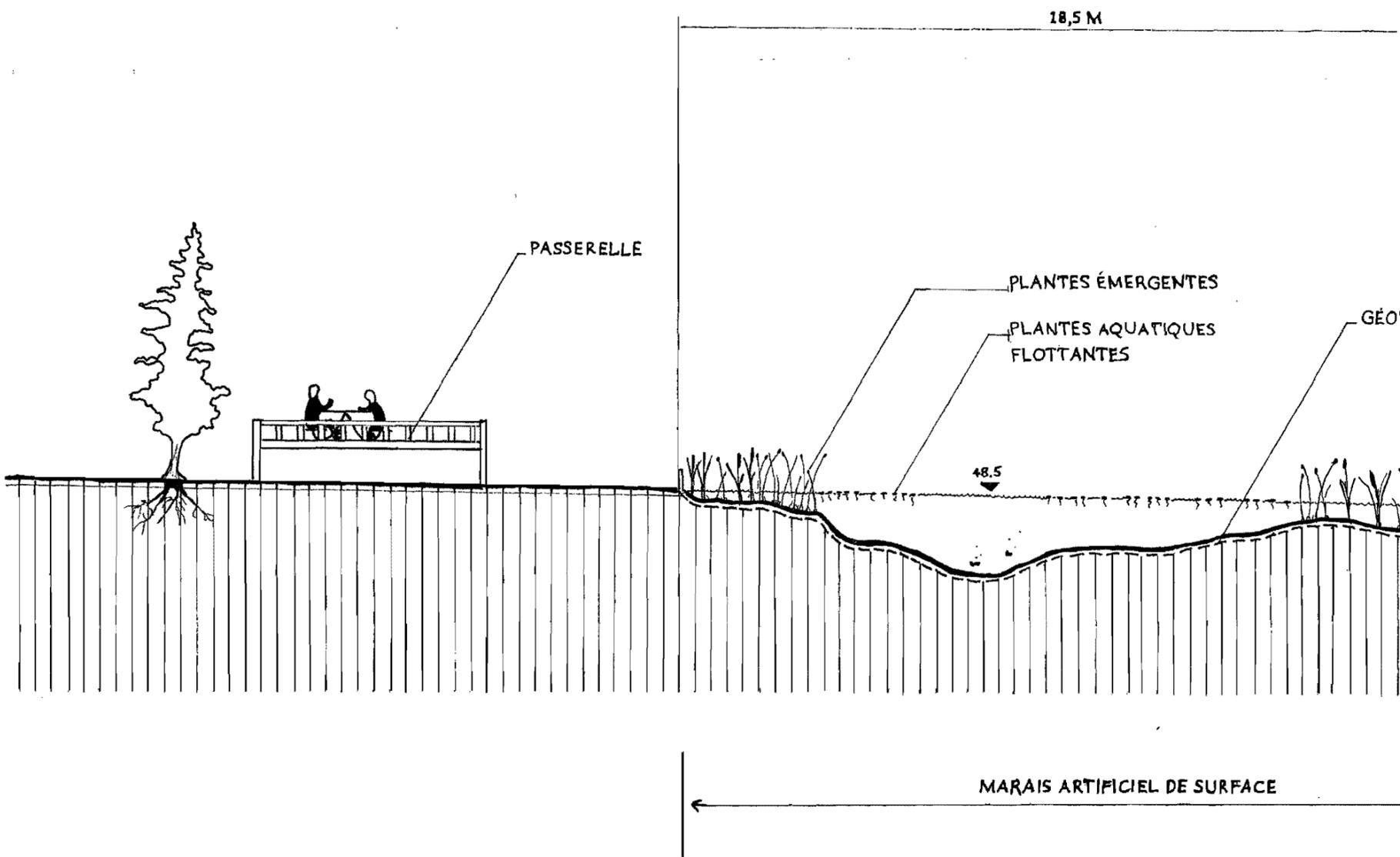
PARC WAAYIKAMAAU



TRAITEMENT DES
EAUX USÉES

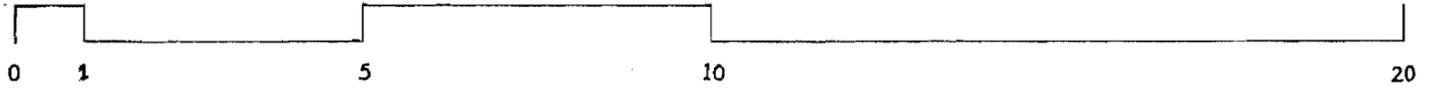
