

Faculté des Sciences
Département des Sciences et Gestion de l'Environnement
Année académique 2020 - 2021

**Eutrophisation de 2 étangs dans la région de Fays-Les-Veneurs,
recherche de solutions**



Étang amont – (Arnaud DURET, 2021)

Mémoire rédigé par Arnaud DURET
en vue de l'obtention du grade de Master en Sciences et gestion de l'environnement, à
finalité spécialisée en Gestion Intégrée des Ressources en Eau

Rédigé sous la direction de Hugues JUPSIN

Copyright

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique* de l'Université de Liège.

*L'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre(s) du personnel enseignant de l'Université de Liège.

Le présent document n'engage que son auteur.
Auteur du présent document : DURET Arnaud,
Arnaud.Duret@hotmail.be

Faculté des Sciences
Département des Sciences et Gestion de l'Environnement
Année académique 2020 - 2021

**Eutrophisation de 2 étangs dans la région de Fays-Les-Veneurs,
recherche de solutions**

Mémoire rédigé par Arnaud DURET
en vue de l'obtention du grade de Master en Sciences et gestion de l'environnement, à
finalité spécialisée en Gestion Intégrée des Ressources en Eau

Rédigé sous la direction de Hugues JUPSIN

Remerciements

Je souhaite remercier les personnes qui ont permises à la réalisation de ce mémoire.

Je tiens tout particulièrement à remercier mon promoteur M.Jupsin de m'avoir proposé ce sujet et de m'avoir suivi et aiguillé tout au long de ce travail.

Je tiens à remercier également M. Rosillon d'avoir proposé ce sujet et de m'avoir autorisé à travailler sur ses étangs ; l'équipe du laboratoire des ressources hydriques du campus Arlon-Environnement de l'Université de Liège pour son aide dans les analyses et leurs interprétations.

Je remercie toutes les personnes qui de près ou de loin ont coopéré à l'élaboration de mon mémoire, Alain, Didier, Éric, Roland.

Enfin, je remercie ma famille et mes amis pour leur soutien et leur aide lors de ces deux dernières années.

Résumé

L'eutrophisation des plans d'eau est un phénomène couramment observé pendant les périodes estivales. Principalement causé par la pollution anthropique s'écoulant dans les bassins ou dans le cours d'eau alimentant ces derniers.

La zone d'étude de ce travail se trouve dans la région de Fays-Les-Veneurs dans la province du Luxembourg. Il s'agit d'une région rurale où la multitude de petites agglomérations freine le développement de l'assainissement collectif. Ainsi, le ruisseau de Fays-les-Veneurs qui alimente les deux étangs étudiés est pollué par les 2 villages en amont par des eaux domestiques et agricoles à hauteur de 1 100 équivalents habitants (EH).

Le but de ce travail est d'aider les particuliers souhaitant lutter contre la prolifération d'algues dans leur plan d'eau par l'aménagement d'un ou plusieurs systèmes de traitement. À partir des différentes campagnes de mesure, en période hivernale et estivale, de la qualité de l'eau dans les étangs et à différents points du ruisseau, du débit entrant dans les étangs, des dimensions des étangs ; mais également de la prise en compte de l'environnement de la zone, les contraintes de l'étude ont pu être établies.

Au travers d'une revue de la littérature, de visites de projets similaires, d'expérimentations, l'étude fait ressortir la possibilité de mettre en place 3 systèmes de lutte contre la prolifération d'algues, adaptés aux contraintes du site. Chaque système est présenté par les aspects de dimensionnement en lien avec les contraintes de l'étude et les coûts de mise en place. Le système de filtration, le système de traitement par ultrasons, l'introduction de poissons herbivores peuvent être combinés pour obtenir un meilleur fléchissement de la prolifération d'algues.

Ce travail réalisé à la demande du propriétaire des étangs, lui permet donc maintenant de choisir le système le plus approprié à son site, en ayant connaissance des avantages et inconvénients de chaque système et de leurs limites.

Mots-clés : phosphore, nitrates, eutrophisation, algues, filtre planté, ultrasons, poisson herbivore.

Abstract

The eutrophication of lakes is a phenomenon commonly observed during summer periods. Mainly caused by anthropogenic pollution flowing into the basins or the stream.

The study area for this work is located in the region of Fays-Les-Veneurs in the province of Luxembourg. It is a rural region where the multitude of small towns is slowing the development of collective sewage system. Thus, the stream of Fays-les-Veneurs which flows into the two studied ponds is polluted by the 2 villages upstream by domestic and agricultural water up to 1,100 population equivalents (PE).

The purpose of this paper is to help individuals to fight against the proliferation of algae in their pond by installing one or more treatment systems. As from the various measurement campaigns, in winter and summer, of the water quality in the ponds and at different points of the stream, of the flow entering the ponds, of the dimensions of the ponds; but also taking into account the environment of the area, the constraints of the study were established.

Through a review of the literature, visits to similar projects and experiments, the study highlights the possibility of setting up 3 systems to fight against the proliferation of algae adapted to the constraints of the site. Each system is presented by dimensioning aspects related to the constraints of the study and the costs of implementation. The filtration system, ultrasonic treatment system, introduction of herbivorous fishes can be combined to achieve better control of algae proliferation.

This work, produced at the request of the pond owner, now allows him to choose the most appropriate system for his site, knowing the advantages and disadvantages of each system and their limitations.

Keywords: phosphorus, nitrates, eutrophication, algae, planted filters, ultrasound, herbivorous fish.

Table des matières

Introduction	1
Méthodologie du travail.....	2
Présentation de la zone d'étude	3
1 Problème d'eutrophisation	3
2 Localisation géographique	5
3 Contraintes du projet.....	5
3.1 Emplacement du projet	5
3.2 Dimension du projet	6
3.3 Qualité des eaux	8
3.4 Débit de l'admission.....	11
Revue de la littérature.....	15
1 Filtre planté	15
1.1 À flux horizontal.....	16
1.2 À flux vertical	18
1.3 Type de plantes.....	20
1.3.1 Le rôle de la végétation dans les filtres plantés	21
1.3.2 La rétention des nutriments.....	21
2 Filtres non plantés	23
2.1 Filtre rapide vertical	23
2.2 Filtre à réactif de type cylindrique	24
2.3 Filtre saturé à flux inversé.....	26
3 Type de média pour les différents filtres	27
4 Autres systèmes de traitement	28
4.1 Système à ultrasons	28
4.1.1 Présentation	28
4.1.2 Mécanisme de destructions	28
4.1.3 Effets sur l'écosystème.....	30
4.1.4 Les paramètres à prendre en compte	31
4.2 Introduction de poissons herbivores	33
4.2.1 Présentation	33

4.2.2	Régime alimentaire	33
4.2.3	Développement et reproduction	34
4.2.4	Effets négatifs.....	36
Préparation du projet.....		37
1	Récapitulatif des systèmes et choix du/des système(s) de traitement.....	37
2	Filtre planté à flux vertical	39
2.1	Choix du sens du flux	39
2.2	Dimensionnement	39
2.3	Coûts	42
3	Introduction de poissons herbivores	43
3.1	Dimensionnement	43
3.2	Coûts	44
4	Système à ultrasons.....	45
4.1	Expérimentation	45
4.1.1	Méthode.....	45
4.1.2	Matériels	46
4.1.3	Résultats.....	47
4.2	Dimensionnement	49
4.3	Coûts	50
Discussion générale.....		51
Bibliographie.....		54
Annexes		61
1	Liste des annexes.....	61

Table des figures

Figure 1 : Couverture d'algues de l'étang amont.	3
Figure 2 : Couverture d'algues de l'étang aval.	3
Figure 3 : Algues présentes sur les étangs.	4
Figure 4 : Localisation du site (point rouge).	5
Figure 5 : Appareillage « Leica GPS 1200 ».	6
Figure 6 : Étangs de Fays-Les-Veneurs, situation générale.	7
Figure 7 : Échantillonneur placé dans le ruisseau au niveau de la prise d'eau.	9
Figure 8 : Prise d'eau de l'étang amont lors de la campagne de mesure de débit.	12
Figure 9 : Conductimètre placé au milieu de l'écoulement.	12
Figure 10 : Schéma d'un filtre à écoulement horizontal.	16
Figure 11 : Dispositif expérimental.	17
Figure 12 : Concentration en phosphore en fonction du temps (alimentation, rejet) et rendement.	17
Figure 13 : Schéma d'un filtre à écoulement vertical.	18
Figure 14 : NPK-retention (kg/ha) in above- (A) and below-ground (B) parts.	22
Figure 15 : Comparaisons des taux de photosynthèse, des taux de transpiration et de la conductance stomatique entre les plantes à racines fibreuses (PRF) et les plantes à racines épaisses (TRP).	22
Figure 16 : Comparaisons des taux d'élimination des nutriments entre les plantes à racines fibreuses (PRF) et les plantes à racines épaisses (TRP).	22
Figure 17 : Plan du système de lagunage à 4 étages.	23
Figure 18 : Schéma du système de drainage.	24
Figure 19 : Vue en coupe transversale (à gauche) et projection (à droite) du filtre à réactif à grande échelle.	25
Figure 20 : Disposition du système de traitement.	26
Figure 21 : Concentration du phosphore en fonction du temps à la sortie de chaque compartiment.	26
Figure 22 : Système à ultrasons installé dans une carrière ouverte à la plongée sous-marine.	28
Figure 23 : La destruction des cellules d'algues par ultrasons.	29
Figure 24 : Nombre cellule en fonction du temps avec 2 traitements ultrasoniques.	32
Figure 25 : La carpe herbivore <i>Ctenopharyngodon idella</i>	33

Figure 26 : Plan du projet de roselière.	40
Figure 27 : Dispositif expérimental avec le premier appareil à ultrasons (50 W et 30 kHz)...	47
Figure 28 : Deuxième appareil à ultrasons (600 W et 30 kHz).....	47
Figure 29 : Observation 1 après 7 jours.	47
Figure 30 : Observation 2 après 7 jours.	48

Table des tableaux

Tableau 1 : Données relatives la campagne de mesure GPS.....	7
Tableau 2 : Données relatives aux canalisations.....	8
Tableau 3 : Résultats des analyses pour les prélèvements ponctuels aux étangs 1 & 2 du 25 février.	8
Tableau 4 : Résultats des analyses pour les prélèvements du 24 & 25 février.	9
Tableau 5 : Résultats des analyses pour les prélèvements ponctuels aux étangs 1 & 2 du 15 août.	10
Tableau 6 : Résultats des analyses pour les prélèvements ponctuels dans le ruisseau du 15 août.	10
Tableau 7 : Graphique de la conductivité électrique et de la concentration en NaCl en fonction du temps.	13
Tableau 8 : Résultats de la première campagne de mesure de débit.	13
Tableau 9 : Graphique de la conductivité électrique et de la concentration en NaCl en fonction du temps.	14
Tableau 10 : Résultats de la deuxième campagne de mesure de débit.....	14
Tableau 11 : Mécanismes d'élimination impliqués dans les lagunages.....	15
Tableau 12 : Rendements d'éliminations, espace nécessaire, coût de maintenance pour les filtres plantés à flux horizontaux et verticaux.	16
Tableau 13 : Qualité de l'eau à traiter. (Moyenne +/- écart-type).....	19
Tableau 14 : Composition des 2 types de laitier.	19
Tableau 15 : Concentrations moyennes en phosphore total au cours des différentes phases du suivi des filtres réactifs.....	20
Tableau 16 : Les concentrations moyennes et les taux d'élimination pour les paramètres de qualité d'eau.	24
Tableau 17 : Les caractéristiques des cyanotoxines relâchées par l'utilisation d'ultrasons.....	30
Tableau 18 : Études récentes sur les ultrasons pour l'élimination et le contrôle des algues....	31
Tableau 19 : Résumé des recherches sur l'application des conditions de sonication pour le contrôle des cellules cyanobactériennes et algales.....	32
Tableau 20 : Plantes aquatiques représentatives des habitudes alimentaires des juvéniles de carpes herbivores, <i>Ctenopharyngodon idella</i>	35
Tableau 21 : Récapitulatif des différents systèmes de filtrations.....	37

Tableau 22 : Pré-dimensionnement de chaque système de filtration.....	38
Tableau 23 : Dimensionnement du filtre planté à flux vertical.....	40
Tableau 24 : Filtre planté à flux vertical inversé : estimatif des coûts.....	42
Tableau 25 : Relation entre le poids des individus et la densité de mise en charge.....	43
Tableau 26 : Prix d'achat pour des carpes Amour « classiques » ou albinos.....	44
Tableau 27 : Absorbances mesurées et calculées.....	49

Liste des abréviations

Ch.a	Chlorophylle a
Coliform	Coliformes totaux
DBO – BOD	Demande biologique en oxygène
DBO5	Demande biologique en oxygène pendant 5 jours
DC	Direct Courant ou courant continu
DCO - COD	Demande chimique en oxygène
diff	Différence
EH	Équivalent habitant
EPSG	European Petroleum Survey Group
etc	Et cetera
fcn	Fonction
GPS	Global Positioning System
MES	Matière en suspension
NC	Non communiqué
pc	Pièce
PE	Population equivalent (équivalent habitant)
Q	Débit
TN	Azote total
TP	Phosphore total
tps	Temps
TSS	Matière en suspension totale
WGS84	World Geodetic System 1984

Introduction

L'assainissement en Belgique s'est bien développé depuis les années 2000 pour récupérer son retard par rapport aux autres pays de l'Union européenne. Les agglomérations de plus de 2000 équivalents habitants (EH) sont presque totalement munies de systèmes d'égouttage et de collectes des eaux usées.

, il est intéressant de noter que les entités de moins de 2 000 EH ne sont pas toutes équipées de tels systèmes. En effet, selon la Société Publique de Gestion de l'Eau (SPGE), il restait en 2018 environ 329 entités à équiper. Il est également important de noter que si les agglomérations ne sont pas équipées, la Loi impose au propriétaire d'assainir leurs eaux usées. Ce n'est malheureusement pas souvent le cas. Beaucoup de constructions ne sont pas en règle ou leur système de traitement n'est pas aux normes (SPGE, 2018).

Ce constat est fréquent dans les petits villages ruraux que l'on trouve un peu partout en Wallonie. Dans ces cas-là, bon nombre d'habitations rejettent leurs eaux usées dans les champs ou les cours d'eau aux alentours. Cela pose des problèmes assez conséquents en termes de qualité des eaux de surface.

Ces problèmes de qualité amènent à des pollutions fréquentes de bassins ou d'étangs de particuliers qui alimentent leurs plans d'eau par les ruisseaux. Ces problèmes de pollutions contribuent à la prolifération d'algues et à l'eutrophisation de deux étangs dans la région de Fays-Les-Veneurs, en province du Luxembourg.

Depuis la construction de ces étangs, la période estivale, propice aux activités extérieures, amène le propriétaire à devoir faire face à de grosses quantités d'algues sur ses étangs. En effet, le ruisseau dans lequel l'eau est prise pour alimenter les étangs traverse deux entités qui ne sont pas équipées avec des systèmes d'assainissement, cela représente environ 1 110 EH. La pollution de ce ruisseau est principalement due à des rejets d'eaux domestiques et agricoles.

À la demande du propriétaire, cette étude pourra lui permettre de choisir parmi plusieurs systèmes de traitement, dimensionnés selon les contraintes propres à ses étangs lequel ou lesquels mettre en place pour l'aider à lutter contre la prolifération d'algues.

Méthodologie du travail

Ce travail est réalisé en plusieurs parties. Nous avons d'abord effectué plusieurs sorties sur le terrain dans le but de prendre connaissance de l'environnement dans lequel se trouvent les étangs, mais également de réaliser une série de mesures. Ces mesures qui seront les principales contraintes à notre projet.

Ensuite, nous avons effectué une revue littéraire en examinant et retenant les projets de même envergure que le nôtre, les projets différents, mais ayant des contraintes relativement semblables. Par après, nous avons effectué un pré-dimensionnement et une comparaison des différents projets trouvés dans la revue littéraire. Ceci a permis d'établir une esquisse des systèmes que nous pouvons mettre en place dans ce projet.

Enfin, nous avons dimensionné les systèmes retenus en fonction des contraintes propres à notre étude grâce à la revue littéraire, mais également par expérimentation. Nous avons poursuivi ce travail par une estimation des coûts pour la mise en place des différents systèmes dans les étangs.

Présentation de la zone d'étude

1 Problème d'eutrophisation

Le problème rencontré sur ce site est la prolifération d'algues pendant l'été. Nous remarquons sur la Figure 1 et la Figure 2 de monsieur Rosillon (2020) que les 2 étangs sont recouverts d'algues. Selon monsieur Rosillon (2020), la couverture est intégrale sur l'étang amont et de l'ordre de 80 % sur l'étang aval.



Figure 1 : Couverture d'algues de l'étang amont.



Figure 2 : Couverture d'algues de l'étang aval.

Cette couverture, présente dès le début de l'été, empêche les rayons lumineux d'atteindre le fond de l'étang et de permettre une photosynthèse de la part des organismes benthiques.

De plus, cette difficulté de pouvoir pratiquer la photosynthèse accroît l'eutrophisation des étangs. En effet, comme les organismes ne peuvent pratiquer la photosynthèse, ils ne consomment pas les éléments nutritifs présents dans l'eau. Lorsque la saison moins propice au développement des algues arrive, celles-ci meurent et coulent dans le fond de l'étang avant d'y être décomposées. Opération qui augmente la quantité d'éléments présents dans l'eau, notamment la charge organique qui diminue également la quantité d'oxygène présente (dégradation par la biomasse hétérotrophe des matières organiques).

L'année suivante, le cycle recommence jusqu'à la destruction complète de l'écosystème.

Nous avons profité de notre visite, en période estivale, lors de la deuxième campagne de mesure pour examiner de plus près les algues présentes sur les étangs. Comme nous le voyons sur la Figure 1 et la Figure 3, les algues présentes sont en majorité des algues filamenteuses de type *Spyrogira*. Nous y retrouvons également des lentilles d'eau, mais en moindre mesure (Rosillon, 2020).



Figure 3 : Algues présentes sur les étangs.
(Francis ROSILLON, 2020)

de terre) et traverse une sapinière. La propriété est bordée à l'Est et au Sud par le ruisseau ; au nord par une sapinière et à l'ouest par une jeune plantation d'érable et de chêne.

De plus, aucun raccordement électrique n'est présent sur le site, nous allons devoir travailler sans électricité ou prévoir du matériel utilisant de faibles consommations ou pouvant être alimenté par des panneaux photovoltaïques.

3.2 Dimension du projet

Aux vues de la situation, des contraintes de terrain sont présentes et pour nous permettre de mieux conceptualiser le projet, nous avons effectué un relevé GPS du site.

Nous avons utilisé l'appareillage « Leica GPS 1200 ». Le système de fonctionnement est relativement simple. Il s'agit d'une station de base posée sur un trépied et d'une station mobile avec laquelle nous nous déplaçons de point en point autour de la surface à mesurer. Le système reçoit les coordonnées avec une précision de l'ordre d'une dizaine de mètres. La station de base reçoit différentes coordonnées vu la précision du positionnement GPS. Mais comme cette dernière est fixe, elle peut recalculer sa position pour éviter l'erreur et obtenir une précision de l'ordre du centimètre sur la station mobile.



Figure 5 : Appareillage « Leica GPS 1200 ».

Les données récoltées lors cette campagne de mesure GPS sont présentées dans le Tableau 1.

Nom	Surface (m ²)	Périmètre (m)
Étang 1	770,7	146
Étang 2	1 326,7	155,6
Zone de travail « Roselière »	348,2	73,4

Tableau 1 : Données relatives la campagne de mesure GPS.

Sachant que la profondeur moyenne de l'étang 1 est d'environ 1 m, son volume est donc d'environ 770 m³. La profondeur de l'étang 2 étant en moyenne d'environ 1,7 m, son volume sera donc d'environ 2 255 m³. La Figure 6 représente la situation générale des étangs. Nous y retrouvons du nord au sud, la prise d'eau dans le ruisseau (en vert), la zone de travail « roselière » (en jaune), l'étang 1 et enfin l'étang 2 (en noir).

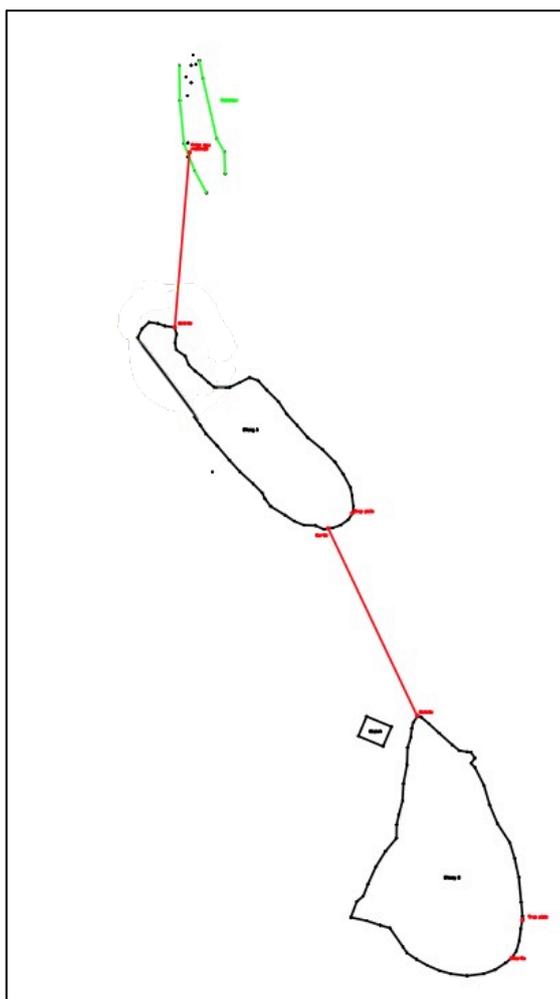


Figure 6 : Étangs de Fays-Les-Veneurs, situation générale.

Cette campagne de mesure nous a permis d'obtenir des données relatives aux canalisations entre la prise d'eau et l'étang 1, mais également entre l'étang 1 et l'étang 2 (Tableau 2).

Canalisation	Longueur (m)	Diff. hauteur (m)	Diamètre (mm)	Pente moyenne (cm/m)
Prise d'eau — Étang 1	39,7	0,17	160	0,428211587
Étang 1 — Étang 2	46,8	NC	160	NC

Tableau 2 : Données relatives aux canalisations

3.3 Qualité des eaux

La qualité des eaux est une contrainte très importante dans notre projet. Pour avoir une idée de l'importance de cette contrainte, nous avons réalisé une série de mesures.

Nous voulions dans un premier temps savoir la qualité des eaux dans les étangs après l'hiver alors que ces derniers sont alimentés continuellement avec un débit relativement élevé. Nous avons donc réalisé 2 prélèvements ponctuels le 25 février à 10 h, ces prélèvements se nomment respectivement ET1 pour l'étang 1 et ET2 pour l'étang.

Analyses	ET1	ET2	Date	Unités
DCO	22,000	15,000	25/2	mgO ₂ /l
DBO ₅	4,410	3,000	25/2	mgO ₂ /l
MES	3,500	5,000	25/2	mg/l
NT	0,600	1,000	3/3	mgN/l
PT	0,060	0,040	3/3	mgP/l
NO ₂	< 0,010	< 0,010	4/3	mgN/l
NO ₃	< 0,100	0,600	4/3	mgN/l
NH ₄	< 0,010	0,013	26/2	mgN/l
PO ₄	0,015	0,011	26/2	mgP/l

Tableau 3 : Résultats des analyses pour les prélèvements ponctuels aux étangs 1 & 2 du 25 février.

Les résultats d'analyses présentés dans le Tableau 3 nous indiquent une présence d'azote et de phosphate dans les étangs malgré un débit d'eau important dans ces derniers pendant la période hivernale.

Pour compléter les analyses ponctuelles des étangs 1 (amont) & 2 (aval), nous avons réalisé 2 autres prélèvements dans le ruisseau. D'abord un prélèvement ponctuel le 25 février à 10 h sur la partie amont du ruisseau juste après le village de Fays-Les-Veneurs. Ensuite une campagne de 24 h entre le 24 février à 10 h et le 25 février à 10 h dans la partie du ruisseau à proximité de la prise d'eau de l'étang amont. Lors de la campagne de 24 h, un échantillon de 70 ml était prélevé toutes les 10 minutes. Ces prélèvements se nomment respectivement RAM pour le prélèvement ponctuel et RE pour la campagne de 24 h.



Figure 7 : Échantillonneur placé dans le ruisseau au niveau de la prise d'eau.

Analyses	RAM	RE	Date	Unités
DCO	8,000	25,000	25/2	mgO ₂ /l
DBO5	3,970	3,000	25/2	mgO ₂ /l
MES	5,300	4,900	25/2	mg/l
NT	6,00	5,400	3/3	mgN/l
PT	0,080	0,130	3/3	mgP/l
NO ₂	0,030	0,040	4/3	mgN/l
NO ₃	4,200	4,500	4/3	mgN/l
NH ₄	0,311	0,149	26/2	mgN/l
PO ₄	0,047	0,073	26/2	mgP/l

Tableau 4 : Résultats des analyses pour les prélèvements du 24 & 25 février.

Au travers de ces deux tableaux, nous remarquons les différences de concentrations d'azote total, de nitrate, d'ammonium et de phosphore total qui sont les contraintes à notre projet. En effet, il s'agit des éléments primaires pour le développement des algues, nous allons devoir travailler à la réduction de ces concentrations.

