

Ecole Supérieure d'Agriculture d'Angers

55 rue Rabelais

39007 Angers



Institut National de la Recherche
Agronomique - UMR LERNA

Université des Sciences Sociales
1 rue des Amidonniers
31000 Toulouse

Maître de stage : Alban THOMAS



ANALYSE ECONOMIQUE D'UNE INVASION BIOLOGIQUE AQUATIQUE

LE CAS DE LA JUSSIE (*Ludwigia sp.*)



Crédit Nicolas Pipet IIBSN

Mémoire de Fin d'Etudes
Promotion 2007

Date : 4 septembre 2012

ISSANCHOU Alice
Elève-Ingénieur ESA

Patron du mémoire : Claver KANYARUSHOKI

NOTICE BIBLIOGRAPHIQUE

AUTEUR : ISSANCHOU Alice

Promotion : 2012

Signalement du rapport : Analyse économique des invasions biologiques : cas de la Jussie (*Ludwigia spp.*), 100 p., 2 annexes

Mots-clés : milieux aquatiques, espèces exotiques envahissantes, analyse coûts-bénéfices, économie de l'environnement

RESUME D'AUTEUR :

Plan indicatif	Synthèse bibliographique Question de Recherche Matériels et Méthode Etude de cas : gestion de la Jussie dans la zone humide du Marais Poitevin Résultats Conclusions anticipées et Discussion
Buts	L'objectif est de proposer une méthode d'analyse des coûts et des bénéfices des espèces envahissantes aquatiques, en prenant le cas particulier de la Jussie, plante aquatique exotique envahissante. Il s'agit de déterminer la quantité optimale de Jussie à extraire dans le cadre de la gestion de son invasion, en minimisant les coûts de contrôle et maximisant les bénéfices.
Méthodes et techniques	Afin de mener l'analyse coûts-bénéfices, il faut construire trois fonctions : la fonction des dommages sociaux de la Jussie, la fonction de croissance/dispersion de la Jussie, et la fonction des coûts de contrôle de la Jussie. La fonction des dommages sociaux de la Jussie nécessite de bien connaître les caractéristiques du lieu d'étude, afin d'établir une typologie des dommages marchands et non marchands, pour chacun desquels une fonction de dommages est construite en fonction de la quantité de Jussie. La fonction de croissance/dispersion est obtenue à partir de données fournies par le gestionnaire de la zone humide du Marais Poitevin. La fonction de coûts est estimée sous contrainte de la fonction de croissance. Les fonctions de dommages sociaux et de coûts de contrôle sont dérivées, et le stock optimal de Jussie est tel que la fonction des dommages sociaux marginaux soit égale à la fonction des coûts de contrôle marginaux.
Résultats	Nous avons proposé une méthode d'analyse des coûts et des bénéfices, illustrée par notre étude de cas, pour laquelle nous trouvons un stock optimal de Jussie de 28,3 tonnes de biomasse fraîche, et une quantité optimale de Jussie à extraire de 24,8 tonnes de biomasse fraîche.
Conclusions	Si les résultats obtenus ne sont pas robustes (fortes hypothèses et peu de données), ils montrent néanmoins l'intérêt de poursuivre les mesures de gestion de la Jussie dans la zone humide du Marais Poitevin, et celui de mener une étude plus poussée sur les dommages causés par la Jussie, à l'aide de questionnaires et d'enquête terrain. Nous montrons également l'intérêt d'étudier tous les aspects d'une invasion (positifs et négatifs) et d'utiliser l'outil économique comme outil de compréhension, d'analyse et d'argument politique.

BIBLIOGRAPHIC RECORD

AUTHOR: ISSANCHOU Alice

Year: 2012

Report: Economic analysis of biological invasions: the case of the water primrose (*Ludwigia spp.*), 100 p., 2 annexes

Key word: aquatic environment, invasive species, cost-benefit analysis, environmental economics

AUTHOR SUMMARY:

Plan	<p>Literature review</p> <p>Research question</p> <p>Materials and Methods</p> <p>Study case : Jussie's management in the Marais Poitevin's wetland</p> <p>Results</p> <p>Anticipated conclusions and Discussion</p>
Goals	<p>The main goal is to propose a method to conduct the cost-benefit analysis of an aquatic invasive species' management, basing on the example of the water primrose, invasive aquatic plant. The optimal quantity of Jussie to extract is determined by minimising the control costs and maximising the benefits.</p>
Methods and techniques	<p>In order to conduct the cost-benefit analysis, three functions have to be constructed: the social damages function, the growth/dispersion function, and the control costs function. The social damages function implies a good knowledge of the study place's characteristics, so a typology of the merchant and non-merchant damages of the Jussie can be established. For each damage, a function is constructed (euros/quantity of Jussie). The growth/dispersion function is obtained from the data given by the manager of the Marais Poitevin's wetland. The control costs function is estimated under constraint of the growth function. Then the total social damages derivative and the control costs derivate are obtained, and the optimal stock of Jussie is such that the marginal social damages function is equal to the marginal control costs function.</p>
Results	<p>A cost-benefit analysis' method has been proposed, illustrated by the Marais Poitevin study case, for which the optimal stock of Jussie is about 28.3 metric tons of fresh biomass, and the optimal quantity to extract about 24.8 metric tons of fresh biomass.</p>
Conclusions	<p>The results obtained are not robust (strong hypothesis and few data), nevertheless, they show the interest of pursuing the management of the Jussie in the Marais Poitevin's wetland; and the interest of conducting a more advanced study about the damages caused by the Jussie, through questionnaires and field study. The importance of studying all the aspects of a biological invasion (positive and negative) is also demonstrated, as well as the utility of the economical tool as a comprehension, analytical and political tool.</p>

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à mon maître de stage au LERNA, M. Alban Thomas pour ses conseils et tout le temps qu'il m'a consacré durant toute la période de mon stage, en dépit de ses nombreuses activités. Je remercie également vivement l'ONEMA, qui a financé cette étude.

Je tiens aussi à remercier vivement le directeur du LERNA, M. François Salanié qui a accepté de m'accueillir au sein de son laboratoire, ainsi que M. Sylvain Chabé-Ferret, M. Christoph Rheinberger et M. Daniel Herrera, avec qui il fût très agréable de partager la même pièce et très intéressant de discuter.

Je voudrais remercier également tout le personnel du LERNA pour sa gentillesse et son aide pour toutes sortes de formalités administratives, notamment Mme Sylvie Billout, Mme Aline Couratier et Mme Martine Monier ; et M. Maxime Marty pour tous les aspects informatiques.

Mes profonds remerciements vont à mon encadrant à l'ESA M. Claver Kanyarushoki qui a accepté d'encadrer mes travaux durant ces 6 mois de stage, et dont les conseils furent précieux.

Mes plus vifs remerciements s'adressent aussi à tout le cadre professoral et administratif de l'ESA d'Angers, en particulier Mme Anne Gaumé et Mme Karine Daniel pour leur aide dans ma recherche de stage.

Mes remerciements vont enfin à toute personne qui a contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail, en particulier M. Nicolas Pipet, grâce auquel une visite de la zone humide du Marais Poitevin a été possible et dont le point de vue et les explications nous ont permis de mieux cerner et comprendre le sujet ; mais également Mme Sara Hernandez-Perez, M. Alain Dutartre, M. Roland Matrat et M. Nicolas Poulet pour l'intérêt qu'ils ont porté à cette étude.

Table des sigles et des abréviations

AAPMA	Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique
CAP	Capacité à Payer
CAP	Capacité à Recevoir
DREAL	Direction Générale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
IIBSN	Institution Interdépartementale du Bassin de la Sèvre Niortaise
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
INSEE	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
IPC	Indice des Prix à la Consommation
IRSTEA	Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
LERNA	Laboratoire d'Economie des Ressources Naturelles
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economique
ONEMA	Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques
%	pourcentage
PPA	Parité de Pouvoir d'Achat
USD	Dollar américain
VET	Valeur Economique Totale
cm	centimètre
m	mètre
m ²	mètre carré
m ³	mètre cube
m.s ⁻¹	mètre par seconde
g	gramme
ha	hectare
hab	habitant
kg	kilogramme
km	kilomètre
km ²	kilomètre carré
t	tonnes

Table des matières

Remerciements.....	I
Table des sigles et des abréviations.....	II
Introduction	1
Partie I : Synthèse Bibliographique.....	3
I.1. Les invasions biologiques sont un phénomène croissant, susceptible de représenter un danger économique, écologique et social, faisant de leur gestion un bien public.....	3
I.1.1. Un phénomène naturel amplifié par l’homme ayant des conséquences écologiques... ..	3
I.1.2. ... et des conséquences économiques et sociales, nécessitant leur gestion.....	4
I.2. ... ce qui donne lieu à l’élaboration de nombreux modèles et mesures politiques dont le but est de limiter les dommages causés par ces espèces... ..	5
I.2.1. Les cadres théoriques de Williamson (1996) et Richardson et al (2000), bases des théories actuelles.....	6
I.2.2. Les conseils de gestion qui résultent de ces modèles	7
I.3. ... ainsi qu’à celle d’outils économiques permettant d’établir la mesure politique optimale à adopter compte tenu du contexte du cas considéré... ..	8
I.3.1. De l’intérêt économique et du choix de la mesure de gestion à mettre en œuvre	8
I.3.2. L’analyse coûts-bénéfices et la courbe densité-impact	8
I.3.3. Le calcul et l’estimation des impacts économiques des espèces invasives.....	9
I.4. ... celui des espèces envahissantes aquatiques ayant quelques particularités.	11
I.4.1. les modes d’introduction des espèces aquatiques.....	11
I.4.2. Les modèles écologiques appliqués aux milieux aquatiques.....	12
I.4.3. Les modèles et outils économiques appliqués aux milieux aquatiques.....	12
I.5. Le cas de la Jussie.....	14
I.5.1. Introduction, dispersion et impacts de la Jussie	14
I.5.2. Les différents modes de gestion de la Jussie	16

I.5.3. Evaluation économique des mesures de gestion de la Jussie et de ses dommages .	17
Question de Recherche	18
Partie II : Matériels et Méthodes	20
II.1. Principales étapes nécessaires à l'analyse coûts-bénéfices	20
II.2. Cadre méthodologique de l'étude.....	21
II.1.1. La mesure de gestion considérée et l'objectif du modèle	21
II.1.2. Les éléments à considérer	21
II.1.3. Les données à utiliser	23
II.3. La fonction des dommages sociaux / indicateur des dommages ou bénéfiques.....	24
II.2.1. Les impacts de la Jussie : identification.....	24
II.2.2. La mesure et la monétarisation des impacts de la Jussie.....	26
II.2.3. Traitement statistique des données obtenues	31
II.2.4. La fonction théorique des dommages sociaux	32
II.4. La fonction des coûts de contrôle de la Jussie.....	33
II.3.1. Les coûts de contrôle de la Jussie : construction de la base de données.....	33
II.3.2. Les coûts de contrôle de la Jussie : traitement des données.....	34
II.3.3. Formulation théorique de la fonction des coûts de contrôle de la Jussie	36
II.5. La fonction de croissance/dispersion de la Jussie	36
II.5.1. Les données nécessaires à la construction de la fonction de croissance	36
II.5.2. Le traitement des données : fonction de croissance/dispersion de la Jussie	37
Partie III : Etude de cas : la zone humide du Marais Poitevin.....	39
III.1. Le Marais Poitevin : caractéristiques, impacts potentiels et gestion de la Jussie.....	39
III.1.1. Les caractéristiques géographiques du Marais Poitevin.....	39
III.1.2. Les caractéristiques écologiques du Marais Poitevin	40
III.1.3. Les caractéristiques économiques et sociodémographiques du Marais Poitevin..	41
III.1.4. Implantation de la Jussie dans le Marais Poitevin et ses impacts.....	43
III.1.5. Les mesures de gestion de la Jussie pratiquées dans le Marais Poitevin	49
III.2. Matériels et Méthode.....	52

III.2.1. La fonction de croissance/dispersion de la Jussie.....	52
III.2.2. Les fonctions de dommages sociaux.....	54
III.2.3. La fonction des coûts de contrôle	60
III.3. Biais et limites liés à la méthodologie.....	60
Partie IV : Résultats intermédiaires	65
IV.1. La fonction de croissance/dispersion de la Jussie.....	65
IV.2. Les fonctions de dommages sociaux.....	67
IV.3. La fonction de coûts de contrôle	77
IV.4. Le stock optimal de Jussie dans la zone humide du Marais Poitevin	79
Partie V : Conclusions anticipées et Discussion.....	80
V.1. Biais et limites des résultats obtenus.....	80
V.1.1. Les courbes de croissance, de dommages touristiques et de contrôle	80
V.1.2. La simplification des courbes de dommages entraîne des résultats imprécis.....	82
V.1.3. Dommages, recouvrement et quantité de Jussie : des relations difficiles à traduire	83
V.2. L'étude exploratoire confirme l'intérêt de mener des actions de contrôle de la Jussie....	85
V.2.1. L'étude exploratoire montre que l'ampleur et la variété des impacts de la Jussie justifie socialement et politiquement sa gestion	85
V.2.2. Des enquêtes terrain pour mener une analyse coûts-bénéfices plus précise, et rendre compte de divers phénomènes observés dans le cadre de l'invasion de la Jussie .	86
V.2.3. Le cas du Marais Poitevin et la situation de référence utilisée dans les enquêtes .	87
Conclusion	89
Références	VI
Table des figures, tableaux et graphiques	XXVII
Annexe 1 : Note sur la gestion des milieux aquatiques et les bonnes pratiques agricoles.	XXIX
Annexe 2 : Les études de transfert utilisées	XLVI

Introduction

Ce stage de fin d'étude s'est déroulé au sein du Laboratoire d'Economie des Ressources Naturelles (LERNA), laboratoire créé en 1996 et basé à Toulouse. Depuis 1999, le laboratoire est devenu une unité mixte de recherche associant l'Université des Sciences sociales de Toulouse 1 et l'Institut National de Recherche Agronomique (INRA). Ses thématiques de recherche portent sur l'eau, l'énergie, le risque et la réglementation publique avec une approche à la fois théorique et appliquée (Aeres, 2010). Mon stage a été mené sous la direction d'Alban Thomas, directeur de recherche en économie et membre du LERNA, dont les thèmes de recherche de prédilection sont la régulation environnementale appliquée, l'économétrie appliquée à l'environnement et l'agriculture, et les usages et la tarification de l'eau (site du LERNA, 2011-2012).

Le présent travail a été effectué dans le cadre d'une convention entre l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) et l'INRA. Dans le cadre de ce partenariat, deux axes relatifs à la gestion des milieux aquatiques ont été traités durant le stage : l'un portant sur les bonnes pratiques agricoles et la qualité de l'eau (voir Annexe 1) et l'autre sur la gestion des espèces végétales aquatiques envahissantes, traité dans le corps du rapport. L'une des thématiques mises en avant par l'ONEMA a trait à la lutte contre les espèces invasives (site internet de l'ONEMA). En effet, les espèces invasives présentent des enjeux et des problématiques à la fois écologiques, économiques et sociales, de sorte que leur gestion revêt une grande importance.

C'est dans ce contexte que se situe ce rapport, dont l'objectif est de proposer une méthode d'analyse des coûts et des bénéfices des espèces envahissantes aquatiques, en prenant le cas particulier de la Jussie, plante aquatique exotique envahissante. La particularité de ce travail est qu'il vise à étudier les impacts (positifs et, ou, négatifs) d'un élément particulier (ici, une plante aquatique) sur les différents biens et services (marchands et non-marchands) prodigués par le milieu où il s'insère. De plus, l'analyse des coûts et des bénéfices permet de remplir un double objectif : comprendre et modéliser les interactions entre les différentes fonctions de dommages, coûts et croissance de l'espèce invasive considérée, et permettre l'utilisation du modèle comme un outil d'aide à la gestion.

Dans une première partie, une synthèse bibliographique sur les conséquences des espèces invasives ainsi que sur les outils écologiques et économiques utilisés est produite afin d'évaluer et de maîtriser leurs impacts. Il s'agit de montrer l'importance des espèces invasives, et l'utilité que peut représenter une analyse coûts-bénéfices associant des paramètres à la fois biologiques, écologiques, et économiques.

Ensuite, une méthode de construction de l'analyse coûts-bénéfices de la gestion de la Jussie est proposée. La Jussie est une plante aquatique invasive présentant l'intérêt d'avoir des impacts à la fois positifs et négatifs. Notre analyse coûts-bénéfices s'articule autour de trois grandes fonctions : la fonction des dommages sociaux (impacts positifs et négatifs), la fonction des coûts de gestion, et la fonction de croissance et de dispersion de la Jussie. Ces fonctions sont basées sur de nombreuses hypothèses, la plus importante étant celle relative à la convexité de la courbe de dommages.

Dans un troisième temps, nous menons une étude exploratoire où la méthode proposée dans la partie précédente est appliquée au cas de la zone humide du Marais Poitevin. Il s'agit de vérifier les principales hypothèses émises quant aux différentes fonctions de la Jussie. Tout d'abord, le lieu d'étude est décrit de sorte à permettre une typologie des dommages causés par la Jussie précise et adaptée; et à optimiser le choix des études utilisées pour les transferts de bénéfices, qui est une méthode alternative d'estimation des dommages sociaux non-marchands de la Jussie, moins précise que celle conseillée dans la partie précédente, mais adaptée à nos contraintes de coûts et de temps. Ensuite, les trois fonctions (dommages sociaux, coûts de gestion et croissance/dispersion) de la Jussie sont déterminées.

Dans une dernière partie, nous discutons les résultats obtenus et proposons quelques conclusions anticipées relatives aux analyses des coûts et des bénéfices menées dans le cadre de cette étude et montrons en quoi il serait intéressant de poursuivre ce travail en menant des enquêtes terrain afin d'avoir de meilleures estimations des courbes de dommages.

Partie I : Synthèse Bibliographique

Nous proposons ici un état des lieux des connaissances actuelles sur les espèces envahissantes, afin de bien comprendre et circonscrire le sujet, de sorte à élaborer une méthode d'analyse coûts-bénéfices pertinente et efficace. Le terme d'espèce exotique envahissante est ici considéré comme équivalent à celui d'espèce invasive, et utilisé indifféremment. La définition d'une espèce invasive retenue ici est celle proposée par Pysek et al (2004) : c'est une espèce introduite dans un nouveau milieu, naturellement ou par la main de l'homme, intentionnellement ou non, et où elle s'est naturalisée ou établie, c'est-à-dire où elle a réussi à maintenir une certaine population sans ou malgré l'intervention humaine pendant au moins dix ans, et qui produit une abondante descendance capable de se reproduire, ce, à grande distance des parents, ce qui lui confère un important potentiel de dispersion sur de grandes surfaces. Cette définition suggère qu'une espèce invasive est à la fois une espèce exotique et une espèce naturalisée. L'inverse n'est pas vrai : une espèce peut avoir été introduite et même s'être établie sans revêtir pour autant un caractère invasif.

Nous verrons tout d'abord en quoi les espèces invasives justifient l'étude dont elles font l'objet, pour ensuite nous pencher sur la vision qu'en ont les écologues, à travers les théories et modèles d'invasion proposés et les mesures de gestion en découlant. Par la suite, les outils proposés par les économistes pour traiter des invasions biologiques sont étudiés. Nous abordons également le cas des milieux aquatiques. Enfin nous considérons le cas de la Jussie, espèce végétale aquatique envahissante sur laquelle porte notre étude.

I.1. Les invasions biologiques sont un phénomène croissant, susceptible de représenter un danger économique, écologique et social, faisant de leur gestion un bien public...

I.1.1. Un phénomène naturel amplifié par l'homme ayant des conséquences écologiques...

La dispersion des espèces est un processus naturel et lent, les barrières géographiques étant difficiles à franchir, et coïncidant avec des périodes d'évolution. Elle est nécessaire à la distribution de la vie sur terre, à la biodiversité et au renforcement des écosystèmes (Nentwig, 2007 ; Beisel et Lévêque, 2010). Or on peut constater une dispersion et une émergence croissantes d'espèces invasives liées à l'activité humaine (Pimentel et al, 2001) et en particulier au commerce (Pascal et al, 2000 ; Margolis et al, 2005). La démultiplication des

routes terrestres, maritimes et aériennes, a favorisé les déplacements volontaires (e.g. commerce des plantes d'ornement) ou non d'espèces invasives sur de longues distances (Kowarik et von der Lippe, 2007 ; Crowl et al, 2008). Westphal et al (2008) montre une corrélation entre le degré d'ouverture au commerce et le nombre d'espèces invasives. Le réchauffement climatique, phénomène dont l'ampleur est d'origine anthropique (Royer et al, 2002), augmente également la dispersion des espèces (Heikkinen et al, 2009).

Ainsi, dans le cas des espèces végétale, la commercialisation des végétaux (Jauzein, 2001 ; Maillet et Zagarozza, 2002) et de l'horticulture sont des vecteurs importants d'espèces végétales invasives (Maillet et Zagarozza, 2002 ; Foxcroft et al, 2008). L'agriculture est un autre vecteur ancien et important de plantes invasives, car les plantes importées sont sélectionnées sur des critères de résistance aux perturbations (Jauzein, 2001 ; Perrings, 2002).

Les espèces invasives introduites ont le plus souvent des impacts négatifs sur les écosystèmes envahis, quels qu'ils soient (Hejda et al, 2009; Smida et al, 2010a), notamment en termes de biodiversité (Margolis et al, 2005 ; Barney et Whitlow, 2008) et de richesse spécifique (Crowl et al, 2008 ; McGeoch et al, 2010). Certains milieux sont plus vulnérables que d'autres, tels les écosystèmes insulaires (Barbet-Massin et Jiguet, 2011) de par leur topographie et microclimat particuliers, permettant l'évolution d'espèces endémiques moins mobiles et moins nombreuses que ne le sont les espèces continentales (Reaser et al, 2007).

La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), espèce invasive en Amérique du Nord, est un bon exemple de la variété des dommages écologiques pouvant être causés : dans les réseaux hydriques envahis, elle a altéré de nombreux facteurs abiotiques (e.g. transparence de l'eau, habitat benthique) et biotiques (e.g. chaîne alimentaire, bioaccumulation de contaminants, diversité des moules) (De Pinto et Narayanan, 1997 ; Morisson et al, 1998).

Cependant, les espèces invasives ont également des impacts économiques (Colautti et al, 2006 ; Vilà et al, 2010) affectant les activités humaines.

I.1.2. ... et des conséquences économiques et sociales, nécessitant leur gestion

Les espèces invasives peuvent présenter des menaces pour les populations humaines, que ce soit du point de vue économique, sanitaire ou des loisirs (Lovell et Stone, 2005 ; Crowl et al, 2008 ; Menozzi, 2010 ; Guveritch et al, 2011). Les secteurs pouvant être affectés par des espèces invasives sont variés : tourisme, immobilier (Colautti et al, 2006), agriculture, pêche

(Lovell et Stone, 2005 ; Reaser et al, 2007)... Toutefois, les espèces invasives peuvent également avoir des externalités positives (Colautti et al, 2006). Par exemple la moule zébrée, espèce invasive au Canada (Crowl et al, 2008), clarifie l'eau des lacs par filtrage, ce qui est susceptible d'augmenter la valeur des propriétés du bord des lacs (Colautti et al, 2006).

La gestion des espèces invasives est bénéfique à de nombreux niveaux, écologiques, économiques et sanitaires, et pour de nombreux agents utilisant directement ou non les ressources des milieux envahis. Et en effet, la gestion des espèces exotiques envahissantes peut être considérée comme un bien public (Perrings et al, 2002 ; Lovell et Stone, 2005) ; c'est-à-dire un bien dont chaque individu peut jouir en commun (indivisibilité), et dont l'usage qu'en fait un individu n'en retire pas la possibilité d'usage à un autre (non-exclusion d'usage) (Samuelson, 1954). En tant que tel, la gestion des espèces invasives nécessite la mise en place de financements collectifs. Il s'avère que dans bien des cas lorsqu'il s'agit de gestion d'espèces envahissantes, les invasions entrent dans la catégorie des biens « dépendant du maillon le plus faible » (Perrings et al, 2002 ; Frésard, 2011). Cela signifie que la bonne gestion de certaines de ces invasions dépend des ressources mises en œuvre et de la prévention appliquée dans les pays les plus pauvres et les moins bien organisés (Perrings et al, 2002) ; d'où la nécessité de mettre en place des politiques de contrôle des espèces invasives régionales et nationales (Lodge et al, 2006), et internationales (Frésard, 2011),

Les espèces exotiques envahissantes représentent ainsi un phénomène naturel, démesurément amplifié par les activités humaines. Elles sont la cause de dommages écologiques, économiques et sanitaires. Si leur gestion relève du bien public et revêt des aspects techniques et politiques, elle s'appuie sur des éléments théoriques issus de l'écologie.

I.2. ... ce qui donne lieu à l'élaboration de nombreux modèles et mesures politiques dont le but est de limiter les dommages causés par ces espèces...

Les espèces exotiques introduites dans un milieu ne se révéleront pas obligatoirement invasives, seule une faible proportion des espèces introduites le devient (Williamson, 1996). La gestion des espèces invasives, pour être pertinente, demande donc une compréhension du processus d'invasion ainsi que la possibilité de prévoir les ampleurs que celle-ci pourrait prendre, par exemple à travers des modèles de dispersion.

I.2.1. Les cadres théoriques de Williamson (1996) et Richardson et al (2000), bases des théories actuelles

Les cadres théoriques de Richardson et al (2000) et Williamson (1996) sont particulièrement utilisés par les écologues, selon qu'ils traitent respectivement de l'invasion d'une espèce animale ou végétale. A partir de ces modèles, certains chercheurs ont essayé d'uniformiser les différents cadres théoriques du processus d'invasion (e.g. Barney et Whitlow, 2008 ; Blackburn et al, 2011 ; Foxcroft et al, 2011 ; Gurevitch et al, 2011).

D'après Richardson et al (2000), les phases de l'invasion d'une espèce correspondent au franchissement de six barrières : **(1)** les barrières géographiques majeures, aux niveaux inter ou infra-continentaux ; **(2)** les barrières environnementales biotiques et abiotiques du site d'introduction; **(3)** les barrières de reproduction ; **(4)** la barrière de dispersion (au niveau local ou régional) ; **(5)** les barrières environnementales dans des milieux modifiés par l'homme ou dominés par de la végétation allogène et **(6)** les barrières environnementales formées par des végétations naturelles ou semi-naturelles. Le franchissement des barrières n'est pas irréversible, et des éléments extérieurs peuvent le favoriser ou non. C'est lorsque les deux dernières barrières sont franchies que l'espèce devient invasive (Richardson et al, 2000).

Ce qui distingue le cadre théorique de Williamson de celui de Richardson et al (2000) est la succession de stades au lieu de barrières. Selon Williamson (1996), l'invasion d'un milieu se fait à travers trois grandes étapes : **l'arrivée et l'établissement**, la pression de propagule étant une variable importante du processus, certains milieux étant plus vulnérables que d'autres ; **la dispersion**, dont la vitesse et l'étendue correspondent généralement aux estimations de r (taux intrinsèque de croissance) et D (coefficient de diffusion) ; **l'équilibre et les effets**, la plupart des espèces n'ayant que des conséquences mineures, mais qui peuvent aller de la diminution des populations à l'extinction d'individus et à une restructuration du système en ce qui concerne les effets, et avoir des conséquences sur la chaîne alimentaire verticale ou horizontale en ce qui concerne les mécanismes.

Ainsi que Richardson et al (2000) et Gurevitch et al (2011) le soulignent, l'une des caractéristiques d'une invasion biologique est la dispersion de l'espèce. Thuiller et al (2009) recommandent l'utilisation de BIOMOD, logiciel libre, qui permet le traitement d'un ensemble d'incertitudes méthodologiques dans les modèles de prédiction de la distribution des espèces, ainsi que l'examen des relations entre les espèces et l'environnement (voir

Capinha et Anastacio, 2011 et Fitzpatrick et al, 2011). Evangelista et al (2008) comparent des modèles d'invasion et de dispersion communément utilisés. Les modèles de dispersion permettent d'estimer la propagation d'une espèce dans des circonstances données (Fitzpatrick et al, 2011) et peuvent être un outil de gestion (Evangelista et al, 2008).

I.2.2. Les conseils de gestion qui résultent de ces modèles

Les conseils de gestion établis sur la base du processus d'invasion sont généralement : (1) la prévention, (2) une réponse rapide/éradication, (3) le contrôle/confinement et (4) la restauration/atténuation (Hulme, 2006 ; Blackburn et al, 2011). Lodge et al (2006) proposent des correspondances entre les stades d'invasion et les mesures de gestion.

La prévention consiste en des mesures de quarantaine ou de contrôle aux frontières, mesures plus efficaces du point de vue du coût et de l'écologie que les mesures prises après l'établissement des espèces (Hulme, 2006 ; Mehta et al, 2007). Les modèles de prédiction de dispersion peuvent permettre d'identifier les espèces potentiellement invasives et de cibler les mesures à adopter (Hulme, 2006 ; Evangelista et al, 2008). La rapidité de la détection dépend souvent des dommages économiques qu'elle engendre, et se révèle assez délicate ; mais une fois faite, il est possible alors d'y répondre rapidement, le plus souvent par l'éradication de l'espèce introduite (Hulme, 2006) ou du moins son contrôle (Wittenberg et Cock, 2001).