PARC WAAYIKAMAAU

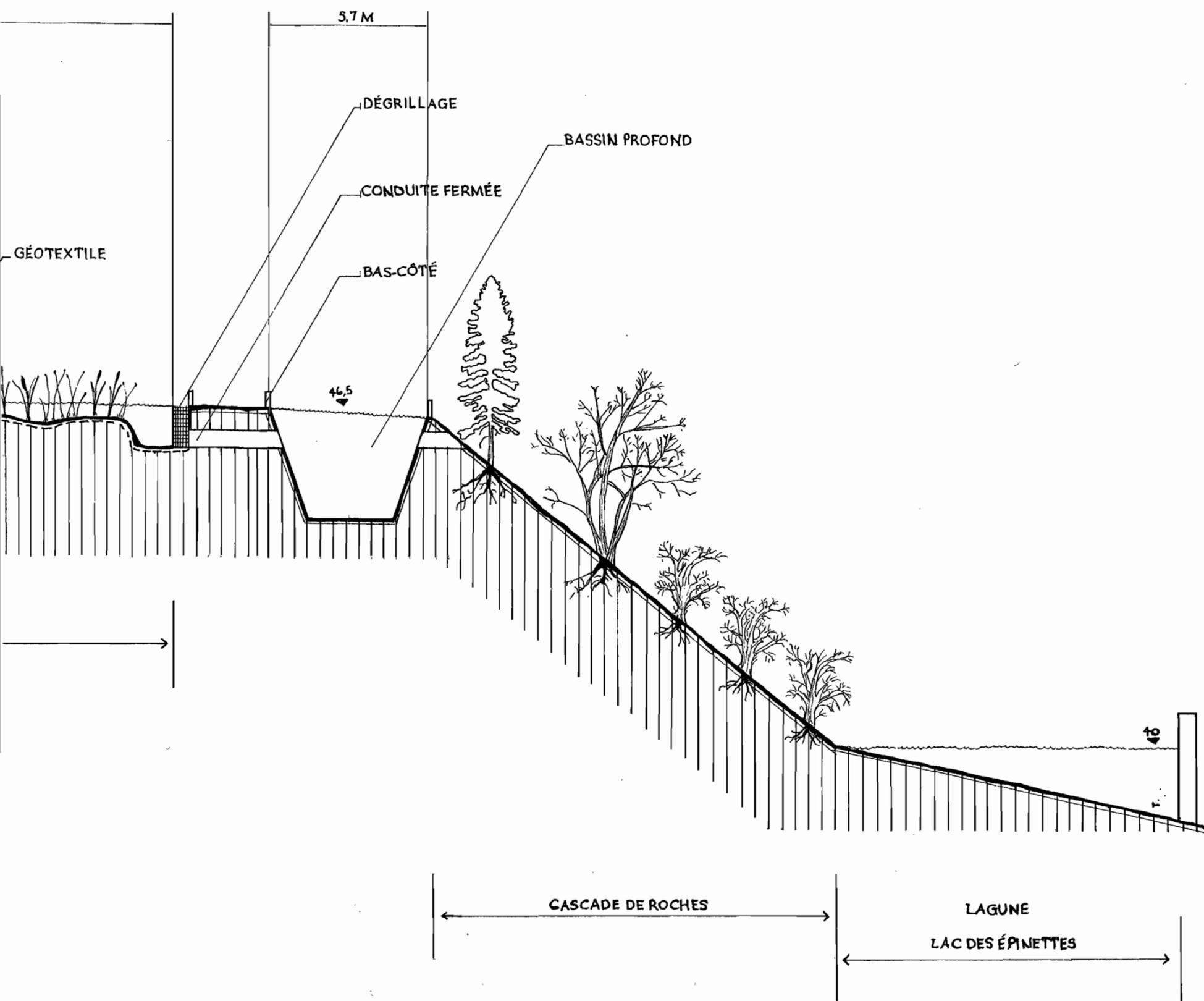




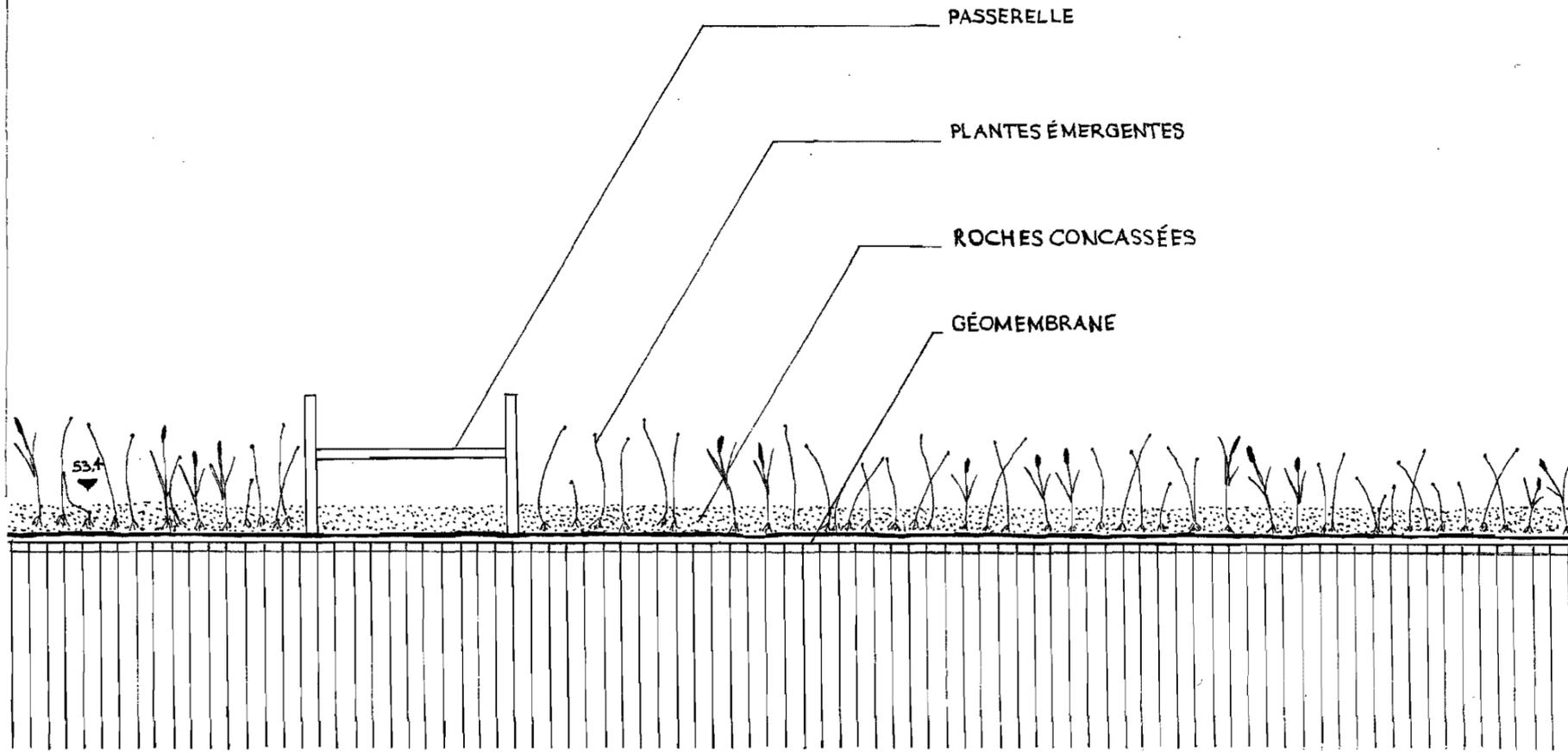
COUPE A-A À TRAVERS LE PARC IHTAAWIN

ÉCHELLE 1:100





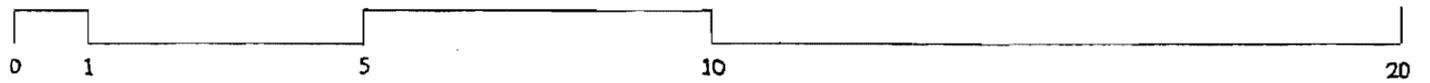
28,7 M.