Pour avoir des données complètes sur la qualité des eaux entrant dans les étangs, nous avons réalisé une deuxième campagne de mesure. Celle-ci a eu lieu le 15 août, sous la forme de prélèvements ponctuels dans le ruisseau en amont des étangs, le ruisseau à la prise d'eau des étangs et dans chaque étang.

Analyses	ET1	ET2	Date	Unités
DCO	6,00	10,00	NC	mgO ₂ /l
DBO5	En cours	En cours	NC	mgO ₂ /l
MES	6,00	2,00	NC	mg/l
NT	3,70	3,00	NC	mgN/l
PT	0,05	0,02	NC	mgP/l
NO ₂	0,14	0,09	NC	mgN/l
NO ₃	2,6	2,20	NC	mgN/l
NH ₄	0,15	0,10	NC	mgN/l
PO ₄	0,02	0,01	NC	mgP/l

Tableau 5 : Résultats des analyses pour les prélèvements ponctuels aux étangs 1 & 2 du 15 août.

Analyses	RAM	RE	Date	Unités
DCO	8,00	5,00	NC	mgO ₂ /l
DBO5	En cours	En cours	NC	mgO ₂ /l
MES	14,00	4,00	NC	mg/l
NT	5,10	4,50	NC	mgN/l
PT	0,12	0,08	NC	mgP/l
NO ₂	0,07	0,05	NC	mgN/l
NO ₃	3,90	3,80	NC	mgN/l
NH ₄	0,30	<0,10	NC	mgN/l
PO ₄	0,05	0,05	NC	mgP/l

Tableau 6 : Résultats des analyses pour les prélèvements ponctuels dans le ruisseau du 15 août.

Nous souhaitons faire des analyses de la qualité de l'eau lorsque le débit du ruisseau serait à l'étiage. Malheureusement, les conditions de cet été ne nous ont pas permis d'avoir l'étiage, nous avons donc effectué les analyses lors de la période de jours sans pluie la plus longue.

Le Tableau 5 et le Tableau 6 présentent les résultats pour les analyses de qualité d'eau effectuées en période estivale (courant du mois d'août). Nous nous permettons d'indiquer que les analyses pour la DBO, vu la durée de 5 jours pour les analyses, sont toujours en cours et seront présentées lors de la présentation orale.

Nous observons des tendances différentes que pour la campagne d'analyse du 25 février 2021. En effet, pour les analyses du 15 août 2021, nous n'observons pas de différence significative des concentrations pour les paramètres analysés entre les échantillons des ruisseaux et ceux des étangs.

Néanmoins, nous pouvons voir qu'il y a des différences entre les analyses faites en période hivernale et les analyses faites en période estivale dans les étangs. Les concentrations d'azote total, d'ammonium et de nitrates sont nettement supérieures pour les analyses les plus récentes. Nous ne retrouvons pas ces différences pour les paramètres analysés dans le ruisseau.

Malgré les aléas météorologiques dont nous avons été victimes pendant le mois de juillet et le début du mois d'août. De grandes quantités d'eau sont tombées sur la région lessivant les champs et permettant l'accumulation des éléments dans les étangs. Les résultats des prélèvements dans le ruisseau peuvent être expliqués par les quelques jours sans pluie précédent notre campagne, permettant au ruisseau de revenir à son niveau habituel.

3.4 Débit de l'admission

Dans le même ordre d'idée, le débit d'entrée dans l'étang amont va être une contrainte pour notre projet.

Pour obtenir une vue d'ensemble du débit, nous avons effectué 2 campagnes de mesure de débit par traçage au chlorure de sodium (NaCl). Une première campagne le 1^{er} avril et une deuxième le 15 août.

Le débit est obtenu par la relation suivante : $Q = \frac{M}{\Delta t \cdot \sum_i C_i}$

Équation 1

Avec :

Q , le débit à mesurer (l/s)

M , la masse de traceur introduite dans l'écoulement (g)

Δt , le pas de temps d'enregistrement du conductimètre (s)

C_i , la concentration à chaque pas de temps i lors du passage du traceur (g/l)



Figure 8 : Prise d'eau de l'étang amont lors de la campagne de mesure de débit.



Figure 9 : Conductimètre placé au milieu de l'écoulement.

Pour la première campagne, nous avons fait 3 essais avec respectivement 488,79, 250,48 et 254,48 g de sel. La mesure de la conductivité électrique a été prise avec un pas de temps d'une seconde. Les données obtenues lors de ces essais sont reprises dans le Tableau 7 et le Tableau 8.

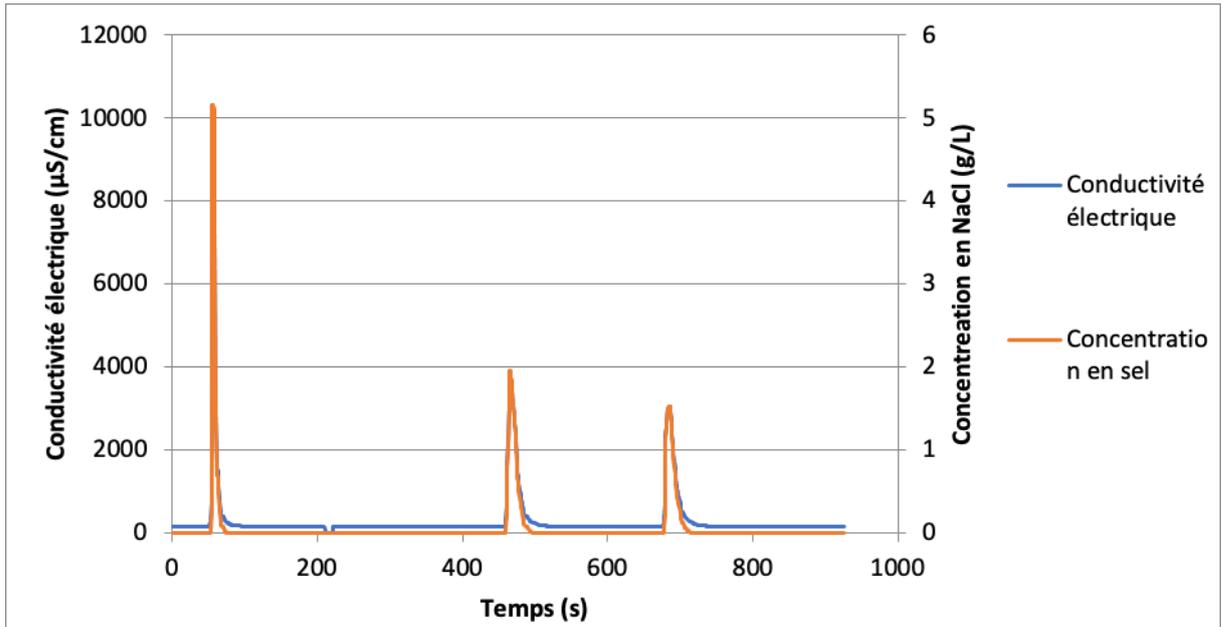


Tableau 7 : Graphique de la conductivité électrique et de la concentration en NaCl en fonction du temps.

N° de l'essai	M (g)	Δt (s)	$\sum_i C_i$ (g/l)	Q (l/s)	Q (m ³ /j)
1	488,79	1	59,60	16,4	1 417
2	250,48	1	49,01	10,2	883
3	254,48	1	42,82	11,9	1 027

Tableau 8 : Résultats de la première campagne de mesure de débit.

On remarque dans le Tableau 7 que l'essai n° 1 à une concentration très élevée et produit un pic trop élevé au conductimètre. Dès lors, nous n'en tenons pas compte dans nos analyses.

En fin de période hivernale, le débit d'entrée dans l'étang amont est relativement élevé aux alentours de 1000 m³/j.

Pour la deuxième campagne, nous avons fait 2 essais avec 250 g chacun. Nous avons travaillé avec le même pas de temps, c'est-à-dire 1 seconde. Le Tableau 9 et le Tableau 10 présentent les données obtenues grâce à cette deuxième campagne de mesure de débit.

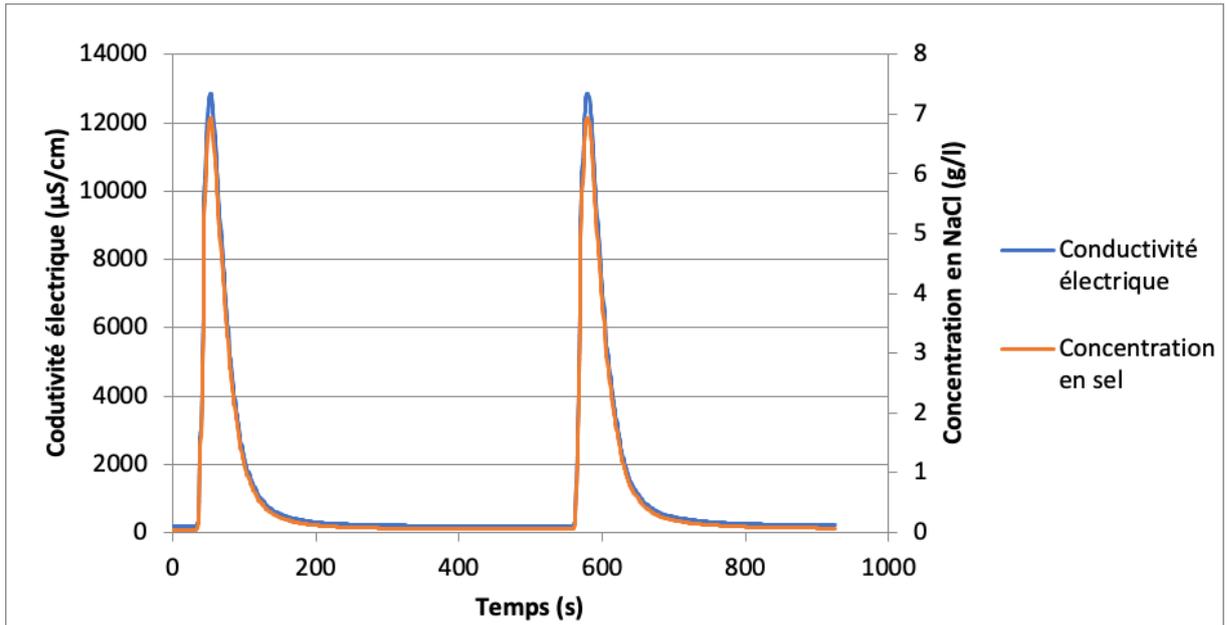


Tableau 9 : Graphique de la conductivité électrique et de la concentration en NaCl en fonction du temps.

N° de l'essai	M (g)	Δt (s)	$\sum_i C_i$ (g/l)	Q (l/s)	Q (m ³ /j)
1	578,71	1	250	0,9	75
2	620,60	1	250	0,8	70

Tableau 10 : Résultats de la deuxième campagne de mesure de débit.

Nous remarquons au travers de cette deuxième campagne de mesure de débit qu'il y a une forte variation du débit entre la période hivernale et la période estivale. M. Rosillon nous confirme qu'en période hivernale, il ne contrôle pas le débit et laisse un maximum d'eau entrer dans les étangs pour enlever un maximum de la turbidité. Nous notons également que M. Rosillon a posé une réduction 160-140mm à l'entrée de la prise d'eau pour réduire le débit entrant en période estivale.

Les résultats de la campagne nous indiquent un débit relativement faible de l'ordre de 1 l/s. Après observation de la prise d'eau, il s'avère que l'entrée de la conduite est légèrement obstruée. La conduite étant bouchée de manières naturelles et ayant pu se produire à n'importe quel moment, nous avons jugé normal de ne pas déboucher la conduite avant les mesures. En effet, la prise d'eau n'est pas vérifiée quotidiennement et donc le débit peut rester faible, voire être quasi nul pendant plusieurs jours.

Il s'avère que le débit correspond aux estimations de M. Rosillon lorsqu'il met en place la réduction (entre 1 et 2 l/s)

Revue de la littérature

1 Filtre planté

Il existe différents types de filtres plantés. Nous trouvons dans la littérature des filtres plantés aérés, filtres plantés compartimentés, filtres plantés à eaux libres, à flux horizontaux, à flux verticaux... (Parde et al., 2021). Nous avons choisi de développer les deux derniers filtres qui pour nous sont les deux plus en adéquations avec nos contraintes.

Le traitement de l'eau au travers d'un filtre planté s'effectue grâce à plusieurs mécanismes physiques, chimiques et biologiques. Le Tableau 11 présente les mécanismes impliqués.

Mécanismes	Descriptions	Polluants impliqués
<u>Physiques</u>		
Sédimentation	Matière en suspension et contaminants associés qui tombent sur le fond par gravité	MES et polluants associés
Filtration	Élimination mécanique des particules lorsque l'eau passe au travers du substrat	MES et polluants associés
<u>Chimiques</u>		
Précipitation	Précipitation des composés insolubles	Phosphore et métaux lourds
Adsorption	Attraction des particules entre elles (Force de Van der Waals)	Azote, phosphore, métaux lourds et matières organiques
<u>Biologiques</u>		
Métabolisation microbienne		Matières organiques (DBO, DCO), azote, phosphore et métaux lourds
Absorption par les plantes	Absorption et consommation des contaminants par les plantes dans des conditions adéquates	Matières organiques, azote, phosphore, métaux lourds, bactéries et virus
Dégradation naturelle	Mort naturelle des microorganismes dans un environnement défavorable	Bactéries et virus

Tableau 11 : Mécanismes d'élimination impliqués dans les lagunages. (Fournel, 2012)

Les rendements d'éliminations, l'espace nécessaire et le coût de maintenance, théoriques pour les 2 types de filtres plantés que nous développons sont présentés dans le Tableau 12.

Performance parameters, land area and operation and maintenance cost of constructed wetland.											
Sr. No.	Treatment technology	Removal percentage of parameters						Land requirement	Maintenance cost per year	References	
		BOD	COD	TSS	TN	TP	NH ₃ --N				Coliform
(a)	Horizontal flow constructed wetland	70-80	60-75	70-85	30-50	10-20	20-30	2log ₁₀	5-10 m ² /PE	20 euro/year	Dotro et al. (2017), Tsihrintzis et al. (2007)
(b)	Vertical flow constructed wetland	70-85	70-80	85-85	< 20	10-20	>90	2-4log ₁₀	1-3 m ² /PE	36.81 euro/PE	Dotro et al. (2017), Tsihrintzis et al. (2007)

Tableau 12 : Rendements d'éliminations, espace nécessaire, coût de maintenance pour les filtres plantés à flux horizontaux et verticaux.

(Parde et al., 2021).

1.1 À flux horizontal

Le filtre à flux horizontal est le filtre le plus commun dans la filière française de traitement par lagunage (Molle, 2012).

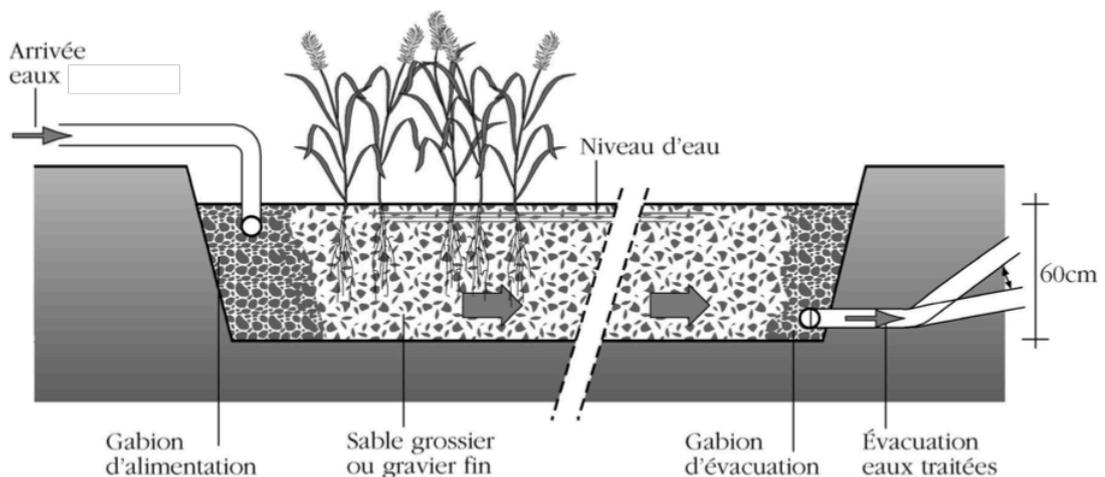


Figure 10 : Schéma d'un filtre à écoulement horizontal. (Molle, 2003)

Dans les filtres à flux horizontaux, l'eau arrive dans un gabion d'alimentation qui permet de répartir le liquide sur toute la hauteur et toute la largeur du filtre. Ensuite l'eau s'écoule de manière horizontale dans le média filtrant avant d'arriver dans un gabion d'évacuation qui récolte les eaux traitées.

Pour faciliter l'évacuation, un drain est posé dans le fond du gabion d'évacuation. L'eau quitte le gabion par un tuyau et un siphon. Cela permet de régler le niveau d'eau dans le filtre et de réduire les écoulements préférentiels qui influenceraient le traitement (Molle, 2003).

Les filtres à écoulements horizontaux permettent le traitement secondaire et tertiaire des eaux domestiques, industrielles, agricoles, minières... (Solano et al., 2004, cité dans Parde et al., 2021 ; Steer et al., 2002, cité dans Parde et al., 2021). En fonction du type de traitement, le dimensionnement sera différent, Molle (2003) préconise 5 m² par EH en traitement secondaire, 1 m² par EH en traitement tertiaire et 0,5 m² par EH en cas de traitement des eaux grises uniquement.

Un projet pilote a été réalisé par Molle (2003). Il s'agit d'un filtre d'une surface de 0,6 m², d'une profondeur de 0,4 m qui est alimenté par un flux d'eau décanté de l'ordre de 30 l/j et ayant les caractéristiques suivantes : 120 +/- 50 mgDCO/l et 20 mgP/l. Le temps de séjour dans le média filtrant (calcite) est de 2,6 jours.

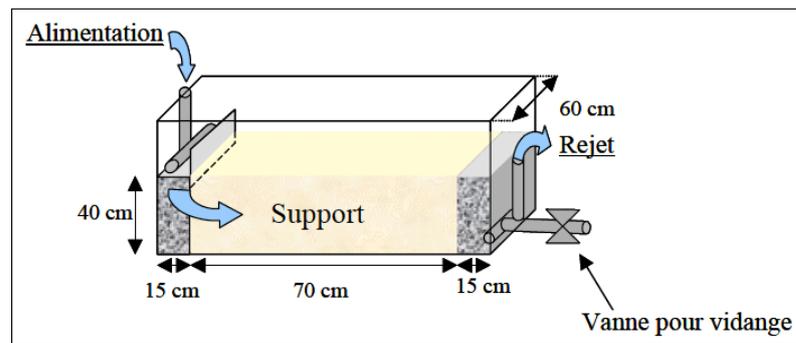


Figure 11 : Dispositif expérimental. (Molle, 2003)

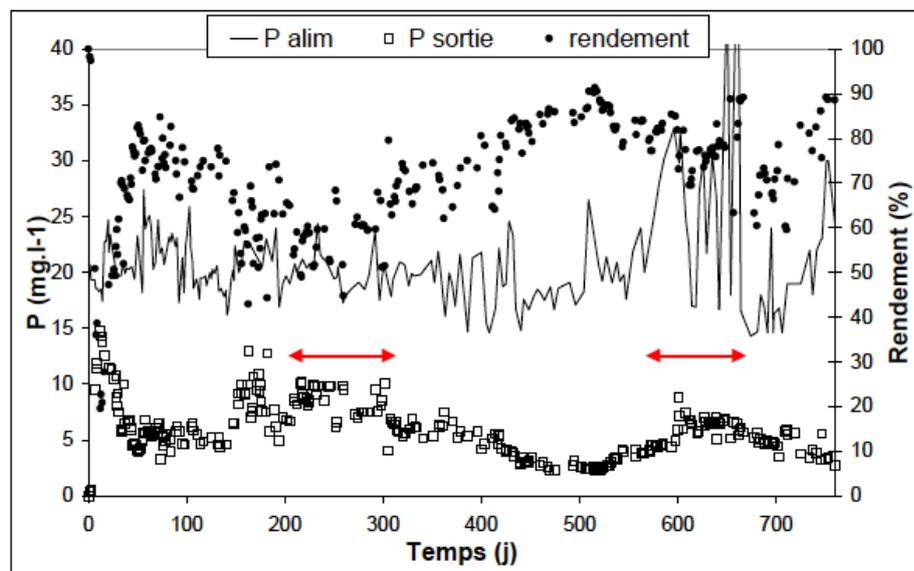


Figure 12 : Concentration en phosphore en fonction du temps (alimentation, rejet) et rendement. (Molle, 2003)

Au travers de la Figure 12, nous observons la variation de concentration entre l'entrée et le rejet du filtre. Le rendement oscille entre 50 et 90 % en fonction de la température de l'eau et des conditions d'anoxies du filtre (Molle, 2003).

1.2 À flux vertical

Les filtres plantés à flux verticaux sont des cavités étanches creusées dans le sol. La filtration se fait au travers de différentes couches de média de granulométries différentes.

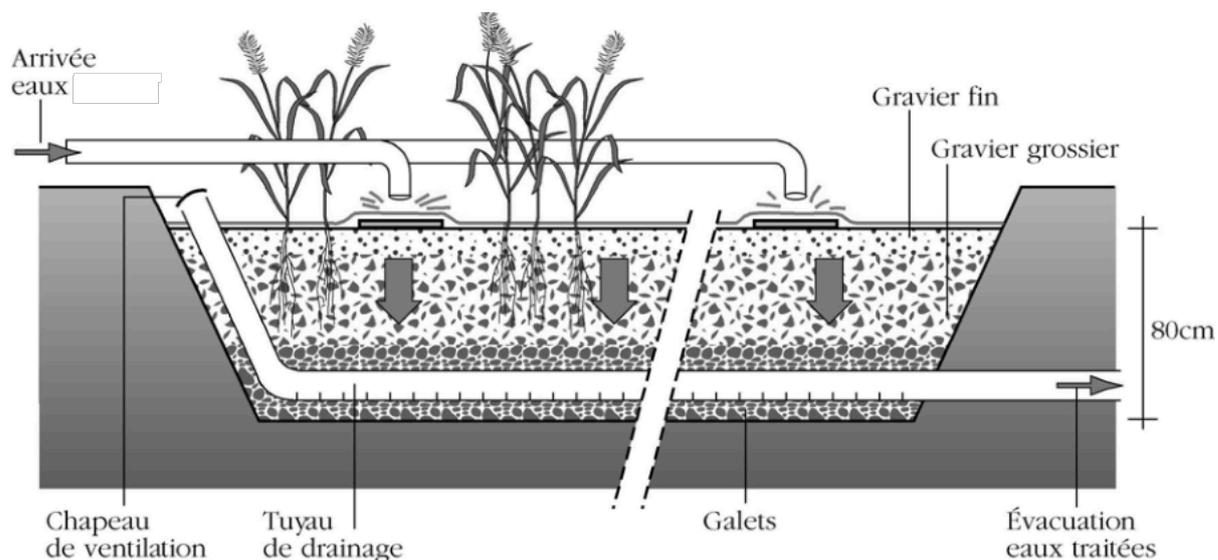


Figure 13 : Schéma d'un filtre à écoulement vertical.
(Molle, 2003)

Le filtre peut être alimenté de 2 façons en fonction du système d'alimentation, soit en continu lorsqu'il y a présence d'un système de canalisation permettant une distribution homogène de l'influent, soit par bâchée lorsqu'il s'agit d'une arrivée simple sans tuyaux de dispersion. Il est cependant nécessaire d'installer un système de ventilation permettant une bonne aération pour la biologie aérobie (Molle, 2003).

Le filtre planté à écoulement vertical est souvent utilisé comme filtre primaire, son dimensionnement est trouvé empiriquement pour traiter au maximum de 20 à 25 $\text{gDBO}_5/\text{m}^2.\text{j}$ (Molle, 2003). Pour permettre un développement correct de la biomasse et une bonne oxygénation du filtre, il est nécessaire d'interrompre l'alimentation après 3,5 jours pendant 7 jours et donc de travailler avec 3 bassins en parallèles (Molle, 2003 ; Prigent, 2012).

La profondeur plus grande du bassin n'améliore pas l'élimination des matières organiques et des MES. Cependant, cela influence la dégradation de l'azote et du carbone (Molle et al., 2006, cité dans Prigent, 2012).

Un projet de 4 pilotes a été réalisé par Prigent (2012). Il s'agit de 4 bacs de 0,32 m² sur une profondeur de 0,3 m. Le système est alimenté par des eaux brutes à raison de 3 bâchées de 5,6 L par jour. Le temps de séjour dans le pilote est de 24 h. Le Tableau 13 présente la qualité de l'eau à traiter.

Polluant	Concentration (mg.L⁻¹)
MES	11 ± 6
DCO	52 ± 45
P_{TOT}	11,5 ± 5,3
P-PO₄	11,1 ± 4,1
Ca	167 ± 66

Tableau 13 : Qualité de l'eau à traiter. (Moyenne +/- écart-type)
(Prigent, 2012)

Elément	Pourcentage massique (%)	
	FAE1	FAE2
Al₂O₃	8,5 ± 3,6	7 ± 0,8
CaO	32 ± 6,8	23,1 ± 7,8
Cr₂O₃	0,7 ± 0,4	1,4 ± 0,2
Fe₂O₃	13,3 ± 1,7	22,2 ± 1
MgO	6,6 ± 2,2	4,2 ± 1
MnO	3,8 ± 1,7	4,3 ± 0,4
SiO₂	13,2 ± 1,5	10,5 ± 1,5
TiO₂	0,4 ± 0,2	0,5 ± 0,1
P₂O₅	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,1

Tableau 14 : Composition des 2 types de laitier.
(Prigent, 2012)

Des laitiers différents ont été utilisés pour remplir les bacs, ils sont respectivement remplis de laitier FAE1, 20 – 40 mm ; FAE1, 10 – 20 mm ; FAE2, 20 – 40 mm et FAE2, 10 – 14 mm.

