



HYDROCHARITACÉES 2013-2015

HYDROCHARITACÉES : ANIMATION SCIENTIFIQUE ET APPUI À LA GESTION – APPUI SCIENTIFIQUE AUX GESTIONNAIRES SUR LA THÉMATIQUE DES HYDROCHARITACÉES - 2013

Jacques HAURY(1), Elisabeth LAMBERT(2), Alain DUTARTRE(3) (Eds)

¹ Unité Pédagogique Ecologie et Santé des Plantes- Agrocampus Ouest, centre de Rennes,
UMR INRA-Agrocampus Ouest 0985- Écologie et Santé des Écosystèmes, Équipe des Invasions Biologiques

² Département Biologie environnement, Faculté des Sciences, Université Catholique de l'Ouest, Angers

³ IRSTEA Bordeaux (durant le programme, expert indépendant depuis)

Jacques.haury@agrocampus-ouest.fr; elambert@uco.fr; alain.dutartre@free.fr

Pour le groupe de travail :

Jacques HAURY, Elisabeth LAMBERT, Alain DUTARTRE, Emeline CHESNEAU, Julie COUDREUSE, Michel BOZEC,
Dimitri BOURON, Guillaume CHARRUAUD, avec l'aide de Roland MATRAT

Et les stagiaires : Camille BRETZ, Marie DIAZ, Terrance HOLLAND et Clément MERCIER

Remerciements au Groupe Hydrocharitacées et au Comité régional sur les Plantes exotiques envahissantes des Pays de la Loire, à tous les gestionnaires, autres stagiaires et partenaires scientifiques du GIS qui, de près ou de loin ont participé ou suivi les travaux

Mai 2015

Sommaire général

Sommaire général	2
Avant-propos	8
Résumé	8
INTRODUCTION GENERALE	9
A - Note de synthèse sur l'Egérie dense dans la rivière Vendée.	10
Remerciements :	10
A - Introduction	11
A1 – Milieu et méthodes d'étude.....	12
A11 – Milieu et contexte de la demande de gestion.....	12
A111 La rivière Vendée.....	12
A112 – Les proliférations d'Egérie dense sur la rivière Vendée et les secteurs de gestion	12
A113 – Résultats antérieurs à 2013des linéaires gérés et récoltes effectuées.	15
A12 – Méthodes d'étude : des évolutions entre 2010 et 2014.....	15
A121 – Estimer les recouvrements par cartographie	15
A122 – Estimer les recouvrements par la méthode des points contacts	16
A123 – Estimer les biomasses	16
A124 – Déclaration des volumes extraits	16
A125 – Analyses : chimie de l'eau, des macrophytes et des sédiments	16
A126 – Pêches électriques et peuplements pisciaires.....	17
A2 – Principaux résultats.....	18
A21 – Evolution de la colonisation et des secteurs traités.....	18
A22 – Recouvrements végétaux et première évaluation de l'efficacité de la gestion	18
A221 – Efficacité à court terme.....	18
A222 – Efficacité à moyen terme (au cours de l'année)	19
A223 – Efficacité à long terme (interannuelle et interannuelle).....	19
A23 – Evolution des biomasses.....	20
A231 – Les biomasses récoltées à pied	20
A232 – Les biomasses récoltées en plongée.....	21
A24 – Résultats des volumes extraits	22
A241 – Volumes extraits de 2006 à 2012.....	22
A242 – Volumes extraits de en 2013 et 2014.....	23
A25 – Résultats des différentes analyses chimiques	24
A251 – Chimie de l'eau.....	24
A252 – Chimie des sédiments	25

A253 – Composition chimique de l’Egérie dense	26
A254 – Quelques éléments sur les relations entre certains paramètres de chimie de l’eau et la production de l’Egérie selon les chroniques d’eau (hors cadre de la présente étude).	26
A26 – Résultats des études ichthyologiques (cf rapport de D. Bouron).....	28
A261 – Quelques éléments typologiques	28
A262 – Comparaison entre les stations	29
A263 – Effets de l’Egérie	29
A264 – Effets du faucardage	30
A3 – Quelques éléments de discussion et de perspectives	31
A31 – Regard critique sur les résultats de l’étude et pistes d’amélioration.....	31
A32 – Une rivière de plaine eutrophe influencée par le barrage de Mervent.....	32
A33 – Les effets de l’Egérie dense sur la rivière.....	32
A34 – Les effets de la gestion actuelle : estimation de son efficacité	32
A35 – Quelques perspectives d’étude.....	33
A35 – Quand et comment gérer ?	33
A - Conclusion.....	35
A – Références.....	36
B – Colonisation de la rivière Thouet par <i>Egeria densa</i>	37
B1 – Préliminaires	37
B11 - Quelques mots sur l’origine et les éléments du programme.....	37
B12 – Les éléments antérieurs au mémoire de Camille Bretz.....	38
B2 – Eléments de synthèse sur le mémoire de Camille BRETZ	38
B21 - Résumé par Camille Bretz	38
B22 – Les éléments majeurs qui ressortent du travail de Camille Bretz	39
B221 – Des problèmes méthodologiques pour la constitution de la base de données	39
B222 – Des résultats intéressants mais parfois surprenants	39
B223 – Quelques éléments de discussion.....	44
B3 – Mise en forme des données 2011-2014 sur la rivière Thouet et premier traitement des données (Emeline CHESNEAU).....	45
B31 – Mise en forme de la base de données.....	45
B32 – Traitement préliminaire de la base de données 2011-2014.....	45
B321 - Résumé d’Emeline Chesneau	45
B323 – Démarche du pré-traitement des données	45
B324 – Effets des facteurs écologiques	46
B325 – Effets des conditions hydromorphologiques.....	48
B326 – Conclusion et perspectives.....	49

B - Références.....	50
C - Les Hydrocharitacées immergées invasives en métropole : Ecologie, impacts et gestion.	51
C - Résumé	53
C - Introduction.....	54
C- I. Caractéristiques et écologie des Hydrocharitacées immergées invasives	55
C - I.1. Classification des espèces étudiées	55
C - I.2. Morphologie des trois genres	56
C - I.3. Cycle de vie	57
C - I.4. Modes de reproduction et dispersion.....	60
C - I.5. Habitats et distribution	61
C - I.5.1. Paramètres physiques	61
C - I.5.2. Paramètres chimiques.....	62
C - II. Impacts des Hydrocharitacées invasives.....	63
C - II.1. Propriétés invasives.....	63
C - II.1.1. Absence de prédateurs	63
C - II.1.2. Développement rapide et compétitivité	64
C - II.1.3. Plasticité phénotypique	65
C - II.1.4. Tolérance au stress et à la perturbation	66
C - II.2. Impacts environnementaux et économiques	67
C - II.2.1. Conséquences sur l'écosystème	67
C - II.2.2. Conséquences sur les activités anthropiques	68
C - II.3. Statut de ces espèces	68
C -III. Gestion des Hydrocharitacées invasives.....	69
C - III.1. Méthodes préventives	69
C - III.1.1. Sensibilisation et formation	69
C - III.1.2. Suivi annuel	69
C - III.1.3. Facteurs abiotiques et biotiques limitants.....	70
C -III.2. Techniques de gestion.....	71
C - III.2.1. Arrachage manuel.....	71
C - III.2.2. Interventions mécaniques	71
C - III.2.3. Application d'herbicides	73
C - III.2.4. Contrôle biologique	73
C - III.3. Perspectives d'évolution des herbiers.....	77
C - Conclusion	79
C - Bibliographie	80
Annexes	88

Annexe 1 : Phylogénie des Hydrocharitacées après analyse de marqueurs génétiques	88
Annexe 2 : Critères morphologiques d’identification des Hydrocharitacées invasives	89
Annexe 3 : Répartition des 4 espèces sur le territoire	90
Annexe 4 : Matériels utilisés pour la lutte mécanique.....	92
CONCLUSION GENERALE	93

ANNEXES

Volume 1

ANNEXE 1 : Aspects contractuels : le contenu du mémoire et sa réalisation

ANNEXE 2 : Mémoire Marie DIAZ - Vendée

ANNEXE 3 – Rapport Dimitri BOURON - Vendée

ANNEXE 4 : Mémoire Terrance HOLLAND – Vendée

ANNEXE 5 : Mémoire Clément MERCIER - Vendée

Volume 2

ANNEXE 6 : Mémoire Camille BRETZ - Thouet

Table des illustrations

Figure 1 : La rivière Vendée et la zone d'étude amont (tronçon 1)	12
Figure 2 : Linéaire bien colonisé en 2005.	13
Figure 3: Secteurs gérés.....	13
Figure 4 : Subdivision du Tronçon 1 en secteurs de récolte et d'étude.....	14
Figure 5 : Cartographie du secteur 5 avant (gauche) et après (droite) faucardage et moisson en 2014.	15
Figure 7 : Evolution des classes de recouvrement dans le secteur 5 peu profond avant et après aménagement.	19
Figure 8 : Evolution des recouvrements en secteur profond (secteur 12) avant et après intervention.	19
Figure 9 : résultats des biomasses récoltées à pied sur des quadrats de 0,25 m ² avant et après intervention de 2011 à 2014, en zone marginale du secteur 5 assez peu profond	20
Figure 10 : résultats des récoltes de biomasses en plongée sur des quadrats de 1 m ² avant et après aménagement en secteur 5 assez peu profond.	21
Figure 11 : récoltes de biomasse en plongée sur des quadrats de m ² avant et après le faucardage en secteur profond (12).....	22
Figure 12 : un rôle de piège à sédiments et/ou de filtration joué par l'Egérie ?.....	27
Figure 13 : relations entre les biomasses d'Egérie et les nitrates	27
Figure 14 : Répartition des biomasses de poissons dans la station témoin amont sans Egérie.	28
Figure 15 : structure du peuplement pisciaire en secteur non géré à forte densité d'Egérie et stabilité entre les périodes avant et après moisson de l'Egérie pour les secteurs.....	29
Figure 16 : Comparaison des effectifs de poissons avant et après faucardage et moisson sur le secteur 5 (en face de la Sous-Préfecture)	30
Figure 17 : Relief et réseau hydrographique du bassin du Thouet	37
Figure 18 : Les différents ensembles hydrologiques du Thouet, la colonisation par les invasives et les différentes stations d'étude : Empince (amont 79), Roche Paillé (Médian/Médian 79), Missé (Médian / aval 79), Chassé (Aval 49).....	41
Figure 19 : Richesse spécifique sur la rivière Thouet.....	42
Figure 20 : Exemple de gradient amont/aval des seuils. Exemple de Roche Paillé	43
Figure 21 : Micro-distribution de l'Egérie sur le transect 8 de Roche Paillé, amont-aval du seuil.....	44
Figure 22 : Mise en relation entre classes d'abondance de l'Egérie et la profondeur.	46
Figure 23 : Relations quantité d'Egérie-Profondeur sur l'ensemble des stations d'étude en 2012	47
Figure 24: effets du substrat sur la colonisation par l'Egérie (B : blocs, D : débris ; S : sables ; C : cailloux ; T : terre ; V : vases)	47
Figure 25 : relation entre vitesse de courant et abondance d'Egérie.	48
Figure 26 : Différences d'abondance de l'Egérie entre l'amont et l'aval des seuils	49
Figure 27 : Photographies des quatre espèces d'Hydrocharitacées invasives	57

Figure 28 : Cycle de développement de l'égérie dense	58
Figure 29 : Étapes de la fragmentation d'un individu d'égérie dense	60
Figure 31 : Effets d' <i>Hydrellia</i> sur le grand lagorosiphon.....	75
Tableau 1 : Résultats des linéaires de gestion et des récoltes 2006-2012 (selon le déclaratif et les éléments transmis par D. Bouron).	15
Tableau 2 : Résultats des volumes extraits de 2010 à 2014 : déclaratif de l'opérateur HLB Environnement.	23
Tableau 3 : Evaluation de la qualité des eaux selon la grille du SEQ-Eau (critère de potabilité).....	24
Tableau 4 : Résultats des analyses d'eau (Secteurs 12, 5 et sans gestion)	24
Tableau 5 : résultats des analyses de sédiments sur les secteurs 5 (haut du tableau) et 12 (bas du tableau). (PB : poids brut ; PS : poids sec ; ZS : zone superficielle ; ZM : zone marginale ; SP : secteur profond) .	25
Tableau 6 : Composition chimique de l'Egérie dense (Eg : Egeria densa ; S12, S5 et SSG respectivement secteurs 12, 5 et sans gestion ; ZS : zone superficielle, ZP : zone profonde).....	26
Tableau 7 : Liste des stations d'étude (Dutartre et al., 2011).....	40
Tableau 8 : Critères d'identification morphologiques des quatre espèces invasives étudiées	56
Tableau 9 : Quelques articles faisant référence à la distribution géographique des espèces.....	61
Tableau 10 : Grille des correspondances pour les indices d'abondance	69

Avant-propos

Ce rapport composition comprend différentes parties :

A - Une note de synthèse sur l'Egérie dense dans la rivière Vendée pour la période 2010-2015

B – Une note de synthèse sur l'Egérie dense dans la rivière Thouet, avec une mise en forme des données

C – Une synthèse bibliographique sur les Hydrocharitacées.

En annexes, figurent la convention correspondant au présent contrat et quelques éléments justifiant la prolongation sur 2014 et 2015, les rapports des stagiaires, ainsi que le rapport sur les pêches électriques sur la Vendée de Dimitri BOURON

Résumé

Les Hydrocharitacées invasives en France restent un groupe assez mal connu, tant du point de vue de leur biologie, leur écologie et leurs impacts sur les écosystèmes qu'en termes de gestion des milieux envahis. Cette famille est l'une de celles qui posent actuellement le plus de problèmes de gestion, tant au niveau mondial qu'en France métropolitaine. Aussi une synthèse bibliographique a été réalisée sur les 4 taxons les plus présents en France permettant de présenter de façon comparative les quatre espèces les plus gênantes en France et d'intégrer des connaissances récentes sur ces taxons. Il en ressort que leur capacité de production en fonction des différents milieux et surtout leurs impacts écologiques en fonction de leurs biomasses et recouvrements sont encore assez largement à étudier. Tout usage de pesticide étant interdit en milieu aquatique et aucune molécule n'étant plus homologuée en France, les modes de gestion couramment appliqués sont une récolte mécanique, mais il est envisageable de développer des recherches sur la « lutte biologique ».

Sur la rivière Vendée où une gestion de proliférations d'Egérie connues depuis 1997 est appliquée de façon régulière depuis 2006, un suivi des opérations de faucardage-moisson par Agrocampus Ouest est réalisé depuis 2010. Le présent rapport correspond aux années 2013 et 2014. Il en ressort que des éléments sur les biomasses ont été obtenus montrant une assez bonne productivité (de l'ordre de 600 voire 800 grammes de matière sèche par m²). Les premières études fonctionnelles tentant de relier la chimie de l'eau ou des sédiments aux proliférations d'Egérie, ou aux populations de poissons ne montrent aucun effet net de l'invasive. Ceci plaide pour un approfondissement des études, avec probablement des protocoles beaucoup plus fins. Un protocole d'estimation de l'efficacité des actions a été élaboré. Il en ressort que l'efficacité à très court terme est bonne, et qu'il y a une relative cohérence avec les déclarations de volumes extraits par l'opérateur mandaté. En revanche l'efficacité à plusieurs mois, et a fortiori sur plusieurs années, est mauvaise : on ne voit aucune régression dans les secteurs gérés, voire au contraire. En revanche, une diminution de la longueur de rivière impactée est notable. Il est donc préconisé d'expérimenter de façon beaucoup plus précise pour relier le débit et la température avec les développements végétaux et de modifier les périodes de coupe pour les adapter aux recouvrements végétaux.

Sur la rivière Thouet, trois traitements des données acquises par les techniciens de rivière ont été réalisés le premier sur l'année 2010 correspond au rapport de Dutartre *et al.*, 2011, le second au mémoire de Camille Bretz inclus dans ce rapport et un troisième, très préliminaire couvrant la période 2011 à 2014 correspond à la constitution d'une matrice de données homogène et à une exploration des données. Il en ressort que la distribution de l'Egérie sur cette rivière dépend de la position sur le cours principal : les stations amont ne sont pas colonisées contrairement aux stations médianes et aval. Dans les stations colonisées, il y a des différences entre l'amont et l'aval des seuils de moulin. Le seul facteur écologique qui apparaît comme discriminant est la vitesse de courant, et la profondeur, dans la gamme des secteurs étudiés ne l'est pas. Des perspectives de suivi sont envisagées.

Mots clés : Egérie, gestion, régulation, impacts écologiques, distribution

INTRODUCTION GENERALE

Les Hydrocharitacées introduites sont toutes des espèces invasives. Dans l'Ouest de la France, elles regroupent deux Élodées (*Elodea nuttallii* qui pose de graves problèmes, et *Elodea canadensis* qui est de moins en moins fréquente et ne pose qu'assez rarement des problèmes de prolifération), l'Égérie dense (*Egeria densa* qui est très proliférante en cours d'eau lents et plans d'eau) et le Grand Lagarosiphon (*Lagarosiphon major* qui se développe essentiellement en plans d'eau et semble encore assez localisé dans la partie aval du Bassin Loire-Bretagne). Il y a très peu d'études approfondies sur leurs impacts écologiques, leur écologie et les biomasses qu'elles produisent, comme nous l'avons constaté lors de précédents travaux sur la retenue de PenMur dans le Morbihan (Dutartre et al., 1999) et dans la synthèse bibliographique pour la DREAL Pays de Loire (Lambert, 2009). L'écologie de l'Égérie au sein d'une rivière comme le Thouet est encore mal connue (Dutartre et al., 2011). Les modes de gestion envisageables pour réguler le développement de ces plantes immergées sont peu nombreux et présentent des durées d'efficacité réduites, ne dépassant généralement pas une année. Lorsqu'il y a une gestion mécanique régulière de ces végétaux, le problème persiste donc, voire empire localement, comme constaté depuis 2010 sur la rivière Vendée à Fontenay le Comte (Haury et Bouron, 2012).

Pour répondre à la très forte demande d'aide à la gestion émanant des acteurs de terrain (fédération de pêche, techniciens de rivière, gestionnaires d'espaces naturels, riverains, voire ingénieurs des collectivités locales, ...), mais aussi des administrations et collectivités locales confrontées à ces demandes récurrentes (notamment la DREAL des Pays-de-la-Loire, les villes de Fontenay le Comte et de La Roche-sur-Yon, le conseil général de la Vendée, le Syndicat du Thouet, ...), comme en a témoigné le colloque sur les plantes exotiques envahissantes réalisé en 2011 dans les Pays de la Loire (Haury et Matrat (eds), 2012), trois études ont été réalisées dans le cadre de ce travail.

Un suivi des actions de gestion menées pour limiter les populations d'Égérie dense dans la rivière Vendée au niveau de la ville de Fontenay-le-Comte achève 5 années de partenariat avec la Fédération de la Pêche de la Vendée et cette ville. Il s'agissait de quantifier les recouvrements et biomasses en place, mais aussi d'évaluer l'efficacité des actions entreprises. Il en est attendu des préconisations à la fois en termes de connaissance du fonctionnement de la rivière impactée par les proliférations d'Égérie et les actions de gestion, mais aussi de propositions d'amélioration de cette même gestion. Cette partie, initialement limitée à un mémoire de Master 2 programmé en 2013 a été poursuivie en 2014 par deux autres mémoires ainsi qu'une mise en forme des données sur l'ensemble de la période de suivi.

Sur la rivière Thouet, régulée par de nombreux seuils de moulin, des proliférations de plusieurs espèces invasives posent des problèmes à certains utilisateurs de la rivière. Avant d'entreprendre une gestion sur l'Égérie, il est apparu pertinent de mieux comprendre sa distribution notamment en amont et en aval des seuils de moulin, afin d'évaluer les éventuelles modifications dans sa distribution en cas d'effacement de ces seuils. Il s'agissait de traiter les données acquises par les techniciens de rivière depuis plusieurs années. Initialement limitée à un mémoire de Master 2 en 2013, l'action a été poursuivie par une mise en forme et un prétraitement des données incluant l'année 2014.

Enfin, il est apparu pertinent de réaliser une synthèse bibliographique sur l'écologie et la biologie des Hydrocharitacées présentes en France, ainsi que sur leurs impacts et les modes de gestion qui leur sont appliqués.

A - Note de synthèse sur l'Egérie dense dans la rivière Vendée.

Jacques HAURY⁽¹⁾, Emeline CHESNEAU⁽¹⁾, Michel BOZEC⁽¹⁾, Dimitri BOURON⁽⁴⁾, Delphine ASTIER⁽¹⁾, Cynthia MOREAU⁽¹⁾, Elisabeth HAURY⁽¹⁾, Fanny MOYON⁽¹⁾, Marie DIAZ⁽¹⁾, Camille BRETZ^(1,2), Clément MERCIER⁽¹⁾, Terrance HOLLAND⁽¹⁾, Julie COUDREUSE⁽¹⁾,

Avec la collaboration de Christophe COCHARD (5) et de Roland MATRAT ⁽⁶⁾

Affiliations :

- 1 : AGROCAMPUS OUEST, UP Ecologie et Santé des Plantes, Département d'Ecologie, UMR INRA-AO Ecologie et Santé des Ecosystèmes, équipe Ecologie des Invasions Biologiques
- 2 : Département Biologie environnement, Faculté des Sciences, Université Catholique de l'Ouest, Angers
- 4 : Fédération de la Pêche et des Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques de Vendée
- 5 : Ville de Fontenay-le-Comte
- 6 : DREAL Pays de la Loire

Remerciements :

Nos remerciements vont d'abord à l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne qui a financé l'étude, et au Club de plongée de Fontenay-le-Comte sans lequel les prélèvements de biomasse en plongée n'auraient pas été possibles. Ils vont aussi à l'ensemble du Groupe Hydrocharitacées au sein duquel ce projet d'étude a été encouragé.

Ils vont aussi aux stagiaires précédents qui ont permis de poursuivre les études sur la rivière Vendée. Ils s'adressent aussi aux partenaires institutionnels (Julien Renard du CG 35 et Fabrice SUIRE du Syndicat de rivière, ... pour la Vendée.

A - Introduction

Ce rapport correspond aux opérations menées en 2013 et 2014 sur la rivière Vendée. Il fait suite aux différents travaux menés depuis 2010 de suivi scientifique du site concerné par les proliférations de l'Egérie dense (Astier, 1010 ; Moreau, 2011 ; Moyon, 2012).

Lorsque les gestionnaires sont confrontés à une prolifération d'Egérie, ils sont souvent démunis et font parfois appel à des scientifiques pour les aider à gérer le problème, soit très en amont, soit après des essais infructueux. Ainsi Haury & Bouron (2012) ont décrit « la saga d'*Egeria densa* dans le Massif armoricain ».

La demande envers Agrocampus Ouest sur la rivière Vendée est intervenue pour accompagner une gestion déjà effective et rationnelle (au vu des échanges préliminaires entre D. Bouron et le Comité des Plantes exotiques envahissantes des Pays de la Loire), ce qui correspond donc à la question de gestion.

Les deux questions scientifiques qui découlent de cette demande appliquée sont les suivantes : quelles biomasses, quels effets des proliférations d'Egérie sur le fonctionnement de l'écosystème.

Dans une première partie, après avoir présenté le milieu et le contexte de la gestion, les différentes méthodes d'étude appliquées avec leurs évolutions entre 2010 et 2014 en fonction des objectifs recherchés sont succinctement justifiées. Dans une seconde partie, les résultats 2013 et 2014 sur l'Egérie sont présentés puis replacés dans l'ensemble des résultats à la fois sur la période de suivi et la période connue de présence et de prolifération de l'invasive. Toujours dans cette deuxième partie, un résumé de l'étude sur les Poissons est présenté pour répondre à la question de l'influence des proliférations sur le fonctionnement de l'écosystème. Dans la troisième partie, tous les résultats sont discutés. Dans la conclusion, un bilan de l'étude est dressé, et des perspectives à la fois pour la gestion mais aussi sur la nécessité de poursuivre des acquisitions de données en condition de gestion sont détaillées.

A1 – Milieu et méthodes d'étude

A11 – Milieu et contexte de la demande de gestion

A111 La rivière Vendée

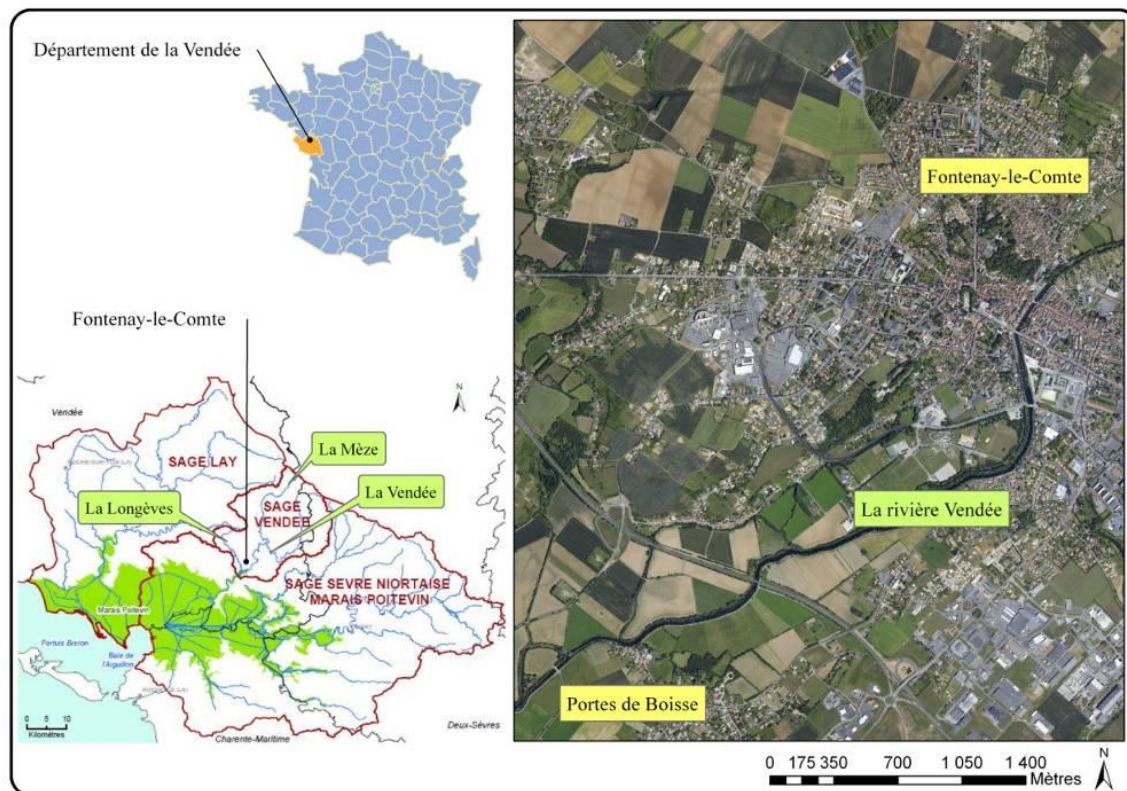


Figure 1 : La rivière Vendée et la zone d'étude amont (tronçon 1)

Affluent de la Sèvre Niortaise, la rivière Vendée conflue avec elle dans le Marais Poitevin. La ville de Fontenay-le-Comte est située dans le tiers amont, à l'aval du barrage de Mervent qui lâche de l'eau de façon assez régulière (hydroélectricité), assure à la fois une régulation des crues et un soutien d'étiage.

Les proliférations d'Egérie sur la Vendée amènent à craindre une colonisation du Marais poitevin. Aussi est-on attentif à ce problème du point de vue du SAGE Vendée.

A112 – Les proliférations d'Egérie dense sur la rivière Vendée et les secteurs de gestion

Les proliférations d'Egérie sur la rivière Vendée sont connues depuis 1997. La première gestion en 1999 (faucardage simple) a non seulement été inutile mais a entraîné la formation de nombreuses boutures, si bien que de 2000 à 2006, aucune gestion n'a été appliquée à cette prolifération.

En 2005, les secteurs bien colonisés correspondaient à un linéaire atteignant près de 11 km (Fig. 2), et la plante était signalée sur près de 20 km.

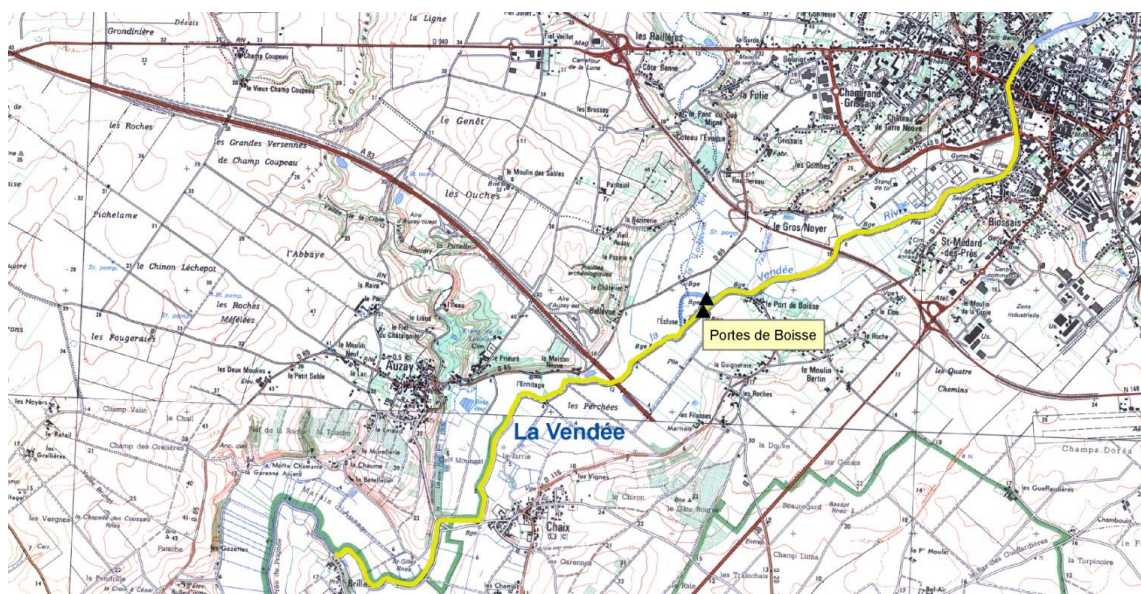


Figure 2 : Linéaire bien colonisé en 2005.

A partir de 2006, une gestion de la prolifération a progressivement été mise en place, d'abord sur l'ensemble du cours bien colonisé (10,7 km), puis à partir de 2010, soit sur deux tronçons principaux (Fig. 3)

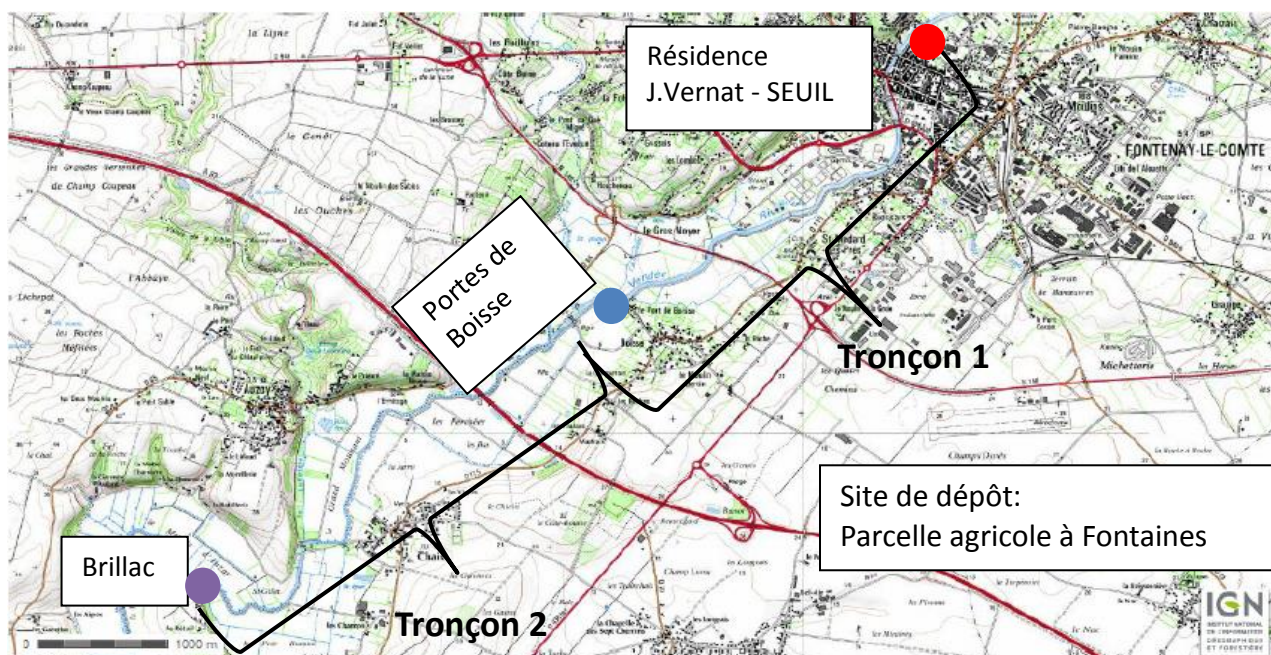


Figure 3: Secteurs gérés.

Au début, le linéaire traité correspondait à environ 10,7 km. A partir de 2011, le tronçon aval (N°2) ne montrant pas de prolifération, n'a plus été géré. Signalons que le CCTP intégrait la possibilité d'une gestion optionnelle de ce tronçon 2 si nécessaire.

La demande d'aide à la gestion formulée en 2010 consistait à évaluer l'efficacité de celle-ci. Il a donc fallu mettre en place des protocoles de suivi adaptés, mais aussi entrer en dialogue avec les gestionnaires (donneurs d'ordre, ville de Fontenay, et opérateurs de terrain).

4). Pour 2013 et 2014, où seul le tronçon amont (1) a été géré, une subdivision en secteurs a été réalisée (Fig.

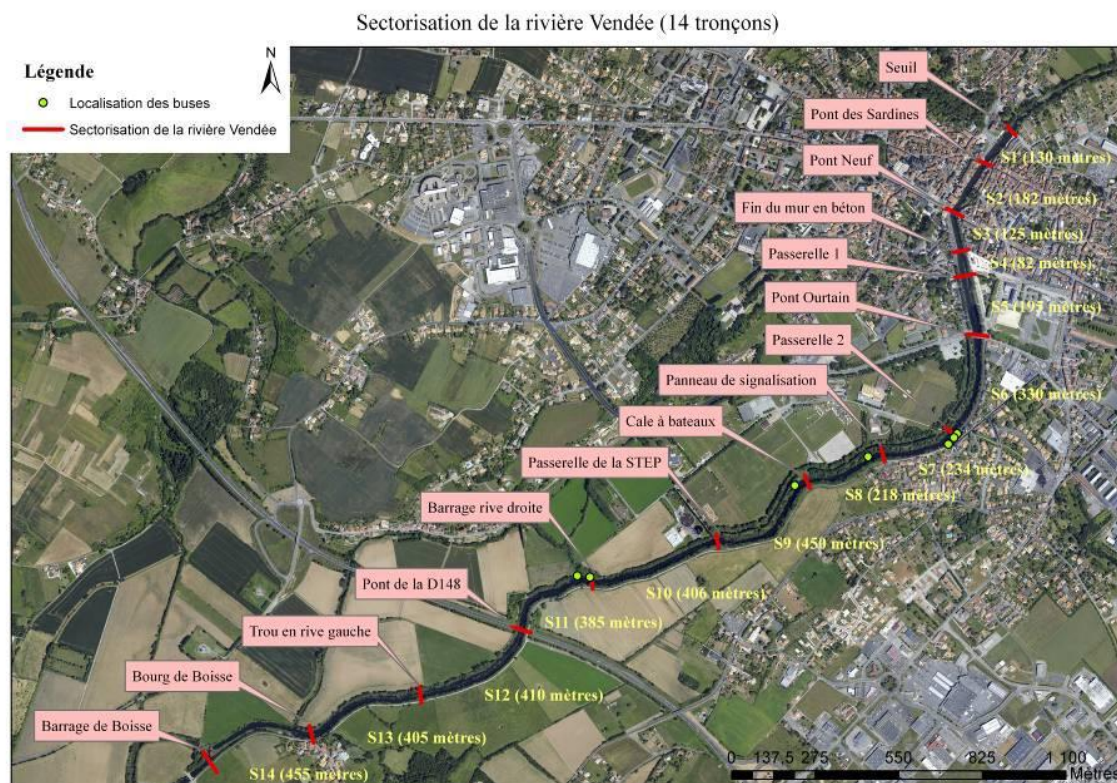


Figure 4 : Subdivision du Tronçon 1 en secteurs de récolte et d'étude.