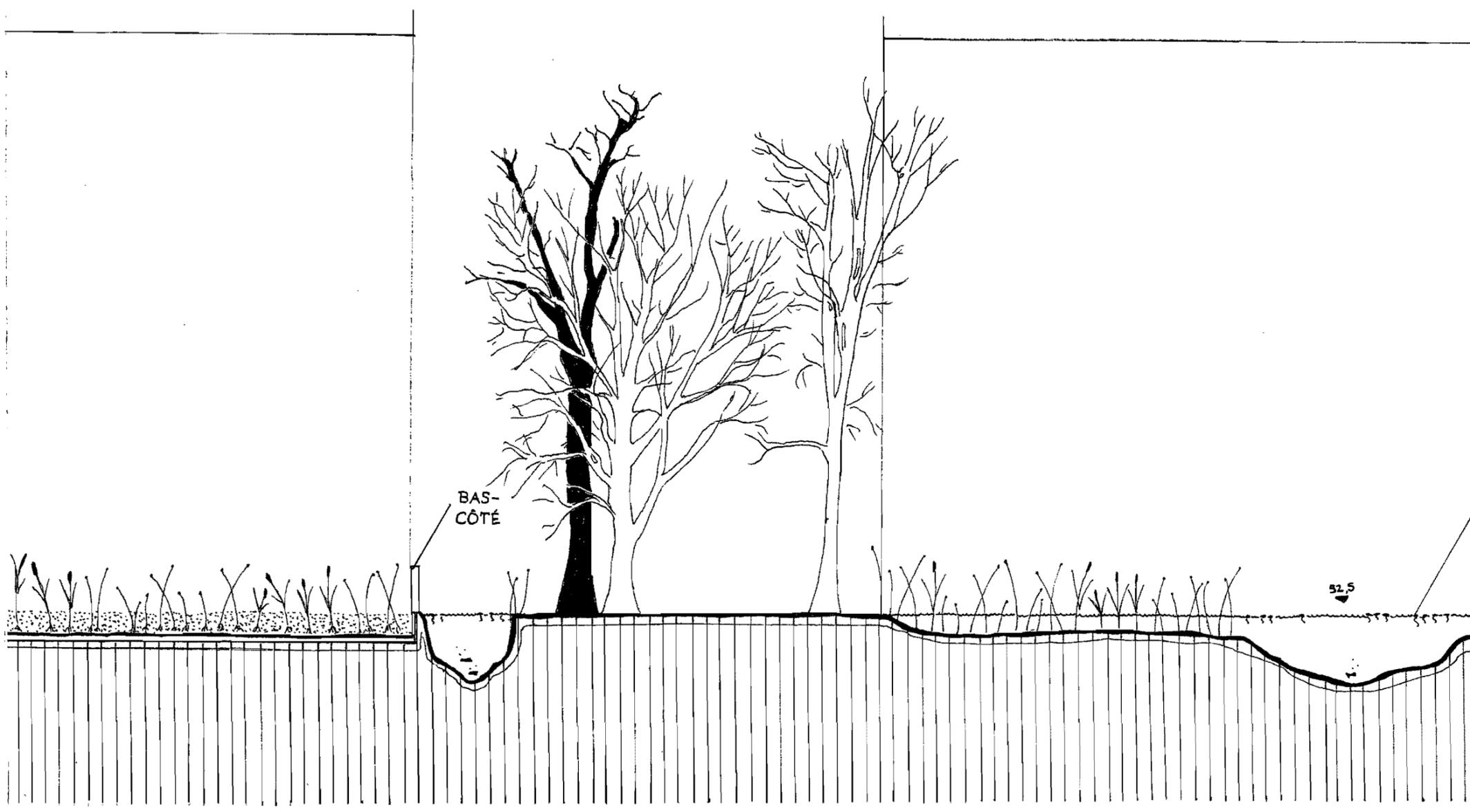


← MARAIS ARTIFICIEL SOUS SURFACIQUE

COUPE C-C À TRAVERS LE PARC WAAYIKAMAAU

ÉCHELLE 1:100