Ensuite, trois mesures sont possibles : l'éradication, le confinement et le contrôle (Hulme, 2006). L'éradication consiste à retirer toute la population d'une espèce invasive d'une zone spécifique (Hulme, 2006 ; Loope et al, 2006), ce qui est d'autant plus difficile que la zone est grande (Hulme, 2006). Le confinement a pour but de limiter la propagation de l'espèce invasive ou de retirer l'espèce des zones non encore envahies. Cette stratégie est plus efficace pour les espèces dont la dispersion est lente et sur des mouvements de courte distance, ou pour lesquelles des barrières efficaces peuvent être érigées ; mais cela n'est pas le cas pour la plupart des espèces invasives (Hulme, 2006). Le contrôle vise une réduction à long terme de la population invasive. Ces trois méthodes peuvent s'employer au sein d'une même région ou bien successivement suivant la réussite de l'opération (Hulme, 2006).

Toutefois, les causes du problème posé par les espèces invasives sont principalement économiques, et nécessitent donc des solutions économiques (Perrings et al, 2002).

I.3. ... ainsi qu'à celle d'outils économiques permettant d'établir la mesure politique optimale à adopter compte tenu du contexte du cas considéré...

Nous voyons ici comment les concepts économiques peuvent servir à justifier ou à choisir les mesures de gestion des espèces invasives.

I.3.1. De l'intérêt économique et du choix de la mesure de gestion à mettre en œuvre

Prévenir l'introduction d'espèces invasives peut passer par une réduction des flux commerciaux (Margolis et al, 2005), possible si le principe de précaution est appliqué, ce qui suppose une évaluation préalable des risques (Kast, 2003) délicate à mener et pas toujours en faveur des mesures de précaution (Simpson, 2008). Des modèles ont été élaborés pour déterminer la pertinence des mesures de prévention (e.g. Margolis et al, 2005 ; Simpson, 2008 ; Moore et al, 2010), et leur intérêt par rapport aux mesures de contrôle : Leung et al (2002) montrent que dans le cas de la moule zébrée aux Etats-Unis, des mesures de prévention auraient été appropriées. Mehta et al (2007) établissent un modèle analysant les compensations entre la détection et les coûts de contrôle ultérieurs pour une espèce invasive.

Ces modèles permettent d'arbitrer différentes mesures de gestion avant établissement des espèces invasives, quand les mesures de prévention et de détection sont encore possibles, mais de nombreux chercheurs ont proposé des modèles déterminant les niveaux de contrôle optimum pour une espèce invasive après établissement (Mehta et al, 2007 ; Frésard, 2011), où il s'agit de minimiser les coûts et de maximiser les avantages (e.g. Settle et Shogren, 2002). Le niveau de contrôle optimal dépend de nombreux facteurs : l'évolution de la population invasive, la durée des investigations bioéconomiques, l'irréversibilité des dommages causés par l'invasion et son contrôle (voir Saphores et Shogren, 2005), la taille initiale de la population et l'état d'équilibre (voir Burnett et al, 2006), la place de l'espèce invasive dans l'écosystème envahi (voir Wilman, 1996 qui étudie le cas d'une relation proie-prédateur), ou leur utilité (voir Higgins et al, 1997 et Zivin et al, 2000).

I.3.2. L'analyse coûts-bénéfices et la courbe densité-impact

Les modèles empiriques de gestion des invasions biologiques emploient souvent des analyses coûts-bénéfices (Frésard, 2011 ; e.g. Keller et al, 2007 ; Mwebaze et al, 2010 ; Van Wilgen et De Lange, 2011). En effet, elle permet d'instaurer un cadre rationnel (Pearce et al, 2006 ; Gomez-Baggethun et al, 2010) en mesurant les gains et pertes monétaires et en mettant la notion d'externalité au centre de l'analyse, ce qui permet de prendre en compte les notions

d'utilité et de bien-être. Elle rend possible d'établir une échelle optimale des possibilités de gestion en utilisant les mêmes unités de mesure pour le numérateur et le dénominateur. Elle prend aussi en compte les coûts et les bénéfices pour les différents groupes d'agents, la dimension temporelle, ainsi que les préférences individuelles explicites, de manière à pouvoir les chiffrer (Pearce et al, 2006). Cela explique l'utilisation abondante qui en est faite, même si elle présente des limites (voir Pearce et al, 2006 et Gomez-Baggethun et al, 2010).

D'autres approches existent (voir Pearce et al, 2006), telle la méthode d'évaluation des choix multi-attributs (voir Dacharty-Bernard, 2004) et la courbe densité-impact, qui relie la densité de la population et l'impact économique correspondant (voir Yokomizo et al, 2009).

Pour que ces analyses soient les plus fines possible, il faut y intégrer le maximum d'éléments et les évaluer le plus précisément possible.

I.3.3. Le calcul et l'estimation des impacts économiques des espèces invasives

Afin d'estimer les impacts économiques des espèces invasives, il faudrait considérer les coûts directs et indirects associés au contrôle ou à la perte de biens ou services marchands et non-marchands, et les coûts des externalités (Colautti et al, 2006). Or s'il est relativement aisé d'estimer les coûts directs marchands (e.g. prix d'une récolte, d'une maison), les autres coûts, telle la valeur esthétique, sont bien plus difficiles à renseigner (Holmes et al, 2009).

Il est possible d'appréhender le coût des services non-marchands d'un écosystème avec la valeur économique totale (VET), composée des valeurs d'usage et de non-usage (Pearce et al, 2006 ; voir Figure 1). La valeur d'option est composée de l'utilisation envisagée et de l'utilisation possible soit la volonté des utilisateurs de payer pour conserver une ressource et avoir la possibilité de l'utiliser ultérieurement. Les valeurs de non-usage représentent la volonté de payer pour conserver un bien qu'ils n'utilisent et n'utiliseront pas. Il y en a trois : (1) la valeur altruiste, à l'usage d'autrui ; (2) la valeur de legs, pour les générations futures ; (3) et la valeur d'existence, soit le prix à payer pour sauvegarder le bien, sans utilisation possible, ni de sa part, ni d'autrui (Pearce et al, 2006).

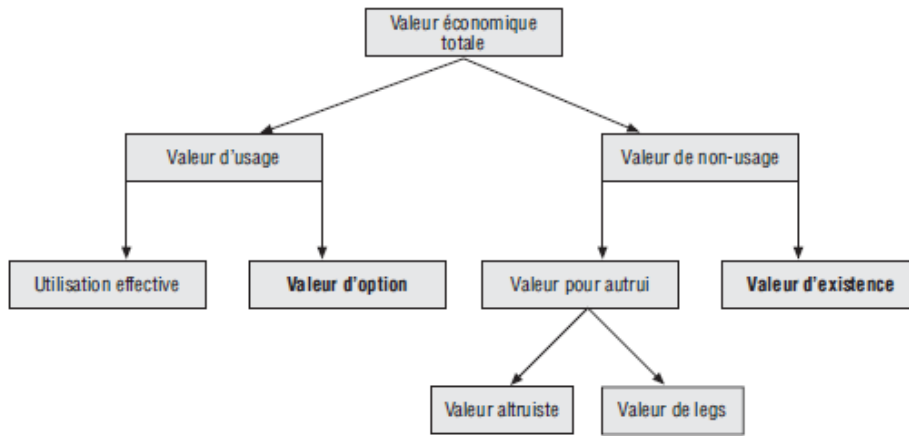


Figure 1 : Décomposition de la Valeur Économique Totale

(Pearce et al, 2006)

Différentes méthodes permettent d'estimer les valeurs d'usage et de non-usage (voir Figure 2).

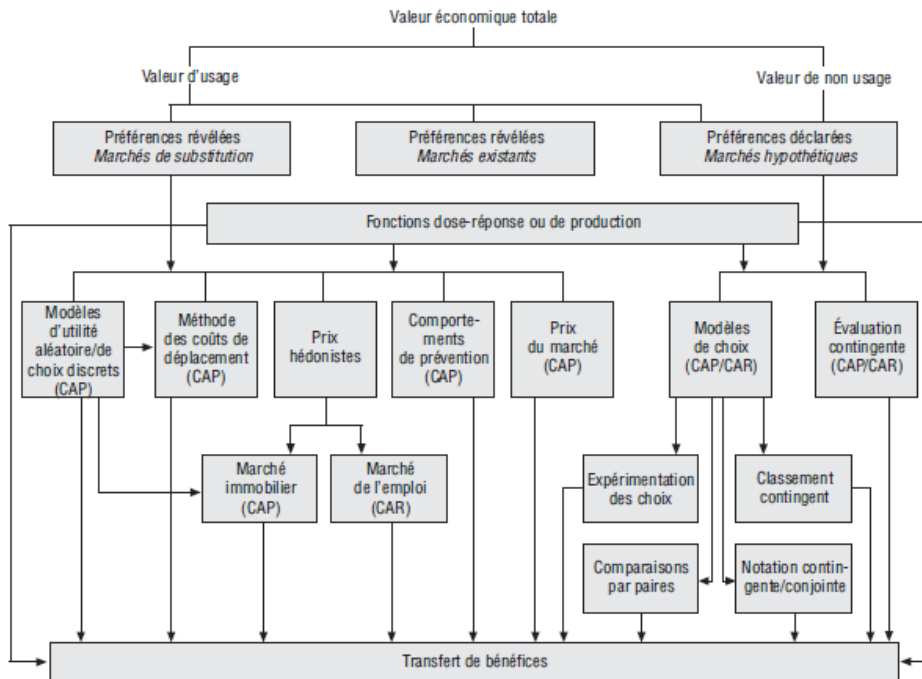


Figure 2 : Les différentes méthodes d'évaluation de la Valeur Économique Totale

(Pearce et al, 2006)

Les valeurs de non-usage ne peuvent être estimées qu'à l'aide des préférences déclarées, à travers des questionnaires déterminant la capacité des agents à payer (CAP) ou à recevoir (CAR). Le CAP correspond au cas où il n'y a pas de droits de propriété sur les bénéfices d'un projet, quand le CAR correspond au cas où il y en a et où l'agent établit la compensation qu'il est prêt à recevoir pour y renoncer. Les valeurs d'usage peuvent être établies à partir des préférences déclarées ou révélées, ces dernières utilisant les prix observables sur les marchés. Les fonctions dose-réponse représentent la relation de cause à effet entre un changement de l'état de nature ou d'une mesure politique et sa conséquence (Pearce et al, 2006). Born et al (2005) présentent d'autres méthodes, tels les coûts d'opportunité ou de production, à adopter selon le contexte et les objectifs de l'étude.

Nous avons exposé les principales causes et conséquences des invasions biologiques, leurs modélisations écologiques et économiques et les principaux outils permettant d'arbitrer entre les mesures de gestion possibles. La partie suivante traite des invasions aquatiques.

I.4. ... celui des espèces envahissantes aquatiques ayant quelques particularités.

En abordant le cas des espèces envahissantes aquatiques, nous tentons de mieux en comprendre leurs particularités, en reprenant les points abordés dans le cas général.

I.4.1. les modes d'introduction des espèces aquatiques

Les milieux aquatiques continentaux sont fragmentés et présentent une certaine diversité : eau douce, eau saumâtre, fort ou faible courant, eaux souterraines. Leurs barrières naturelles sont difficiles à franchir de manière spontanée, en particulier pour les systèmes marins pélagiques. Ce sont les systèmes mixtes insulaires et les lacs, rivières et systèmes marins côtiers qui sont particulièrement vulnérables aux invasions (Perrings, 2002).

Les espèces aquatiques peuvent être introduites dans un pays à des fins commerciales, de production ou de loisirs (Haury et Pattee, 1997 ; Perrings, 2002) mais aussi à travers les eaux de ballastes des navires, utilisées pour maintenir l'équilibre des navires et ont permis le déplacement de milliers d'espèces (Minchin et al, 2009), par les conteneurs, des navires militaires (Lovell et Stone, 2005) ou la navigation de plaisance (e.g. Timar et Phaneuf, 2009 ; Muirhead et MacIsaac, 2011). Certaines espèces ont pu s'installer dans des mers ou des bassins fluviaux à travers des canaux construits par l'homme (Haury et Patte, 1997) : le Canal de Suez a permis la migration d'espèces de la Mer Rouge à la Mer Méditerranée (Bitar,

2010). Quant à l'introduction des espèces d'eau douce, la particularité des systèmes hydrauliques continentaux est qu'ils sont souvent continus (de la source à l'embouchure d'un fleuve par exemple), de sorte que l'introduction même limitée spatialement d'une espèce exotique a une grande probabilité de se propager dans tout le réseau (Haury et Pattee, 1997).

I.4.2. Les modèles écologiques appliqués aux milieux aquatiques

Différentes sortes de modélisations des invasions existent, traitant des chemins d'invasion en général, d'un vecteur particulier d'invasion ou centrés sur l'invasion d'une espèce particulière. On retrouve les mêmes types de modèles et d'outils pour caractériser les invasions aquatiques et terrestres (voir la synthèse de Wonham et Lewis, 2009) et les politiques de gestion en découlant sont similaires. Parmi ces études, nous pouvons citer celle de Johnson et al (2005), qui étudient les circonstances d'introduction de la méduse tachetée d'Australie (*Phyllorhiza punctata*) dans le Golfe du Mexique, ou celle d'Elith et Leathwick (2009), qui montrent l'importance de la composante géographique dans la distribution des espèces aquatiques marines, et en particulier des courants, parmi d'autres facteurs. Cela ne saurait diminuer l'importance de la navigation de plaisance comme vecteur d'espèces aquatiques invasives (Muirhead et MacIsaac, 2011). Ce dernier vecteur a plus particulièrement été étudié dans le cas des lacs (voir par exemple Timar et Phaneuf, 2009 ; Muirhead et MacIsaac, 2011). Les modèles-enveloppes bioclimatiques peuvent également être utilisés afin d'identifier la possible dispersion d'une espèce - voir l'étude d'Heikkinen et al (2009) dans le cas de l'élodée du Canada dans les milieux aquatiques européens.

Ayant vu comment les modèles écologiques de dispersion sont adaptés aux invasions aquatiques, nous présentons dans la partie suivante des exemples de modélisations économiques appliquées aux invasions aquatiques marines et d'eau douce.

I.4.3. Les modèles et outils économiques appliqués aux milieux aquatiques

Les approches économiques font intervenir les coûts de contrôle de l'espèce invasive et les valeurs attribuées au le milieu ou aux espèces natives, de sorte à optimiser chacune de ces valeurs afin d'établir le stock optimal de l'espèce invasive (soit son niveau de contrôle).

Perrings (2002) propose un modèle théorique d'invasion d'une espèce aquatique où les variables d'état sont des mesures de l'espace occupé par les espèces natives et invasives. En occupant les espaces où se trouvaient les espèces natives, les espèces invasives empêchent

le flux de biens ou de services procurés par les espèces natives. Deux cas sont envisagés : l'un où l'espèce introduite n'est pas invasive, et l'autre où elle l'est. Dans le premier cas, le seul équilibre est « l'exclusion » et le niveau optimal de contrôle est nul. Dans l'autre cas, deux équilibres sont possibles (l'exclusion et la coexistence) selon le taux d'invasion.

Frésard et Boncoeur (2006) utilisent la méthode de l'analyse coûts-bénéfices pour la gestion de l'invasion de la crépidule (*Crepidula fornicata*), une espèce exotique invasive qui est un compétiteur spatial pour les coquilles Saint-Jacques, ce qui a des conséquences sur l'activité de pêche de ce coquillage. D'après leur simulation numérique, l'invasion est une menace sérieuse pour la viabilité économique du programme de restockage, et la durabilité de la pêcherie à long terme serait maintenue en gérant l'invasion.

Macpherson et al (2006) présentent un modèle dynamique principal-agent appliqué au cas du myriophylle en épi, plante aquatique d'eau douce véhiculée par les bateaux de plaisance. Dans ce modèle, un gestionnaire met en place des contrôles de gestion intersaisons lac par lac. Les plaisanciers font une série de choix de voyage intra saisons en fonction des contrôles imposés, de la présence de l'espèce invasive et des actions entreprises par le gestionnaire. Celui-ci reconnaît et anticipe les choix des plaisanciers et les prend en compte lors de sa décision. Deux objectifs de gestion sont étudiés, qui modifient le niveau de contrôle: la maximisation du bien-être des plaisanciers et la limitation de la dispersion du myriophylle.

Les mêmes méthodes sont valables pour évaluer les coûts des dommages causés par les espèces invasives aquatiques et terrestres (voir paragraphe I.3.3).

César et Van Beukering (2004) ont évalué la valeur économique des 1660 km² de récifs coralliens hawaïens à 10 milliards USD en considérant les valeurs d'usage et de non-usage. La VET est estimée en additionnant les données obtenues et en les projetant dans le temps en se basant sur trois éléments : l'évolution des bénéfices dans le temps (nulle), la période temporelle considérée (50 ans) et le taux d'actualisation (3%).

Beaumais et al (2007) ont estimé la valeur économique des fonctionnalités des zones humides de l'estuaire de la Seine en utilisant la méthode d'évaluation contingente. Le questionnaire utilisé a été construit sur la base de travaux menés par des économistes et des écologues, pour que les services soient clairement identifiés et que les informations claires et

complètes, afin d'obtenir des résultats fiables. Ils estiment un CAP médian de 694 euros/ha/an correspondant aux coûts d'opportunité liés à la destruction des zones humides.

Dans cette partie ont été présentées les particularités des invasions biologiques aquatiques et la manière dont les modèles écologiques et économique s'y appliquent. Nous allons maintenant nous attarder sur l'invasion de la Jussie, plante aquatique d'eau douce.

I.5. Le cas de la Jussie

Cette partie nous permet de montrer en quoi cette plante aquatique suscite tant d'inquiétude et d'intérêt, de sorte à bien se représenter la problématique posée par la Jussie.

I.5.1. Introduction, dispersion et impacts de la Jussie

« La Jussie » désigne des hydrophytes amphibies, et en particulier deux espèces appartenant au genre *Ludwigia* (Dutartre et al, 2006) bien connues et très présentes sur le territoire français : *L. grandiflora* et *L. peploides*, toutes deux originaires des Amériques (Smida et al, 2010a). Ce sont des espèces exotiques invasives dans de nombreux pays et particulièrement problématiques en France (Sheppard et al, 2006).

Sa première introduction dans le milieu naturel semble dater du début du XIX^{ème} siècle à Montpellier dans la rivière du Lez (Sheppard et al, 2006). A partir du Lez, la Jussie a rapidement colonisé tous les réseaux hydrographiques du Midi de la France, et grâce à son utilisation en tant que plante ornementale de bassin et berges, elle s'est répandue majoritairement sur le pourtour méditerranéen, sur la façade atlantique (Dutartre et al, 2006).

La reproduction de la Jussie peut être sexuelle ou végétative (Sheppard et al, 2006 ; Ruaux et al, 2009). Les deux Jussies ont une période de floraison et un important potentiel de production de semences pouvant perdurer dans les sédiments des cours d'eau (Dandelot et al, 2005b). Au contraire de *L. peploides*, *L. grandiflora* a une production de fruits variable selon les régions. Elles se reproduisent surtout végétativement (Riaux et al, 2009) et ont une très grande capacité de bouturage : un fragment peut coloniser un mètre de rive en une année (Smida et al, 2010a). Ces fragments sont dispersés par les courants, les oiseaux et les hommes. Les deux derniers vecteurs permettent la dispersion de la Jussie à d'autres réseaux hydriques ou à des plans d'eau isolés (Riaux et al, 2009). De par leur importante capacité d'adaptation (existence d'une forme terrestre, Pipet, com. personnelle), les Jussies n'ont pas

de réelle compétition de la part des macrophytes autochtones (Ruaux, 2008). On peut observer une compétition intra (Okada et al, 2009) et interspécifique entre *L. peploides* et *L. grandiflora* mais également avec d'autres espèces exotiques (Dandelot et al, 2005b).

Les herbiers de Jussie représentent un hébergement pour la macrofaune et sont fréquentés par de nombreux décomposeurs (Dutartre et al, 2006) et autres pollinisateurs (Estes et Throp, 1974 ; Smida et al, 2010a). Lorsque leur système racinaire est peu dense, les herbiers servent d'abris à certains poissons, grenouilles et autres vertébrés et ont des qualités esthétiques. La Jussie (en particulier *L. peploides*) aurait des propriétés médicinales (Dutartre et al, 2006 ; Huang et al, 2007 ; Uddin et al, 2012) et de phytoremédiation (Zhao et al, 2012) particulièrement en ce qui concerne les nitrates et l'ammoniac (Deaver et al, 2005).

Mais lorsque sa biomasse devient importante, elle entraîne des modifications physico-chimiques du milieu en accélérant les processus de sédimentation, ce qui peut mener à des situations d'eutrophisation et diminuer la qualité de l'eau (Dutartre et al, 2006 ; Nehring et Kolthoff, 2011). En effet, on observe au sein des herbiers une diminution du pH ainsi qu'une diminution des concentrations diurnes d'oxygène dissous, phénomène probablement dû à la minéralisation intense du milieu et le réchauffement de l'eau, ce qui permet l'établissement d'un environnement hypoxique voire anoxique, hostile à la vie aquatique aérobie (Dutartre et al, 2006). Sa présence est couplée à une forte réduction locale de la biodiversité florale (Vauthey et al, 2003 ; Dutartre et al, 2006) et à des phénomènes d'allélopathie *a priori* négatifs, mais n'étant pas encore bien connus (Dandelot et al, 2008). La Jussie a également des impacts économiques importants dans les secteurs touristique, agricole, industriel, ou de la gestion des eaux, en lien avec son importante biomasse et son système racinaire très dense qui entraînent un ralentissement de l'écoulement de l'eau, entravent la circulation des embarcations et colmatent les canaux et les réseaux de distribution d'eau (Smida et al, 2010a).

Compte tenu des conséquences économiques et écologiques importantes de la Jussie, un arrêté français a été émis le 2 mai 2007 qui « interdi[t] la commercialisation, l'utilisation et l'introduction dans le milieu naturel de [*L.*] *grandiflora* et [*L.*] *peploides* » (site Legifrance). Différentes méthodes de gestion sont envisageables afin d'endiguer le développement de la Jussie, de sorte à diminuer voire éviter les dommages dont elle est la cause.

I.5.2. Les différents modes de gestion de la Jussie

Quatre techniques sont utilisées en France pour contrôler la Jussie : l'arrachage mécanique ou manuel, le désherbage chimique et le contrôle biologique, peu pratiqué en France (Menozzi et Dutartre, 2007). Elles sont utilisées pour d'autres espèces aquatiques (voir Chandrasena, 2005) et peuvent être combinées (Menozzi et Dutartre, 2007).

L'arrachage mécanique utilise des machines souvent issues d'équipements agricoles qui de par leur diversité sont utilisées dans de nombreuses situations. Si les engins utilisés ne ramassent pas les plantes arrachées, cela peut se révéler contre-productif, puisque permettant la re-prolifération des plantes par bouturage et la désoxygénation du milieu due à la décomposition des plantes arrachées. Des machines plus récentes moissonnent les plantes, mais elles ne sont adaptées qu'à de grandes surfaces au fond régulier et à faible courant. L'arrachage mécanique a l'inconvénient de provoquer une pollution mécanique lors du remaniement des sédiments et d'être non-sélectif (Dutartre, 2002).

L'arrachage manuel est lui beaucoup plus précis, puisqu'il permet d'être sélectif et de travailler dans des endroits autrement inaccessibles, mais il est pénible et coûteux. Il est utilisé en finition de l'arrachage mécanique (Dutartre, 2002) ou en entretien (Pipet, 2012).

L'usage du désherbage chimique est très réglementé. Les substances actives autorisées sont consignées dans un index phytosanitaire renouvelé annuellement (Menozzi et Dutartre, 2007). Il est efficace et satisfaisant si utilisé en fonction des particularités du milieu et de la plante visée. Il est nécessaire d'avoir un certain temps de contact entre le produit et la plante, ce qui en limite l'utilisation à des zones stagnantes ou de faible courant (Dutartre, 2002). A court et moyen termes, il y a de nombreux risques, tels que la toxicité pour les poissons et autres organismes non-cibles, la désoxygénation du milieu (Dutartre, 2002), la pollution du réseau hydrique (Menozzi et Dutartre, 2007) et l'atteinte aux futures utilisations du milieu.

Le contrôle biologique consiste à rendre le milieu envahi ou occupé hostile à la Jussie (Menozzi et Dutartre, 2007). Les agents biologiques utilisés sont des coléoptères, ennemis naturels des Jussies, *Lysathia ludoviciana* et *Perigaster cretura* (Freedman et al, 2007 ; Harms et Grodowitz, 2009). Toutefois l'efficacité de *L. ludoviciana* semble être partielle dans les régions méditerranéennes (Sforza et Sheppard, 2005).

I.5.3. Evaluation économique des mesures de gestion de la Jussie et de ses dommages

Ropars-Collet et Le Goffe (2008), en reprenant Million (2004) et Leplat (2005), proposent une évaluation économique des mesures de gestion de la Jussie, appliquée à la gestion de la Jussie dans le Marais Poitevin, où ils ont étudié les différentes mesures de gestion mises en œuvre par les agents et en ont déduit une fonction de coûts. Ils construisent également une fonction de croissance de la Jussie, assimilée à sa fonction de dispersion, et une fonction de dommages. La solution optimale pour la gestion de la Jussie semble être ici le contrôle de l'invasion. Toutefois, leur analyse empirique est limitée par le manque de données. Les auteurs supposent que les valeurs d'usage et de non-usage ont été sous-estimées, et qu'en réalité, la solution optimale se rapproche davantage de l'éradication. Par ailleurs, le site étudié étant particulier, les résultats ne sont pas généralisables. Pour cela, les auteurs suggèrent d'évaluer plus finement les dommages causés par la Jussie et d'intégrer plusieurs cas. L'accès à un nombre plus important de données pourrait passer par une démarche commune de la part des gestionnaires, permettant de comptabiliser les coûts de gestion, les stocks et les quantités arrachées de manière unique (Dutartre et al, 2006).

*

Ainsi, les espèces invasives sont un phénomène dont l'ampleur est due aux activités humaines, et en particulier au commerce international. L'introduction mais surtout l'établissement de ces espèces invasives ont des conséquences écologiques et socio-économiques, et leur gestion relève du domaine public. Le choix du mode de gestion s'appuie sur les modèles écologiques des invasions. Suivant le stade de l'invasion, les mesures de gestion diffèrent, allant de l'éradication précoce au laissez-faire, en passant par le contrôle de l'invasion. Mais la gestion des espèces invasives concerne également différents types d'acteurs, tous n'étant pas forcément sensibles aux seuls arguments écologiques ; et toutes les mesures ne représentent pas le même investissement. L'utilisation des outils économiques peuvent aider à déterminer la solution optimale de gestion et tenir lieu d'argument politique pour justifier l'investissement fait. Nous nous sommes attardés dans cette synthèse sur le principal outil économique utilisé, l'analyse coûts-bénéfices. Cet outil permet de prendre en compte les dommages non-marchands et marchands causés par les espèces invasives considérées, aussi bien que les bénéfices pouvant en être retirés, et de projeter cette analyse dans le temps. Les invasions aquatiques ont des particularités par rapport aux invasions terrestres. Leur mode de dispersion est largement dépendant des courants, et dans les milieux aquatiques continentaux, l'invasion est susceptible de s'étendre à

tout le réseau hydrique. Le cas particulier de la Jussie illustre l'importance d'allier analyse écologique et économique : l'outil économique permet, outre d'apporter des arguments politiques, d'établir un socle commun de discussion, susceptible d'être compris et utilisé par tous les acteurs concernés comme outil d'aide à la décision ; mais pour le construire, la connaissance des modes d'introduction, de dispersion et de prolifération est nécessaire.

Question de Recherche

C'est dans ce contexte que se place notre étude, dont l'objectif est de proposer un projet de recherche permettant de mener une analyse coûts-bénéfices de la gestion de la Jussie, une plante aquatique invasive. La particularité de cette analyse coûts-bénéfices est qu'elle considère chacun des services ou bien fournis par le milieu envahi sur lesquels la Jussie a un impact. Au vu des études et travaux que nous avons lu et mentionné dans notre synthèse bibliographique, cela semble être une approche relativement peu usitée : souvent, l'impact d'une espèce invasive est estimé sur un service particulier (souvent récréatif ou écologique).

L'intérêt d'étudier la Jussie en particulier est mis en exergue dans la synthèse bibliographique : c'est une espèce invasive ayant des impacts importants et multiples (économiques, sociaux, écologiques), qui peuvent être positifs ou négatifs. Les connaissances disponibles sur la Jussie semblent être principalement qualitatives. Ce projet de recherche se propose donc, à travers et pour l'analyse coûts-bénéfices, de quantifier ces impacts.

Pour ce faire, cette analyse se base sur trois fonctions : la fonction de croissance et dispersion, de dommages sociaux et de coûts de contrôle. Pour chacune de ces fonctions, nous posons une série d'hypothèses, à infirmer ou affirmer lors d'une prochaine étude.

Les coûts de gestion de la Jussie et ses impacts positifs ou négatifs en fonction de la quantité de biomasse sont mis en parallèle, de sorte à pouvoir établir la quantité optimale de Jussie à extraire, avec un ratio minimal des coûts de gestion par rapport aux dommages. Il s'agit de mettre au point un modèle bioéconomique de gestion de la Jussie, intégrant une démarche multicritères (écologiques, biologiques et économiques). On suppose qu'en intégrant des données écologiques et économiques plus précises au modèle ainsi que la

fonction de croissance de la Jussie, on pourrait parvenir à des règles de décisions différentes de celles obtenues par exemple chez Ropars-Collet et Le Goffe (2008).