En sus de ces secteurs gérés, un secteur témoin avec Egérie est situé 150 m en amont du seuil et un secteur témoin amont sans Egérie est situé environ à 2,5 km en amont du seuil.

La gestion consiste en un faucardage puis un ramassage (moisson) des végétaux coupés (avec deux bateaux différents). Un bateau (faucardeur-) moissonneur a aussi été utilisé. Le faucardage intervient fin Juin, et il est impératif qu'il soit terminé (au moins pour la partie amont dans le centre-ville) à la fin de la première semaine de Juillet (épreuve de triathlon nationale). Il faut donc noter que la date d'intervention ne dépend pas du développement végétal, mais repose sur une demande sociétale précise.

Les études se sont concentrées sur le secteur 5 (sous-Préfecture) suivi chaque année depuis 2010, le secteur 12, suivi depuis 2013, le secteur témoin avec Egérie (suivi depuis 2010) et le secteur témoin sans Egérie (étudié occasionnellement).

A113 – Résultats antérieurs à 2013 des linéaires gérés et récoltes effectuées.

Tableau 1 : Résultats des linéaires de gestion et des récoltes 2006-2012 (selon le déclaratif et les éléments transmis par D. Bouron).

Année	Linéaire (km)	Limites de l'intervention	Volume récolté (m ³)
2006	10,7	Du Seuil face à la Maison de Retraite J. VENNAT aux Portes de Massigny	425
2007	4	Du Seuil face à la Maison de Retraite J. VENNAT aux Portes de Boisse	< 100
2008	1,7	Du Seuil face à la Maison de Retraite J. VENNAT à la Plaine des Sports	300-350
2009	4	Du Seuil face à la Maison de Retraite J. VENNAT aux Portes de Boisse	800
2010	8,7	Du Seuil face à la Maison de Retraite J. VENNAT au lieu-dit "Briac"	845
2011	4	Du Seuil face à la Maison de Retraite J. VENNAT aux Portes de Boisse	920
2012	3,5	Du Seuil face à la Maison de Retraite J. VENNAT au Village de Boisse	1 200

Signalons qu'en raison des appels d'offre ayant entraîné un changement d'opérateurs, les récoltes de 2007 et 2008 sont peu comparables à celles de 2006, d'une part, et de 2009 à 2012, d'autre part.

Nous retiendrons pour les travaux ultérieurs la comparaison avec les années 2010 à 2012. En 2010, les récoltes sur le tronçon 1 correspondaient à 615 m³.

A12 – Méthodes d'étude : des évolutions entre 2010 et 2014

A121 – Estimer les recouvrements par cartographie

Une cartographie avant et après aménagement a été réalisée lorsque c'était possible, c'est-à-dire lorsque l'eau était assez claire et les développements végétaux suffisamment conséquents pour que les herbiers soient bien visibles, une partie d'entre eux étant d'ailleurs affleurant. Cela n'a pas été possible en 2013 où les développements végétaux étaient très faibles. En revanche, cela a été possible en 2014 (fig. 5). Cette cartographie est couplée lorsque c'est possible, avec une série de clichés qui permettent d'illustrer la situation.



Figure 5 : Cartographie du secteur 5 avant (gauche) et après (droite) faucardage et moisson en 2014.

A122 – Estimer les recouvrements par la méthode des points contacts

Une autre méthode a été appliquée : l'estimation des recouvrements par points contacts, à l'instar du protocole mis en œuvre en grands cours d'eau par Breugnot et al. (2008) et formalisé dans l'annexe normative « grands cours d'eau » de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (AFNOR, 2003).

De quelques points sur les seuls secteurs d'étude, on est passé à 3 (puis 1) transects par secteur (échantillonnés tous les m, sauf en 2014 où ils l'ont été tous les 2 m).

A partir de la présence et de l'importance des populations à chaque point contact, il est possible de déduire un recouvrement.

A123 – Estimer les biomasses

Deux protocoles ont été appliqués :

- dès les premières années du suivi, dans la zone marginale, mais aussi dans le secteur avec Egérie non gérés, des prélèvements étaient effectués à pied (waders) sur 0,5 m² pour des profondeurs n'excédant pas 0,8 m. Sur le secteur non géré, peu profond, cela ne pose pas de problème de se contenter de prélèvements à pied. Toutefois, en raison des risques de casse de matériel, le bateau faucardeur n'intervient pas (ou peu) dans cette zone marginale, si bien qu'il est difficile d'en tirer des enseignements.
- Depuis 2012 pour le secteur 5 et 2013 pour les secteurs 5 et 12, des prélèvements sont réalisés sur des quadrats de 1 m² en plongée bouteille grâce au club local de plongée, avant et après gestion.

A124 – Déclaration des volumes extraits

Par convention (intégration dans le CCTP), l'opérateur de terrain déclare les volumes qu'il extrait. Cette déclaration se fait autant que possible par secteur. Cela a été très bien réalisé en 2011 et 2012, beaucoup moins bien en 2013 et 2014.

A125 – Analyses : chimie de l'eau, des macrophytes et des sédiments

De façon à tenter de relier la chimie de l'eau et celle des végétaux, des prélèvements ont été réalisés dans l'eau et des analyses de végétaux ont été effectuées par le Laboratoire départemental d'analyses d'Ille-et-Vilaine. Les prélèvements de sédiments se sont toutefois avérés difficiles à réaliser. Les analyses présentées ont toutes été réalisées par le Laboratoire départemental d'analyses d'Ille-et-Vilaine (basé à Combourg).

A126 – Pêches électriques et peuplements pisciaires

L'une des questions concernait l'effet des proliférations sur le peuplement pisciaire. En 2013, le nombre de pêches a été limité. Il a donc fallu refaire ces pêches en 2014, ce qui était une des justifications majeures de l'étalement du programme sur 2013 et 2014.

Trois secteurs ont été pêchés :

- le secteur témoin amont sans Egérie (pêche électrique classique essentiellement), qui n'a fait l'objet que d'une pêche
- le secteur témoin amont avec Egérie (pêche électrique en bateau et à pied), pêché avant et après la gestion du secteur 5
- le secteur 5 pêché en bateau avant et après gestion.

Le rapport détaillé de Dimitri Bouron figure en annexe.

A2 – Principaux résultats

Bien évidemment dans ce rapport de synthèse, tous les résultats ne seront pas repris et détaillés. Le lecteur est invité à se reporter aux rapports des stagiaires pour le détail.

A21 – Evolution de la colonisation et des secteurs traités

Depuis le signalement et les premières proliférations, on remarque que la longueur de rivière concernée a beaucoup diminué : de plus de 11 km, on est passé à moins de 4 km dans lesquels il est nécessaire d'intervenir (Tableau 1).

De 2010 à 2014, les longueurs d'intervention ont également varié selon les années. Désormais, il semble établir qu'à l'aval des portes de Boisse, les proliférations ne se produisent plus. En fonction des années, les proliférations sont plus ou moins précoces et/ou importantes. Il serait intéressant d'en comprendre le déterminisme, pour prévoir les dates les plus adaptées d'intervention. Ainsi en 2013, des crues printanières importantes ont entraîné une forte diminution des recouvrements, contrairement à ce qui avait été observé en 2011 et surtout 2012 (Moyon, 2012).

A22 – Recouvrements végétaux et première évaluation de l'efficacité de la gestion

A221 – Efficacité à court terme

Le témoin sans gestion (Fig 6), met en évidence la croissance naturelle l'Egérie entre la campagne 1 réalisée avant les interventions de gestion et la campagne 2 réalisée après celles-ci (environ 1 mois et demi après)

Les cartographies avant et après intervention, quand elles sont possibles à réaliser, mettent en évidence qu'il y a une bonne efficacité, ce qui justifie (auprès de la ville de Fontenay) de continuer cette action de gestion.

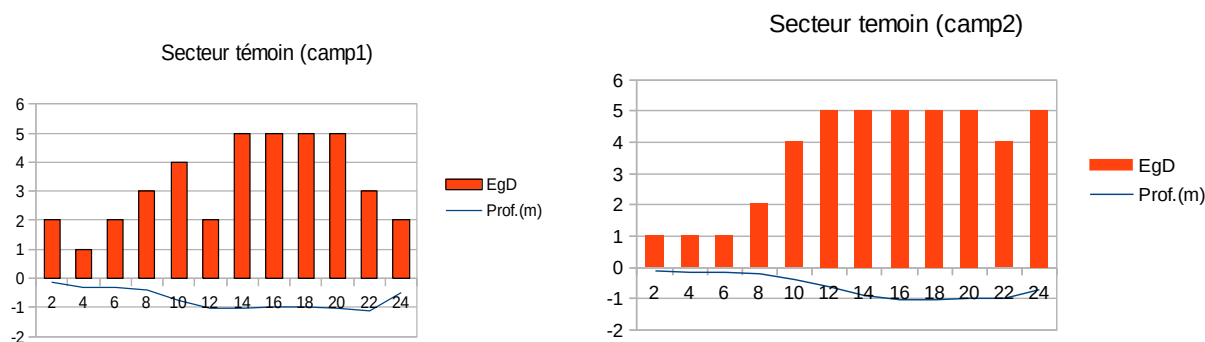


Figure 6 : Evolution des classes de recouvrement (0 à 5) de l'Egérie dans le secteur témoin avant (camp. 1) et après (camp. 2) intervention (dans les secteurs gérés) en fonction de la profondeur – Evaluation par points-contact équidistants de 2m.

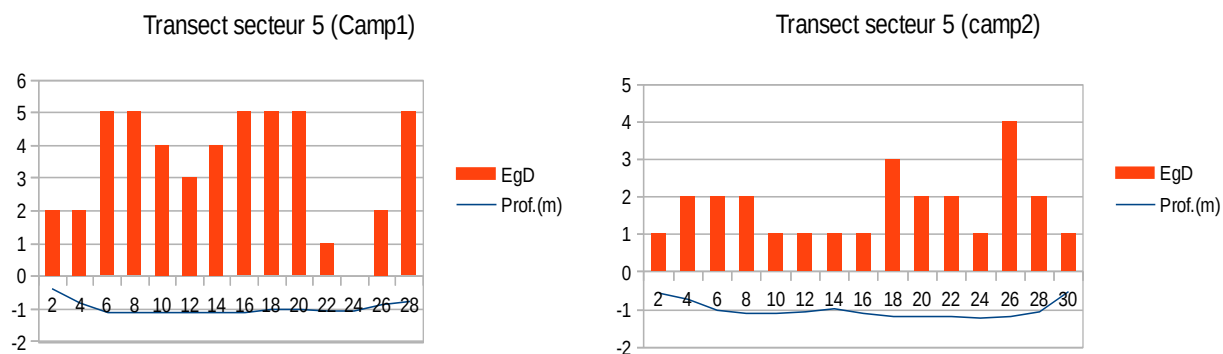


Figure 6 : Evolution des classes de recouvrement dans le secteur 5 peu profond avant et après aménagement.

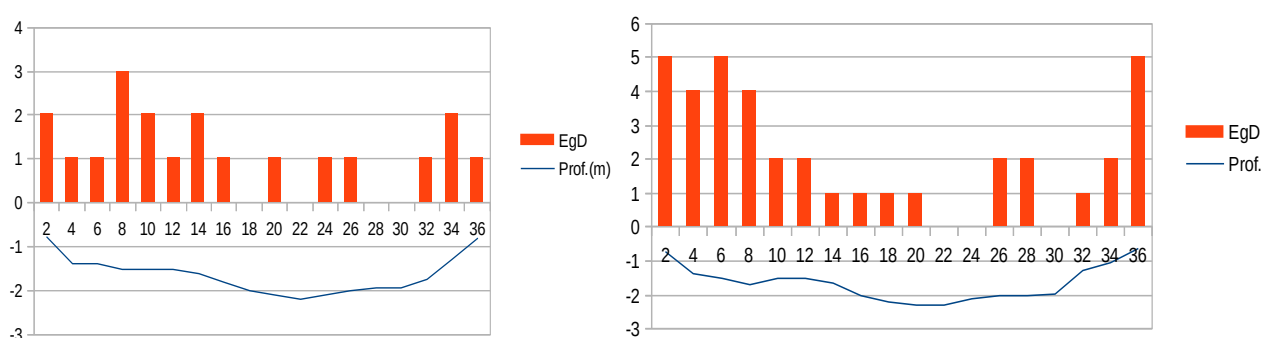


Figure 7 : Evolution des recouvrements en secteur profond (secteur 12) avant et après intervention.

Toutefois, dans les secteurs profonds (par exemple, le secteur 12), les interventions fin Juin sont souvent peu efficaces, et les recouvrements peuvent être supérieurs après intervention, compte tenu de la croissance naturelle de la plante. En effet, si la plante est peu développée, la moisson récolte peu d'Egérie (la barre de coupe ne l'atteint pas), et l'Egérie continue à croître (Fig. 8).

A222 – Efficacité à moyen terme (au cours de l'année)

En fonction de la période de croissance par rapport à la moisson, on aura ou non une seconde période de croissance ou non. Une seconde observation, seulement visuelle, réalisée en 2013 met en évidence ce phénomène de croissance automnale. En 2014, les interventions précoces ont été efficaces pour le très court terme, mais en Novembre, les taux de recouvrements étaient très importants, beaucoup plus qu'en Juin, ce qui a été vérifié lors d'un passage à Fontenay-le-Comte. Toutefois, une réelle étude en automne n'a pas pu être réalisée

A223 – Efficacité à long terme (interannuelle et interannuelle)

L'efficacité à long terme sur les sites d'intervention est difficile à évaluer. Les recouvrements semblent essentiellement gouvernés par des paramètres hydroclimatiques, comme précisé antérieurement.

Toutefois, on peut remarquer que la diminution des proliférations dans les secteurs profonds (tronçon 2 et aval du tronçon 1) correspond à des secteurs où on n'intervient plus ou peu. *A contrario*, on peut s'interroger sur la pertinence de maintenir cette moisson, ce qui sera discuté ultérieurement.

A23 – Evolution des biomasses

Avant d'analyser le déclaratif sur les volumes exportés, il est intéressant d'examiner les biomasses récoltées par l'équipe de recherche. Pour des raisons à la fois de mieux mettre en évidence les phénomènes observés et l'évolution quantitative des populations et de leur estimation, l'ensemble des résultats disponibles dans l'équipe est présenté.

A231 – Les biomasses récoltées à pied

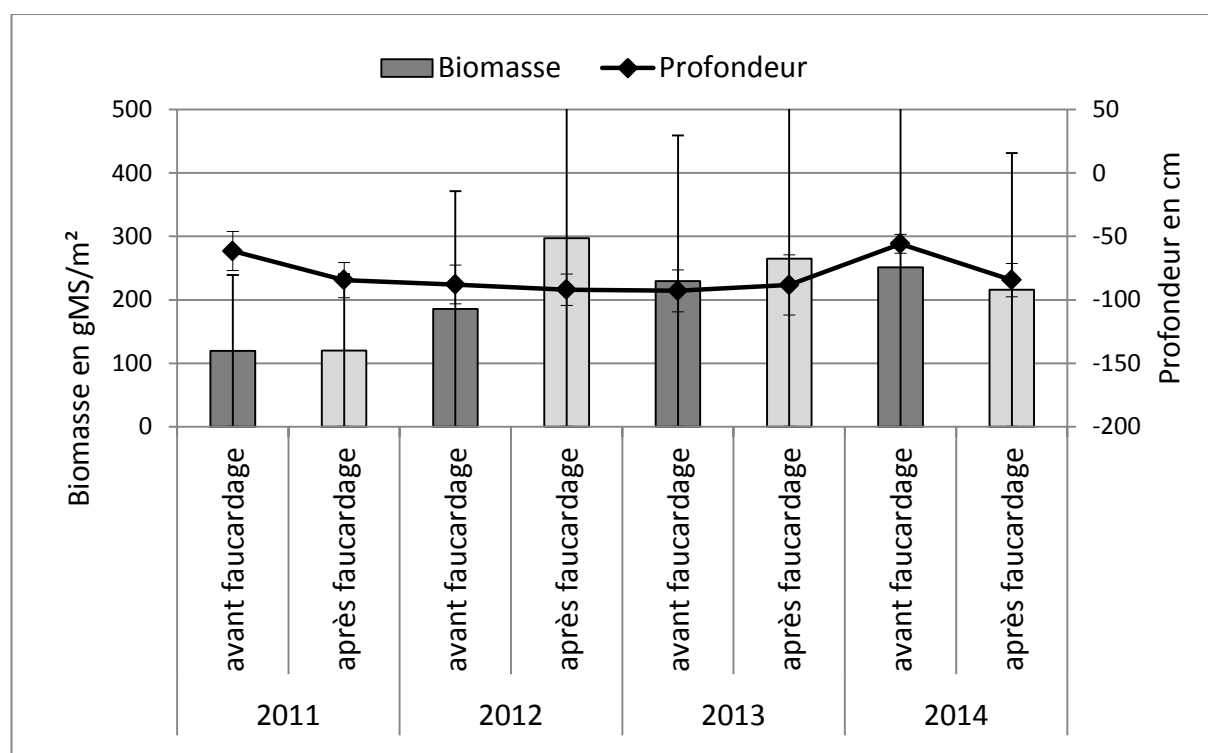


Figure 8 : résultats des biomasses récoltées à pied sur des quadrats de 0,25 m² avant et après intervention de 2011 à 2014, en zone marginale du secteur 5 assez peu profond

De façon générale, dans ce secteur marginal et peu profond on ne note pas de diminution importante des biomasses après intervention (Fig. 9), le bateau faucardeur n'atteignant pas ces zones de moins d'un mètre, pour des raisons de possibilités d'intervention (secteurs souvent encombrés et de profondeurs irrégulières) et de risques de bris de matériel. En 2014, la diminution observée correspond à un passage du bateau beaucoup plus près des berges, ce qui a été vérifié *in situ* lors des prélèvements (plus de végétaux affleurant dans une partie des quadrats récoltés).

C'est le faible intérêt de ces résultats qui corroborait de façon générale (sauf en 2014) la croissance observée dans le secteur témoin sans gestion, qui avait amené à rechercher la collaboration du club de plongée pour intervenir en secteur effectivement concerné par le faucardage et la moisson.

A232 – Les biomasses récoltées en plongée

Les biomasses récoltées en plongée ont d'abord concerné uniquement le secteur peu profond n° 5 (en face de la Sous-Préfecture), puis en 2013 et 2014, elles ont aussi été réalisées dans un secteur plus profond (secteur 2 à l'aval de la rocade, mais aussi des rejets de la station d'épuration).

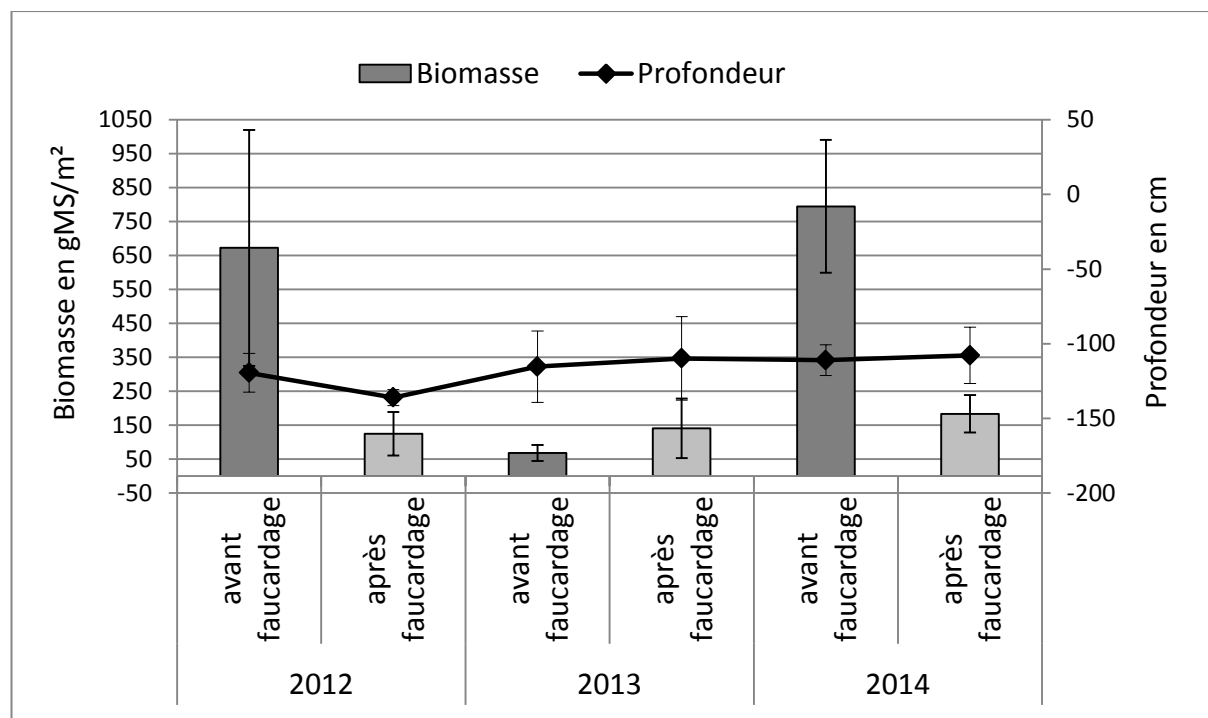


Figure 9 : résultats des récoltes de biomasses en plongée sur des quadrats de 1 m² avant et après aménagement en secteur 5 assez peu profond.

Les résultats de ces récoltes sur le secteur 5 (assez peu profond, bien éclairé, géré chaque année lors de la semaine de Juin depuis 2006) sont très instructifs et corroborent les observations antérieures sur les recouvrements et la variabilité des colonisations par l'Egérie. Ainsi on observe les faibles biomasses en 2013, et même une augmentation des biomasses après intervention. Les années 2012 et 2014 étant plus « normales » pour à la fois les biomasses récoltées avant intervention (de l'ordre de 700 grammes de matière sèche par m²) et la diminution consécutive à l'intervention.

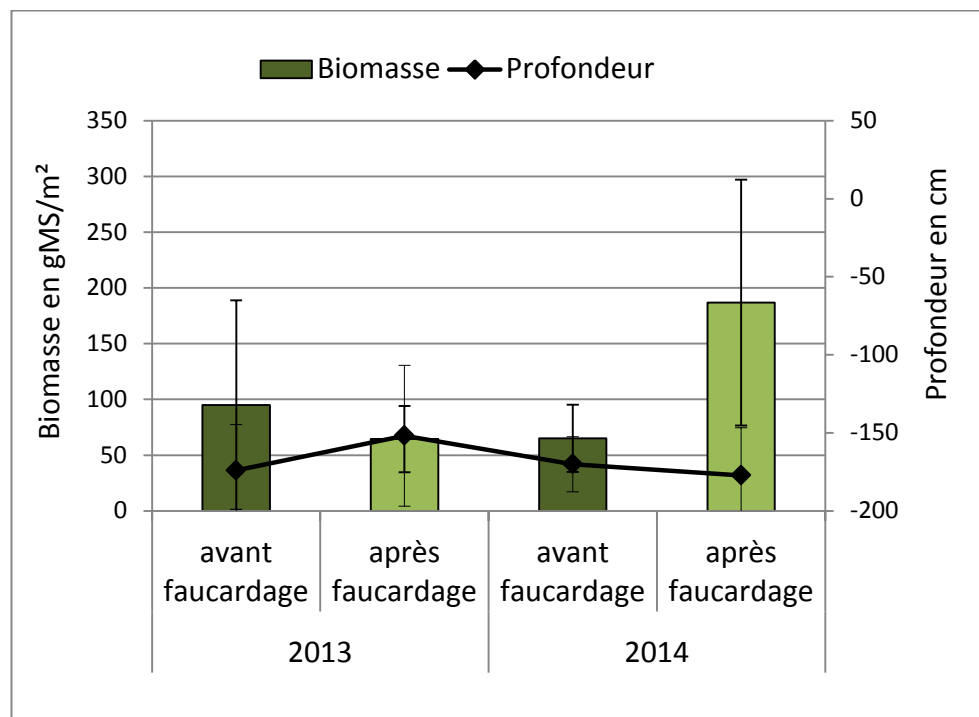


Figure 10 : récoltes de biomasse en plongée sur des quadrats de m² avant et après le faucardage en secteur profond (12).

Les récoltes de biomasse en secteur 12 (profond) donnent des résultats très inférieurs, en termes de biomasse en place à ceux du secteur 5, moins profond et un peu plus ensoleillé. Ils montrent deux patrons très différents.

Le premier, en 2013 correspondait à une période d'assez faible développement de l'Egérie, mais il y a eu une efficacité minimale (et non significative) du faucardage et de la moisson ; ce patron est inverse de celui qui a été observé en secteur 5.

En 2014 où le développement de l'Egérie a été plus tardif, le faucardage-moisson a été peu efficace, et après l'intervention on a un redémarrage important. Ce patron est nettement différent de celui observé sur le secteur 5 en 2014, mais s'apparente à celui du secteur 5 mais en 2013.

A24 – Résultats des volumes extraits

A241 – Volumes extraits de 2006 à 2012

Les volumes extraits par les opérateurs de 2006 à 2012 figurent dans le tableau 1.

Il en ressort qu'il y a une grande irrégularité :

- en fonction des opérateurs, les années 2007 et surtout 2008 donnant des résultats surprenants soit pour les volumes obtenus (moins de 100 m³ en 2007), soit pour la faible longueur traitée (seulement 1,7 km en 2008, pour des récoltes déjà conséquentes) ; cela correspond à l'intervention d'opérateurs différents d'HLB Environnement, avec partiellement du matériel inadapté et sous-dimensionné ;
- en fonction du linéaire sur lequel il est apparu souhaitable d'intervenir

A242 – Volumes extraits de en 2013 et 2014

En reprenant les volumes extraits dans le tronçon 1 depuis le début du partenariat avec la Fédération de Pêche (voir notamment Haury & Bouron, 2012), il ressort que les récoltes ont d’abord augmenté jusqu’en 2012 puis chuté en 2013 et 2014 (Tableau 2).

Tableau 2 : Résultats des volumes extraits de 2010 à 2014 : déclaratif de l’opérateur HLB Environnement.

Secteurs	2010	2011	2012	2013	2014
1	60	60	60	22	37,5
2	60	40	100		12,5
3	55	40	60	0	
4		80	80		
5	60	100	120	100	
6	45	120	140		22
7	55	100	120		22
8	60	80	100		
9	60	80	100	66	45
10	40	60	80		
11	25	60	100	22	5
12	60	40	60		
13		20	60	55	
14	35	40	Non intervention	22	0
Total (m3)	615	920	1180	231	200

Ceci correspond aux observations sur les recouvrements réalisées avant et après observation, que la cartographie ait été ou non possible.

Le découpage en secteurs de récolte est instructif, même s’il n’a pas été aussi bien respecté en 2013 et 2014 qu’auparavant (changement des opérateurs de terrain et des modalités d’intervention, avec des grands traits de faucardage et de récolte). Ainsi, le fait qu’il n’y ait rien eu de récolté dans les secteurs 3, 4 et 5 alors que les points contacts et les récoltes de biomasse montraient qu’il y avait quand même présence significative d’Egérie traduit une erreur et des approximations dommageables, surtout au vu des récoltes 2014. L’une des raisons des amalgames réalisés les deux dernières années est la faiblesse des biomasses récoltées qui rendait impossible la distinction secteur par secteur, contrairement aux années antérieures.

En 2013, les données sont donc très difficilement interprétables.

En 2014, on retrouve des patrons bien en accord avec les estimations de recouvrement et de biomasse, et mettant en évidence une intervention trop précoce (notamment pour les secteurs profonds).

A25 – Résultats des différentes analyses chimiques

A251 – Chimie de l'eau

Un tableau (tableau 3) synthétise les résultats des analyses d'eau réalisées en 2013 (Diaz, 2013) à partir des prélèvements en amont (secteur témoin avec Egérie), en amont du secteur 5 et en aval de ce secteur (secteur 12).

Tableau 3 : Evaluation de la qualité des eaux selon la grille du SEQ-Eau (critère de potabilité).

	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Matière en suspension mg/L	x				
Carbone organique total mg (C)/L		x			
Orthophosphates	x				
Nitrates mg(NO ₃)/L		x			
Nitrites mg(NO ₂)/L		x			

De façon plus détaillée, les analyses d'eau réalisées en 2013 (tableau 4) montrent très peu d'évolution selon les secteurs, malgré les rejets de la station d'épuration en amont du secteur 12..

Tableau 4 : Résultats des analyses d'eau (Secteurs 12, 5 et sans gestion)

Prestation / Analyse	Echantillons		
II- Analyse d'eau	S12ZP/SSGZS	S5ZP/S5ZSAv	SSGZP/S5ZSAm
	Secteur 12	Secteur 5	Secteur amont sans gestion
Oxygène dissous (NF EN25814) ou méthode interne LDO _mg[O ₂]/L	9,52	9,26	8,59
T° EAU_ (°c)	12,00	13,50	12,50
pH (NF 90-008)_unité de pH	7,85 à 12,0°C	7,90 à 13,5°C	7,6 à 12,5°C
Matière en suspension (NF EN 872)_mg/L	6,40	7,00	6,00
Turbidité (NF EN ISO7027)_NFU	5,50	3,90	4,70
Potassium (NF EN ISO11885)_mg/L	5,50	5,60	5,70
Carbone Organique Total (NF EN 1484)_mg[C]/L	6,20	6,30	5,40
Azote Kjeldahl (NF EN25663)_mg/L	0,70	0,80	0,60
Nitrates (NF EN ISO13395 ou NF EN ISO 10304-1)_mg[NO ₃]/L	14,00	14,00	19,00
Nitrites (NF EN ISO13395 ou NF EN ISO 10304-1)_mg[NO ₂]/L	0,22	0,22	0,16
Phosphates (NF EN ISO10304-1 ou NF EN ISO 15681-2)_mg[PO ₄]/L	<0,1	<0,1	<0,1

A252 – Chimie des sédiments

Seules deux stations ont fait l'objet d'une analyse de sédiments, en secteur 5 et en secteur 12. Tous les résultats sont exprimés en poids brut (PB) et en poids sec (PS) (Tableau 5). Les premières analyses (complètes) correspondent à un échantillon moyen par secteur. Les deux suivantes différencient les zones marginales et la zone centrale (profonde) (tableau 5).

Tableau 5 : résultats des analyses de sédiments sur les secteurs 5 (haut du tableau) et 12 (bas du tableau). (PB : poids brut ; PS : poids sec ; ZS : zone superficielle ; ZM : zone marginale ; SP : secteur profond)

Prestation / Analyse	Echantillons					
I - Analyse de boues	S5ZS(PB)	S5ZS(PS)	S5ZM(PB)	S5ZM(PS)	S5ZSP(PB)	S5ZSP(PS)
Matière sèche (méthode NF EN 12880)	19,60		73,70		79,90	
humidité (calcul)	80,40		26,30		20,10	
Azote total (méthode Kjeldahl NF EN13342)	1,50	0,80	-	-	0,20	-
Matières organiques (par calcination)	3,00	15,40	1,30	1,70	1,40	1,70
Potassium (NF EN ISO11885)	7,30	37,00	0,80	0,11	1,00	0,12
Minéralisation Cu	33,70	172,00	<0,5	<0,05	0,40	0,05
Minéralisation Zn	0,50	0,26				
Phosphore total (NF EN ISO11885)	0,30	0,13				
métaux lourds Cd	<0,5	<0,5				
métaux lourds Cr	6,20	31,60				
métaux lourds Hg	<0,1	0,38				
métaux lourds Ni	5,20	26,40				
métaux lourds Pb	5,70	29,10				

I - Analyse de boues	S12ZS(PB)	S12ZS(PS)	S12ZM(PB)	S12ZM(PS)	S12ZP(PB)	S12ZP(PS)
Matière sèche (méthode NF EN 12880)	24,80%		70,10		71,40	
humidité (calcul)	75,20%		29,90		28,60	
Azote total (méthode Kjeldahl NF EN13342)	1,3 g/Kg PB	0,5%PS	-	-	0,10	-
Matières organiques (par calcination)	4,1%PB	16,6%PS	1,90	2,70	0,90	1,30
Potassium (NF EN ISO11885)	0,8Kg/T K2O PB	0,34%K2O PS	1,00	0,14	0,80	0,11
Minéralisation Cu	6,7mg/KgPB	27mg/KgPS	0,60	0,08	0,60	0,08
Minéralisation Zn	31,5mg/KgPB	127mg/KgPS				
Phosphore total (NF EN ISO11885)	0,3Kg/T P PB	0,12%P PS				
métaux lourds Cd	0,1mg/KgPB	0,54mg/KgPS				
métaux lourds Cr	7,9mg/kgPB	31,70mg/KgPS				
métaux lourds Hg	<0,1mg/KgPB	0,10mg/KgPS				
métaux lourds Ni	7,6mg/KgPB	30,70mg/KgPS				
métaux lourds Pb	7,4mg/KgPB	30,00mg/KgPS				

Aucune conclusion ne peut être tirée, sinon qu'en secteur 12, il y a plus de matière organique en zone marginale. Les sédiments semblent assez pauvres en nutriments, mais comme l'Egérie prélève ses nutriments dans l'eau, c'est plutôt l'équilibre chimie de l'eau/chimie des sédiments qu'il faut considérer.

A253 – Composition chimique de l'Egérie dense

L'une des questions que nous nous étions posée était la teneur en éléments de l'Egérie dense (en plante entière) (tableau 6), mais aussi en différenciant les seuls apex.

Tableau 6 : Composition chimique de l'Egérie dense (Eg : Egeria densa ; S12, S5 et SSG respectivement secteurs 12, 5 et sans gestion ; ZS : zone superficielle, ZP : zone profonde)

Prestation / Analyse	Echantillons (plante entière Egérie dense)					
III - Analyse de végétaux	EgS12ZS	EgS12ZP	EgS5ZS	EgS5ZP	EgSSGZS	EgSSGZP
Matière sèche 80°C%PB	11,00	6,10	14,20	6,80	6,80	6,10
Matières azotées totales(N*6,25)%de la MS	12,80	19,40	10,30	17,00	20,40	17,70
Matières minérales %de la MS	44,00	34,20	64,90	32,60	23,10	29,60
Phosphore % de laMS	0,31	3,80	1,25	4,29	3,75	4,19
Potassium % de laMS	1,76	0,46	0,27	0,36	0,23	0,22
métaux lourds Cd (mg/g)	1,61		1,16		1,70	
métaux lourds Cr (mg/g)	15,10		16,10		3,60	
métaux lourds Cu (mg/g PS)	24,40		17,40		13,20	
métaux lourds Ni (mg/g)	22,70		23,00		16,40	
métaux lourds Pb (mg/g)	13,10		14,70		3,36	
métaux lourds Zn (mg/g PS)	222,00		113,00		165,00	
métaux lourds Hg (mg/g)	0,76		<0,05		<0,05	

Il n'y a pas de différence montrant une tendance générale soit d'enrichissement entre les zones superficielles et les zones profondes. En revanche, les apex sont un tout petit peu plus riches en azote que les plantes entières, sans que ces différences soient significatives.

A254 – Quelques éléments sur les relations entre certains paramètres de chimie de l'eau et la production de l'Egérie selon les chroniques d'eau (hors cadre de la présente étude).

Une chronique de chimie de l'eau existe avec des prélèvements depuis 2007 au niveau du secteur 12.