BAS-
CÔTÉ

52.5



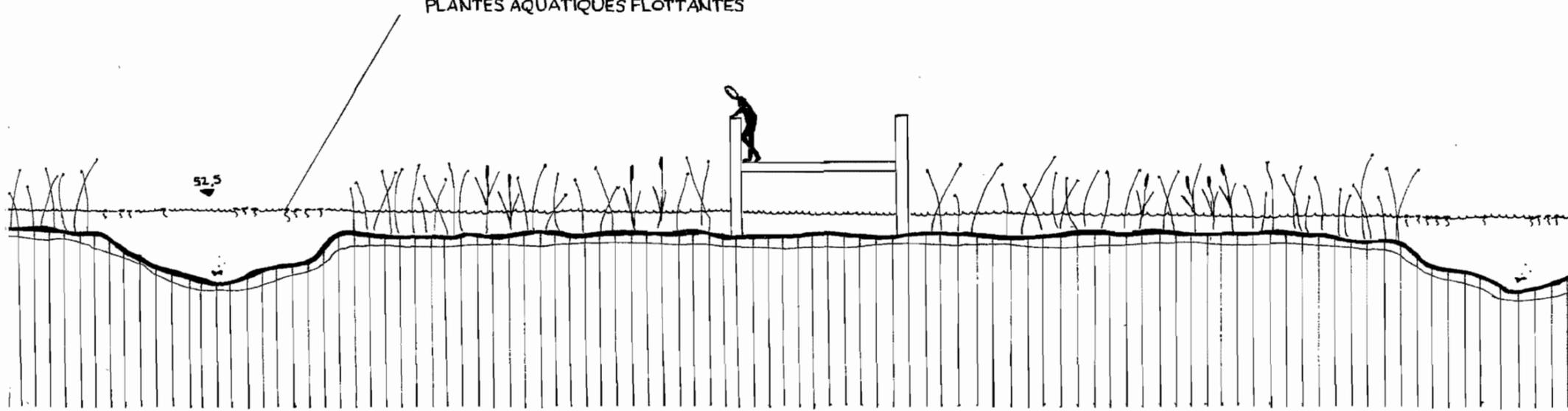
20

47,25 M

PLANTES AQUATIQUES FLOTTANTES

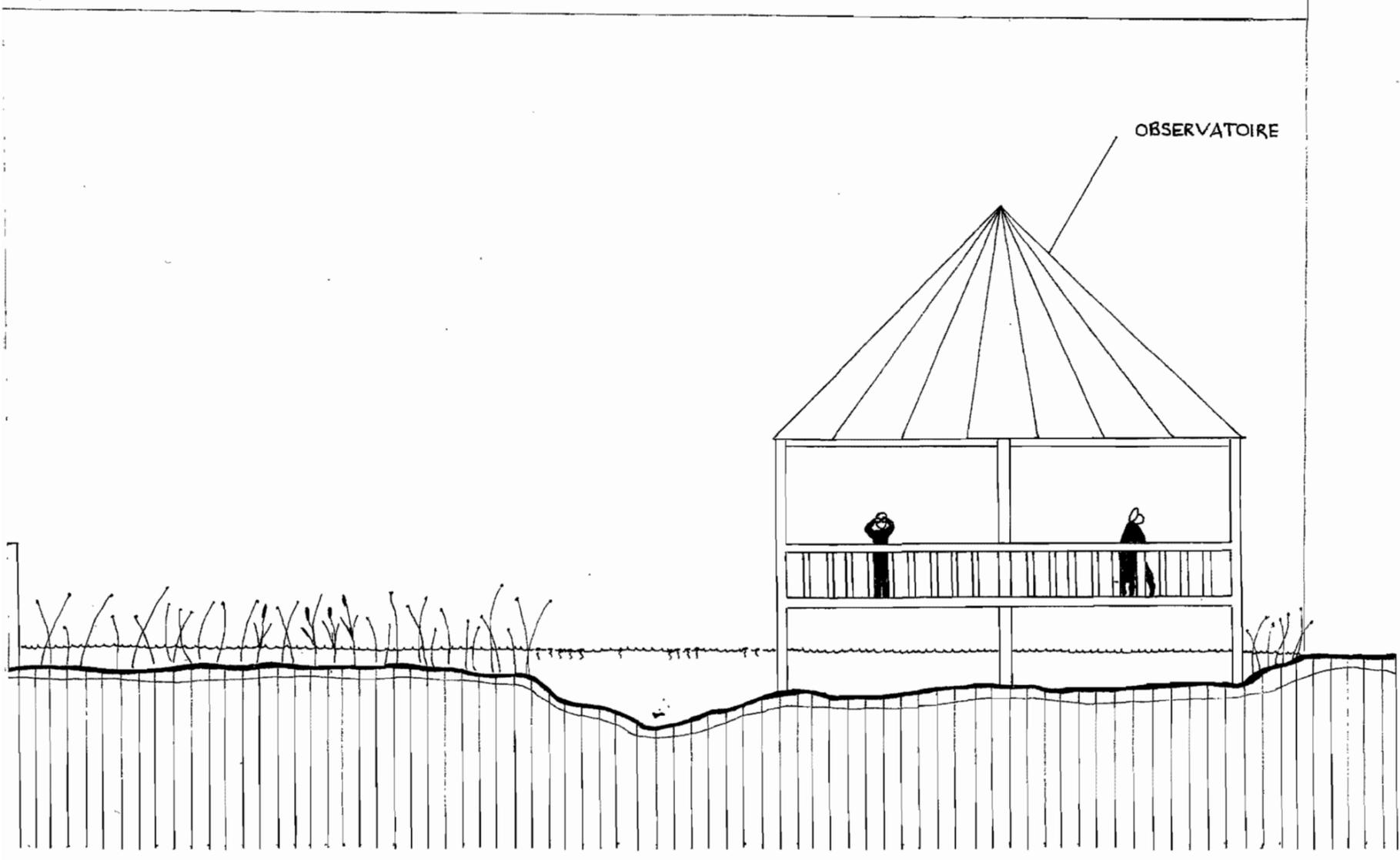