Afin de pouvoir mener l'analyse coûts-bénéfices, trois fonctions sont construites : la fonction des dommages sociaux, la fonction des coûts de contrôle et la fonction de croissance/dispersion pour lesquelles plusieurs hypothèses sont émises. On considère une fonction des dommages sociaux qui est la somme des fonctions des différents dommages (esthétiques, écologiques, économiques, récréatifs) déterminées séparément. On suppose que les fonctions de dommages dépendent de la biomasse de la Jussie. L'hypothèse principale faite sur la fonction des dommages sociaux de la Jussie est sa stricte convexité : cela implique que la Jussie ait des impacts positifs pour certaines quantités de biomasse, et qu'au-delà d'un certain seuil, les impacts deviennent et restent strictement négatifs. On suppose également que lorsque le stock de biomasse de la Jussie est nul, les dommages le sont également. La fonction des coûts de contrôle est supposée comme dépendante de la quantité de biomasse présente et de la quantité de biomasse extraite. On suppose que les coûts de prélèvements totaux sont plus importants pour une faible quantité de stock de Jussie, et inversement. Ainsi, la fonction des coûts est supposée strictement convexe: à partir d'une certaine taille de biomasse, les coûts de contrôle augmentent – les derniers individus sont de plus en plus difficiles à prélever. Les hypothèses émises pour la construction des deux précédentes fonctions montrent l'importance de la quantité de biomasse de la Jussie. C'est pourquoi la fonction de croissance et de dispersion de la Jussie est construite puis intégrée comme une contrainte de la fonction de coûts de contrôle, à la manière de Ropars-Collet et Le Goffe (2008). On suppose ici que la fonction de croissance et de dispersion de la Jussie suit une loi logistique.

Dans la partie suivante, nous présentons une méthode permettant de mener une analyse coûts-bénéfices de la gestion de la Jussie, en abordant les points méthodologiques permettant d'établir ces différentes fonctions, à partir des hypothèses formulées précédemment.

Partie II : Matériels et Méthodes

Il s'agit ici de répondre à l'objectif de l'étude, en proposant une méthode permettant d'analyse coûts-bénéfices de la gestion de la Jussie. Cela passe par la construction des différentes fonctions composant le modèle bioéconomique : la fonction des dommages sociaux, la fonction des coûts de contrôle et la fonction de croissance /dispersion.

II.1. Principales étapes nécessaires à l'analyse coûts-bénéfices

Dans un premier temps, le cadre méthodologique de l'étude est déterminé : il consiste à repreciser la mesure de gestion considérée, l'objectif du modèle, les éléments à considérer et les données à utiliser. Le cadre méthodologie nous aide à structurer notre démarche. Ensuite, la manière dont sont construites les différentes fonctions composant le modèle est étudiée : en premier lieu, la fonction de dommages sociaux, puis la fonction des coûts de contrôle et enfin la fonction de croissance et de dispersion.

La fonction des dommages sociaux est la plus complexe à construire : il est nécessaire de déterminer la typologie des impacts de la Jussie (marchands et non-marchands, positifs et négatifs). Cette typologie s'appuie sur une connaissance préalable du milieu étudié et de ses caractéristiques, car en effet, les impacts de la Jussie sont différents selon les milieux, eu égard aux services qu'ils proposent et aux conditions plus ou moins favorables à la croissance ou à la dispersion de la Jussie. Sur la base de cette typologie, une fonction de dommages est construite pour chacune des catégories de dommages identifiées. Pour chacune des fonctions, il s'agit de mettre en relation une valeur monétaire (bénéfice ou dommage) correspondant à une certaine qualité (écologique, récréative...) avec une quantité de biomasse de Jussie. Cette valeur monétaire est relativement aisée à obtenir pour les impacts marchands, dans la mesure où il existe une valeur sur le marché (e.g. impacts sur l'activité touristique, de pêche professionnelle). En revanche, pour les impacts non-marchands, il n'y a pas de valeur sur le marché qui puisse être accordée à la biodiversité, ou à l'aspect récréatif d'un site. Une série de

méthodes (préférences révélées ou déclarées¹) est proposée pour tenter de déterminer ces valeurs à partir de la détermination du CAP, selon les valeurs considérées. Calculer le CAP de manière directe permet de tenir compte de la spécificité du lieu étudié et de sa population.

La fonction des coûts de contrôle ou de gestion et la fonction de croissance/dispersion sont construites sur la base des méthodes utilisées par Ropars-Collet et Le Goffe (2008). Nous proposons une formulation théorique de ces fonctions, qui dépendent du milieu étudié. Leur pertinence et leur fiabilité dépend du nombre et de la qualité des données disponibles.

II.2. Cadre méthodologique de l'étude

Quatre étapes sont observées afin de cadrer l'étude et construire les trois grandes fonctions, inspirées de Born et al (2005). On détermine d'abord la mesure de gestion à évaluer (prévention, éradication, ou contrôle), puis l'on définit l'objectif de l'étude, les impacts et les coûts à considérer et enfin les données à utiliser.

II.2.1. La mesure de gestion considérée et l'objectif du modèle

Suivant les sites, trois situations sont observables : un milieu non encore envahi, un milieu avec une prolifération de Jussie modérée, et un milieu avec une prolifération critique. Dans le premier cas, la prévention est encore possible. Dans les deux derniers cas, c'est le contrôle qui est usuellement pratiqué (Dutartre et al, 2006).

L'objectif du modèle est double : il s'agit à la fois d'un outil d'aide à la compréhension des différents éléments entrant en jeu lors de la gestion d'une espèce invasive ; et à plus long terme, d'un outil d'aide à la décision quant au niveau de contrôle à appliquer. Nous nous trouvons *a priori* dans une analyse *ex-post* de la situation, où les mesures déjà mises en œuvre sont utilisées afin de construire le modèle.

II.2.2. Les éléments à considérer

Le lieu de l'étude est important à considérer, car il influence les fonctions de dommages, de croissance et de coûts de la Jussie. Selon la densité du cours d'eau, la

¹ Les préférences révélées permettent d'obtenir la valeur d'un bien de manière indirecte, valeur obtenue à partir des prix observables du bien considéré sur les marchés (prix hédoniques, coûts de déplacement...). Les préférences déclarées sont obtenues en interrogeant les agents sur leur capacité à payer (CAP) ou leur capacité à recevoir (CAR). Les préférences déclarées peuvent être utilisées pour déterminer les valeurs d'usage et de non-usage, mais les préférences révélées ne permettent d'obtenir que les valeurs d'usage (voir Partie I.4.).

luminosité, ainsi que d'autres facteurs biotiques et abiotiques, les probabilités d'établissement et la dynamique de croissance de la Jussie diffèrent, ce qui modifie l'ampleur des impacts potentiels (Ruaux, 2008) et les efforts de gestion. La valeur des impacts peuvent varier selon les sites, notamment les valeurs non-marchandes, déterminées par les agents qui selon leur rapport au le bien environnemental considéré, peuvent exprimer une valeur différente (Kumar et Kumar, 2008). De plus, les services écologiques fournis ne sont pas les mêmes suivant l'écosystème considéré (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). Il est donc nécessaire de produire une typologie des dommages qui soit adaptée au site étudié, d'où découlera la fonction de dommages. La présence de données conditionne aussi le choix du lieu d'étude.

Le modèle bioéconomique à développer intègre des données d'ordre économique, écologique et biologique qui sont exprimées dans une même unité (euros par tonne de biomasse fraîche), les impacts écologiques et sociaux de la Jussie étant monétarisés, avec les limites et avantages que cela suppose. Les différents coûts à considérer² sont (Hernandez, 2011) : les coûts directs ou fonction des coûts de contrôle de la Jussie, les coûts indirects, les coûts de transaction, les bénéfices directs³ de la gestion de la Jussie et les externalités positives⁴ de l'écosystème préservé ou la fonction de dommages sociaux de la Jussie. Tout comme Lee et al (2009), nous intégrons la fonction de croissance/dispersion de la Jussie dans le modèle, car l'ampleur de ses dommages est due à sa capacité de colonisation et de dispersion (Dutartre et al, 2006). Les fonctions de coûts et de dommages sociaux sont considérées comme dépendant de la quantité de biomasse de Jussie, selon le principe de la courbe impact/densité (voir Yokomizo et al, 2009). A la différence de Ropars-Collet et Le Goffe (2008), la Jussie n'est pas considérée ici comme étant une espèce strictement nuisible.

² Contrairement à ce que semble suggérer Hernandez (2011), nous ne prenons pas en compte les coûts d'opportunité dans les différentes fonctions de coûts : on considère à la manière d'Amigues et Chevassus-au-Louis (2011) que c'est une façon parmi d'autres d'appréhender la valeur d'un service écologique.

³ Les bénéfices directs correspondent aux coûts et dommages évités.

⁴ . Les externalités positives de l'écosystème renvoient au concept de « services écologiques des écosystèmes aquatiques » (voir Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).

II.2.3. Les données à utiliser

La présence de données utilisables et disponibles dépend du site choisi. Les données à utiliser peuvent être un mélange de données primaires et secondaires⁵.

Les dommages causés par la Jussie sont principalement non-marchands (valeur récréative et écologique des milieux) même si certains sont marchands (Dutartre et al, 2006). Une partie des données peut donc être obtenue à partir des données de marché, mais les autres non. Pour évaluer précisément les valeurs d'usage et de non-usage des sites considérés, une bonne définition préalable des différents impacts de la Jussie est nécessaire.

Des données de coûts de contrôle⁶ sont disponibles pour certains sites. Elles sont issues d'enquêtes menées dans le cadre du projet INVABIO, auprès de gestionnaires de sites où la Jussie est présente (Dutartre et al, 2006). Elles sont l'objet d'un suivi régulier et sont rassemblées dans une base de données unique par R. Matrat, chargé de mission à la Direction Régionale de l'environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Pays de la Loire (Langevin, 2010).

Les coûts indirects⁷, tels que la propagation de la Jussie dans d'autres milieux ou la dégradation des infrastructures, ne sont généralement pas connus, et seuls les coûts de transaction sont parfois accessibles, mais souvent limités au coût des contractuels et au coût de la réglementation, et trop épars pour être utilisés statistiquement (Langevin, 2010). On peut estimer les coûts de réglementation liés à la Jussie en les assimilant aux coûts de l'élimination⁸, dans la mesure où celle-ci est fortement réglementée⁹ (Dutartre et al, 2006).

⁵ On considère ici que les données primaires sont celles produites de manière originale et spécifique à l'étude, tandis que les données secondaires sont celles qui existent antérieurement au projet de recherche (d'Astous, 2000).

⁶ Ici, les coûts de contrôle sont considérés comme étant des coûts directs. Cependant, la notion même de coûts directs découle de la définition que l'on donne au terme de site. Si l'on considère un site comme étant une entité ayant un gestionnaire unique, les coûts directs correspondent aux coûts de contrôle assumés par ce seul gestionnaire.

⁷ Ici, la notion de coûts indirects dépend de la définition donnée aux coûts directs, ainsi que de ce que l'on entend par site (voir la note précédente). Dans notre cas, les coûts indirects sont supportés par un gestionnaire différent.

⁸ On considère que la réglementation oblige les gestionnaires à mettre en place différentes actions. Si cela se cantonne aux actions d'élimination, alors on peut les confondre aux coûts de réglementation. Mais il faudrait regarder la réglementation sur la Jussie sur une large période pour estimer son impact sur les mesures de contrôle (leur fréquence par exemple).

⁹ Par la suite, nous intégrons les coûts d'élimination aux coûts de contrôle : en effet, ils sont induits par les coûts de contrôle. De plus, nous ne tenons pas compte des coûts de réglementation, mal renseignés et difficiles à appréhender (Langevin, 2010).

Des cartographies et des suivis d'herbiers de Jussie sont disponibles pour certains sites français, tels que le Marais Poitevin et le Parc National Régional de Brière (voir Dutartre et al, 2006 ; Ropars-Collet et Le Goffe, 2008). Ce suivi est assuré en partenariat avec l'Institution Interdépartementale du Bassin de la Sèvre Niortaise (IIBSN) et l'institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA) de Bordeaux.

II.3. La fonction des dommages sociaux / indicateur des dommages ou bénéfiques

Les impacts de la Jussie sur les biens et services procurés par l'écosystème envahi peuvent être représentés sous la forme d'une fonction des dommages sociaux, qui dépend donc du lieu d'étude. Pour construire cette fonction, chacun des impacts doit être évalué en fonction de la biomasse de Jussie. Ainsi, pour chaque impact ou dommage, une fonction de dommages est construite. Ensuite, la méthode d'évaluation monétaire est déterminée, permettant d'exprimer les impacts en fonction de la quantité de Jussie. Enfin, en sommant les fonctions obtenues, on obtient la fonction des dommages sociaux de la Jussie.

II.3.1. Les impacts de la Jussie : identification

Les différents impacts de la Jussie ici recensés (Voir Tableau 1 et Figure 3) diffèrent selon les types de milieux¹⁰. (Pipet, com. personnelle). En effet, certains sites sont plus favorables à la prolifération de la Jussie, tels les bordures de plans d'eau fermés, les cours d'eau à faible débit, ou les zones de marais (Dandelot, 2004 ; Dutartre et al, 2006). A l'inverse, dans des rivières ombragées, de grande profondeur et ayant un débit constant, la prolifération de la Jussie sera naturellement limitée, et l'on n'observera pas d'impacts négatifs (Pipet, com. personnelle). Toutefois, il est possible au sein d'un même cours d'eau d'avoir des zones plus propices à une prolifération excessive de la Jussie où le courant ralentit (e.g. méandres) et où les boutures de Jussie peuvent être déposées par le courant (Dandelot, 2004).

¹⁰ Voir la Partie III) de stratégie de vérification de la méthodologie. Lors de la présentation du site étudié, les impacts de la Jussie sont déterminés en fonction des particularités du lieu.

Impacts	Positifs	Négatifs
Marchands	Propriétés médicinales Propriétés antimicrobiennes Propriétés de phytoremédiation	Diminution du tourisme (nautique,...) Menace pour la pêche professionnelle (perte de production) Gêne à la gestion hydraulique (bouchage des canaux et des prises d'eau) Altération de la qualité de l'eau potable
Non Marchands	Valeur esthétique Frayère pour les brochets Abri population de batraciens	Banalisation du paysage Perturbation des activités récréatives nautiques Menace pour la pêche et la chasse Asphyxie du milieu Altération de la qualité de l'eau Piégeage des poissons (augmente la mortalité) Envasement du cours d'eau Perte de biodiversité (compétition, destruction d'habitat)

Tableau 1 : Impacts marchands et non marchands de la Jussie

(d'après Vauthey et al, 2003 ; Bouldin et al, 2006 ; Dutartre et al, 2006 ; Ropars-Collet et Le Goffe, 2008 ; Smida et al, 2010a ; Smida et al, 2010b ; Nehring et Kolthoff, 2011)

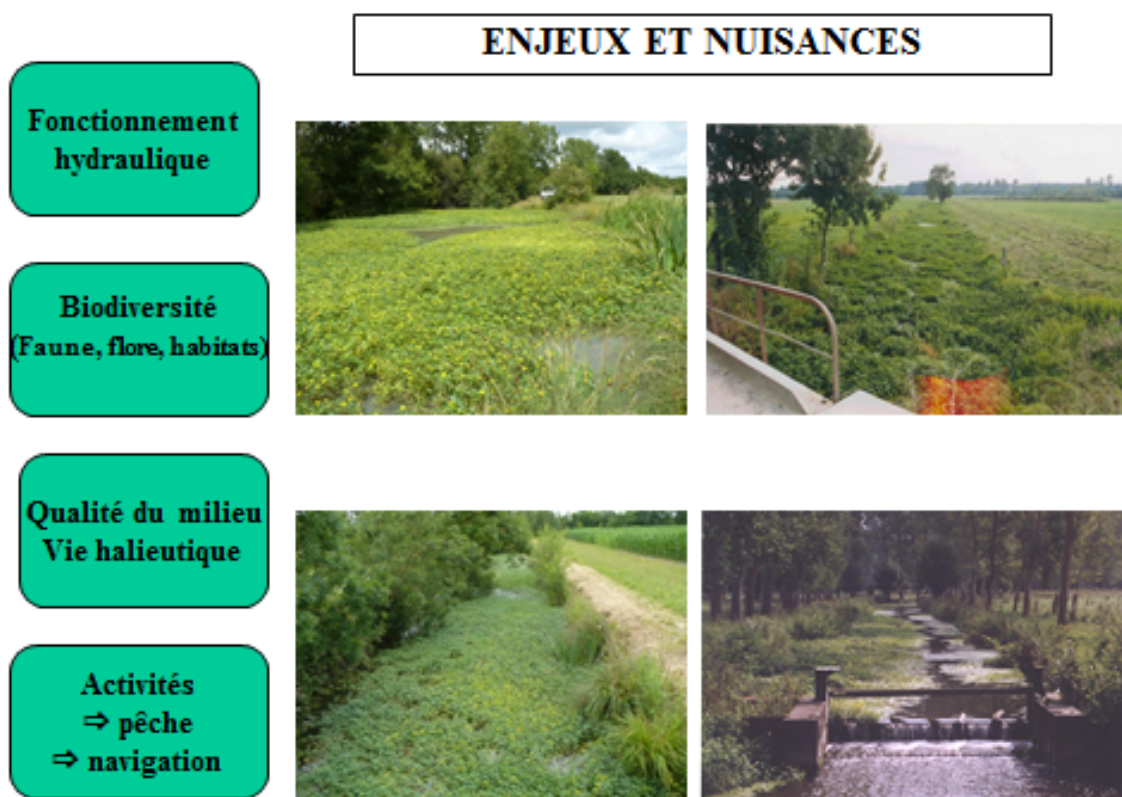


Figure 3 : Exemple de sites à fort recouvrement de Jussie et impacts associés

(crédit Nicolas Pipet, IIBSN)

Ici, les impacts réversibles n'ont pas été distingués des impacts irréversibles. En effet, dans le cas de la Jussie, les différents chercheurs ne se prononcent pas sur le caractère irréversible des impacts de la Jussie (Dutartre et al, 2006). Nous considérons comme Mondello (1996) que les dommages irréversibles sont ceux pour lesquels une remise en l'état initial du milieu endommagé n'est pas possible et pour lesquels les mécanismes de compensation sont insuffisants. Selon l'intervalle de temps utilisé, un impact peut être considéré comme réversible lorsque les effets peuvent être compensés dans un horizon de 10 ans ou plus (OFEV, 2008), d'une trentaine d'années ou du siècle (Wasson et al, 1995).

II.3.2. La mesure et la monétarisation des impacts de la Jussie

Pour chacun des impacts (marchands et non-marchands), un seuil de biomasse est déterminé, à partir duquel la Jussie a des impacts négatifs. Chacune des valeurs des services impactés estimée correspond au prix que les agents sont prêts à payer pour que la Jussie soit gérée de sorte à ce que ses impacts négatifs soient évités ou réduits. Il s'agit de construire une courbe des dommages sociaux de la Jussie que l'on suppose négative et décroissante pour certaines valeurs de la biomasse : on considère que la Jussie, comme d'autres macrophytes (Bamidele et Nyamali, 2008), est susceptible d'améliorer la qualité de l'environnement jusqu'à un certain seuil de recouvrement et de densité. Ainsi, on établit donc une courbe de la valeur des différents postes en fonction de la quantité de biomasse correspondante, avec des points seuils et d'inflexion à partir desquels cette valeur est susceptible de diminuer. Les niveaux de biomasse critiques sont déterminés par des écologues et des biologistes.

Lorsqu'il s'agit de déterminer les valeurs des biens marchands ou non marchands, c'est le CAP que nous avons retenu, et non pas le CAR, car le CAP est préconisé d'un point de vue réglementaire, en ce qu'il permet une évaluation plus prudente qu'avec le CAR (Pearce et al, 2006) ; et qu'il s'agit *a priori* de comparer une situation de *statu quo* (site occupé par la Jussie ou non, régulée ou non) que l'on veut ou non maintenir, à un changement du *statu quo* visant à améliorer le bien environnemental (Pearce et al, 2006).

II.3.2.1. Impacts marchands

Six impacts marchands peuvent être associés à la Jussie : l'impact sur le tourisme, sur la pêche professionnelle, sur l'irrigation, la navigabilité des cours d'eau, la potabilisation des eaux de surface, et ceux encore mal connus liés au potentiel marchand de la Jussie en vertu de propriétés médicinales, antimicrobiennes et phytoremédiatrices encore à explorer.

Pour estimer les valeurs marchandes impactées par la Jussie, on peut estimer la diminution du tourisme et de la production des pêcheurs professionnels. Wit et al (2001) estiment la perte de production à partir des revenus historiques, qu'il est également possible d'aborder à travers le CAP émis par les agents afin d'éviter ces pertes (Mwebaze et al, 2010), obtenu à partir d'une évaluation contingente. Toutefois, cette méthode est davantage utilisée pour déterminer les valeurs de non-usage (Carson, 2000 ; Pearce et al, 2006). Dans le cas où l'accès à des données économiques fines n'est pas possible, il est possible d'utiliser la méthode des préférences révélées, tels les prix hédoniques (exemple : prix de l'immobilier).

Les coûts d'opportunités peuvent être utilisés pour estimer les pertes dues à la Jussie quant à l'activité nautique et l'irrigation. Ils correspondent à la valeur de l'alternative (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). Il s'agirait de déterminer la valeur de l'irrigation et les gains engendrés par le tourisme nautique dans une situation où la Jussie n'est pas une gêne (situation alternative). La valeur de l'irrigation peut être appréhendée par la tarification de l'eau pour l'irrigation agricole (voir Loubier et al, 2007 pour la tarification), ou les coûts de mise en place et de maintien des structures d'irrigation et de désenvasement.

Pour ce qui est de la valeur marchande des propriétés médicinales, antimicrobiennes ou de phytoremédiation de la Jussie, elle est difficilement appréhendable : car ces propriétés sont à confirmer (Bouldin et al, 2006 ; Smida et al, 2010b) et leur valeur est encore incertaine. Mais cette valeur pourrait être intéressante à considérer, dans la mesure où elle serait susceptible de modifier le niveau de stock optimal. Il serait possible d'intégrer cette valeur à la fonction de dommages sociaux à travers le concept de valeur de quasi-option (Pearce et al, 2006 ; Failler et al, 2010). La valeur de quasi-option est utilisable lorsque trois conditions sont réunies : incertitude, possibilité future d'avoir davantage d'informations, et irréversibilité (Rudloff, 1993 ; Pearce et al, 2006). Toutefois, d'après Pearce et al (2006), la valeur de quasi-option ne saurait être intégrée dans une analyse coûts-bénéfices, puisqu'elle n'est pas une composante de la VET. De plus, il n'y a pas d'aspect irréversible dans l'exploitation de la Jussie, puisqu'une fois installée dans un milieu, il n'est pas possible de l'éradiquer.

II.3.2.2. Impacts non marchands

Les impacts doivent être mesurés avant d'être monétarisés (Pearce et al, 2006), par exemple à travers des indicateurs (Voir Tableau 2) renseignés par les gestionnaires des sites, pondérés ou non, de sorte à obtenir un indicateur global des impacts de la Jussie suivant la

complexité apportée au modèle. Cet indicateur peut permettre de comparer l'état des sites occupés par la Jussie entre eux. La pondération des différents impacts peut être faite à travers un questionnaire destiné aux écologues et gestionnaires (voir Wit et al, 2001). Les indicateurs et valeurs-seuils dépendent du lieu d'étude, par exemple un plan ou un cours d'eau (Ministère chargé de l'écologie, 2009). Il n'y a pas d'indicateur de la valeur esthétique de la Jussie : nous proposons donc d'établir le seuil de biomasse à partir duquel la valeur esthétique de la Jussie décroît en produisant des photographies illustrant différents niveaux de colonisation de la Jussie, sur lesquelles les personnes interrogées (au moins trente) émettent un jugement esthétique (d'après Cottet et al, 2010). Chaque photographie correspond à un stade de colonisation et à un niveau de biomasse, et doit être représentative du paysage évalué. Ensuite, les résultats sont traités afin d'établir le seuil à partir duquel la perception esthétique d'un paysage occupé par la Jussie « bascule ». On suppose que la présence de la Jussie augmente la valeur paysagère jusqu'à un point de saturation à partir duquel celle-ci diminue.

Impacts	Indicateur
Valeur esthétique (+/-)	Photo-questionnaires (<i>Cottet et al, 2010</i>)
Asphyxie du milieu Altération qualité de l'eau Eutrophisation des rivières	Paramètres physico-chimiques / valeurs-seuils (<i>voir Rapport technique Ministère chargé de l'écologie, 2009</i>)
Envasement du cours d'eau	Granulométrie des sédiments (<i>Dutartre et al, 2006 ; Schneider, 2011</i>) Mesure des sédiments et calcul de l'envasement (<i>voir Abdellaoui et al, 2009</i>)
Gêne à la gestion hydraulique	Mesure du débit des cours d'eau ¹¹
Perte de biodiversité Menace pour la chasse	Indicateur de diversité génétique (Nombre de races animales et de variétés végétales) (<i>voir Rapport Ministère chargé de l'écologie, 2004</i>) Indice de Shannon (Ruaux, 2008) ¹²
Frayère pour les brochets / mortalité accrue des poissons Menace pour la pêche	Indice Poissons Rivière (IPR) (<i>voir Rapport technique Ministère chargé de l'écologie, 2009</i>)
Perte des activités récréatives nautiques	Mesure du débit des cours d'eau Densité du système racinaire Densité des herbiers ¹³

Tableau 2 : Indicateurs de mesure des impacts de la Jussie

¹¹ Débit des cours d'eau : <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

→ Collecte de certaines données brutes / cours d'eau : <http://osur.eau-loire-bretagne.fr/exportosur/action/Geographie>

¹² Ruaux (2008) utilise cet indice qu'elle compare avec différents niveaux de recouvrement de *Ludwigia peploides* et *grandiflora*

→ possibilité de seuil

MAIS utilisé pour les communautés végétales

Après avoir été évalués, les impacts non-marchands doivent être monétarisés. Différentes méthodes (voir Partie I) permettent d'attribuer une valeur monétaire à des biens non-marchands, à adapter aux différentes catégories d'impact (Voir Tableau 3). Lorsque les différents CAP sont déterminés, des questions relatives à la situation socio-économique des personnes interrogées sont incluses dans les questionnaires, de même que sur les usages du bien (lorsque cela s'y prête), sur leur compréhension du milieu considéré et de ses enjeux, ainsi que sur leurs croyances respectives par rapport aux mesures considérées : cela permet d'établir les valeurs explicatives des CAP selon la population interrogée et ses caractéristiques, et sert à l'analyse des données (Luchini, 2002). Selon le budget de l'étude et le temps imparti, il peut ne pas être possible d'obtenir des données originales. Il est alors possible d'utiliser des études similaires ayant été menées sur des sites comparables, et d'appliquer leur résultat au site étudié (Cesar et van Beukering, 2004). Dans cette partie, nous proposons une méthode pour obtenir les différentes valeurs de CAP de manière originale.

Impacts évalués	Méthodes d'évaluation
Valeur esthétique	CAP / méthode d'évaluation contingente
Valeur récréative (promenade, observation)	Coûts de déplacements (<i>Cesar et van Beukering, 2004 ; Pearce et al, 2006</i>)
Valeur de la biodiversité	Somme des budgets de recherche alloués à la zone considérée + valeur de non-usage, calculée à avec le CAP des résidents et des visiteurs / évaluation contingente (<i>voir Cesar et van Beukering, 2004</i>)
Valeur de la pêche récréative	CAP / méthode des coûts de déplacement
Valeur de la chasse récréative	CAP / méthode des coûts de déplacement
Valeur de la qualité de l'eau	Méthode des coûts révélés / coûts de traitement supplémentaire de l'eau

Tableau 3 : Méthodes d'évaluation monétaire des impacts non marchands de la Jussie

¹³ d'après Dutartre et al (2006), certains organismes assurent ce type de suivi

- *La valeur esthétique*

C'est la **méthode de l'évaluation contingente** qui est retenue pour estimer cette valeur, méthode d'évaluation directe permettant d'évaluer des services non-marchands par questionnaire (Pearce et al, 2006). Il s'agit d'associer la valeur esthétique de la Jussie pour une biomasse donnée, à une valeur monétaire, en déterminant le CAP auquel un agent consentirait pour profiter de cette valeur esthétique optimale. Cette évaluation contingente prendrait la forme **d'un classement contingent**, soit un classement de paniers de biens par la personne interrogée. Deux hypothèses sont posées : l'existence d'une hiérarchie et d'une cohérence des choix (Bonnieux, 1998). Or nous considérons en effet que les agents ont une préférence portant sur un milieu en présence limitée de Jussie (qualité ornementale) par rapport au milieu totalement dépourvu de Jussie (perte de sa qualité ornementale dans des zones sans autre végétation) ou totalement envahi par la Jussie (monotonie du paysage).

L'utilisation du questionnaire induit des biais liés à l'enquêteur, de sélection de l'échantillon, d'implication des agents interrogés et d'ancrage. Le biais d'ancrage est une situation où la personne interrogée connaît mal le service à évaluer et où elle se fie seulement à la somme proposée, sur ou sous-évaluant le CAP (Gauthier, 2000 ; Rulleau, 2009).