Il n'y a aucune évolution des orthophosphates, le carbone organique ou les nitrites. Il semble qu'il y a un rôle de limitation des matières en suspension lorsque les herbiers d'Egérie sont très développés (figure

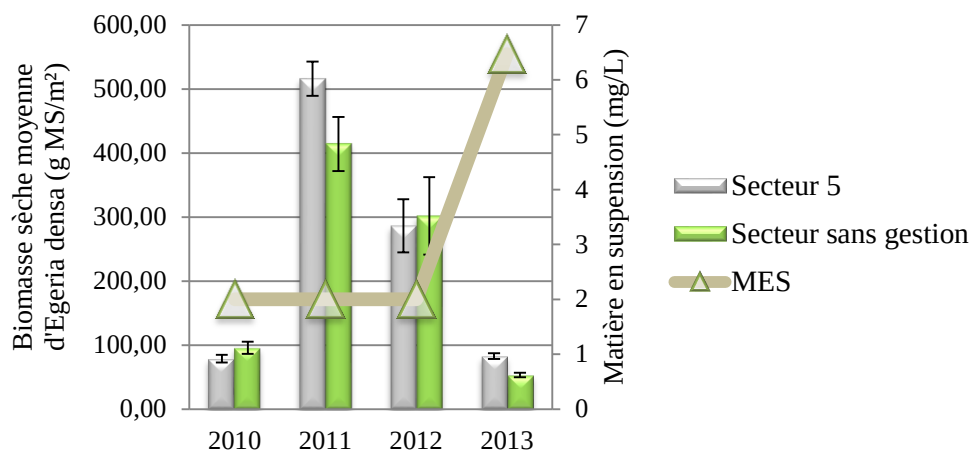


Figure 11 : un rôle de piège à sédiments et/ou de filtration joué par l'Egérie ?

Une relation semble aussi exister entre les teneurs en nitrates dans les eaux et la biomasse de l'Egérie (figure 13). On pourrait interpréter cette relation comme un facteur

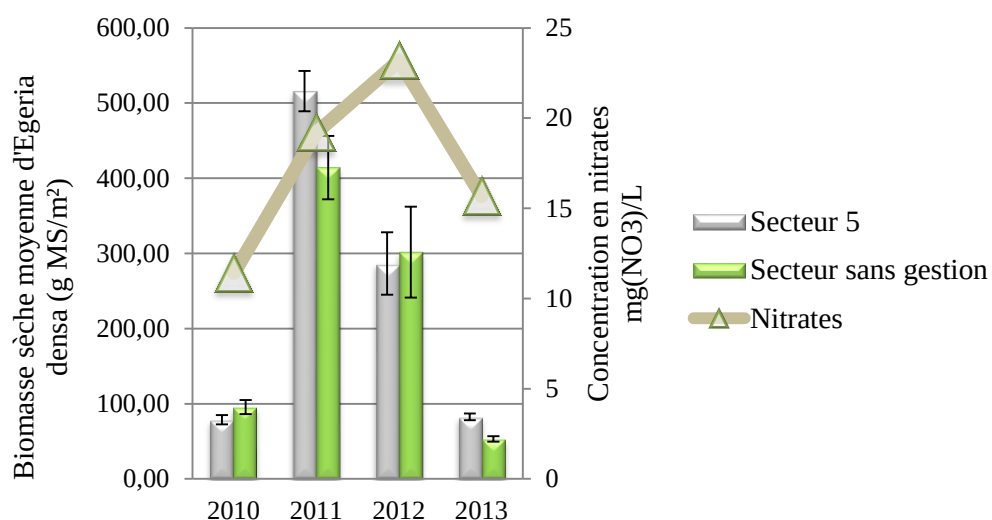


Figure 12 : relations entre les biomasses d'Egérie et les nitrates

En conclusion de ces quelques éléments sur la chimie, les données sont trop éparses et disparates pour apporter des renseignements intéressants. Il faudrait des analyses beaucoup plus nombreuses et selon le cycle annuel (et les débits) pour qu'une quelconque conclusion puisse être tirée.

A26 – Résultats des études ichthyologiques (cf rapport de D. Bouron)

Ces résultats ne seront pas analysés en détail (voir annexe 3). Seuls quelques éléments majeurs seront exposés, recoupant les conclusions de Dimitri Bouron.

A261 – Quelques éléments typologiques

Les analyses ichthyologiques montrent que toutes les stations sont fortement perturbées et on a une rivière en assez mauvais état écologique. La plupart des espèces d'accompagnement de la Truite manquent (ce qui correspondrait à un effet du barrage de Mervent. S'il y a des espèces invasives en proportion non négligeable, on a aussi pas mal d'anguilles avec des cohortes diversifiées, comme le montre la répartition des biomasses sur le secteur témoin amont sans Egérie.

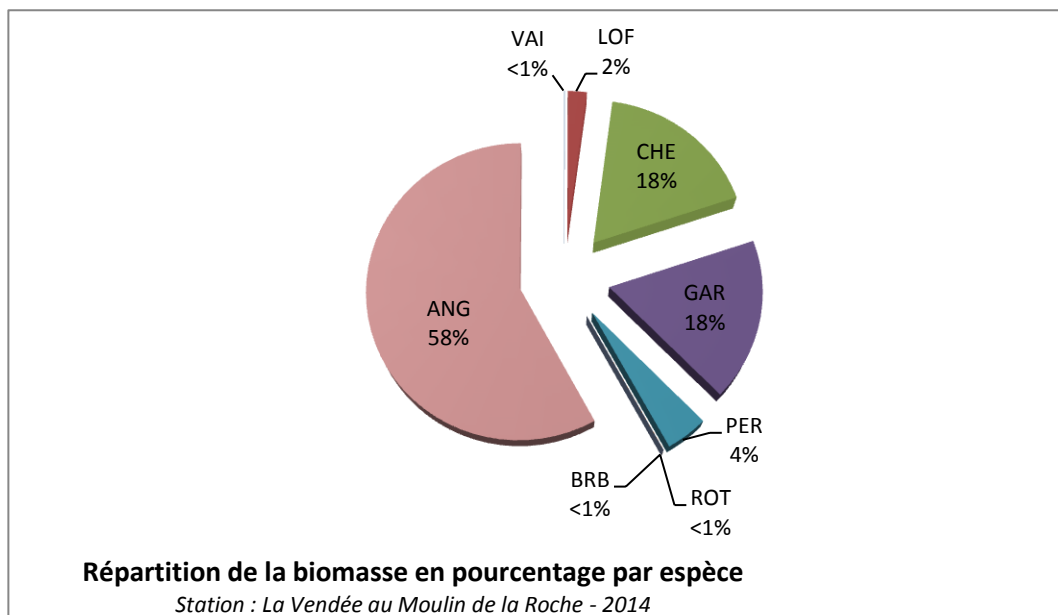


Figure 13 : Répartition des biomasses de poissons dans la station témoin amont sans Egérie.

Sur les 14 espèces pouvant être attendues, 5 sont effectivement capturées : le vairon, la loche franche, le chevesne, le gardon et la perche commune. Les trois espèces rhéophiles remarquées présentent des abondances globalement conformes aux attentes pour ce type de milieu.

Dans cette station courante, seules deux espèces font partie des espèces d'accompagnement de la Truite.

A262 – Comparaison entre les stations

Les peuplements piscicoles ne sont pas fondamentalement différents d'une station à l'autre. Il est intéressant de signaler la forte présence de l'Anguille. L'Egérie dense ne semble donc peu (ou pas ?) influencer sur la présence de l'anguille sur l'axe Vendée. Cette espèce présente sur les 3 stations des abondances remarquables (comparativement à d'autres cours d'eau du 85).

La station amont sans Egérie possède quelques espèces vraiment rhéophiles, et n'a pas de Brochet par exemple, non plus que d'espèce invasive.

Les deux stations de centre-ville de Fontenay le Comte possédant de l'Egérie dense ont deux peuplements piscicoles très proches l'un de l'autre et fluctuant peu d'une année à l'autre. Sur les 10 espèces inventoriées sur chaque station, 8 sont identiques. De plus, les effectifs observés pour chaque espèce sont très proches sur les deux stations.

A263 – Effets de l'Egérie

La présence de l'Egérie dense (dans les conditions de développement actuel) semble par contre favorable à la reproduction et au développement des espèces intermédiaires (de type brochet et gardon) et d'eau calme (brème bordelière). Ces espèces sont le plus souvent en surabondance marquée. Toutefois, c'est bien la combinaison des altérations des compartiments lit mineur, berge, continuité avec la présence de l'Egérie, qui est à l'origine de ce constat.

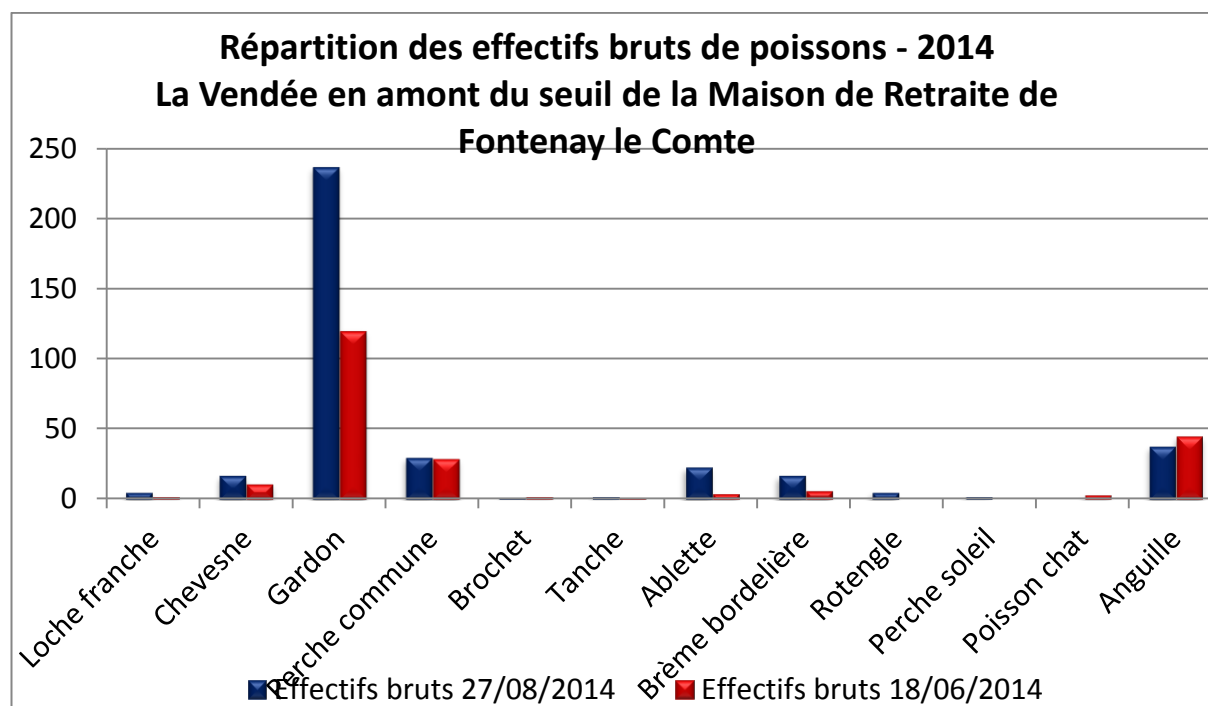


Figure 14 : structure du peuplement pisciaire en secteur non géré à forte densité d'Egérie et stabilité entre les périodes avant et après moisson de l'Egérie pour les secteurs

La forte présence de l'Egérie dense depuis plusieurs années sur ces secteurs ne semble plus impacter la richesse spécifique, les biomasses et les abondances relatives de chaque espèce, *mais expliquerait l'absence des espèces plus rhéophiles*.

A264 – Effets du faucardage

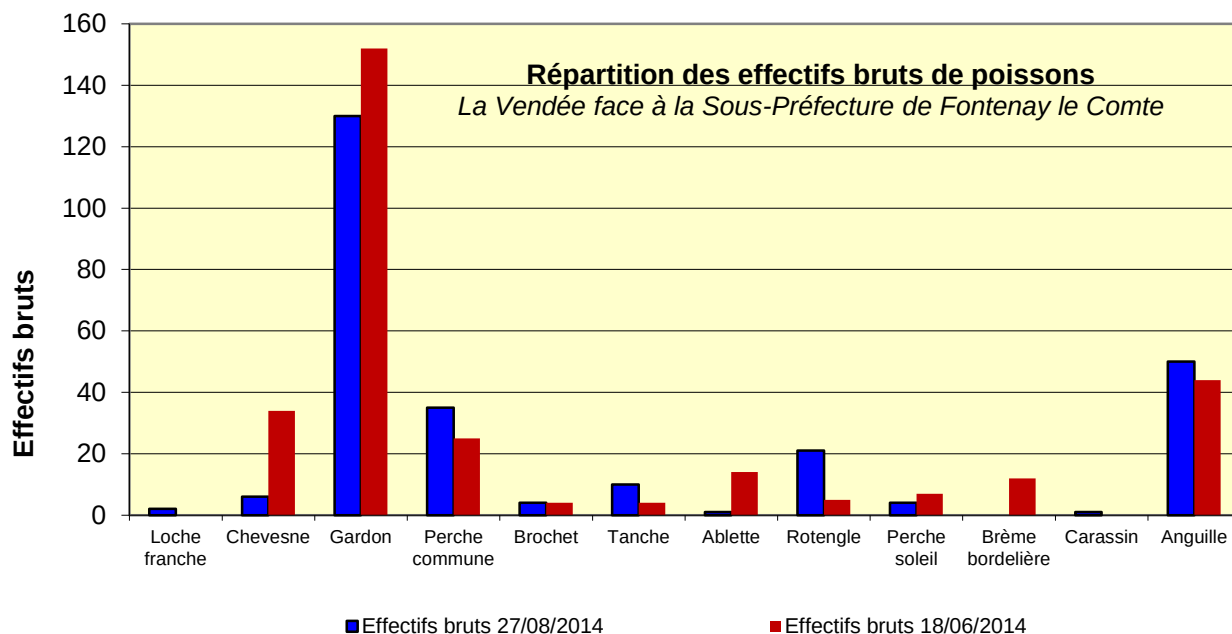


Figure 15 : Comparaison des effectifs de poissons avant et après faucardage et moisson sur le secteur 5 (en face de la Sous-Préfecture)

Les espèces sont retrouvées avec des effectifs quasi similaires entre les deux sondages. Malgré une nette diminution de la quantité d'Egérie dense sur cette station après intervention par faucardage, aucune différence significative n'est à noter entre ces deux pêches.

Le faucardage n'aurait aucun effet significatif sur les poissons (probablement en raison des possibilités d'échappement au cours du chantier.

A3 – Quelques éléments de discussion et de perspectives

A31 – Regard critique sur les résultats de l'étude et pistes d'amélioration

Des éléments très intéressants sur le fonctionnement de tronçons de rivière envahis par des Hydrocharitacées ont été acquis lors de cette étude. Citons notamment les chiffres de biomasse acquis et la mise en évidence de la forte variabilité des recouvrements macrophytiques, avec des hypothèses fortes de déterminisme hydrologique dominant.

Toutefois, les résultats de l'étude 2011-2014 et des chroniques du développement de l'Egérie et des différentes interventions de gestion montrent diverses limites.

Comme l'hydrologie semble tout-à-fait déterminante quant aux développements végétaux, en association avec la température de l'eau et l'ensoleillement, il faudrait avoir des chroniques détaillées des débits (et notamment des lâchers du barrage de Mervent), de la température de l'eau, ainsi que des conditions météorologiques. Les quelques observations réalisées lors des campagnes de suivi et la chronique des développements végétaux montrent que tant que ces données ne seront pas acquises, il ne sera pas possible de prévoir la précocité et l'importance des proliférations.

Des données détaillées de l'ensemble des paramètres fonctionnels de la rivière devraient être acquises, et c'est plutôt avec un stagiaire pris en charge par le SAGE qu'une vision plus large de la rivière que le seul tronçon autour de Fontenay pourra être acquise pour replacer la gestion qui y est pratiquée dans un ensemble plus vaste.

Les analyses chimiques ne sont que des données préliminaires. Elles sont trop ponctuelles pour qu'il soit possible d'en tirer des conclusions fiables. Si l'on devait poursuivre, il faudrait intensifier les analyses, avoir un matériel de terrain performant et vérifier l'effet in situ des herbiers par rapport au cycle de l'oxygène dissous et du pH. Cela supposerait un appareillage lourd à mettre en place et à surveiller pour éviter tout vandalisme.

Pour des raisons à la fois pratiques et budgétaires, seules deux campagnes encadrant le faucardage-moisson ont été réalisées. Il serait utile d'avoir au moins un suivi à l'automne, ne serait-ce que pour vérifier qu'il existe bien un second pic de croissance, comme annoncé dans la littérature.

Enfin, les quantités extraites correspondent à un déclaratif, et l'entreprise chargée des travaux se trouve contrainte de ne pas respecter parfaitement le protocole souhaité. Il serait donc nécessaire d'avoir un agent (ou un stagiaire) très présent lors des travaux, qui fasse lui-même les estimations des volumes extraits.

La question de la typologie multi-compartiment de la rivière n'a été effleurée que dans l'étude ichthyologique où une comparaison a été établie par rapport à des typologies de référence. Or ces études typologiques sont incontournables pour déterminer la qualité écologique des cours d'eau, ce qui est exigé par la Directive Cadre sur l'Eau pour la caractérisation des masses d'eau et l'estimation de l'atteinte (ou non) du bon état écologique.

Les sondages macrophytiques, et les premiers relevés floristiques figurant dans l'annexe du rapport de Mercier (2014) montrent qu'il serait vraiment intéressant d'avoir une exploration fine de la flore macrophytique de cette rivière, en appliquant la méthode normalisée qu'est l'Indice Biologique Macrophytique en rivière. Il faudrait alors distinguer au moins trois tronçons très différents :

- la partie « sauvage » de l'amont, sans Egérie,
- la partie amont du seuil avec Egérie, mais sans gestion,
- la partie aval du seuil avec Egérie et qui bénéficie d'une gestion tous les ans fin Juin.

Pour les deux premiers, c'est bien l'état écologique qu'il faudrait estimer. Pour le troisième, canalisé, on pourrait se contenter d'évaluer le potentiel écologique (du moins dans la partie citadine).

A32 – Une rivière de plaine eutrophe influencée par le barrage de Mervent

Sur sa partie médiane, la Vendée est située sur calcaire. On note deux géomorphologies assez différentes entre l'amont coulant sur des dalles calcaires partiellement affleurantes, alternant des radiers et des zones beaucoup plus profondes, au cours relativement naturel, et l'aval, canalisé dans le cours Fontenois et la partie aval, canalisée et profonde.

La flore et la chimie de l'eau témoignent de conditions méso-eutrophes à eutrophes, avec des biocénoses potentiellement assez diversifiées.

La Vendée est un cours d'eau conditionné par les lâchers réguliers du Barrage de Mervent qui modifient assez rapidement et de façon importante les débits. D'une part, il y a des lâchers relativement réguliers pour les besoins hydroélectriques, des lâchers lors des crues pour éviter des problèmes de sur-remplissage du réservoir, et des lâchers pour soutien d'étiage.

L'ensemble de ces lâchers ne semblent pas correspondre à des besoins spécifiques du tronçon de rivière dans Fontenay et ne prennent pas en considération leurs possibles effets sur la végétation. Ainsi les lâchers importants de Mai 2013 ont eu un effet de faucardage hydraulique majeur sur les populations d'Egérie, entraînant de fortes baisses des recouvrements végétaux, tels que constatés lors des campagnes de terrain de Diaz (2013).

A33 – Les effets de l'Egérie dense sur la rivière

- Les proliférations végétales, pour gênantes qu'elles soient ne constituent pas un enjeu majeur de dysfonctionnement trophique de la rivière dans l'état actuel des recherches préliminaires qui ont été menées. Il ne semble pas y avoir de relation très étroite entre la chimie de l'eau et le développement des macrophytes, sinon une suspicion de réponse positive des développements d'Egérie aux teneurs croissantes en nitrates. En revanche, l'Egérie aurait un rôle important de piège à sédiment et de limitation des matières en suspension. Des analyses plus détaillées lors de crues, et sur des transects de chimie apporteraient peut-être des réponses plus précises.
- Les herbiers d'Egérie, lorsqu'ils ne sont pas trop denses semblent plutôt favorables au poisson.

A34 – Les effets de la gestion actuelle : estimation de son efficacité

L'estimation de l'efficacité de la gestion repose, d'une part, sur un protocole comparable d'une année à l'autre, même s'il a fallu plusieurs années pour le mettre en place, au moins pour les récoltes de biomasse en

plongée, et, d'autre part, sur les déclarations des volumes récoltés, avec des résultats intéressants comme ceux présentés dans Haury & Bouron (2012)

L'efficacité à très court terme (quelques semaines) est bonne et satisfait les gestionnaires locaux de la ville de Fontenay. En revanche, l'efficacité à moyen terme (plusieurs mois) ou long terme (d'année en année) est nulle sur les secteurs gérés.

Il semble même que le faucardage relance la croissance, mais pas la dispersion, les techniques de récupération de bouture étant très efficaces.

En revanche, la longueur impactée par les proliférations semble diminuer, et on peut s'interroger sur une régulation naturelle possible en absence de gestion, au moins dans les parties un peu plus profondes (au-delà de 2 m).

A35 – Quelques perspectives d'étude

Pour mieux comprendre le déterminisme des développements macrophytiques, l'équipement d'au moins une station en thermomètre enregistreur et hydromètre apparaît incontournable ainsi qu'un suivi régulier des développements végétaux (transects mais aussi inventaires floristiques des taxons dominants).

Plusieurs éléments peuvent être soulignés quant aux perspectives de connaissance du fonctionnement de cette rivière, pour continuer à répondre aux questions de typologie, mais aussi intégrer les études au cadre de la DCE, pour la partie située sur la commune de Fontenay-le-Comte.

Les pêches électriques ont d'ores et déjà permis, grâce aux notes d'IPR à la fois stables entre l'amont et l'aval du seuil et avant et après faucardage (Bouron, 2014) de montrer que la Vendée est perturbée, probablement plus par l'hydraulique et les effets de coupure et des lâchers hydrauliques du barrage de Mervent que par la trophie même de l'eau.

Il serait donc nécessaire de compléter cette étude avec les autres compartiments biologiques : les métriques normalisées sur les macrophytes, les diatomées et les invertébrés devraient aussi compléter le panel d'indices pour caractériser l'état écologique de ces tronçons.

Par ailleurs, la question des usages de la rivière, de la demande sociale et des différentes conséquences des gestions appliquées serait à explorer finement, notamment par enquête auprès des riverains, des élus locaux, des pêcheurs, ... et à mettre en relation avec les objectifs affichés du SAGE, mais aussi des acteurs locaux.

A35 – Quand et comment gérer ?

Le suivi de la gestion sur plusieurs années a montré une régression de la longueur de la zone soumise à fortes proliférations avec une « remontée » vers le centre-ville de Fontenay. Il semble bien que le faucardage fin juin favorise la repousse de l'Egérie et entretienne le problème de la prolifération en centre-ville, même s'il résout momentanément les nuisances engendrées et permet la tenue de l'événement sportif national qui apparaît le principal objectif de l'action.

Par ailleurs, une finition avec un raclage des fonds, envisagée par les opérateurs pourrait augmenter l'efficacité de l'intervention.

Il faudrait de toute façon pouvoir expérimenter d'autres dates d'intervention pour vérifier l'effet sur les populations d'Egérie. Si on compare avec les interventions réalisées sur les proliférations de Renoncules dans les rivières du Sud-Est de l'Angleterre (Ham et al., 1982), un faucardage automnal avant les crues d'hiver, déstabilisant les herbiers pourrait en réduire la densité en deçà d'un seuil de nuisance (en l'occurrence de prolifération).

Enfin, il serait envisageable de bâcher le fond de la rivière pour limiter les proliférations d'Egérie, ce qui a été pratiqué avec succès sur certains lacs américains (comm. pers. Alain Dutartre).

A - Conclusion

A la fin de cette étude de suivi d'opérations de faucardage-moisson d'Egérie sur la rivière Vendée, des chiffres de biomasses et de volume extraits ont été obtenus.

Un protocole de suivi des peuplements macrophytiques et une méthode d'estimation de l'efficacité des opérations ont été élaborés qui permettent d'évaluer l'intérêt à court, moyen et long terme de la gestion.

Cette évaluation n'est pas complètement positive.

L'effet à court terme (et donc l'efficacité) est manifeste et remplit l'objectif d'avoir une « rivière propre » pour l'événement sportif qui s'y déroule, mais aussi comme cadre de la fête locale.

L'efficacité à moyen terme semble au contraire nulle, avec peut-être un renforcement de la croissance automnale, et donc des phénomènes d'envahissement qui en résultent.

L'effet à long terme (pluri-annuel) s'analyse localement dans les secteurs en centre-ville, mais aussi en termes de longueur colonisée avec des proliférations. Les variations de recouvrement observées en centre-ville semblent essentiellement sous la dépendance des événements hydrologiques (crues printanières de plus ou moins grande intensité), de la précocité de la reprise de croissance (qui serait liée à la température et à l'éclairement), beaucoup plus que de la gestion qui apparaît comme un facteur secondaire voire sans aucun effet à long terme.

A – Références

- Astier D., 2010. Gestion des plantes exotiques envahissantes en cours d'eau et zones humides. Mém. Stage en entreprise, DREAL Pays de la Loire, Comité Régional Plantes envahissantes Nantes & INP-ENSA Toulouse : 168 p.
- Bouron, D., 2014. Pêches électriques effectuées dans le cadre du suivi des interventions de gestion de l'Egérie dense (*Egeria densa*) sur la rivière Vendée (85)- Bilan des sondages et inventaires piscicoles réalisés sur la rivière Vendée à FONTENAY LE COMTE. Rapport de synthèse. Fédération des AAPPMA de Vendée, La Roche sur Yon, 94 p.
- Diaz M., 2013. Suivi de la colonisation de la rivière Vendée par l'Egérie dense (*Egeria densa*) et recommandations aux opérateurs. Mém. M2 Gestion des Habitats et des Bassins Versants, Univ. Rennes 1 : 35 p. + ann.
- Dutartre, A., Lambert, E., Charruau, G., Constantin, O., 2011. Suivi des communautés végétales aquatiques du Thouet. Rapport 2010 Cemagref REBX, UCO, SMVT, rapport. 76 p.
- Haury J., Hudin S., Matrat R., Anras L. *et al.*, 2010. Manuel de gestion des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne. Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels, Orléans. ISBN 978-2-95130981-4 : 136 p. Téléchargement : http://centrederesources-loirenature.com/mediatheque/especes_inva/manuel/manuel_complet.pdf
- Haury, J., Bouron, D., 2012. Approche scientifique au service des gestionnaires : la saga d'*Egeria densa* dans le Massif armoricain. In: Jacques Haury, Roland Matrat, dir., Plantes invasives, la nécessité de différentes approches. Actes du colloque régional "Les plantes invasives en Pays-de-la-Loire", 11-12 mai 2011, Angers, Terra botanica (p. 83-96).
- Moreau C., 2011. Etude de la gestion de deux plantes invasives : l'Egérie dense (*Egeria densa*) et la Renouée du Japon (*Fallopia japonica*). Mém. Lic. prof. PARTAGER Lycée Théodore Monod Le Rheu, AGROCAMPUS OUEST & Univ. Rennes I : 45 p. + bibliogr. + ann.
- Moyon F., 2012. Evaluation de la gestion d'*Egeria densa*, plante aquatique invasive sur la rivière Vendée à Fontenay le Comte - Propositions d'actions et recommandations aux gestionnaires. Mém. Master 2 IMACOF, Univ. Tours : 50 p. + 17 p. ann.

B – Colonisation de la rivière Thouet par *Egeria densa*



INRA
SCIENCE & IMPACT



B1 – Préliminaires

B11 - Quelques mots sur l'origine et les éléments du programme

La rivière Thouet est située à cheval sur les Deux-Sèvres et le Maine-et-Loire (donc deux régions et deux départements). Sur la partie amont, elle coule sur des substrats acides dans le Massif armoricain, et pour toute la partie aval elle coule sur substrats basiques dans le Bassin Parisien (figure 17). Elle est parsemée de nombreuses retenues de moulin qui altèrent la continuité écologique de cette grande rivière, si bien que des programmes de restauration de la continuité écologique ont été établis prévoyant la suppression de certains seuils, après négociation avec les propriétaires et acteurs locaux.

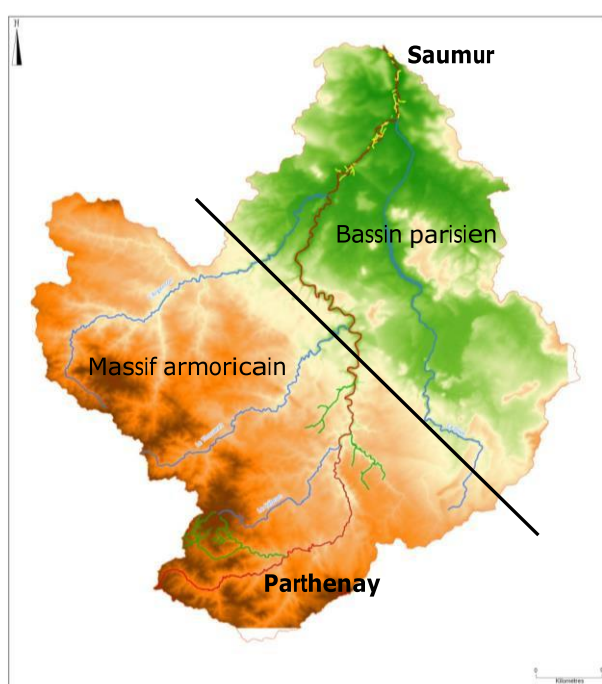


Figure 16 : Relief et réseau hydrographique du bassin du Thouet

La demande des gestionnaires auprès d'Irstea (Alain Dutartre) et de l'UCO (Elisabeth Lambert) était de comprendre la distribution des macrophytes et plus spécialement des espèces invasives (l'Egérie dense et accessoirement les Elodées et la Jussie) dans la rivière Thouet.

Depuis 2010, dans le cadre du CTMA (Contrat Territorial Milieux Aquatiques) Thouet 2011-2015, le Syndicat Mixte de la Vallée du Thouet (SMVT) en collaboration avec une équipe de chercheurs effectue un suivi annuel de l'Egérie sur 12 stations réparties sur le cours du Thouet, 9 en Deux-Sèvres et 3 en Maine-et-Loire.

En effet, dans l'optique de la restauration de la continuité écologique, plusieurs suppressions étaient envisagées et la question était alors de prévoir l'évolution de la flore et de la colonisation des invasives en cas de suppression de ces seuils.

Au départ, seule la partie amont (Deux-Sèvres) a été concernée et très rapidement, la problématique de la Jussie (gérée par des chantiers d'arrachages manuels réguliers) a été considérée comme secondaire, de même que les proliférations d'Elodées du Canada et de Nuttall qui étaient traitées avec l'Egérie. Avant de se poser la question d'intervenir ou non sur l'Egérie qui localement était très envahissante et sur de grandes longueurs, il a été jugé préférable d'étudier le déterminisme de sa distribution actuelle et de son évolution en cas de modification hydromorphologique de certains tronçons du cours d'eau.

B12 – Les éléments antérieurs au mémoire de Camille Bretz

Le partenariat établi avec Irstea et l'UCO a impliqué tout d'abord une réflexion sur le choix des stations d'étude :

- répartition sur les tronçons amont, médian et aval du Thouet des Deux-Sèvres (puis ultérieurement du Thouet du Maine-et-Loire),
- étude des seuils avec une double station : le bief amont (située donc dans la retenue) et l'aval du seuil (en zone le plus souvent plus courante),
- choix de stations témoins où la destruction des seuils n'était pas envisagée
- choix de stations susceptibles d'évoluer à très court terme où la suppression était envisagée.

Le programme 2010 (année de mise en place du partenariat) a correspondu à :

- une formation de reconnaissance des principaux macrophytes
- la définition d'un protocole d'étude (méthode des points-contacts) adapté au temps disponible des techniciens de rivière acceptant de le mettre en œuvre pour acquérir les données nécessaires à la compréhension de la distribution actuelle des macrophytes sur le Thouet,
- une formation sur ce protocole assurée par les deux scientifiques assurant l'appui méthodologique.

Les données de 2010 ont été traitées et valorisées dans un rapport (Dutartre et al., 2011), dont il ne sera plus fait mention par la suite.

B2 – Eléments de synthèse sur le mémoire de Camille BRETZ

Le lecteur se reportera à l'annexe 6 (volume annexe 2) qui présente le mémoire de Camille Bretz tel qu'il a été soutenu en 2013.

B21 - Résumé par Camille Bretz

A travers le globe et en lien avec le commerce transcontinental, les transferts d'animaux et de plantes sont de plus en plus fréquents. Une fois introduites dans le milieu naturel certaines espèces peuvent devenir

envahissantes et peuvent modifier l'écosystème. La problématique des invasions biologiques se pose à toutes les échelles de la planète. Des actions au niveau international, européen, national et régional sont lancées pour lutter contre ces invasions.

La rivière Thouet dans l'ouest de la France est notamment sujette à l'invasion d'*Egeria densa*, une plante exotique envahissante des cours d'eau. Depuis 2010 des actions de suivi de cette espèce sont effectuées sur la rivière. L'objectif est d'apporter des connaissances sur la biologie, l'écologie et surtout de comprendre la dynamique de répartition de l'Égérie dense. Même si en l'état actuel des connaissances son éradication semble impossible, essayons d'analyser quels sont les facteurs influençant sa distribution.

Mots-clés : *Egeria densa*, macrophyte, invasion biologique, Thouet, suivis scientifiques

B22 – Les éléments majeurs qui ressortent du travail de Camille Bretz

Dans cette partie, il s'agit de prendre du recul par rapport au travail de la stagiaire, mais aussi de mettre en évidence l'intérêt de poursuivre l'acquisition des données et leur traitement.

B221 – Des problèmes méthodologiques pour la constitution de la base de données

Quatre problèmes majeurs ont été rencontrés quant à la constitution de la base de données :

- perte des données saisies antérieurement (2011 et 2012) pour des raisons informatiques, données que les techniciens ont dû saisir à nouveau, avec tous les risques d'erreurs inhérents à une nouvelle saisie,
- base de données avec des erreurs relativement nombreuses et difficiles à rectifier pour une stagiaire n'ayant pas participé à la récolte des données (changements d'unités, données incomplètes, erreurs manifestes, ...), ce qui a engendré des retards très importants pour le traitement des données,
- une base de données hétérogène avec des stations irrégulièrement suivies, ce qui limitait fortement les possibilités de traitement,
- une saisie multiple de points d'observations (une ligne par observation d'une espèce sur un point-contact, si bien qu'un même point contact pouvait avoir jusqu'à 3 lignes s'il y avait coexistence de plusieurs espèces sur le point), qu'il a fallu reprendre à la main pour avoir une donnée exploitable en fichier excel ; il en a été de même pour les substrats avec jusqu'à 4 ou 5 substrats considérés comme co-dominants.

Ceci a entraîné beaucoup de retards (et un découragement important) pour la stagiaire, malgré une aide par l'Irstea de Bordeaux. Toutefois, les données se sont avérées intéressantes et pertinentes, à condition de les remettre en forme, ce qui a été réalisé sur une partie de la base de données dans le cadre du stage.

B222 – Des résultats intéressants mais parfois surprenants

Les stations d'étude

Pour des raisons de suivis et de mise en forme des données, seules 4 stations ont été plus particulièrement étudiées (figure 18)

La liste des stations d'étude est présentée dans le tableau 7

Tableau 7 : Liste des stations d'étude (Dutartre et al., 2011)

Localisation	Noms des stations	Caractéristiques
Amont (sans égérie dense)	Jousselin	Témoin en écoulement libre permanent
	Les Planches	Témoin avec maintien du seuil
	Empince	Témoin avec modification du seuil
Médian (avec égérie dense)	Le Poiré	Amont en écoulement libre permanent
	Chevalier	Amont avec maintien du seuil
	Roche Paillé	Amont avec modification du seuil
Aval (avec égérie dense)	Blanchard	Aval en écoulement libre permanent
	Crevant	Aval avec maintien du seuil
	Missé	Aval avec modification du seuil
	Bron	?
	Chacé	?
	Rimodan	?