52,5

MARAI NATUREL



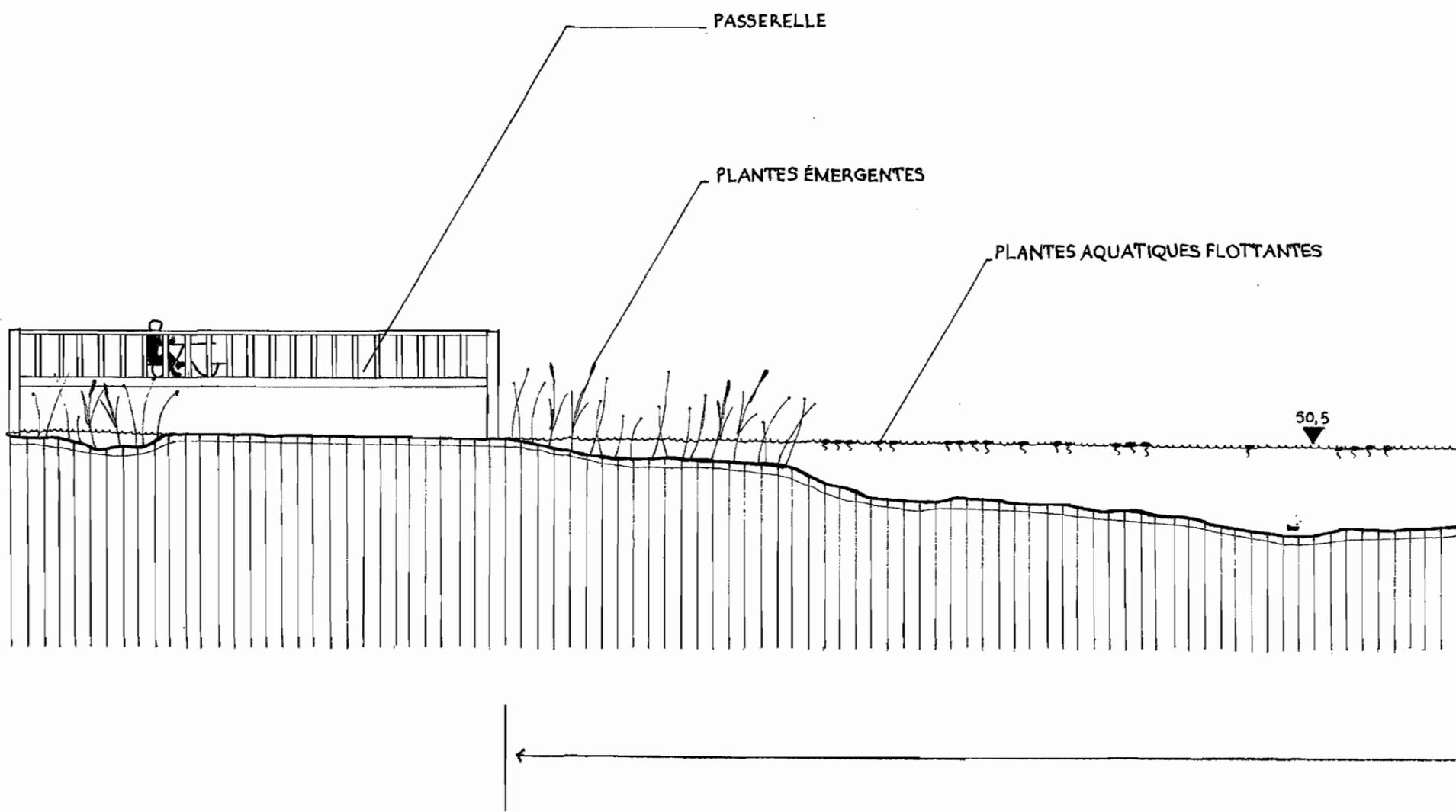
47,25 M

OBSERVATOIRE



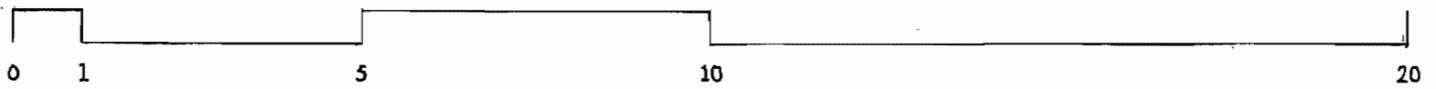