Le tableau présente les concentrations moyennes en sortie des filtres. Les phases correspondent à des temps d'expérimentation et de séjour différents. Les phases sont respectivement : phase I (durée de 11 mois, temps de séjour 24 h), phase II (durée de 3 mois, temps de séjour 48 h), phase III (durée de 6 mois, temps de séjour de 24 h), phase IV (durée de 4 mois, temps de séjour de 48 h). L'augmentation du temps de séjour coïncide avec les périodes hivernales et des températures plus faibles. Le but étant d'éviter la dégradation et la surcharge du filtre (Prigent, 2012).

Phase	n	Entrée	F1	F2	F3	F4
I	32	11,0 ± 4,0	6,1 ± 3,3	4,0 ± 4,5	3,8 ± 2,9	2,6 ± 2,8
II	15	8,9 ± 2,1	5,0 ± 2,1	4,1 ± 2,9	4,3 ± 2,4	3,3 ± 2,0
III	21	9,9 ± 1,9	6,5 ± 1,8	4,1 ± 2,3	4,1 ± 2,3	2,6 ± 1,9
IV	7	9,7 ± 3,3	6,0 ± 2,4	5,0 ± 2,1	4,8 ± 1,9	3,7 ± 1,8
Total	75	10,1 ± 3,3	6,0 ± 2,6	4,2 ± 3,4	4,2 ± 2,5	2,9 ± 1,3

Tableau 15 : Concentrations moyennes en phosphore total au cours des différentes phases du suivi des filtres réactifs. (Prigent, 2012).

Le meilleur résultat est obtenu avec laitier de type FAE2, de granulométrie 10 – 14 mm et avec un temps de séjour de 24 h.

1.3 Type de plantes

Plusieurs études ont été menées sur les plantes utilisées dans les filtres plantés dans le but d'évaluer certains critères comme le développement des racines et de la biomasse, le taux de rétention d'azote, de phosphore et de potassium.

Certaines études montrent que nous pouvons obtenir la même efficacité de traitement des eaux usées par lagunage avec ou sans plantes (Thorén et al., 2004, cité dans Zhu et al., 2012 ; Gross et al., 2007, cité dans Zhu et al., 2012). En effet, il apparaît que la diminution la plus élevée du taux de DCO dans les eaux usées d'élevage a lieu dans les bassins de lagunage non planté. Cette efficacité d'élimination provient de la granulométrie du média (Zhang et al., 2011, cité dans Zhu et al., 2012).

1.3.1 Le rôle de la végétation dans les filtres plantés

Le rôle des plantes dans le traitement des eaux usées a été mis en évidence dans plusieurs études. En effet, les plantes permettent une diminution de la vitesse d'écoulement dans le filtre, ce qui permet aux matières organiques décantables et aux MES de se déposer à la surface du filtre. Elles sont alors dégradées par les microorganismes et absorbées par les plantes (Kao et al., 2003, cité dans Zhu et al., 2012).

En facilitant la sédimentation, les plantes améliorent l'absorption des nutriments, des composés inorganiques et des polluants organiques, le transport des gaz et des éléments nutritifs entre les racines et les parties aériennes (Brisson et Chazarenc, 2009, cité dans Zhu et al., 2012). Elles libèrent de l'oxygène et du carbone dans la zone racinaire ce qui influence, la microbiologie de la zone racinaires en améliorant la diversité et l'activité des microorganismes (Taylor et al., 2011, cité dans Zhu et al., 2012).

1.3.2 La rétention des nutriments

Les plantes sont principalement choisies en fonction de leur provenance, leur coût, leur présence dans l'environnement du filtre. Les plantes qui sont choisies doivent s'adapter aux conditions environnementales. En s'adaptant, elles se développent différemment. Cette différence de développement joue un rôle dans la rétention des éléments nutritifs (Cheng et al., 2009, cité dans Lai et al., 2011).

En 1998, une étude sur plusieurs plantes a été publiée (Ennabili et al.). Elle montre la quantité de nutriments retenus au travers du système racinaire et du système aérien. La Figure 14 présente les résultats de cette étude. Nous remarquons que les plantes qui accumulent le plus de nutriments sont *P. australis*, *T. angustifolia* et *S. erectum*.

D'autres études plus récentes ont démontré que les caractéristiques morphologiques et anatomiques des plantes ont une grande influence sur l'accumulation des nutriments par les plantes (Lai et al., 2011). L'étude réalisée en 2011 met en concurrence 35 plantes avec des racines fibreuses et des racines épaisses. Les Figure 15 et Figure 16 montrent les résultats obtenus avec les 2 types de plantes en fonction du taux de photosynthèse, du taux de transpiration, de la conductance stomatique et du taux d'élimination des nutriments.

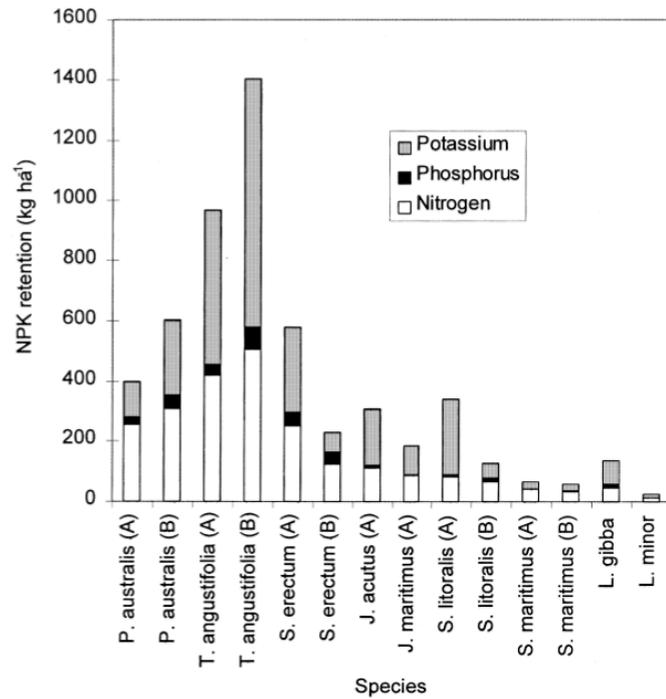


Figure 14 : NPK-retention (kg/ha) in above- (A) and below-ground (B) parts. (Ennabili et al., 1998)

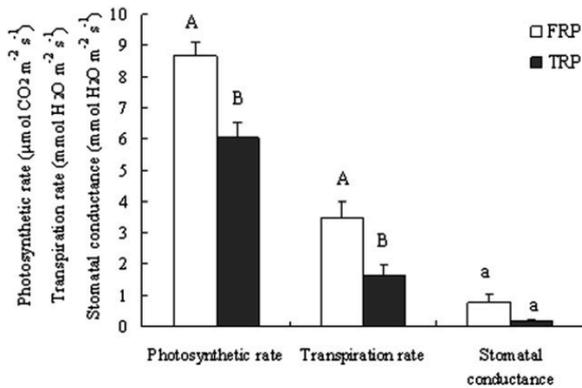


Figure 15 : Comparaisons des taux de photosynthèse, des taux de transpiration et de la conductance stomatique entre les plantes à racines fibreuses (FRP) et les plantes à racines épaisses (TRP). (Lai et al., 2011)

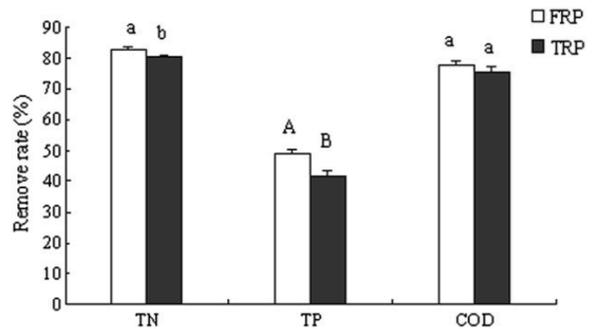


Figure 16 : Comparaisons des taux d'élimination des nutriments entre les plantes à racines fibreuses (FRP) et les plantes à racines épaisses (TRP).

Au vu de notre situation et des résultats des études, il serait intéressant de choisir des plantes à racines fibreuses pour leur pouvoir d'élimination des nutriments et de photosynthèse qui améliorent la microbiologie du filtre. Nous pouvons notamment prendre des plantes comme *Phragmite australis*, *Typha angustifolia* et *Scirpus lacustris*.

2 Filtres non plantés

Après nous être focalisés sur les filtres plantés. Nous nous focalisons maintenant sur les filtres non plantés qui permettent de traiter un débit plus conséquent.

2.1 Filtre rapide vertical

Le principe d'un filtre rapide est de faire passer l'eau au travers de médias filtrants de granulométries différentes afin d'éliminer un maximum les particules polluantes en suspensions.

Des recherches ont été effectuées sur un projet de traitement d'une rivière par lagunage avec 4 bassins. Le débit entrant dans les filtres est de l'ordre de $550 \text{ m}^3/\text{j}$ en moyenne (entre 500 et $750 \text{ m}^3/\text{j}$). Le lagunage est composé d'un premier filtre rapide de 75 m^2 , suivi d'un filtre planté à flux vertical de 160 m^2 , d'un filtre planté à flux vertical inversé de 140 m^2 et d'un filtre à écoulement surfacique de $1\,020 \text{ m}^2$. Ce qui fait une charge hydraulique de $7,33 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{j}$ et un temps de séjour de 3 h 15 min (Jia et al., 2014).

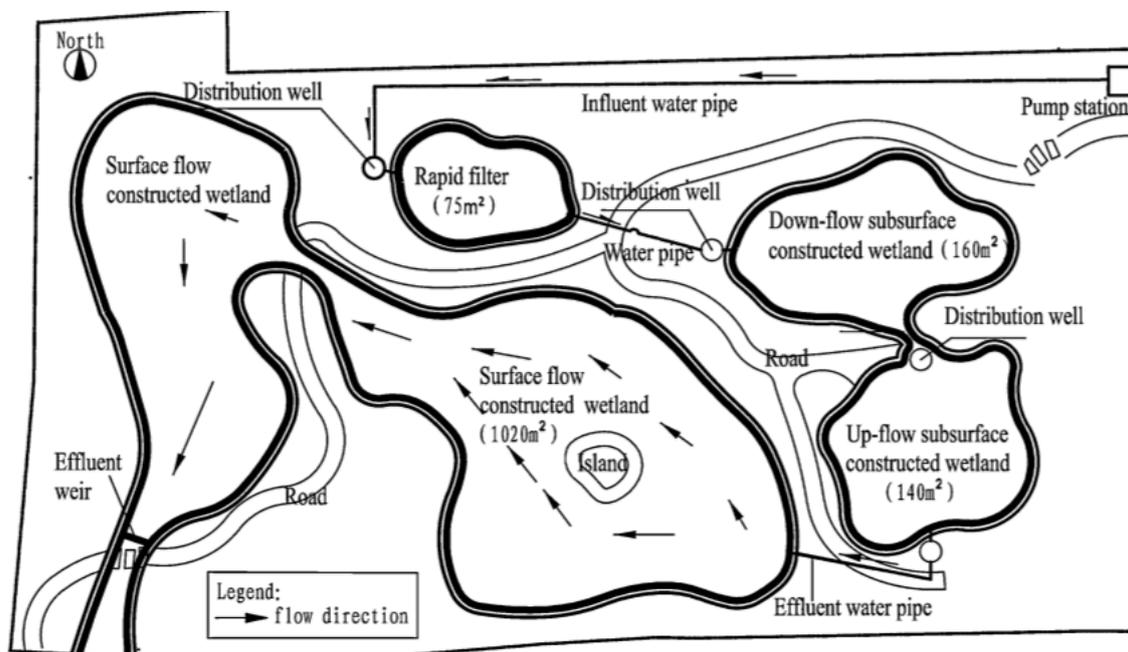


Figure 17 : Plan du système de lagunage à 4 étages.
(Jia et al., 2014).

Le filtre rapide que nous analysons est composé de plusieurs couches de gravier, respectivement de haut en bas : de 20 cm de gravier 5 - 10 mm, de 30 cm de sable 2 - 5 mm, de 30 cm de sable 1 - 3 mm, de 20 cm de sable 2 - 5 mm.

Water quality parameter	Influent	Rapid filter outlet	Subsurface wetland outlet	Surface wetland outlet	Removal rate by rapid filter	Removal rate by subsurface wetland	Removal rate by surface wetland	Total removal rate
COD (mg/L)	25.33	17.74	11.79	9.6	29.9	24.3	7.9	62.1
Turbidity (NTU)	4.03	1.37	1.54	1.23	13.6	48.2	7.7	69.5
TN (mg/L)	4.08	3.01	1.96	1.24	26.3	30.8	12.5	69.6
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	0.89	0.65	0.41	0.22	24.2	32.8	18.3	75.3
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	1.44	0.69	0.29	0.16	51.7	27.9	9.3	88.9
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0.26	0.1	0.05	0.03	56.6	24.1	7.8	88.5
TP (mg/L)	0.28	0.22	0.14	0.11	23.8	26.1	10.8	60.7
PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)	0.16	0.12	0.07	0.06	26.9	30.3	5.3	62.5

Tableau 16 : Les concentrations moyennes et les taux d'élimination pour les paramètres de qualité d'eau. (Jia et al., 2014)

Le Tableau 16 nous indique que le rendement d'élimination du phosphore par le filtre rapide est en moyenne de 23,8 %. Cela est faible, mais il peut être amélioré. En effet, les auteurs préconisent de diminuer la charge hydraulique à 1 m³/m².j et ainsi d'augmenter le temps de séjour pour améliorer l'élimination de l'azote et du phosphore (Jia et al., 2014).

2.2 Filtre à réactif de type cylindrique

Le système suivant est un système de filtre cylindrique d'un diamètre de 2 m et d'une hauteur de 2 m également. Il est composé de deux cylindres concentriques de 0,8 m et de 1,5 m de diamètre.

L'espace intercylindrique est de 0,7 m qui est rempli d'un média filtrant, ici, de coquilles concassées. Le niveau de l'eau à l'intérieur est de 1,7 m.

Ce filtre s'intègre dans un système de traitement d'eaux de drainage agricole.

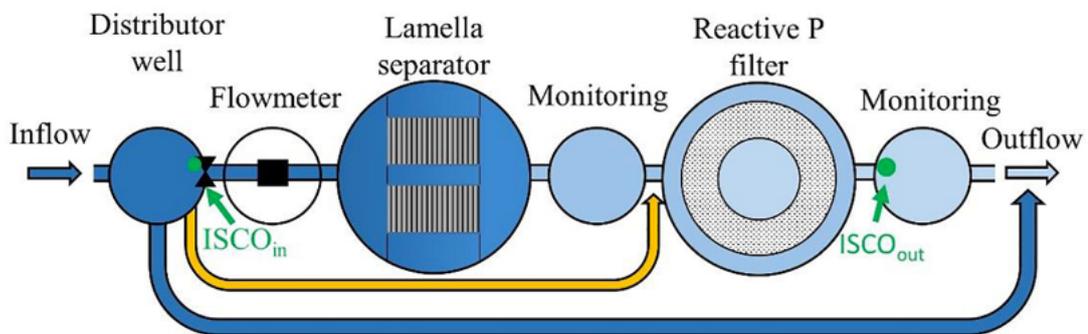


Figure 18 : Schéma du système de drainage. (Pugliese et al., 2020)

Le débit d'entrée varie en fonction des périodes de l'année entre 17 000 et 43 000 m³/an soit entre 46,5 et 117 m³/j (Pugliese et al., 2020).

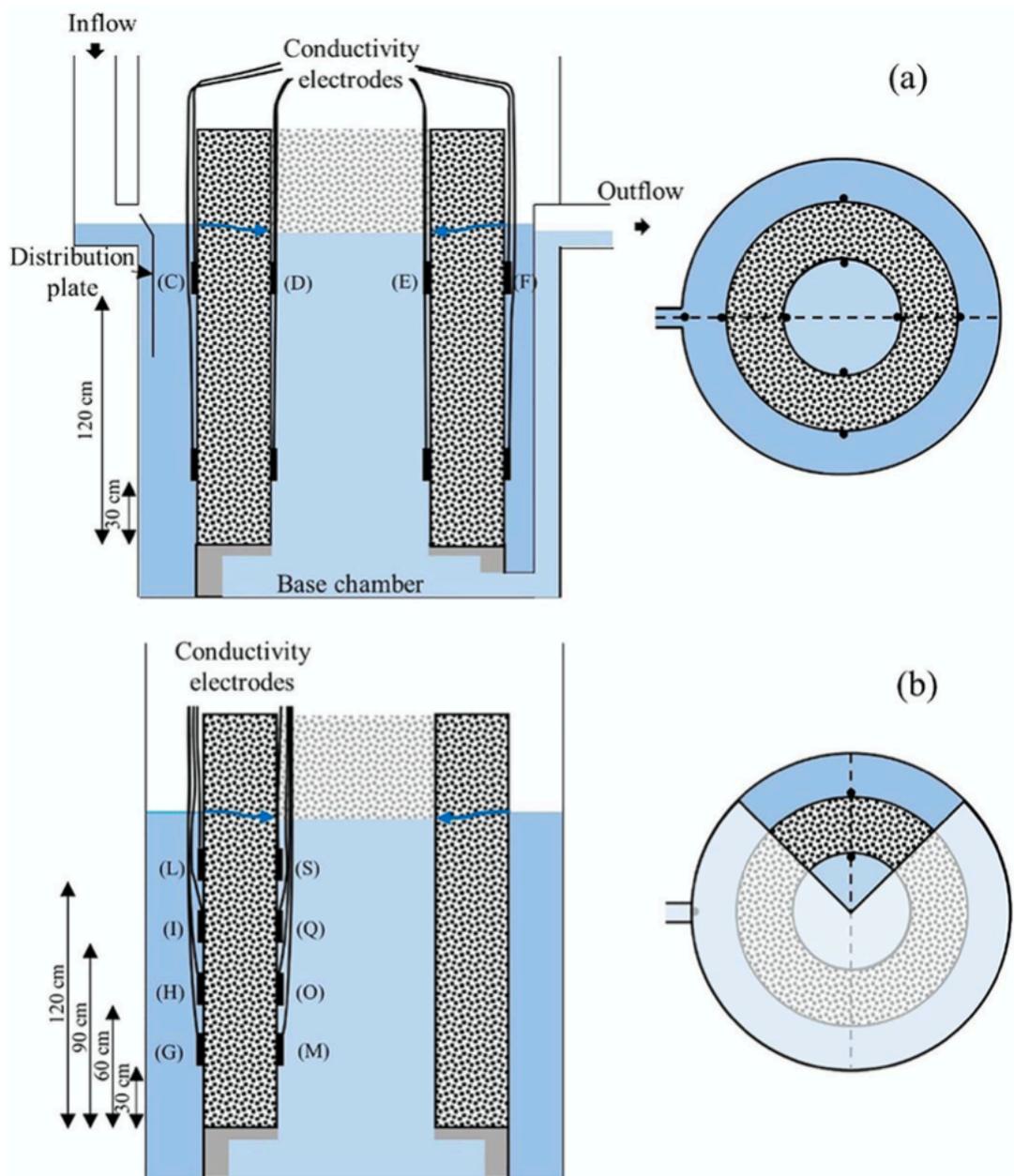


Figure 19 : Vue en coupe transversale (à gauche) et projection (à droite) du filtre à réactif à grande échelle. (Pugliese et al., 2020)

Le rendement du système est obtenu par couplage des données de laboratoire sur le matériau filtrant et la modélisation du système sur une période de 2 ans. Le rendement théorique du filtre est d'environ 62 %.

2.3 Filtre saturé à flux inversé

Ce filtre est un filtre tertiaire d'une petite installation destinée à traiter les eaux domestiques. En amont du filtre, on trouve une fosse septique et un biofiltre. Le but principal du filtre saturé à flux inversé est la rétention du phosphore.

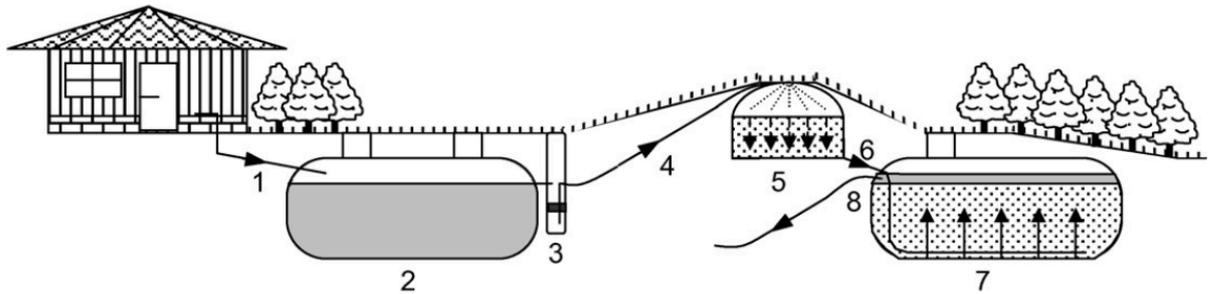


Figure 20 : Disposition du système de traitement.

(1) entrée (eaux usées domestiques), (2) fosse septique, (3) pompe de relevage, (4) effluents de la fosse septique, (5) biofiltre, (6) effluents du biofiltre, (7) filtre saturé à flux inverse, et (8) sortie (Heistad et al., 2006).

Pour ce faire, le filtre a un volume de 6 m^3 et une profondeur de 1,2 m. Le média filtrant présent dans ce dernier est de la Filtralite avec une granulométrie de 0 – 4 mm. Le système reçoit entre 450 et 854 l par jour. Le rendement d'élimination du phosphore entre l'entrée du biofiltre et la sortie du filtre saturé est de 99,4 % (Heistad et al, 2006).

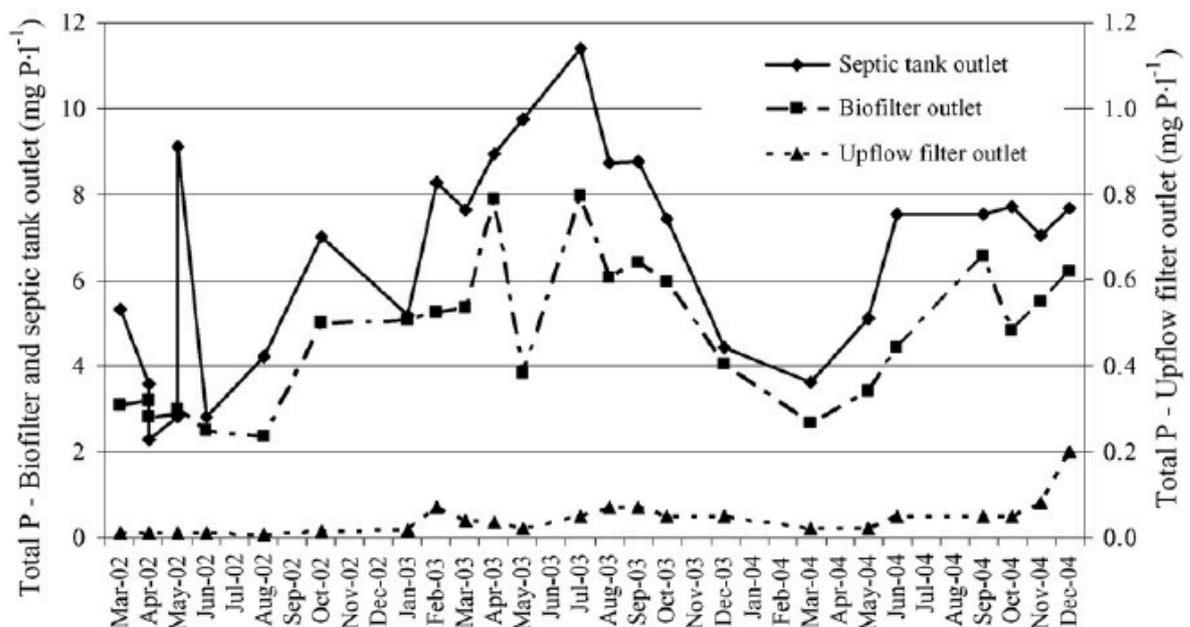


Figure 21 : Concentration du phosphore en fonction du temps à la sortie de chaque compartiment. (Heistad et al, 2006)

La Figure 15 présente les concentrations en phosphore en sortie de chaque compartiment du système de traitement. Pour comprendre l'efficacité du filtre saturé à flux inversé, nous devons comparer les concentrations à la sortie du biofiltre « Biofilter outlet » et à la sortie du filtre saturé « Upflow filter outlet ».

Nous remarquons que malgré les fluctuations des concentrations en entrée du filtre, les concentrations à sa sortie sont relativement basses. Notons néanmoins que les dernières mesures montrent une tendance à la hausse vers 0,2 mgP/l. Cela peut s'expliquer par un début de saturation du filtre après 3 ans de fonctionnement.

3 Type de média pour les différents filtres

Nous avons remarqué que dans chaque pilote ou étude, des médias différents sont utilisés pour filtrer l'eau. En effet, en fonction de la composition de l'eau entrant dans le filtre et des caractéristiques chimiques des médias, des réactions peuvent avoir lieu.