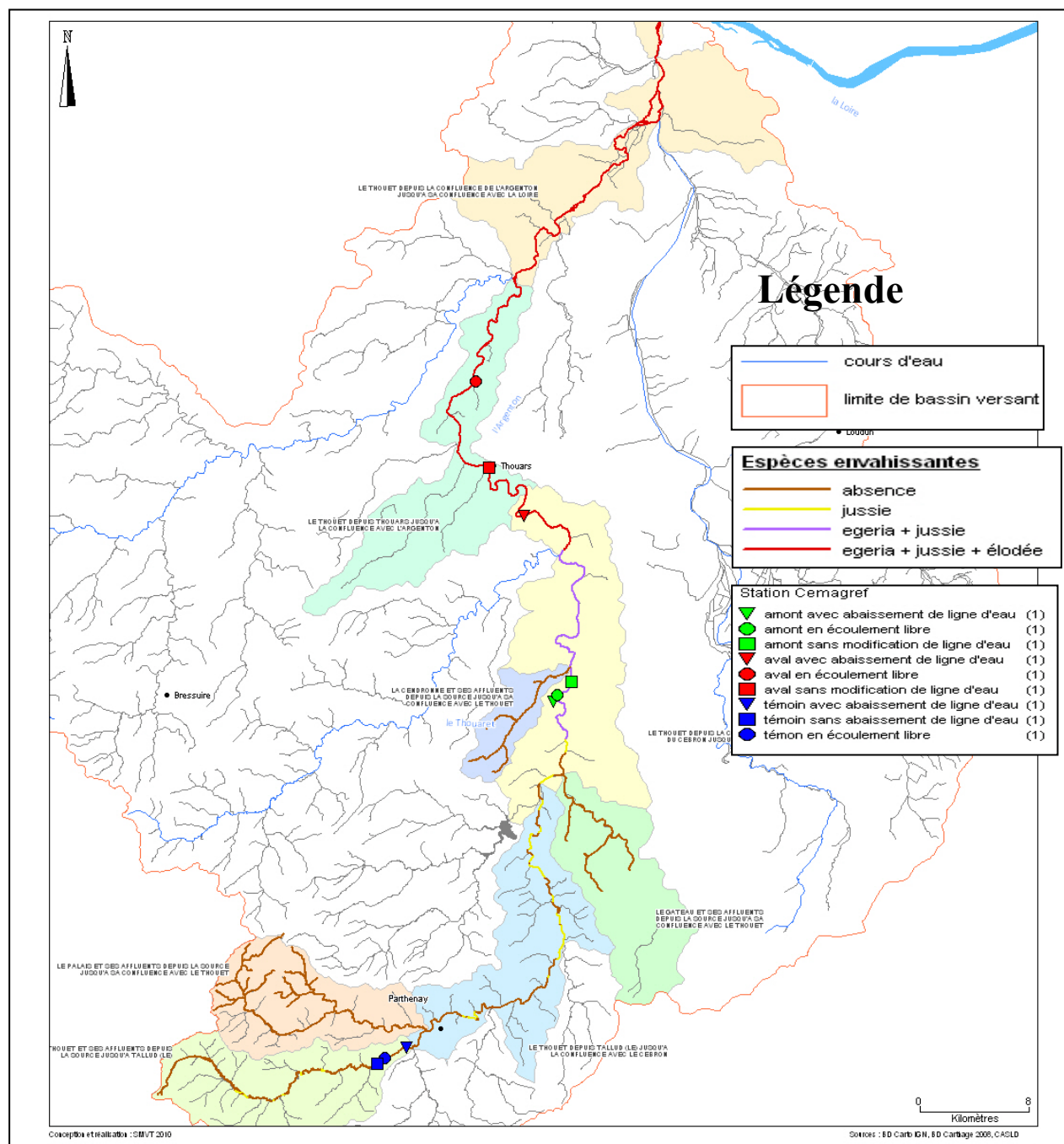


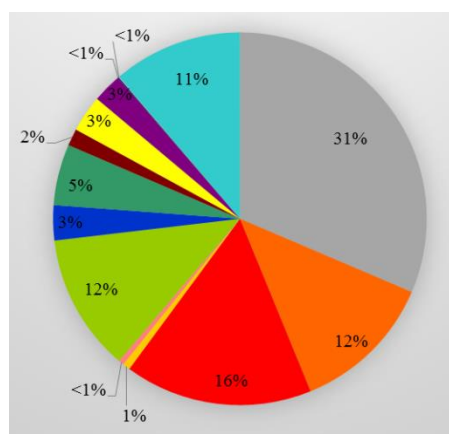
Figure 17 : Les différents ensembles hydrologiques du Thouet, la colonisation par les invasives et les différentes stations d'étude : Empince (amont 79), Roche Paillé (Médian/Médian 79), Missé (Médian / aval 79), Chassé (Aval 49)

Richesse floristique totale de la rivière Thouet

La richesse floristique totale étudiée sur les trois années 2010 (seulement les stations du Thouet dans les deux Sèvres) et 2011 et 2012 (stations dans les deux départements (figure 19)), mettent en évidence l'importance des recouvrements d'Egérie dense (respectivement 16, 12 et 11%), de Cornifle (12, 14 et 7 %), des Lentilles d'eau lors des deux premières années (12, 10 puis seulement 1 %), et du Myriophylle en épis (5, 6 et 10%). L'Elodée de Nuttall n'est significativement présente qu'en 2011 (11%). Dans tous les cas, c'est l'absence de végétaux qui est la plus caractéristique (respectivement 31, 27 et 48 %). En 2013, l'absence de végétaux a encore été plus marquée, comme nous avons pu le constater lors de notre campagne de terrain.

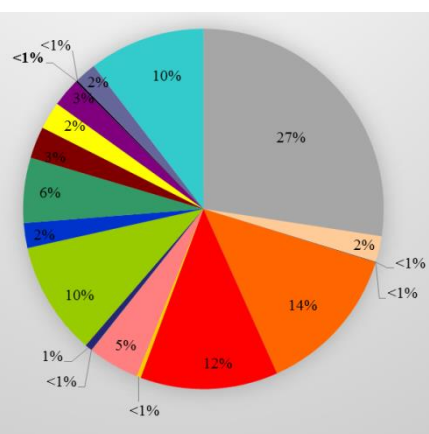
Stations des Deux-Sèvres

2010

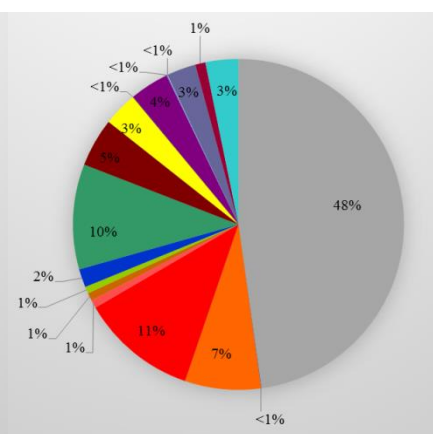


Stations des Deux-Sèvres & Maine-et-Loire

2011



2012



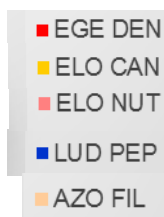
Espèces dominantes:

Égérie dense
Cornifle immergé
Lentilles d'eau
Myriophylle en épis

NULL : absence d'espèce

Légende

Espèces exotiques



Espèces indigènes

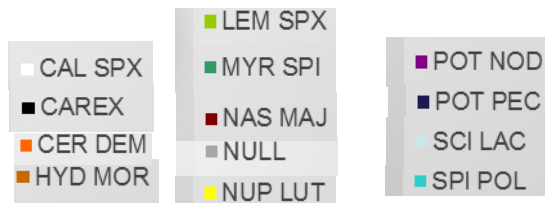


Figure 18 : Richesse spécifique sur la rivière Thouet

Des différences entre l'amont et l'aval des seuils

Des différences entre l'amont et l'aval des seuils sont apparues (figure 20). L'exemple de Roche Paillé montre que la composition floristique est légèrement différente entre l'amont et l'aval, avec toutefois une forte présence de l'Egérie dense (en général, sauf en 2012, elle est plus développée dans le bief amont qu'à l'aval). Le Nénuphar jaune présente une dynamique surprenante pour une espèce considérée comme plutôt stagnophile : il est plus développé à l'aval du seuil en 2010, d'où il est absent en 2011 et 2012 alors qu'il se développe dans le bief. Une autre stratégie apparaît : 2010 semble être une « année à Lentille à plusieurs racines ou petite Lentille », contrairement aux deux années suivantes. En 2011 et 2012, le Myriophylle en épis est plus développé à l'aval. Enfin, il n'y a pas de règle de plus ou moins grande absence de végétaux entre l'amont et l'aval, mais on observe une augmentation progressive du nombre de points non végétalisés.

Gradient Interannuel

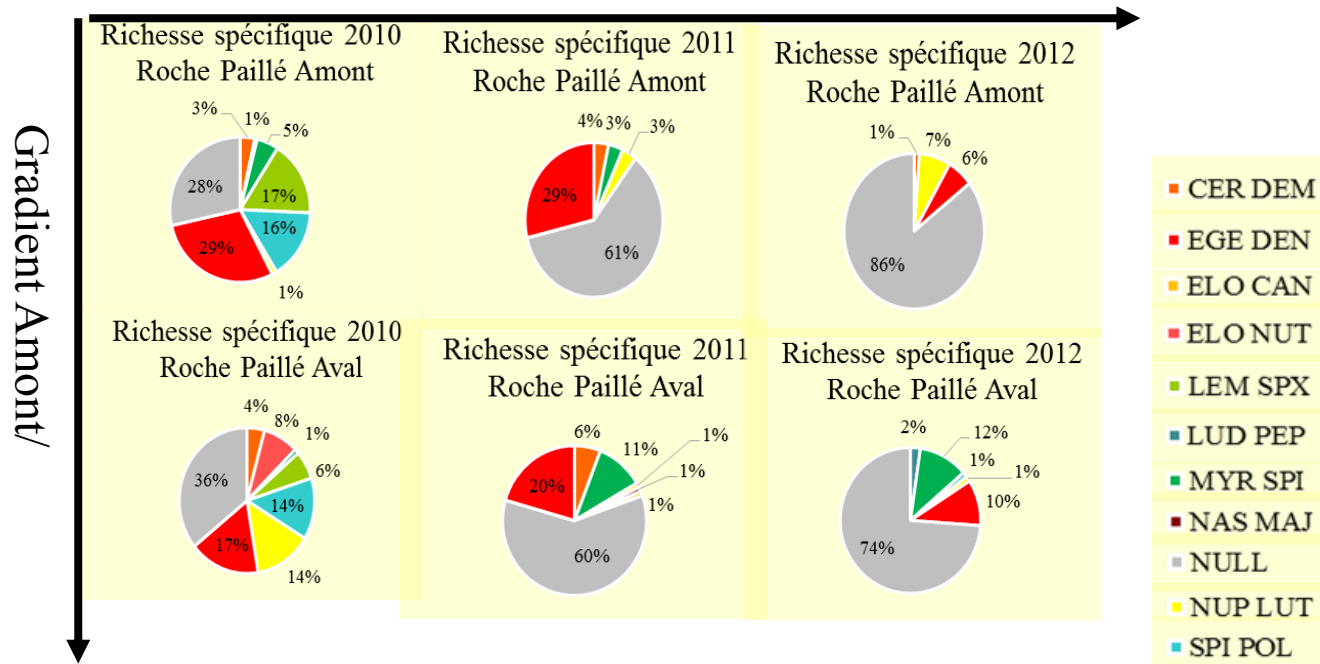


Figure 19 : Exemple de gradient amont/aval des seuils. Exemple de Roche Paillé

Déterminisme de distribution de l'Egérie

Le traitement des données pour mettre en évidence le déterminisme de la distribution de l'Egérie donne des résultats surprenants.

Ainsi, dans ces données l'Egérie est positivement corrélée aux blocs et à la turbidité, et négativement aux sables et vases. Elle diminue au cours du temps. Elle semble indépendante de la vitesse du courant et de la profondeur.

Micro-distribution de l'Egérie

La micro-distribution de l'Egérie dans les transects (figure 21) montre, d'une part la diminution importante des recouvrements au cours du temps, et d'autre part, une plus grande abondance dans le bief amont plus profond qu'à l'aval, moins profond.

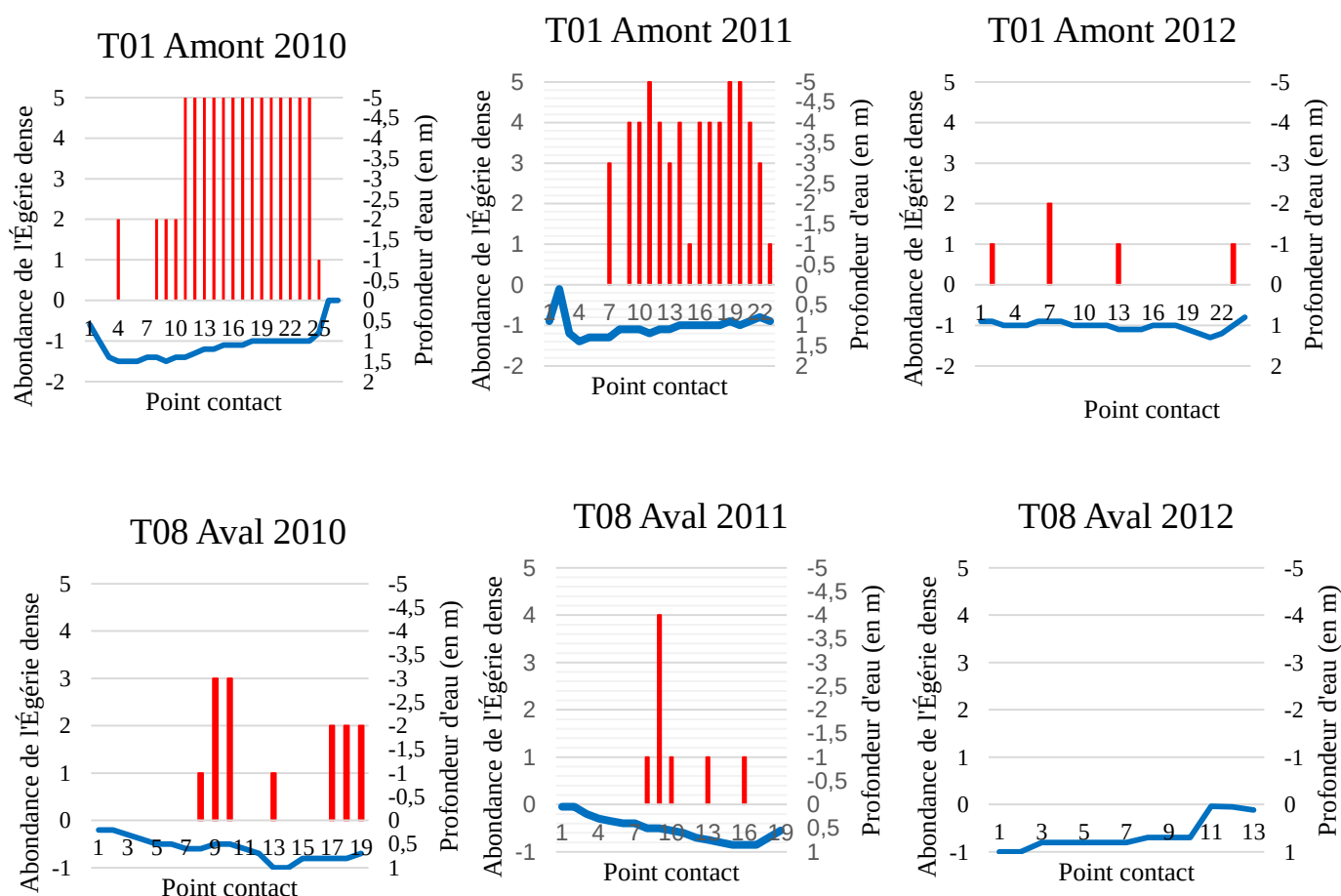


Figure 20 : Micro-distribution de l'Egérie sur le transect 8 de Roche Paillé, amont-aval du seuil.

B223 – Quelques éléments de discussion

Manifestement des éléments intéressants sont à tirer de la base de données acquise, malgré les limites précitées.

Il est clair qu'il faudrait arriver à traiter de façon plus fine et plus complète les données pour mieux préciser l'écologie de l'Egérie, mais aussi son intégration dans les communautés de macrophytes. Des suivis détaillés de la distribution des macrophytes (à l'instar des représentations graphiques du paragraphe précédent) sont à poursuivre.

L'étude des facteurs écologiques pourrait être précisée, en prenant aussi en considération l'ombrage, et en essayant de comprendre pourquoi les blocs apparaissent comme favorables à l'Egérie, ce qui pourrait s'expliquer par le fait que les blocs piègent entre eux des substrats fins permettant l'ancrage de l'Egérie, et protégeant les touffes de l'arrachage et les substrats fins d'une trop forte érosion hydraulique.

Les chroniques de la température de l'eau, du débit, de la turbidité ainsi que celles de la chimie de l'eau seraient à mettre en lien avec les développements des macrophytes.

Le prétraitement des données réalisé en 2014 permet d'approfondir certaines pistes.

B3 – Mise en forme des données 2011-2014 sur la rivière Thouet et premier traitement des données (Emeline CHESNEAU)

B31 – Mise en forme de la base de données

Compte tenu de l'intérêt de la base de données sur le Thouet, et à la demande des acteurs locaux, une aide a été apportée pour la mise en forme de la base des données acquises sur le Thouet : nouvelle saisie (données 2014) et vérification des saisies antérieures (2011 à 2013). IL n'a pas été possible de ressaisir la base de données 2010, qui reste à harmoniser avec la base des années suivantes.

La mise en forme et la vérification de la base de données avec les saisies correspondantes ont suivi les préconisations de Jacques Haury et de Sébastien Boutry. La base de données se présente sous forme d'un classeur Excel avec 3 feuilles :

- l'une regroupe les données descriptives du transect (Rive de départ, écart entre les points, distance aux rives, secchi, opérateurs et remarques)
- la suivante reprend quelques caractéristiques précédentes mais détaille surtout l'abondance des espèces présentes
- la dernière est la légende de l'abréviation des espèces

B32 – Traitement préliminaire de la base de données 2011-2014

B321 - Résumé d'Emeline Chesneau

Résumé synthétique de l'effet des paramètres physiques influençant la colonisation de l'égérie dense d'après les campagnes 2011 à 2014.

La profondeur du milieu et la nature du substrat ne semblent pas influencer l'installation de l'égérie dense. En revanche, la vitesse du courant semble être un facteur plus déterminant : en effet, elle a tendance à ne pas coloniser les milieux où la vitesse du courant dépasse les 0,3 m/s.

Les modifications hydromorphologiques du cours d'eau peuvent influencer l'abondance en égérie. En effet, une différence semble exister entre les zones amont et aval des stations présentant une infrastructure maintenant le niveau du seuil. En 2014, seule une station ayant une modification de son seuil semble montrer une différence entre l'amont et l'aval : ce dernier semblant exempt d'égérie.

Pour compléter ces études, il serait intéressant de prendre en compte les relevés des disques de Secchi ainsi que les mesures de températures.

Enfin, des analyses statistiques précises montreront si oui ou non ces tendances sont vérifiées.

B323 – Démarche du pré-traitement des données

Le traitement a cherché à répondre aux deux objectifs suivants :

1° Etablir des **corrélations** entre les **facteurs physiques** des biotopes et **l'importance de la colonisation par l'Egérie**.

Hypothèse : L'abondance de l'Egérie dense ne varie pas avec le substrat et la hauteur d'eau (ayant une grande gamme d'habitats) mais avec la vitesse (Barko & Smart, 1981; GIS, 1997; Gantes & Caro, 2001; Carrillo *et al.*, 2006).

2° Evaluer les conséquences des **modifications morphologiques du cours d'eau** après l'aménagement de certains seuils.

Hypothèse : L'abondance de l'Egérie est influencée par les modifications hydromorphologiques.

B324 – Effets des facteurs écologiques

Effet de la hauteur d'eau

La figure 22 reliant les classes d'abondance de l'Egérie à la profondeur toutes stations confondues ne montre pas d'effet significatif dans la gamme de 0,5 à 1,5 m, mais au-delà de 1,5 m l'abondance diminue. La classe d'abondance maximale correspond à des secteurs en général de moins d'un mètre de profondeur. Par ailleurs, il n'y a pas d'effet année.

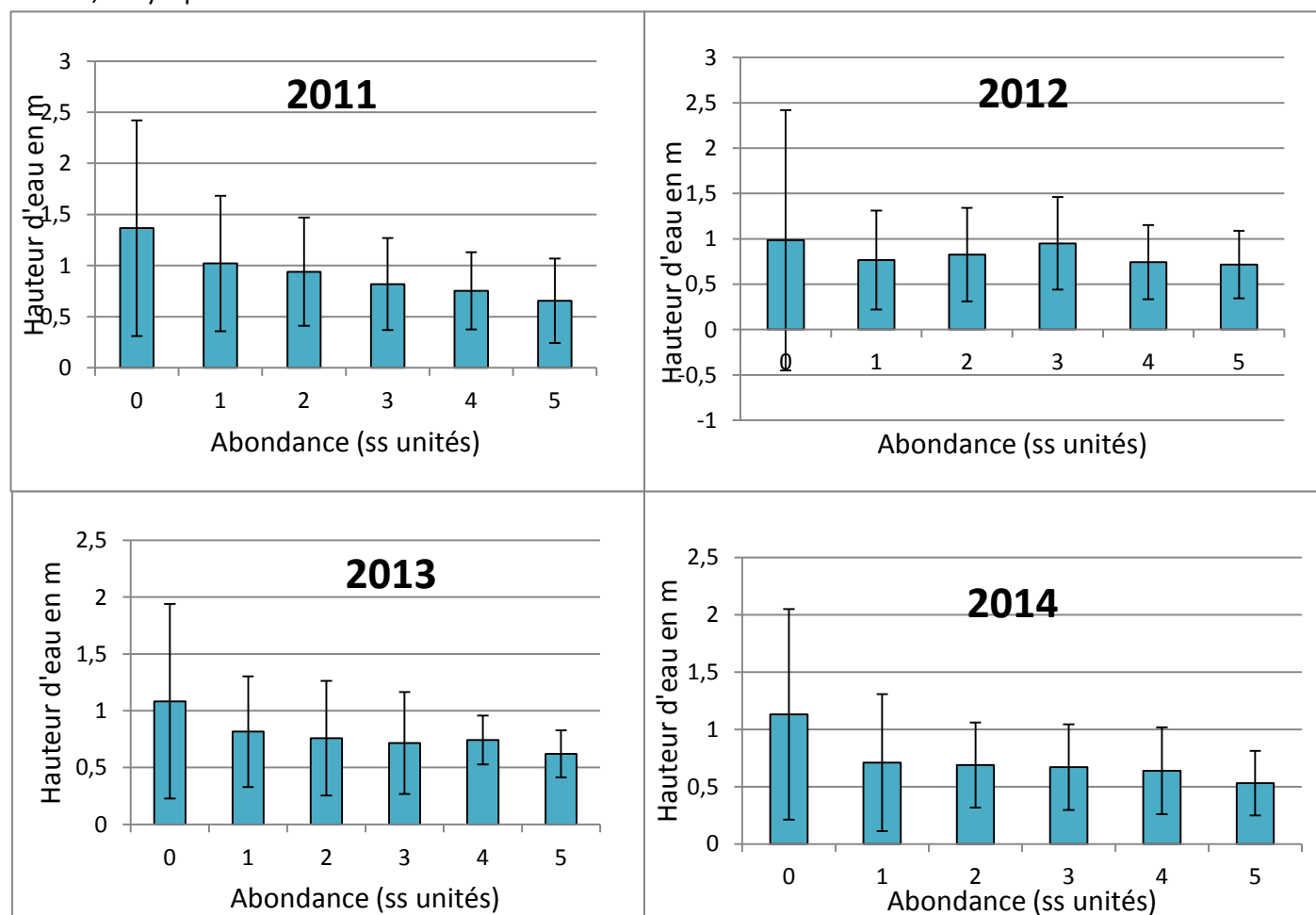


Figure 21 : Mise en relation entre classes d'abondance de l'Egérie et la profondeur.

Abondance moyenne (ss u)

Station d'études

hauteur d'eau (m)

Egérie

Eau

Station d'études	Egérie (ss u)	Eau (m)
EMPINCE AMONT	0,0	0,18
EMPINCE AVAL	0,0	0,15
JOUSSELIEN...	0,0	0,18
JOUSSELIN AVAL	0,0	0,08
LES PLANCHES	0,0	0,05
CHEVALIER...	0,05	0,52
CHEVALIER AVAL	0,48	0,08
POIRE	0,0	0,05
ROCHE PAILLE...	0,08	1,4
ROCHE PAILLE...	0,15	0,05
BLANCHARD	0,0	0,08
CREVANT AMONT	0,45	2,0
CREVANT AVAL	1,0	1,0

2014

Abondance moyenne (sans unités)

Substrat

Substrat	Abondance moyenne (sans unités)
B	0.0
BD	0.0
BS	0.0
C	0.2
CB	0.0
CD	0.4
D	0.1
IS	0.1
SB	0.1
SBD	0.0
SC	0.3
SCB	0.0
SED	1.5
SD	0.1
T	0.0
TC	0.0
TS	0.0
V	0.5
VB	0.0
VC	2.4
VCD	0.0
VDB	0.1
VDS	1.4
VSB	0.0
VSC	0.0
VSCD	0.0
VSD	0.4
VTD	0.0

Effet de la vitesse de courant

L'effet de la vitesse de courant sur la quantité d'Egérie s'exprime au long des transects où l'on mesure la vitesse en surface (figure 25)

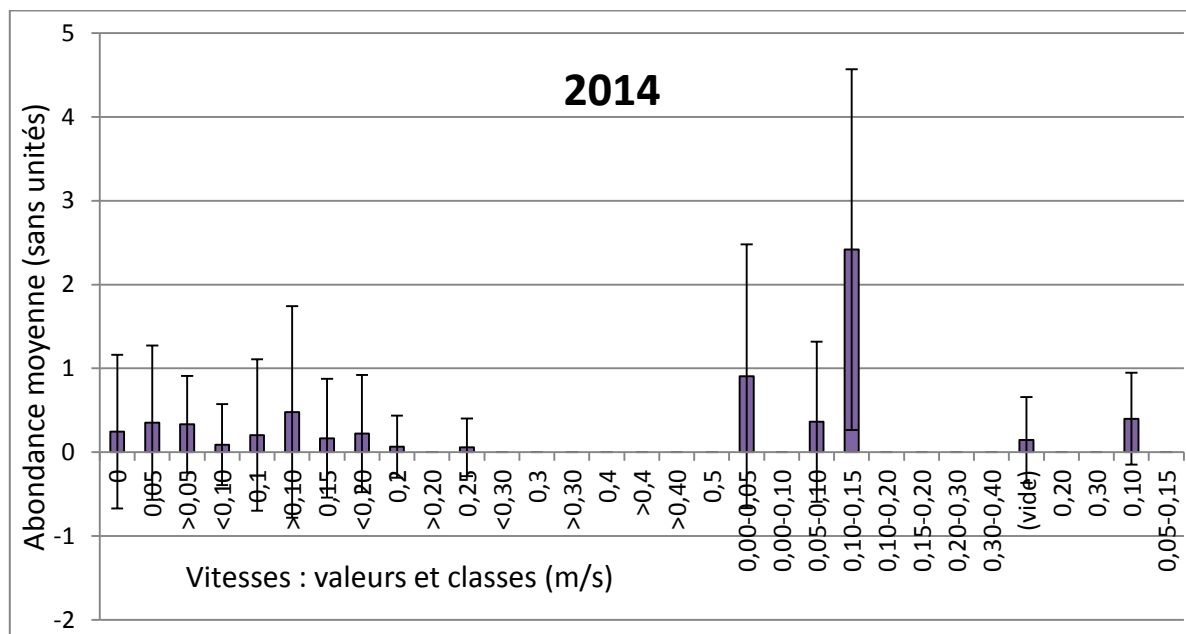


Figure 24 : relation entre vitesse de courant et abondance d'Egérie.

Pour l'ensemble des années, il semble que l'Egérie soit absente (ou très peu présente) des points où la vitesse excède 0,30 m/s : l'hypothèse d'action de ce facteur serait donc vérifiée.

B325 – Effets des conditions hydromorphologiques

L'étude des différences d'abondance d'Egérie entre l'amont et l'aval des seuils (figure 26) permet d'envisager leur évolution en cas de destruction des seuils.

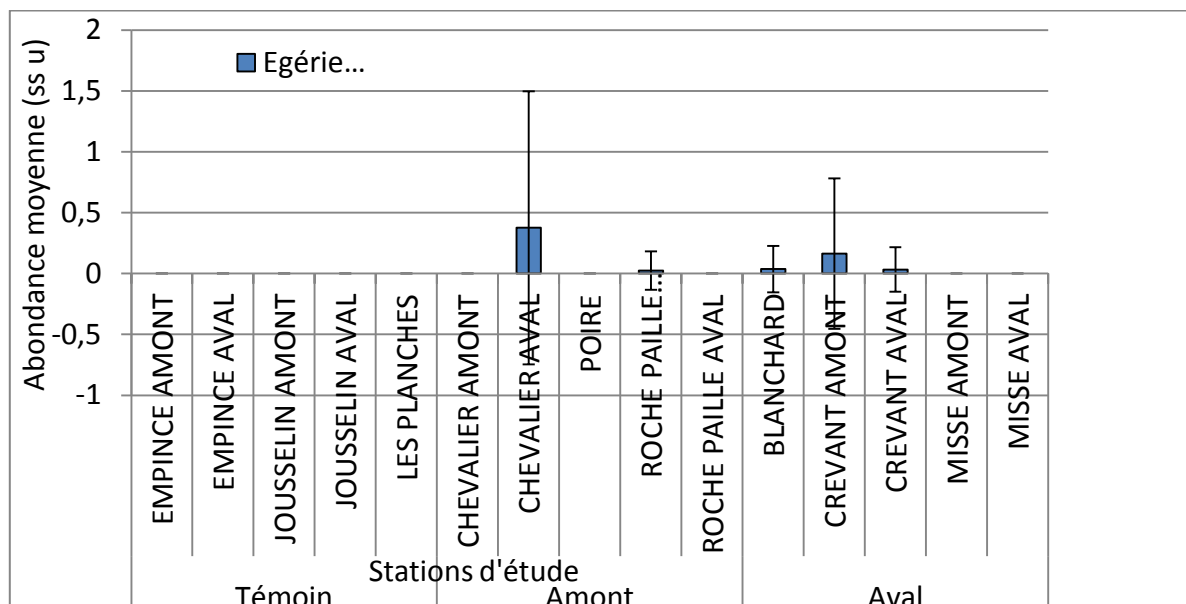


Figure 25 : Différences d'abondance de l'Egérie entre l'amont et l'aval des seuils

Ainsi, la suppression du seuil de l'une des stations s'est traduite par la disparition de l'Egérie de l'aval de l'ancien seuil. Les modifications hydromorphologiques auront donc probablement des effets sur les distributions de macrophytes, et notamment de l'Egérie dense.

B326 – Conclusion et perspectives

En conclusion, seule la vitesse de courant présente une possible diminution des recouvrements d'Egérie au-delà de 0,3 m/s. Pour le substrat, certains mélanges seraient défavorables. La hauteur d'eau n'aurait pas d'effet dans ce jeu de données.

En termes de perspectives, il faut éviter les données manquantes (disque de Secchi et vitesse) et l'absence de mesures sur les transects témoin (ceux de 2014 sont incomplets).

Il faut homogénéiser les mesures des vitesses (effet opérateur) pour diminuer le nombre de classes à analyser OU mesures directes pour chaque recouvrement le long du transect (cf méthode IBMR)

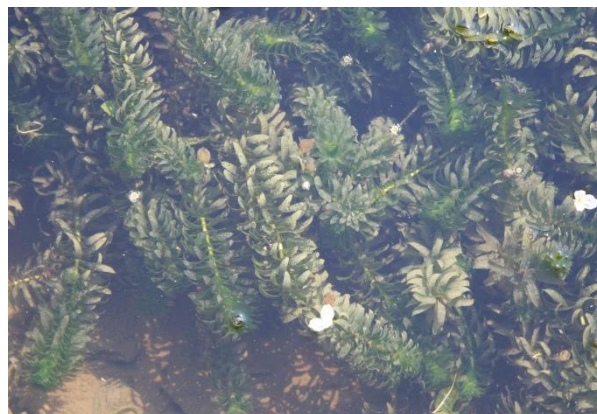
Il serait intéressant de mesurer la turbidité le long d'un transect. Enfin, il faudrait établir une référence par rapport aux débits, avec des échelles limnimétriques systématiquement relevées.

Enfin, et bien évidemment, il faudrait traiter la base de données complète enrichie de paramètres d'ombrage notamment, et de vérifier la validité statistique des résultats

B - Références

- Barko, J.W. & Smart, R.M., 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecol. Monogr.* **51**: 219-235.
- Carrillo, Y., Guarín, A., Guillot, G., 2006. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). *Aquatic. Bot.* **85**: 7-15.
- Dutartre, A., Lambert, E., Charruaud, G., Constantin, O., 2011. Suivi des communautés végétales aquatiques du Thouet. Rapport 2010 Cemagref REBX, UCO, SMVT, rapport. 76 p.
- Gantes, H.P., Caro, A.S., 2001. Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquat. Bot.* **70**: 225-236.
- GIS Groupement d'Intérêt Scientifique 1997. Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France. Synthèse bibliographique. Les Etudes de l'Agence de l'Eau 68. 199 p.

C - Les Hydrocharitacées immergées invasives en métropole : Ecologie, impacts et gestion



Herbiers d'égérie dense à Fontenay-le-Comte en juin 2010 et gestions en 2012

(Crédits photographiques : J. Haury, J. Coudreuse & F. Moyon)

Émeline Chesneau¹, Julie Coudreuse¹, Michel Bozec¹, Élisabeth Lambert², Alain Dutartre³ et Jacques Haury¹.

¹ Unité Pédagogique Ecologie et Santé des Plantes- Agrocampus Ouest, centre de Rennes,

UMR INRA-Agrocampus Ouest 0985- Écologie et Santé des Écosystèmes, Équipe des Invasions Biologiques

² Département Biologie environnement, Faculté des Sciences, Université Catholique de l'Ouest, Angers

³ IRSTEA Bordeaux (durant le programme, expert indépendant depuis)



Mai 2015

C - Résumé

L'établissement puis l'expansion de nouvelles espèces exotiques dans un nouvel écosystème est défini sous le terme d'invasion biologique. Dans le règne végétal, les Hydrocharitacées sont une des familles de plantes aquatiques causant le plus de difficultés de gestion au niveau mondial. En métropole, pour les espèces immergées, elle est principalement représentée par les espèces suivantes : l'égérie dense (*Egeria densa* Planchon), l'élodée du Canada (*Elodea canadensis* Michaux), l'élodée de Nuttall (*Elodea nuttalli* (Planch.) H. St. John) et le grand lagarosiphon (*Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss. La réussite d'installation de ces espèces vient de diverses caractéristiques intrinsèques qui leur confèrent un avantage compétitif par rapport aux espèces indigènes. Leur rapide taux de croissance, leur large gamme d'habitat, la résistance au stress et à la perturbation des milieux, l'absence de dormance en hiver, la plasticité phénotypique leur permettent notamment de se développer précocement et de rendre défavorable le milieu pour les autres espèces. Actuellement, la gestion par faucardage ou moisson est le principal moyen de régulation de ces espèces. Cependant, l'efficacité très réduite sur le court-terme et les coûts de ces interventions amènent à envisager de développer des expérimentations en contrôle biologique.

Mots clés : écologie ; gestion ; Hydrocharitacées ; invasion ;

Référencement

Chesneau, E., Coudreuse, J., Bozec, M., Lambert, E., Dutartre, A., Haury, J., 2015. Les Hydrocharitacées invasives en métropole : Ecologie, impacts et gestion. Agrocampus Ouest & INRA, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, Rennes : 40p.