NATUREL





COUPE B-B À TRAVERS LE PARC WAAYIKAMAAU

ÉCHELLE 1:100



33,5 M

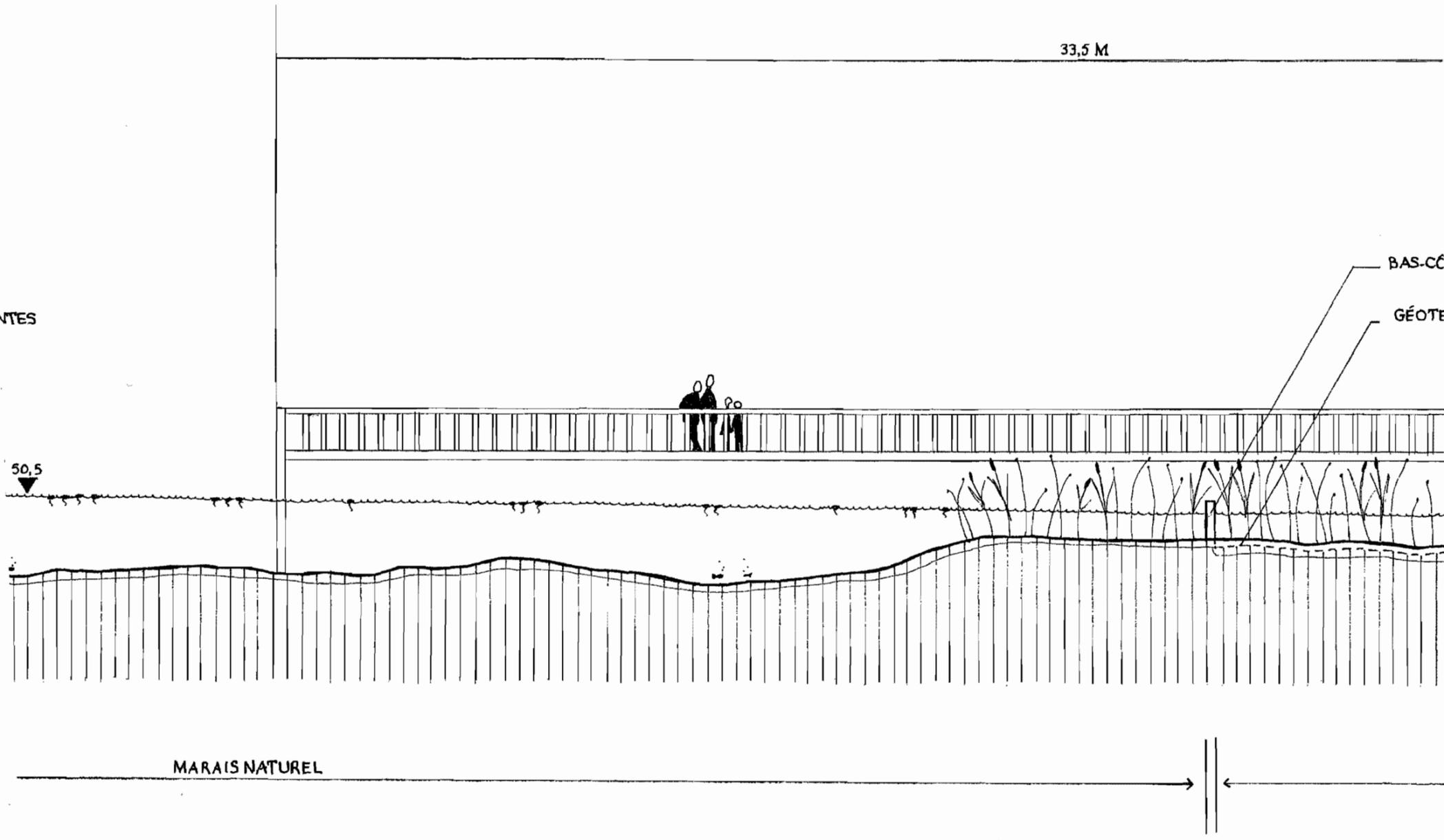
NTES