- *Les valeurs récréatives (pêche et chasse récréatives, promenade, observation)*

Pour estimer ces valeurs, nous utilisons les **coûts de déplacements**, méthode d'évaluation indirecte pour les valeurs d'usage des biens non marchands (Pearce et al, 2006), souvent utilisée pour les valeurs récréatives (Just et al, 2004 ; Salanié et al, 2006). Ici, il s'agit d'évaluer le coût de transfert d'un site envahi par la Jussie vers un site non envahi. Au sein du lieu d'étude, plusieurs sites avec des caractéristiques différentes sont comparés. Il faut connaître le nombre de déplacements dans la zone récréative ainsi et leur coût (Pearce et al, 2006). Les coûts de déplacement traduisent la demande d'usage des individus à travers les coûts consentis pour se rendre sur le site et pour pratiquer une activité (Desaigues et al, 1999). Les coûts de déplacement sont composés du coût du trajet et du coût du temps (Pearce et al, 2006). Cette deuxième composante est non-observable, mais on suppose que plus la distance est grande, plus le site perd de son attractivité (Just et al, 2004). Cette valeur-temps peut se

révéler importante et biaiser les résultats. Une manière de l’appréhender est d’estimer le coût du temps par rapport au salaire de l’agent (Just et al, 2004 ; Pearce et al, 2006). Une limite de cette méthode est que le site récréatif est considéré particulier à une région, et donc peu substituable. Nous avons choisi les coûts de déplacement pour évaluer ces valeurs, car ils reflètent le comportement réel des agents. Il est possible d’utiliser l’évaluation contingente (Just et al, 2004) ou la méthode des enchères (voir Ropars-Collet et Le Goffe, 2008).

- *La valeur de la biodiversité*

Pour des sites d’intérêt écologique, celle-ci peut être abordée par les coûts de recherche que le site engendre et le CAP associé par les résidents et les non-résidents à la valeur écologique du site (Cesar et van Beukering, 2004). S’agissant d’une valeur de non-usage, la méthode d’**évaluation contingente** est appropriée (Pearce et al, 2006). La valeur de la biodiversité est fonction de la qualité et de l’unicité du site ainsi que du niveau de connaissance environnementale des résidents (Cesar et van Beukering, 2004). *A priori*, c’est la **technique de référendum** (question fermée) qui semble la plus pertinente à utiliser (Luchini, 2002 ; e.g. Raboteur et Rodes, 2006), quoique de plus en plus critiquée (voir Rabl, 2007). Toutefois dans son étude, Gauthier (2000) montre que dans le cas de l’évaluation de la biodiversité, l’usage de la question ouverte permet d’obtenir un CAP pertinent tout en interrogeant moins de personnes, ce, en l’absence de biais d’ancrage. Toutefois Bonnieux (1998) ne recommande l’usage de la question ouverte que pour un bien qui soit familier et dont les agents interrogés puissent estimer un prix.

Il reste à établir les questionnaires permettant d’estimer les différents CAP¹⁴. Les données obtenues permettent de calibrer la fonction des dommages sociaux théoriques.

II.3.3. Traitement statistique des données obtenues

- *Traitement statistique des CAP / évaluation contingente*

On détermine tout d’abord le CAP moyen de l’échantillon (Raboteur et Rodes, 2006) dont la modélisation permet de le relier avec des variables indépendantes caractérisant les agents interrogés, ce qui permet d’élargir les résultats à une population déterminée (Bonnieux, 1998).

Selon des réponses obtenues, trois cas sont à considérer (voir pour plus de détails Raboteur et Rodes, 2006): la prise en compte des réponses égales à 0 ; les réponses d’un

¹⁴ Voir Gourieroux, 1998 et Luchini, 2002 pour la construction des questionnaires.

montant très élevé et le cas où le nombre de réponses égales à 0 est très élevé. Dans le premier cas, il s'agit de distinguer les vrais zéros, qui traduisent une augmentation nulle du bien-être, des faux zéros qui sont davantage l'expression d'un refus de payer, d'une incapacité à exprimer un prix. Cela peut se faire en demandant d'expliquer la réponse. Dans le second cas, les réponses très élevées peuvent biaiser le CAP moyen obtenu, ce qui peut être corrigé avec un estimateur tronqué. Dans le dernier cas, l'utilisation du modèle Tobit s'impose, bien qu'il soit sujet à de grands risques d'erreurs (Raboteur et Rodes, 2006).

De manière générale, dans le cas des questionnaires à questions fermées, le modèle de choix discret semble être celui généralement utilisé (Just et al, 2004).

- *Traitement statistique des coûts de déplacement*

Il s'agit de mesurer la perte ou le gain de bien-être des agents suite à la modification des sites. On suppose qu'il y a une perte de bien-être potentiel pour l'agent lorsque le site est envahi par la Jussie, ce qui déporte la fréquentation du site envahi vers un site non ou peu occupé par la Jussie. Les données des coûts de déplacement peuvent être traitées avec un modèle de choix discret (Desaigues et al, 1999 ; Salanié et al, 2006).

En premier lieu, les variables explicatives du modèle sont définies et décrites, prenant en compte le coût de déplacement et les caractéristiques du site et des personnes interrogées (voir Desaigues et al, 1999). Les variables sont ensuite intégrées au modèle choisi, ici, le modèle de choix discret à utilité aléatoire : il permet en effet d'appréhender les différences de qualité entre sites, en s'intéressant au choix entre sites substitués (Desaigues et al, 1999), ce qui correspond bien à ce que nous voulons estimer. D'autres méthodes peuvent être utilisées en complément (modèles de comptage ou systèmes d'équation ; Salanié et al, 2006).

II.3.4. La fonction théorique des dommages sociaux

La Jussie a des impacts qui peuvent se révéler positifs ou négatifs selon la densité de sa biomasse, notamment en ce qui concerne la valeur esthétique et la biodiversité. Pour la construction de la fonction des dommages sociaux, il est important de déterminer les points d'inflexion pour chacun des impacts considérés : à partir de quelle quantité de biomasse la valeur esthétique de la Jussie commence-t-elle à diminuer ; à partir de quelle quantité de biomasse les herbiers de la Jussie deviennent-ils un danger pour la biodiversité etc.

- On suppose que la fonction des dommages sociaux de la Jussie est négative et décroissante pour certaines valeurs de la biomasse.

Soit D la fonction de dommages sociaux en fonction de la biomasse du stock S de Jussie. $D(S)$ est supposée continue, deux fois différentiable, et strictement convexe. $D(S)$ est la somme de toutes les fonctions individuelles de dommages notées $d(S)_i$, elles-mêmes également supposées continues, deux fois différentiables et strictement convexes.

$$D(S) = \sum d(S)_i \quad \text{avec } D'(S) > 0 \text{ et } D(S)'' \geq 0 \text{ et } d'(S) > 0 \text{ et } d(S)_i'' \geq 0$$

- On suppose que lorsque le stock de biomasse S est nul, les dommages sont nuls.

$$d(0)_i = 0 \quad \text{et} \quad D(0) = 0$$

Les fonctions $D(S)$ et $d(S)_i$ sont donc des fonctions telles que :

$$d(S)_i = a_i S^2 + b_i S + c_i \quad \text{et} \quad d(0)_i' = b_i$$

où $c_i = 0$ et $b_i < 0$ lorsque l'impact est positif pour certaines valeurs de biomasse

ou $c_i = 0$ et $b_i > 0$ lorsque l'impact est négatif ou nul pour toutes les valeurs de biomasse

$$\text{et } D(S) = aS^2 + bS + c$$

où $c = 0$

II.4. La fonction des coûts de contrôle de la Jussie

La fonction théorique des dommages sociaux ayant été déterminée, il s'agit de déterminer la fonction des coûts de contrôle de la Jussie. Tout d'abord, les coûts de contrôle de la Jussie sont étudiés et identifiés, et ensuite, la fonction des coûts de contrôle est formulée.

II.4.1. Les coûts de contrôle de la Jussie : construction de la base de données

Les coûts de contrôle sont compris comme étant la somme des coûts administratifs, d'extraction et d'élimination (Langevin, 2010). Les coûts administratifs sont ceux de traitement des dossiers, d'établissement des inventaires, et les coûts de recherche (Langevin, 2010). Les coûts d'extraction comprennent les coûts de main d'œuvre, de matériel ainsi que les frais d'équipement des agents et de transaction si l'extraction est externalisée (Langevin,

2010). Les coûts d'élimination correspondent au coût de traitement de la biomasse extraite et sont considérés comme faisant partie des coûts de contrôle, car la Jussie arrachée ne peut être conservée sur le site et doit impérativement être traitée (Dutartre et al, 2006).

Des données sur les coûts de contrôle de la Jussie sont disponibles, issues des rapports de gestionnaires et de la collecte de fiches de suivi technique (après 2006). Ces fiches fournissent des informations sur le contexte, l'action extractive, l'opération d'élimination et les résultats observés (voir Matrat et al, 2011) et permettent de considérer les coûts de contrôle en fonction de la biomasse de Jussie. Les coûts administratifs sont difficiles à extraire, à moins de mener une enquête auprès des gestionnaires. Ces fiches d'enquête sont disponibles pour les départements de la Loire Atlantique, la Vendée, le Maine et Loire, la Mayenne et la Sarthe. Cependant, toutes les fiches n'étant pas entièrement complétées, il n'y a pas le même nombre de données pour chacun des paramètres et les unités de mesure ne sont pas homogènes (Langevin, 2010). Elles ont toutefois l'avantage de s'étendre de 1994 à 2010 (Matrat et al, 2011) ce qui permet une multiplication des données. C'est une base de données secondaire dont l'emploi est courant dans le domaine quantitatif (Chabaud et Germain, 2006) et économique, et représente un gain de temps et de moyens (Atkinson et Brandolini, 2001). Les données utilisées ont déjà été traitées et analysées (voir Leplat, 2004), mais une fonction de coûts de contrôle actualisée et plus précise peut être produite. La qualité et la cohérence des données doivent être vérifiées (voir les recommandations Atkinson et Brandolini, 2001). *A priori*, les données de contrôle disponibles à travers la DREAL Pays de la Loire sont au moins cohérentes, puisque provenant d'une même base de données (Langevin, 2010).

Une fois la base de données construite, les données sont traitées de sorte à en dégager des tendances et une relation entre les coûts de contrôle et le niveau de biomasse de la Jussie.

II.4.2. Les coûts de contrôle de la Jussie : traitement des données

L'échantillon est composé de n chantiers, pour lesquels la fiche de suivi a été remplie et où des actions de contrôle de la Jussie ont été menées. La taille de l'échantillon est variable selon les critères considérés : en effet, le suivi et le remplissage des fiches ne sont pas complets mais semblent s'améliorer d'année en année (Ropars-Collet et Le Goffe, 2008), ce qui justifie la démarche d'actualisation de la fonction des coûts de contrôle de la Jussie.

Les données de coûts de contrôle sont exprimées en euros. Selon l'intervalle de temps considéré, il peut être pertinent de tenir compte de l'inflation, par exemple avec l'indice des prix à la consommation (IPC). Dans un souci d'homogénéisation des unités de mesure des différentes courbes, la quantité de Jussie est exprimée en tonne de biomasse fraîche. Ropars-Collet et Le Goffe (2008) utilisent deux ratios : le ratio tonne fraîche/volume et le ratio tonne fraîche/tonne égouttée. D'après Langevin (2010), il existe une forte corrélation entre le poids et le volume de biomasse des plantes aquatiques (non spécifique à la Jussie) telle que : **Poids en tonnes = 0,27*(volume en m³)^{0,97}**

Il s'agit ensuite d'exprimer les coûts de contrôle en fonction de la quantité de biomasse fraîche de Jussie. D'après les observations de Ropars-Collet et Le Goffe (2008), il y a une différence importante entre les coûts de contrôle avec intervention manuelle ou mécanique : l'intervention manuelle concerne de faibles quantités avec des coûts importants, et l'intervention mécanique se pratique pour de grandes quantités avec des coûts relativement faibles. Cela justifie une estimation différenciée de ces deux types de contrôle.

On considère que la moyenne m de l'échantillon est un bon estimateur de la moyenne μ de la population. La population est comprise comme désignant tous les chantiers où des actions de contrôle sont entreprises pour la Jussie. L'intervalle de confiance de la moyenne μ de la population est estimé avec un niveau de confiance $1-\alpha$, avec $\alpha=0,05$, tel que :

$$\mu - m \pm b \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - m)^2}{n-1}}$$

- Si $n \leq 30$

avec b , la valeur lue dans la table de Student t_{n-1} à $n-1$ degré de liberté telle que $P(t_{n-1} > b) = \alpha/2$

- Si $n \geq 30$

avec b , la valeur lue dans la table centrée réduite $N(0,1)$, telle que $P(N(0,1) > b) = \alpha/2$

Les coûts de contrôle moyens par tonne de biomasse fraîche obtenus, une fonction peut être construite. Selon Ropars-Collet et Le Goffe (2008), c'est la régression linéaire qui est appropriée pour modéliser les données de coûts, régression effectuée séparément pour les contrôles manuels et mécaniques. Cela nous permet de bien comprendre la fonction des coûts de contrôle. Si l'on veut obtenir une fonction de coût regroupant les coûts de contrôle manuel et mécanique, c'est une régression non linéaire qui semble pertinente.

II.4.3. Formulation théorique de la fonction des coûts de contrôle de la Jussie

Les hypothèses que nous posons s'inspirent de celles de Leplat (2004) et Ropars-Collet et Le Goffe (2008).

Soit C la fonction des coûts de contrôle de la Jussie. Les hypothèses suivantes sont posées afin de définir la fonction des coûts de contrôle.

- C dépend de la biomasse du stock de Jussie S et de la quantité de biomasse extraite Y .
- On suppose que les coûts de prélèvements totaux sont plus importants pour une faible quantité de biomasse du stock S , et inversement.
- La fonction des coûts est supposée continue, deux fois différentiable et strictement convexe en Y , en S et conjointement convexe en Y et en S : à partir d'une certaine taille de biomasse, les coûts de contrôle augmentent – les derniers individus sont de plus en plus difficiles à prélever.

II.5. La fonction de croissance/dispersion de la Jussie

II.5.1. Les données nécessaires à la construction de la fonction de croissance

Il semble plus pertinent d'étudier la propagation de la Jussie au niveau des sites eux-mêmes qu'au niveau des chantiers (Ropars-Collet et Le Goffe, 2008). Ropars-Collet et Le Goffe (2008) utilisent des données provenant du Parc National Régional de Brière (surface envahie) et du Marais Poitevin (kilomètre de rive envahie). Il conviendrait d'obtenir ce type de suivi pour chaque site évalué, même si la progression du linéaire de Jussie envahi n'est pas forcément représentative de sa fonction de croissance. Ce type de données devraient être obtenu sur un site non contrôlé, ou la Jussie n'est pas contrainte dans sa croissance, mais il sera probablement difficile d'obtenir des données sur la propagation de la Jussie avant intervention – les suivis d'herbiers étant principalement effectués sur des zones envahies (Ropars-Collet et Le Goffe, 2008). Toutefois, dans un tout premier temps et lorsque l'on est confronté à une situation de prolifération importante de la Jussie sur une majorité du linéaire, comme cela était le cas pour le Marais Poitevin, un contrôle régulier n'enraye pas la dispersion spatiale de la Jussie (Ropars-Collet et Le Goffe, 2008).

II.5.2. Le traitement des données : fonction de croissance/dispersion de la Jussie


Les données obtenues sont susceptibles d'avoir des unités différentes. Toutefois, lorsqu'ils comparent les deux sites, Ropars-Collet et Le Goffe (2008) observent une fonction de croissance interannuelle proche d'une loi logistique. La fonction de croissance interannuelle de la Jussie est donc du type :

$$\frac{dS}{dt} = rS \left(\frac{1-S}{K} \right)$$

où r est le taux de croissance intrinsèque et K , la capacité de charge du milieu.

Tout d'abord, le taux de croissance intrinsèque et la capacité de charge du milieu sont calculés pour le site dans l'unité où le suivi a été effectué (K et S sont exprimés en kilomètre de rive envahie dans le cas du Marais Poitevin). Ensuite, les unités sont converties en quantité, de sorte que les unités utilisées dans les fonctions de dommages, de coûts et de croissance soient homogènes. Pour le Marais Poitevin, on peut utiliser le poids sec de la Jussie par m^2 (estimé à 1500 g/m^2 en début d'année, d'après une étude menée en 2000).

Une manière de traduire les différences entre les fonctions de croissance et de dispersion de la Jussie entre les différents milieux, serait d'utiliser une matrice trois par trois (voir Tableau 4). Chacun des grands types de milieux aquatiques est différencié principalement par son débit : les cours d'eau rapides, lents, et les plans d'eau.



	Cours d'eau rapide	Cours d'eau lent	Plan d'eau
Cours d'eau rapide	Fonction de croissance	Fonction de dispersion	Fonction de dispersion
Cours d'eau lent	Fonction de dispersion	Fonction de croissance	Fonction de dispersion
Plan d'eau	Fonction de dispersion	Fonction de dispersion	Fonction de croissance

Tableau 4 : Matrice des fonctions de croissance et de dispersion en fonction des types de milieux aquatiques

Ce qu'illustre la matrice, c'est qu'au sein du même type de milieu, l'augmentation de la biomasse de la Jussie peut être exprimée par sa fonction de croissance qui équivaut alors à sa fonction de dispersion, conditionnée par la capacité du milieu et la présence de conditions plus ou moins favorables à la prolifération de la Jussie. En revanche, l'arrivée de la Jussie dans un milieu ayant des caractéristiques différentes correspond à une fonction de dispersion qui pourra être différente de la fonction de croissance dans le milieu. La fonction de dispersion est supposée dépendre de la biomasse S , du taux de croissance r et du débit.

Par exemple, une rivière à fort débit (plus de $0,25 \text{ m.s}^{-1}$) ombragée et de moyenne ou grande profondeur n'est pas un milieu dans lequel la Jussie est susceptible de proliférer. On peut donc supposer son taux de croissance faible. A l'inverse, dans un milieu plus favorable, soit un cours d'eau à faible courant, ensoleillement important et faible profondeur, la Jussie aura un taux de croissance important (Dandelot, 2004). Selon les types de milieu, la fonction de croissance sera donc différente, puisque dépendant du taux de croissance.

La fonction de dispersion, quant à elle, dépend outre de la biomasse et du taux de croissance, également du débit du milieu. Chacun de ces paramètres sont différents pour les différents types de milieu, on suppose donc que les fonctions de dispersion le sont également. Il semble donc pertinent d'établir ces différentes fonctions, de sorte à comprendre la dynamique de dispersion et de croissance de la Jussie à travers différents sites et milieux.

*

Nous avons ainsi établi une méthode de construction d'une analyse coûts-bénéfices de la gestion de la Jussie qui tient compte des bénéfices de la Jussie pour une certaine quantité de biomasse. Il s'agissait de fixer les principaux points et outils nécessaires pour une analyse coûts-bénéfices. Tout d'abord, une typologie générale des impacts de la Jussie a été présentée. Ensuite, une méthode a été proposée pour l'élaboration de chacune des grandes fonctions (dommages sociaux, coûts de gestion, et croissance/dispersion). Nous avons essayé de faire en sorte que cette méthode puisse être adaptée aux spécificités du milieu étudié, notamment en ce qui concerne les valeurs non-marchandes, qui dépendent fortement du lieu d'étude et de la population concernée. Les nombreuses références utilisées permettent d'aller plus loin dans la construction d'une méthode d'analyse coûts-bénéfices plus opérationnelle.

Dans la partie suivante, nous proposons une étude de cas exploratoire illustrant la démarche méthodologique proposée précédemment, afin de mettre en évidence la convexité de la courbe des dommages sociaux de la Jussie. En raison de contraintes de coûts, de temps et de disponibilités des données, les résultats obtenus restent assez grossiers.

Partie III : Etude de cas : la zone humide du Marais Poitevin

Pour mener cette étude exploratoire, nous avons choisi la zone humide du Marais Poitevin. Premièrement, le lieu d'étude est décrit afin de permettre ensuite de faire une typologie précise des dommages causés par la Jussie et d'y adapter la méthode présentée en partie II. Enfin, les méthodes employées pour construire les différentes courbes sont exposées ainsi que leurs limites.

III.1. Le Marais Poitevin : caractéristiques, impacts potentiels et gestion de la Jussie

Le lieu d'étude a été choisi en fonction des données disponibles. En effet, un nombre important de données sur la Jussie est disponible (voir notamment le site de l'IIBSN) sur le site de Marais Poitevin (zone humide). Il est géré par l'IIBSN, qui a des partenariats conventionnels avec l'Etat et quatre syndicats de marais mouillés pour entretenir respectivement les voies navigables, et les voies secondaires et tertiaires d'intérêt collectif.

III.1.1. Les caractéristiques géographiques du Marais Poitevin

Le Marais Poitevin, ancien golfe marin, est un territoire façonné par l'homme ainsi que la deuxième zone humide de France (100 000 hectares environ) (Coordination pour la Défense du Marais Poitevin, 2009). Situé à l'intersection de deux régions (les Pays de la Loire et le Poitou-Charentes) et de trois départements (Vendée, Charente-Maritime et Deux-Sèvres), il contient une partie maritime et une partie terrestre (respectivement 14 % et 86% du marais).

Il y a trois grandes entités géographiques au sein du Marais Poitevin (voir Figure 4) (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003) : les marais inondables et vallées fluviales, ou marais mouillés (32 262 ha), les marais desséchés (46 820 ha) et les marais intermédiaires (18 768 ha). Les marais mouillés, dont l'évacuation des eaux est limitée par la faible

inclinaison du terrain et la présence de digues, sont une zone d'épandage des crues (Jambu et Nijs, 1966 ; Préfecture du Poitou-Charentes, 2003). Les marais desséchés, eux, sont protégés des inondations par les digues, malgré une pente du sol inférieure à celle du marais mouillé et une altitude plus basse (à deux mètres du niveau de la mer, contre trois mètres pour le marais mouillé) (Jambu et Nijs, 1966). Les marais intermédiaires sont moins protégés des inondations que les marais desséchés, mais présentent le même type de paysage et de sol (argileux formé par d'anciennes vases marines). Les deux marais sont quadrillés par un réseau de canaux (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003). Les fonds de vallées humides, les mizottes, vasières et dunes, et les espaces périphériques de contact (îlots calcaires et côteaux) forment la limite de la zone humide du Marais Poitevin (Forum des Marais Atlantiques, 1999).

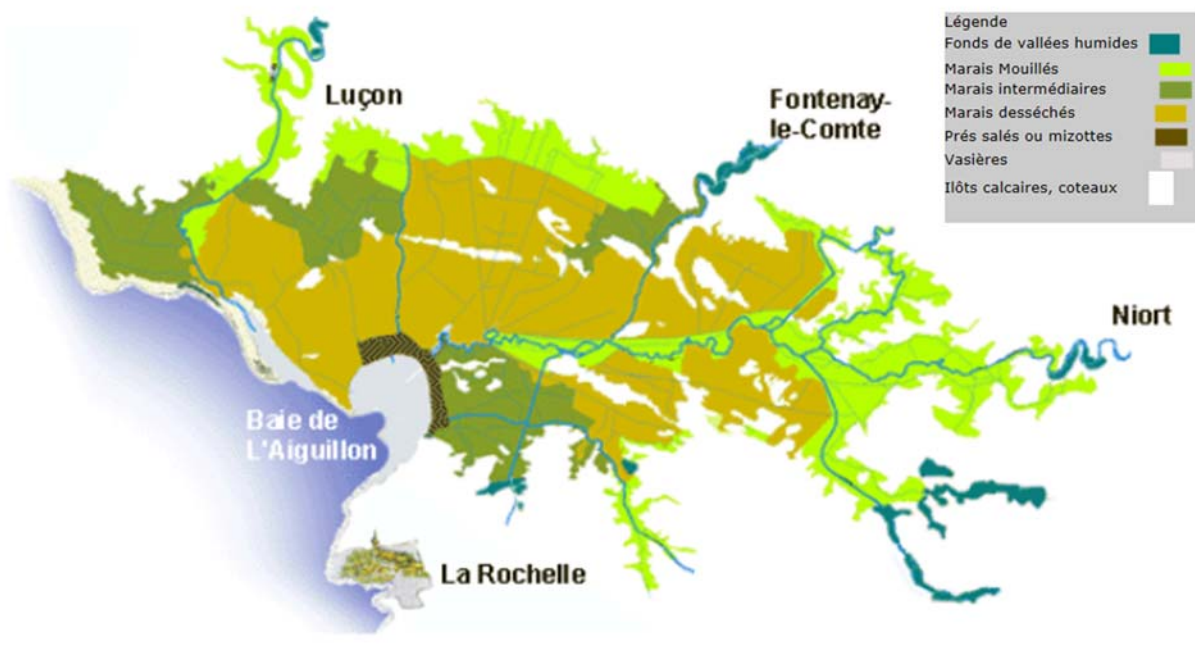


Figure 4 : Typologie de la zone humide du Marais Poitevin

(Forum des Marais Atlantiques, 1999)

III.1.2. Les caractéristiques écologiques du Marais Poitevin

Le réseau hydraulique du Marais Poitevin est composé des réseaux primaires, secondaires et tertiaires, où trois zones d'habitats peuvent être identifiées (voir Chartre Natura 2000, 2010). Dans le réseau primaire, on trouve une végétation flottante de renoncules des rivières submontagnardes et planitaires. Dans les canaux secondaires et tertiaires, on se trouve

dans un milieu d'eaux douces eutrophes à végétation flottante et/ou enracinée, riches en éléments nutritifs. Les fossés sont des milieux présentant une eau relativement claire, avec un faible débit, moyennement riche en éléments nutritifs, et dont le fond est tapissé d'algues.

Les espèces d'intérêt patrimonial présentes dans le réseau hydraulique du Marais Poitevin sont (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003 ; Chartre Natura 2000, 2010): la Marsilée à quatre feuilles, des poissons migrateurs (e.g. Anguille européenne, Grande Alose, Lamproie marine, Lamproie de Planer, Lamproie de rivière, Saumon Atlantique), la Loutre d'Europe, des amphibiens, des libellules (Agrion de Mercure, Cordulie à corps fin), le brochet, la truite de mer, des reptiles et des oiseaux en relation avec le réseau hydrique notamment pour assurer leur alimentation (e.g. Héron pourpré, Bihoreau gris, Aigrette garzette).

III.1.3. Les caractéristiques économiques et sociodémographiques du Marais Poitevin

En 1999, le Marais Poitevin dans son ensemble recensait une population de plus de 170 000 personnes en comptant la ville de Niort¹⁵ avec une densité moyenne de 85 habitants par km² avec Niort, et de 59 habitants par km² sans. En 2009, la population du Marais Poitevin¹⁶ comptait plus de 180 000 habitants (Niort comprise). On peut distinguer trois types d'espaces (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003) : **l'espace urbain et périurbain** situé principalement autour de Niort et de La Rochelle, avec une dynamique de croissance pour la population rochelaise et une dynamique d'étalement urbain de la population niortaise dans les zones périphériques et le long des axes routiers; **l'espace littoral** qui concentre de fortes densités de population; et **l'espace rural**, au centre du Marais Poitevin, avec une densité plus faible que dans les autres zones (45 hab./km² en 1999) et une population vieillissante.

Les activités économiques du Marais Poitevin sont principalement d'ordre agricole et touristique (respectivement première et deuxième activités économiques du Marais), mais relèvent également du domaine tertiaire, des industries liées au bois et autres (Préfecture du Poitou-Charentes, site de la Fédération des Syndicats du Marais Poitevin).

¹⁵ Il s'agit ici de la population présente sur les 95 communes situées dans le périmètre d'étude de la charte de Parc National Régional (Préfecture Poitou-Charentes, 2003). La population présente sur les 85 collectivités adhérentes au Parc interrégional du Marais poitevin (voir site du Parc interrégional du Marais poitevin) représentait 168 077 habitants en comptant la ville de Niort, mais en excluant celle de La Rochelle (d'après l'INSEE, Recensement de la population 1999).

¹⁶ Il s'agit ici de la population recensée sur les 85 communes réparties sur l'ensemble du Marais Poitevin (site internet du Parc Interrégional du Marais Poitevin) hormis La Rochelle (d'après l'INSEE, Recensement de la population 2009).

Dans le marais mouillé, l'agriculture est caractérisée par des élevages bovins lait ou viande et le pâturage, et dans le marais desséché par de grandes cultures irriguées ou drainées. Dans la partie marine du Marais Poitevin, la conchyliculture est pratiquée, activité dépendant de la qualité de l'eau en amont (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003). La populiculture est pratiquée dans le marais mouillé dont elle bénéficie des bonnes conditions hydriques, et où elle est source d'emploi et de revenus, et si maîtrisée, participe à la diversification des habitats et à la biodiversité du marais (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003). La pêche professionnelle est présente sur le littoral et concerne notamment la pêche d'alevins d'anguille qui s'opère depuis l'estuaire de la Sèvre Niortaise du Lay jusqu'à la limite de salure des eaux. C'est une activité économique considérable, mais dont la ressource se raréfie (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003). En 2012, aucun pêcheur professionnel d'eau douce n'était inscrit (Préfecture des Deux-Sèvres, 2012).