C - Introduction

Les invasions biologiques sont une préoccupation mondiale par les nombreuses conséquences qu'elles engendrent : diminution de la biodiversité, coûts économiques et parfois nuisances pour la santé humaine. Une invasion biologique est définie comme la colonisation progressive d'un nouvel habitat par une espèce exotique (hors de son aire de répartition naturelle) dont l'installation pérenne peut provoquer des perturbations à différents niveaux (ISSG, 2008). Toutes les espèces exotiques ne deviennent pas envahissantes. En effet, leur réussite d'installation suit quatre phases : 1° Arrivée sur le territoire ; 2° Introduction dans le milieu naturel ; 3° Établissement ; 4° Expansion. Le passage d'une phase à l'autre (respectivement « Échappement » ; « Établissement » et « Espèce invasive en devenir ») suit la règle des trois fois 10 c'est-à-dire que seulement 1 espèce sur 10 réussit à accéder à l'étape supérieure. Au final, seules 0,1% des espèces introduites deviennent invasives (Williamson & Fitter, 1996a).

Les biotopes aquatiques constituent un milieu idéal pour les macrophytes invasifs par leur connectivité et comme agent de dispersion des propagules. La famille des Hydrocharitacées est particulièrement représentative en regroupant certaines des espèces causant le plus de difficultés de gestion au niveau mondial (Dutartre *et al.*, 1997). Les genres *Elodea*, *Egeria* et *Lagarosiphon* en sont des exemples sur le territoire français. Les principales espèces présentes en métropole sont :

- l'Égérie dense (*Egeria densa* Planchon),
- l'Élodée du Canada (*Elodea canadensis* Michaux)
- l'Élodée de Nuttall (*Elodea nuttalli* (Planch.) H. St. John),
- le grand Lagarosiphon (*Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss), (GIS, 1997 ; Hudin *et al.*, 2010).

Ces plantes immergées sont utilisées pour l'ornementation des bassins en aquariophilie (Haramoto & Ikusima, 1988 ; GIS, 1997) et pour leur apparente qualité oxygénatrice (Caffrey *et al.*, 2011). Elles ont également servi à des fins expérimentales comme pour l'égérie dense qui est un modèle en biologie (GIS, 1997, Casati *et al.*, 2000). Elles ont souvent été introduites involontairement dans des milieux naturels après vidange d'aquarium (Dutartre *et al.*, 1997 ; Haury & Bouron, 2012).

Une autre espèce d'élodée est acclimatée en France mais restreinte aux régions du Nord-Est depuis les années 1970 (De Langhe, 1983 ; GIS, 1997) : il s'agit de l'Élodée à feuilles allongées (*Elodea callitrichoides* (Rich.) Casp. antérieurement *Elodea ernstiae* H. St. John). Quelques pieds ont été observés uniquement en 1999 dans les départements de Loire Atlantique et de Vendée. Récemment, en 2011, un pied isolé a été repéré sur la commune de Longué-Jumelles, dans le Maine et Loire (eCalluna, 2013). Cette élodée ne sera pas développée dans la présente synthèse.

Le grand lagarosiphon est originaire d'Afrique du Sud, les élodées et l'égérie dense du continent américain : Amérique du Nord pour les élodées du Canada et de Nuttall et Amérique du Sud pour l'égérie dense et l'élodée à feuilles allongées (Cook & Urmi-König, 1984 ; Simpson, 1986 ; GIS, 1997). L'élodée du Canada a tout d'abord été introduite en Irlande en 1836 puis en métropole en 1845 (GIS, 1997 ; Thiébaud *et al.*, 1997). L'élodée de Nuttall a été observée en Belgique en 1939 et en métropole, en Alsace dans les années 1950 (Simpson 1984 ; Thiébaud *et al.*, 1997). L'arrivée du lagarosiphon en métropole remonte quelques années avant 1938. Il était alors confiné au jardin botanique de Paris. En 1959, il est présent dans le milieu naturel au niveau du bassin parisien. Sa présence dans les lacs aquitains date du milieu des années 60 (Dutartre, 1979). Depuis son extension s'est poursuivie, particulièrement dans l'ouest de la métropole. En Europe, cette espèce est

également présente en Allemagne, Belgique, Espagne, Grande Bretagne, Italie, Pays-Bas et en Irlande où, depuis 2005, elle a envahi un lac (Caffrey *et al.*, 2011).

La connaissance de l'historique d'introduction, de la biologie et de l'écologie des espèces aussi bien dans leurs milieux d'origine que dans les sites d'introduction sont des éléments à prendre en compte pour mieux comprendre leur écologie et leurs interactions avec l'écosystème, notamment pour identifier les facteurs favorables à leur colonisation et définir des possibilités de techniques de gestion (GIS, 1997).

Par leurs nombreux impacts sur les milieux aquatiques (Dutartre *et al.*, 1997), il est indispensable de prévenir la colonisation et de gérer les herbiers installés.

Cette synthèse tentera de développer i) les critères d'identification morphologique des espèces ainsi que leurs caractéristiques écologiques, ii) leurs potentialités colonisatrices et les conséquences sur les écosystèmes, iii) les moyens de gestion actuels ainsi que des perspectives sur le long terme.

C- I. Caractéristiques et écologie des Hydrocharitacées immergées invasives

C - I.1. Classification des espèces étudiées

Les Hydrocharitacées forment une famille de l'ordre des Alismatales (APG, 2009 ; Chase & Reveal, 2009). Cette famille contient environ 120 espèces regroupées en 18 genres (Les *et al.*, 2006 *in* Chen *et al.*, 2012) variant de 15 à 20 selon les différents auteurs (E. Lambert comm. pers.). Ce sont toutes des hydrophytes, c'est-à-dire des plantes se développant uniquement en pleine eau (Haury *et al.*, 2010). Les plantes présentées ici ont de plus la particularité d'être totalement immergées, ce qui n'est pas le cas de l'ensemble des espèces de cette famille (Cook & Urmi-König, 1984 ; Haury *et al.*, 2010 ; Chen *et al.*, 2012).

Elles sont pérennes (GIS, 1997 ; Caffrey *et al.* 2011) à fleurs flottantes, généralement unisexuées, à symétrie radiaire. Avant la floraison, le bourgeon floral est présent sous forme d'une spathe (ou bractée en forme de cornet) foliacée (De Langhe *et al.*, 1983 ; Kubitzki & Huber, 1998 ; Larousse 2015). Pour les pieds femelles, l'ovaire est infère et la placentation est pariétale (Tomlinson 1982 *in* Tanaka *et al.*, 1997).

La phylogénie des genres de la famille des Hydrocharitacées a été déterminée par le séquençage génétique (Annexe I). Il en ressort que l'égérie et les élodées sont plus apparentées entre elles qu'avec le lagarosiphon en formant un groupe monophylétique (Tanaka *et al.*, 1997 ; Chen *et al.* 2012), malgré des modes de pollinisation différents (voir I.3) (Tanaka *et al.*, 2004). Cette différence peut être expliquée par une évolution sous des aires géographiques différentes : continent africain pour le lagarosiphon et continent américain pour les autres espèces.

Les notions abordées ne seront pas toujours illustrées avec chacune des espèces étudiées. Aussi, leur parenté proche supposera des mécanismes similaires.

Dans les anciennes déterminations, l'égérie dense était dénommée « élodée dense » et le grand lagarosiphon était également appelé « élodée crépue » (GIS, 1997), ces dénominations se référant aux proximités morphologiques de ces espèces.

C - I.2. Morphologie des trois genres

Dans l'ancienne classification, les quatre espèces étudiées appartenaient au genre *Elodea*, étant caractérisées par des feuilles plus ou moins allongées sans pétiole distribuées le long d'une tige fine. Les fleurs sont pistillées, isolées avec un long pédoncule (Bonnier & De Layens, 1986, Hudin *et al.*, 2010). Ce sont des plantes dioïques, c'est-à-dire possédant les organes reproducteurs mâles (étamines) et femelles (pistil) sur des pieds séparés.

La distinction des genres *Egeria*, *Lagarosiphon* et *Elodea* puis des espèces s'effectue au niveau de la phyllotaxie et des morphologies foliaire et florale (voir tableau 8 ci-après, photographies de la [figure 27](#) et [Annexe II](#)).

Tableau 8 : Critères d'identification morphologiques des quatre espèces invasives étudiées

	Fleurs	Feuilles	Tige	Racines
égérie dense	ø : 18 à 25 mm, couleur blanche	verticillées par 4, parfois de 2 à 8, allongées, légèrement dentées	grêle et cassante, jusqu'à 3 m de long	filiformes et nombreuses à enracinement de plusieurs dizaines de cm racines adventives possibles
élodée du Canada	ø : 5 mm, couleur blanc rosé	verticillées par 3, parfois 4, ovales, planes et finement dentées	fine, de 0,2 à 1 m de long	fines à enracinement superficiel racines adventives possibles
élodée de Nuttall	ø : 5 mm, couleur blanc rosé	verticillées par 3, parfois 4, filiformes, finement dentées, arquées vers le bas, quelquefois tirebouchonnées	fine, de 0,2 à 1 m de long	fines à enracinement superficiel racines adventives possibles
grand lagarosiphon	ø : 3x5 mm, couleur blanche	alternes, recourbées à marge dentée	grêle, jusqu'à 5 m de long, avec possibilité de ramifications	denses et bien ancrées dans le substrat, enracinement jusqu'à 1 m

(source : GIS, 1997 ; Hudin *et al.*, 2010)

Le genre *Egeria* comprend deux autres espèces présentes en Amérique du Sud : *E. najas* Planchon et *E. heterostemon* S. Koehler & C. P. Bove qui se distinguent au niveau des pièces florales (Cook & Urmi-König, 1984 ; Koehler & Bove, 2001).

Le genre *Lagarosiphon* comporte huit autres espèces : *L. cordofanus* Casp. ; *L. hydrilloides* Rendle ; *L. ilicifolius* Oberm. ; *L. madagascariensis* Casp. ; *L. muscoides* Harv. ; *L. rubellus* Ridl. ; *L. steudneri* Casp ; *L. verticillifolius* Oberm. (The Plant List, 2013).



Figure 26 : Photographies des quatre espèces d'Hydrocharitacées invasives

(a) *Egeria densa* ; b) *Elodea canadensis* ; c) *Elodea nuttalli* ; d) *Lagarosiphon major* Crédits photographiques : J. Coudreuse)

C - I.3. Cycle de vie

Les cycles de vie ont été particulièrement étudiés sur l'égérie dense (Haramoto & Ikusima, 1988) et sur l'élodée de Nuttall (Kunii, 1984). Ils sont respectivement présentés en [figure 28](#) et en [Figure](#) . Les quatre espèces examinées ici ayant toutes la capacité de poursuivre leur activité photosynthétique en hiver, alors que les autres macrophytes sont en phase de dormance, elles présentent probablement des cycles de vie similaires.

En hiver, les égéries accumulent de l'amidon grâce à une photosynthèse continue, mais sans production de biomasse. Ce stockage hivernal de l'amidon stimulerait la croissance au début du printemps (Haramoto & Ikusima, 1988), ce qui faciliterait la production de biomasse en été.

Ce métabolisme hivernal produit des plantes de petite taille à entrenœuds courts et à faible système racinaire alors qu'en été les plantes présentent des tiges principales allongées, fortement feuillées, comportant de nombreuses ramifications et d'importants systèmes racinaires (Haramoto & Ikusima, 1988). Si la température

de l'eau devient inférieure à 5°C, les populations d'égérie dense peuvent mourir (Haramoto & Ikusima, 1988 ; Dutartre *et al.*, 1999).

Le métabolisme estival de l'égérie dense se produit de mai à septembre, le métabolisme hivernal d'octobre à avril.

Les biomasses estivales produites varient entre 300 et 650 g/m² (matières sèches) selon les travaux réalisés aux Etats-Unis et au Japon (GIS, 1997). Elles sont du même ordre en métropole avec, par exemple des biomasses estivales mesurées en 2011 et 2012 sur la rivière Vendée d'environ respectivement 410 et 620 g/m² (Moyon, 2012) et d'environ 190 et 510 g/m² mesurés respectivement en octobre et en juin 2013 dans le lac Lacanau, dans le Sud Est de la France (Ribaudou *et al.*, 2014).

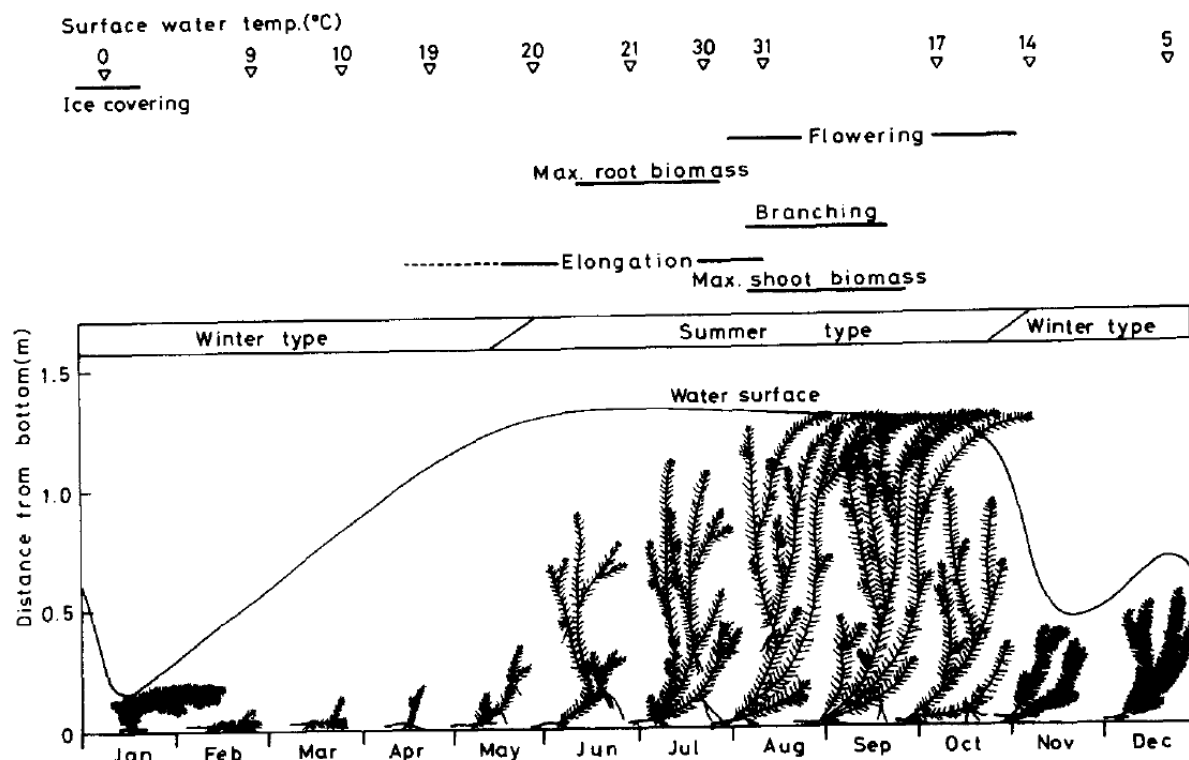


Figure 27 : Cycle de développement de l'égérie dense

(d'après Haramoto & Ikusima, 1988)

L'élodée de Nuttall possède un cycle quasi-similaire présentant un fort taux de croissance au printemps, suivi d'une différenciation des tissus jusqu'à sénescence (Kunii, 1984). Les élodées sont capables de passer l'hiver (du mois de janvier à mars) à l'état végétatif mais l'élodée de Nuttall présente toujours une faible croissance lorsque les températures sont supérieures à 4°C (Stuckey *et al.*, 1978 ; Kunii, 1981). Pendant cette période, de nouvelles petites tiges se développent sur les tiges âgées en sénescence prostrées sur le substrat (Getsinger & Dillon, 1984). De plus, durant cette période, elles montrent une capacité de stockage du phosphore, nutriment qui stimulera leur croissance en longueur au printemps (Thiébaud, 2005). En fin de printemps, lorsque les tiges ont atteint la surface, leur croissance s'arrête et elles produisent des ramifications s'étalant en surface. La défoliation des parties inférieures des tiges commence et en fin d'été, les plantes semblent détachées et flotter à cause de la destruction par sénescence des racines. De nouvelles ramifications sont produites en automne à partir de la tige âgée et de nouvelles tiges apparaissent à partir de l'appareil racinaire, probablement à partir de turions, bourgeons souterrains (Kunii, 1981 ; Barrat-Segretain, 1996 ; Hudin *et al.*, 2010). En parallèle, les tiges âgées se dégradent par sénescence (Getsinger & Dillon, 1984 ; Kunii, 1984).

Les deux périodes de croissance dans le cycle de l'élodée se traduisent donc par deux pics de production de biomasse.

Pour les populations du lac Marion en Caroline du Sud aux États-Unis, la biomasse passe de 77,4 g MS/m² en mars à 373,9 g MS/m² en juillet. Le développement des nouvelles tiges en décembre donne une biomasse de 276 g MS/m². Enfin la biomasse de 101,3 g MS/m² en hiver traduit la sénescence des tissus ou encore la fragmentation (Getsinger & Dillon, 1984). Le passage d'une phase de métabolisme à l'autre dépendrait de l'action combinée de la température de l'eau et de la lumière (Barko & Smart, 1981) : pour l'élodée de Nuttall, le dépassement du seuil des 10°C stimule l'élongation de la plante (Kunii, 1984).

Le cycle de l'élodée du Canada suit le même schéma général (Rorslett *et al.*, 1986).

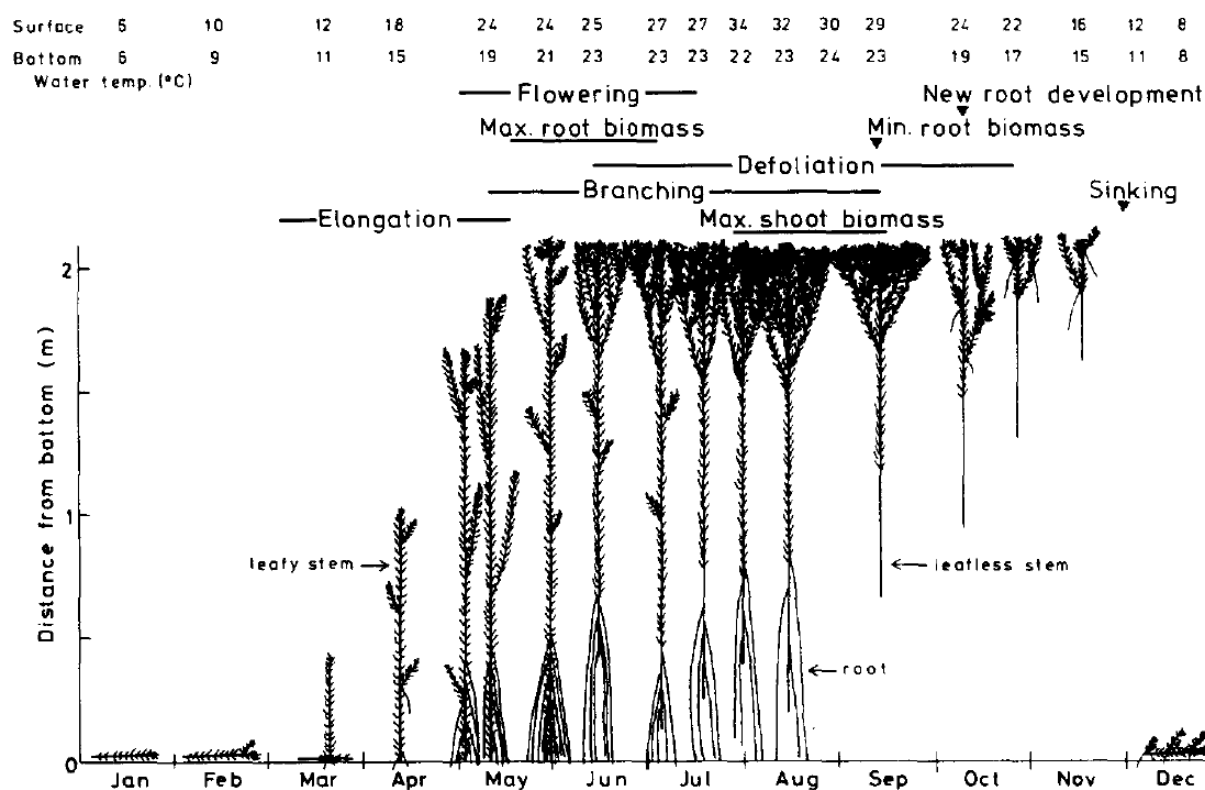


Figure 29 : Cycle de développement de l'élodée de Nuttall

(d'après Kunii, 1984)

Le cycle de développement du lagarosiphon diffère légèrement des autres espèces, en particulier pour les périodes de développement, à cause de la tolérance pour des eaux plus fraîches (Riis *et al.*, 2012) : du mois d'octobre au mois de mai, il est en phase de croissance en produisant de grandes tiges ramifiées jusqu'à former un herbier dense. Quand la température de l'eau augmente et les jours rallongent, les tiges produisent d'importantes racines adventives et la plante perd sa flottabilité pour couler en profondeur. Au cours de la période estivale, de nouveaux individus se développent à partir de la tige qui a coulé jusqu'à atteindre la surface (Caffrey *et al.*, 2011) malgré une absence de variation saisonnière de sa biomasse sur le terrain (Riis *et al.*, 2003). Cette homogénéité des biomasses peut s'expliquer par une durée de vie des tiges plus importantes que pour les autres espèces, la matière sèche des tiges âgées étant plus élevée (Dutartre, 1979). Dans des biotopes profonds, les biomasses de lagarosiphon peuvent légèrement dépasser 1 kg/ m² (Dutartre, 1979).

Pour les quatre espèces, la floraison débute dès que l'apex caulinaire atteint la surface de l'eau (Dutartre, 1979 ; Kunii, 1984 ; Haramoto & Ikusima, 1988) : par exemple, juin pour l'élodée de Nuttall et juillet pour l'égérie dense.

C - I.4. Modes de reproduction et dispersion

En Europe, seuls des plants femelles d'élodées et de lagarosiphon sont présents, ce qui exclut toute reproduction sexuée (Simpson, 1986 ; Caffrey *et al.*, 2011 ; Hudin *et al.*, 2010 ; Kočić *et al.*, 2014).

En revanche, les deux sexes d'égérie ont été observés en France avec une forte dominance d'individus mâles mais aucune reproduction sexuée n'a cependant été observée à ce jour (Haury *et al.*, 2010).

Même dans leurs aires d'origine, la propagation des espèces s'effectue principalement par reproduction asexuée ou végétative (Thiébaud & Di Nino, 2009 ; Lambertini *et al.*, 2010). Par exemple, seuls quelques rares individus d'élodée de Nuttall produisent des fruits en Amérique du Nord (Lawrence, 1976 *in* Thiébaud & Di Nino, 2009). Cette capacité peut être associée aux coûts physiologiques nécessaires pour assurer une reproduction sexuée sur la plante femelle (Harshman & Zera, 2006) et/ou par la faible probabilité de rencontre des gamètes. En effet, excepté l'égérie dont la pollinisation est réalisée par des insectes diptères (pollinisation entomophile) (Cook & Urmi-König, 1984), la fécondation chez les autres espèces nécessite le détachement de la fleur mâle qui, après dérive à la surface de l'eau, doit rejoindre le stigmate de la fleur femelle comme chez le lagarosiphon (fleur mâle épi-hydrophile) ou *via* la libération du pollen chez les élodées (pollen épi-hydrophyle) (Tanaka *et al.*, 2004).

Aussi la reproduction s'effectue principalement par multiplication végétative, à partir de fragments de tiges (Hudin *et al.*, 2010). La faible variabilité génétique dans les aires d'introduction démontre cette reproduction clonale (Di Nino *et al.*, 2007 ; Lambertini *et al.*, 2010).

L'absence de lignification des plantes rend les tiges plus cassantes (Barrat-Segretain, 1996). La fragmentation peut-être le résultat de chocs divers ou d'une variation de la vitesse du courant par exemple lors des inondations (Roberts *et al.*, 1999). Les étapes de cette séparation sont illustrées en [Figure 28](#) avec l'égérie dense. Les individus seront viables si la cassure s'effectue au niveau du collet (jonction entre la tige et les racines) ou si la tige comporte au moins un double nœud (Getsinger & Dillon, 1984).



Figure 28 : Étapes de la fragmentation d'un individu d'égérie dense

(d'après Haramoto & Ikusima, 1988)

Le broutage des macrophytes par les canards ou les organismes macroinvertébrés tels les écrevisses, génère également des boutures (Pieczyńska, 2003 ; Lodge 1991 *in* Boiché *et al.*, 2010).

La fragmentation peut également être favorisée par les activités anthropiques avec les hélices des bateaux ou les ouvertures des barrages hydroélectriques (Riis & Sand-Jensen, 2006).

Les propagules ainsi produites peuvent alors être transportées par le courant ou par les oiseaux d'eau tels que canards colverts, hérons, foulques ou grèbes (Barrat-Segretain, 1996 ; GIS, 1997). Pour les deux dernières espèces, le transport des tiges a été illustré par leur incorporation dans les nids (Dutartre *et al.*, 1997). Cependant, les inondations restent le principal facteur responsable de la production et de la dispersion des boutures (Barrat-Segretain & Elger, 2004).

Les propagules présentent deux types de stratégies: la régénération et la colonisation. La régénération est la capacité à former un nouvel individu (développement de bourgeons et ramifications sans forcément apparition de racines) à partir du fragment de tiges. La colonisation est au contraire la capacité des fragments à s'établir dans les sédiments (Barrat-Segretain *et al.*, 1998 ; Barrat-Segretain & Bornette, 2000 ; Barrat-Segretain *et al.*, 2002). Les espèces invasives semblent favoriser la première stratégie pour s'établir rapidement dans un nouvel habitat. Par exemple, l'élodée du Canada s'établit plus rapidement que les autres espèces mais son taux de régénération intermédiaire (Barrat-Segretain *et al.*, 1998) lui permet également de survivre si les conditions environnementales ne lui sont pas totalement favorables.

La survie des boutures est rendue possible grâce à leurs possibilités d'absorption foliaire des nutriments (Bristow & Whitcombe, 1971). Mais des paramètres physiques peuvent également faciliter l'installation de ces propagules. Par exemple, les débris végétaux présents dans les milieux aquatiques ou les appareils végétatifs flottants peuvent retenir les propagules dérivantes et ainsi favoriser leur ancrage (Barrat-Segretain, 1996). De même, d'après la théorie de Davis, la fluctuation saisonnière des nutriments rend l'habitat plus favorable aux élodées (Thiébaud, 2005).

Une caractéristique facilitant un peu plus la survie et la dispersion des élodées est la production de turions, organes souterrains permettant notamment de passer la saison hivernale (Kunii, 1981 ; Barrat-Segretain, 1996).

C - I.5. Habitats et distribution

Les espèces étudiées sont euryèces, c'est-à-dire capables de coloniser une grande diversité d'habitats : cela est illustré par leur répartition sur l'ensemble du territoire français et par leur distribution mondiale (Erreur ! Source du renvoi introuvable. et Annexe 3).

Tableau 9 : Quelques articles faisant référence à la distribution géographique des espèces

	<i>Elodea</i> sp.	<i>Egeria densa</i>	<i>Lagarosiphon major</i>
France	Thiébaud <i>et al.</i> , 1997	Dutartre <i>et al.</i> , 1997	Dutartre, 1979 ; Dutartre <i>et al.</i> , 1997
Europe	Simpson, 1984 ; James <i>et al.</i> , 2006	Cook & Urmi-König, 1984 ; James <i>et al.</i> , 2006	Caffrey <i>et al.</i> , 2011 ; James <i>et al.</i> , 2006
Asie	Kunii, 1984 ; Xie <i>et al.</i> , 2010	Haramoto & Ikusima, 1988	?
Océanie	Hofstra <i>et al.</i> , 1999	Roberts <i>et al.</i> , 1999 ; Lambertini <i>et al.</i> , 2010	Hofstra <i>et al.</i> , 1999 ; Lambertini <i>et al.</i> , 2010
Amérique du Nord	X	Cook & Urmi-König, 1984	?

C - I.5.1. Paramètres physiques

Le lagarosiphon et les élodées se développent généralement dans les milieux lenticques tels les étangs marais ou les cours d'eau à faible courant (GIS, 1997 ; Haury *et al.*, 2010). Ces espèces peuvent aussi être présentes de manière ponctuelle ou dispersée dans des cours d'eau aux écoulements nettement plus importants, en s'installant dans des micro-habitats protégés du courant : des développements notables peuvent alors se produire en saison estivale comme ce fut le cas dans le bief de Bergerac sur la Dordogne en 2003 à la suite de la canicule.

L'égérie dense est de plus capable de coloniser les cours d'eau à débit plus important, ayant toutefois une vitesse inférieure à 10 cm/s (Gantes & Caro, 2001 ; Hudin *et al.*, 2010). Cette propriété pourrait lui être conférée grâce à son système racinaire dense.

L'accessibilité à la lumière, la température et la pression hydrostatique déterminent la distribution verticale des espèces avec la profondeur. L'égérie pouvant supporter les faibles luminosités (Barko & Smart, 1981), elle peut davantage se développer dans des milieux turbides ou s'installer en profondeur. En Colombie, dans un réservoir avec une eau bien transparente, elle a été retrouvée à une profondeur de 7 m (Carillo *et al.*, 2006). Cependant, son taux de croissance journalier y est plus faible et cela est notamment dû à des températures plus fraîches (Barko & Smart, 1981 ; Carillo *et al.*, 2006).

Le lagarosiphon a également été retrouvé à cette même profondeur en Nouvelle-Zélande et dans le lac de Cazaux-Sanguinet en Aquitaine. Il s'agirait d'une valeur seuil car même si les conditions d'éclairement sont favorables à son établissement il ne produira pas de racines à cause de la pression hydrostatique (Coffey & Chu Kar Wah, 1988).

Les élodées sont également capables de croître sous de faibles densités lumineuses dues à l'ombrage de la ripisylve ou à l'importante densité des herbiers monospécifiques (Barko & Smart, 1981 ; GIS, 1997).

La tolérance d'une large gamme de luminosité peut venir de la régulation du taux photosynthétique saturant en fonction de la luminosité du milieu. Cela a été montré avec le lagarosiphon (Hussner *et al.*, 2011). Cependant l'éclairement saturant est plus élevé pour les élodées (3 000 ft-c) que pour l'égérie et le lagarosiphon (1 000 ft-c), suggérant une plus grande tolérance aux milieux éclairés (DeGroot & Kennedy, 1977). Leurs biomasses seront maximales aux éclairages élevés (Barko & Smart, 1981 ; Riis *et al.*, 2012).

Le facteur déterminant à l'établissement des jeunes boutures reste la température plutôt que la luminosité. En effet, ce paramètre détermine la vitesse des réactions enzymatiques et par conséquent, le développement de la jeune plante. Ainsi, par rapport à l'égérie, le lagarosiphon et les élodées préféreront les eaux fraîches (Riis *et al.*, 2012). Mais dans ce cas encore, des adaptations physiologiques aux températures du milieu ont été mises en évidence pour l'égérie dense (Barko & Smart, 1981).

Le substrat n'est apparemment pas un facteur déterminant pour l'installation des boutures car elles absorbent davantage les minéraux dissous dans l'eau (Bristow & Whitcombe, 1971 ; Carillo *et al.*, 2006). Cependant, il assure un rôle mécanique d'ancrage : l'égérie dense et le grand lagarosiphon vont préférer les substrats vaseux alors que les élodées avec un système racinaire superficiel se développent sur des substrats fins tels les vases, les sables mais également sur des supports plus grossiers tels les graviers (GIS, 1997 ; Kuhar *et al.*, 2010).

C - I.5.2. Paramètres chimiques

Les espèces examinées ici supportent une grande variété de qualité d'eau et de teneurs en nutriments (GIS, 1997). Les élodées possèdent la plus grande gamme d'habitats en se développant aussi bien dans les eaux tourbeuses que calcaires montrant leur grande tolérance aux variations de pH (Thiébaud *et al.*, 1997 ; Thiébaud, 2005). Ces espèces ont la capacité d'absorber aussi bien les minéraux contenus dans la colonne d'eau que dans les eaux interstitielles des sédiments (Ratray *et al.*, 1991 ; Ozimek *et al.*, 1993 ; Feijóo *et al.*, 2002), preuve d'un usage flexible et très adaptatif des ressources (Thiébaud, 2007). Un autre exemple d'adaptabilité est la possibilité d'utiliser les ions hydrogénocarbonates (HCO_3^-) comme source de carbone pour la synthèse des glucides lors de la photosynthèse à la place du dioxyde de carbone (CO_2) quand celui-ci est en faible concentration dans le milieu (Cavalli *et al.*, 2012).

Les deux éléments chimiques indispensables au développement des macrophytes sont le phosphore et l'azote. Ils sont principalement absorbés à partir de la colonne d'eau où ils se trouvent dissous (Feijoó *et al.*, 2002). Le phosphore est présent sous forme d'orthophosphates libres (H_2PO_4^- et HPO_4^{2-}) (Thiébaud *et al.*, 1997) et l'azote sous forme d'ammonium (NH_4^+) et de nitrate (NO_3^-). Pour ce dernier, les ions NH_4^+ sont plus assimilables pour l'égérie dense et les élodées que les ions NO_3^- (Reddy *et al.*, 1987 ; Ozimek *et al.*, 1993 ; Feijoó *et al.*, 2002). L'absorption du phosphore est plus importante que l'azote. Bien que les concentrations en ammonium influencent directement la biomasse de l'égérie, l'absorption du phosphore reste plus importante, témoignant d'un mécanisme d'absorption plus efficace (Feijoó *et al.*, 1996 ; 2002). Si cet élément se fait rare dans le milieu, il peut être stocké dans les racines des égières et des élodées, (Van Donk & Gulati, 1995 ; Mazzeo *et al.*, 2003). La fluctuation spatiale et temporelle de cet élément favorise de plus l'expansion des espèces invasives : C'est la théorie de Davis (2000). Elle a été vérifiée avec les élodées (Thiébaud, 2005).

C - II. Impacts des Hydrocharitacées invasives

C - II.1. Propriétés invasives

Les espèces présentées possèdent des caractéristiques qui leur confèrent des avantages compétitifs par rapport à la plupart des espèces indigènes immergées. Elles possèdent en effet des caractéristiques des espèces compétitives définies par Grime (2001) : **taux de croissance rapide** à l'échelle individuelle et populationnelle *via* l'absence de dormance puis la formation d'herbiers monospécifiques denses, un **moyen de dispersion efficace** *via* la fragmentation et les capacités de régénération et colonisation, un **usage flexible des ressources environnementales**, une **distribution large** par la colonisation d'une grande diversité d'habitats et une forte **plasticité phénotypique**. Cette compétitivité peut être renforcée par l'**absence de prédateurs** (Dutartre *et al.*, 1997 ; Sutherland, 2004 ; ISSG, 2008).

C - II.1.1. Absence de prédateurs

L'absence d'ennemis naturels peut être expliquée par plusieurs hypothèses :

1° par la barrière comportementale, les herbivores auront tendance à éviter les nouvelles plantes introduites dans leur écosystème (« Behavioural Constraint Hypothesis ») ou alors 2° les nouvelles plantes produisent des substances de défense plus toxiques pour les herbivores (« Novel Defense Hypothesis ») (Lankau *et al.*, 2004).

Il en résulte une diminution de la pression d'herbivorie pour les plantes exotiques dans leur nouvelle aire d'introduction comparée aux plantes indigènes, ce qui a pour conséquence une augmentation de leurs possibilités d'expansion. Il s'agit de l'hypothèse ERH (« Enemy Release Hypothesis ») (Keane & Crawley 2002). Conjointement à cette hypothèse, l'hypothèse EICA (« Evolution of Increased Competitive Ability hypothesis ») suppose qu'à l'échelle individuelle, les plantes invasives alloueront davantage d'énergie à la croissance et seront plus vigoureuses (Blossey & Notzold, 1995).