BAS-CÔ

GÉOTE

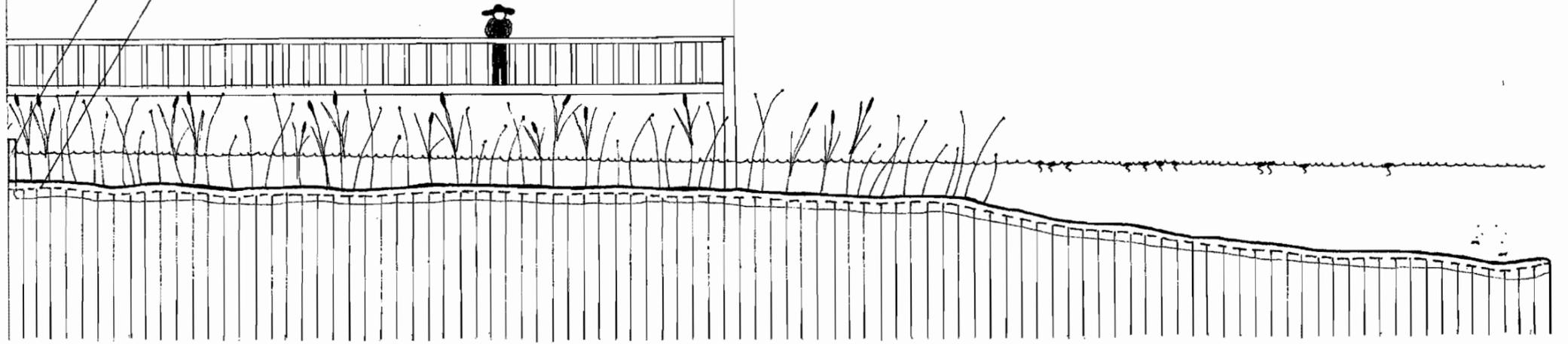
50,5

MARAIS NATUREL



BAS-CÔTÉ

GÉOTEXTILE



MARAI ARTIFICIEL DE SURFACE