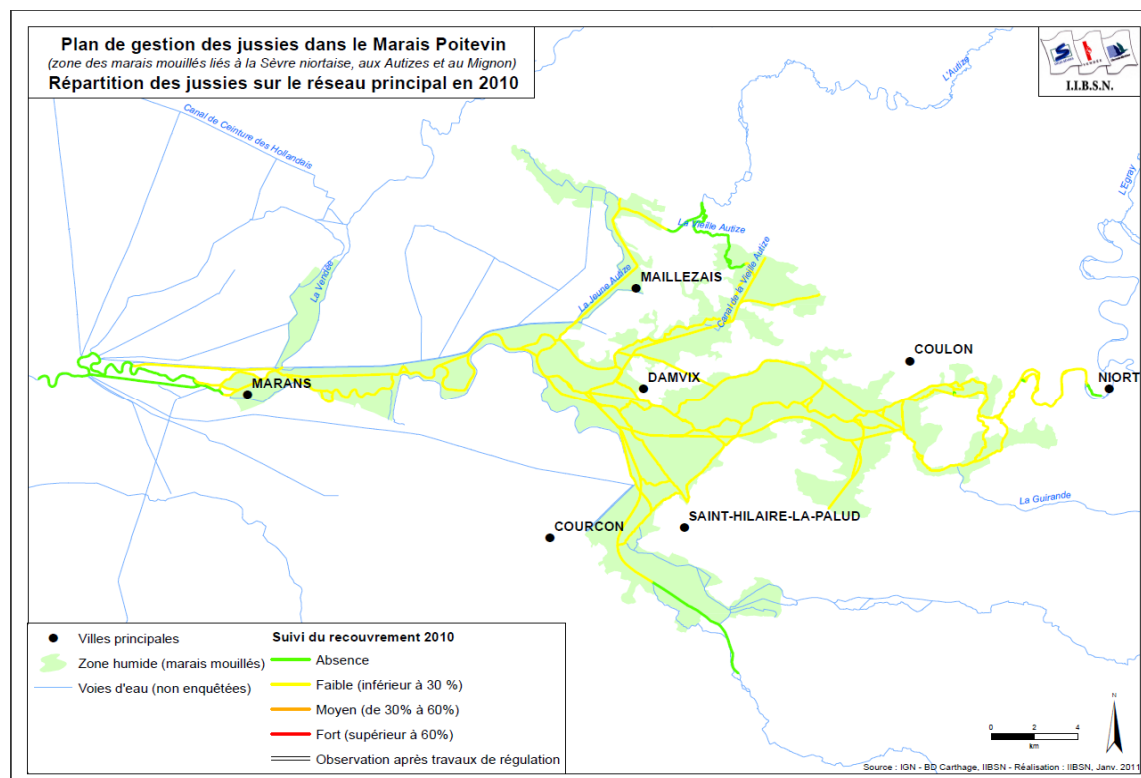
Le Marais a un important potentiel touristique. Si la partie orientale du marais mouillé (Venise Verte) est particulièrement attractive (Leroux, 2009), l'intérieur du Marais l'est également, de par sa proximité avec le littoral et les plages vendéennes (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003). Ainsi, 650 000 visiteurs¹⁷ vont dans le Marais Poitevin chaque année, dont la majorité se limite à la Venice Verte, la forme de tourisme la plus caractéristique du Marais Poitevin étant le tourisme fluvial, avec des balades en barque ou en canoë (Leroux, 2009).

Dans le Marais Poitevin, la chasse récréative se pratique sur des petits gibiers aux limites de la zone humide, dans les prairies et les bocages, et sur les gibiers d'eau (chasse à la passée dans les marais littoraux, ou à la tonne dans des plans d'eau aménagés). La pêche récréative côtière est répartie tout au long de l'année : les espèces migratrices sont pêchées au cours du printemps et de l'été, et les civelles (jeunes anguilles ou alevins) du 15 novembre au 15 avril. Pour la pêche récréative en eau douce, on distingue les cours d'eau publics des cours d'eau privés. Pour les cours d'eau publics, un droit à la pêche est loué à l'Etat par les Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (AAPPMA). Les cours d'eau privés sont gérés par leurs propriétaires qui peuvent rétrocéder leur droit de pêche à une AAPPMA. Les cours d'eau sont classés en deux catégories : l'une à dominance salmonicole et l'autre à dominance cyprinicole (poissons blancs, Carpes), correspondant à la majeure partie du réseau du Marais Poitevin (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003).

¹⁷ Estimation datant de 2002 (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003)

III.1.4. Implantation de la Jussie dans le Marais Poitevin et ses impacts

L'IIBSN gère la zone humide du Marais Poitevin, soit une surface de 15 000 ha allant de Niort à la Baie de l'Aiguillon. En 2010, la Jussie est présente sur la majorité des cours d'eau principaux (voir Figure 5), tout en étant contrôlée. La cartographie proposée par l'IIBSN ne fait pas état de la présence de la Jussie dans les marais desséchés, gérés par les syndicats de marais desséchés. La zone humide est favorable à la Jussie: le courant et la profondeur y sont faibles, la luminosité satisfaisante (Dandelot, 2004), et avec son système de barrages, la Sèvre Niortaise se comporte l'été comme un plan d'eau (pour l'alimentation du



réseau du marais mouillé), ce qui est d'autant plus propice à la Jussie. De plus, les réseaux primaire, secondaire et tertiaire forment un maillage hydraulique dense facilitant sa dispersion et sa prolifération. La Jussie étant sensible à la salinité, la Baie de l'Aiguillon n'est pas susceptible d'être envahie¹⁸. Compte tenu des caractéristiques du Marais Poitevin et des zones d'implantation de la Jussie, plusieurs impacts ont été identifiés (voir Tableau 5).

¹⁸ A partir d'une concentration en NaCl de 10 mg.L⁻¹ (Smida et al, 2010a), or dans les chenaux des vasières de l'Anse de l'Aiguillon, la salinité est comprise entre 13.05 g/L et 13.4 g/L (d'après Tournade et Bouzillé, 1995).

Impacts	Positifs	Négatifs
Marchands		Diminution du tourisme (nautique,...) Gêne à la gestion hydraulique (bouchage des canaux et des prises d'eau, navigabilité)
Non Marchands	Valeur esthétique Frayère pour les brochets Abri population de batraciens	Banalisation du paysage Perturbation des activités récréatives nautiques Menace pour la pêche et la chasse Asphyxie du milieu Altération de la qualité de l'eau Piégeage des poissons (augmente la mortalité) Augmentation du risque de crues (envasement du cours d'eau) Perte de biodiversité (compétition, destruction d'habitat)

Tableau 5 : Impacts marchands et non marchands de la Jussie : cas du Marais Poitevin¹⁹

(Dutartre et al, 2006 ; Ropars-Collet et Le Goffé, 2008)

- ***Les dommages de la Jussie sur la navigabilité des cours d'eau principaux et sur l'activité touristique et nautique du Marais Poitevin***

Lorsque la Jussie atteint le stade de prolifération, caractérisé par une densité importante, et recouvre plus de 60% de la voie d'eau, elle porte gravement atteinte à la navigabilité des eaux (voir Figure 6 page suivante), nuisant ainsi aux nombreuses activités touristiques fluviales : la batellerie, les péniches-restaurant, le canoë, le kayak, la location de bateaux à moteur (principalement à Marans) l'aviron et la voile (plan d'eau de Noron à Niort). La diminution des dépenses sur ces activités peuvent s'étendre à d'autres postes (Bergstom et al, 1996). Toutefois, la navigabilité du réseau principal est peu exploitée : la navigation de transport a cessé depuis l'arrivée du chemin de fer, et la navigation de plaisance dans des bateaux habitables (croisières) est limitée. Depuis les années 2000, il n'existe plus de base de location

¹⁹ Les impacts marchands positifs liés aux propriétés médicinales antimicrobiennes et phytoremédiatrices de la Jussie ne sont pas pris en compte ici, faute de connaissances.

de bateaux habitables bien que la redynamisation du tourisme fluvial de la Sèvre Niortaise puisse rapporter 500 000 euros annuels (Fluvianet.com, 26/01/2011).



Figure 6 : Exemple d'une portion du réseau primaire navigable recouvert à plus de 60% par la Jussie

(crédit Nicolas Pipet, IIBSN)

- ***Les dommages de la Jussie sur les activités de pêche professionnelle et agricoles***

La pêche professionnelle de la civelle est concentrée dans le littoral où la Jussie n'est pas présente. La pêche professionnelle de l'anguille jaune, en eau douce, peut être impactée par la Jussie (si la densité est importante) qui peut gêner mécaniquement la pêche ou causer la mortalité des anguilles. Toutefois, aucun pêcheur professionnel d'eau douce n'est recensé, ce, sans que cela semble lié à la présence de Jussie limitant ainsi son impact sur cette activité.

Présente en grande quantité, la Jussie peut boucher les fossés, servant de clôture et d'abreuvoir (Billaud, 1985) aux parcelles agricoles et dégrader la qualité de l'eau consommée par les animaux (lorsqu'elle n'y bloque pas l'accès). Cela entraîne des coûts supplémentaires

de gestion pris en compte dans les Mesures Agro-Environnementales (MAE-T) (Meriau, 2011). De plus, certaines parcelles ou ilots qui ne sont accessibles que par voie d'eau peuvent être bloquées et ne plus être exploitables pour la populiculture ou le maintien des prairies humides, sources de subvention et objectif Natura 2000 (Préfecture Poitou-Charentes, 2003).

- ***Les dommages de la Jussie quant à l'envasement des fossés et des canaux***

La Jussie est en mesure de combler un fossé ou un canal dans un intervalle de 4 à 5 ans (Pipet, 2012), par accumulation de matière organique (Union des Marais de Charente-Maritime - UNIMA, 2003) dans son système racinaire et décomposition. L'envasement est un phénomène beaucoup plus fréquent (1 à 5 cm de vase supplémentaire par an) dans le réseau tertiaire où les eaux sont beaucoup plus stagnantes (des Touches et Anras, 2005). C'est un milieu où la Jussie aura une grande propension à s'installer et se développer (Dandelot, 2004). Ainsi, en présence de Jussie, la fréquence de curage, opération financièrement lourde et perturbatrice pour le milieu (Schneider, 2001) est susceptible d'augmenter.

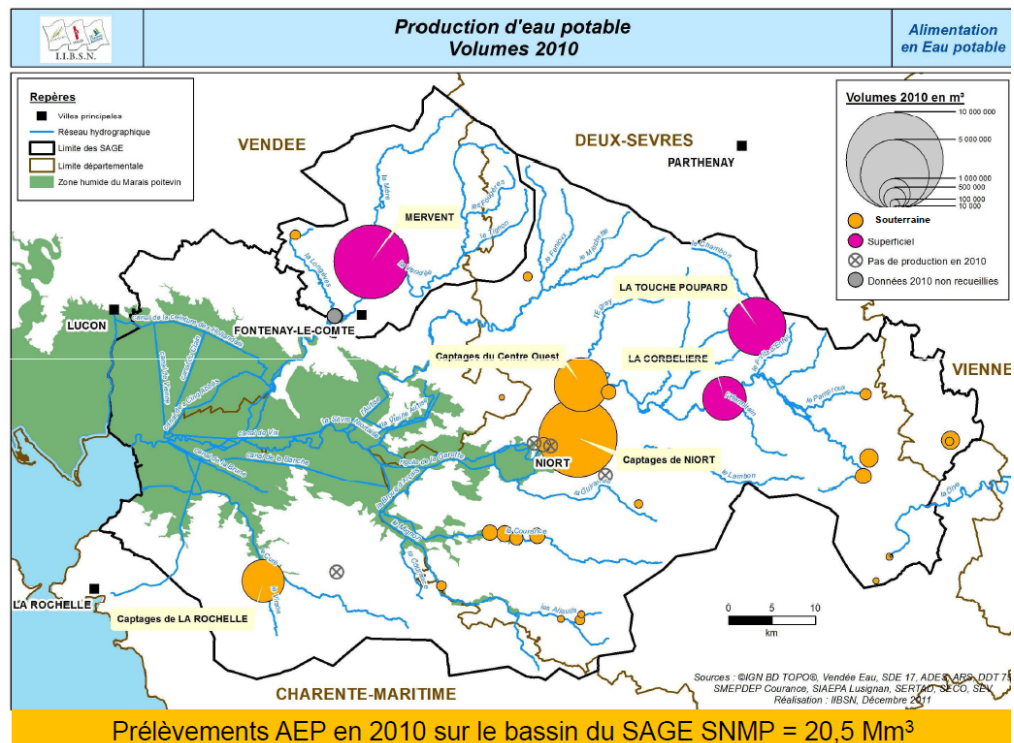
- ***L'impact de la Jussie sur la valeur protectrice du marais mouillé contre les crues***

Il y a deux périodes de crues dans le Marais Poitevin. A la période automnale, le marais mouillé absorbe les excédents d'afflux d'eau et il n'y a de crue que lorsque sa capacité de rétention est dépassée. A la période printanière, la capacité de rétention du marais mouillé est bien moindre que pendant l'automne et les crues sont alors bien plus importantes (Préfecture des Deux-Sèvres, 2011). La limitation des inondations passe par la gestion des ouvrages hydrauliques et la restauration des voies d'eau. Or les herbiers de Jussie peuvent s'accumuler dans les ouvrages hydrauliques, parfois sur plusieurs dizaines de centimètres, où peuvent se déposer des déchets, ce qui cause un surcoût dans l'entretien des ouvrages et une gêne visuelle (Pipet, com. personnelle). De plus, les inondations peuvent arriver dans des circonstances aggravées par un envasement prononcé (Schneider, 2001), auquel peut contribuer la Jussie. Les variabilités climatiques semblent également jouer un rôle important dans l'augmentation des crues (exemple Estuaire de la Seine, Garnaud et Garlan, 2005).

- ***L'impact de la Jussie sur la qualité de l'eau***

Nous ne considérons pas l'impact de la Jussie sur l'altération de la qualité de l'eau potable, car les prélèvements sont effectués en amont de la zone humide (voir Figure 7). Mais il y a des usines de traitement des eaux dont cinq en zone de risque d'eutrophisation (voir Figure 8) ; or si la Jussie améliore dans un premier temps la qualité de l'eau en les absorbant,

ces substances sont réinsérées dans le milieu lors de sa décomposition, dégradant alors sa qualité, l'ampleur de ces phénomènes dépendant de la taille de l'herbier. La Jussie pourrait ainsi occasionner des surcoûts de traitement si elle venait à augmenter le taux de nitrates de manière



significative et durable tout au long du cours d'eau. La qualité de l'eau dans le Marais Poitevin est nécessaire notamment pour les agriculteurs et les mytiliculteurs. La mytiliculture est cependant davantage sensible à la pollution bactérienne (Peythieu, 2005), ce que ne provoque pas la Jussie (Dutartre et al, 2006).

Figure 7 : Les zones de prélèvement de l'eau potable : pas d'influence de la Jussie

(source : http://www.sevre-niortaise.fr/wp-content/uploads/122_446_productioneau potable2010modedecompatibili_525.pdf)

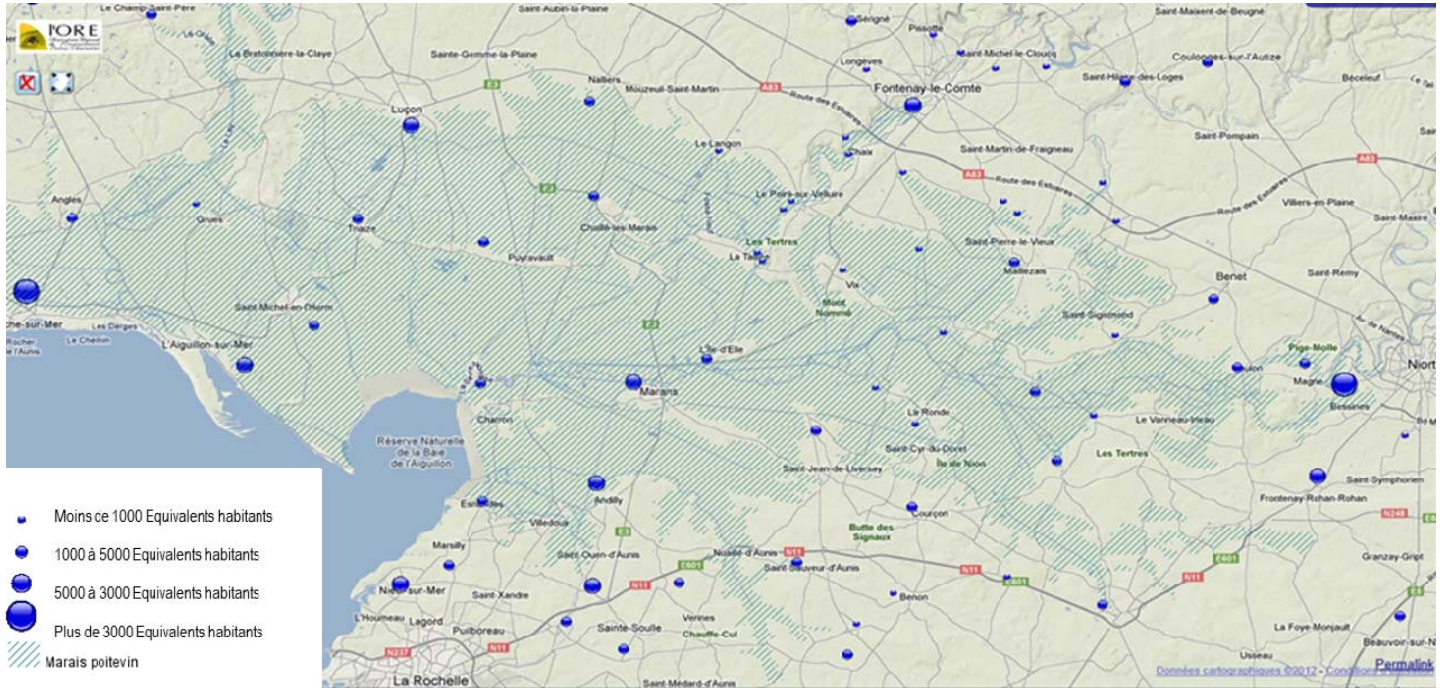


Figure 8 : Les usines de traitement des eaux usées dans le Marais Poitevin : influence possible de la Jussie

(source : <http://sigore.observatoire-environnement.org/step.html>)

techniques de pêche traditionnelles (pêche à la vermée, aux engins, filets ou à la balance) qui sont menacées. De mauvaises conditions de pêche pourraient diminuer le nombre de pêcheurs et remettre en cause la tenue des concours et championnats de pêche le long de la Sèvre Niortaise, événements qui ont des retombées économiques non négligeables (Pipet, com. personnelle). Les activités de chasse au gibier d'eau sont compromises car la Jussie réduit l'espace qui leur est disponible, toutefois, les zones de chasse au gibier d'eau semblent se concentrer en marge de la zone humide du Marais (Préfecture Poitou-Charentes, 2003).

La Jussie est un obstacle mécanique et esthétique (Billaud, 1984) aux activités récréatives. Or si l'on reconnaît à la Jussie des qualités esthétiques, une prolifération excessive donnant lieu à un recouvrement monospécifique (Dutarte et al, 2006) important, pourrait dégrader,

entre autres, l'esthétique du paysage et participer à la diminution du nombre de visiteurs, voire du prix de l'immobilier riverain.

- ***Les impacts de la Jussie sur la biodiversité***

Ainsi que vu précédemment, les impacts de la Jussie sur la biodiversité diffèrent selon sa densité et son recouvrement. Elle peut dans certains cas favoriser les populations piscicoles ou les détériorer. Le Marais Poitevin et ses marais mouillés recèlent nombre d'espèces patrimoniales ou remarquables, de sorte que dans des cas d'extrême colonisation, le dommage serait non négligeable. Toutefois, dans les situations connues de prolifération de la Jussie, les disparitions d'espèces observées ont été locales et temporaires (Pipet, com. personnelle).

III.1.5. Les mesures de gestion de la Jussie pratiquées dans le Marais Poitevin

La gestion de la Jussie est assurée par l'IIBSN qui depuis 1999 a mis en place un plan de gestion dans la zone des marais mouillés. L'IIBSN est un établissement public territorial créé en 1987 qui regroupe les conseils généraux de la Charente-Maritime, des Deux-Sèvres et de la Vendée. Depuis 1990, l'IIBSN est chargée de la réalisation des travaux d'intérêt général à l'échelle du bassin versant de la Sèvre niortaise (site de l'IIBSN). Elle est le seul acteur décidant de la gestion de la Jussie, bien qu'elle tienne informés les partenaires conventionnels et financiers, les communes et les usagers. Le contrôle de la Jussie est financé par les trois départements, l'Agence de l'Eau Loire et Bretagne, la région Poitou-Charentes, l'Union Européenne, les trois Fédérations Départementales et certaines associations de Pêche.

L'objectif de gestion de l'IIBSN est d'avoir un stock le plus faible possible de Jussie, puisqu'on ne peut l'éradiquer (Pipet, com. personnelle) : le plan de gestion consiste en un suivi de la propagation de la Jussie, une régulation de la Jussie (arrachage mécanique ou manuel) où chaque herbier repéré est arraché, un suivi de ces interventions (qualitatif et quantitatif), ainsi qu'à améliorer et communiquer les connaissances sur la Jussie (Pipet, 2012). La stratégie de contrôle dans cette zone consiste à traiter en priorité les grandes voies d'eau (enjeux de navigabilité et d'écoulement de l'eau), les voies secondaires et en priorité les conches et autres endroits fréquentés et enfin le réseau tertiaire (fossés de liaisons ou d'intérêt collectif). Chaque année, le linéaire traité concerne au minimum celui qui a été traité l'année précédente, en gardant le même système de priorité (Pipet, com. personnelle).

Le choix d'un arrachage mécanique ou manuel dépend de la colonisation de la Jussie. Sur les sites²⁰ fortement colonisés, les méthodes sont combinées (arrachage mécanique et finition manuelle) selon la fragilité du site, et un arrachage manuel est effectué en entretien l'année suivante. Pour des sites peu ou modérément colonisés, l'arrachage manuel est pratiqué deux fois par an (voir Figure 9), de sorte à suivre le cycle de développement de la Jussie, avec un premier arrachage au début de la phase de développement (mai-juin-juillet) et un second pour éliminer les nouveaux herbiers produits par bouturage (en août-septembre-octobre), souvent pour des sites ayant déjà fait l'objet de contrôle et dont la population de Jussie est maîtrisée (Pipet, 2012). Les engins utilisés pour mener les actions de contrôle ont été conçus sur mesure et sont adaptés à la configuration du Marais (passage sous les ponts, largeur). La flotte de l'IIBSN est composée de neuf barques en aluminium pouvant supporter plus d'une tonne de Jussie, deux chalands où sont stockées provisoirement les Jussies arrachées pendant une à deux semaines, dont l'un est équipé d'une grue permettant de décharger mécaniquement les barques et de charger les camions, voire d'arracher la Jussie en certaines occasions, et un bateau-réfectoire (Pipet, com. personnelle). Les travaux mécaniques sont effectués avec des engins spécifiques et variables suivant la configuration du lieu (Pipet, 2012).

²⁰ Ici, le terme de « site » se rapporte à une portion du réseau homogène, où sont observés des herbiers de Jussie.



Figure 9 : Exemple d'un arrachage manuel de la Jussie et des étapes consécutives

(crédit Nicolas Pipet, IIBSN)

Les quantités de Jussie sont estimées lors des passages en barque ou sur berge, avec un nombre d'herbiers par classes de superficie et la surface de l'herbier (m²). La Jussie est pesée en tonne de biomasse fraîche égouttée lorsqu'elle est éliminée (compostage pour les petites quantités ou épandage agricole hors zone humide pour les plus grosses quantités). Le volume est estimé. S'il est possible de relier le volume et le poids de la Jussie (Langevin 2010), on ne peut pas relier directement la surface de l'herbier à son volume. Cela dépend du stade de l'invasion (dispersion ou prolifération) et de la profondeur du cours d'eau. Ces données servent à apprécier les résultats des arrachages et à faire des cartographies de recouvrement des voies d'eau par la plante (% recouvrement en trois classes : faible, moyen, important) et sont renseignées dans un fichier manuellement puis informatiquement.

III.2. Matériels et Méthode

Pour construire les courbes de croissance, de dommages sociaux et de coûts de gestion, nous avons repris les méthodes proposées dans la partie II. Pour la construction des dommages sociaux non-marchands, la collecte de données originales n'est pas réalisable dans les délais impartis, mais la méthode de transfert des bénéfiques, rapide et peu coûteuse (Genty, 2005 ; Brahic et Terreaux, 2009) permet de mener une étude préliminaire (Barton, 1999 ; Pearce et al, 2006). Cette méthode consiste à utiliser des études déjà existantes afin d'estimer la valeur de biens environnementaux similaires (Genty, 2005).

L'objectif de l'étude exploratoire est d'estimer un niveau de Jussie et une qualité du milieu optimum, le niveau pour lequel les bénéfiques sociaux marginaux et les coûts marginaux sont égaux (Pearce et al, 2006). Nous avons donc ici construit des courbes de dommages sociaux et de coûts de gestion marginaux, qui correspondent aux dérivés des courbes de dommages sociaux totaux et de la courbe de coûts de gestion totaux.

Pour la courbe de croissance et certaines courbes de dommages, nous associons une largeur moyenne aux différentes combinaisons de linéaires considérés (e.g. réseaux primaire et secondaire, réseaux secondaire et tertiaire, réseaux primaire, secondaire et tertiaire). Cette largeur est obtenue à partir des largeurs moyennes respectives des réseaux primaires (8 m de large en moyenne pour 252 km de long), secondaires (5 m de large en moyenne pour 500 km de long) et tertiaires (1,5 m de large en moyenne pour 270 km). Ainsi, pour l'ensemble du réseau, la largeur moyenne estimée est de 4,8 m. Lorsque l'on considère les dommages de la Jussie, nous associons souvent un dommage à un pourcentage de recouvrement de Jussie. Nous allons par exemple considérer que, pour un certain dommage, la Jussie n'a d'impact que pour un recouvrement de 30% sur un tronçon considéré : elle est donc présente sur une largeur correspondant à 30% de la largeur moyenne considérée sur la portion de linéaire impacté, de sorte que pour le réseau primaire, la largeur envahie par la Jussie n'est plus de 8 m, mais de 2,4 m. En multipliant cette largeur avec la longueur, on obtient une surface envahie de Jussie à laquelle on associe une quantité de matière sèche ou de matière fraîche.

III.2.1. La fonction de croissance/dispersion de la Jussie

Pour construire la fonction de croissance de la Jussie, nous avons suivi la méthodologie présentée dans la partie II. Dans un premier temps, on a déterminé, à partir du

suivi effectué par l'IIBSN, les kilomètres de linéaire de rive envahi au cours du temps de 1994 à 2004, à limiter le biais dû aux les mesures de gestion de grande envergure mises en place à partir de 2001 (Ropars-Collet et Le Goffe, 2008).

La fonction de croissance interannuelle de la Jussie est du type : $\frac{dS}{dt} = rS \left(1 - \frac{S}{K} \right)$

où r est le taux de croissance intrinsèque et K , la capacité de charge du milieu et pour laquelle la solution analytique est :

$$S(t) = \frac{S_0 K}{S_0 + (K - S_0) e^{-rt}}$$

Pour obtenir la fonction de croissance, on détermine le taux de croissance intrinsèque et la capacité de charge du milieu, en faisant une régression non-linéaire à l'aide du logiciel Mathematica, qui utilise la méthode des moindres carrés, méthode usuellement utilisée dans ce cas (Cadima, 2002). La significativité des paramètres estimés est établie à partir du test de Student (obtenu *via* Mathematica) et nous vérifions la vraisemblance de la régression obtenue à partir du coefficient de corrélation ou d'ajustement R^2 (obtenu *via* Excel). De même que Laferrière (2002), nous utilisons le coefficient de Pearson comme coefficient de corrélation pour les modèles non-linéaires et linéaires, en effet, son utilisation est simple, équivalente au R^2 dans le cas des modèles linéaires, et semble satisfaisante (Laferrière, 2002) ; de sorte que :

$$R^2 = R_p^2 = \left(\frac{\sum_t (Y_t - \bar{Y})(Z_t - \bar{Z})}{\sqrt{\sum_t (Y_t - \bar{Y})^2} \sqrt{\sum_t (Z_t - \bar{Z})^2}} \right)^2$$

avec R^2 , le coefficient de corrélation, et R_p^2 , le coefficient de Pearson.

Ensuite, les unités sont converties, de sorte que les unités utilisées dans les fonctions de dommages, de coûts et de croissance soient homogènes. Pour le Marais Poitevin, on utilise le poids sec de la Jussie par m^2 (1500 g/m^2 en début d'année d'après une étude menée en 2000 ; Ropars-Collet et Le Goffe, 2008). Pour passer de la masse de la matière sèche de Jussie à celle de matière fraîche, nous considérons, de même que Leplat (2004) que la Jussie contient 80% d'eau, de sorte que le coefficient de multiplication pour passer de la quantité de matière sèche à celle de matière fraîche est de 4. Pour la courbe de croissance/dispersion de la Jussie, nous convertissons les kilomètres de rives en biomasse fraîche en considérant un recouvrement de 100%, c'est-à-dire en considérant que toute la largeur du kilomètre considéré est envahie. C'est une hypothèse simplificatrice qui peut être discutée.