Le phosphore étant un élément contraignant de notre projet, nous avons souhaité trouver un média avec un taux d'élimination important de celui-ci. Plusieurs recherches ont été menées sur le sujet et ont été compilées dans l'Annexe 4 : Matériaux filtrants pour l'élimination du phosphore par Vohla et al. (2011).

Il ressort de ces recherches que la majorité des médias utilisés sont riches en calcium ou en oxyde de calcium, ce qui permet d'obtenir la précipitation du phosphore (Vohla et al., 2011).

Par faciliter d'obtention et pour minimiser les coûts de construction du filtre, nous pensons qu'il est intéressant d'utiliser du calcaire à haute teneur en carbonate de calcium.

4 Autres systèmes de traitement

4.1 Système à ultrasons

4.1.1 Présentation

L'utilisation de systèmes à ultrasons pour contrôler la propagation des algues dans les bassins aquatiques se développe de plus en plus. Actuellement, cette technologie est principalement utilisée dans les réservoirs d'eau potable, les réservoirs de tours de refroidissement, les étangs privés et les piscicultures.



Installation of the ultrasonic transmitter in the water

Control box to select treatment program

Figure 22 : Système à ultrasons installé dans une carrière ouverte à la plongée sous-marine. (LG-Sonic, 2021)

4.1.2 Mécanisme de destructions

En fonction des fréquences choisies, les effets sur les cellules seront différents. Peng et al. décrivent en 2020 comment fonctionnent les mécanismes physiques et chimiques qui détruisent les cellules. Les ultrasons émis dans l'eau produisent des effets tels que la cavitation, la résonance, une augmentation de température, une augmentation de pression. Lorsque des bulles de cavitation sont formées, celles-ci provoquent des résonances qui impactent les vacuoles et la matrice cytoplasmique. Lorsque les bulles implosent, elles provoquent une augmentation de la température et de la pression. La résonance augmente la sédimentation des cellules alors que l'implosion des bulles détruit le système photosynthétique des algues.

Le métabolisme énergétique et la capacité de conversion des substances se trouvent impactés. S'en suit une libération des substances telles que la chlorophylle et des radicaux hydroxyles qui s'attaquent à la membrane cellulaire, modifiant sa perméabilité et libérant les dernières substances présentes dans la cellule.

La Figure 23 présente les effets des ultrasons sur les algues.

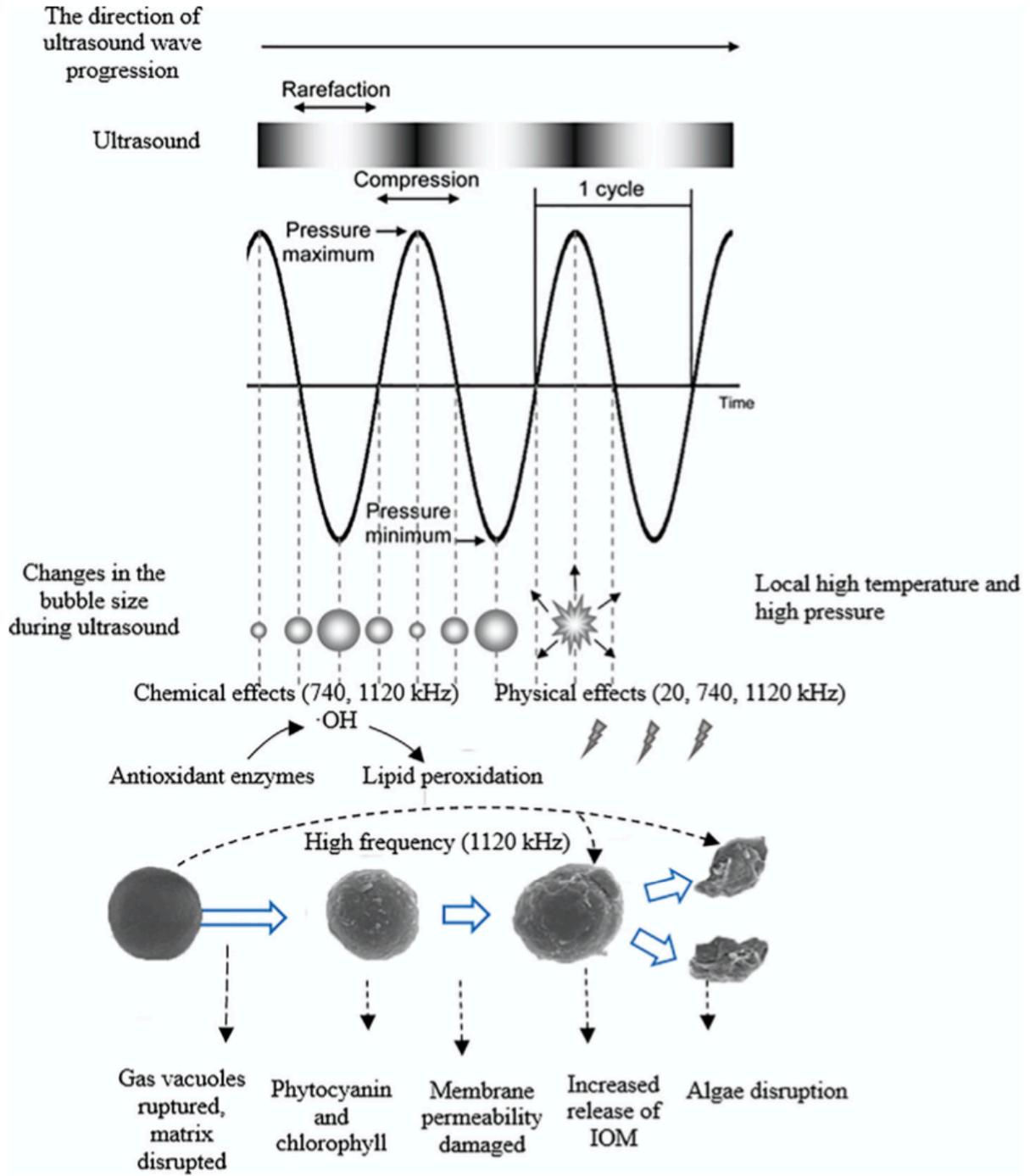


Figure 23 : La destruction des cellules d'algues par ultrasons.
(Peng et al., 2020)

4.1.3 Effets sur l'écosystème

Si les ultrasons ont des effets sur les cellules des plantes aquatiques. Ils ont également des effets sur les autres êtres vivants de l'écosystème.

Chen et al. (2020) ont testé un traitement ultrasonique de différentes intensités (1,5, 2,2 et 50 W) sur différents organismes aquatiques (*Elodea nuttallii*, *Daphnia magna*, *Moina mongolina*, *Carassius auratus* and *Macrobranchium nipponense*) pendant 5 minutes.

Les résultats de leurs tests montrent une corrélation entre l'augmentation de décès chez *Daphnia magna* et *Moina mongolina* et l'augmentation de la puissance. De même, il y a une corrélation entre la diminution du poids humide d'*Elodea nuttallii* et de *Carassius auratus* et l'augmentation de la puissance. Cependant, *Macrobranchium nipponense* ne semble pas affecté par les ultrasons.

L'utilisation d'ultrasons pour attaquer et détruire les algues relâche des toxines toxiques de cyanobactéries. Ces toxines sont des métabolites secondaires des algues qui sont libérées dans l'eau lorsque les cellules éclatent. Cela impacte la qualité de l'eau et peut avoir un impact négatif sur l'écosystème et la santé. (Zhang et al., 2011, cité dans Chen et al., 2020)

cyanotoxins	formula	Classified	Chemical Structure	Example	Health effects
Anatoxin-a	C ₁₀ H ₁₅ NO	Neurotoxin	bicyclic amine alkaloid	Anabaena, Oscillatoria, Aphanizomenon	paralysis and death
Anatoxin-a(s)	C ₇ H ₁₇ N ₄ O ₄ P	Neurotoxin	Alkaloid	Anabaena	destruction of muscle function
Saxitoxins	C ₁₀ H ₁₇ N ₇ O ₄	Neurotoxin	Alkaloid	Anabaena, Aphanizomenon, Cyndrospermopsis	blocks sodium channels of nerve cells
Microcystins - LR	C ₄₈ H ₇₄ N ₁₀ O ₁₂	Hepatotoxin	Monocyclic heptapeptide	Microcystis, Anabaena, Hapalosiphon, Nostoc, Anabaenopsis, Oscillatoria	Liver damage
Nodularins	C ₄₁ H ₆₀ N ₈ O ₁₀	Hepatotoxin	Pentapeptide	Nodularia	Tumor promoter Liver damage
Cyldrospermopsin	C ₁₅ H ₂₁ N ₅ O ₇ S	Cytotoxin	Alkaloid	Cyldrospermopsis, Aphanizomenon	Tumor promoter Liver damage Tumor promoter Kidney damage

Tableau 17 : Les caractéristiques des cyanotoxines relâchées par l'utilisation d'ultrasons. (Dehghani, 2016)

Ma et al. (2005) propose d'utiliser l'irradiation ultrasonique pour augmenter la dégradation de microcystine. Il apparaît que plus les fréquences sont élevées plus le taux de microcystine libéré est élevé. De même, une fréquence élevée accélère la dégradation de ces dernières.

4.1.4 Les paramètres à prendre en compte

Pour contrôler au mieux la prolifération des algues grâce à la technologie ultrasonique. Il nous paraît nécessaire de travailler sur 3 paramètres. Nous devons prendre en compte la puissance, la fréquence et la durée d'irradiation. Ces paramètres sont différents en fonction des algues à traiter.

Au travers des lectures, nous avons observé que les fréquences utilisées sont entre 20 kHz et 1320 kHz, les puissances sont entre 30 et 650 W. Nous remarquons que majoritairement, les fréquences choisies sont aux alentours de 20 à 30 kHz et que la puissance utilisée est de l'ordre de 65 W. bien sûr, nous devons remettre ces résultats à l'échelle de nos étangs.

Pour faciliter le choix du système et des paramètres, nous nous basons sur le Tableau 18 et le Tableau 19 qui présentent les résultats d'études récentes sur le contrôle et la destruction d'algues par ultrasons.

Target species	Frequency	Power (or intensity)/density	Exposure time (duration)	Lab/field test	Results	Ref.
Cyanobacteria, Greens, Diatoms	28 kHz 40–50 kHz	40 W	5 months	Field (reservoir: 0.8–1.0 million m ³)	No significant effect	Purcell et al. [22]
<i>Microcystis aeruginosa</i> (cyanobacteria, unicellular), <i>Scenedesmus subspicatus</i> (green alga, colonial)	20–1144 kHz (20, 582, 862, and 1144 kHz)	200 W at 20 kHz & 600 W at other frequencies 0.19–133 kWh m ⁻³	5–500 s	Lab (1.5 L)	<20% cell removal rates. Species not susceptible. Possible bloom growth control	Purcell et al. [12]
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (cyanobacteria, filamentous)	20–1144 kHz (20, 582, 862, and 1144 kHz)	200 W at 20 kHz & 600 W at other frequencies 0.19–133 kWh m ⁻³	5–500 s	Lab (1.5 L)	48–93% cell removal as frequency increases	Purcell et al. [12]
<i>Melosira</i> sp. (diatom species, filamentous)	20–1144 kHz (20, 582, 862, and 1144 kHz)	200 W at 20 kHz & 600 W at other frequencies 0.19–133 kWh m ⁻³	5–500 s	Lab (1.5 L)	83% (max.) cell removal at the lowest frequency (20 kHz) and 19 kWh m ⁻³	Purcell et al. [12]
<i>Microcystis aeruginosa</i>	21.5 kHz	8.24 W	10 min	Lab (0.6 L)	Observed recovery of collapsed gas vesicles within 24 h of sonication	Rodriguez-Molares et al. [25]
<i>Aphanizomenon</i> (cyanobacteria)	N/A	N/A	May–Dec., 2014	Field (reservoir: 2.9 million m ³)	90% reduction of algae based on cell numbers after more than a week sonication	Schneider et al. [24]
<i>Daphnia magna</i> * (zooplankton as grazing control)	20–44 kHz	0.63 W	25 days	Lab (0.8 L)	All <i>Daphnia</i> were killed within 30 min. Higher Phytoplankton concentration observed as <i>Daphnia</i> died	Lurling and Tolman [48]

* This zooplankton grazer was selected as non-target species to test the environmentally-friendly aspect of ultrasound.

Tableau 18 : Études récentes sur les ultrasons pour l'élimination et le contrôle des algues. (Park, 2017)

Cyanobacterial and algal cells	Frequency	Power or intensity/Density	Sonication time	Removal percentage	Ref.
<i>M. aeruginosa</i>	862 kHz	0.41 W cm ⁻³	5-500 s	1	46
<i>A. flos-aquae</i>	862 kHz	0.41 W cm ⁻³	5-500 s	99	
<i>S. suspicatus</i>	862 kHz	0.41 W cm ⁻³	5-500 s	20	
<i>Melosira</i> sp.	20 kHz	1.47 W cm ⁻³	5-500 s	83	
<i>Melosira</i> sp.	582 kHz	1.32 W cm ⁻³	5-500 s	50	
<i>Melosira</i> sp.	862 kHz	0.41 W cm ⁻³	5-500 s	11	
<i>Melosira</i> sp.	1144 kHz	1.015 W cm ⁻³	5-500 s	6	
<i>S. platensis</i>	20 kHz	20 W	5 min	43	47
	20 kHz	40 W	5 min	45	
	20 kHz	60 W	5 min	48	
	20 kHz	80 W	5 min	48	
<i>S. platensis</i>	200 kHz	40 W	5 min	60	48
	1.7 MHz	40 W	5 min	36	
<i>S. platensis</i>	1.7 MHz	0.6 W cm ⁻²	9 min	50	49
<i>M. aeruginosa</i>	1.7 MHz	0.6 W cm ⁻²	5 min	65	50
<i>Synechococcus</i> spp.	1.7 MHz	0.6 W cm ⁻²	5 min	9	
<i>M. aeruginosa</i>	22 kHz	630 W	3 min	13	51
<i>M. aeruginosa</i>	25 kHz	0.32 W ml ⁻¹	5 min	11	55
<i>M. aeruginosa</i>	150 kHz	47.2 W cm ⁻²	5 s	10	57
<i>M. aeruginosa</i> (Microcystin)	20 kHz	30, 60, 90 W	5 min	18,50,64	58
<i>M. aeruginosa</i>	40 kHz	0.0466 W cm ⁻³	30 min	4	59
	864 kHz	0.0929 W cm ⁻³	30 min	39,25	60
<i>M. aeruginosa</i>	20 kHz	0.0403 W cm ⁻³	30 min	24,55	
	580 kHz	0.0041 W cm ⁻³	30 min	59,33	
	580 kHz	0.0216 W cm ⁻³	30 min	14,77	
	1146 kHz	0.0018 W cm ⁻³	30 min	66,19	
	1146 kHz	0.0124 W cm ⁻³	30 min	39,25	
<i>M. aeruginosa</i>	580 kHz	0.018 W cm ⁻³	30 min	13	61
		0.0210 W cm ⁻³	30 min	37	
		0.0490 W cm ⁻³	30 min	47,5	
<i>M. aeruginosa</i>	200 kHz	3 W	30 s	95	62
<i>M. aeruginosa</i>	20 kHz	0.043, 0.085, 0.139, 0.186,	5, 10, 15,	41.15-68.25	63
<i>A. circinalis</i>		0.32 W cm ⁻³	20 min		
<i>Chlorella</i> spp					
Algal bloom and chlorophyll a	40 kHz	60 W	15 s	13 and 11	64
<i>Chlorophyceae</i> spp.	42 kHz	0.07 W cm ⁻³	130 s	100	65

Tableau 19 : Résumé des recherches sur l'application des conditions de sonication pour le contrôle des cellules cyanobactériennes et algales. (Dehghani, 2016)

Un essai sur un réservoir d'environ 80 ha pour 3 000 000 m³ a montré qu'il est nécessaire de travailler avec des programmes différents (fréquences et puissances) pour pouvoir contrôler plus facilement le développement d'algues et de cyanobactéries variées. La Figure 24 présente le résultat de cet essai.

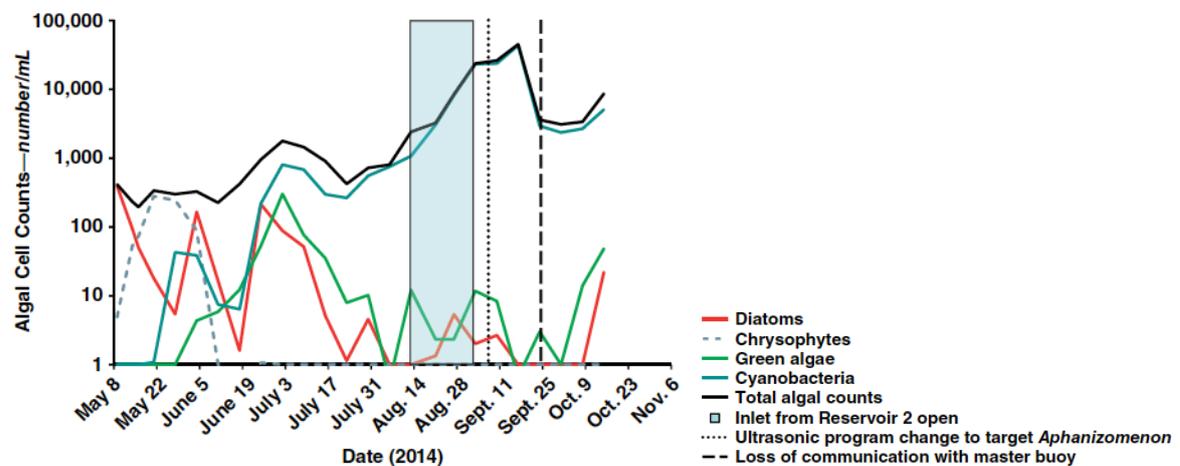


Figure 24 : Nombre cellule en fonction du temps avec 2 traitements ultrasoniques. (Schneider et al., 2015)

4.2 Introduction de poissons herbivores

4.2.1 Présentation

Parmi les poissons herbivores, celui qui est le plus souvent utilisé dans la gestion de la végétation dans les bassins et étangs est la carpe Amour *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier & Valenciennes, 1844, cité dans Quesada, 2004 et Jeandrain, 2001)

Originnaire des fleuves du bassin Amour en Asie orientale, elle s'adapte à tous types de conditions environnementales. On la retrouve dans le monde entier comme espèce utilisée dans la lutte contre la végétation aquatique (Jeandrain, 2001).

Elle est de couleur gris-vert à gris-jaune sur le dos, les écailles dorsales et des flancs ont un bord noir. Les nageoires paires sont claires alors que les dorsales et caudales sont plutôt sombres (Bruslé et Quignard, 2001).

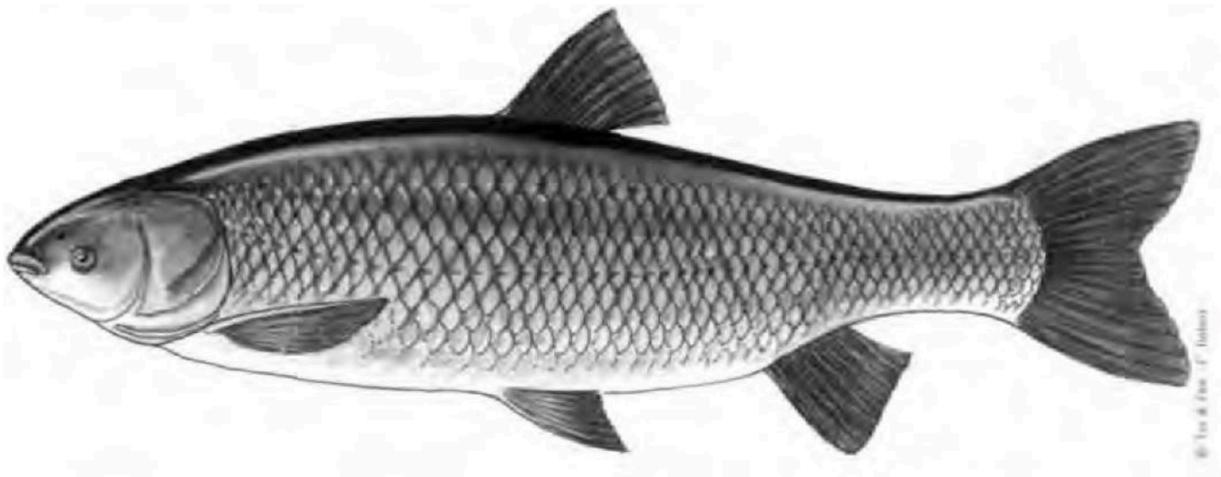


Figure 25 : La carpe herbivore *Ctenopharyngodon idella*.
(Valenciennes, 1844, cité dans Bruslé et Quignard, 2001)

4.2.2 Régime alimentaire

La carpe Amour possède une mâchoire adaptée à la consommation de végétaux, il s'agit d'une espèce macrophytophage, elle s'attaque d'abord aux algues fibreuses, ensuite aux algues filamenteuses. Elle possède également un léger caractère euryphage, car elle ingère des petits organismes vivants en fonction des conditions de vie et de sa taille (Jeandrain, 2001 ; Quesada, 2004).

Le Tableau 20 présente les plantes régulièrement ingérées par *C. idella*. Au travers ce tableau, nous remarquons bien que la carpe Amour mange les algues du genre *Spirodella sp.* et *Sirogonium*, algues majoritairement présentes dans les étangs.

Il est important de noter que malgré le fait que *C. idella* s'adapte aux différentes conditions environnementales, elle varie la quantité de nourriture ingérée en fonction de la température. La carpe se nourrit abondamment lorsque la température de l'eau est chaude, sa faim diminue lorsque les températures diminuent (en dessous de 15 °C, elle n'ingère quasiment aucune nourriture).

En effet, la carpe Amour peut consommer jusqu'à 100 % voire 120 % de son poids. Cependant, ce sont des quantités assez rares, les quantités moyennes ingérées sont plutôt de l'ordre de 30 à 45 % de leur poids avec des pics à 70 ou 80 % (Jeandrain, 2001 ; Quesada, 2004 ; DDT de la Mayenne, 2016).

4.2.3 Développement et reproduction

La croissance de la carpe en milieu naturel est plutôt lente de l'ordre de 9 à 10 cm par an pour ses premières années. La croissance diminue ensuite aux alentours de 6 à 7 cm par an puis continue à 2,5 cm par an après huit ans (Jeandrain, 2001). Son poids augmente lui plus rapidement de l'ordre de 1 à 2 kg par an. Il n'est pas rare de croiser des carpes Amour adultes mesurant 150 cm pour 35 kg.

La reproduction en milieu naturel lorsque la carpe a atteint sa taille adulte (entre 5 et 11 ans) n'a jamais été observée en France (Quesada, 2004). La carpe Amour se reproduit naturellement dans des cours d'eau à des températures plutôt chaudes entre 20 et 30 °C et des courants relativement rapides de l'ordre de 1 à 1,8 m/s (Jeandrain, 2004).

Species	Ref. No. ^{a/}	Species	Ref. No. ^{a/}
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	1	<i>Nasturtium officinale</i>	3
<i>Anacharis</i> spp.	10	<i>Nitella hookeri</i>	3
<i>Azolla</i> spp.	15	<i>Paspalum notatum</i>	10
<i>A. rubra</i>	3	<i>Phalaris arundinacea</i>	6
<i>Callitriche</i> spp.	13	<i>Phragmites communis</i>	6,7
<i>C. stagnalis</i>	3	<i>Pithophora</i> spp.	1,15
<i>Ceratophyllum demersum</i>	15	<i>Polygonum</i> spp.	10
<i>Chara</i> spp.	1,5,9,10,11,12,15	<i>P. amphibium</i>	6
<i>Eichhornia crassipes</i>	1,4	<i>Potamogeton</i> spp.	9
<i>Eleocharis</i> spp.	2,10	<i>P. crispus</i>	3,15
<i>E. acicularis</i>	1	<i>P. diversifolius</i>	1,5
<i>Elodea canadensis</i>	1	<i>P. foliosus</i>	15
<i>E. densa</i>	3,6,7,8,15	<i>P. illinoensis</i>	2,12
<i>Eremochlea ophiuroides</i>	5	<i>P. lucens</i>	6
<i>Fontinalis</i> spp.	7	<i>P. natans</i>	6
<i>Glyceria aquatica</i>	6	<i>P. pectinatus</i>	7,13
<i>G. maxima</i>	7	<i>P. pusillus</i>	15
<i>Hydrilla</i> spp.	9	<i>Ranunculus circinatus</i>	13
<i>H. verticillata</i>	12	<i>R. fluitans</i>	6
<i>Lagarosiphon major</i>	3	<i>Sagittaria graminea</i>	2
<i>Lemna</i> spp.	7	<i>S. sagittifolia</i>	7
<i>L. gibba</i>	11	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	7
<i>L. minor</i>	3,4,11,15	<i>Sirogonium</i> spp.	15
<i>Lyngbya</i> spp.	15	<i>Spirodella polyrhiza</i>	1
<i>Myriophyllum</i> spp.	15	<i>Trapa natans</i>	6
<i>M. brasiliense</i>	1	<i>Typha angustifolia</i>	6
<i>M. propinquum</i>	3	<i>T. latifolia</i>	6
<i>M. spicatum</i>	1,5,12	<i>Vallisneria</i> spp.	9
<i>Najas</i> spp.	10	<i>V. americana</i>	1,12
<i>N. flexilis</i>	2,15	<i>Wolffia columbiana</i>	15
<i>N. guadalupensis</i>	1,11,12		

a/ Reference No. key below

Ref. No.	Authority	Experimental environment	Size/age specimens	Ref. No.	Authority	Experimental environment	Size/age specimens
1	Avault (1965)	small pools	30-40 cm	9	Prabhavathy and Sreenivasan (1977)	ponds	30 cm
2	Colle <i>et al.</i> (1978a)	small lakes	6.3-22 cm	10	Stevenson (1965)	ponds	0.9-1.3 kg
3	Edwards (1974, 1975)	small ponds	0+-1+	11	Sutton (1977a)	small ponds	fingerling
4	Johnson and Laurence (1973)	ponds	160-190 g	12	Sutton and Blackburn (1973)	370-1 tanks	3+, 1.1-3.5 kg
5	Kilgen and Smitherman (1971, 1973)	ponds	yearlings	13	Sutton, Miley and Stanley (1977)	small ponds	40-400 g
6	Krupauer (1971)	ponds	2+-4+	14	Van Dyke (1973)	ponds	200-300 g
7	Opuszyński (1972, 1979)	ponds	250 g	15	Willey, Diskocil and Lembi (1974)	55-1 aquaria	225-589 g
8	Pentelov and Stott (1965)	ponds	19 cm, 140 g			57-1 aquaria	15 cm
						64-1 barrels	15 cm

Tableau 20 : Plantes aquatiques représentatives des habitudes alimentaires des juvéniles de carpes herbivores, *Ctenopharyngodon idella*.