L'absence de traces d'herbivorie sur les populations introduites d'élodées de Nuttall comparées aux populations indigènes a illustré à la fois l'hypothèse de l'évitement comportemental (« Behavioural Constraint Hypothesis ») et celle de l'ERH (Thiébaud & Di Nino, 2009). De plus, l'hypothèse EICA a été vérifiée avec les travaux de Thiébaud et Di Nino en 2009 qui ont montré que la vigueur des populations européennes est plus importante que celle des populations d'Amérique du Nord : les longueurs des feuilles, des tiges, des entrenœuds entre autres sont toujours plus grandes pour la population européenne (Thiébaud & Di Nino,

2009). Cela semble également se confirmer avec les biomasses des égléries denses indigènes en Amérique du Sud, plus faibles que celles d'égléries exotiques provenant d'Australie : elle est comprise entre 180 et 3 000 g MS/m² pour les populations introduites australiennes et comprises entre 83 et 1 155 g MS/m² pour les populations indigènes du Chili (Yarrow *et al.*, 2009).

Cependant l'hypothèse ERH ne s'appliquerait qu'aux invasions récentes. La prédation des élodées en est un exemple. Dans l'article de Boiché et collaborateurs de 2010, l'élodée de Nuttall, introduite 100 ans après l'élodée du Canada, est davantage consommée en été que cette dernière par un amphipode omnivore (herbivore broyeur), *Gammarus roeseli*. Cette observation a été reliée à une production plus importante de matières sèches pour l'élodée du Canada, attribuée à une production de substances de défense, semblant correspondre à des adaptations de l'espèce aux conditions écologiques européennes (Boiché *et al.*, 2011). Cela illustre la co-évolution avec les prédateurs natifs (Boiché *et al.*, 2010). Ce résultat a également été retrouvé avec un mollusque brouteur *Lymnea stagnalis* (Boiché *et al.*, 2011).

La deuxième hypothèse de la production de substances toxiques de défense a été prouvée chez *Elodea Nuttalli* et des larves d'un papillon aquatique *Acentria ephemerella* (Lepidoptères, Pyralidés) : le taux de mortalité des larves nourries uniquement avec l'élodée se situe entre 90 et 100 %. Les substances impliquées sont des flavonoïdes (Erhard *et al.*, 2007). Elles pourraient également être impliquées chez *Elodea canadensis* dont la consommation engendre 50 % de mortalité chez les larves (Gross *et al.*, 2001) et ce résultat de mortalité réduite rejoint l'hypothèse de co-évolution déjà signalée.

De plus, leur capacité d'accumulation des métaux lourds ne diminue pas leur taux de consommation par les prédateurs généralistes. Par exemple, bien qu'accumulant les métaux lourds, le taux de consommation des élodées par les gammarus (*Gammarus roeseli*) reste du même ordre (Thiébaud *et al.*, 2010).

C - II.1.2. Développement rapide et compétitivité

Les critères d'invasibilité dépendent des propriétés intrinsèques à la plante mais surtout de l'interaction avec les autres plantes. Cette interaction est généralement de l'ordre de la compétition pour la ressource alimentaire comme l'accès aux nutriments, à la lumière ou au carbone inorganique (James *et al.*, 1999 ; Stiers *et al.*, 2011).

Le caractère invasif des Hydrocharitacées examinées ici provient de leurs propriétés intrinsèques. Alors que la plupart des espèces sont dormantes en hiver, les Hydrocharitacées restent sous forme végétative et continuent d'accumuler l'énergie nécessaire à la repousse printanière. Cela leur permet un développement précoce par rapport aux espèces indigènes. Par exemple, l'élodée du Canada est observable dans certains milieux aquatiques avant *Ceratophyllum demersum*, *Trapa natans*, *Nelumbo nucifera* et *Myriophyllum spicatum* (Kunii, 1984).

Elles possèdent de plus une vitesse de développement supérieure à celle des plantes indigènes : le grand lagarosiphon par exemple possède un taux de croissance relatif 3 fois plus élevé que celui du cératophylle (0.17–0.21 .semaine⁻¹ vs 0.04–0.07 .semaine⁻¹) (Stiers *et al.*, 2011).

Par conséquent, les herbiers denses de ces espèces pourront commencer à se former et diminuer ainsi l'accessibilité à la lumière pour les espèces indigènes avant même que ces dernières n'aient débuté leur croissance (Barko & Smart, 1981 ; Hofstra *et al.*, 1999).

L'important taux de croissance peut provenir d'une photosynthèse efficace, réalisée au niveau de la tige et des feuilles (Haramoto & Ikusima, 1988), couplée à de fortes capacités à absorber les nutriments

contenus aussi bien dans les sédiments que ceux dissous dans l'eau, avec une absorption préférentielle de ces derniers (Ozimek *et al.*, 1993 ; Feijoó *et al.*, 2002). Par exemple, l'élodée du Canada possède des enzymes qui lui permettent d'optimiser le rendement photosynthétique (Hough 1979). Les élodées sont capables d'absorber 75 à 90 % de l'azote présent dans la colonne d'eau en deux semaines (Ozimek *et al.*, 1993).

La capacité à former des herbiers denses est facilitée par la libération dans le milieu de molécules à effet allélopathique, les alcaloïdes, qui affectent la croissance des algues épiphytes et des cyanobactéries, dont le développement pourrait limiter l'accès à la lumière pour les plantes (Erhard & Gross, 2006 ; HongQiang *et al.*, 2010). De plus, l'importante production photosynthétique de ces herbiers engendre des conditions apparemment stressantes pour les plantes voisines par libération d'oxygène, augmentation du pH et diminution de la concentration en dioxyde de carbone (James *et al.*, 1999).

L'absence de prédateurs spécialistes dans la zone d'introduction peut également expliquer cette compétitivité par allocation de l'énergie à la croissance plutôt qu'à la production de substances de défenses (hypothèse EICA) (Blossey & Notzold, 1995).

C - II.1.3. Plasticité phénotypique

La plasticité phénotypique reflète la diversité des phénotypes ou types morphologiques observables, exprimés à partir d'un même génome. Elle est le reflet de l'efficacité de l'adaptation des organismes à leur environnement, c'est-à-dire l'optimisation de leur développement *via* des modifications morphologiques, physiologiques en réponse à un environnement changeant (Sultan, 2000).

L'élodée de Nuttall a montré des morphologies différentes ou plasticité morphologique le long d'un gradient trophique : dans un milieu oligotrophe, les plantes présentent des feuilles plus longues, plus fines et les entrenœuds de la tige sont plus courts que les plantes développées en milieu mésotrophes (Di Nino *et al.*, 2007). La diversité génétique très faible entre les deux populations (de 99,80 %) montre que la différenciation morphologique ne semble pas liée à des modifications du génome (définition d'un écotype, qui montre une différenciation du génome selon l'environnement). L'optimisation de l'acquisition des ressources *via* les adaptations morphologiques de la plante a été vérifiée (« Foraging Concept ») (Di Nino *et al.*, 2007). Un résultat similaire a été montré pour le grand lagarosiphon et l'élodée du Canada en Nouvelle Zélande, dont le diamètre des tiges et la largeur des feuilles diminuent avec de faibles concentrations de l'azote et de phosphore (Riis *et al.*, 2010).

Toujours suivant ce concept, les plantes des milieux profonds seront plus grandes et moins ramifiées pour optimiser la capture de la lumière (Riis *et al.*, 2012). Cette plasticité phénotypique est induite par de faibles températures et radiations lumineuses (Barko & Smart, 1981).

Ainsi la plasticité phénotypique permet l'adaptation des plantes aux conditions locales.

C - II.1.4. Tolérance au stress et à la perturbation

D'après les définitions de Grime, la plante est en situation de stress ou contrainte lorsque la production de matière sèche est ralentie. Quand elle subit une perturbation, il y a une destruction de biomasse (Grime, 2001). Stress et perturbation sont des éléments qui peuvent modifier les capacités d'invasibilité des milieux par les plantes. Les conditions stressantes peuvent être la faible disponibilité en ressources, la présence de toxines, de fortes radiations lumineuses ou des températures extrêmes qui limitent le métabolisme et l'acquisition des ressources (Thiébaud, 2007).

Les perturbations sont constituées par exemple par des changements brutaux de régime hydrologique comme les crues, des modifications de la pression d'herbivorie ou des interventions anthropiques comme faucardage ou moisson des herbiers.

En conditions stressantes (telles que faibles concentrations en CO₂ caractérisant les milieux lenticques, hautes températures et longues photopériodes), les Hydrocharitacées ont montré de fortes adaptations physiologiques qui leur permettent d'occuper ces habitats. L'égérie dense possède en effet les enzymes caractéristiques du métabolisme en C4 (sans la structure cellulaire du mésophylle spécifique dite de Kranz qui peut être induit par les radiations ultraviolettes (Browse *et al.*, 1980 ; Casati *et al.*, 2000 ; Bowes *et al.*, 2002 ; Casati *et al.*, 2002). En condition de faibles concentrations en CO₂ dissous, un autre mécanisme permet de maintenir la croissance des plantes : il s'agit de l'utilisation des ions HCO₃⁻ comme source de carbone pour la photosynthèse. Cette capacité a été montrée chez l'égérie dense et le grand lagarosiphon où la production photosynthétique augmente avec l'alcalinité du milieu (Cavalli *et al.*, 2012)

Les deux mécanismes peuvent être liés car une enzyme de la photosynthèse en C4, la phosphoenolpyruvate carboxylase, responsable de la formation du malate par fixation du carbone, possède une forte affinité pour le HCO₃⁻ (Casati *et al.*, 2000).

Ces deux capacités ont également été retrouvées pour l'élodée du Canada (DeGroote & Kennedy, 1977 ; Madsen *et al.*, 1996 ; Van Ginkel *et al.*, 2000).

Les Hydrocharitacées ont la capacité de survivre dans des milieux pollués par les métaux lourds malgré la toxicité de ces contaminants sur la plante (diminution des pigments photosynthétiques et de la teneur en protéines, destruction des protoplastes, sénescence, inhibition des divisions cellulaires) (Malec *et al.*, 2009 ; Thiébaud *et al.*, 2010).

L'égérie dense arrive à se développer même en présence de cadmium *via* un système d'emprisonnement du métal grâce à des peptides chélateurs (Malec *et al.*, 2009). Les élodées réussissent à survivre dans une eau contenant plusieurs métaux lourds : les concentrations en fer, nickel, zinc et manganèse dans les tissus sont plus importantes que celles en cadmium, chrome, cuivre et plomb (Thiébaud *et al.*, 2010). Cette tolérance aux métaux lourds pourrait être liée à la capacité de les stocker dans différentes parties de la plante (Kähkönen *et al.*, 1997). De plus, la capacité d'absorption dépend des caractéristiques des sites étudiés (Thiébaud *et al.*, 2010).

En revanche, les fortes radiations lumineuses sont défavorables aux élodées et aux égéries, montrant leur incapacité d'adaptation à ces conditions (Hussner *et al.*, 2010).

En conditions de perturbations engendrées par des inondations ou les interventions anthropiques, la fragmentation des tiges permet à ces espèces de s'installer dans des milieux plus favorables (Barrat-Segretain *et al.*, 1998). Ce phénomène a été observé chez l'élodée du Canada face à la prédation par les limnées (Pieczyńska, 2003). De même, à la suite de crues, la régénération est localement possible dans les secteurs antérieurement colonisés, comme l'installation plus en aval de nouvelles plantes à partir des propagules arrachées ou coupées.

Par exemple, le taux de survie d'un fragment apical 10 semaines après son détachement de la plante mère est de 90 % pour l'élodée du Canada et 70 % des tiges entières ont produit des bourgeons qui se sont détachés et ont donné de nouvelles plantes (Barrat-Segretain *et al.*, 1998). Cette stratégie est d'autant plus efficace que ces espèces peuvent coloniser une large gamme d'habitats.

Pour ces espèces enracinées, l'herbivorie ou la coupe des plantes favorisent la densification des herbiers en stimulant le développement de ramifications. Cela a été montré pour l'élodée du Canada en présence de limnées (Pieczyńska, 2003) et pour l'égérie et les élodées soumises à des coupes (Nagasaka *et al.*, 2002 ; Yarrow *et al.*, 2009).

La résistance au stress et à la perturbation est un élément clé à l'installation et l'expansion des plantes invasives.

C - II.2. Impacts environnementaux et économiques

C - II.2.1. Conséquences sur l'écosystème

Diverses plantes aquatiques sont susceptibles de modifier le fonctionnement des écosystèmes aquatiques en régulant notamment certains cycles biogéochimiques (Carpenter & Lodge, 1986). C'est la raison pour laquelle ces plantes sont qualifiées d'« espèces ingénieures » (Jones *et al.*, 1994).

D'un point de vue physique, les herbiers denses de ces espèces d'Hydrocharitacées diminuent la vitesse d'écoulement des eaux (Haury *et al.*, 1993) par la résistance des plantes au courant (Barrat-Segretain *et al.*, 2002 ; Plew *et al.*, 2008). D'un point de vue chimique, un gradient d'oxygène se met en place et plus particulièrement au printemps quand la photosynthèse est maximale (Haury *et al.*, 1993 ; Ribaud *et al.*, 2014). L'oxygénation du milieu a particulièrement été montrée chez l'élodée du Canada dont la libération d'oxygène au niveau de leur racine provoque la précipitation du fer (Hupfer & Dollan, 2003).

En automne, au contraire, le milieu peut devenir anoxique (voir par exemple Ribaud *et al.*, 2014) dans des biotopes stagnants où la respiration des plantes devient largement prédominante sur la production photosynthétique d'oxygène.

Ce changement de la qualité chimique de l'eau modifie les interactions trophiques. En effet, le phytoplancton peut être exclu par compétition pour les nutriments ou par production de substances allélopathiques (Lombardo *et al.*, 2013).do *et al.*, 2014). Par conséquent, la composition de la communauté de zooplancton peut être fortement modifiée. Les herbiers offrent également un refuge à d'autres invertébrés tels que mollusques ou trichoptères, sources de nourriture pour différentes espèces de poissons, et également à diverses populations piscicoles qui peuvent y trouver abri, en particulier pour les stades jeunes des poissons (Mazzeo *et al.*, 2003 ; Bickel & Closs, 2008). Ces herbiers denses sans courant peuvent également faciliter la prolifération de moustiques (Haury *et al.*, 1993).

Les développements printaniers rapides des Hydrocharitacées leur offrent un avantage compétitif sur les espèces indigènes et leur permettent de former des herbiers denses excluant les espèces indigènes. Il en résulte une banalisation de la végétation (Peltre *et al.*, 2002 ; Caffrey *et al.*, 2011).

L'inhibition du développement des plantes indigènes peut les empêcher de réaliser la totalité de leur cycle de développement pouvant empêcher la production de graines. En lac, la diminution de la densité et de la richesse spécifique de la banque de graines intra-sédimentaire sous les herbiers d'Hydrocharitacées

participe alors au maintien de la banalisation de la végétation (de Winton & Clayton, 1996). De même, la canopée dense formée par les herbiers exotiques empêche la pénétration de la lumière et inhibe ainsi la germination potentielle des graines contenues dans les sédiments profonds. Sur le plus long terme, les graines présentes en surface des sédiments peuvent se retrouver en profondeur à cause de l'accélération de la sédimentation provoquée par l'installation des espèces invasives, réduisant ainsi leurs potentiels germinatifs et les possibilités de colonisation (Carpenter & Logde, 1986 ; Bonis & Lepart, 1994 ; de Winton & Clayton, 1996).

Dans des milieux connectés, la banque de graines peut être maintenue grâce à la pluie de graines provenant du tronçon amont (de Winton & Clayton, 1996).

C - II.2.2. Conséquences sur les activités anthropiques

D'un point de vue subjectif, la formation d'herbiers denses modifie l'esthétique du milieu en excluant l'effet de miroir du ciel de la surface des eaux. D'un point de vue objectif, elle a pour conséquence des altérations plus ou moins importantes de la navigation, des activités nautiques et de la pêche (Dutartre *et al.*, 1997 ; Newman, 2001 ; Caffrey *et al.*, 2011). Cette colonisation végétale peut également altérer la production électrique en obstruant les turbines dans les retenues (Barreto *et al.*, 2000 ; Borges Neto & Pitelli 2004 ; Yarrow *et al.*, 2009). Il en est de même pour les systèmes d'alimentation en eau d'irrigation par exemple (Roberts *et al.*, 1999).

C - II.3. Statut de ces espèces

Les espèces exotiques envahissantes n'ont pas la même importance en termes d'impacts sur le territoire colonisé. Aussi une classification en termes d'intensité de l'invasion a été mise en place pour établir des priorités d'intervention, assurer leur surveillance et éventuellement faciliter la mise en place d'une réglementation (Dortel *et al.*, 2013 ; Lacroix *et al.* 2007).

Trois statuts invasifs sont généralement définis : les invasives avérées, potentielles et à surveiller (Müller, 2004 ; Pyšek *et al.*, 2004). Les espèces invasives sont considérées comme avérées lorsqu'elles forment des herbiers denses qui portent atteinte à la biodiversité et aux activités économiques (Lacroix *et al.* 2007). L'égérie dense et l'élodée de Nuttall sont considérées comme des invasives avérées sur tout le territoire métropolitain. Pour le lagarosiphon, le statut qui lui est attribué dépend de la région. Il est classé comme une espèce émergente à surveiller en région Pays de Loire alors qu'il est défini comme une espèce invasive avérée en région Bretagne (Dortel *et al.*, 2013 ; Lacroix *et al.* 2007). L'élodée du Canada n'est à ce jour plus considérée comme une espèce invasive. En effet, après une phase d'expansion rapide pendant un siècle depuis son introduction, elle est aujourd'hui considérée comme naturalisée, intégrée aux communautés végétales locales (Haury *et al.*, 2010 ; Dortel *et al.*, 2013).

C -III. Gestion des Hydrocharitacées invasives

C - III.1. Méthodes préventives

C - III.1.1. Sensibilisation et formation

La sensibilisation du public aux impacts écologiques, économiques est primordiale pour éviter tout nouveau rejet d'aquarium dans la nature (Yarrow *et al.*, 2009). De même, la formation des gestionnaires des milieux naturels à la reconnaissance des espèces invasives permet une détection plus précoce des sites nouvellement envahis (Haury *et al.*, 2010) et donc de mettre précocement en place des interventions de régulation.

C - III.1.2. Suivi annuel

Afin d'évaluer l'expansion de ces espèces, il est indispensable de les observer dans les sites connus pour être colonisés mais également dans les zones connectées hydrologiquement à ces sites, vulnérables à l'arrivée de nouvelles propagules (Haury *et al.*, 2010).

La cartographie des zones colonisées est également un outil nécessaire pour avoir une représentation spatiale de la colonisation, en suivre l'évolution mais également localiser les zones à risque.

Pour compléter la cartographie, des relevés quantitatifs peuvent être réalisés à l'aide d'un râteau télescopique le long de transects sur différents tronçons. Cette méthode de suivi par point contact permet d'évaluer la fréquence et l'abondance des espèces présentes sur le cours d'eau. Elle consiste à plonger régulièrement le râteau télescopique jusqu'au contact des sédiments, effectuer une rotation de 360° et à y recenser les espèces accrochées. Les espèces prélevées sont identifiées et un indice d'abondance y est associé (Tableau 10 : Grille des correspondances pour les indices d'abondance).

Tableau 10 : Grille des correspondances pour les indices d'abondance

Indice	Description
1	Très rare : quelques fragments de tiges
2	Rare : fragments de tige fréquents ou rares pieds
3	Présente : Fragments répartis sur l'ensemble du râteau
4	Abondante : Plante abondante sur une partie du râteau
5	Très abondante : Plante présente en grande quantité sur tout le râteau

(d'après Dutartre *et al.*, 2011)

Des données physiques sont également relevées comme la profondeur d'eau, la nature du substrat, la vitesse du courant et la transparence de l'eau pour identifier les facteurs favorables à l'implantation des espèces exotiques invasives (Dutartre *et al.*, 2011 ; Bretz, 2013). Les transects font l'objet d'investigations successives au fil des années pour suivre l'évolution de la colonisation par ces espèces (Bretz, 2013).

Ce type de suivi est notamment réalisé pour l'égérie dense et les élodées sur la vallée du Thouet et prend plus particulièrement en compte l'influence des seuils de moulins sur la dynamique de colonisation (Dutartre *et al.*, 2011).

Une autre méthode, complémentaire à la précédente, peut être utilisée pour quantifier la biomasse des herbiers : il s'agit de réaliser des prélèvements de plantes dans des quadrats de superficie réduite (par exemple, 0,25 m² ou 1 m²). Ce protocole est notamment utilisé dans le suivi de la population des églés sur la commune de Fontenay-le-Comte pour déterminer l'effet d'interventions de régulation répétées sur les herbiers en place. Les relevés ont été effectués dans deux zones (subissant ou non un faucardage et une moisson) durant deux campagnes (avant et après intervention) (Astier, 2010 ; Haury *et al.*, 2011 ; Moyon, 2012 ; Diaz, 2013 ; Holland, 2014).

C - III.1.3. Facteurs abiotiques et biotiques limitants

Les Hydrocharitacées invasives et plus particulièrement les élodées se développent préférentiellement dans les milieux eutrophes. Leur expansion pourra être limitée en réduisant les flux de nutriments dans le cours d'eau. Il s'agira par exemple de maintenir ou de restaurer la ripisylve, de limiter les apports anthropiques du bassin versant ou de créer des zones tampons permettant de réduire les arrivées dans le milieu aquatique (Oraison *et al.*, 2011).

Toutefois, l'effet d'un seul facteur abiotique défavorable est rarement préjudiciable aux espèces invasives : leur régression serait plutôt liée à l'action combinée de plusieurs facteurs défavorables. Par exemple, un hiver froid couplé à de fortes crues, complété par un bloom de cyanobactéries a provoqué la disparition presque totale d'un vaste herbier d'églée dense dans une retenue du Morbihan (Dutartre *et al.*, 1999). Les températures froides ont été défavorables aux macrophytes, les crues ont provoqué des arrachages très importants des plantes, ce qui, par conséquent, a pu limiter l'effet antagoniste sur le phytoplancton (algues et cyanobactéries) *via* la compétition pour les nutriments et arrêter la production de substances allélopathiques par la plante (Lombardo *et al.*, 2013).

Si les conditions abiotiques sont favorables à l'installation d'une espèce exotique, sa persistance est le plus souvent régie par les interactions avec les autres espèces. Ainsi l'élodée du Canada est remplacée par l'élodée de Nuttall dans de nombreux sites depuis plusieurs années (Thiébaud *et al.*, 1997 ; Barrat-Segretain, 2001). Ce phénomène peut s'expliquer par différents facteurs : au stade bouture, les fragments de l'élodée de Nuttall ont une capacité de régénération plus importante que l'élodée du Canada (Barrat-Segretain *et al.*, 2002). Une fois ancrée, l'élodée du Canada possède un taux de croissance plus faible en présence d'autres congénères ou d'autres espèces par rapport à celui de l'élodée de Nuttall dans les mêmes conditions (Barrat-Segretain & Elger, 2004). La production de substances de défense contre les herbivores par l'élodée du Canada la rend moins compétitive face à l'élodée de Nuttall qui attribue principalement son énergie à la croissance (Boiché *et al.*, 2010). Une autre explication viendrait d'une plus grande tolérance de l'élodée de Nuttall à l'eutrophisation du milieu : elle supporte en effet mieux l'apport d'azote ammoniacal que sa congénère (Thiébaud *et al.*, 1997 ; Thiébaud, 2005).

Dans certains sites l'élodée du Canada et l'élodée de Nuttall peuvent être remplacées par le lagarosiphon (James *et al.*, 2006). Cette capacité ne serait pas stimulée par un enrichissement en phosphore ou en azote du milieu (James *et al.*, 2006) mais par une capacité du lagarosiphon à engendrer plus rapidement des conditions stressantes pour les autres plantes (augmentation du pH et faible concentration en CO₂) (James *et al.*, 1999).

La première étape est la cohabitation jusqu'à ce que des perturbations environnementales favorisent la plus compétitrice. Cette succession a été observée pour les élodées (Barrat-Segretain, 2005).

C -III.2. Techniques de gestion

Différentes techniques de gestion peuvent être utilisées : des arrachages manuels localisés, des interventions mécaniques par des bateaux faucardeur ou moissonneur, l'application d'herbicides (dans le respect de la réglementation en vigueur) ou le contrôle biologique par des prédateurs naturels.

Le choix de la méthode d'intervention dépend des caractéristiques du milieu, de l'espèce et de l'état de colonisation.

C - III.2.1. Arrachage manuel

En début d'implantation, un arrachage manuel peut-être envisagé sur une surface restreinte et peu profonde (Haury *et al.*, 2010) ou, pour sa sélectivité avec des personnels formés, dans des zones de protection prioritaires d'espèces patrimoniales (Di Nino *et al.*, 2005). Cette technique a d'ailleurs montré son efficacité sur l'élodée de Nuttall en réduisant dans un premier temps sa biomasse et diminuant son abondance après un second arrachage. Elle reste toutefois coûteuse (de l'ordre de 60€/m³) (Di Nino *et al.*, 2005) et doit être régulièrement renouvelée (Fournier & Zuazo, 2012).

C - III.2.2. Interventions mécaniques

Pour des secteurs de milieux aquatiques plus importants, une gestion mécanique par faucardage ou moisson peut être envisagée : la coupe des herbiers par les barres de coupes horizontales permet de limiter temporairement leur expansion. L'utilisation de bateau moissonneur sera préférée au bateau faucardeur car il limitera la propagation en aval des fragments formés en récupérant les boutures au fur et à mesure de leur coupe (Haury *et al.*, 2010 ; Annexe 4). Des précautions supplémentaires sont à prendre pour limiter l'échappement de propagules en aval ou en dehors de la zone d'intervention, comme par exemple la pause de filets de contention. Les plantes ainsi extraites devront ensuite être évacuées en dehors du site pour être recyclées. À la fin du chantier, les machines devront également être nettoyées pour éliminer les propagules qui pourraient y rester accrochées (Haury *et al.*, 2010).

Ce mode de gestion soulève également des problèmes aussi bien écologiques qu'économiques.

Il n'est en effet efficace que sur le court-terme (Figure 31) : la biomasse de la zone gérée est bien inférieure à celle de la zone témoin mais le retour à la valeur initiale de la biomasse autour de 750 g MS/m² 2 ans plus tard en augmente le coût. De plus, la coupe semble stimuler le développement des herbiers, en particulier pour des interventions durant la période de croissance (Yarrow *et al.*, 2009). Cette conséquence a été relevée en 2010 avec l'augmentation annuelle des volumes d'égérie extraits au mois de juillet depuis 2006 sur la commune de Fontenay-le-Comte (Astier, 2010). Cette augmentation de colonisation des herbiers entre 2010 et 2012 a également été relevée avec les études de 2011 puis 2012 (Haury *et al.*, 2011 ; Moyon, 2012) et cette tendance est illustrée en figure 30. Néanmoins, les variations interannuelles (par exemple des crues printanières importantes) peuvent modifier brutalement ces tendances (Diaz, 2013).

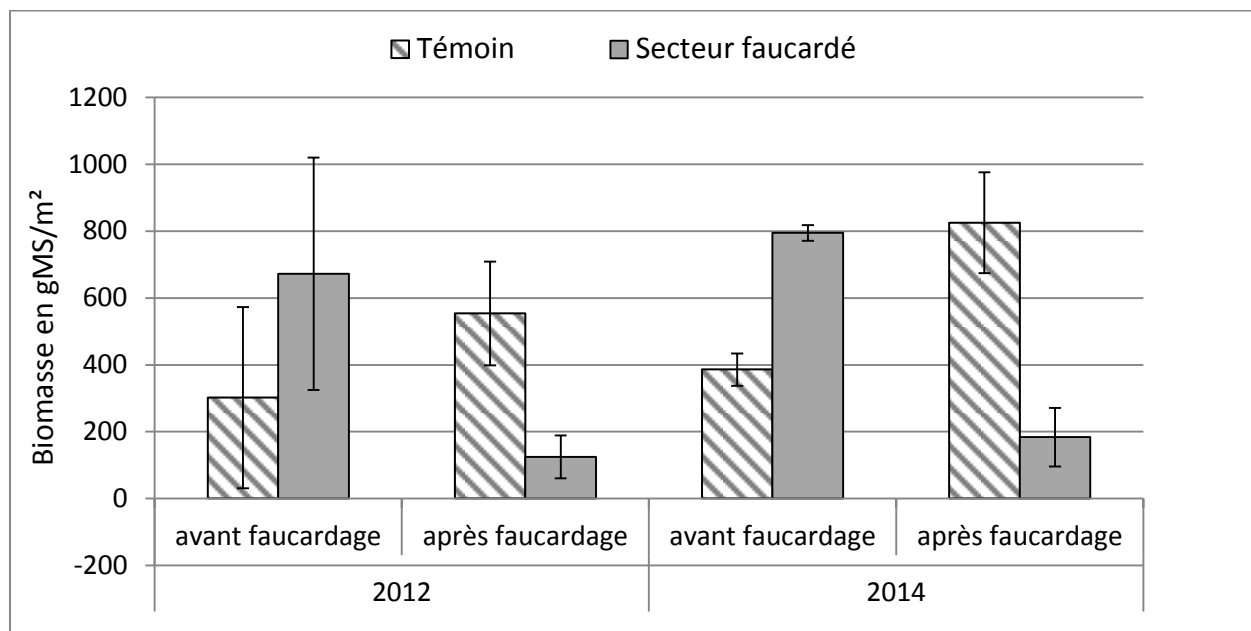


Figure 30: Évolution de la biomasse d'égérie dense gérée par fauchardage

(les barres d'erreur représentent les écart-types. Les données sont issues des rapports de F. Moyon, 2012, T. Holland, 2014 (comm. pers. Chesneau, 2015).

Par conséquent, pour limiter cette reprise de la végétation, il est possible de répéter l'opération plusieurs fois dans l'année (Müller, 2004 ; Haury *et al.*, 2010), de préférence avant la période de production maximale des biomasses, de manière à limiter les volumes extraits (Newman, 2001).

De plus, des espèces indigènes sont plus affectées par une coupe que les espèces invasives. Par exemple, le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*) est plus sensible à la coupe que l'élodée du Canada (Abernethy *et al.*, 1996). En revanche, cette coupe ne semble pas modifier la biodiversité des invertébrés et des populations piscicoles (Dutartre *et al.*, 2005 ; Bickel & Closs, 2009).

Cependant, la répétition annuelle de la gestion mécanique engendre des coûts importants pour les collectivités locales qui la financent. Le calcul de la contribution prend en compte différents paramètres tels que la superficie à entretenir, la durée d'intervention ainsi que les volumes de biomasse extraits (Fournier & Zuazo, 2012). Par exemple, en 2010, le coût d'extraction de l'égérie dense pour la commune de Fontenay-le-Comte était de 59 495€ (HT) avec un coût de 70 €/m³ et de 6 839 € (HT) /km (Astier, 2010).

Malgré tout, ce mode d'intervention reste l'unique possibilité actuelle pour éliminer rapidement des herbiers gênant les activités nautiques.

Pour des milieux stagnants dont les niveaux d'eau peuvent être gérés, la mise en assec peut être envisagée. Cette méthode est d'autant plus efficace si elle est suivie d'une période de gel atteignant les sédiments en profondeur (Haury *et al.*, 2010). L'assec de l'étang de Callac (Côtes d'Armor) a ainsi entraîné la disparition de l'égérie dense (Haury & Bouron, 2012). De même, cette espèce n'a pas survécu à une diminution du niveau d'eau couplée à de basses températures en Californie (Marer & Garvey 2001 in Yarrow *et al.*, 2009). Cependant, des précautions particulières sont à prendre pour permettre à la faune de s'échapper. (Haury *et al.*, 2010).

C - III.2.3. Application d'herbicides

N. B. : cette méthode de gestion n'est pas applicable en métropole car aucun herbicide n'est homologué pour une application en milieu aquatique. Elle est en revanche autorisée dans de nombreux Etats. Aussi nous avons choisi de conserver cette partie à titre indicatif, avec une typographie particulière pour bien indiquer son caractère particulier.

Cette méthode de lutte est réservée à des milieux stagnants de faibles surfaces tels les étangs (Caffrey *et al.*, 2011).

L'utilisation des produits phytosanitaires est réglementée par le chapitre III titre V du code rural et de la pêche maritime l'arrêté du 25 février 1975 (Haury *et al.*, 2010 ; Légifrance, 2015). En raison de la toxicité avérée de leur libération dans les écosystèmes et plus particulièrement les écosystèmes aquatiques, aucun herbicide n'est actuellement homologué pour les milieux aquatiques. (Haury *et al.*, 2010 ; FREDON, 2012).

Avant leur interdiction (e-phy, 2014), trois herbicides avaient été testés sur le lagarosiphon sur un étang landais. Il s'agissait de l'Aquaprop dont la substance active est le dichlobénil et de l'Aquathol et le Sonar P5, composés d'endothall et de fluridone (Dutartre & Oyarzabal, 1993). Le dichlobénil et l'endothall sont des inhibiteurs de la division cellulaire : le premier empêche la formation de la paroi végétale alors que le second est un inhibiteur de phosphatases, enzymes impliquées dans la division cellulaire (Cox, 1997 ; Tresch *et al.*, 2011). L'efficacité sur le long terme de l'herbicide a été montrée uniquement pour l'Aquathol. La reprise de la croissance de la plante après application du Sonar P5 traduit une potentielle résistance au produit (Dutartre & Oyarzabal, 1993). Ces résultats ont été retrouvés avec des expérimentations menées en Nouvelle Zélande : la sensibilité du lagarosiphon à l'endothall et résistance au dichlobénil (Hofstra & Clayton, 2001). Cette même étude a montré la résistance du lagarosiphon au triclopyr, substance imitant l'action de l'auxine et entraînant des déformations de la plante (Hofstra & Clayton, 2001). En revanche des expérimentations sur le lac irlandais du Lough Corrib ont montré sa sensibilité au dichlobénil (Caffrey *et al.*, 2011).

Concernant l'égérie, ces mêmes molécules n'avaient aucun effet sur l'égérie dense (Hofstra & Clayton, 2001).

Pour les élodées, l'atrazine est efficace qu'aux fortes expositions lumineuses (à cause de son action sur le photosystème) (Brain *et al.*, 2011).

Le développement des espèces indigènes (*Myriophyllum* sp. et *Potamogeton* sp.) est affectée par l'endothall, le triclopyr et le dichlobénil (Hofstra & Clayton, 2001).

Ces deux résultats montrent la difficulté d'une gestion par lutte chimique par des réponses différentes de la plante selon l'environnement, la région géographique d'une part puis selon le produit phytosanitaire appliqué d'autre part. De plus, cette gestion soulève surtout le problème de la résistance des plantes aux produits comme cela a pu être montré avec le fluridone pour une autre Hydrocharitacées invasive en Amérique du Nord et en Nouvelle Zélande, *Hydrilla verticillata* (Michel *et al.*, 2004). Une autre piste pour la gestion serait de coupler plusieurs moyens de lutte afin de limiter la reprise du développement des espèces invasives. L'action combinée d'un herbicide et d'un pathogène fongique ont montré que l'application du premier améliorerait l'action du second (Borges Neto & Pitelli 2004).

C - III.2.4. Contrôle biologique

Les techniques manuelles, mécaniques, voire même chimiques dans les pays où elles sont encore autorisées, agissent sur le court-terme et doivent être répétées chaque année pour limiter l'expansion des herbiers (Cuda *et al.*, 2008 ; Caffrey *et al.*, 2011).

En revanche, la mise en œuvre d'un contrôle biologique fondée sur l'interaction plante-prédateur, et selon l'hypothèse ERH, peut permettre une action sur le plus long terme.

Elle ne va pas éliminer totalement la plante mais elle peut la réguler de manière à réduire son importance dans les milieux et donc ses capacités d'espèce ingénieure et contribuer ainsi à retrouver un meilleur équilibre de l'écosystème en modifiant la dominance des espèces (Barrat-Segretain & Lemoine, 2007).

Les consommateurs / prédateurs potentiels des Hydrocharitacées dépendent de l'aire géographique : ils sont davantage spécifiques dans l'aire d'origine que dans l'aire d'introduction, lorsqu'ils existent dans cette dernière.

Aussi le contrôle biologique commence souvent par la recherche dans les aires d'origine des plantes, suivie d'expérimentations avec des herbivores spécialistes identifiés dans la région d'origine.