III.2.2. Les fonctions de dommages sociaux

Nous présentons ici les méthodes utilisées pour déterminer les différentes fonctions de dommages totaux. Nous obtenons ainsi la fonction des dommages sociaux que nous dérivons ensuite pour avoir celle des dommages marginaux. Seul le linéaire public est considéré.

- ***Les dommages de la Jussie sur l'activité touristique et la navigabilité***

On considère que l'impact de la Jussie sur la navigabilité des réseaux primaires et secondaires rejoint celui sur les activités touristiques : les parcours de batelleries, activité emblématique du marais mouillé, s'effectuent dans les réseaux secondaires (site de l'IIBSN) et les embarcadères se situent majoritairement sur les rives du réseau primaire. Le linéaire considéré ici est celui des réseaux primaire (252 km) et secondaire (500 km) (site de l'IIBSN).

Pour déterminer les dépenses touristiques, nous avons estimé un nombre de visiteurs annuels de 625 000²¹, dont la moitié reste une journée, et l'autre six nuits (Parc Interrégional du Marais Poitevin, 2009) soit 6,3 équivalent jours (Ropars-Collet et Le Goffe, 2008). Nous n'avons considéré ici que les dépenses de fréquentation par jour. Les dépenses moyennes sont estimées à partir des données du site de l'office du tourisme Niort/Marais poitevin et du site « Le Marais Poitevin »²². La dépense moyenne estimée est valable pour un adulte, comprend le prix d'un repas et d'une activité mais sans les nuitées. On a considéré qu'au moins un repas était pris au restaurant par les visiteurs « court séjour » et que les visiteurs « long séjour » en prenaient deux. Le prix moyen d'un repas au restaurant a été estimé en faisant la moyenne des prix pratiqués par les restaurants du Marais. Le prix moyen d'une activité a été déterminé à partir des forfaits journée proposés par le Marais poitevin, les prix des randonnées à dos d'âne proposées et celui d'une simple entrée. Ainsi, un poids important est attribué aux activités payantes, la valeur récréative non-marchande étant évaluée ultérieurement. Dans le budget que nous avons établi, la moitié est accordée aux activités, et l'autre à la restauration. Le tourisme nautique, activité pratiquée en priorité par les touristes lors de leur visite sur le site (Leroux, 2009), est directement impacté par la Jussie. On a considéré que dès lors que la Jussie devient une gêne à la navigation, cela impacte les dépenses touristiques dans leur ensemble à la manière de Bergstrom et al (1996).

²¹ D'après une enquête menée en 2003 (utilisée par Ropars-Collet et Le Goffe, 2008). Une autre enquête du même type devrait être effectuée en 2012 (Fernandez, article de l'Hebdo de Charente-Maritime du 20/07/2011)

²² <http://www.niortmaraispoitevin.com/preparez-votre-sejour> et <http://www.lemaraispoitevin.fr/>

Le nombre de visiteurs est exprimé par kilomètre de linéaire, puis la proportion de linéaire envahie est déterminée, pour en déduire le nombre de visiteurs impactés, multiplié par la somme qu'ils auraient associé à l'activité récréative. La valeur obtenue est une valeur unique et fixe (d'après Williams et al, 2010). Dans ce cas, la Jussie apporte seulement des inconvénients à partir d'un certain seuil de biomasse. On estime qu'à partir de 60% de recouvrement de la voie d'eau, la navigabilité est empêchée dans le tronçon considéré (Pipet, com. personnelle). En considérant la largeur moyenne des réseaux principal et secondaire²³ et en multipliant cette surface par la biomasse de Jussie par m², on peut estimer une valeur seuil de biomasse de Jussie. Puisqu'il y a plusieurs départs et itinéraires pour les barques, nous avons considéré un effet de substituabilité : de même que Ropars-Collet et Le Goffe (2008), nous avons supposé une baisse discutable de 50% des dépenses touristiques : sur deux visiteurs impactés, l'un se reporte sur une autre zone du marais et que l'autre quitte le site.

- ***Les dommages de la Jussie par rapport à la qualité de l'eau : coûts de réparation***

Nous cherchons à estimer ici la valeur des quantités de nitrates que la Jussie ajoute au milieu en se décomposant. Il s'agit donc du coût de réparation pour revenir à la situation initiale (sans Jussie). Nous avons déterminé la valeur moyenne de dépollution d'une tonne de nitrates à partir des chiffres proposés par le Commissariat Général au Développement Durable (2011). Ensuite, on a estimé la quantité de nitrates que la Jussie est susceptible d'introduire dans le milieu aquatique à partir de celle qu'elle contient, soit 22,0 g d'azote organique par kilogramme de matière sèche de Jussie (Fruteau, 2004 dans Debril et al, 2005). Nous en déduisons les coûts de dépollution correspondants. On considère que de par les nombreuses connexions au sein du réseau hydraulique, c'est tout le linéaire qui est concerné par les impacts de la Jussie sur la qualité de l'eau, soit 1 022 km. Comme précédemment, la quantité de Jussie est estimée en fonction des surfaces moyennes des différents réseaux. Nous considérons que la quantité d'azote organique susceptible d'entraîner des coûts de réparation n'est significative que si le tronçon considéré est recouvert à 100% (sur toute sa largeur).

- ***Les dommages de la Jussie quant à l'envasement des fossés et des canaux***

Ces coûts ont été appréhendés à travers les coûts de curage. Nous ne considérons pas les conséquences pour le réseau primaire, car celui-ci étant plus large, il donne lieu à des travaux

²³ Respectivement 8 m, 5 m et 1,5 m pour les réseaux primaire, secondaire et tertiaire ; Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2009

spécifiques (dragage par exemple ; Pipet, com. personnelle). Les fossés et les canaux représentent à eux deux un linéaire de 770 km (site de l'IIBSN), avec un linéaire de 270 km pour le réseau tertiaire (fossés) et un linéaire de 500 km pour le réseau secondaire (canaux). Nous déterminons d'abord l'augmentation de fréquence de curage des canaux en présence de Jussie. Puis, connaissant le coût de curage moyen des canaux, nous estimons le surcoût engendré par la Jussie. On suppose que la Jussie commence à avoir un impact réel sur l'envasement lorsqu'elle atteint un pourcentage de recouvrement de 60%.

- ***L'impact de la Jussie sur la valeur protectrice du marais mouillé contre les crues***

La démarche utilisée pour relier les dommages des inondations et la Jussie est la suivante : (1) courbe de dommages en fonction de la période de retour de crue ; (2) importance de l'envasement suivant la période de retour de crue (ratio) ; (3) courbe des dommages en fonction de l'envasement ; (4) importance de l'envasement suivant le niveau de Jussie ; (5) courbe des dommages liés aux inondations en fonction de la Jussie.

Pour la construction de la première courbe, les crues de référence avec période de retour du Marais Poitevin ont été obtenues à partir de l'évaluation préliminaire du risque d'inondation sur le district Loire-Bretagne (Direction Générale de Prévention des Risques, 2011). Les dommages financiers correspondant peuvent être identifiés et obtenus auprès de diverses agences (e.g. Chambre d'agriculture, conseil général, assurance ; voir Balva, 2004 et Ecodecision, 2006). La relation entre le niveau d'envasement et le risque d'inondation est à obtenir dans des études, articles, ou par le biais d'expert. Les quatrième et cinquième étapes découlent des résultats obtenus pour la courbe du dommage précédent.

- ***Les impacts de la Jussie sur les valeurs de pêche et de chasse récréatives, des aménités récréatives, esthétiques et écologiques de la Venise Verte***

Une courbe est construite pour chacune de ces valeurs. Dans le cas du Marais Poitevin, la situation initiale est de bonne qualité (Jussie maîtrisée) et l'on cherche à estimer le dommage occasionné si l'on cessait de contrôler la Jussie, ce qui, à terme, conduirait à un envahissement total du milieu par la Jussie. De la même manière que proposée dans la deuxième partie, nous utilisons la CAP afin d'estimer la valeur de ces dommages. Selon les études de transfert et les CAP qui y sont proposés, les courbes obtenues diffèrent. Selon les données et les hypothèses faites, les méthodes d'estimation des dommages diffèrent. Les différentes méthodes sont expliquées lors de la présentation des résultats (Partie IV).

○ *Estimation des CAP : la méthode de transfert des bénéfices*

Le transfert de bénéfices est susceptible de se faire dans trois cas (Rozan et Stenger, 2000) : les sites d'étude et d'application sont identiques mais les études sont faites à des dates différentes ; les lieux d'études sont distincts, mais les études sont menées à des dates similaires ; les sites sont distincts et les évaluations ont lieu à des dates différentes, ce qui est notre cas. Cela suppose un certain nombre de biais et de sources d'erreur lors du transfert de bénéfices (Rozan et Stenger, 2000). Pearce et al (2006) arguent toutefois que l'incertitude observée dans les méthodes de transfert l'est également par ailleurs.

○ *Sélection des études de référence*

Pour choisir les études de référence, nous avons suivi les recommandations de Barton (1999) (à consulter pour plus de détails), pour lequel une étude de référence est choisie en fonction de sa similarité et de sa qualité. Les transferts présentent d'autant moins d'erreurs que les sites se situent dans le même pays, ou dans des pays ayant le même contexte culturel et institutionnel (Navrud, 2010). La similarité est évaluée sur les caractéristiques du lieu d'étude et de la population, l'objet d'étude, la méthodologie utilisée et les valeurs estimées. La qualité de l'étude dépend de sa validité et de son exactitude, qui peuvent être jugées au vu de la méthode employée (Barton, 1999). Dans le cas d'une étude exploratoire, le niveau d'exactitude requis est relativement faible (Pearce et al, 2006). Dans le cas de la Jussie, il n'y a pas d'études disponibles présentant des courbes de dommages sociaux non-marchands, de sorte que le transfert de bénéfices est fait à partir d'études sur des espèces aquatiques présentant le même type d'impact que celui évalué pour la fonction de dommages concernée.

Ayant identifié les caractéristiques du milieu et les caractéristiques socio-économiques de sa population, nous avons choisi les études de référence présentant le plus de similarités avec notre cas (voir Barton, 1999). Selon les services considérés (valeurs d'usage ou d'existence), la population concernée sur laquelle s'exerce le CAP peut être directement impactée (valeurs d'usage) ou non (valeur d'existence) (Scherrer, 2006). De plus, moins le lieu d'étude est substituable et particulier, plus l'échelle de la population concernée est importante (Navrud, 2010). Ainsi, pour la valeur accordée à la pêche et la chasse récréatives, les populations concernées sont les pêcheurs et les chasseurs des trois départements ; pour la valeur de la biodiversité, la population concernée s'élargit aux deux régions (seule la Loutre

d'Europe est une espèce protégée au niveau national). Pour la valeur esthétique et les activités récréatives non-marchandes, sont concernés les visiteurs et les résidents.

- *Ajustement des valeurs*

Le choix de la méthode de transfert est fonction de la disponibilité des données, mais aussi des financements et du temps disponibles (Barton, 1999).

- *Choix de la méthode de transfert*

Nous retenons ici la méthode de transfert de CAP avec ajustement, méthode simple et transparente, facilement applicable (Navrud, 2010), et n'étant pas moins fiable que les autres méthodes de transfert (Brahic et Terreaux, 2009 ; Navrud, 2010). Le transfert des valeurs monétaires consiste à appliquer le CAP moyen obtenu sur le site d'étude au site d'application. Il peut se faire sans ou avec ajustement du pouvoir d'achat (Pearce et al, 2006). Cette méthode est relativement simple à mettre en œuvre, mais les revenus ne sont qu'une composante parmi d'autres du CAP (Pearce et al, 2006). Par exemple, avec le transfert de la fonction des bénéfices, on applique la fonction ou les paramètres associés aux bénéfices du lieu d'étude aux données du lieu d'application (Rozan et Stenger, 2000).

La fonction de bénéfices ou d'utilité représente la variation du bien-être ressenti pour l'amélioration de la qualité d'un bien environnemental considéré (Bonnieux, 1998). La fonction d'utilité indirecte du consommateur i pour le choix j s'exprime ainsi :

$$V(q_j, Z_{ij}, y_i; \alpha_i)$$

où q est la qualité environnementale, Z représente les caractéristiques du site et de la population concernée, y le revenu, et α les préférences.

Pour le lieu d'application (LA), la fonction d'utilité indirecte peut également s'exprimer ainsi :

$$V(q_{LA}^0, Z_{LA}, y_{LA}; \alpha) = V(q_{LA}^1, Z_{LA}, y_{LA} - CAP_{LA}; \alpha)$$

où l'on suppose que $q^0 < q^1$ (la qualité environnementale du site est améliorée en situation 1 par rapport à la situation initiale 0) et CAP_{LA} représente la somme que les agents sont prêts à payer pour bénéficier de l'augmentation de qualité (Bonnieux, 1998 ; Boyle et al, 2009).

- *Transfert de CAP avec ajustement*

L'unité de CAP la plus pertinente à utiliser pour ne pas surestimer le CAP du site d'application est le CAP/foyer/an (Navrud, 2010). Pour ajuster le CAP en fonction du revenu

moyen de la population concernée pour le lieu d'application, la formule suivante est généralement utilisée (Brahic et Terreaux, 2009 ; Navrud, 2010) :

$$CAP_{LA} = CAP_{LE} \left(\frac{y_{LA}}{y_{LE}} \right)^e$$

avec e , l'élasticité du CAP par rapport au revenu pour les différents types de biens.

L'élasticité d'un bien environnemental est inférieure à 1 (Hanley et al, 2006 ; Navrud, 2010) et généralement comprise en 0,4 et 0,7 (Desaigues et al, 2011) et peut être déterminée de la manière suivante (Hökby et Söderqvist, 2003 ; Horowitz et McConnell, 2003) :

$$e = \frac{y}{CAP} \cdot \frac{\partial CAP}{\partial y}$$

Le transfert de bénéfices peut se faire dans l'espace (lieu d'application situé dans un autre pays que le lieu d'étude) et le temps (études menées à des périodes différentes). Pour ajuster le CAP à travers l'espace, Ready et Navrud (2006) préconisent l'usage du taux de change à parité de pouvoir d'achat (PPA), pertinent car nous utilisons le concept de possibilité à dépenser (Baldwin et McDonald, 2009). Pour ajuster le CAP à travers le temps, l'inflation doit être prise en compte (Jenkins et al, 2010) par exemple en utilisant l'IPC (Navrud, 2010) qui est un déflateur pertinent lorsque le bien-être des ménages est en cause (Herr et Kazandziska, 2010) même si ce n'est pas son utilité première (Accardo et al, 2007). Ajuster d'autres variables équivaut à un transfert de fonction de bénéfices (Brahic et Terreaux, 2009).

Le nombre d'habitants du Marais Poitevin, des trois départements et des deux régions, les revenus médians ont été obtenus sur le site de l'INSEE (données 2009). Cependant, les études utilisées emploient le revenu moyen, alors que nous ne disposons pas de ces chiffres pour nos populations. Nous nous contentons donc d'ajuster le CAP en termes d'inflation et de pouvoir d'achat, en considérant l'élasticité égale à un, soit celle d'un bien normal. Pour les études situées aux Etats-Unis, l'IPC moyen annuel est obtenu à partir du *Bureau of Labor Statistics* (voir site) et le taux de change PPA auprès de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) (voir site). Pour les études françaises, nous utilisons l'IPC moyen annuel, construit avec les IPC mensuels proposés par l'INSEE (voir site internet) et utilisons la conversion proposée par l'INSEE pour passer des francs français à l'euro. De même que les caractéristiques des populations, les CAP sont transférés pour l'année 2009.

III.2.3. La fonction des coûts de contrôle

Les données utilisées pour établir la fonction des coûts de contrôle de la Jussie ont été obtenues à partir des données trouvées dans l'étude de Leplat (2004). Nous estimons la fonction des coûts de contrôle en faisant une régression non-linéaire à l'aide du logiciel Mathematica, qui utilise la méthode des moindres carrés. Nous vérifions la significativité des paramètres estimés à partir du test de Student et la vraisemblance de la régression obtenue à partir du coefficient de corrélation ou d'ajustement R^2 . Nous obtenons ainsi la courbe des coûts de contrôle totaux, dérivée pour obtenir la courbe des coûts de contrôle marginaux.

III.3. Biais et limites liés à la méthodologie

- ***Les principales limites et biais des courbes de dommages sociaux***

Si les impacts de la Jussie sont bien connus qualitativement, il est difficile de trouver des données quantitatives nous permettant d'établir les points d'inflexion et de valeurs-seuils de la biomasse de Jussie afin de construire les courbes de dommages. A partir de dires d'experts et de certains ordres de grandeurs disponibles pour d'autres espèces aquatiques dans la littérature, nous avons établi ces valeurs à partir d'hypothèses par ailleurs discutables. De même, les équivalences utilisées ne sont pas forcément adaptées à toutes les situations de sorte que les conversions obtenues ne sont pas précises. Notre équivalence volume/poids sous-évalue la quantité de biomasse (base hivernale), de sorte que le dommage par tonne de biomasse est surévalué. Une meilleure évaluation du rapport poids/surface ou poids/volume pour le site du Marais Poitevin devrait corriger ce biais.

Nous avons par ailleurs estimé que les pertes ou les dommages liés à la Jussie étaient homogènes dans le linéaire concerné, ce qui est peu probable (milieux plus ou moins favorables à la Jussie, notamment selon l'ensoleillement), de même que tout le linéaire n'est pas fréquenté ou utilisé dans les mêmes proportions.

- ***Les impacts de la Jussie sur l'activité touristique du Marais Poitevin et sur sa navigabilité : une enquête auprès des acteurs nécessaire pour plus de précision***

Ici, l'estimation de la perte touristique engendrée par la Jussie est arbitraire. Les dommages estimés devraient être affinés par une enquête terrain, recensant les acteurs économiques touristiques de la zone humide du Marais Poitevin (e.g. bateliers, restaurateurs, camping, gîtes) ainsi que leur chiffre d'affaires. Etant dans une situation de gestion de la

Jussie, les données obtenues correspondraient à une situation ne souffrant pas de la présence de la Jussie. Celle-ci a proliféré de manière peu ou pas contrôlée entre 1992 et 1999, de sorte que l'idéal (bien que peu probable) serait de recueillir auprès des professionnels du tourisme officiant à cette époque leur chiffre d'affaire de sorte à voir s'il y a eu un effet de la Jussie sur le tourisme et quelle était son ampleur. D'autre part, même s'il y a un effet de substituabilité au sein même du marais mouillé, cela entraîne une réduction du réseau exploitable ainsi que des phénomènes de congestion susceptibles d'augmenter les pertes touristiques.

- ***La Jussie et la qualité de l'eau : coûts de réparation et surcoûts de dépollution***

Il aurait été plus pertinent d'estimer les surcoûts de dépollution engendrés par la Jussie. Les coûts de traitement engendrés par la Jussie dépendraient de la quantité de nitrates déjà présents dans le milieu : si les rejets de nitrates de la Jussie n'entraînent pas une quantité de nitrates supérieure aux limites de concentration prévue par la législation, il n'y a pas de surcoûts de dépollution. Cela implique de connaître les concentrations de nitrates dans les milieux sans et avec Jussie, dans des conditions comparables et à différentes densités.

Par ailleurs, les données utilisées sont générales et ne correspondent pas forcément à ce qui pourrait être observé dans le Marais Poitevin : la quantité de matières azotées contenues dans un kilogramme de Jussie dépend du milieu considéré ainsi que de la capacité d'absorption. D'autre part, il faudrait tenir compte de la complexité du cycle de l'azote au sein des zones humides (Greenway et Woolley, 1999). Les quantités d'azote retenues concernent probablement la plante entière, mais cela n'est pas précisé. Le chiffre retenu est néanmoins cohérent avec celui de Greenway et Woolley (1999) qui font état d'une quantité de $32,7 \pm 12,3$ mg d'azote pour un gramme de matière sèche de *L. peploides* (plante entière).

Ici, nous n'avons pas considéré les coûts de dépollution qui pourraient être évités dans un premier temps en absence d'arrachage de Jussie : pour ce faire, il faudrait évaluer la capacité maximale d'absorption de la Jussie, et en particulier de *L. peploides*²⁴, puisque majoritaire dans le site du Marais Poitevin, et en déduire les coûts de dépollution évités.

²⁴ Voir par exemple Deaver et al (2005) et Polomski et al (2008) quoique que les capacités de phytoremédiation y soient déterminées en conditions de laboratoire : dans un milieu naturel, les chiffres devraient être différents.

- ***Les dommages de la Jussie quant à l'envasement des fossés et des canaux***

Les résultats obtenus sont affaiblis par le manque d'informations sur l'augmentation de fréquence de curage ou sur la quantité d'envasement provoqué par la Jussie en fonction de sa biomasse et du site où elle est implantée. On a considéré que la fréquence de curage doublait en présence excessive de Jussie (Pipet, com. personnelle), et le recouvrement à partir duquel la Jussie a un impact sur l'envasement a été estimé arbitrairement, sur la base de l'hypothèse faite sur la navigabilité (60%). Par ailleurs, les données que nous utilisons ne tiennent pas compte des difficultés d'accès à certains sites ni des autres facteurs pouvant également accélérer l'envasement. Les résultats que nous obtenons sont donc au mieux indicatifs.

- ***La Jussie et les crues : un impact diffus et difficile à appréhender***

L'impact de la Jussie sur la valeur protectrice du marais mouillé contre les crues est un service qu'il est difficile d'évaluer monétairement pour plusieurs raisons. Tout d'abord, bien que les dommages financiers puissent être identifiés et obtenus auprès de diverses agences (e.g. Chambre d'agriculture, chambre des métiers, conseil général, collectivités territoriales ; Balva, 2004 ; Ecodecision, 2006), cela nécessite dans la plupart des cas une consultation des divers documents sur place (Balva, 2004) et une méthode rigoureuse (voir par exemple celle proposée dans le rapport d'Ecodecision, 2006) demandant un temps dont nous ne disposons pas. Et s'il est possible d'obtenir les Dommages Moyens Annuels (DMA) pour certaines des grandes rivières du bassin Loire-Bretagne dont fait partie la Sèvre Niortaise, ceux-ci ne semblent pas avoir été estimés pour elle. Ensuite, il est difficile d'exprimer les dommages liés aux inondations en fonction de la biomasse de Jussie, dans la mesure où l'ampleur des dommages dépend de celle de l'inondation ainsi que de nombreux autres facteurs, de sorte que ses effets sont difficiles à extraire.

- ***La construction des courbes de dommages par transfert et les études disponibles***

Une des limites est relative à la construction des courbes de dommages non-marchands. Si les recommandations de Barton (1999) ont été considérées lors de la recherche des études de transfert, il n'a pas été possible de trouver des études qui remplissent les critères nécessaires à un transfert qui soit le plus valable possible. En effet, aucune étude spécifique à la Jussie n'est pour l'instant disponible pour ce type de données. Nous nous sommes donc reportés sur les études portant sur des milieux aquatiques ayant subi ou étant susceptibles de subir des perturbations comparables à celles de la Jussie et utilisant les mêmes méthodes que

celles proposées dans la partie II. L'idéal était de trouver une étude portant sur l'estimation monétaire des impacts d'un agent perturbateur végétal spécifique sur chacun des services particuliers du milieu aquatique considéré (rivière à faible courant ou plan d'eau). Or la majorité des études traitant des services non-marchands est axée soit sur un agent spécifique affectant un seul type de service (généralement récréatif, Lovell et al, 2005 ; e.g. Singh et al, 1984 ; Colle et al, 1987), soit sur l'ensemble des services d'un site particulier (Brander et al, 2006) dont la partition ne correspond pas à la nôtre. En effet, il ne s'agit pas ici d'évaluer tous les services offerts par le site, mais seulement ceux affectés par la Jussie. De plus, les études portent plus particulièrement sur les lacs, et une majorité d'entre elles sont menées aux Etats-Unis (Lovell et Stone, 2005 ; e.g. Singh et al, 1984 ; Settle et Shogren, 2002 ; Adams et Lee, 2007). Dans la mesure du possible, nous avons sélectionné en priorité des études françaises, de sorte à réduire les biais de transfert liés à l'aspect culturel (Navrud, 2010).

D'autre part, il s'agit ici d'estimer un CAP pour maintenir les mesures de gestion et la qualité du milieu, et dans le cas du Marais Poitevin, les agents devraient être amenés, comme chez Rulleau et al (2009), à imaginer le désagrément causé par une situation dégradée. Or dans la plupart des études de transfert utilisées, c'est la situation inverse : les valeurs de CAP sont évaluées à partir de situations de *statu quo*, ou situations actuelles.

Cependant, si tous ces éléments réduisent la validité des transferts utilisés et biaise les CAP obtenus, cela montre également l'intérêt d'établir de telles courbes, qui amélioreraient la compréhension des divers services impactés par la Jussie ainsi que les mécanismes mis en œuvre. Par ailleurs, s'agissant d'une étude exploratoire, l'enjeu est moins important que pour une étude ayant une plus grande portée (base décisionnelle par exemple), de sorte que dans le contexte de l'étude, la nature de ce biais est amoindri (Pearce et al, 2006).

- ***Biais relatifs aux courbes de coûts de gestion et de croissance/dispersion***

La courbe des coûts de gestion ne prend en compte que les coûts d'intervention, de sorte que la courbe obtenue est sous-estimée par rapport aux coûts réels investis. Il serait intéressant de pouvoir être en mesure d'au moins estimer la part des coûts administratifs, réglementaires et autres afin de pouvoir, du moins en partie, corriger ce biais.

Nous avons ici estimé une courbe de croissance qui est à l'échelle du site de la zone humide du Marais Poitevin que l'on considère comme équivalente à celle de dispersion. En

réalité, la courbe que nous obtenons à partir des kilomètres de rive envahie représente davantage une fonction de dispersion, puisqu'elle ne renseigne pas sur le degré de recouvrement (la surface) ni sur la quantité de Jussie. C'est lorsque nous convertissons les kilomètres de rives en tonnes de biomasse de Jussie que l'on obtient une courbe de croissance. Cette courbe reste néanmoins approximative dans la mesure où l'on ne connaît pas le pourcentage de recouvrement ni les quantités réellement observées pour les kilomètres de rive envahie. Afin d'être cohérents avec l'hypothèse selon laquelle la courbe de croissance est équivalente à celle de dispersion, nous avons considéré un recouvrement de 100%. Une meilleure estimation de ces quantités de biomasse aurait pu nous permettre de construire une fonction de croissance indépendamment de la fonction de dispersion (voir matrice de croissance et dispersion p.33). Le taux de croissance intrinsèque et la capacité maximale de charge auraient alors certainement été différents. Cela n'est pas anodin, dans la mesure où ces paramètres conditionnent les résultats obtenus pour déterminer les quantités optimales de stock de Jussie et de Jussie à extraire.

Cette courbe ne fait pas état de la croissance interannuelle, et de l'augmentation plus importante de la biomasse durant la période estivale (Dutartre et al, 2006). Cette variabilité interannuelle est probablement encore accentuée dans le cas du Marais Poitevin, puisque la Sèvre Niortaise se comporte différemment pendant ces deux périodes (cours d'eau lent en hiver, plan d'eau en été). Pour traduire cette variabilité, Million (2004) propose d'inclure dans la fonction logistique de croissance un facteur multiplicateur périodiquement variable. Toutefois, afin de déterminer ce facteur, il faudrait disposer de données empiriques. D'autre part, en vertu de la connectivité importante des différents types de linéaire au sein du réseau hydraulique, nous avons fait l'hypothèse que la dispersion de la Jussie est uniforme, c'est-à-dire qu'il y a autant de probabilité qu'un réseau secondaire soit « contaminé » par un réseau primaire qu'inversement (et pareillement entre réseaux secondaire et tertiaire).

*

La méthodologie ayant été présentée, les résultats sont exposés dans la partie suivante. La construction de certaines fonctions de dommages diffère suivant les études de transfert sélectionnées, de sorte que la méthode employée pour les construire est décrite en même temps que les résultats sont présentés.

Partie IV : Résultats intermédiaires

Dans cette partie, les différentes fonctions de croissance, de dommages sociaux et de coûts de gestion obtenues sont présentées. Les fonctions de dommages sociaux et de coûts de gestion étant dépendantes de la fonction de croissance, c'est cette dernière qui est déterminée en premier. Les résultats présentés ici doivent être considérés dans leur contexte et avec leurs limites. Nous le rappelons, la présente étude n'a pas pour objectif de, ni prétention à mener une analyse coûts-bénéfices opérationnelle. Il s'agit ici d'une étude préliminaire, permettant de montrer l'intérêt et la pertinence d'établir de telles courbes en utilisant des données originales, à collecter sur place. Plus particulièrement en ce qui concerne la courbe des dommages sociaux, il serait téméraire d'utiliser ces résultats, au vu des fortes hypothèses utilisées pour les construire, ainsi que de la faible validité des transferts.