(Shireman et Smith, 1983, cité dans Jeandrain, 2001)

4.2.4 Effets négatifs

L'introduction de carpes dans les étangs et bassins pose plusieurs problèmes. Ces problèmes sont principalement amenés par une surpopulation, un manque d'information ou une mauvaise connaissance de la densité à introduire qui peuvent nuire à l'écosystème.

Les carpes introduites sont généralement de petites tailles. Elles vont se développer rapidement en mangeant un maximum les herbiers. Une fois les herbiers disparus, les carpes vont s'attaquer aux autres plantes aquatiques qui elles ne sont pas nécessairement nuisibles. Cette perte de la végétation aquatique augmente la turbidité de l'eau et diminue le taux d'oxygène de l'étang. (Quesada, 2004)

De plus, la disparition de la végétation peut impacter d'autres espèces, notamment par la perte de leur habitat, mais également par la perte de leur nourriture qui se cache dans les herbiers. Certains poissons sont obligés de remuer la vase du fond pour la filtrer ce qui accroît encore plus la turbidité. La turbidité qui rend presque opaque la surface et qui empêche les rayons du soleil d'atteindre le fond de l'étang. En découle l'impossibilité pour les plantes aquatiques de pratiquer la photosynthèse et provoque leur disparition (Bruslé et Quignard, 2001 ; Quesada, 2004).

L'introduction de carpes Amour dans les milieux aquatiques entraîne malheureusement négativement la modification des zones d'alimentations, des zones de refuge, des zones de reproductions... Cela implique une modification de la chaîne trophique par la diminution voire la disparition quasi totale de certaines espèces (Bruslé et Quignard, 2001)

Notons également qu'à partir d'une densité de 250 kg par hectare, la carpe Amour régresse et impacte de nouveau l'écosystème du bassin (De Nie, 1987, cité dans Quesada, 2004).

Préparation du projet

1 Récapitulatif des systèmes et choix du/des système(s) de traitement

Les différents systèmes de filtration présentés dans la revue de la littérature dans le but d'améliorer la qualité de l'eau entrant dans les étangs sont repris dans le Tableau 21.

	Filtre planté à flux horizontal	Filtre planté à flux vertical	Filtre rapide vertical	Filtre réactif cylindrique	Filtre saturé à flux inversé
Débit spécifique admissible du pilote (l/m ² /j)	30	52,5	1 000	15 915	150
Temps séjour (j)	2,6	1	0,13	0,06	12,5
Hauteur de lit (m)	0,4	0,3	1	2	1,2
Échelle de test	Pilote	Pilote	VG	Pilote	Pilote
Média utilisé	Calcite	Laitier	Sable	Coquillages broyés	Filtralite 2-4
Performance de réduction de P	50 — 60 %	50 %	25 %	60 %	95 %

Tableau 21 : Récapitulatif des différents systèmes de filtrations.

Les différents systèmes sont comparés en fonction d'éléments importants et contraignants pour notre projet. Ces éléments serviront de critères pour déterminer le système que nous dimensionnerons pour notre projet.

Pour faciliter notre décision, nous avons effectué un pré-dimensionnement de la surface nécessaire des différents systèmes. Selon d'une part le critère de débit spécifique utilisé dans le pilote ou l'étude ; selon d'autre part le critère de temps de séjour spécifique à chaque système. Afin d'effectuer le pré-dimensionnement, nous avons gardé fixes 2 débits d'entrée soit 11,5 l/s (mesuré à la sortie de l'hiver), soit 2 l/s (estimé suite à la mise en place d'un réducteur sur le tuyau d'entrée) ; nous avons également utilisé la hauteur de lit spécifique à chaque système. Le Tableau 22 présente le pré-dimensionnement pour chaque système de filtration.

	Filtre planté à flux horizontal	Filtre planté à flux verticaux	Filtre rapide vertical	Filtre réactif cylindrique	Filtre saturé à flux inversé
Débit 1 (11,5 l/s soit 993,6 m ³ /j)					
Surface (m ²) en fct du Q spécifique	33 120	18 926	993	621	6 624
Surface (m ²) en fct du tps de séjour	6 458	3 312	135	31	10 350
Débit 2 (2 l/s soit 172,8 m ³ /j)					
Surface (m ²) en fct du Q spécifique	5 760	3 291	173	11	1 152
Surface (m ²) en fct du tps de séjour	1 123	576	23	5,5	1 800

Tableau 22 : Pré-dimensionnement de chaque système de filtration.

Pour choisir notre système de filtration, nous marquons plusieurs critères à prendre en compte. Tout d'abord, nous travaillerons avec un débit d'entrée de 2 l/s. Ensuite, nous souhaitons un rendement minimum de plus de 50 %. Enfin, sachant que nous travaillons sans électricité, nous devons avoir un écoulement gravitaire entre le filtre et l'étang amont ; ainsi, la hauteur du lit ne pourra pas dépasser 1 m.

Au vu de ces éléments, aucun système de filtration ne se démarque. Nous pouvons cependant jouer sur la hauteur de lit des filtres plantés, car ceux-ci sont plus petits que la hauteur maximum que nous pouvons utiliser. Cependant, seul le filtre planté à flux vertical nous permet d'obtenir une surface de filtre inférieure au maximum de notre zone de travail en jouant sur la hauteur de lit. Nous allons donc retenir ce système pour notre projet de filtration.

En plus d'un système de filtration et dans le but d'obtenir le meilleur résultat possible dans la lutte contre la prolifération d'algues dans les étangs, nous avons décidé d'utiliser 2 autres systèmes de traitement de manière complémentaire.

Nous souhaitons dès lors pouvoir introduire des poissons herbivores dans l'étang amont de manière à réduire au maximum la prolifération des algues dans cet étang. Dans le même but, nous souhaitons la mise en place d'un système d'ultrasons dans l'étang aval pour détruire les algues se développant pendant l'été.

2 Filtre planté à flux vertical

2.1 Choix du sens du flux

Pour notre système de filtre planté à flux vertical, nous avons 2 possibilités pour le flux, soit un flux du haut vers le bas, soit un flux inversé, du bas vers le haut. Nous avons décidé de travailler avec un flux de bas en haut.

En effet, avec ce type de flux, nous avons le choix de pouvoir varier la hauteur du filtre sans avoir de maximum. Alors qu'avec un flux de haut en bas, le filtre ne peut pas être plus profond que l'étang.

2.2 Dimensionnement

Pour le dimensionnement de ce projet de filtre planté à flux vertical inversé, nous nous sommes basés sur le pré-dimensionnement et les critères définis pour choisir le système de filtration.

Au travers du pré-dimensionnement, nous avons remarqué que la surface nécessaire à l'installation de ce filtre est d'environ 576 m² or nous n'avons que maximum plus ou moins 350 m². Nous avons également mis en évidence que la hauteur du lit de ce filtre est de 0,3 m, nous pouvons dès lors augmenter la hauteur du lit du filtre pour diminuer la surface nécessaire. Le Tableau 23 présente le dimensionnement du filtre planté choisi.

	Débit du pilote (l/m ² /j)	Temps séjour (j)	Hauteur de lit (m)	Surface (m ²) en fct du tps de séjour et du débit fixé à l'entrée de l'étang
Filtre planté à flux verticaux (pré-dimensionnement)	52,5	1	0,3	576
Filtre planté à flux verticaux (dimensionnement)	105	1	0,6	288

Tableau 23 : Dimensionnement du filtre planté à flux vertical.

On remarque qu'en doublant la hauteur du lit du filtre, on diminue de moitié la surface nécessaire pour l'installation du filtre en gardant les performances identiques au projet pilote.

Sachant que nous avons l'opportunité de pouvoir utiliser un maximum de 350 m², la Figure 26 montre le projet de filtre planté pour l'étang amont.

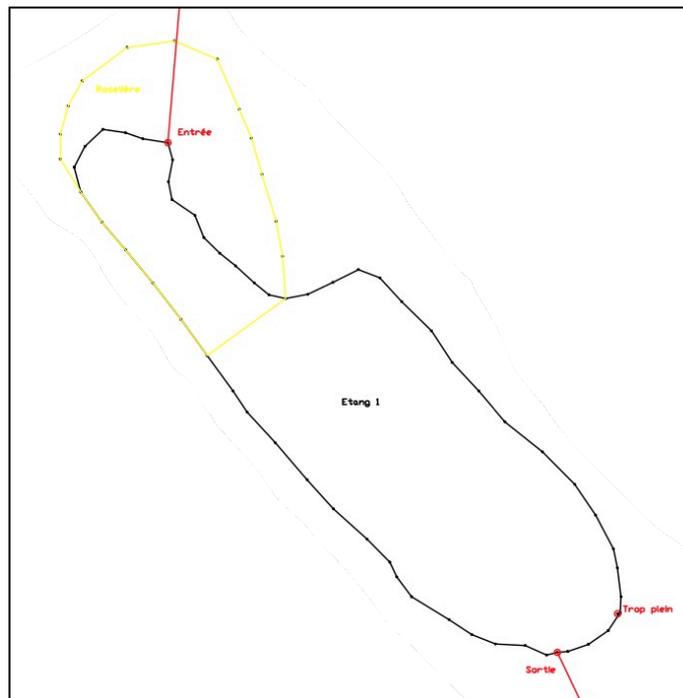


Figure 26 : Plan du projet de roselière.

Un point déterminant de ce type de filtre est le sens de son flux. Comme nous dimensionnons le filtre sur base d'un flux inverse, nous devons tenir compte de la hauteur d'eau que nous avons entre la rivière et l'entrée de la roselière. Cette hauteur va permettre à l'eau de pouvoir passer au travers du filtre du bas vers le haut. Pour notre projet, nous avons mesuré cette hauteur grâce à un niveau de chantier, elle est reprise dans le Tableau 2 comme la différence de niveau entre la prise d'eau et l'étang 1 et correspond à 0,17 m.

Il faut également tenir compte des pertes de charge dans le filtre. Viren & Salka (2018) ont calculé les pertes de charge initiales dans une colonne de 120 cm de haut et d'un diamètre de 90 mm. La colonne a été remplie par 3 couches de graviers de taille différente (12,5 – 16 mm au fond, 4,75 – 12,5 mm au milieu et 2,36 – 4,75 mm au-dessus). La colonne pilote a été testée avec des flux entre 5 et 30 m/h. Le résultat des tests montre des pertes de charge initiales de l'ordre de 6 cm. Les pertes de charge initiales étant moindres que la hauteur d'eau entre la prise d'eau et l'étang 1, l'eau passera au travers du filtre. De plus, la vitesse dans notre filtre est nettement plus petite $< 0,01$ m/h

Les pertes de charge ont également été mesurées sur plusieurs systèmes de traitement par filtration de gravier à flux inversé par Sanchez Torres (2016). Quatre zones de traitements ont été testées avec des flux entre 6 et 20 l/s, des profondeurs entre 1,05 et 2 m et des surfaces entre 10,6 et 28 m². Les résultats montrent des pertes de charge entre 0,10 et 0,25 m.

Il est difficile de transposer les résultats de ces deux recherches à notre projet, car beaucoup de constantes sont différentes. Cependant, ils peuvent nous servir de base montrant que les pertes de charge sont modérées au départ et peuvent relativement vite augmenter par colmatage du filtre en fonction du débit et de la charge polluante. Nous pouvons également pointer le fait que les pertes de charge peuvent rapidement être plus élevées que la hauteur d'eau en amont du filtre. Ceci implique qu'après un certain temps l'eau ne passera plus au travers du filtre et que les étangs ne seront plus alimentés. Mais aussi que la durée de fonctionnement du filtre sera moindre et qu'il faudra régulièrement entretenir, nettoyer et rénover le filtre.

Au vu des pertes de charge et dans le but d'augmenter la durée de fonctionnement du filtre, nous devons prévoir une modification du média, en utilisant du calcaire

2.3 Coûts

Pour estimer les coûts, nous avons modifier une estimatif réalisé en 2017 par Audrey Abinet pour un projet de gravelière plantée dans le but de le faire correspondre à notre projet.

Les plans relatifs à la construction du projet se trouvent en annexe.

Filtre planté à flux vertical inversé : estimatif des coûts			
Désignation	Quantité	Prix unitaire	Total
Terrassement (m ³)	350	25,00 €	8 750,00 €
Sable stabilisé (m ³)	35	62,90 €	2 201,50 €
Tuyaux PVC 160 mm (m)	15	9,43 €	141,45 €
Té PVC (pc)	5	19,09 €	95,45 €
Coude PVC 90 ° (pc)	1	10,89 €	10,89 €
Coude PVC 45 ° (pc)	5	10,89 €	54,45 €
Drain DN160 (6 m)	2	36,88 €	73,76 €
Béton pour fondation chambre de visite (m ³)	2	120,00 €	240,00 €
Regard chambre de visite 30 * 30 * 30 cm (pc)	1	20,81 €	20,81 €
Rehausse chambre de visite 30 * 30 * 30 cm (pc)	1	17,47 €	17,47 €
Couvercle chambre de visite 38 * 38cm (pc)	1	7,60 €	7,60 €
Membrane d'étanchéité (m ²)	450	11,95 €	5 377,50 €
Calcaire concassé de carrière 60 – 90 mm (m ³)	175	31,28 €	5 474,00 €
Géotextile 150g/m ² (m ²)	350	1,50 €	525,00 €
Plantes aquatiques (pc)	1000	3,00 €	3 000 €
Main d'œuvre hors terrassement	75	45,00 €	3 375,00 €
TOTAL			29 364,88 €

Tableau 24 : Filtre planté à flux vertical inversé - estimatif des coûts.

3 Introduction de poissons herbivores

Un autre moyen retenu pour lutter contre les algues est l'introduction de poissons herbivores. Malgré le fait que cette technique a un certain nombre de points négatifs, nous avons gardé cette possibilité, car nous pouvons jouer sur le nombre de poissons introduits pour réguler les algues et éviter d'importants effets négatifs.

3.1 Dimensionnement

Étant un élément vivant et se développant, dimensionner le nombre de poissons à introduire est relativement complexe. Pour avoir une estimation au plus juste du nombre de poissons à introduire dans l'étang amont, nous avons utilisé plusieurs méthodes de calcul.

Une première méthode proposée par Jeandrain (2001) est d'utiliser le Tableau 25 pour estimer le nombre de poissons à introduire. Il met en lien la densité de biomasse lors de la mise en charge avec poids des individus. Ainsi, pour des individus d'environ 300 g, il est conseillé d'introduire entre 500 et 850 individus par ha.

Poids moyen individuel (g)	Densité de population (kg/ha)	Nb moyen/ha
10-15	50-60	5000
20	60-90	4000
30	60-120	3000
100	120-150	1500
200	180-250	1000
>300	>200-300	500-850

Tableau 25 : Relation entre le poids des individus et la densité de mise en charge. (Zonneveld & Van Zon, 1985 ; cité dans Jeandrain, 2001)

Selon les préconisations de Jeandrain (2001), sachant que l'étang amont a une superficie de +/- 770 m², nous devrions introduire entre 39 et 65 individus.

Une seconde méthode nous est communiquée par des spécialistes en construction, aménagement, rénovation de bassin et d'étangs. Leur méthode de calcul se base sur le volume

d'eau plutôt que sur la superficie. Ainsi, il faut compter pour 1 individu de taille adulte (environ 1 m) par mètre cube d'eau (Aquiflor, communication personnelle, 2021). De ce fait, l'étang amont possédant un volume d'environ 770 m³, nous devrions introduire 770 poissons.

Une dernière méthode est apportée par des expériences d'introduction en milieu ouvert. Au travers de ces expériences, il est conseillé d'introduire environ 260 individus par ha (H., Jupsin, communication personnelle, 7 juillet 2021). Ainsi pour notre étang amont, nous devrions introduire environ 20 poissons.

Le développement des carpes en milieu naturel dépend de la quantité de nourriture disponible, de la température de l'eau, de la densité d'individus, etc. (Jeandrain, 2001). Au vu de la complexité à prévoir le développement des poissons dans le milieu naturel, mais aussi des possibles effets néfastes d'une surpopulation, nous avons décidé de nous baser sur la dernière méthode pour estimer le nombre d'individus à introduire. Il serait donc souhaitable d'introduire une vingtaine de poissons dans l'étang amont. Ce nombre pourra bien sûr être ajusté à l'observation des effets obtenus.

3.2 Coûts

Le prix varie en fonction de la taille du poisson, mais également du type. Nous avons le choix entre des carpes Amour « classiques » ou des carpes Amour albinos. La société Aquiflor nous propose les prix présentés dans le Tableau 26.

Type de carpes	Taille (cm)	Prix (€)
Carpes Amour « classiques »	12/14	7,50
	25/30	29,50
Carpe Amour albinos	7/9	6,50
	25/30	59,95

Tableau 26 : Prix d'achat pour des carpes Amour « classiques » ou albinos. (Aquiflor, communication personnelle, 2021)

Il s'agit du prix de base (transport exclu), décroissant en fonction de la quantité commandée. Nous pouvons donc prévoir que le budget pour l'introduction de carpes Amour dans l'étang

amont sera dans une fourchette assez large. Pour reste dans un budget raisonnable, nous préconisons l'introduction de carpes Amour « classiques » de taille 12/14 cm ; soit un budget de 150 € pour 20 individus.

4 Système à ultrasons

Comme présenté, le but du système à ultrasons est de détruire les cellules des algues et ainsi empêcher leur développement.

4.1 Expérimentation

Dans le cadre du dimensionnement de notre projet, nous avons souhaité tester un prototype expérimental. Ainsi, en fonction des résultats obtenus, nous pourrions obtenir un estimatif des coûts si nous construisons nous-mêmes le système à taille réelle.

4.1.1 Méthode

Nous allons tester un système d'ultrason à puissance et fréquence fixe. Nous placerons le système d'un bac en plastique transparent contenant de l'eau et du substrat pour le développement d'algues.

Nous placerons ensuite le bac un maximum au soleil. Le système d'ultrason sera réglé pour fonctionner 1 minute toutes les 3 heures, pour rester dans une gamme de puissance horaire comparable à ce que l'on trouve en étang. Un bac témoin sera placé à côté du bac à ultrasons et sera identique à ce dernier.

Après 7 jours, nous procéderons à une analyse par spectrocolorimétrie de la chlorophylle a qui nous permettra d'estimer la quantité d'algues dans chacun des bacs.

Une fois la mesure spectrocolorimétrique effectuée, nous pouvons obtenir les concentrations en chlorophylle a dans chaque bac grâce à la relation suivante :

$$C_c = \frac{(A - A_a)}{K_c} \cdot \frac{R}{R - 1} \cdot \frac{10^3 \cdot V_E}{V_S \cdot d}$$

Équation 2

Avec :

A, absorbance du solvant organique avant acidification ($A = A_{665} - A_{750}$)

A_a , absorbance du solvant organique après acidification ($A_a = A_{665} - A_{750}$)

K_c , coefficient spécifique d'absorption spectrale pour la chlorophylle a ($K_c = 82$ (l/ μ g. cm))

R, rapport A/A_a pour une solution du Ch.a pure, transformée en phéophytine par acidification ($R = 1,7$)

V_E , volume de l'extrait (ml)

V_S , volume de l'échantillon filtré (l)

d, longueur du trajet de la cellule optique (cm)

C_c = concentration de la chlorophylle a (μ g/l)

Une fois que nous avons obtenu la concentration de la chlorophylle a pour chaque bac, nous pouvons convertir la concentration en masse sèche d'algues par litre en prenant comme rapport que 1,3 μ g vaut 1 mg en masse sèche. Ensuite, nous calculons le rendement entre les 2 bacs.

Le protocole expérimental du dosage de la chlorophylle a par spectrophotométrie est décrit en annexe (Annexe 5 : Protocole pour le dosage de la chlorophylle a).

4.1.2 Matériels

Nous disposons :

- D'un système à ultrason d'une puissance de 50 W et une fréquence de 30 kHz (câble, boîtier de commande) ;
- D'un système à ultrason d'une puissance de 600 W (réglé à +/- 10 %) et une fréquence de 30 kHz (câbles, boîtier de commande) ;
- D'un émetteur immergé ;
- D'une plaque métallique et de 2 émetteurs
- De 2 bacs en plastique transparent avec une contenance de 5 l d'eau chacun ;
- De substrat pour fleur ;

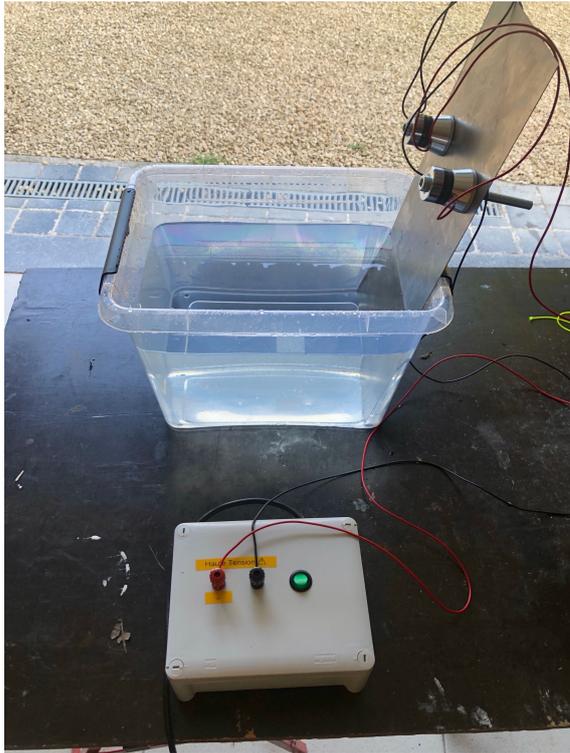


Figure 27 : Dispositif expérimental avec le premier appareil à ultrasons (50 W et 30 kHz).



Figure 28 : Deuxième appareil à ultrasons (600 W et 30 kHz).

4.1.3 Résultats

Le premier appareil à ultrasons (30 kHz et 50 W) n'a fonctionné que 10 minutes. Nous n'avons donc pas de résultats à présenter concernant le premier appareil. Nous avons trouvé un deuxième dispositif pour nous permettre de recommencer notre expérience.



Figure 29 : Observation 1 après 7 jours.



Figure 30 : Observation 2 après 7 jours.

Avant de présenter les résultats obtenus par spectrocolorimétrie, nous pouvons faire une première analyse sur base des observations réalisées.

Sur base des Figure 29 et Figure 30, nous observons un développement d'algues dans les 2 bacs. Nous pouvons cependant remarquer que le bac témoin contient une couche d'algues plus épaisse à sa surface alors que le bac comportant le système à ultrasons n'en a pas. À l'inverse, le bac témoin est plus clair alors que le bac à ultrasons est plus foncé.

Une hypothèse d'explication de ces observations est le fait que le système à ultrasons détruit les cellules des algues. Ainsi, elles ne se développent pas autant à la surface de l'eau et les cellules détruites se retrouvent mélangées dans l'eau ce qui lui donne une couleur plus foncée.

Nous pouvons à première vue indiquer que le système ultrasons a un effet sur le développement des algues.

Après 7 jours de développement, nous avons stoppé l'expérience et avons prélevé des échantillons dans les 2 bacs. Suivant le protocole expérimental, nous avons obtenu les absorbances de chaque échantillon à 665 et 750 nm, avant et après acidification.

Longueur d'onde	Non acidifié		Acidifié		A		A _a	
	Bac ultras.	Bac témoin	Bac ultras.	Bac témoin	Bac ultras.	Bac témoin	Bac ultras.	Bac témoin
665 nm	2,173	1,523	1,838	1,098	0,709	0,922	/	/
750 nm	1,464	0,601	1,209	0,493	/	/	0,629	0,605

Tableau 27 : Absorbances mesurées et calculées.

Nous pouvons calculer les concentrations en chlorophylle a dans chaque bac grâce à l'Équation 2 et sachant que le volume extrait (V_E) est de 10 ml, que le volume de l'échantillon (V_S) est de 0,02 l et que les absorbances mesurées et calculées sont reprises dans le Tableau 27.