Parmi la gamme de prédateurs, des insectes diptères du genre *Hydrellia* (famille des Ephydriidées) semblent actuellement montrer la meilleure efficacité pour le contrôle biologique. Ils ont été identifiés sur différentes espèces d'Hydrocharitacées sur différents continents, ce qui semble correspondre à des mécanismes de co-évolution (Baars *et al.*, 2010). Des expérimentations sur l'égérie ont montré que des femelles de l'espèce d'*Hydrellia* testée en Amérique du Sud pondaient préférentiellement sur cette espèce quand elles avaient plusieurs choix de plantes hôtes possibles. De plus les adultes étaient matures plus tôt sur égérie que sur les autres espèces (Cabrera Walsh *et al.*, 2012).

Dans des expérimentations en Afrique du Sud, *Hydrellia lagarosiphon* a montré des effets similaires sur le lagarosiphon (Baars *et al.*, 2010 ; Mangan & Baars, 2013).

Ces insectes ont des larves mineuses (Figure 29). La femelle pond un ou plusieurs œufs à la surface des feuilles et les larves vont tout d'abord se diriger vers les jeunes feuilles apicales pour se nourrir en intégralité du tissu mésophylle photosynthétique avant de descendre vers les feuilles plus âgées. Le tissu épidermique reste intact, ce qui donne une allure transparente à la feuille (Baars *et al.*, 2010 ; Mangan & Baars 2013). Cela a pour conséquence une diminution de la photosynthèse sans pour autant empêcher la poursuite de l'élongation de la plante (Baars *et al.*, 2010).

D'autres familles d'insectes issues de l'aire de répartition d'origine des Hydrocharitacées ont également été identifiées : les formes adultes de Curculionidés (Coléoptères) de deux genres de *Bagous* ont montré d'importants dégâts au niveau de l'apex de la tige, provoquant l'arrêt de la croissance de la plante (Baars *et al.*, 2010). Les chenilles aquatiques de Crambidés (Lépidoptères) des genres *Synclita* et *Parapoynx* génèrent des dommages moins importants à la plante en se nourrissant des feuilles sur une zone restreinte de la tige du lagarosiphon (Baars *et al.*, 2010). Des effets de consommation de lagarosiphon par des larves de *Parapoynx* ont été observés en métropole, par exemple dans les lacs aquitains (Dutartre, 1979).

Cependant l'identification précise des espèces restent à réaliser et avant toute introduction, des expérimentations supplémentaires doivent être menées sur la gamme d'espèces hôtes afin de s'assurer que les plantes indigènes n'y figurent pas (Baars *et al.*, 2010).

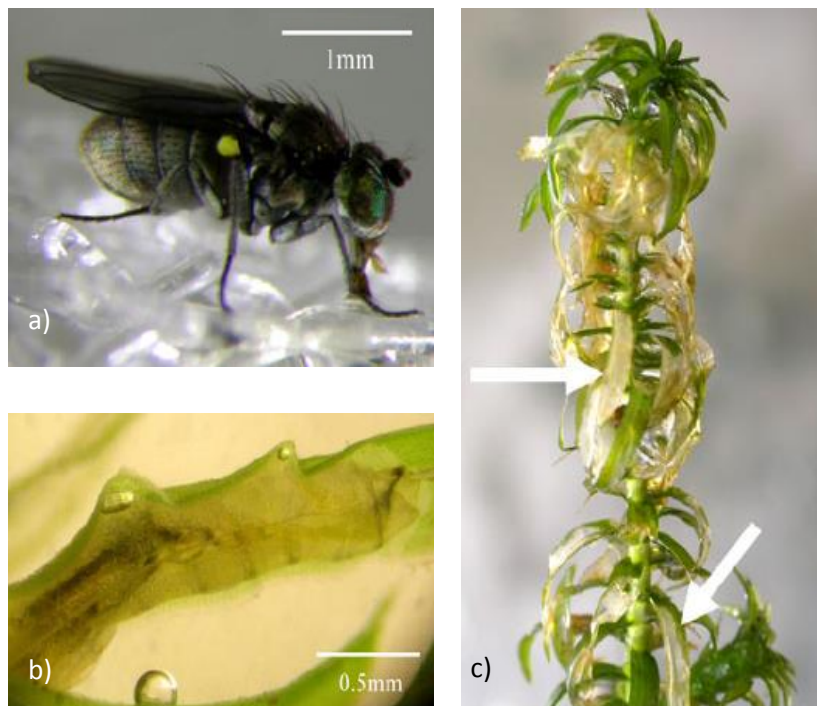


Figure 29 : Effets d'*Hydrellia* sur le grand lagorosiphon

légende : a) *Hydrellia* adulte ; b) larve se nourrissant du tissu foliaire ; c) dégâts sur la plante) (d'après Baars *et al.*, 2010)

Face au risque lié à toute introduction (voir l'exemple de la Coccinelle asiatique – Lombaert *et al.*, 2010), et avant d'introduire les insectes, il est de toute manière nécessaire de faire des expérimentations pour évaluer les facteurs favorables : les températures basses des régions tempérées réduisent la survie des œufs et des larves. De même, il est nécessaire d'identifier les relations trophiques comme les ressources alimentaires des adultes, nécessaires à l'ovogénèse ou encore les potentiels prédateurs ou parasitoïdes de ces Diptères (Mangan & Baars, 2013 ; Cabrera Walsh *et al.*, 2012).

Malheureusement, ces expérimentations sont souvent empêchées par manque de financement (voir dans Baars *et al.*, 2010).

Des expérimentations ont été conduites avec des poissons, notamment pour leur important taux de consommation des espèces et pour leur moindre coût (Bonar *et al.*, 1993 ; Lake *et al.*, 2002). Pour éviter toute catastrophe écologique due à l'introduction d'espèces piscicoles, il est fortement recommandé de conduire les expérimentations dans des milieux fermés et d'avoir des espèces stériles, comme par exemple pour les carpes asiatiques qui peuvent être rendues triploïdes, pour éviter leur reproduction en cas de libération accidentelle (Codhant & Dutartre , 1992).

Cependant ces herbivores généralistes ne consomment pas forcément de manière préférentielle les espèces exotiques invasives. L'utilisation en Nouvelle Zélande du rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) comme moyen de lutte biologique contre les Hydrocharitacées invasives a davantage favorisé les développements d'herbiers monospécifiques *via* la consommation préférentielle des espèces indigènes comme *Nitella ssp.* et *Potamogeton* (Lake *et al.*, 2002). Cet effet indésirable soulève l'intérêt d'établir un bilan de la biologie du poisson et de la biodiversité du site-cible avant toute introduction pour évaluer les potentiels impacts (Codhant & Dutartre, 1992).

La carpe asiatique (*Ctenopharygodon idella*) a montré de meilleurs résultats. En effet, les poissons à taille adulte limitent voire éradiquent les populations d'égérie dense et favorisent l'expansion de la végétation indigène dans certains des sites ayant fait l'objet d'introductions (Tanner *et al.*, 1990 ; Bonar *et al.*, 1993).

L'introduction de nouvelles espèces pour du contrôle biologique fait appel au principe de précaution pour éviter toute catastrophe écologique. Par conséquent, la consommation des espèces invasives par les prédateurs généralistes de l'aire d'introduction a également été expérimentée. Les candidats identifiés sont un gastéropode brouteur, la grande limnée (*Lymnea stagnalis*) et un amphipode broyeur, le gammare de Roesel (*Gammarus roeseli*).

Les expérimentations menées sur les élodées et l'égérie ont montré une consommation différente selon la nature de l'organe et la saison pour chaque espèce.

Les limnées consomment préférentiellement les apex de l'égérie (Mie, 2014) alors que les gammares consomment de manière indifférenciées l'apex ou la tige (Boiché *et al.*, 2010).

Les gammares ont montré des taux de consommation des élodées plus important en automne. Ceci est probablement dû à la baisse de production des molécules de défense et aux dépôts d'algues épiphytes ou des micro-organismes décomposeurs qui ont rendu la plante plus appétente (Boiché *et al.*, 2010). Les limnées consomment l'égérie au printemps, lorsqu'elle est en phase de croissance (Mie, 2014).

Les paramètres environnementaux, et en particulier la qualité de l'eau, ne semblent pas avoir d'impact significatif sur la pression d'herbivorie (Thiébaud *et al.*, 2010). En revanche, les propriétés intrinsèques telle la morphologie foliaire ont davantage d'influence : par exemple, les élodées de Nuttall du Rhône aux feuilles plus larges, plus adaptées à la taille des mollusques sont plus consommées par les limnées que celles du Rhin (Di Nino *et al.*, 2007).

Malgré leur activité notable de consommation des plantes, ces deux herbivores ne peuvent être utilisés en lutte biologique : d'une part, pour le risque d'une consommation préférentielle des espèces indigènes (hypothèse de la contrainte comportementale), le taux de consommation est de 45,7 mg/g d'herbivore par jour pour l'élodée de Nuttall et de 25,6 mg/g pour l'élodée du Canada alors qu'il est de 130 mg/g pour la Sagittaire (*Sagittaria sagittifolia*) (Barrat-Segretain & Lemoine, 2007) ; d'autre part, pour la stimulation de la fragmentation par la consommation préférentielle des apex des tiges par les limnées (Pieczyńska, 2003 ; Boiché *et al.*, 2010 ; Mie, 2014).

Pour ce qui concerne les insectes, seule l'espèce *Parapoynx stratiotata* (famille des Crambides) a montré une consommation des élodées en Grande Bretagne. Cependant, cette espèce consommant une large gamme de plantes hôtes, son utilisation en lutte biologique ne peut être retenue (Baars *et al.*, 2010)

Un dernier moyen de lutte prometteur est le recours à un pathogène fongique. La souche *Fusarium graminearum* Schw a été testée pour sa forte pathogénicité et sa facilité de manipulation.

Après inoculation, l'égérie dense a progressivement développé des chloroses puis des nécroses jusqu'à désintégration complète des tissus (Barreto *et al.*, 2000).

Ces méthodes de gestion rencontrent de fortes contraintes de mise en œuvre, liées d'une part à la complexité des interrelations écologiques, des risques de dérive de consommation à d'autres espèces non ciblées et d'autre part aux coûts économiques de départ toujours très élevés et à la durée des expérimentations préalables

C - III.3. Perspectives d'évolution des herbiers

Un autre aspect d'approche de l'étude des invasions biologiques est « d'attendre et voir » l'évolution naturelle des populations (Di Nino *et al.*, 2005). L'intégration aux phytocénoses aquatiques des espèces peut amener à un nouvel équilibre : les espèces peuvent perdre leur caractère invasif ou même disparaître. Par exemple, après un pic de colonisation, l'élodée du Canada n'est plus considérée comme invasive dans les Nord-Est de la France (Thiébaud *et al.*, 1997). Intervenu après plusieurs décennies d'invasion, ce déclin progressif pourrait être le résultat de l'augmentation de la pression de prédation due à la co-évolution avec les prédateurs natifs (Boiché *et al.*, 2010). Une autre possibilité est que la faible diversité génétique rend les espèces plus vulnérables aux attaques fongiques (Nagasaka *et al.*, 2002).

Un important déclin de l'élodée de Nuttall a également été observé au Japon (Nagasaka *et al.*, 2002).

Ce phénomène de « Boom and bust » (« Pic et déclin ») pour les espèces invasives décrit par Williamson et Fitter en 1996 est principalement attribué à l'interaction avec les autres espèces (Williamson & Fitter, 1996b).

Le remplacement de l'élodée du Canada par l'élodée de Nuttall et l'égérie dense illustre bien ce phénomène (Thiébaud *et al.*, 1997 ; Barrat-Segretain, 2001 ; Hauray & Bouron, 2012). Compte-tenu des propriétés intrinsèques de chacune des espèces, la plus compétitrice remplacera celles en place. Il peut d'ailleurs s'agir d'une forme de facilitation : l'élodée du Canada est l'espèce pionnière qui prépare le milieu pour l'arrivée des suivantes, l'égérie dense ou l'élodée de Nuttall, potentiellement remplaçables par le lagarosiphon (James *et al.*, 1999 ; James *et al.*, 2006 ; Kuhar *et al.*, 2010).

Une autre Hydrocharitacée immergée, l'Hydrilla verticillée *Hydrilla verticillata* menace les écosystèmes européens (voir Annexe 2). Elle a en effet montré son caractère invasif en Amérique (Michel *et al.*, 2004 ; Umetsu *et al.*, 2012). Elle est déjà présente dans quelques pays européens, pas encore présente de manière permanente en métropole, mais n'est pas actuellement considérée comme potentiellement invasive (Brunel, 2009). Originaires d'Asie et d'Australie (Cook & Lüönd, 1982), elle est potentiellement plus compétitive que les autres Hydrocharitacées invasives. Les boutures ont montré des capacités de colonisation, régénération et un taux de croissance plus élevés que l'égérie dense (Umetsu *et al.*, 2012). Mises ensemble en culture avec ajout d'engrais, l'hydrilla produit une plus importante biomasse que l'égérie (Mony *et al.*, 2007). De plus, elle est plus tolérante à de fortes intensités lumineuses que les autres espèces et également capable de se développer dans des milieux plus profonds (Hofstra *et al.*, 1999). Cependant, introduite dans des herbiers d'élodée, lagarosiphon et d'égérie, elle ne s'y développe que faiblement et ne les domine pas (Hofstra *et al.*, 1999).

Elle est actuellement présente en Martinique mais elle n'a pas tendance à se propager sur l'île (Maddi, 2014).

Dans un contexte de changements globaux, l'eutrophisation des eaux favorise l'expansion des plantes invasives. Cependant, l'oxygénation qu'elles engendrent, leur tolérance aux métaux lourds et leur capacité d'absorption leur assurent un certain rôle épurateur (Thiébaud *et al.*, 1997 ; Hupfer & Dollan, 2003 ; Malec *et al.*, 2009). La diminution de la turbidité de l'eau par la sédimentation accélérée dans des herbiers denses d'égérie dense peut par exemple favoriser le retour du cornifle immergé (*Ceratophyllum demersum*) (Santos *et al.*, 2011). Mais cette phytoremédiation n'est que temporaire car en période de sénescence, les substances sont à nouveau libérées dans le milieu, d'où la nécessité de retirer les plantes (Thiébaud *et al.*, 1997). De plus, en automne, les herbiers relâchent davantage de CO₂ et du CH₄ pouvant contribuer au réchauffement climatique (Ribaudou *et al.*, 2014).

Le réchauffement climatique se traduit par une augmentation des radiations lumineuses qui pourrait au contraire, leur être défavorable (Hussner *et al.*, 2010).

C - Conclusion

La biologie et l'écologie des espèces d'Hydrocharitacées examinées ici leur confèrent selon les définitions de Grime (2001) des propriétés invasives : large gamme d'habitats, haute plasticité phénotypique, mode de reproduction efficace par fragmentation, absence de dormance, taux de croissance rapide, absence d'herbivore spécialiste. Leur résistance aux perturbations comme les inondations et aux conditions stressantes, les rend plus compétitives par rapport à de très nombreuses autres espèces végétales.

Parmi d'autres conséquences, cela leur permet la formation d'herbiers denses monospécifiques qui peuvent provoquer la régression ou la disparition de la flore indigène locale, des modifications quelquefois importantes des relations trophiques au sein des habitats colonisés et des perturbations des activités anthropiques déjà largement perçues par de nombreux usagers des milieux. Aussi, leur suivi et la mise en place de méthodes de gestion sont indispensables. Le travail en réseau permet d'associer les différents acteurs et de permettre une action commune. La gestion de milieux stagnants tels que plans d'eau reste plus facile à réaliser et a quelquefois permis l'éradication locale de certaines de ces espèces.

Des possibilités de contrôle biologique de ces espèces sont étudiées depuis plusieurs années et malgré des résultats encourageants, par exemple avec un insecte du genre *Hydrellia*, elles en sont encore au stade expérimental.

Par ailleurs, divers éléments de l'écologie et de la biologie de ces espèces restent à préciser avant d'être capable d'entreprendre des interventions de gestion en toute connaissance de cause, notamment pour trouver le moment adéquat pour optimiser l'efficacité du moyen de lutte utilisé.

D'autres perspectives de gestion seraient de combiner plusieurs techniques.

Une prévention active serait à mener pour éviter d'autres introductions : arrêter les ventes de ces plantes pour l'aquariophilie comme c'est le cas pour les jussies (*Ludwigia* spp.) et sensibiliser les citoyens aux problèmes qu'elles causent dans le milieu naturel.

La mise en œuvre du règlement européen récemment voté devrait permettre d'améliorer l'efficacité de la prévention des introductions mais, dans la situation actuelle seule l'élimination temporaire des herbiers dans les sites colonisés, par arrachage manuel ou moisson, est possible.

C - Bibliographie

- Abernethy, V.J., Sabbatini, M.R., Murphy, K.J., 1996. Response of *Elodea canadensis* Michx. And *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiol.* **340**: 219-244.
- APG ([The Angiosperm Phylogeny Group](#)), 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **161**(2): 105-121
- Astier D., 2010. Gestion des plantes exotiques envahissantes en cours d'eau et zones humides dans la région des Pays de la Loire. Mémoire de stage de fin d'études d'ingénieur agronome, Ecole Nationale supérieure agronomique de Toulouse. 38p.
- Baars, J.-R., Coetzee, J., Martin, G., Hill, M.P., Caffrey, J.M., 2010. Natural enemies from South Africa improve the prospects for biological control of *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss ex Wager (Hydrocharitaceae) in Europe. *Hydrobiol.* **656**: 149–158.
- Barrat-Segretain, M.H., 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: a review. *Plant Ecology* **123**: 13–37.
- Barrat-Segretain M.H., Bornette G. & Hering-Vilas-Bôas A., 1998. Comparative abilities of vegetative regeneration among aquatic plants growing in disturbed habitats. *Aquat. Bot.* **60**: 201–211.
- Barrat-Segretain M.H. & Bornette G., 2000. Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. *Hydrobiol.* **421**: 31–39.
- Barrat-Segretain, M.-H., 2001: Invasive species in the Rhône River floodplain (France): replacement of *Elodea canadensis* Michaux by *E. nuttallii* St. John in two former river channels. *Arch. Hydrobiol.* **152**: 237–251.
- Barrat-Segretain, M.H., Elger, A., Sagnes, P., Puijalon, S., 2002. Comparative life-history traits of two invasive macrophyte species, *Elodea Canadensis* Michaux and *Elodea nuttallii* (Planchon) H. St John. *Aquat. Bot.* **74**: 299–313
- Barrat-Segretain, M.H., Elger, A., 2004. Experiments on growth interactions between two invasive macrophyte species. *J. Veg. Sci.* **15**: 109–114.
- Barrat-Segretain, M.H., 2005. Competition between invasive and indigenous species: impact of spatial pattern and development stage. *Plant Ecology* **180**: 153-160.
- Barrat-Segretain, M.H., Lemoine, D.G., 2007. Can snail herbivory influence the outcome of competition between *Elodea* species? *Aquat. Bot.* **86**: 157-162.
- Barreto R., Charudattan R., Pomella A., Hanada R., 2000. Biological control of neotropical weeds with fungi. *Crop Protection* **19**: 697-703.
- Bickel, T.O., Closs, G.P., 2008. Fish distribution and diet in relation to the invasive macrophyte *Lagarosiphon major* in the littoral zone of Lake Dunstan, New Zealand. *Ecology of Freshwater Fish* **17**: 10–19.
- Bickel, T.O., Closs, G.P., 2009. Impact of partial removal of the invasive macrophyte *Lagarosiphon major* (Hydrocharitaceae) on invertebrates and fish. *River. Res. Applic.* **25**: 734-744.
- Blossey, B. & Notzold, R., 1995. Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *J. Ecol.* **83**: 887–889
- Boiché A., Gierlinski P., Thiébaud G., 2010. Contrasting seasonal patterns in the acceptability of a naturalised and an introduced macrophytes for a generalist shredder. *Fund. Appl. Limnol.* **177**(2): 133-141.
- Boiché A., Lemoine D.G., Barrat M.H., Thiébaud G., 2011. Resistance to herbivory of two populations of *Elodea canadensis* Michaux and *Elodea nuttallii* Planchon St. John. *Plant Ecology* **212**: 1723–1731.
- Bonar, S.A., Thomas, G.L., Thiesfeld, S.L., Pauley, G.B. & Stables T.B., 1993. Effect of Triploid Grass Carp on the Aquatic Macrophyte Community of Devils Lake, Oregon. *North American Journal of Fisheries Management* **13**: 757-765.
- Bonis, A. & Lepart, J., 1994. Vertical structure of seed banks and the impact of depth of burial on recruitment in two temporary marshes, *Vegetatio* **112**: 127-139.
- Bonnier, G. & G., De Layens, 1986. Flore complète portative de la France et de la Suisse et de la Belgique. Editions Belin, Paris. 425 p
- Borges Neto CR, Pitelli RA, 2004. Adjuvantes e herbicidas e a infectividade de *Fusarium graminearum*, agente potencial de biocontrole de *Egeria densa* e *Egeria najas*. *Planta Daninha* **22**: 77–83.

- Bowes, G., Rao, S.K., Estavillo, G.M., Reiskind, J.B., 2002. C4 mechanisms in aquatic angiosperms: comparisons with terrestrial C4 systems. *Funct. Plant Biol.* **29**: 379–392.
- Brain, R.A., Hoberg, J., Hosmer, A.J., Wall, S.B., 2011. Influence of light intensity on the toxicity of atrazine to the submerged freshwater aquatic macrophyte *Elodea canadensis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **79**: 55–61.
- Bretz, C., 2013. Colonisation de la rivière Thouet par *Egeria densa*. Mémoire de stage de fin d'études de Master 2 Écologie des Ressources Naturelles et Développement Durable, Université Catholique de l'Ouest. 54p.
- Bristow, J. J. & M. Whitcombe, 1971. The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants. *Amer. J. Bot.* **58**: 8–13. In Feijoó, C., Garcia, M.E., Momo, F., Toja, J., 2002. Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch: effect of ammonium and phosphorous availability in the water column on growth and nutrient uptake. *Limnetica* **21** (1–2): 93–104.
- Browse, J.A., Brown, J.M.A., Dromgoole, F.I., 1980. Malate synthesis and metabolism during photosynthesis in *Egeria densa* Planch. *Aquat. Bot.* **8**: 295–305.
- Brunel, S., 2009. Pathway analysis: aquatic plants imported in 10 EPPO countries. *Bulletin OEPP/EPPO* **39**: 201–213.
- Caffrey J., Millane M., Evers S., Moran H., 2011. Management of *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss in Lough Corrib-A Review. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* **111B** (3): 1–8.
- Carpenter, S.R. & Lodge, D.M. 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquat. Bot.* **26**: 341–370.
- Casati, P., Lara, M.V., Andreo, C.S., 2000. Induction of a C4-Like Mechanism of CO₂ Fixation in *Egeria densa*, a Submersed Aquatic Species. *Plant Physiol.* **123**: 1611–1622.
- Casati, P., Lara, M.V., Andreo, C.S., 2002. Regulation of enzymes involved in C4 photosynthesis and the antioxidant metabolism by UV-B radiation in *Egeria densa*, a submersed aquatic species. *Photosynthesis Res.* **71**: 251–64.
- Cavalli, G., Riis, T., Baattrup-Pedersen, A., 2012. Bicarbonate use in three aquatic plants. *Aquat. Bot.* **98**: 57–60.
- [Chase, M. W.](#), [Reveal](#), J. L., 2009. A phylogenetic classification of the land plants to accompany APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **161**(2): 122–127.
- Chen L.-Y., Chen J.-M., Gituru R.W., Wang Q.-F., 2012. Generic phylogeny, historical biogeography and character evolution of the cosmopolitan aquatic plant family Hydrocharitaceae. *BMC Evolutionary Biology* **12**: 30.
- Codhant, H. & A. Dutartre, 1992. Utilisation de la carpe chinoise comme moyen de contrôle biologique des macrophytes aquatiques : revue bibliographique. ANPP – Quinzième conférence coloma Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. Versailles 2, 3, 4 décembre 1992. 9 p.
- Cook, C.D.K., Lüönd R., 1982. A revision of the genus *Hydrilla* (Hydrocharitaceae). *Aquat. Bot.* **13**: 485–504.
- Cook, C. D. K. & K. Urmi-König, 1984. A revision of the genus *Egeria* (Hydrocharitaceae). *Aquat. Bot.* **19**: 73–96
- Cox, C., 1997. Herbicide factsheet. Dichlobenil. *Journal of pesticide reform* **17**(1): 14–20.
- Cuda, J.P., Charudattan, R., Grodowitz, M.J., Newman, R.M., Shearer, J.F., Tamayo, M.L., Villegas, B., 2008. Recent advances in biological control of submersed aquatic weeds. *J. Aquatic Plant Manage.* **46**: 15–32.
- De Groote, D., Kennedy, R.A., 1977. Photosynthesis in *Elodea canadensis* Michx. four carbon acid synthesis. *Plant Physiol.* **59**: 1133–1135
- De Langhe J.-E., Delvosalle L., Duvigneaud J, Lambinon J., Vanden Berghen C. et al., 1983. *Nouvelle flore de la Belgique, du G.-D. de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines. Troisième édition.* Meise : Editions du Patrimoine du Jardin botanique national de Belgique, Meise. 1016 p.
- De Winton M.D., Clayton J.S., 1996. The impact of invasive submerged weed species on seed banks in lake sediments. *Aquat. Bot.* **53**: 31–45.
- Diaz, M., 2013. Suivi de la colonisation de la rivière Vendée par l'Égérie dense (*Egeria densa*) et recommandations aux opérateurs. Mémoire de stage de fin d'études de Master 2 Gestion des Habitats et des Bassins Versants, Université de Rennes-1. 62p.
- Di Nino, F., Thiébaud, G., Müller, S., 2005. Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the north-eastern-France. *Hydrobiol.* **551**: 147–157.

- Di Nino, F., Thiébaud, G., Müller, S., 2007. Phenology and phenotypic variation of genetically uniform populations of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John at sites of different trophic states. *Fund. Appl. Limnol.* **168**: 335–343.
- Dortel F, Lacroix P., Le Bail J., Geslin J., Magnanon S. & J. Vallet, 2013. Liste des plantes vasculaires invasives des Pays de Loire, Conservatoire Botanique National de Brest [en ligne]. 38 p. Disponible sur : http://www.cbnbrest.fr/porterAConnaissance/documents/invasives_PDL_2012.pdf (consulté le 12.01.15)
- Dutartre A., 1979. Recherches préliminaires sur Lagarosiphon major (Ridley) Moss., Hydrocharidacée, dans le lac de Cazaux-Sanguinet-Biscarrosse. 1979, D.E.A. Université de Bordeaux III, Laboratoire de Botanique, 73 p.
- Dutartre, A. & J., Oyarzabal, 1993. Gestion des plantes aquatiques dans les lacs et les étangs landais. *Hydroécologie Appliquée* **5**(2) : 43-60.
- Dutartre, A., Haury, J., Planty-Tabacchi, A.M., 1997. Introductions de macrophytes aquatiques et riverains dans les hydrosystèmes français métropolitains : essai de bilan. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **344-345** : 407-426.
- Dutartre, A., Haury, J., Jigorel, A., 1999. Succession of *Egeria densa* in a drinking water reservoir in Morbihan (France). *Hydrobiol.* **415**: 243-247.
- Dutartre, A., Pipet, N., Bachelier, E., 2005. Suivi de l'impact de la moisson mécanique des plantes aquatiques sur les populations piscicoles. Synthèses des expérimentations 2002-2003 sur le plan d'eau de Noron (Deux Sèvres), IIBSN, rapport, 33 p.
- Dutartre, A., Lambert, E., Charruaud, G. & Constantin, O., 2011. Suivi des communautés végétales aquatiques du Thouet. Rapport 2010 Cemagref REBX, UCO, SMVT, rapport. 76 p.
- eCalluna, Conservatoire National Botanique de Brest, 2013. Accès aux données sur la flore vasculaire des régions Basse-Normandie, Bretagne et Pays de la Loire [en ligne]. <http://www.cbnbrest.fr/ecalluna>. (consulté le 08.01.15)
- e-phy, Le catalogue des produits phytopharmaceutiques et de leurs usages des matières fertilisantes et des supports de culture homologués en France, 2014. Produits phytosanitaires retirés [en ligne]. <http://e-phy.agriculture.gouv.fr>. (consulté le 08.02.15)
- Erhard, D., Gross, E.M., 2006. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. *Aquat. Bot.* **85**: 203-211.
- Erhard, D., Pohnert, G. & E.M., Gross, 2007. Chemical Defense in *Elodea nuttallii* Reduces Feeding and Growth of Aquatic Herbivorous Lepidoptera. *J. Chem. Ecol.* **33**: 1646–1661.
- Feijoó, C.S., Momo, F.R., Bonetto, C.A., Tur, N.M., 1996. Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planch. In a pampasic stream. *Hydrobiol.* **341**: 21-26.
- Feijoó, C.S., Garcia, M.E., Momo, F., Toja, J., 2002. Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch: effect of ammonium and phosphorous availability in the water column on growth and nutrient uptake. *Limnetica* **21** (1–2): 93–104.
- Fournier, L. & A. Zuazo, 2012. Organisation de la gestion des plantes exotiques envahissantes dans les lacs et étangs littoraux landais. *Sciences Eaux & Territoires* **6** : 42-45
- FREDON, 2012. Guide de bonnes pratiques phytosanitaires. Entretien des Espaces Verts & Voiries [en ligne]. 44p. Disponible sur : http://www.cdpne.org/PDF/FREDON_GUIDE%20PHYTO_44_Pages.pdf. (consulté le 08.02.15)
- Gantes, H.P., Caro, A.S., 2001. Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquat. Bot.* **70**: 225-236.
- Getsinger, K.D. & Dillon, C.R., 1984. Quiescence, growth and senescence of *Egeria densa* in Lake Marion. *Aquat. Bot.* **20**: 329-338.
- GIS Groupement d'Intérêt Scientifique 1997. *Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France. Synthèse bibliographique*. Les Etudes de l'Agence de l'Eau 68. 199 p.
- Grime, J.P., 2001. Plants strategies, Vegetation processes, and Ecosystem properties. 2nd edn. Wiley, Chichester. In Thiébaud, 2007. Invasion success of non-indigenous aquatic and semi-aquatic plants in their native and introduced ranges. A comparison between their invasiveness in North America and in France. *Biological Invasions* **9**: 1-12.
- Gross, E. M., Johnson R. L. & Hairston Jr., N. G., 2001. Experimental evidence for changes in submersed macrophyte species composition caused by the herbivore *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). *Oecologia* **127**: 105–114.

- GT-IBMA, 2014. Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques [en ligne]. <http://www.gt-ibma.eu> (consulté le 09-03-15).
- Haramoto, T., Ikusima, I., 1988. Life cycle of *E. densa* Planch., an aquatic plant naturalized in Japan. *Aquat. Bot.* **30**: 389–403.
- Harshman L.G. & Zera A.G., 2006. The cost of reproduction: the devil in the details. *Trends Ecol. Evol.* **22** (2): 80–86.
- Haury J., Hudin S., Matrat R., Anras L. et al., 2010. *Manuel de gestion des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne*, Fédération des conservatoires d'espaces naturels, 136 p. ISBN 9782951309814
- Haury, J., Moreau, C., Haury, E., Bozec, M., Bouron, D., collaboration Cabral, T. & Druel, A., 2011. Colonisation par l'Egérie dense (*Egeria densa*) dans la rivière Vendée à Fontenay le Comte (85) : Synthèse d'intervention 2010/2011. Agrocampus Ouest UMR ESE & Fédération de la Pêche de Vendée, DREAL Pays de la Loire Nantes : 38 p.
- Haury, J., Bouron, D., 2012. Approche scientifique au service des gestionnaires : la saga d'*Egeria densa* dans le Massif armoricain. In: Jacques Haury, Roland Matrat, dir., Plantes invasives, la nécessité de différentes approches. Actes du colloque régional "Les plantes invasives en Pays-de-la-Loire", 11-12 mai 2011, Angers, Terra botanica (p. 83-96). *Aestuaria cultures et développement durable*, 18. Cordemais, France : Estuarium.
- Hofstra, D.E., Clayton, J.S., Green, J.D., Auger, M., 1999. Competitive performance of *Hydrilla verticillata* in New Zealand. *Aquat. Bot.* **63**: 305–324.
- Hofstra, D.E., Clayton J.S., 2001. Evaluation of Selected Herbicides for the Control of Exotic Submerged Weeds in New Zealand: I. The Use of Endothall, Triclopyr and Dichlobenil. *J. Aquat. Plant Manage.* **39**: 20–24.
- Holland T., 2014. Suivi d'une population d'Egérie dense après faucardage et moisson sur la rivière Vendée. Mémoire de M1 Master Gestion des Habitats et des Bassins Versants, Université de Rennes-1. 40 p.
- HongQiang W., ShuiPing, C., ShengHua Z., et al., 2010. Analysis of alkaloid from *Elodea nuttallii* by Gc-MS and its allelopathic activity on *Microcystin aeruginosa*. *Acta Hydrobiologica Sinica* **34** (2): 361–366
- Hough, R.A., 1979. Photosynthesis, respiration, and organic carbon release in *Elodea canadensis* Michx. *Aquat. Bot.* **7**: 1–11.
- Hudin S., Vahrameev P. et al. 2010. *Guide d'identification des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne*, Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, 45 p.
- Hupfer, M. & A., Dollan., 2003. Immobilisation of phosphorus by iron-coated roots of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* **506–509**: 635–640.
- Hussner, A., Hoelken, H.P., Jahns, P., 2010. Low light acclimated submerged freshwater plants show a pronounced sensitivity to increasing irradiances. *Aquat. Bot.* **93**, 17–24.
- Hussner, A., Hofstra, D., Jahns, P., 2011. Diurnal courses of net photosynthesis and photosystem II quantum efficiency of submerged *Lagarosiphon major* under natural light conditions. *Flora* **206**: 904–909.
- Invasive Species Specialist Group (ISSG), 2008. About Invasive Species [en ligne]. http://www.issg.org/is_what_are_they.htm (consulté le 27.01.15).
- James, C.S., Eaton, J.W., Hardwick, K., 1999. Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx, *Elodea nuttallii* (Planch.) St John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss. *Hydrobiologia* **415**: 35–40.
- James, C.S., Eaton, J.W., Hardwick, K., 2006. Responses of three invasive aquatic macrophytes to nutrient enrichment do not explain their observed field displacements. *Aquat. Bot.* **84**: 347–353
- Jones C., Lawton J. & M. Shachak, 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**: 373–386.
- Kähkönen, M.A., Panssar-Kallio, M., Manninen, K.G., 1997. Analysing heavy metal concentrations in the different parts of *Elodea Canadensis* and surface sediment with PCA in two boreal lakes in southern finland. *Chemosphere* **35** (11): 2645–2656.
- Keane R.M. & Crawley M.J., 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecol. Evol.* **17**: 164–170.
- Kočić A., Horvatić J., Jelaska S.D., 2014. Distribution and morphological variations of invasive macrophytes *Elodea nuttallii* (Planc.) H. St. John and *Elodea Canadensis* Michx in Croatia. *Acta Botanica Croatica* **73** (2): 437–446.
- Koehler, S., Bove, C.P., 2001. Hydrocharitaceae from Central Brazil: A New Species of *Egeria* and a Note on *Apalanthe granatensis*. *Novon* **11**: 63–66.
- Kubitzki K. & H. Huber, 1998. *The Families and Genera of Vascular Plants-Volume IV-Flowering*