IV.1. La fonction de croissance/dispersion de la Jussie

A partir des données fournies par N. Pipet (IIBSN) et du logiciel Mathematica, la régression non-linéaire nous permet d'estimer les paramètres K (capacité de charge du milieu) et r (taux de croissance intrinsèque) tels que :

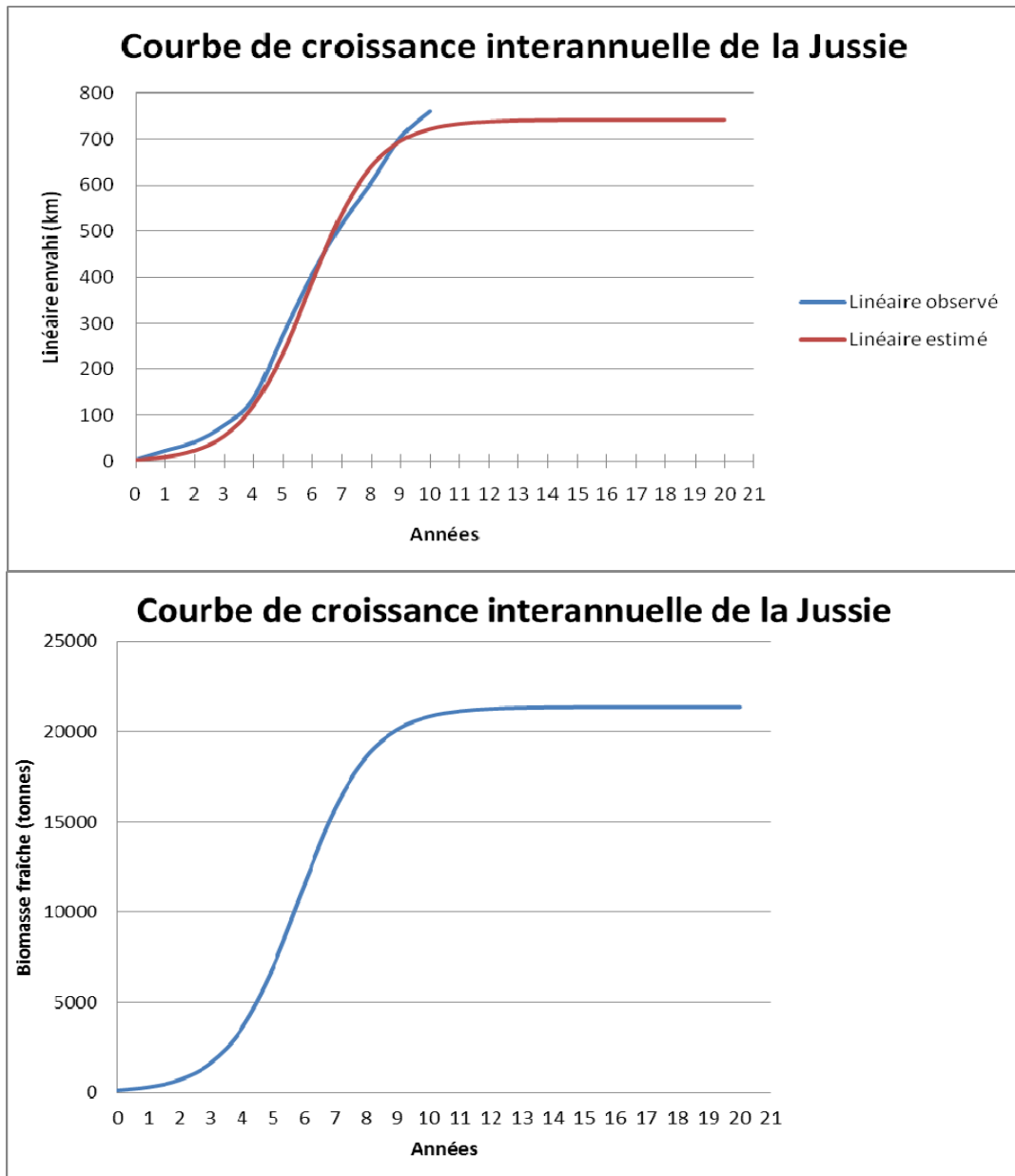
	Estimation	Test de Student
K (km de rives)	741,76	35,33
r	0,88	49,77
Coefficient de corrélation (R ²) = 0,99 (11 observations)		

De sorte que la fonction de croissance/dispersion de la Jussie est estimée pour le Marais Poitevin telle que (voir Graphique 1) :

$$\frac{d(S)}{d(t)} = 0,88 S \left(1 - \frac{S}{741,76} \right)$$

On notera que le linéaire obtenu en tant que capacité maximale de charge est bien inférieur au linéaire total sur lequel s'exerce la gestion de la Jussie (1022 km). Pour garder une certaine cohérence, nous avons estimé dans la construction des courbes de dommages sociaux que la quantité de Jussie maximale ne dépasse pas cette valeur K. Si l'on considère une largeur moyenne du réseau de 4,8 m, la surface susceptible d'être envahie si la capacité

maximale est atteinte est de 3 560 448 m². Or d'après les équivalences utilisées par Ropars-Collet et Le Goffe (2008), une surface de 1 m² de Jussie est équivalente à 1,5 kg de matière sèche, ce qui correspond à une densité moyenne. La capacité de charge du milieu est donc ici de 5 340,672 tonnes de matière sèche de Jussie, soit 21 362 tonnes de biomasse fraîche.



Graphique 1 : Courbe de croissance interannuelle de la Jussie dans le Marais Poitevin

IV.2. Les fonctions de dommages sociaux

Nous présentons ici les différentes fonctions de dommages sociaux ainsi que la manière dont celles issues de données de transfert ont été obtenues.

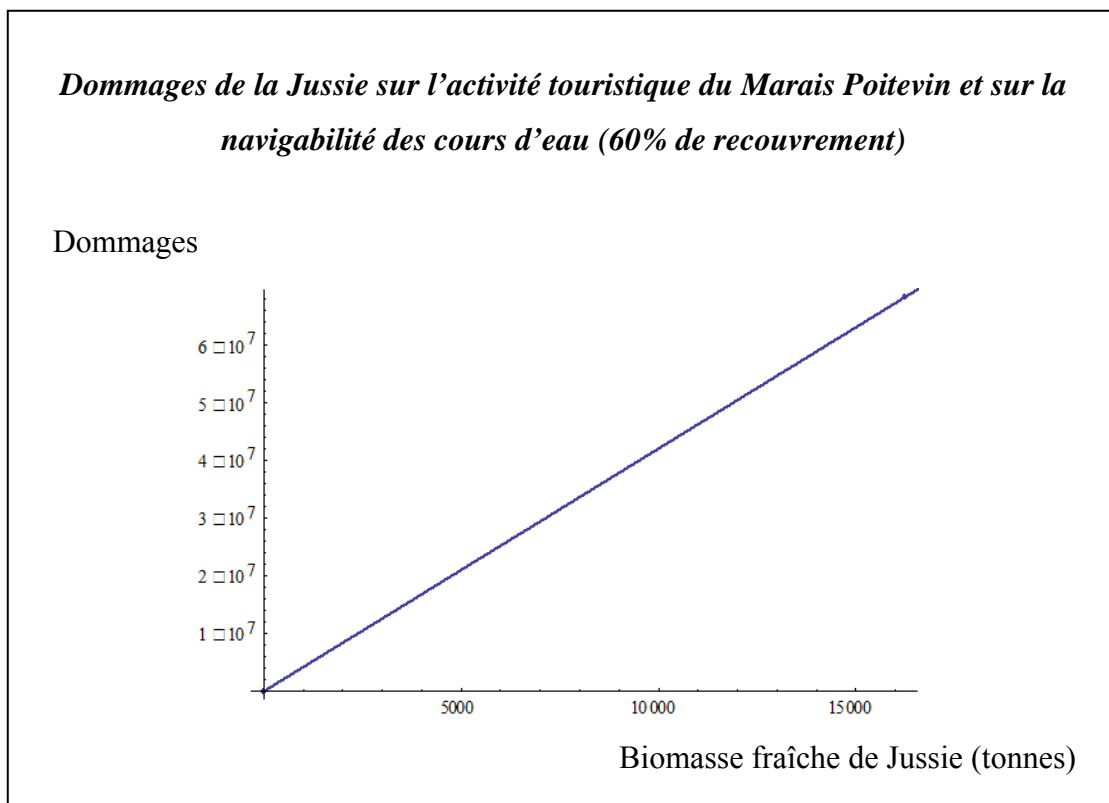
- ***La Jussie, l'activité touristique du Marais Poitevin et sa navigabilité***

Chacun des 752 km, d'une largeur moyenne de 6 m, est visité par 3033 visiteurs équivalents jour par année. Lorsque qu'un kilomètre est recouvert à 60% par la Jussie, soit lorsque 3,6 m de sa largeur sont occupés par la Jussie, la moitié des dépenses attribuées à ces visiteurs est perdue. Lorsque les 752 km de linéaire primaire et secondaire sont recouverts à 60% par la Jussie, le dommage maximum est atteint (le recouvrement peut augmenter, mais les activités auront d'ors et déjà été suspendues) : pour 4060,8 tonnes de biomasse sèche de Jussie, soit 16 243 tonnes de biomasse fraîche, les dépenses touristiques diminuent de 68 424 480 euros. La courbe de dommages est telle que : $d(S) = 4212,5 S$ (voir Graphique 2 et Tableau 6).

	Nombre de séjours	Durée du séjour	Equivalent visite d'une journée	Dépenses moyennes (euros par touriste et par jour)	Dépenses totales (euros)
Courts séjours	312 500	1	312 500	42 €	13 125 000
Longs séjours	312 500	6,3	1 968 750	63 €	124 031 250
Total	625 000	-	2 281 250	60 €	137 156 250

Tableau 6 : Dépenses touristiques sur le Marais Poitevin

(Ropars-Collet et Le Goffe, 2008 ; <http://www.niortmaraispoitevin.com/preparez-votre-sejour> ; <http://www.lemaraispoitevin.fr/>)



Graphique 2 : Domages de la Jussie sur l'activité touristique du Marais Poitevin et sur la navigabilité des cours d'eau

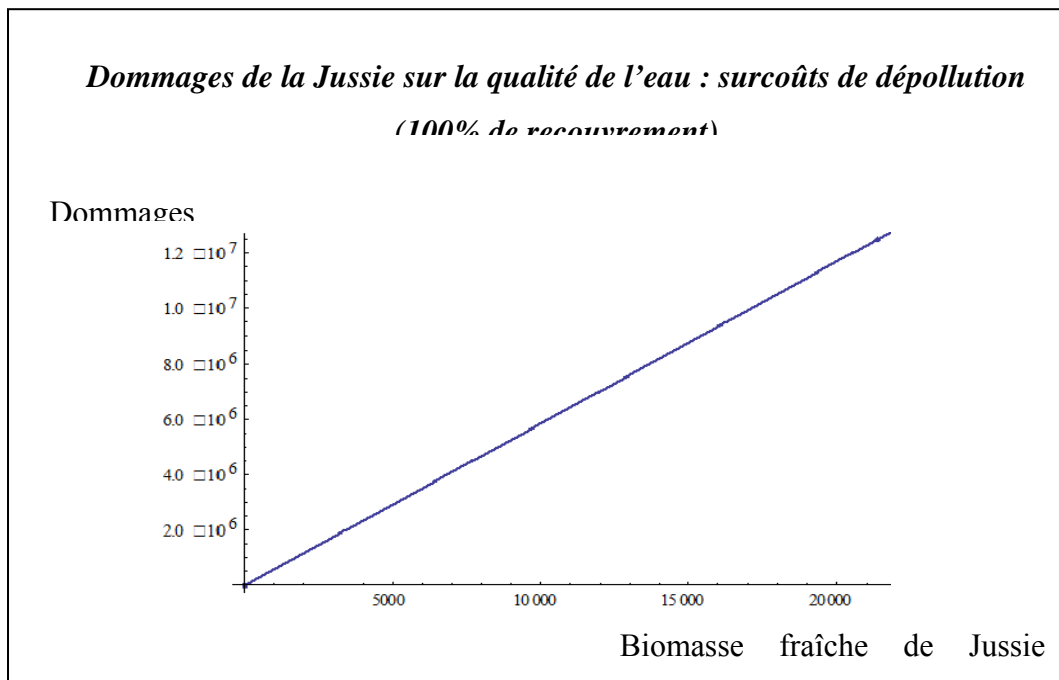
- ***La Jussie par rapport à la qualité de l'eau : surcoûts de dépollution***

On considère ici un linéaire de 1022 km (primaire, secondaire et tertiaire) d'une largeur moyenne de 4,8 m recouverte de Jussie. Ici également, la fonction considérée est linéaire, avec un coût de réparation maximum de 17 203 004 euros pour 7358 tonnes de biomasse recouvrant 100% du linéaire, mais nous avons vu précédemment que la capacité limite estimée est de 5 340,672 tonnes de matière sèche de Jussie, ce qui correspond à un coût de 12 486 491 euros pour 21 362 tonnes de biomasse fraîche. La courbe de dommages est donc telle que $d(S) = 584,5 S$ (voir Graphique 3 et Tableau 7).

Coûts de dépollution	1 tonne d'azote	1 tonne de nitrates ²⁵	1 tonne de matière sèche de Jussie ²⁶
Fourchette haute	106 293 €	24 157 €	2 338 €
Fourchette basse	69 930 €	15 893 €	1 538 €

²⁵ 1 tonne d'azote = 4,4 tonnes de nitrates (Commissariat général au développement durable, 2011).

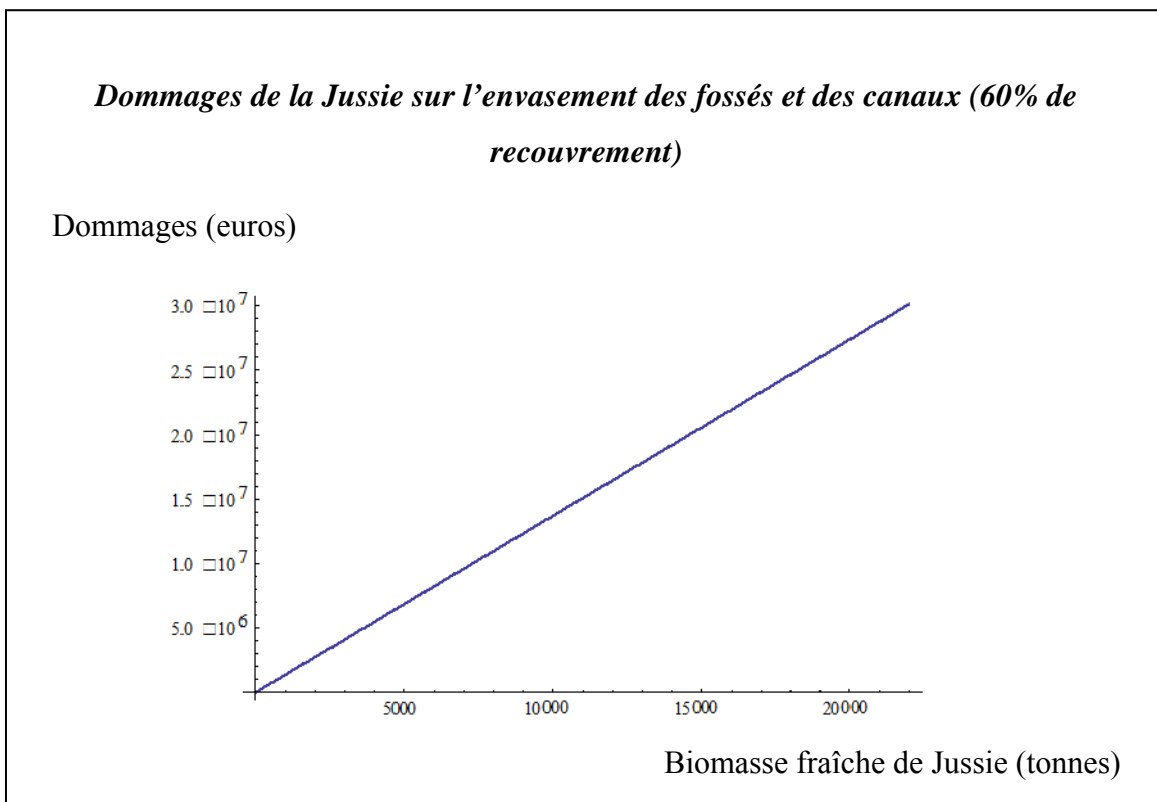
²⁶ 22,0 g d'azote organique par kilogramme de matière sèche de Jussie (Fruteau, 2004 : dans Debril et al, 2005)



Graphique 3 : Domages de la Jussie sur la qualité de l'eau : surcoûts de dépollution

- **Les dommages de la Jussie quant à l'envasement des fossés et des canaux**

Les coûts moyens de réseau pour un chantier curage en marais mouillé et régalinge de la vase sur les parcelles riveraines sont de 3 à 7 euros par mètre linéaire (nous retenons un prix de 5 euros par mètre linéaire) sur le réseau tertiaire (270 km) et de 6 à 10 euros par mètre linéaire (nous retenons un prix de 8 euros par mètre linéaire) sur le réseau secondaire (Pipet, com. personnelle). Lorsque la Jussie est présente de manière importante sur les réseaux secondaire et tertiaire, la fréquence de curage semble être doublée (Pipet, com. personnelle). Nous avons donc considéré que les coûts supplémentaires de curage occasionnés par la Jussie sont équivalents au coût d'un curage standard. Nous reprenons l'hypothèse selon laquelle la Jussie a un réel impact sur l'envasement lorsque le recouvrement atteint les 60%, de sorte à ce que pour chaque mètre linéaire soit associée une quantité de Jussie. On suppose cette fonction linéaire. Elle est la somme de la fonction de dommages pour le réseau tertiaire $d(S) = 925,9 S$ et de celle pour le réseau secondaire $d(S) = 444,4 S$. La fonction de dommages totaux de la Jussie pour l'envasement est donc telle que $d(S) = 1370,3 S$ (voir Graphique 4).



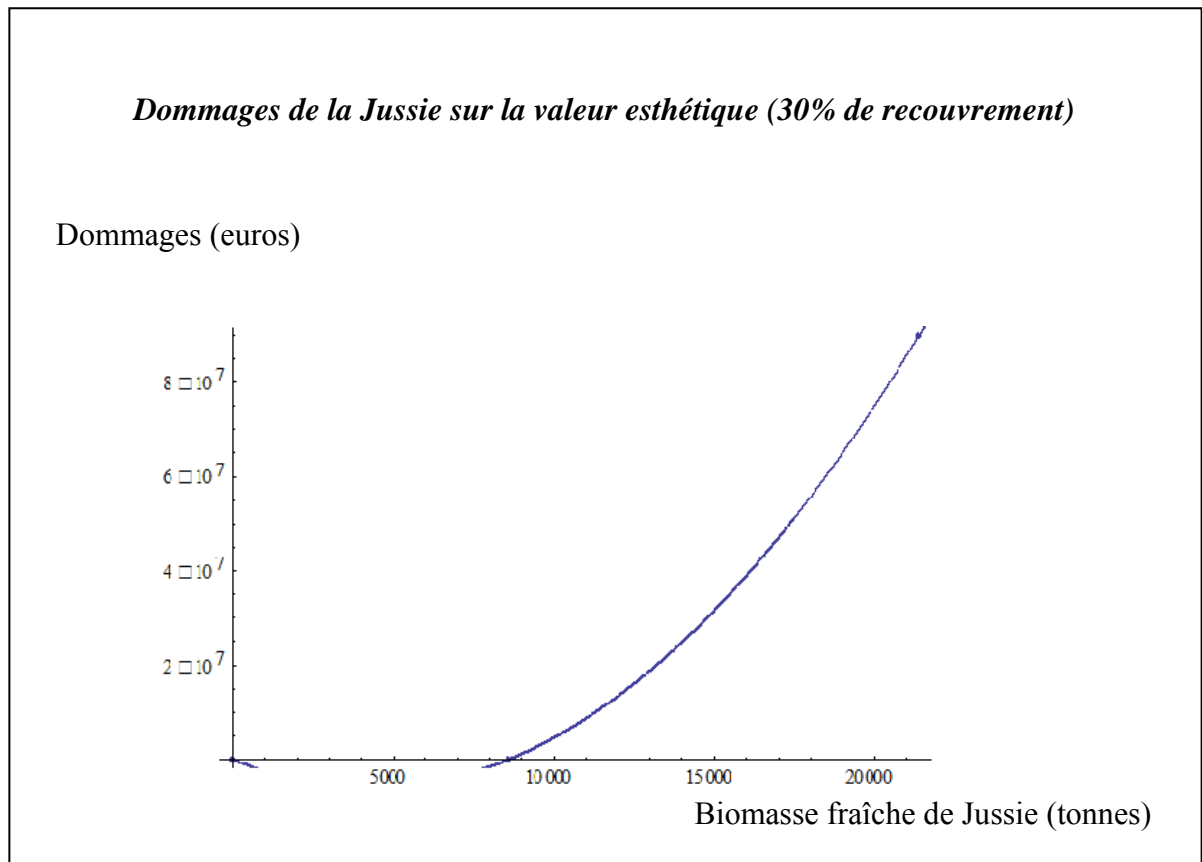
Graphique 4 : Dommages de la Jussie sur l'envasement

Les fonctions portant sur les dommages des valeurs esthétiques, récréatives et de biodiversité ont été déterminées à partir des études rapportées dans l'Annexe 2.

- ***Valeur esthétique***

Comme dans l'étude de transfert (évaluant un lac), on considère que cette valeur concerne la zone humide. Nous avons appliqué le CAP transféré à la population impactée, à savoir les 625 000 visiteurs et les 184 656 habitants du Marais Poitevin : le CAP maximum par an, soit la valeur esthétique du Marais Poitevin, est alors de 89 708 265 euros. On considère que lorsque les 1 022 kilomètres de linéaire de la zone humide sont totalement envahis (100% de couverture) la valeur esthétique de la zone humide est perdue, ce qui correspond à une capacité de charge limite estimée de 21 362,7 tonnes de biomasse fraîche de Jussie. Il est avéré que la Jussie possède des qualités esthétiques. La courbe de dommages ne saurait donc être linéaire, mais l'on ne connaît pas le point d'inflexion ou la valeur-seuil à partir desquels elle perd ses qualités esthétiques. Nous avons donc considéré que jusqu'à un faible recouvrement (en dessous de 30% de recouvrement ; IIBSN) elle présente un avantage qui

devient alors nul : la valeur-seuil correspond donc à un recouvrement de 30%. La courbe de dommages est ici telle que $d(S) = 0,3 S^2 - 2821,9 S$ (voir Graphique 5).

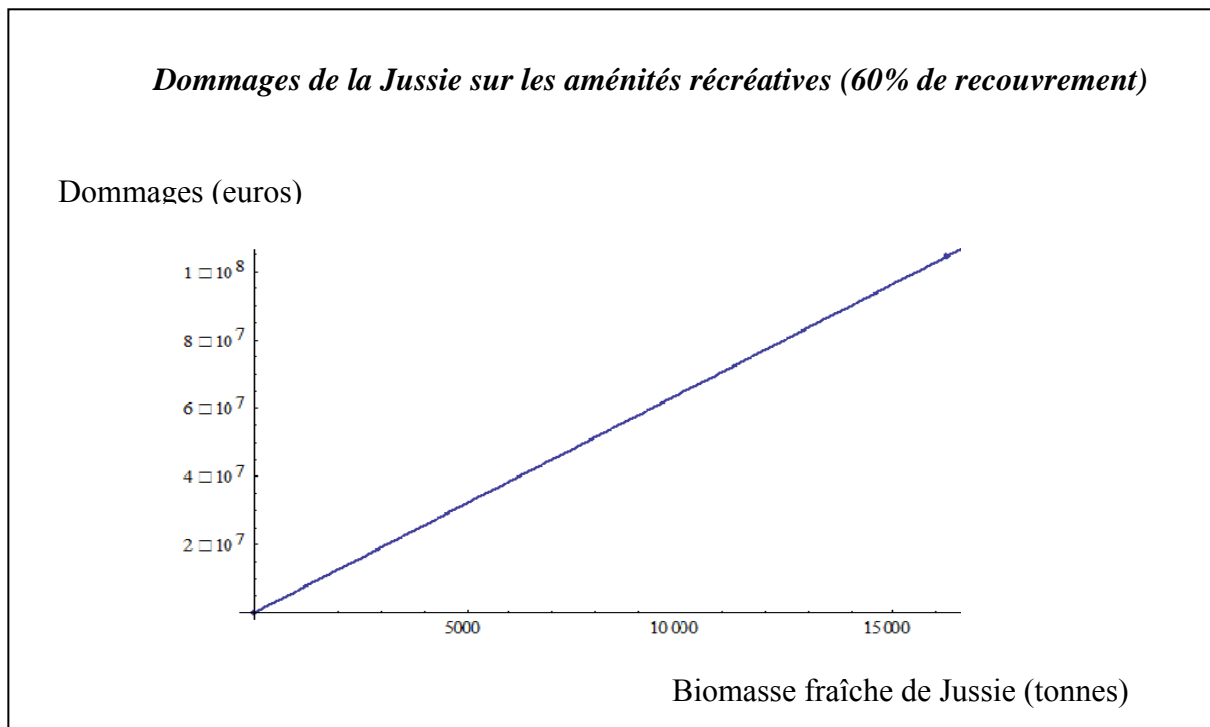


Graphique 5 : Dommages de la Jussie sur la valeur esthétique

- ***Valeur récréative (promenade, récréation...)***

En appliquant le CAP transféré à la population impactée (visiteurs et habitants du Marais Poitevin), le CAP maximum par an, ou valeur récréative du Marais, est de 208 891 248 euros. On y applique les mêmes conditions que pour le tourisme, car ici aussi, une partie des activités est relative à la navigabilité. La courbe de dommages est ici telle que $d(S) = 6430,1 S$ (voir Graphique 6).

Domages de la Jussie sur les aménités récréatives (60% de recouvrement)

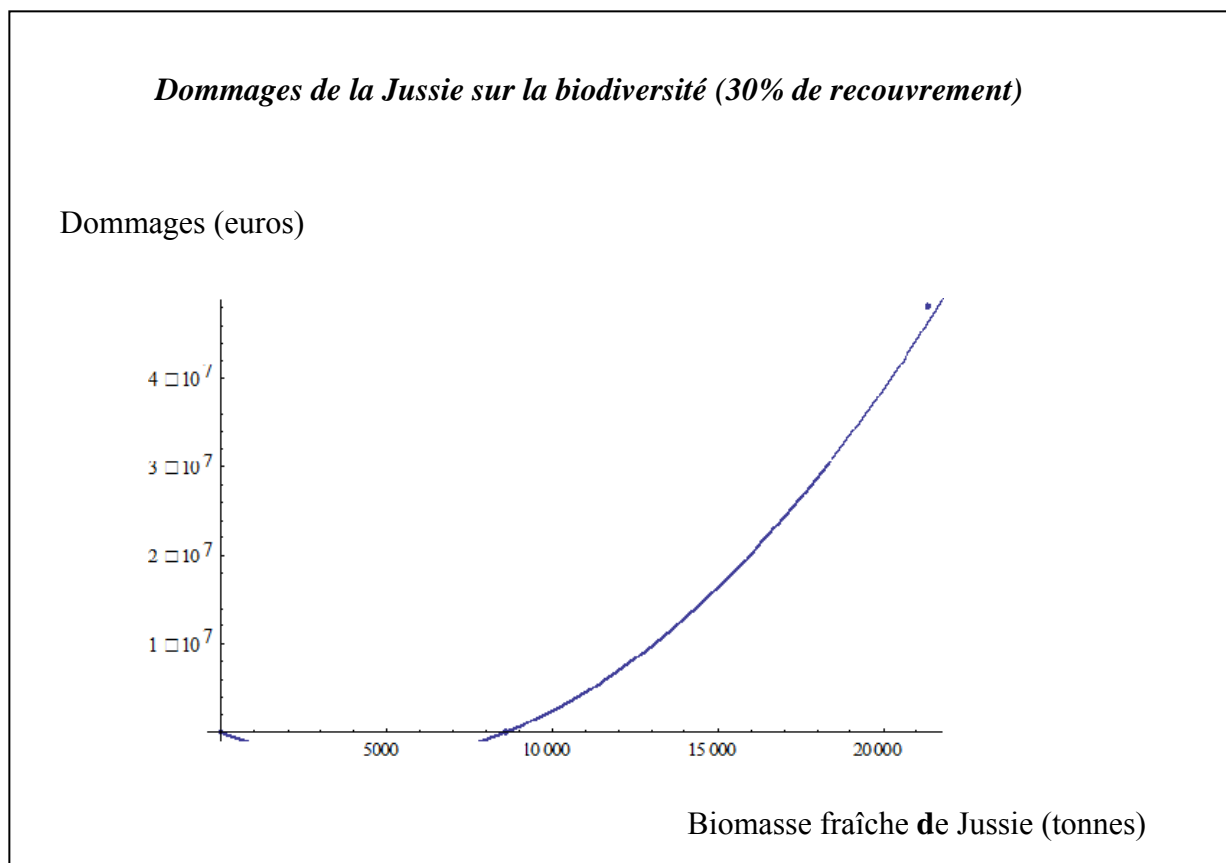


Graphique 6 : Domages de la Jussie sur les aménités récréatives

- ***Valeur de la biodiversité***

Si l'on applique le CAP transféré à la population impactée (soit celle des deux régions, le Poitou-Charentes et les Pays de la Loire, où se situe le Marais Poitevin,), le CAP maximal par an est de 47 696 607 euros auxquels se rajoutent les 381 000 euros de subventions annuelles, soit une valeur totale de la biodiversité de 48 077 607 euros. Nous adoptons ici le même raisonnement que pour la valeur esthétique. La courbe de dommages est ici telle que $d(S) = 0,17 S^2 - 1459,4 S$ (voir Graphique 7).