Nous obtenons une concentration de 466 $\mu\text{g/l}$ dans le bac avec les ultrasons et une concentration de 1 848 $\mu\text{g/l}$ dans le bac témoin. Ce qui donne une masse sèche de 358 mg/l pour le bac avec les ultrasons et de 1 421 mg/l pour le bac témoin.

Le rendement est obtenu par la relation :
$$\frac{\text{masse du bac témoin} - \text{masse du bac avec ultrasons}}{\text{masse du bac témoin}} \cdot 100$$

Équation 3

Le rendement du système ultrasons que nous avons testé expérimentalement est de 75 % alors que les conditions de test ne sont pas idéales (1 minute toute les 3h). Avec l'appui de ces résultats, nous pouvons confirmer que les ultrasons impactent le développement des algues.

4.2 Dimensionnement

Au vu des résultats de l'expérimentation, nous estimons que le système ultrasons pour l'étang amont doit avoir comme caractéristiques, une puissance d'environ 60 W et une fréquence de 30 kHz. Le système devra fonctionner en continu pour avoir des résultats comparables à l'expérience.

Nous pouvons également dimensionner le système avec les propositions de sociétés commerciales en utilisant les dimensions de l'étang. Sachant que l'étang aval a une superficie de 1 326,7 m² et une profondeur moyenne de 1,7 m. Nous estimons que le système devra produire des ultrasons d'une fréquence de 20 kHz avec une puissance d'environ 75 W. Le

Le système doit fonctionner en continu (il génère des clics en alternance) pour combattre les algues filamenteuses en 6 à 7 semaines. (ClickSonic AG, 2021).

4.3 Coûts

Des systèmes à ultrasons pour des étendues d'eau existent dans le commerce. Plusieurs sociétés commercialisent de tels systèmes pour des budgets entre 500 et 30 000 € (A., Maes communication personnelle, 25 mars 2021 ; ClickSonic AG, 2021). Le prix varie en fonction du nombre d'émetteurs, de la puissance souhaitée, de la présence de panneaux photovoltaïques, etc. Selon ClickSonic AG (2021) un système correspondant pour l'étang aval coûterait aux alentours de 3 450,00 €. Ce prix inclus le système à ultrasons fonctionnant en 12-24 V DC, le boîtier de commande, 2 émetteurs.

Discussion générale

Ce mémoire a pour but d'aider les particuliers propriétaires de plans d'eau et d'étangs qui sont impactés par des pollutions en leur proposant plusieurs systèmes pour lutter contre l'eutrophisation et la prolifération d'algues. Cette étude a été demandée par un propriétaire d'étangs dans la région de Fays-les-Veneurs, ces étangs étant fortement impactés par la prolifération d'algues en été. Pour réaliser cette étude, il a été nécessaire de programmer plusieurs campagnes de mesures, plusieurs visites sur le terrain, diverses recherches dans la littérature et des expérimentations.

Pour prendre conscience des enjeux de ce travail une première visite sur place a été organisée, il s'avère au travers de cette visite que plusieurs contraintes sont posées par l'environnement, dans lequel se trouve les étangs. En effet, un chemin semi-empierre, légèrement pentu, au milieu d'une sapinière donne accès aux étangs. Le site situé en zone forestière ne contient aucun équipement d'utilité publique, notamment aucun raccordement électrique possible.

Une deuxième visite, en période hivernale avant le début de croissance des algues, a permis la prise d'échantillons à plusieurs endroits pour analyser la qualité des eaux (dans le ruisseau et dans chaque étang). Il ressort des analyses effectuées que le ruisseau est bien pollué par des rejets, notamment de nitrates et de phosphore. Éléments également présents dans les étangs. Il a en outre été possible de réaliser une campagne de mesure de débit à l'entrée de l'étang amont. Cette campagne a mis au jour une nouvelle contrainte pour ce travail puisque le débit mesuré est relativement élevé, de l'ordre de 1 000 m³/j.

Pour effectuer un dimensionnement correct des systèmes de lutte contre l'eutrophisation et la prolifération d'algues, une troisième visite a eu lieu. Celle-ci permettant de mesurer les surfaces de chaque étang par topographie, mais aussi de la zone de travail où peuvent être implantés un ou plusieurs systèmes. Lors de cette visite, des mesures de niveau entre le ruisseau et l'étang amont et entre l'étang amont et l'étang aval ont été réalisées.

Afin d'avoir des données les plus complètes possible, une deuxième campagne de mesure identique à celle de la première visite a été opérée en période estivale, dans le but d'obtenir des données lorsque le ruisseau est à son niveau le plus bas et que les températures sont plus

chaudes. Au vu des résultats, il est observé que la pollution du ruisseau semble constante tout au long de l'année. Le débit quant à lui est nettement diminué de l'ordre de $75 \text{ m}^3/\text{j}$. Cela s'explique, en outre, par la mise en place par le propriétaire d'une réduction sur la prise d'eau de l'étang amont.

Grâce à ces visites et campagnes de mesure, les contraintes qui sont imposées aux différents systèmes sont connues. Ayant connaissance de ces dernières, une revue de la littérature et des visites de projets semblables ont été effectuées. Ceci a mis en évidence une série de traitements pouvant être implantés pour les étangs. Il s'agit notamment de systèmes de filtrations plantés, de systèmes de filtrations non plantés, de système à ultrasons, de l'introduction de poissons herbivores (carpes Amour).

Après cette mise en évidence, les différents systèmes de filtrations ont été pré-dimensionnés en fonction du débit et du temps de séjour spécifique, relevés dans les articles. Ensuite, ils ont été comparés les uns aux autres sur base de plusieurs critères tels que la surface et la hauteur nécessaire et bien sûr le rendement. Cette comparaison a permis de choisir parmi les systèmes de filtration, un filtre planté à flux inversé.

Un dimensionnement du système de filtration et du nombre de poissons à introduire a été possible grâce aux relevés surfaciques des étangs. Il en ressort que le système de filtration doit être d'une dimension de 288 m^2 minimum pour une profondeur de $0,6 \text{ m}$. Il est important de prendre en compte certains éléments tels que la différence de niveau entre le ruisseau et l'étang amont (seulement 17 cm) et les pertes de charge de ce filtre qui peuvent relativement vite augmenter en fonction du débit et de la charge polluante. Une augmentation des pertes de charge peut limiter voire stopper le flux d'eau dans l'étang. Concernant l'introduction de poissons herbivores, il a été calculé qu'une vingtaine de poissons pouvait être introduite, nombre qui pourra évoluer en fonction des observations futures.

Pour dimensionner le système à ultrasons, une expérimentation a eu lieu. Un système à ultrasons a été placé dans un bac contenant de l'eau et du substrat pour les plantes, un bac témoin identique, mais sans système à ultrasons a également été préparé. Le système à ultrasons d'une puissance de 50 W et d'une fréquence de 30 kHz , acheté pour réaliser les mesures, devait être

mis en route 1 minute toutes les 3 heures pendant 7 jours. Cependant, le système s'est révélé défectueux et s'est arrêté de fonctionner après 10 périodes de 1 minute.

Un deuxième système ultrason a donc été mise en place, celui-ci d'une fréquence de 30 kHz et d'une puissance de 600 W, réglée à +/- 10 %. Le deuxième système à ultrasons a été testé dans les installations prévues pour le premier et avec le même protocole. Après 7 jours, des échantillons ont été prélevés et analysés pour obtenir une estimation de la quantité d'algues dans chaque bac. À partir de ces analyses, l'observation que le système à ultrasons avait un rendement de l'ordre de 75 % a été faite. Le dimensionnement du système a dès lors pu être effectué. Un système identique à celui testé pourrait être placé dans un des étangs, néanmoins, celui-ci devrait fonctionner en continu.

Enfin, pour avoir le maximum d'éléments à la disposition du propriétaire, un estimatif des coûts d'implantation a été préparé. Les coûts d'aménagement et de construction du filtre planté à flux inversé sont estimés à environ 29 365 €. Les coûts d'achat des carpes Amour et du système à ultrasons sont respectivement estimés à 150 € et 3 450 €.

Au regard des résultats de cette étude, il apparaît que l'implantation d'un filtre planté à flux inversé n'est pas le choix le plus opportun. Notamment, par la prise en compte du coût, de l'importance des travaux nécessaire pour la mise en place et du risque de stopper le flux d'eau par colmatage du filtre. Il serait dès lors préférable d'introduire des poissons herbivores et d'installer un système à ultrasons. En effet, le coût d'investissement est nettement moins élevé et aucun risque de stopper le flux d'eau des étangs n'est présent.

Sur bases des éléments précités, le propriétaire sera en mesure de choisir un ou plusieurs systèmes de lutte contre l'eutrophisation et la prolifération d'algues.

Bibliographie

- Abinet, A. (2017). *L'assainissement autonome : Point sur les différentes filières, les techniques appliquées et les systèmes actuels agréés en Région Wallonne* [Mémoire]. Université de Liège.
- Alemayehu, Z., (2012). *Water Treatment – Filtration* [Notes de cours]. Addis Ababa Institute of Technology, Addis Ababa University.
- Arbat, G., Puig-Barguès, J., Duran-Ros, M., Ramirez, F., Pujol, T., Montoro, L., & Barragan, J. (2014). *An experimental and analytical study to calculate pressure drop in sand filters taking into account the effect of the auxiliary elements* [Communication orale]. International Conference of Agricultural Engineering, Zurich.
- Babatunde, A. O., Zhao, Y. Q., & Zhao, X. H. (2010). Alum sludge-based constructed wetland system for enhanced removal of P and OM from wastewater: Concept, design and performance analysis. *Bioresource Technology*, 101(16), 6576–6579. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.066>
- BRUSLÉ J., QUIGNARD J.P., 2001. *Biologie des poissons d'eau douce européens*. Tec. et Doc., Lavoisier, Paris, 625 p.
- Chen, G., Ding, X., & Zhou, W. (2020). Study on ultrasonic treatment for degradation of Microcystins (MCs). *Ultrasonics Sonochemistry*, 63(September 2019). <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.104900>
- Coveney, M. F., Stites, D. L., Lowe, E. F., Battoe, L. E., & Conrow, R. (2002). Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering*, 19(2), 141–159. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00037-X](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00037-X)
- de Rozari, P., Greenway, M., & El Hanandeh, A. (2016). Phosphorus removal from secondary sewage and septage using sand media amended with biochar in constructed wetland mesocosms. *Science of the Total Environment*, 569–570, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.096>
- Dehghani, M. H. (2016). Removal of cyanobacterial and algal cells from water by ultrasonic waves — A review. *Journal of Molecular Liquids*, 222, 1109–1114. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.08.010>
- Del Bubba, M., Arias, C. A., & Brix, H. (2003). Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. *Water Research*, 37(14), 3390–3400. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00231-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00231-8)
- Delgado-González, L., Prost-Boucle, S., Troesch, S., & Molle, P. (2021). Granulated apatite filters for phosphorous retention in treatment wetlands: Experience from full-scale

- applications. *Journal of Water Process Engineering*, 40(April 2021). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101927>
- Departement of Defense – United States of America. (2003). *Unified Facilities Croteria – ARMY filtration of liquids* (UFC 3-280-05). <https://www.wbdg.org/ffc/dod/unified-facilities-criteria-ufc/ufc-3-280-04>
- Despland, L. M., Clark, M. W., Vancov, T., & Aragno, M. (2014). Nutrient removal and microbial communities' development in a young unplanted constructed wetland using Bauxsol™ pellets to treat wastewater. *Science of the Total Environment*, 484(1), 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.030>
- Direction départementale des territoires de la Mayenne Service eau et biodiversité (DDT de la Mayenne). (2016). *Fiche d'information – La carpe herbivore (ou carpe Amour)*. Repéré sur https://www.mayenne.gouv.fr/content/download/21202/162541/file/fiche_carpe_amour_def_web.pdf
- Dong, C. S., Ju, S. C., Hong, J. L., & Jong, S. H. (2005). Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Research*, 39(11), 2445–2457. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.032>
- Ennabili, A., Ater, M., & Radoux, M. (1998). Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*, 62(1), 45–56. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(98\)00075-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00075-8)
- Fan, J., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., & Yin, X. (2016). Improving low-temperature performance of surface flow constructed wetlands using *Potamogeton crispus* L. plant. *Bioresource Technology*, 218, 1257–1260. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.110>
- Fournel, J. (2012). *Systèmes extensifs de gestion et de traitement des eaux urbaines de temps de pluie* [Thèse de doctorat]. Université de Montpellier II
- Gao, D. W., & Hu, Q. (2012). Bio-contact oxidation and greenhouse-structured wetland system for rural sewage recycling in cold regions: A full-scale study. *Ecological Engineering*, 49, 249–253. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.012>
- Granular filtration hydraulics. (s. d.) *Drinking water – Lab Experiments*. Delft University of Technology OpenCourseWare. Repéré sur <https://ocw.tudelft.nl/wp-content/uploads/Granular-filtration-Hydraulics.pdf>
- Hassoon Ali, A & Nasir, Z. (2018). *Water treatment – Filtration* [Notes de cours]. Environmental Engineering Department, Mustansiriyah University.
- Heistad, A., Paruch, A. M., Vråle, L., Ádám, K., & Jenssen, P. D. (2006). A high-performance compact filter system treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 28(4), 374–379. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.011>

- Heng, L., Jun, N., Wen-jie, H., & Guibai, L. (2009). Algae removal by ultrasonic irradiation – coagulation. *Desalination*, 239(1–3), 191–197. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.12.035>
- Hes, E. M., & van Dam, A. A. (2019). Modelling nitrogen and phosphorus cycling and retention in *Cyperus papyrus* dominated natural wetlands. *Environmental Modelling and Software*, 122(October). <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104531>
- Huang, Y. R., Li, L., Wei, X. M., Li, H. Z., Zeng, J. Y., & Kuang, R. (2020). An investigation of mechanisms for the enhanced coagulation removal of *Microcystis aeruginosa* by low-frequency ultrasound under different ultrasound energy densities. *Ultrasonics Sonochemistry*, 69(March). <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2020.105278>
- Jeandrain, D. (2001). *La carpe chinoise herbivore – biologie, aquaculture et contrôle de la végétation* [Travail inédit]. Université de Liège.
- Jia, H., Sun, Z., & Li, G. (2014). A four-stage constructed wetland system for treating polluted water from an urban river. *Ecological Engineering*, 71, 48–55. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.013>
- Joyce, E. M., Wu, X., & Mason, T. J. (2010). Effect of ultrasonic frequency and power on algae suspensions. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 45(7), 863–866. <https://doi.org/10.1080/10934521003709065>
- Kaasik, A., Vohla, C., Mõtsep, R., Mander, Ü., & Kirsimäe, K. (2008). Hydrated calcareous oil-shale ash as potential filter media for phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Research*, 42(4–5), 1315–1323. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.002>
- Kato, K., Inoue, T., Ietsugu, H., Koba, T., Sasaki, H., Miyaji, N., Kitagawa, K., Sharma, P. K. & Nagasawa, T. (2013). Performance of six multi-stage hybrid wetland systems for treating high-content wastewater in the cold climate of Hokkaido, Japan. *Ecological Engineering*, 51, 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.002>
- Klimeski, A., Uusitalo, R., & Turtola, E. (2015). Variations in phosphorus retention by a solid material while scaling up its application. *Environmental Technology and Innovation*, 4, 285–298. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.10.003>
- Kõiv, M., Mahadeo, K., Brient, S., Claveau-Mallet, D., & Comeau, Y. (2016). Treatment of fish farm sludge supernatant by aerated filter beds and steel slag filters-effect of organic loading rate. *Ecological Engineering*, 94, 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.060>
- Lai, W. L., Wang, S. Q., Peng, C. L., & Chen, Z. H. (2011). Root features related to plant growth and nutrient removal of 35 wetland plants. *Water Research*, 45(13), 3941–3950. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.002>

- Lee, T.J., Nakano, K. & Matsumara, M. (2001). Ultrasonic irradiation for blue-green algae control. *Environmental Technology*, 22(4), 389 – 390. <https://doi.org/10.1080/09593332208618270>
- Ma, B., Chen, Y., Hao, H., Wu, M., Wang, B., Lv, H., & Zhang, G. (2005). Influence of ultrasonic field on microcystins produced by bloom-forming algae. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 41(2–3), 197–201. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2004.12.010>
- Mahanna, H., Fouad, M., Radwan, K., & Elgamal, H. (2015). Modeling of Head Loss through Deep Bed Sand Filters. *Bulletin of the Faculty of Engineering. Mansoura University*. 40(4), 1 – 10. <https://doi.org/10.21608/bfemu.2020.102444>
- Mateus, D. M. R., Vaz, M. M. N., & Pinho, H. J. O. (2012). Fragmented limestone wastes as a constructed wetland substrate for phosphorus removal. *Ecological Engineering*, 41, 65–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.014>
- Metropolitan Waterworks Authority (s. d.) *Water treatment plant design*. Repéré sur https://www.mwa.co.th/download/file_upload/wat_0011.pdf
- Molle, P. (2003). *Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore* [Thèse de doctorat]. Université Montpellier II.
- Molle, P. (2012). Les filtres plantés de roseaux : évolution de la recherche et tendances actuelles. *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 9(4), 24. <https://doi.org/10.3917/set.009.0024>
- Molle, P., Harouiya, N., Prost-Boucle, S., Morlay, C., Esser, D., Martin, S., & Besnault, S. (2012). *Déphosphatation des eaux usées par filtres plantés garnis de phosphorites : recommandations pour le développement de la filière*. 1–48. <https://hal.inrae.fr/hal-02599339>
- Moran, S. (2018). Chapter 7 – Clean water unit operation design. In *An Applied Guide to Water and Effluent Treatment Plant Design*. 69 – 100. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811309-7.00009-6>
- Nguyen, T. A. H., Ngo, H. H., Guo, W. S., Nguyen, T. H. H., Soda, S., Vu, N. D.,... Pham, T. T. (2020). White hard clam (*Meretrix lyrata*) shells media to improve phosphorus removal in lab-scale horizontal sub-surface flow constructed wetlands: Performance, removal pathways, and lifespan. *Bioresource Technology*, 312(May). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123602>
- Nguyen, V. T., Bui, X. T., Nguyen, H. A., Lin, C., Nguyen, H. H., Vo, T. D. H., ... Chang, S. W. (2021). Influence of plant types, bed media and feeding patterns on wastewater treatment performance of wetland roofs. *Journal of Water Process Engineering*, 40(April 2021). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101972>

- Pant, H. K., Reddy, K. R., & Lemon, E. (2001). Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 17(4), 345–355. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00134-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00134-8)
- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2021). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology and Innovation*, 21. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>
- Park, J., Church, J., Son, Y., Kim, K. T., & Lee, W. H. (2017). Recent advances in ultrasonic treatment: Challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (HABs). *Ultrasonics Sonochemistry*, 38, 326–334. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.03.003>
- Park, J., Son, Y., & Lee, W. H. (2019). Variation of efficiencies and limits of ultrasonication for practical algal bloom control in fields. *Ultrasonics Sonochemistry*, 55(July 2019), 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.03.007>
- Peng, Y., Zhang, Z., Kong, Y., Li, Y., Zhou, Y., Shi, X., & Shi, X. (2020). Effects of ultrasound on *Microcystis aeruginosa* cell destruction and release of intracellular organic matter. *Ultrasonics Sonochemistry*, 63(October 2019), 1299–1304. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.104909>
- Pennsylvania Department of Environmental Protection (Pa. DEP). (2012). Module 17 : Slow Sand Filtration. *Drinking Water Operator Certification Training*.
- Prigent, S. (2013). *Optimisation du traitement de l'azote et du phosphore des eaux usées domestiques adapté aux filtres plantés de roseaux* [Thèse de doctorat]. Université de Nantes Angers Le Mans.
- Prochaska, C. A., & Zouboulis, A. I. (2006). Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*, 26(3), 293–303. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.10.009>
- Pugliese, L., De Biase, M., Chidichimo, F., Heckrath, G. J., Iversen, B. V., Kjærsgaard, C., & Straface, S. (2020). Modelling phosphorus removal efficiency of a reactive filter treating agricultural tile drainage water. *Ecological Engineering*, 156(September). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105968>
- Quesada, R. (2004). Repères dans le paysage agricole français – Les dessous noirs e l'Amour blanc. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, (51), 61–63.
- Rajasekhar, P., Fan, L., Nguyen, T., & Roddick, F. A. (2012). Impact of sonication at 20kHz on *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis* and *Chlorella* sp. *Water Research*, 46(5), 1473–1481. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.017>
- Rodriguez-Molares, A., Dickson, S., Hobson, P., Howard, C., Zander, A., & Burch, M. (2014). Quantification of the ultrasound induced sedimentation of *Microcystis aeruginosa*. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21(4), 1299–1304. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.01.027>

- Rosillon, F. (2020). *ETANG à Fays-Les-veneurs Comment résoudre le problème d'eutrophisation ?*
- Rumpf, A. (1956). High-Rate Trickling Filters in Germany. *Sewage and Industrial Wastes* 28(3), 260–273.
- Sanchez Torres, L. (2016). *Upflow gravel filtration for multiple uses* [Thèse de doctorat]. <https://doi.org/10.4233/uuid:61328f49-8ab8-4da1-8e84-4650bddf9a1d>
- Santha, C. R., Grant, W. E., Neill, W. H., & Strawn, R. K. (1991). Biological control of aquatic vegetation using grass carp: simulation of alternative strategies. *Ecological Modelling*, 59(3–4), 229–245. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(91\)90179-5](https://doi.org/10.1016/0304-3800(91)90179-5)
- SPGE – Société Publique de Gestion de l'Eau. (2018, 24 août). *L'assainissement collectif*. <http://www.spge.be/de/assainissement-collectif.html?IDC=2031>
- Stefanakis, A. I., & Tsihrintzis, V. A. (2012). Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed Wetlands. *Microporous and Mesoporous Materials*, 155, 106–116. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.01.022>
- Villanueva, M. V., Luna, M. C., Gil, M. I., & Allende, A. (2015). Ultrasound treatments improve the microbiological quality of water reservoirs used for the irrigation of fresh produce. *Food Research International*, 75, 140–147. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2015.05.040>
- Viren, D. & Salka V. D. (2018). Experimental Evaluation of Gravel Bed Up-Flow Roughing Filter for Pre-Treatment of Rural Community Water Treatment. *Civil Engineering Research Journal*, 3(2), 44–52. <https://doi.org/10.19080/cerj.2018.03.555608>
- Vohla, C., Alas, R., Nurk, K., Baatz, S., & Mander, Ü. (2007). Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.012>
- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>
- Walton, C. R., Zak, D., Audet, J., Petersen, R. J., Lange, J., Oehmke, C., Wichtman, W., Kreyling, J., Grygoruk, M., Jablonska, E., Kotowski, W., Wiśniewska, M. M., Ziegler, R. & Hoffmann, C. C. (2020). Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Science of the Total Environment*, 727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138709>
- Wang, F., Liu, Y., Ma, Y., Wu, X., & Yang, H. (2012). Characterization of nitrification and microbial community in a shallow moss constructed wetland at cold temperatures. *Ecological Engineering*, 42, 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.006>