- Plants. Monocotyledons: Alismatanae and Commelinanae (except Gramineae) [en ligne]. Springer, 511p. Disponible sur : https://books.google.fr/books?id=bNQDsSmx2roC&printsec=frontcover&hl=fr&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false (consulté le 07.01.15) ISBN 3540640614
- Kuhar, U., Germ, M., Gaberščik, A., 2010. Habitat characteristics of an alien species *Elodea canadensis* in Slovenian watercourses. *Hydrobiol.* **656**: 205-212.
- Kunii, H., 1981. Characteristics of the winter growth of detached *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in Japan. *Aquat. Bot.* **11**: 57-66.
- Kunii, H., 1984. Seasonal growth and profile structure development of *Elodea nuttallii* (Planch.) St John in pond Ojaga-Ike Japan. *Aquat. Bot.* **18**: 239-247.
- Lacroix P., Magnanon S., Geslin J., Hardegen M, Le Bail J., & C. Zambettakis, 2007. *Les plantes invasives des régions Basse-Normandie, Bretagne et Pays de la Loire- 1. Définitions et clé pour l'élaboration de listes de plantes « invasives avérées », « potentiellement invasives », ou « à surveiller »*, Conservatoire Botanique National de Brest [en ligne]. 19p. Disponible sur : http://www.cbnbrest.fr/site/pdf/doc_invasive.pdf. (consulté le 09.01.15).
- Lambertini, C., Riis, T., Olesen, B., Clayton, J.S., Sorrell, B.K. & H. Brix, 2010. Genetic diversity in three invasive clonal aquatic species in New Zealand. *Genetics* **11**: 52.
- Lankau, R.A., Rogers, W.E., Siemann, E., 2004. Constraints on the utilisation of the invasive Chinese tallow tree *Sapium sebiferum* by generalist native herbivores in coastal prairies. *Ecol Entomol* **29**:66–75
- Lake M.D., Hicks B.J., Wells R.D.S., Dugdale T.M., 2002. Consumption of submerged aquatic macrophytes by rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) in New Zealand. *Hydrobiol.* **470**: 13-22.
- Larousse, 2015. Dictionnaires de français [en ligne]. www.larousse.fr (consulté le 07.01.15).
- Lawrence, D.K., 1976. Morphological variation of *Elodea* in western Massachusetts: field and laboratory studies. *Rhodora* **78**: 739-749. In Thiébaud G. & Di Nino F., 2009. Morphological variations of natural populations of an aquatic macrophyte *Elodea nuttallii* in their native and in their introduced ranges. *Aquatic Invasions* **4** (2): 311-320.
- Légifrance, le service public de la diffusion du droit, 2015. Code rural et de la pêche maritime [en ligne]. <http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?cidTexte=LEGITEXT000006071367>. (consulté le 24.02.15)
- Les, D.H., Moody, M.L., Soros, C.L., 2006. A reappraisal of phylogenetic relationships in the monocotyledon family Hydrocharitaceae (Alismatidae). *Aliso* **22**:211-230. In Chen L.-Y., Chen J.-M., Gituru R.W., Wang Q.-F., 2012. Generic phylogeny, historical biogeography and character evolution of the cosmopolitan aquatic plant family Hydrocharitaceae. *BMC Evolutionary Biology* **12**: 30.
- Lodge, D. M., Cronin, G., van Donk, E. & Froelich, A. J., 1998: Impact of herbivory on plant standing crop: comparisons among biomes, between vascular and non vascular plants,
- and among freshwater herbivore taxa. In Boiché A., Gierlinski P., Thiébaud G., 2010. Contrasting seasonal patterns in the acceptability of a naturalised and an introduced macrophytes for a generalist shredder. *Fund. Appl. Limnol.* **177**(2): 133-141.
- Lombardo, P., Mjelde, M., Källqvist, T., Brettum, P., 2013. Seasonal and scale-dependent variability in nutrient- and allelopathy-mediated macrophyte-phytoplankton interactions. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **409**:1-10.
- Lombaert, E., Guillemaud, T., Cornuet, J_M, Malausa, T., Facon, B., Estoup, A., 2010. Bridgehead effect on the worldwide invasion of the biocontrol Harlequin Ladybird. *PlosOne* **5**(3): e9743
- Maddi A. F., 2014. Contribution à l'inventaire de la flore dulçaquicole de la
- Martinique : les « espèces exotiques envahissantes ». Bilan des prospections. Société d'Histoire Naturelle l'Herminier, DREAL Martinique [en ligne]. 30p. Disponible sur : http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/2014-flore-dulcaquicole-envahissante_cle138658.pdf (consulté le 13.01.15).
- Madsen, T.V., Maberly, S.C., Bowes, G., 1996. Photosynthetic acclimation of submerged angiosperms to CO₂ and HCO₃⁻. *Aquat. Bot.* **53**: 15–30.
- Malec, P., Maleva M.G., Prasad M.N.V., Strzałka K., 2009. Identification and characterization of Cd-induced peptides in *Egeria densa* (water weed): Putative role in Cd detoxification. *Aquatic Toxicology* **95**: 213-221.
- Mangan R., Baars J.-R., 2013. Use of life table statistics and degree day values to predict the colonization success of *Hydrellia lagarosiphon* Deeming (Diptera: Ephydriidae), a leaf mining fly of

- Lagarosiphon major* (Ridley) Moss (Hydrocharitaceae), in Ireland and the rest of Europe. *Biological Control* **64**: 143–151.
- Marer, P. & K., Garvey, 2001. Aquatic pest control. University of California Integrated Pest Management Program, Division of Agriculture and Natural Resources. Published by ANR Publications, California, USA. 168 pp. In Yarrow, M., Marin, I.H., Finlayson, M., Tironi, A., Delgado, L.E. & Fischer, F., 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): a wetland ecosystem engineer. *Revista Chilena de Historia Natural* **82**: 299–313.
- Mazzeo, N., Rodrigues, G. L., Kruk, C., Meerhoff, M., Gorga, J., Lacerot, G., Quintans, F., Loureiro, M., Larrea, D. & F.R., Garcia, 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiol.* **506-509**: 591–602.
- Michel, A., B. E. Scheffler, R. S. Arias, S. O. Duke, M. D. Netherland and F.E. Dayan. 2004. Somatic mutation-mediated evaluation of herbicide resistance in the invasive plant hydrilla. *Mol. Ecol.* **13**:3229–3237.
- Mie, L., 2014. Caractérisation de trois populations d'*Egeria densa* (Planch.) et étude de leur consommation par *Lymnaea stagnalis* (L.). Mémoire de Master 1, mention « Patrimoine Naturel et Biodiversité », Université de Rennes 1. 23p.
- Mony, C., Koschnick, T.J., Haller, W.T., Müller, S., 2007. Competition between two invasive Hydrocharitaceae (*Hydrilla verticillata* (L.f.) (Royle) and *Egeria densa* (Planch)) as influenced by sediment fertility and season. *Aquat. Bot.* **86**:236–242
- Moyon, F., 2012. Evaluation de la gestion d'*Egeria densa*, plante aquatique invasive sur la rivière Vendée à Fontenay le Comte ; Propositions d'actions et recommandations aux gestionnaires. Mémoire de stage de fin d'études de Master 2 Ingénierie des Milieux Aquatiques et des Corridors Fluviaux, Université François Rabelais, Tours. 82p
- Müller S., 2004. *Plantes invasives en France: état des connaissances et propositions d'actions*
- Muséum National d'Histoire Naturelle. Collection Patrimoine Naturels, n°62, Paris, 168p
- Nagasaka, M., K. Yoshizawa, K. Ariizumi & K. Hirabayashi, 2002. Temporal changes and vertical distribution of macrophytes in Lake Kawaguchi. *Oecologia* **3**: 107–114.
- Newman, J., 2001. Nuttall's pondweed. Centre for Aquatic Plant Management information 28. In Di Nino F., Thiébaud G., Müller S., 2005. Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the north-eastern-France. *Hydrobiologia* **551**: 147–157
- Oraison F., Souchon Y. & K. Van Looy, 2011. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? Synthèse bibliographique. Onema, CEMAGREF [en ligne]. Disponible sur : http://www.onema.fr/IMG/pdf/2011_002.pdf. (consulté le 14.01.15)
- Ozimek, T., Van Donk, E., Gulati, R.D., 1993. Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. *Hydrobiol.* **251**: 13–18.
- Peltre ,M.C., Dutartre, A., Barbe, J., Haury, J., Müller, S., Ollivier, M., 2002. Synthèse bibliographique. Les proliférations végétales aquatiques en France / caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices. 2. Impact sur les écosystèmes et intérêt pour le contrôle des proliférations. *Bull. fr. Pêche Piscic.* **365-366** : 259–280
- Pieczynska, E., 2003. Effect of damage by the snail *Lymnaea stagnalis* (L.) on the growth of *Elodea canadensis* Michx. *Aquat. Bot.* **75**: 137–145
- Plew, D.R., Cooper, G.G., Callaghan, F.M., 2008. Turbulence-induced forces in a freshwater macrophyte canopy. *Water Resour. Res.* **44**: 1–11.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmanek, M., Webster, G.L., Williamson, M, Kirschner, J., 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* **53** (1): 131–143.
- Ratray, M.R., Howard-Williams, C., Brown J.M.A, 1991. Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. *Aquat. Bot.* **40** : 225–237.
- Ribaud, C., Bertrin, V. & Dutartre, A., 2014. Dissolved gas and nutrient dynamics within an *Egeria densa* Planch. bed, *Acta Botanica Gallica: Botany Letters*.
- Riis, T., Biggs J. F. B. & Flanagan, M., 2003. Seasonal changes in macrophyte biomass in South Island lowland streams, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **37** (2): 381–388.
- Riis, T. & K. Sand-Jensen, 2006. Dispersal of plant fragments in small streams. *Freshwater Biology* **51**: 274–286.
- Riis, T., Lambertini, C., Olesen, B., Clayton, J.S., Brix, H., Sorrell, B., 2010. Invasion strategies in clonal

- aquatic plants: are phenotypic differences caused by phenotypic plasticity or local adaptation? *Ann. Bot.* **106**: 813–822.
- Riis, T., Olesen, B., Clayton, J.S., Lambertini, C., Brix, H. & B.K., Sorrell, 2012. Growth and morphology in relation to temperature and light availability during the establishment of three invasive aquatic plant species. *Aquat. Bot.* **102**: 56–64.
- Roberts, D., Church, A. & Cummins, S., 1999. Invasion of *Egeria* into the Hawkesbury-Nepean River, Australia. *J. Aquat. Plant Manage.* **37**: 31–34.
- Rørslett, B., Berge, D., Johansen, S.W., 1986. Lake enrichment by submersed macrophytes: a Norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*. *Aquat. bot.* **26**: 325–340.
- Santos, M.J., Anderson, L.W., Ustin, S.L., 2011. Effects of invasive species on plant communities: an example using submersed aquatic plants at the regional scale. *Biol. Invasions* **13**: 443–457.
- Simpson, D. A., 1986: Taxonomy of *Elodea* Michx in the British Isles. *Watsonia* 16, 1–14.
- Stiers I., Njambuya J., Triest L., 2011. Competitive abilities of invasive *Lagarosiphon major* and native *Ceratophyllum demersum* in monocultures and mixed cultures in relation to experimental sediment dredging. *Aquatic Botany* 95: 161–166.
- Stuckey, R.L., Wehrmeister, J.R., Bartolotta R.J., 1978. Submersed aquatic vascular plants in ice-covered ponds of central Ohio. *Rhodora* **80**: 575–580.
- Sultan, S. E., 2000. Phenotypic plasticity for plant development, function and life history. *Trends Plants Sci.* **5**: 537–542.
- Sutherland, S., 2004. What makes a weed a weed: life history traits of native and exotic plants in the USA. *Oecologia* **141**: 24–39.
- Tanner, C.C., Wells, R.D.S., Mitchell, C.P., 1990. Re-establishment of native macrophytes in Lake Parkinson following weed control by grass carp. *New Zealand J. Marine and Freshwater Res.* **24** (2): 181–186.
- Takhtajan, A. 1966. Systema et Phylogenia Magnoliophytorum. Nauka, Moscow. In Tanaka, N., Setoguchi, H., Murata, J., 1997. Phylogeny of the Family Hydrocharitaceae Inferred from *rbcl* and *matK* Gene Sequence Data. *J. Plant Res* **110**: 329–337.
- Tanaka, N., Setoguchi, H., Murata, J., 1997. Phylogeny of the Family Hydrocharitaceae Inferred from *rbcl* and *matK* Gene Sequence Data. *J. Plant Res.* **110**: 329–337.
- Tanaka, N., Uerhara, K., Murata, J., 2004. Correlation between pollen morphology and pollination mechanisms in the Hydrocharitaceae. *J. Plant Res* **117**: 265–276.
- The Plant List, 2013. *Lagarosiphon* [en ligne]. <http://www.theplantlist.org/1.1/browse/A/Hydrocharitaceae/Lagarosiphon/>. (consulté le 26-02-15)
- Thiébaud, G., Rolland, T., Robach, F., Tremolières, M., Müller, S., 1997. Quelques conséquences de l'introduction de deux espèces de macrophytes, *Elodea canadensis* Michaux et *Elodea nuttallii* St. John, dans les écosystèmes aquatiques continentaux : exemple de la plaine d'Alsace et des Vosges du Nord (Nord-Est de la France). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **344-345**: 441–452.
- Thiébaud, G., 2005. Does competition for phosphate supply explain the invasion pattern of *Elodea* species? *Water Research* **39**: 3385–3393.
- Thiébaud, G., 2007. Invasion success of non-indigenous aquatic and semi-aquatic plants in their native and introduced ranges. A comparison between their invasiveness in North America and in France. *Biological Invasions* **9**: 1–12.
- Thiébaud, G. & Di Nino, F., 2009. Morphological variations of natural populations of an aquatic macrophyte *Elodea nuttallii* in their native and in their introduced ranges. *Aquatic Invasions* **4** (2): 311–320.
- Thiébaud G., Gross Y., Gierlinski P., Boiché A., 2010. Accumulation of metals in *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii*: implications for Plant-macroinvertebrates Interactions. *Sci. Total Environ.* **408**: 5499–5505.
- Tomlinson, P. B. 1982. Anatomy of the Monocotyledons VII. Helobiae (Alismatidae). Clarendon Press, Oxford. In Tanaka, N., Setoguchi, H., Murata, J., 1997. Phylogeny of the Family Hydrocharitaceae Inferred from *rbcl* and *matK* Gene Sequence Data. *J. Plant Res.* **110**: 329–337.
- Tresch, S., Schmotz, J., Grossmann, K., 2011. Probing mode of action in plant cell cycle by the herbicide endothall, a protein phosphatase inhibitor. *Pesticide Biochemistry and Physiology* **99**: 86–95.
- Umetsu, C.A., Antoniazzi Evangelista, H.B., Thomaz, S.M., 2012. The colonization, regeneration, and rates of fragments of macrophytes from fragments: a comparison between exotic and native submerged aquatic species. *Aquat. Ecol.* **46**: 443–449.
- van Ginkel, L.C., Schütz, I., Prins, H.B.A., 2000. *Elodea canadensis* under N and CO₂ Limitation: Adaptive

Changes in Rubisco and PEPCase Activity in a Bicarbonate User. *Phyton* **40**: 133–143

Van Donk, E. & Gulati, R.D., 1995. Transition of a lake to turbid state six years after biomanipulation: Mechanisms and pathways. *Water Science and Technology* **32** (4): 197-206.

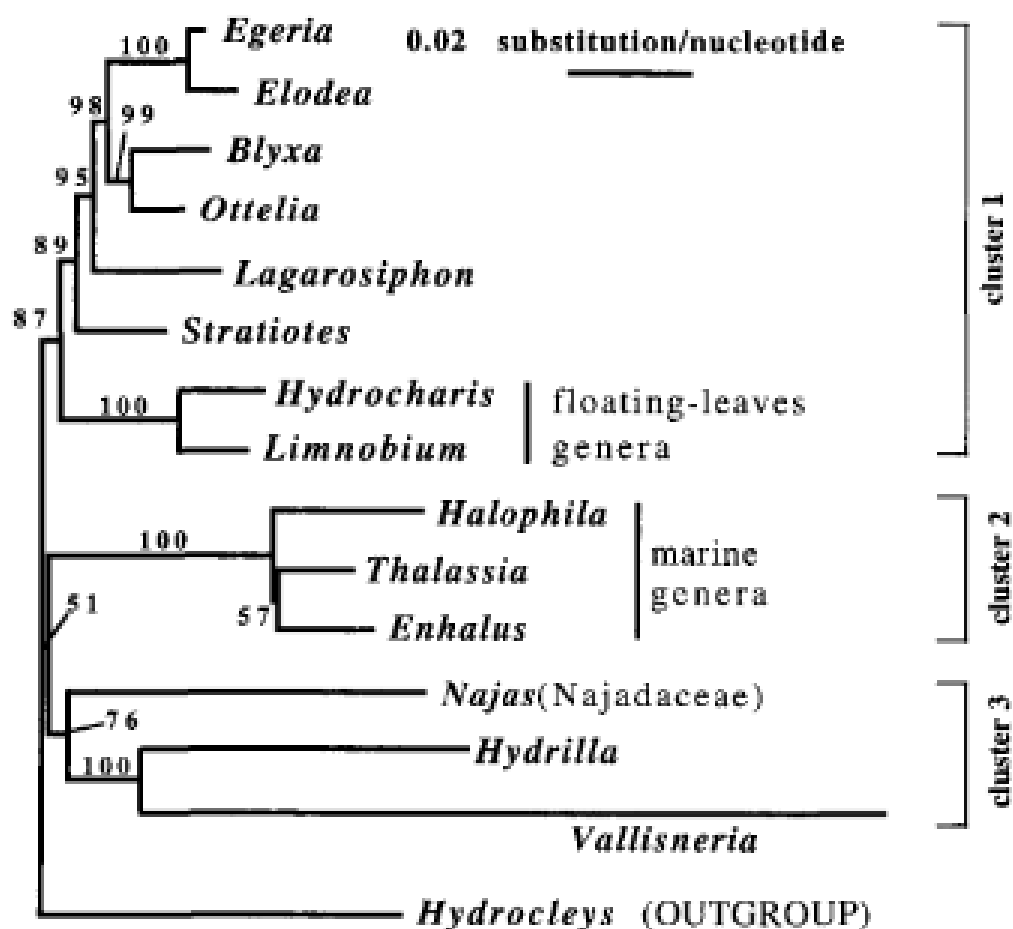
Williamson, M.H. & Fitter, A., 1996a. The varying success of invaders. *Ecology* **77**(6): 1661-1666.

Williamson, M.H. & Fitter, A., 1996b. The characters of successful invaders. *Biol. Conserv.* **78**: 163-170.

Yarrow, M., Marin, I.H., Finlayson, M., Tironi, A., Delgado, L.E. & Fischer, F., 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): a wetland ecosystem engineer. *Revista Chilena de Historia Natural* **82**: 299-313.

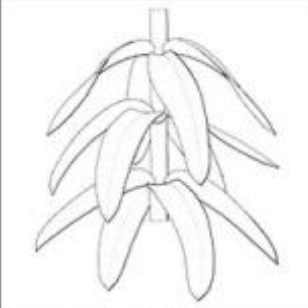
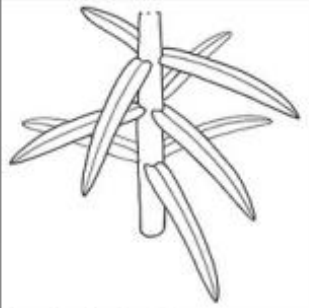
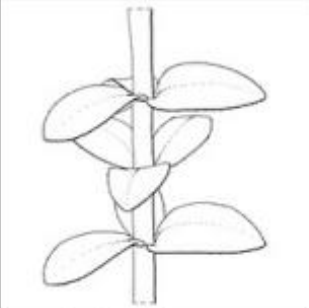
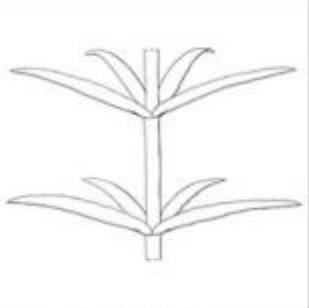
Annexes

Annexe 1 : Phylogénie des Hydrocharitacées après analyse de marqueurs génétiques



Source : Tanaka *et al.*, 1997

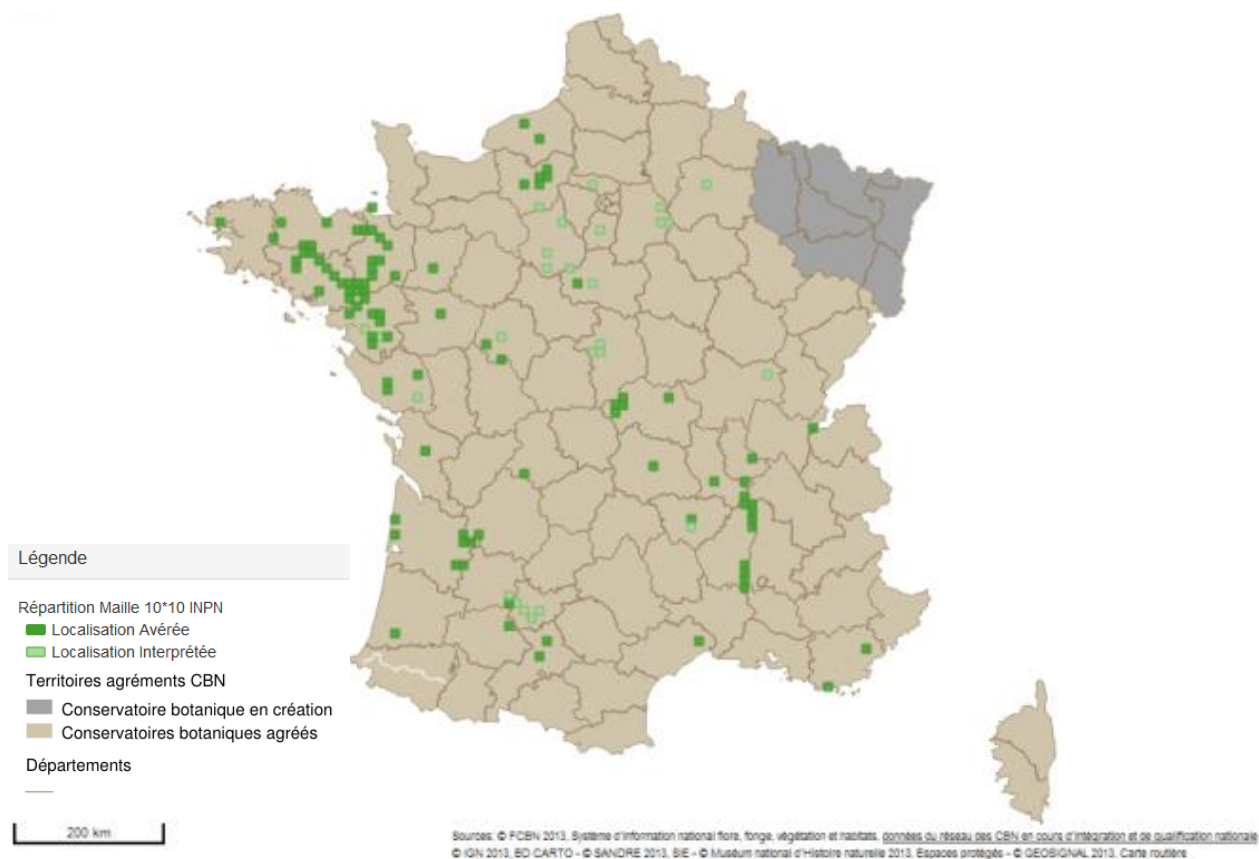
Annexe 2 : Critères morphologiques d'identification des Hydrocharitacées invasives

Egeria densa	Egeria najas	Elodea callitrichoides	Elodea canadensis	Elodea nuttallii	Hydrilla verticillata	Lagarosiphon major
						
leaves in whorls of (3)4-6	leaves in whorls of 4-6	leaves in whorls of 3	leaves in whorls of 3	leaves in whorls of 3	leaves in whorls of (4-)5(-)8	leaves alternate
		 photo: A. Dainton, Camargue, France				
leaf tip blunt, margin minutely toothed leaf width 3-5 mm	leaf tip acute, margin conspicuously toothed leaf width 2,5 mm	leaf tip acute, margin minutely toothed leaf width 2,5 mm	leaf tip blunt, margin minutely toothed leaf width 2-4 mm	leaf tip acute, margin minutely toothed leaf width <2 mm	leaf tip acute, margin conspicuously toothed leaf width 2-4 mm	leaf tip acute, margin minutely toothed leaf width 1-3 mm
		 photo: A. Dainton, Camargue, France				
white petals 8-11 mm	white petals 7 mm	leaves recurved	leaves stiff	leaves twisted and mostly recurved	leaves not recurved, flexible	leaves strongly recurved

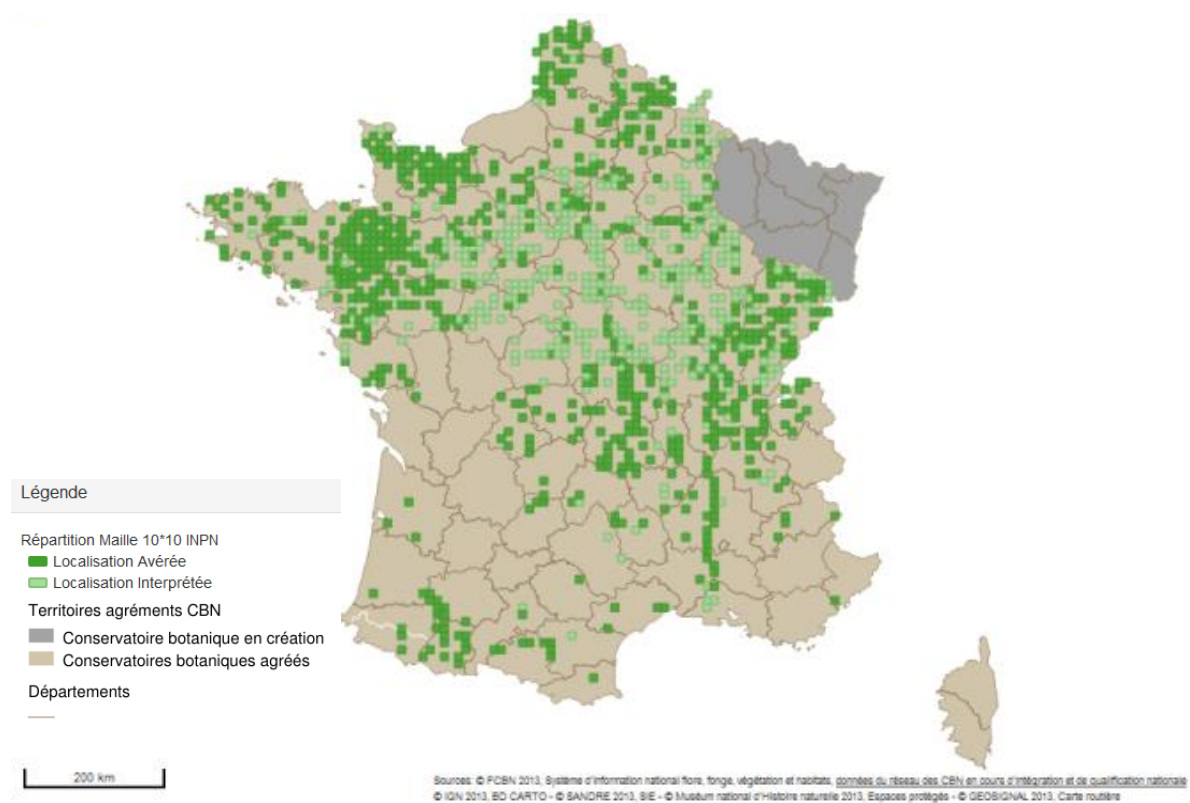
Source : <http://www.q-bank.eu/Plants/lookalikes/Hydrocharitaceae/Hydrocharitaceae.HTML>

Annexe 3 : Répartition des 4 espèces sur le territoire

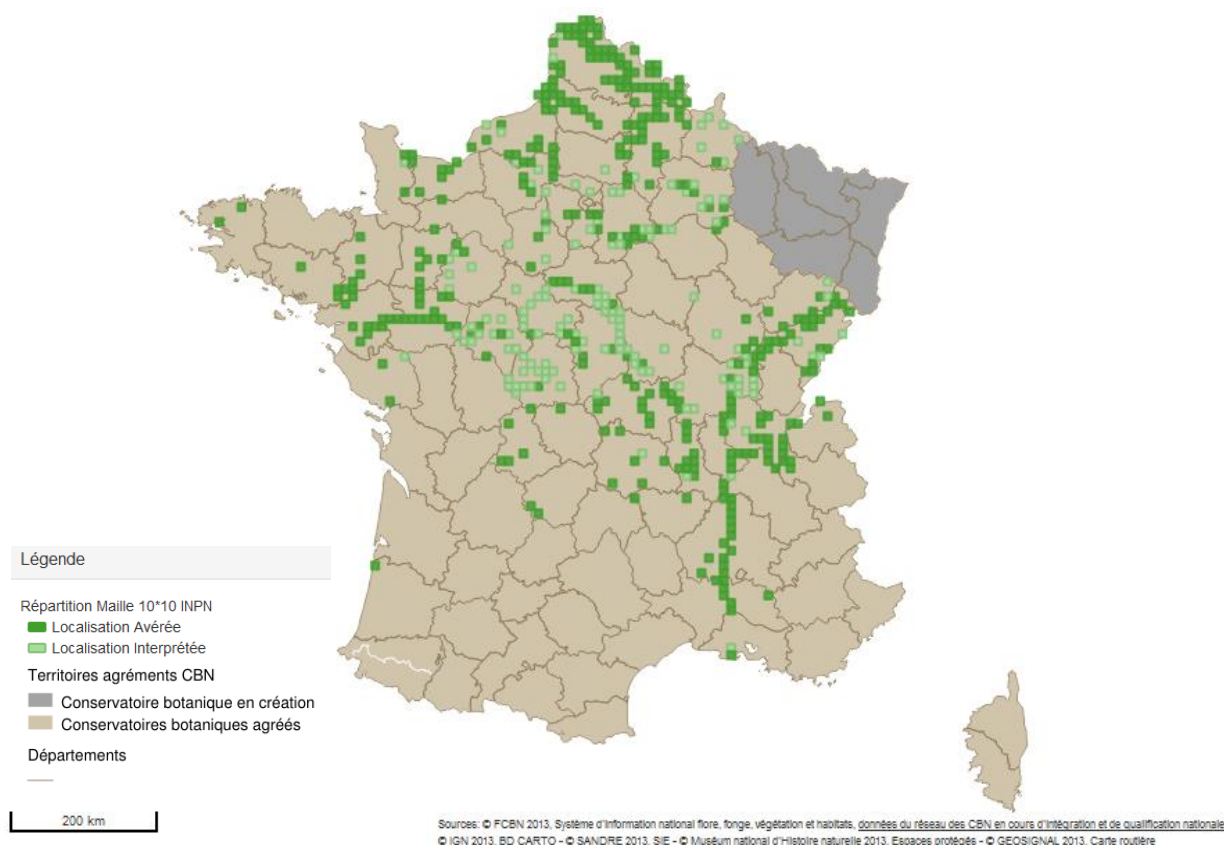
a) *Egeria densa*



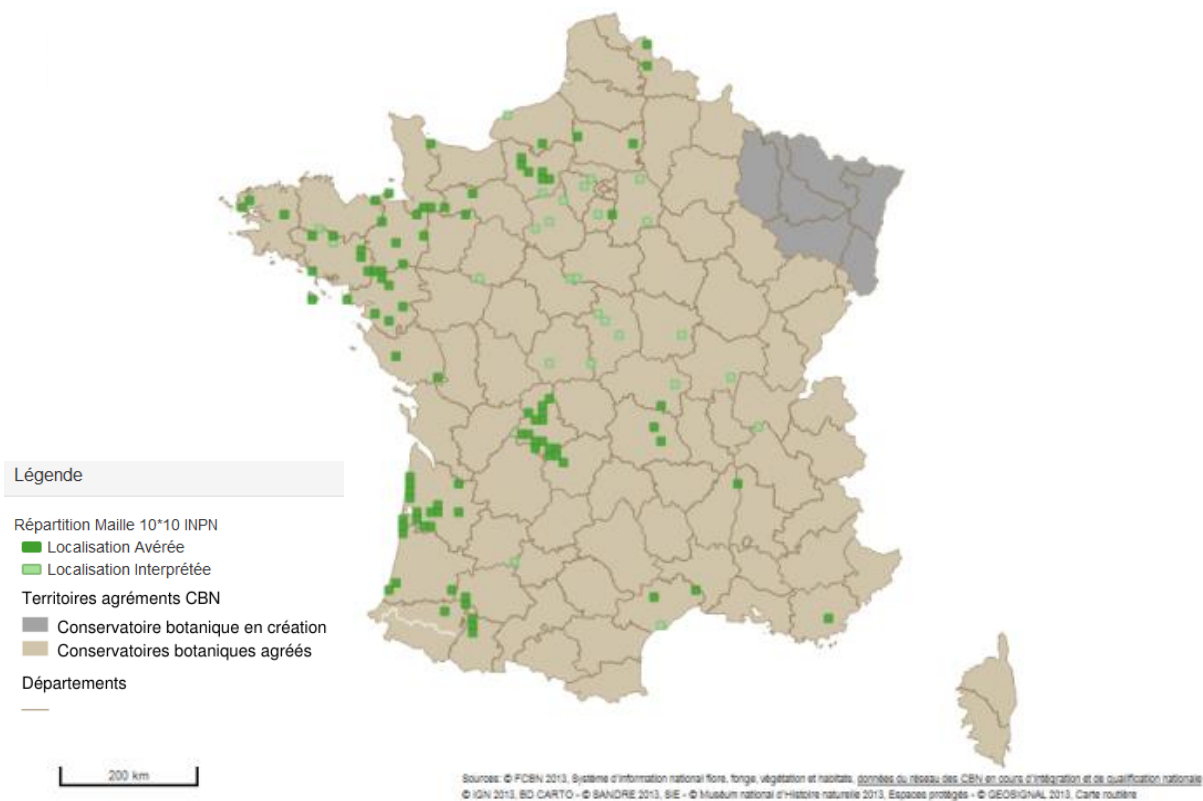
b) *Elodea canadensis*



c) *Elodea nuttallii*



d) *Lagarosiphon major*



Source : <http://siflore.fcbn.fr>

Annexe 4 : Matériels utilisés pour la lutte mécanique



a) Bateau moissonneur
(Cliché : F. Moyon)



b) Bateau faucardeur
(Cliché : M. Diaz)

CONCLUSION GENERALE

Ces travaux sur les Hydrocharitacées ont permis de montrer l'intérêt d'approches scientifiques dans trois dimensions :

- une aide critique à la gestion sur la Vendée, qui dégage des pistes d'intervention et met en évidence l'intérêt à la fois de quantifier et d'expérimenter pour estimer l'efficacité de l'action, mais aussi de s'interroger sur ses réels objectifs ;
- une aide à la mise en place de protocoles de suivis et la nécessité d'un traitement des données rigoureux, qui prend du temps, mais ouvre des questions nouvelles par rapport à des programmations de gestion comme l'effacement de seuil, ce qui a été commencé sur la rivière Thouet ;
- une synthèse bibliographique mettant en évidence des points d'actualité sur ce groupe des Hydrocharitacées à la fois cause de beaucoup de nuisances et de coûts de gestion, mais qui reste encore assez mal connu quant à l'adaptation des populations aux différents sites et aux perturbations engendrées par les actions de gestion.

La veille sur les espèces invasives concerne donc plusieurs acteurs : collectivités territoriales, gestionnaires des milieux naturels et chercheurs. Aussi, il est important de former des groupes de travail pour définir collectivement les pistes d'action à mener en prenant en compte les enjeux de chacun. Le Groupe de Travail Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques (GT-IBMA) en est un exemple : créé en 2009, il constitue une interface de discussion entre les différents acteurs et de communication sur les espèces exotiques envahissantes. Il propose notamment des outils opérationnels pour les gestionnaires, propose des programmes de recherche appliquée et assure le soutien des opérations de gestion pour pouvoir établir *in fine* une stratégie nationale et répondre aux attentes européennes sur la gestion des espèces invasives (GT-IBMA, 2014).

Un exemple d'application du GT-IBMA est illustré dans la commune de Fontenay-le-Comte, le suivi scientifique est assuré par l'équipe « Écologie des Invasions Biologiques » de l'UMR INRA-Agrocampus Ouest « Écologie et Santé des Écosystèmes ». En parallèle, la Fédération départementale de la Pêche 85 réalise les pêches électriques pour étudier l'influence des herbiers d'égérie sur les communautés piscicoles.

Désormais, le Groupe Hydrocharitacées créé à l'initiative de la DREAL des Pays de la Loire est en étroites relations avec le groupe de travail IBMA, ce qui renforcera le réseau et permettra de multiplier les échanges avec les gestionnaires pour mieux arriver à une gestion intégrée de ces espèces invasives.