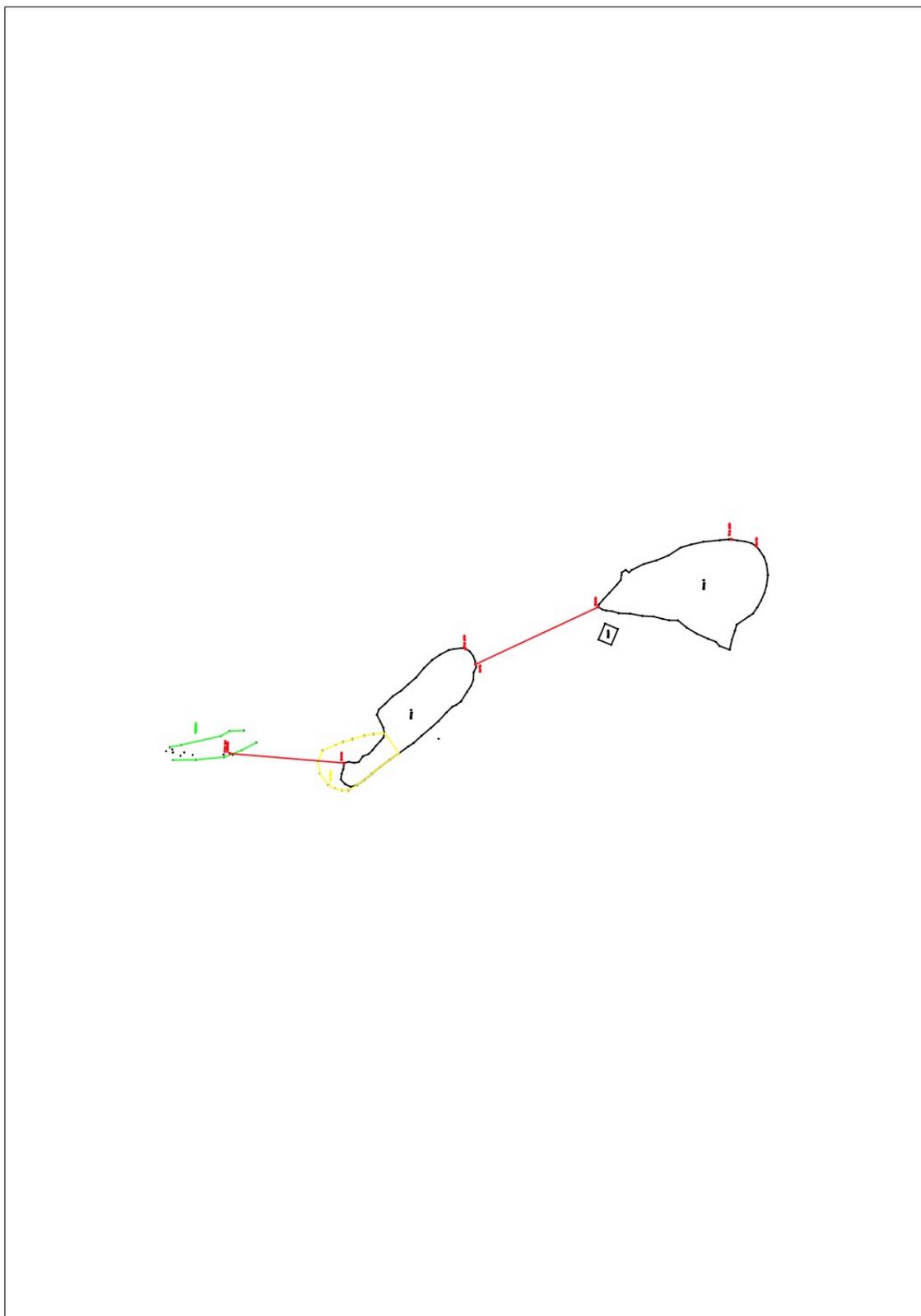
- Wegelin, M. (1992). Surface water treatment by roughing filters. *International Reference Centre for Waste Disposal*, (10).
- Werker, A. G., Dougherty, J. M., McHenry, J. L., & Van Loon, W. A. (2002). Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering*, 19(1), 1–11. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00016-2](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00016-2)
- Wu, H., Zhang, J., Li, P., Zhang, J., Xie, H., & Zhang, B. (2011). Nutrient removal in constructed microcosm wetlands for treating polluted river water in northern China. *Ecological Engineering*, 37(4), 560–568. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.020>
- Wu, X., Joyce, E. M., & Mason, T. J. (2012). Evaluation of the mechanisms of the effect of ultrasound on *Microcystis aeruginosa* at different ultrasonic frequencies. *Water Research*, 46(9), 2851–2858. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.019>
- Wu, X., & Mason, T. J. (2017). Evaluation of power ultrasonic effects on algae cells at a small pilot scale. *Water*, 9(7), 1–8. <https://doi.org/10.3390/w9070470>
- Zapater-Pereyra, M., Lavrnić, S., van Dien, F., van Bruggen, J. J. A., & Lens, P. N. L. (2016). Constructed wetroofs : A novel approach for the treatment and reuse of domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 94, 545–554. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.052>
- Zhang, G., Zhang, P., Wang, B., & Liu, H. (2006). Ultrasonic frequency effects on the removal of *Microcystis aeruginosa*. *Ultrasonics Sonochemistry*, 13(5), 446–450. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2005.09.012>
- Zhao, C., Xie, H. J., Xu, J., Zhang, J., Liang, S., Hao, J., Ngo, H. H., Guo, W., Xu, X., Wang, Q. & Wang, J. (2016). Removal mechanisms and plant species selection by bioaccumulative factors in surface flow constructed wetlands (CWs): In the case of triclosan. *Science of the Total Environment*, 547, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.119>
- Zhao, J., Zhao, Y., Xu, Z., Doherty, L., & Liu, R. (2016). Highway runoff treatment by hybrid adsorptive media-baffled subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 91, 231–239. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.020>
- Zhu, D., Sun, C., Zhang, H., Wu, Z., Jia, B., & Zhang, Y. (2012). Roles of vegetation, flow type and filled depth on livestock wastewater treatment through multi-level mineralized refuse-based constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 39, 7–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.002>

Annexes

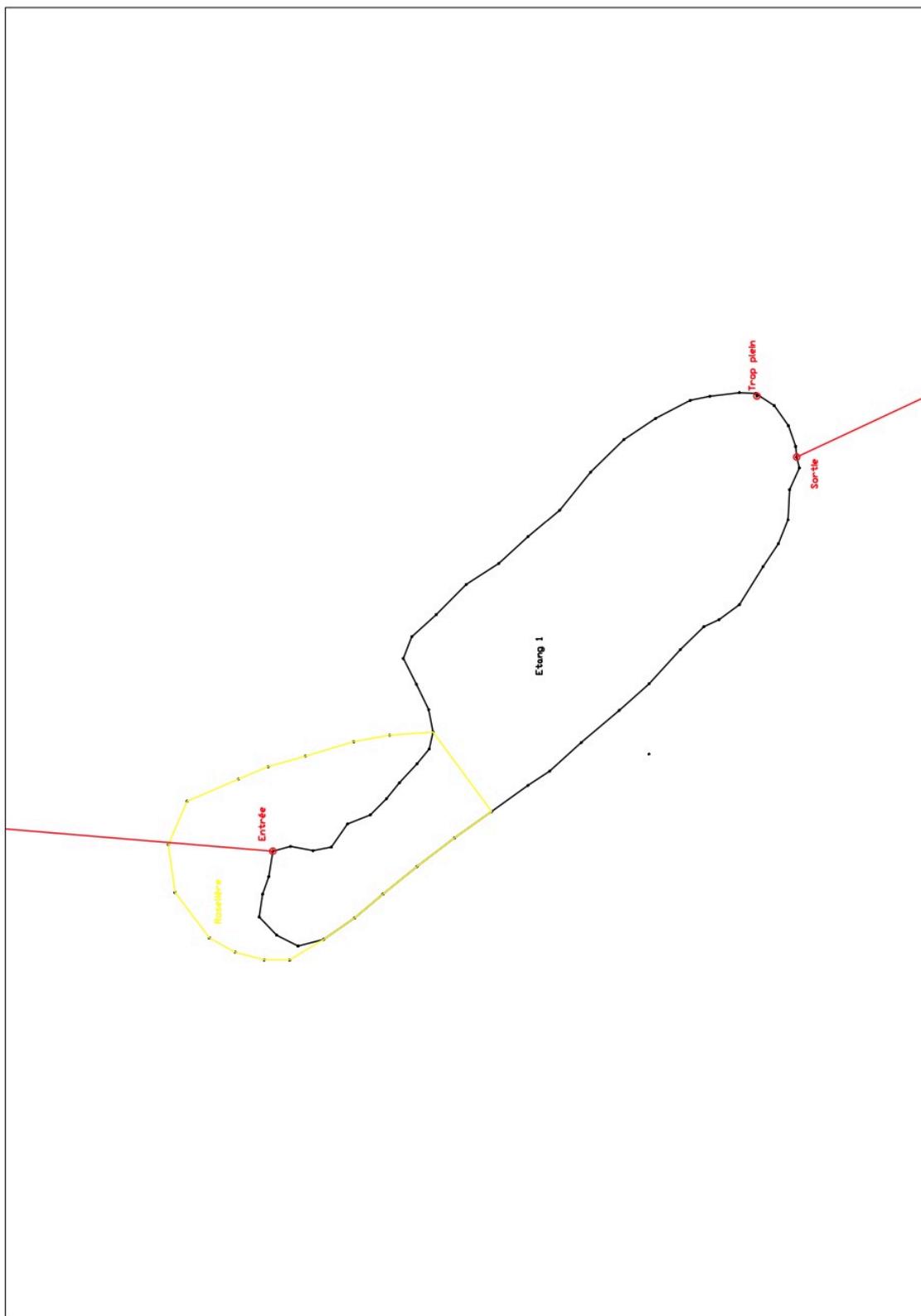
1 Liste des annexes

<i>Annexe 1 : Cartographique des étangs et du projet de roselière</i>	<i>62</i>
<i>Annexe 2 : Bulletin d'analyse pour la campagne du 25 février 2021</i>	<i>65</i>
<i>Annexe 3 : Bulletin d'analyse pour la campagne du 15 août 2021.....</i>	<i>66</i>
<i>Annexe 4 : Matériaux filtrants pour l'élimination du phosphore</i>	<i>67</i>
<i>Annexe 5 : Plan de construction de la roselière</i>	<i>75</i>
<i>Annexe 5 : Protocole pour le dosage de la chlorophylle a.....</i>	<i>77</i>

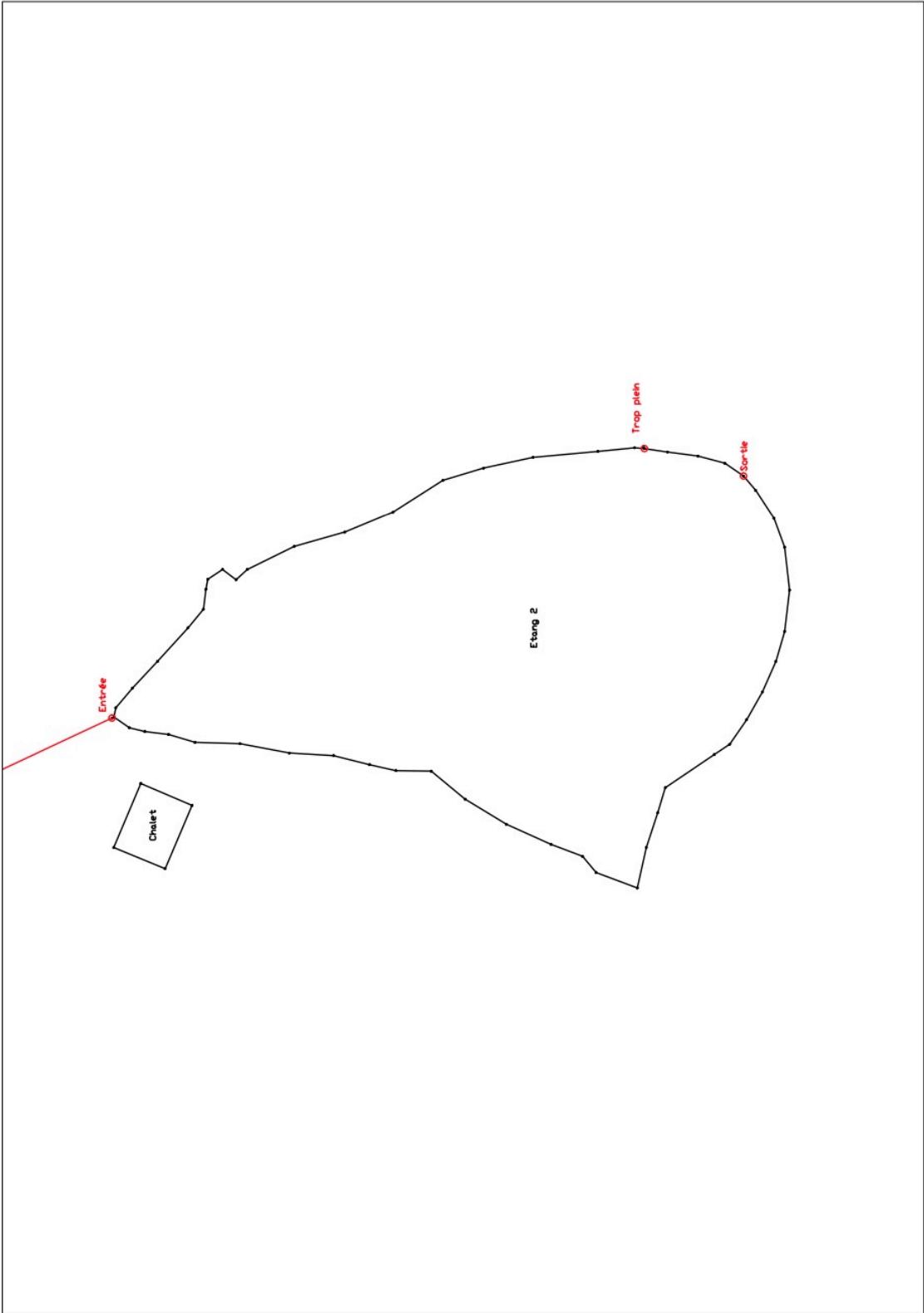
Annexe 1 : Cartographique des étangs et du projet de roselière



Etangs Fays Les Veneurs situation générale
Echelle 1/2000



Etangs Fays Les Veneurs Etang 1
Echelle 1/500



Etangs Foy's Les Veneurs Etang 2
Echelle 1/500

Annexe 2 : Bulletin d'analyse pour la campagne du 25 février 2021

Nature des Échantillons : Eau
 Provenance : Fays les Veneux

Date : 25/2/21
 Docteurant :

BULLETIN D'ANALYSES

Analyses	ET1	ET2	RE	RAM.										
DCO.	22	15	25	8	25/02	mgO ₂ /l								
DBO	4,41	3,0	5,28	397	25/02	ni								
MES	3,5	5	4,9	5,3	25/02	mg/l.								
NT	0,6	1,0	5,4	6,0	3/3	mgN/l								
RT	0,06	0,04	0,13	0,08	3/3	mgP/l.								
NO ₂	0,01	0,01	0,04	0,03	4/3	mgN/L								
NH ₄	0,010	0,013	0,149	0,311	26/02	mgN/L								
NO ₃	0,01	0,06	4,5	4,7	4/3	mgN/L								
PO ₄	0,015	0,011	0,073	0,047	26/02	mgP/L								

Annexe 3 : Bulletin d'analyse pour la campagne du 15 août 2021

Campagne 15/08/21		Fays Les Veneurs		Echantillons ponctuels	
Analyses	ET1	ET2	RE	RAM	
DCO	6	10		5	8 mgO2/l
DBO5					mgO2/l
MES	6	2		4	14 mg/l
NT	3,7	3		4,5	5,1 mgN/l
PT	0,05	0,02		0,08	0,12 mgP/l
NO2	0,14	0,09		0,05	0,07 mgN/l
NO3	2,6	2,2		3,8	3,9 mgN/l
NH4	0,15	0,1	<0.1		0,3 mgN/l
PO4	0,02	0,01		0,05	0,05 mgP/l

Annexe 4 : Matériaux filtrants pour l'élimination du phosphore

Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>

Table 1
Natural materials used as filter media for P removal.

Material	Study type	Description of the study	Retention calculation	P retention	Ca (CaO)	References	pH
Alumite (calcinated)	Batch	Adsorption: 1 g of material with 1 L of phosphate solution (25–150 mg L ⁻¹), contact time 29.1 min	Calculated	Average of over 80% removal	–	Özacar (2006)	5
Apatite (sedimentary)	Batch	KH ₂ PO ₄ solution of 0–500 mg P L ⁻¹ with contact time of 1–48 h	Langmuir	Langmuir $b=4.76$ mg P g ⁻¹ , $K=0.15$	37.3	Molle et al. (2005)	7.0
Apatite (igneous and sedimentary)	Column	Synthetic solution 20 mg P L ⁻¹ with hydraulic loading rate (HLR) 1.35 L d ⁻¹ in 550 days (hydraulic retention time (HRT) 5.6 h)	Langmuir/Freundlich	Saturation value after 550 d 13.9 mg P g ⁻¹ ; <2 mg P L ⁻¹ in the outlet	7–31.4%	Bellier et al. (2006)	8
Bauxite	Batch	35 g of material in a 1 L glass flask filled with 700 mL of solution (5–150 mg P L ⁻¹) 24 and 96 h isotherms	Langmuir	0.28–1.09 g P kg ⁻¹ material in 24 h isotherms	–	Drizo et al. (1999)	5.9
Bauxite	Batch	2.5–40 mg P L ⁻¹ , 20 g and 24 h and column study (40d + 40d); HLR 3 L d ⁻¹	Calculated	Adsorption 0.612 g kg ⁻¹ , Column: 160 mg P kg ⁻¹ , longer study: 355 mg P kg ⁻¹	–	Altundoğan and Tümen (2002)	4.5–5.2
Bauxites (raw and activated)	Batch	1 g substrate and 100 dm ⁻³ solution, 10 mg P dm ⁻³ and shaken for 2 h	Calculated	Maximal PO ₄ ³⁻ removal 67.3% at pH 4.45	–	Altundoğan and Tümen (2003)	4.5–5.2
Dolomite	Batch	1 g substrate and 100 dm ⁻³ solution, 10 mg P dm ⁻³ and shaken for 2 h	Calculated	Adsorption for raw and activated bauxite: 0.82 and 2.95 mg P g ⁻¹ , removal >95% for activated bauxite	21.7%	Karaca et al. (2004)	Highest adsorption at pH 11
Dolomite and sand	Batch	0.2 g in 100 mL solution 10–60 mg PO ₄ -P L ⁻¹ , different adsorption times, temperature, pH 1–11, material from Turkey	Langmuir	Sorption 7.34–52.02 mg P g ⁻¹	28.7%	Prochaska and Zouboulis (2006)	7.8
Gravel	Full-scale CW, Batch	10 g sorbate in 50 mL solution with 0–100 mg L ⁻¹ , 24 h	Langmuir and Freundlich	0.168 g P kg ⁻¹	2.5%	Mann and Bavor (1993)	6.9
Gravel	Full-scale CW	3 gravel based CWs investigated, secondary sewage effluent, 2 years. Laboratory P adsorption study	Determined	P removal from –40% to 40%. Adsorption capacity ranged 25.8–47.5 mg P g ⁻¹	–	Tanner et al. (1999)	
		Gravel filled wetland, dairy farm wastewater, mean influent concentration 15 mg P L ⁻¹ , 5 years; HLR 21.4–71.7 mm d ⁻¹ , HRT 1.95–6.54 d		Total P (TP) removal 184–296 g m ⁻² , substratum TP accumulation 115–128 g m ⁻²	1.07%		

Gravel	Full-scale CW	VSSF planted gravel filter in Turkey, HLR $3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (0.1 m d^{-1})	Calculated	PO_4^{3-} -P removal efficiency of the gravel system 4.33%	-	Korkusuz et al. (2005)
Gravel	Pilot-scale CW	HSSF CW, planted, 2 years, HRT 6–20 days; HLR 16–55 L d^{-1}	Calculated	Medium gravel 43.9%, with cobbles and cattail up to 67%	27.2%	Akratos and Tsihrintzis (2007)
Gravels (South-Estonian)	Batch	3 g sorbate, 75 mL solution with 5–1000 $\text{mg PO}_4\text{-P L}^{-1}$, 24 h	Calculated	Removal 33–50%, sorption 3–3.6 g P kg^{-1} (fine gravel; 88.6%)	2–14% (3.6%)	Vohla et al. (2005)
Laterite	Batch, pilot-scale	Sorption test with leachate (10 g granular laterite, solution with 5–50 $\text{mg PO}_4\text{-P L}^{-1}$) and pilot CW about 2 years	Calculated	99% removal of phosphates in lab and 96% in pilot CW	-	Wood and McAtamney (1996)
Limerock	Meso-scale CW	Experimental wetland system received effluent from a treatment wetland for 19 months; HLR 11 cm d^{-1}	Calculated	TP removal for the filter system was $0.32 \text{ g P m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ and 46%	-	DeBusk et al. (2004)
Limestone	Batch	1 g substrate, P-solutions (5–25 $\text{mg PO}_4\text{-P L}^{-1}$), limestone from Sweden	Calculated	Sorption $0.25\text{--}0.3 \text{ mg P g}^{-1}$	21.2%	Johansson (1999a)
Limestone	Batch	2.5–40 mg P L^{-1} , 20 g and 24 h, material from a quarry; HLR 3 L d^{-1}	Langmuir	Maximal adsorption capacity 0.682 g kg^{-1} .	-	Drizo et al. (1999)
Limestone	Full-scale CW	SSF wetland cell treating wastewater from dairy farm. HRT 13.4 d, 1.5 years	Calculated	P retention on average 4.3%. Mean reduction 14.5%	-	Hill et al. (2000)
Maerl	Pilot-scale CW, batch	Pilot-scale wetlands in the laboratory, 9 weeks, 21 L. HLR 2.3 L d^{-1} ; HRT 5 d. Batch: 4 g, 100 mL of P solution (0–5000 mg L^{-1}), 72 h	Calculated	TP removal 98%. Batch removal $32\text{--}99\%$, capacity $39.5\text{--}7490 \text{ mg kg}^{-1}$	32.04%	Gray et al. (2000)
Marl gravel	Full-scale CW	Filter treating swine wastewater after anaerobic lagoon treatment	Calculated	Removal efficiency of TP 37–52%	12%	Szögi et al. (1997)
Opoka	Batch	1 g substrate, P-solutions (5–25 $\text{mg PO}_4\text{-P L}^{-1}$)	Calculated	P-sorption capacity <20%, sorption $0\text{--}0.1 \text{ mg P g}^{-1}$.	20.0%	Johansson (1999a)
Opoka (heated)	Batch	Artificial P solutions (K_2HPO_4), distilled water	Calculated	Maximum sorption capacity was 119.6 $\text{g PO}_4\text{-P kg}^{-1}$	30.1 (42.1)%	Brogowski and Renman (2004)
Oyster shell (burnt)	Batch, column	P solution 0–320 mg P L^{-1} . Column, 100–g medium (1 month), 50 mg P L^{-1} , HRT 4 h, HLR 300 mL d^{-1} material from Korea	Langmuir	Adsorption 833.3 mg kg^{-1} , column (unsaturated media) 7925 mg kg^{-1}	37.80%	Seo et al. (2005)
Peat	Lab-scale biofilter	Domestic wastewater (1 month) lab-scale filters 300, 600, 1200 $\text{L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, household biofilter 70–258 $\text{L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Calculated	P removal in lab-scale filters 44%. Biofilter: 12% for TP	-	Talbot et al. (1996)
						pH out of tank 7.6

Table 1 (Continued).

Material	Study type	Description of the study	Retention calculation	P retention	Ca (CaO)	References	pH
Peat	Small-scale CW in field	Filters treated landfill leachate from activated sludge treatment plant (12 months) and from biopond (6 months), volume 0.11 m ³ , loaded 36–41 mm d ⁻¹ and 82 mm d ⁻¹	Calculated	Reduction of IP during the first 6 months 77% from sludge water, 93% from biopond water	5.1%	Köiv et al. (2009a)	7.2
Peat	Pilot-scale CW	VF peat filters and HF filters treated municipal wastewater and landfill leachate, VF 0.86 m ³ , 76 mm d ⁻¹ and HF 1.24 m ³ , 53 mm d ⁻¹ (HLR 60 L d ⁻¹), 6 months	Determined	Removal in VF peat filters was 58% and 63%. P binding capacity 0.081 g kg ⁻¹	5.1%	Köiv et al. (2009b)	7.2
Polomite	Column	Columns: 20 °C, water-saturated conditions, PO ₄ -P and NH ₄ -N (5.30 mg dm ³), tap water, HLR 530 L m ⁻² d ⁻¹ , 68 weeks	Calculated	Retained P 96.7%	24.5%	Gustafsson et al. (2008)	pH decreased from 11.7 to 9.5
Sand	Column	Columns with upflow hydraulic regime, load 0.5–2.0 mg L ⁻¹ , filled with sand; HRT 2 h; HLR 7.2–86.4 L d ⁻¹	Calculated	P removal at low load (0.5–2.0 mg L ⁻¹) increased from 40% to 75% with 12 recirculations	1.2%	Farahbakhshad and Morrison (2003)	
Sand	Full-scale CW	HSSF sand filter, 8 years; HLR 3.2–5.5 m ³ d ⁻¹	Determined	P in soil after 8 years 0.117 g P kg ⁻¹ , 72%	4.15%	Vohla et al. (2007)	Outflow, pH 7.4
Sand, dolomite sand and shale	Batch, column	Sorption experiment: 1 g 20 mL (0–100 mg P L ⁻¹) 24 h, Column: SSF study at loading of P 330 mg m ⁻² d ⁻¹ , Loading: 105 mg P m ⁻² d ⁻¹ , HLR 60–120 L m ⁻² d ⁻¹ , 33 months	Langmuir, determined	Sorption 0.417 g P kg ⁻¹ , columns 0.7–1.0 g P kg ⁻¹ ; 95%. Sand is sensitive to P loading	5.1–7.5%	Pant et al. (2001)	7.9–9.1
Sands (Damish)	Batch, column	Solution 320 mg P L ⁻¹ by calculated retention and 0–10 mg P L ⁻¹ by Langmuir. Columns 12 weeks; HLR 0.24–L d ⁻¹ ; HRT 12–14 h	Calculated, Langmuir, determined	Sorption 0.303 g P kg ⁻¹ , columns 0.2 g P kg ⁻¹ ; 44% removal	26.4–26.6%		9.3–9.4
Sands (South-Estonian)	Batch	3 g sorbate and 75 mL solution (5–1000 mg PO ₄ L ⁻¹), 24 h	Calculated	Sorption 0.192 g P kg ⁻¹ , columns 0.7–0.8 g P kg ⁻¹ ; 37% removal	3–10.5%		8.1–8.9
	Full-scale CW	HSSF sand filter, 5 years; HLR 1.0–6.3 m ³ d ⁻¹	Calculated	Calculated removal 0.272–3.941 g P kg ⁻¹ ; Langmuir 0.02–0.129 g P kg ⁻¹ ; determined 0.052–0.165 g P kg ⁻¹ .	0.02–7%	Arias et al. (2001)	8.2–8.7
				P removal between 8.6 and 27.2% or 2.45 g P kg ⁻¹	0.33–11%	Vohla et al. (2005)	–
				Purification efficiency 78.4%. P in sand 52.8 mg kg ⁻¹	4.15%		Outflow, pH 7.4

Shellsand	Batch	3 g in 75 mL, 0–1000 mg P L ⁻¹ in 24 h, and also 3 g in 5–1000 mg P L ⁻¹ in 48 h, Norwegian sand Column, HLR 10 cm d ⁻¹ ; 32 d	Calculated	First batch 14–17 g P kg ⁻¹ , second batch 3–4 g P kg ⁻¹	28–30%	Roseth (2000)
Shellsand	Batch	5–1500 mg L ⁻¹ , 24 h HSSF filter in greenhouse for household, 1 year, Norwegian sand, HLR 85 mm d ⁻¹	Determined	Adsorption capacity 3.5 g P kg ⁻¹	31.8%	Søvik and Kløve (2005)
Shellsand	Batch	Meso-scale CW in field	Langmuir	0.8–8 g P kg ⁻¹		
Shellsand	Batch	3 g material for 24 h in 90 mL solution (0–480 ppm PO ₄ ³⁻)	Langmuir	335 g P kg ⁻¹ , saturated before 2 years, Ca-P (37–57%), Al-P (8–23%)	0.033%	Ådám et al. (2007)
Soils (sub-, top- and wetland soils)	Column	Vertical upflow columns (330 d), HRT 4.1 d, HLR 4.5 L d ⁻¹	Calculated	0.497 g P kg ⁻¹ , P removal 97%		
Spodosol	Batch	3 g and 30 mL solution (500–10,000 mg P L ⁻¹), shaken for 48 h	Langmuir	Adsorption 0.001–0.005 g P kg ⁻¹	0.006–0.3%	Sakadevan and Bavor (1998)
Wollastonite	Batch	Filter medium treated with artificial P solutions (5–20 mg PO ₄ -P L ⁻¹), Sorption isotherm studies	Calculated	P-removal 1 mg g ⁻¹ when P load 15 mg L ⁻¹ , decline in removal with higher load	(1.5)	Johansson (1999a)
Wollastonite	Batch	5 g adsorbent and 75 mL solution varying from 0.8 to 1700 mg PO ₄ ³⁻ L ⁻¹ , for 20 h	Calculated	PO ₄ -P reduction 90–93%. P sorbed 0.1–12,000 mg kg ⁻¹	32.9%	Hedström (2006)
Wollastonite	Column	At 20 °C, under water-saturated conditions. PO ₄ -P and NH ₄ -N (5 and 30 mg dm ⁻³), tap water, HLR 610 L m ⁻² d ⁻¹ , 68 weeks	Calculated	51.1% of P was removed	15.1%	Gustafsson et al. (2008)
Wollastonite	Column	Vertical upflow columns with HRT from 15 to 180 h, secondary wastewater, 411 d	Calculated	>80% removal (up to 96%), when the residence time was >40 h	-	Brooks et al. (2000)
Wollastonite tailings	Full-scale CW	SSF wetland cell, wastewater from dairy farm, HRT 13 d, 1.5 years	Calculated	Soluble P retention 12.8%. Mean reduction was 27.5%	-	Hill et al. (2000)
Zeolite	Batch	3 g and 30 mL solution 500–10,000 mg P L ⁻¹ , 48 h	Langmuir	Adsorption 2.15 g P kg ⁻¹	-	Sakadevan and Bavor (1998)

Table 2
Industrial by-products used as filter media for P removal.

Material	Study type	Description of the study	Retention calculation	P retention	Ca (CaO)%	References	Particle size (mm)	pH
Coal ash	Batch, column	(2.5–40 mg P L ⁻¹ , 20 g and 24 h) and column study, furnace bottom ash (40 days); HLR 3 L d ⁻¹	Langmuir	Sorption for fly ash 0.862 g P kg ⁻¹ . Column 300 mg P kg ⁻¹	-	Drizo et al. (1999)		8.2
Coal ash	Batch	Bottom ashes: 5–40 mg HPO ₄ ²⁻ L ⁻¹ , fly ashes 200–1500 mg L ⁻¹ , 72 h 5 g adsorbate and 25 mL solution with different P concentration, shaken 24 h	Langmuir	0.081–29.5 g P kg ⁻¹	2.4–11.7 (5–16.5)	Yan et al. (2007)	0.1–2	9.5–11.6
Fly ash (lagoon), precipitator fly ash and sand	Batch		Langmuir	3.08 g P kg ⁻¹	2.6 (0.41)	Cheug and Venkitachalam (2000)		7.7
Fly ash (acidic)	Batch, column	Batch equilibration experiments using a low Ca 1% as CaO and 50–100 mg P L ⁻¹ , 24 h. A column, 10 mg L ⁻¹	Calculated	13.77 g P kg ⁻¹ 0.04 g P kg ⁻¹ PO ₄ ³⁻ immobilization 75–100%. Column: removed 10 mg L ⁻¹ over 85 pv	5.0 (4.3) 0.2 (0.01)	Grubb et al. (2000)		12.4 6.4 4.5
Fly ash	Batch	Laboratory P adsorption study	Langmuir, Freundlich	160–420 mg P g ⁻¹ 260 mg P g ⁻¹	-	Mann and Bavor (1993)	0.08–4.75 slag 1 9.5–19 slag 2 <0.5 Fly Ash	Initial pH 8.5
Fly ash (Red mud)	Batch	20 mL of 155 mg L ⁻¹ KH ₂ PO ₄ , materials heated at various T	Langmuir	113.9–345.5 g P kg ⁻¹	32–33 (45.2–46)	Li et al. (2006)		10.1–11.9
Fly ash	Batch	25–1000 mg P L ⁻¹ , at adjusted pH 5, 40 mL PO ₄ ²⁻ solution; reaction time 24 h, fly ash from coal power plant, China	Langmuir	8.9–78.4 g P kg ⁻¹ Retention: from 5.5 to 42.6 g P kg ⁻¹	1.5–1.9 (2.1–2.7) 1.8–18 (0.07–5.6)	Chen et al. (2007)		8.3–10.0 5
Fly ash	Full-scale CW	CWs for the treatment of eutrophic river water, 3 stage system, one filled with fly ash, HLR 60 m ³ d ⁻¹ ; 14 weeks	Calculated	Majority of the TP was adsorbed by fly ash stage, TP removal about 83%	-	He et al. (2007)		
Iron ore				67% (aerated) and 53% (anaerobic), working area 140 µg P g ⁻¹	0.04			
Quartz sand				70% (aerated) and 43% (anaerobic)	0.01			

Ochre	Batch	P solutions (1500 and 3000 mg P L ⁻¹) were added until P was no longer removed from the solution. Between additions stand 48 h, dried, high saturated hydraulic conductivity 26–32 m d ⁻¹	Langmuir	0.026 g P kg ⁻¹ , 90% of all P forms were removed after 5 and 15 min shaking	7	Heal et al. (2003, 2005)	7.2
Oil shale (burnt)	Batch	2.5–40 mg P L ⁻¹ , 20 g, 24 h; HLR 3 L d ⁻¹	Langmuir	Adsorption 0.582 g P kg ⁻¹	–	Drizo et al. (1999)	
Sediment of oil shale ash	Batch	Batch experiments, 5–1000 mg PO ₄ ³⁻ L ⁻¹ , 24 h	Calculated	25 g PO ₄ ³⁻ kg ⁻¹ or 8.2 g P kg ⁻¹	20.9 (29.2)	Vohla et al. (2005)	12.32
	Pilot-scale CW	Experimental filter in saturated conditions, tertiary treatment for P, HRT 1.5–2 d ⁻¹ , 1 year		First 4 months removal 71%, after average 52%	20.9 (29.2)	Vohla et al. (2005)	Outflow pH 7.6
Sediment of oil shale ash	Batch	Batch experiments, 5–300 mg PO ₄ ³⁻ L ⁻¹ , 48 h, 9 d	Calculated	P-binding capacity up to 65 mg P g ⁻¹ , (67–85%), P sorption due to Ca-minerals (ettringite, portlandite)		Kaasik et al. (2008)	12.32
Slags	Column	Synthetic aqueous solutions of P and Ca ions 40–80 mg L ⁻¹	Calculated	Average PO ₄ -P removal 90.4%	25.45	Kim et al. (2006)	Adjusted pH 6–9
Basic oxygen furnace slag	Column	Soil, the mixture of Korean soil from river and slag were studied, unsaturated columns for 4 day 18 mL h ⁻¹ and 3 d brake, saturated 8–9.8 mL cm ⁻² d ⁻¹	Calculated	After 1 day 100%	22.97	Cha et al. (2007)	11
Natural soil				Unsaturated columns: after 1 day 86%, after 4th day 58.6, saturated columns 97.8%	0.57		
Blast furnace slag	Batch	0–320 mg L ⁻¹ , raw domestic wastewater, HLR 100 mm d ⁻¹ , 10 mg P L ⁻¹ , 8 g PO ₄ -P and NH ₄ -N (5 and 30 mg dm ⁻³), tap water, HRT 340 L m ⁻² day ⁻¹ , 68 weeks. BFS from steel industry	Langmuir	P-sorption capacity up to 9150 mg P kg ⁻¹	23.97	Korkusuz et al. (2007)	7.7
Blast furnace slag	Column		Calculated	WCBS removed >95% P first 300 pvs, after P retention 85.6%	21.60	Gustafsson et al. (2008)	0–4
							Effluent pH decreased from 11.4 to 8.8

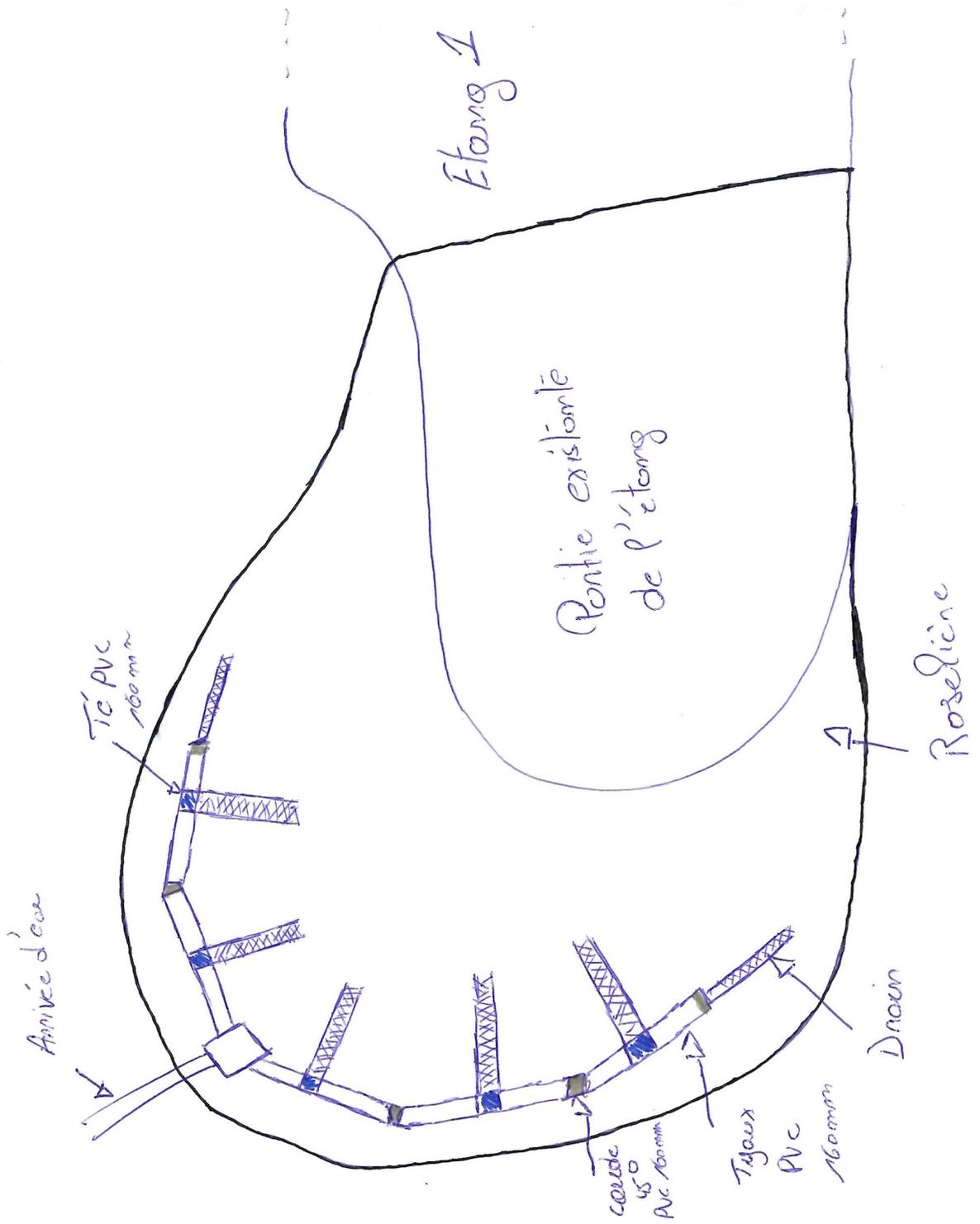
Table 2 (Continued)

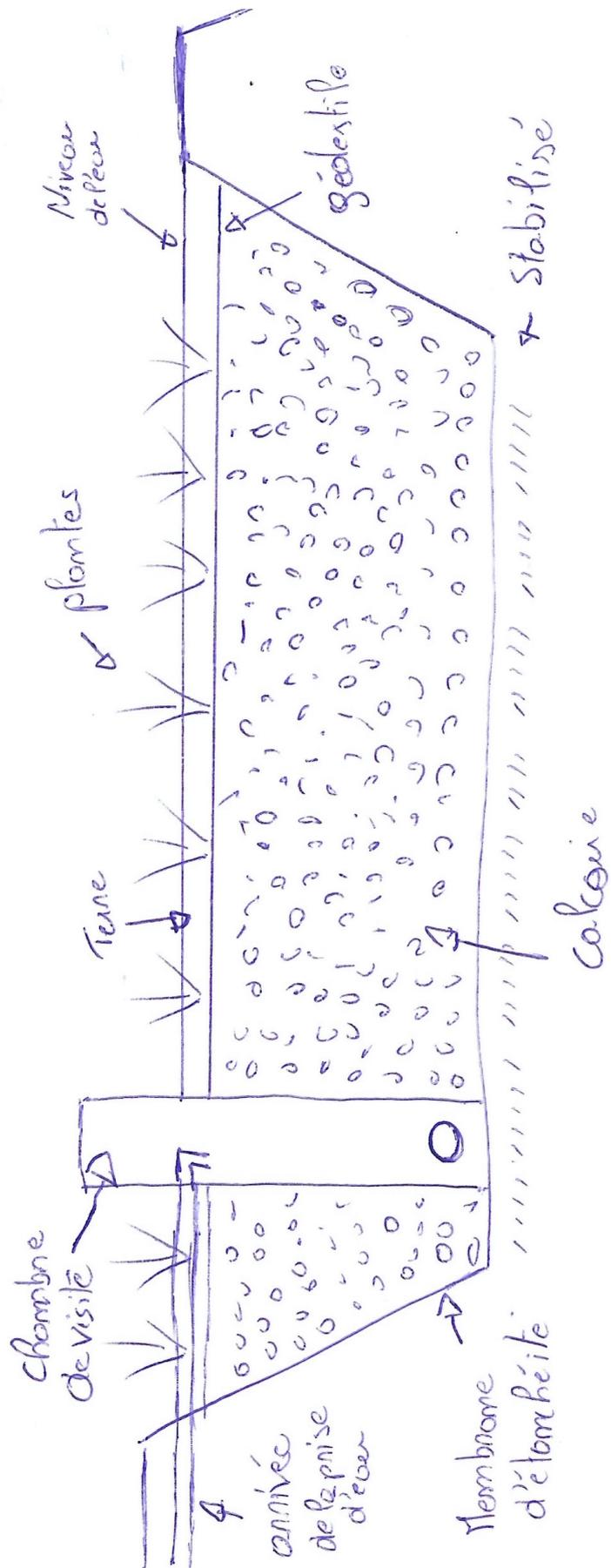
Material	Study type	Description of the study	Retention calculation	P retention	Ca (CaO)%	References	Particle size (mm)	pH
Blast furnace slag	Small-scale CW	Small-scale SSF CW, dairy farm wastewater, planted, 9L, load $15 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; hydraulic conductivity: quartz sand $1.4 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$, slag $5 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$, iron-ore $2.5 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$; 4 months	Calculated	Up to 72% of P was retained, working area $200 \mu\text{g P g}^{-1}$	27.6	Grüneberg and Kern (2001)	0.3–1	
Blast furnace slag	Full-scale CW	The CW system with slag filters in Canada, Slag filters (trickling), ca. $60 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$, 7 months	Calculated	Slag filters reduced TP up to 99%	–	Cameron et al. (2003)	0.45–2.6	Up to 11.52
Blast furnace slag (Iskenderun)	Batch	180 ppm PO_4^{3-} , 50 mL of solution, at 25–65°C, different pH values, Jar tests: removal time of PO_4^{3-} (150–500 ppm, BFS 60 g L^{-1}). Slag from steel factory	Freundlich	6.37 mg g^{-1} (500 ppm), during 60 min, phosphate removal 99%	26.93 (37.7)	Oguz (2004)	0.02–0.03	
Blast furnace slag from Turkey	Full-scale CW	VSSF reed bed, granulated BFS, HRT $3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, HLR mm d^{-1} , 11 months, slag from iron and steel company	Determined	Average removal of TP 45%	24.30	Korkusuz et al. (2005)		7.11–8.56
Electric arc furnace (melter) slag	Full-scale CW	Detention time 3 day, loading $2000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$, 1.5 years, slag from Steel Mill.	Determined	Slag maintained its maximum removal, reaching TP retention of 1.23 kg T^{-1}	10.48	Shilton et al. (2005)	N.A.	
Electric arc furnace slag	Column	Columns, 20 mg P L^{-1} (114 d) than 400 mg P L^{-1} (21 d); HLR $3.0\text{--}4.0 \text{ L d}^{-1}$; HRTV 12–24 h	Determined	Slag was nearly 100% efficient, removed 2.2 mg P g^{-1}	–	Drizo et al. (2006)	2.5–10	10.6–11
Fly ash Blast furnace slag	Batch	Adsorbent (from S-Africa) 0.5–5 g were used in 200 mL 100 mg $\text{PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$, pH 9 for 16 h	Fumkin	$32 \text{ mg PO}_4 \text{ g}^{-1}$	2.9	Agyei et al. (2002)	0.026	
Portland cement				$60 \text{ mg PO}_4 \text{ g}^{-1}$ $83 \text{ mg PO}_4 \text{ g}^{-1}$	23.8 45.2		0.031	
Soils, Sands, Fly ash, Blast furnace slag	Batch	KH_2PO_4 at P concentrations (pH 7.0) of $10\text{--}100 \text{ mg P L}^{-1}$ for sands and soils from China, and of $100\text{--}1000 \text{ mg P L}^{-1}$ for fly ash and furnace slag (24 h)	Langmuir	$0.29\text{--}0.97 \text{ g P kg}^{-1}$	3.3–5.6	Xu et al. (2006)	N.A.	4.4–4.9
				$0.13\text{--}0.26 \text{ g P kg}^{-1}$ 8.89 g P kg^{-1} , 100% removal 8.81 g P kg^{-1} , 100% removal	22.4 (3.1)			6.7–8.1 12.3 12.1

Table 3
Man-made products used as filter media for P removal.

Material	Study type	Description of the study	Retention calculation	P retention	Ca%	References	pH
Filtra P	Column	At room temperature under water-saturated conditions. PO ₄ -P and NH ₄ -N (5 and 30 mg dm ³), tap water, HLR 7–10 L m ⁻² day ⁻¹ , 68 weeks	Calculated	Retained P 98.2%, effluent pH fell from 12.9 to 11.6, clogged after 971 pv	3.10	Gustafsson et al. (2008)	
Filtralite P TM	Small-, meso- and full-scale CW	Small-scale systems (953 g): HLR 5.0 and 1.25 L d ⁻¹ , HRT 0.21 and 0.83 d. Meso-scale filter (359 kg): HLR ~71 L d ⁻¹ , HRT 3.6–4.3 d. Full-scale system: VF and HF filter (180 m ³); HLR 1.6 m ³ d ⁻¹ ; HRT 18 d	Determined	Small-scale: extracted P 3887 mg P kg ⁻¹ . Meso-scale: 4500 mg P kg ⁻¹ . Full-scale: 52 mg P kg ⁻¹	–	Ådåm et al. (2006)	>10
Filtralite P TM	Full-scale CW	The upflow filter, 6 m ³ , HLR 450–864 L d ⁻¹ ; 3 years	Calculated	Reduction in the filter system is 99.4%	–	Heistad et al. (2006)	12.5 (after 3 years 10)
Filtralite P TM	Batch	3 g, 24 h in 90 mL solution with phosphates 0–480 ppm	Calculated	2.5 g P kg ⁻¹	0.003	Ådåm et al. (2007)	10.7
	Column	2 vertical upflow columns up to 330 d, HRT 3.65 d; HLR 4.9–5.5 L d ⁻¹	Calculated and extracted	By mass balance calculations 497 mg P kg ⁻¹ , by extraction up to 635 mg P kg ⁻¹ , removal 54%			
Leca (Estonian)	Batch	3 g and 75 mL solution with 5–1000 mg PO ₄ L ⁻¹ , 24 h	Calculated	Bounding capacity 0–10 mg P g ⁻¹ . Sorption of up to 7.98 mg P g ⁻¹	0.1	Vohla et al. (2005)	
Leca (Estonian)	Full-scale CW	VSSF+HSSF filter bed, 64 PE, HRT 7.4 m ³ d ⁻¹ , 2 years	Calculated	TP removal 89%	2.1	Õövel et al. (2007)	Outflow pH 7.4
LWA	Batch, Full-scale CW	HF CW, HRT 4 weeks, households, 4 years, Norsk Leca	Calculated	>95%	3.1	Zhu et al. (2003)	10
LWA (lab-made)	Batch	Batch: 3 g in 75 mL, 320–480 mg L ⁻¹ , 24 h. Laboratory made LWA	Calculated	Sorption 12 g P kg ⁻¹ , higher dolomite content and pH guarantees sorption		Jenssen and Krogstad (2003)	12.3
LWA (USA)	Batch	Test (0–320 mg L ⁻¹), 8 g substrate, 200 mL solution, 24 h	Calculated	3465 mg P kg ⁻¹	46.5	Zhu et al. (1997)	10.1
Filtralite TM				209–2210 mg P kg ⁻¹	31.0		10.3
Leca (Swedish)				46–565–mg P kg ⁻¹	8.5		10.5
Norlite	Full-scale CW	SSF wetland cell, wastewater from dairy farm	Calculated	Norlite removed 34%	1.43	Hill et al. (2000)	Outflow pH 7.7

Annexe 5 : Plan de construction de la roselière





Dosage de la Chl.a et de la Phéo.a par la méthode spectro

Protocole expérimental :

1. Détermination de la dilution à effectuer:
Il s'est avéré, à partir des essais d'extraction à différentes dilutions, qu'un essai correspondant à une concentration n'excédant pas 1.5×10^6 cellules/ml optimise l'extraction.
2. Filtrer les 20 ml sur un filtre *HV* 0.45 μ en ajoutant préalablement 20 μ l de Mg CO₃ 1 % pour neutraliser l'acidification du matériel végétal (phéophytinisation).
D'autres neutralisants de l'acidification sont utilisés: Na₂CO₃, Ca CO₃, Na₂HPO₄.
Le choix des filtres Durapore 0.45 *HV* repose sur le fait qu'ils sont:
 - * en fluorure de polyvinylidène;
 - * hydrophiles;
 - * résistants et ne se colmatent et ne se dissolvent donc pas;
 - * conseillés pour la filtration de produits biologiques et chimiques.
3. Transférer le filtre dans un tube à centrifugation. Si une conservation des échantillons est souhaitée, le tube est conservé dans un dessiccateur, au freezer.
4. Ajouter 10 ml d'éthanol 90 % et boucher le tube afin d'éviter la volatilisation de solvant.
5. Sonication: le tube est mis dans un récipient d'eau qui subit une sonication d'amplitude 61 % (soit 366 watts) pendant 3 mn.
6. Attendre 10 mn avant de chauffer à 75 °C pendant 5 mn. Le chauffage a pour intérêt d'inactiver la chlorophyllase et d'accélérer la lésion des pigments.
7. Refroidir l'échantillon jusqu'à température ambiante, puis Centrifuger 20 mn à 6000 g.
8. Lire l'absorbance au spectocolorimètre à 750 et à 665 nm. Le blanc est préparé dans un tube à centrifugation avec 10 ml d'éthanol et un filtre *HV* 0.45.
9. Ajouter 10 μ l d'HCl 3 M: l'addition de l'acide à la Chl.a provoque la perte de l'atome magnésium et sa conversion en Phéo.a. Une concentration plus forte en acide peut provoquer une transformation des pigments accessoires et leur absorbance dans la même région du spectre que la Phéo.a.
10. Attendre 6 mn et mesurer à nouveau les absorbances à 750 et à 665 nm.
11. Calcul des concentrations pigmentaires en μ g/l

Concentration de la chlorophylle:

$$C_c = \frac{(A - A_a)}{K_c} \times \frac{R}{R-1} \times \frac{10^3 \times V_E}{V_s \times d}$$

Avec :

A = A₆₆₅ - A₇₅₀ : absorbance du solvant organique avant acidification.

A_a = A₆₆₅ - A₇₅₀ : absorbance du solvant organique après acidification

K_C = 82 l/ μ g . cm : coefficient spécifique d'absorption spectrale pour la chlorophylle a

R = 1.7 : rapport A/A_a pour une solution du Ch.a pure, transformée en phéophytine par acidification.

V_E = Volume de l'extrait en ml

V_S = Volume de l'échantillon filtré en l.

d = Longueur du trajet de la cellule optique en cm

C_c = concentration de la chlorophylle a en μ g/l