Domages de la Jussie sur la biodiversité (30% de recouvrement)



Graphique 7 : Domages de la Jussie sur la biodiversité

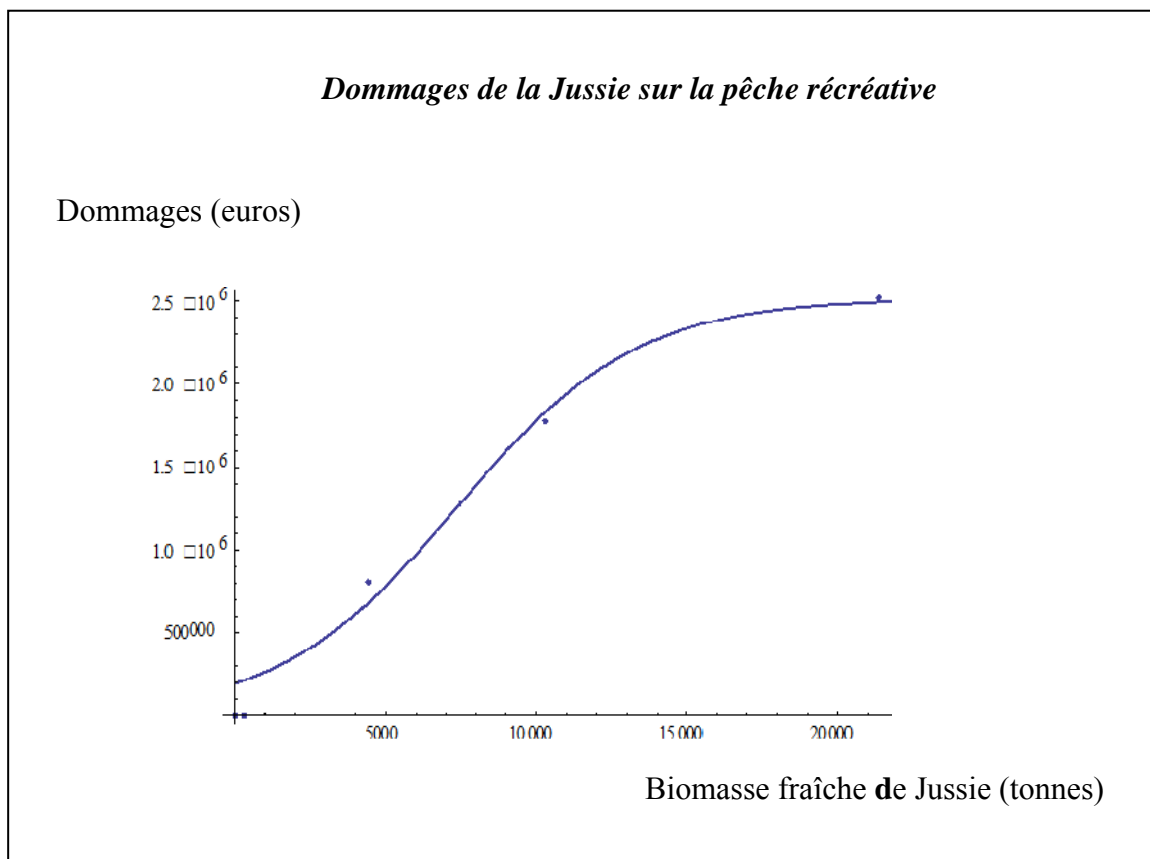
- ***Valeur de la pêche récréative***

En 2008, la Vendée, la Charente-Maritime et les Deux-Sèvres comptaient respectivement 23 284, 20 413 et 18 044 pêcheurs. Cela correspond à un total de 61 741 pêcheurs susceptibles de pratiquer la pêche récréative sur le site du Marais Poitevin (site de l'INSEE). Nous considérons par ailleurs que c'est tout le linéaire (réseau primaire, secondaire et tertiaire, soit 1022 km de linéaire d'une largeur moyenne de 4,8 m) qui est concerné : si les pêcheurs n'exercent pas leur activité sur tout le site, tout du moins les espèces pêchées y vivent et s'y reproduisent. Ne sachant pas le nombre de visites par pêcheur sur le site du Marais Poitevin, c'est le CAP proposé par Milon et Welsh (1989) qui est utilisé. Appliqué à l'ensemble des pêcheurs susceptibles de se rendre sur le site du Marais Poitevin, le CAP total est de 735 952,72 euros par an consentis pour contenir l'espèce aquatique invasive à un recouvrement de 35% (soit 10 301,8 tonnes de biomasse fraîche de Jussie), 1 708 373,47 pour un recouvrement de 15-20% (soit 3311,3 tonnes de biomasse fraîche de Jussie) et 2 516 563,16 euros pour un recouvrement de moins d'1% soit (294,33 tonnes de biomasse sèche de Jussie). On fait par ailleurs l'hypothèse que le CAP serait nul pour un recouvrement de 100% (pas de contrôle). Ce qui revient à dire que la quantité de biomasse fraîche pour

laquelle la pêche est la mieux évaluée est de 1% de recouvrement avec une valeur accordée de 2 516 563,16 euros. Ainsi, lorsqu'il y a un pourcentage de 1% de recouvrement de Jussie sur tout le linéaire (294,33 tonnes de biomasse), la perte ou les dommages de la Jussie sont nuls. Du consentement à payer pour un recouvrement de 1% à 15-20%, il y a une baisse de 808 189,69 euros. On peut ainsi considérer que lorsque l'on passe à un pourcentage de recouvrement de 15% (3311,3 tonnes de biomasse), il y a une diminution de la valeur attribuée à la pêche, donc des dommages de l'ordre de 808 189,69 euros. De même, pour un recouvrement de 35% la diminution de la valeur est de 1 780 610,44 euros par rapport à la valeur maximale. On considère que pour 100% de recouvrement, ou plutôt quand la capacité de charge est atteinte, toute la valeur de la pêche est perdue, ce qui représente un dommage de 2 516 563,16 euros. En faisant une régression logistique, on obtient une courbe de dommages de la Jussie pour la pêche récréative telle que (voir Graphique 8) :

$$d(S) = \frac{2\,516\,600}{(1 + 11,88 \cdot e^{-0,0003367S})}$$

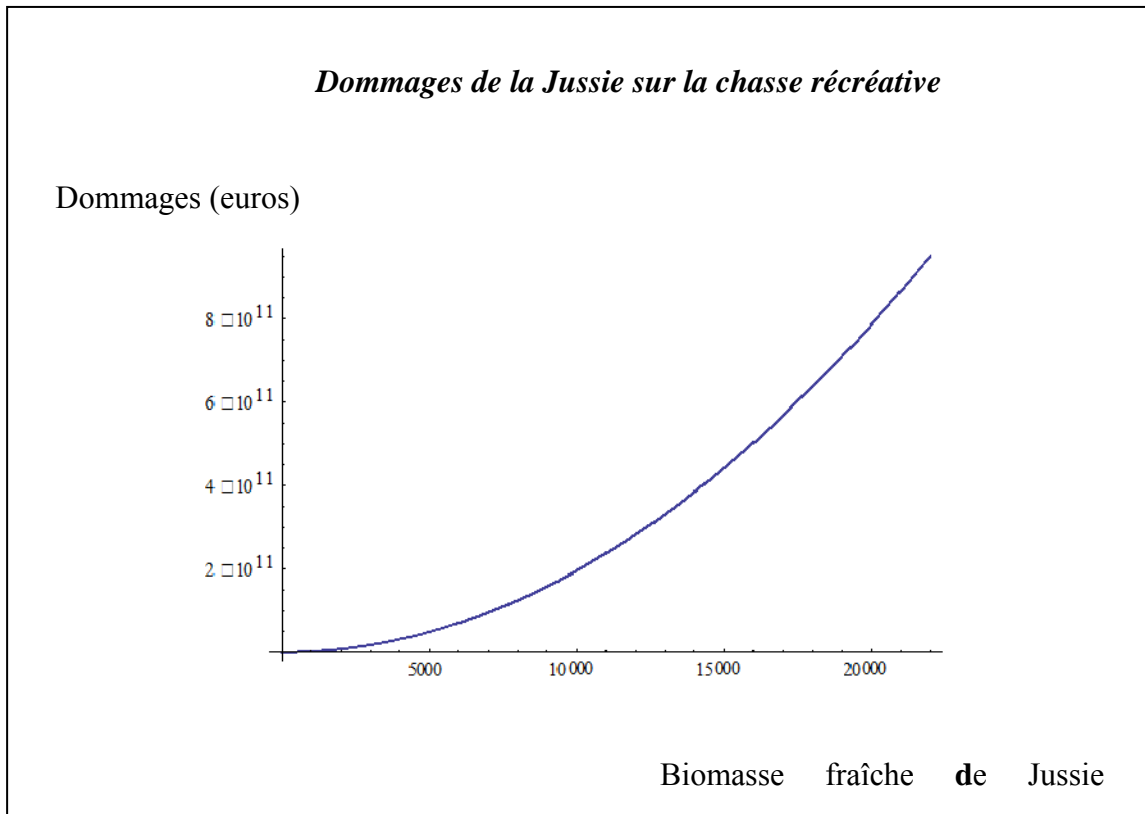
Le résultat de cette régression est fait à partir de quatre données, et le coefficient de corrélation R^2 résultant est de 0,63. La régression n'a pas pu être faite à partir de Mathematica, le nombre de données étant trop faible. La fonction obtenue ne vérifie pas l'hypothèse selon laquelle pour une biomasse de Jussie nulle, les dommages sont nuls.



Graphique 8 : Dommages de la Jussie sur la pêche récréative

- ***Valeur de la chasse récréative***

Le CAP transféré est le CAP marginal par jour de chasse. Ainsi, sur une année, la saison de chasse durant 173 jours (Préfecture de Deux-Sèvres, 2011), le CAP marginal est de 15 720,51 euros. La courbe des dommages marginaux de la Jussie sur la chasse récréative est ainsi telle que $d'(S) = 3\,930,1 S$, de sorte que la courbe des dommages totaux de la Jussie sur la chasse récréative est telle que $d(S) = 1965,1 S^2$ (voir Graphique 9).



Graphique 9 : Dommages de la Jussie sur la chasse récréative

- ***Courbe des dommages de la Jussie pour l'ensemble des valeurs et services impactés.***

Lorsque l'on somme toutes les fonctions obtenues jusqu'alors, on obtient une courbe des dommages sociaux totaux de la Jussie telle que :

$$D(S) = \frac{2\,516\,000}{(1 + 11,88 \cdot e^{-0,0003367S})^2} + 1\,965,57 S^2 + 8315,6 S$$

En dérivant cette fonction, on obtient la courbe des dommages sociaux marginaux, qui est telle que :

$$D'(S) = \frac{10\,043,07 \cdot e^{-0,00033675S}}{(1 + 11,88 \cdot e^{-0,00033675S})^2} + 3\,941,14 S + 8315,6$$

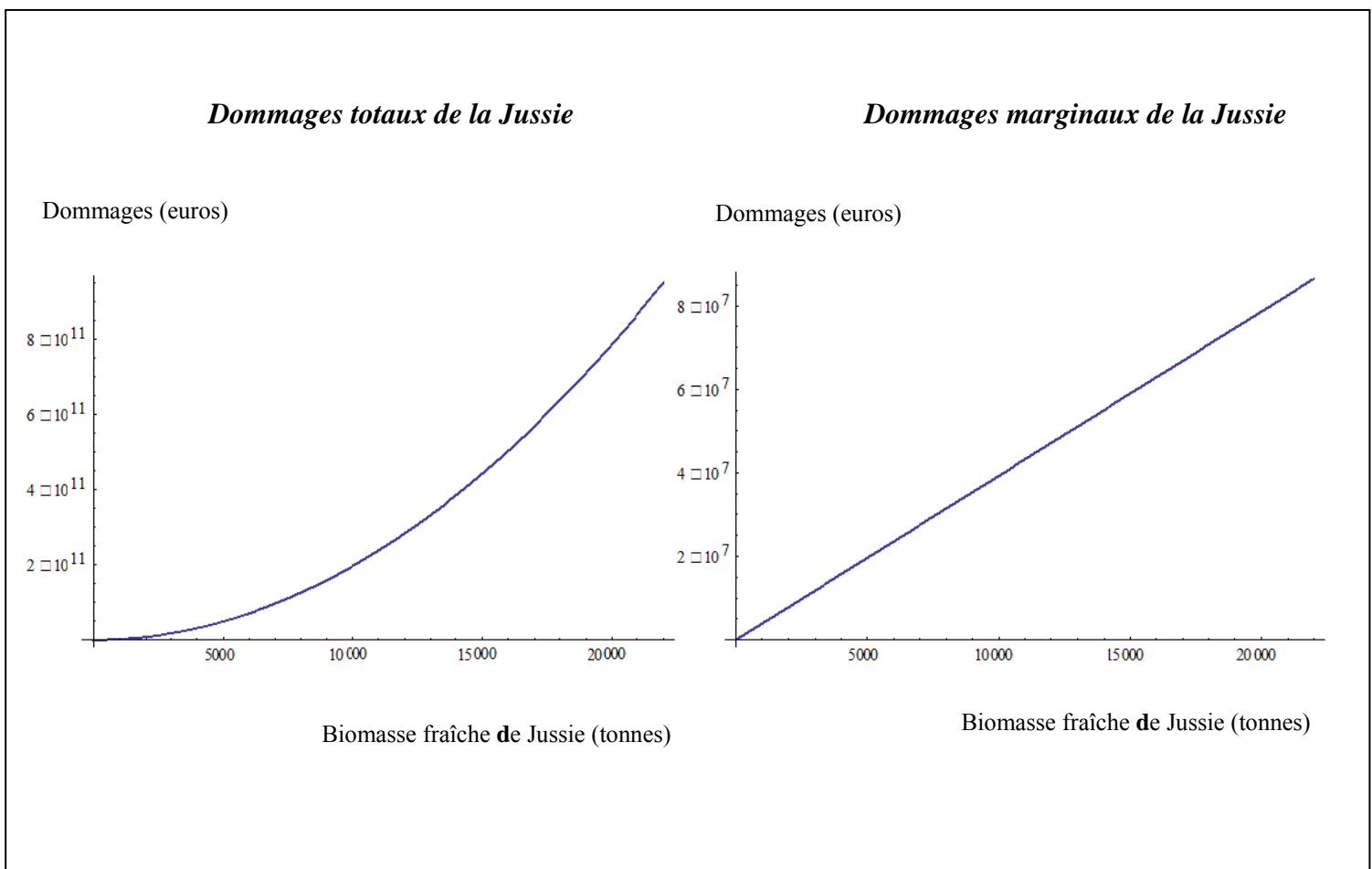
Ces deux fonctions sont obtenues en prenant en compte la fonction de dommages de la pêche récréative, qui ne vérifie pas notre hypothèse selon laquelle pour une biomasse nulle de Jussie, les dommages sont nuls. De fait, les courbes de l'ensemble des dommages sociaux totaux et marginaux de la Jussie ne vérifient pas cette hypothèse non plus.

Si l'on écarte la fonction de dommage de la pêche récréative, on obtient une courbe des dommages sociaux totaux de la Jussie telle que (voir Graphique 10) :

$$D(S) = 1\,965,57 S^2 + 8\,315,6 S$$

Et une courbe des dommages sociaux marginaux de la Jussie telle que :

$$D'(S) = 3\,941,14 S + 8\,315,6$$



Si l'on considère que les bénéfices sont des dommages négatifs, de même nous construisons la fonction de bénéfices en considérant que les dommages sont des bénéfices négatifs, de sorte que la fonction de bénéfices marginaux est telle que : $B'(S) = - 3\,941,14 S - 8\,315,6$

IV.3. La fonction de coûts de contrôle

En l'absence de données de coûts provenant des fiches de suivi, nous avons repris les données de coûts reprises par Leplat (2004), allant de 2001 à 2004 (voir Tableau 8).

Années	Biomasse estimée sur le site du Marais Poitevin (tonnes biomasse fraîche) (S)	Quantité prélevée (tonnes biomasse fraîche) (Y)	Coûts de contrôle réels C(S,Y)
2001	351	193	163 717
2002	299	134	177 357
2003	259	88	197 643
2004	275	60	241 983

Tableau 8 : Données de coûts de contrôle sur le site de la zone humide du Marais Poitevin utilisées (d'après Leplat, 2004)

Nous avons posé les mêmes spécifications et hypothèses que Leplat (2004) et Ropars-Collet et Le Goffe (2008). Nous avons effectué à partir des données ci-dessus une régression sur Mathematica, en spécifiant que la fonction de coût est telle que :

$$C(S,Y) = \frac{a + b Y + c Y^2}{S}$$

La régression nous permet d'estimer les déterminants a, b et c tels que :

	Estimation	Test de Student
a	98 058 400	4,11
b	- 723 935	- 1,68
c	2 693,72	1,58
Coefficient de corrélation (R ²) = 0,93 (4 observations)		

De sorte que la fonction des coûts de contrôle est telle que :

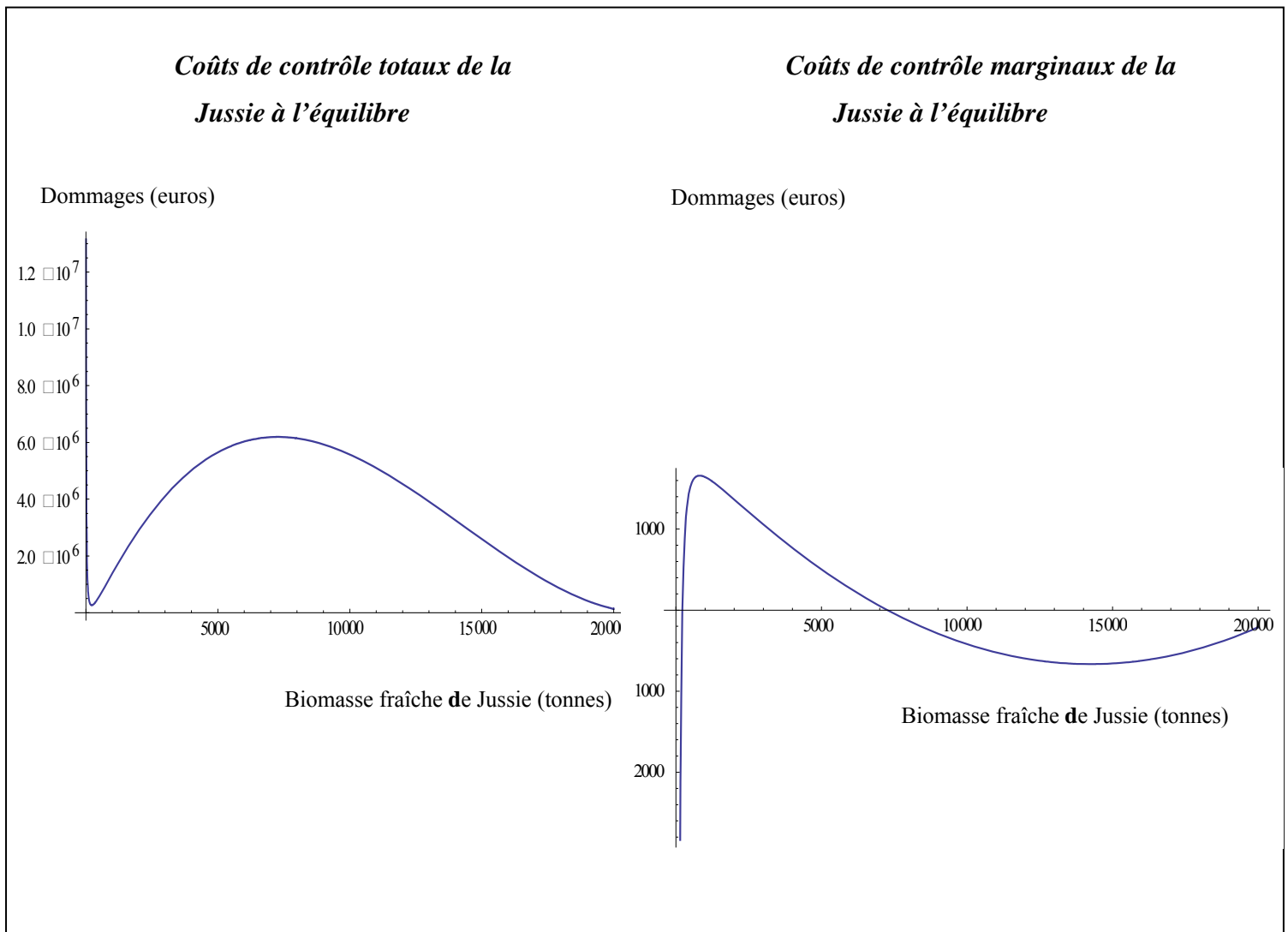
$$C(S,Y) = \frac{98\,058\,400 - 723\,935 Y + 2\,693,72 Y^2}{S}$$

Pour représenter la courbe des coûts de contrôle de la Jussie en deux dimensions (voir Graphique 11), nous posons l'hypothèse, à l'instar de Ropars-Collet et Le Goffe (2008) qu'à l'équilibre, Y est égal à la fonction de croissance $d(S)/d(t)$, de sorte que :

$$C(S, \frac{dS}{dt}) = \frac{98058400 - 637062.8(1 - \frac{S}{21362}) S + 2086.016768(1 - \frac{S}{21362})^2 S^2}{S}$$

et

$$C'(S, \frac{dS}{dt}) = \frac{98058400 - 637062.8(1 - \frac{S}{21362}) S + 2086.0(1 - \frac{S}{21362})^2 S^2}{S^2} + \frac{-637062.8(1 - \frac{S}{21362}) + 29.8 S + 4172.0(1 - \frac{S}{21362})^2 S + 0.19(-1 + \frac{S}{21362}) S^2}{S}$$



Graphique 11 : Courbes des coûts de contrôle totaux et marginaux de la Jussie à l'équilibre

IV.4. Le stock optimal de Jussie dans la zone humide du Marais Poitevin

S'agissant d'un problème d'échelle tel que le décrivent Pearce et al (2006) où l'on cherche à déterminer le niveau optimal ou souhaitable de biomasse fraîche de Jussie, c'est à dire à maximiser les bénéfices nets, les bénéfices marginaux doivent être égaux aux coûts marginaux, tels qu'à l'équilibre : $C'(S,Y) = B'(S)$. Il existe une seule solution réelle positive à cette équation, et elle équivaut à un stock S de biomasse fraîche de Jussie de 28,3 tonnes soit une quantité Y de biomasse à extraire par an de 24,8 tonnes (soit 87% de la biomasse).

*

Dans cette partie, nous avons exposé les différentes courbes de croissance, de dommages et de contrôle obtenues. Dans la partie suivante, nous discutons les résultats obtenus et proposons quelques pistes de réflexion à considérer lors d'une éventuelle étude empirique.

Partie V : Conclusions anticipées et Discussion

Nous discutons ici dans un premier temps la validité des résultats obtenus en tenant compte des limites et des biais de la méthode utilisée et des difficultés rencontrées. Nous montrons ensuite en quoi les résultats obtenus confirment l'intérêt d'étudier les effets de l'invasion dans leur ensemble et celui qu'il y aurait à mener une analyse coûts-bénéfices plus précises sur le site de la zone humide du Marais Poitevin, tout en proposant quelques pistes d'amélioration si pareille étude devait être menée. En effet, outre de proposer une méthode pour mener une analyse coûts-bénéfices de la Jussie à partir d'un certain nombre de références bibliographique proposées en Partie II, cette étude vise également, à travers l'étude exploratoire (Parties III et IV), à préparer une éventuelle étude empirique qui utiliserait des données originales issues d'enquêtes, notamment pour établir les CAP pour certaines fonctions de dommages.

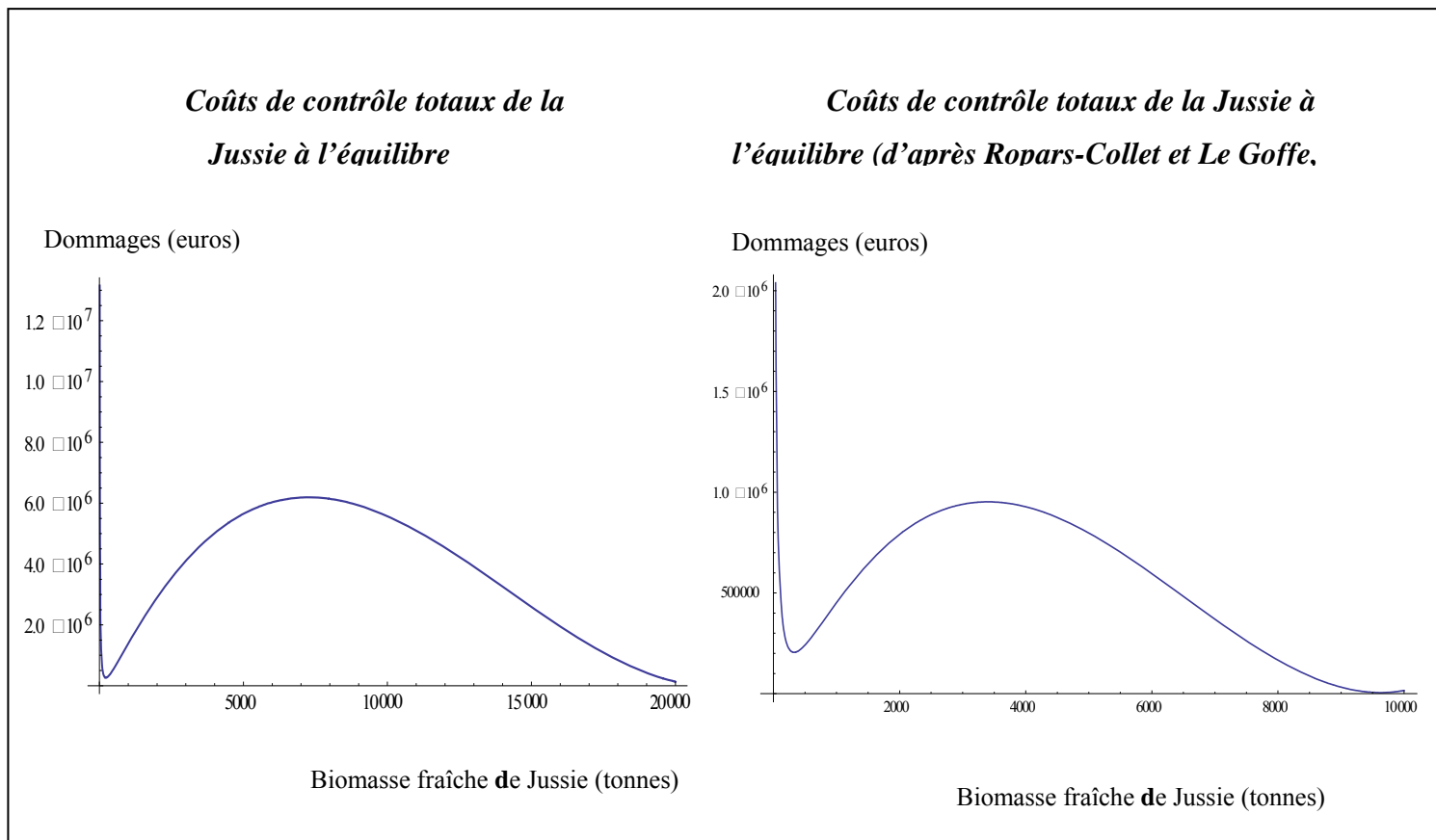
V.1. Biais et limites des résultats obtenus

Les résultats obtenus sont à considérer avec précaution. En effet, les données dont nous disposons, si elles ont le mérite d'exister, restent peu nombreuses.

V.1.1. Les courbes de croissance, de dommages touristiques et de contrôle

Les paramètres estimés de la fonction de croissance de la Jussie que nous obtenons sont légèrement différents de ceux utilisés par Ropars-Collet et Le Goffe (2008). La différence entre les taux de croissance obtenus (0,88 dans notre étude contre 0,71 dans celle de Leplat (2004) et Ropars-Collet et Le Goffe (2008)) se voit particulièrement lorsqu'il s'agit de déterminer les quantités optimales de stock et de quantité de Jussie à extraire. Dû à notre important taux de croissance, la quantité à extraire est presque égale à la quantité de stock à maintenir sur le site. La pertinence de la solution obtenue est difficile à déterminer dans la mesure où elle dépend d'une courbe de croissance approximative (voir limites et biais, Partie III). Il y a également une importante différence au niveau de la conversion de la capacité de charge en tonnes de biomasse fraîche. En effet, Ropars-Collet et Le Goffe (2008), semblent appliquer la capacité de charge maximale du Parc National de Brière au Marais Poitevin. La capacité de charge maximale qu'ils utilisent est donc de 9 800 tonnes de biomasse fraîche, quand nous l'estimons à plus de 20 000 tonnes.

De cette différence découle celle que l'on peut observer dans notre représentation de notre courbe de coûts de contrôle et celle de Ropars-Collet et Le Goffe (2008) en termes d'échelle de biomasse considérée et des coûts de contrôle associés (voir Graphique 12). Cela illustre bien l'intérêt et l'importance de considérer la fonction de croissance (et de dispersion) de la Jussie dans la fonction de coûts. Les paramètres de la fonction des coûts de contrôle que nous obtenons, s'ils sont différents de ceux de Ropars-Collet et Le Goffe (2008), sont néanmoins dans le même ordre de grandeur. La différence entre les estimations de paramètres peut s'expliquer par la nature des données utilisées : nous n'avons pas utilisé des données de coûts originales et dépendons de l'exactitude des données reprises dans le rapport de Leplat (2004) qui semblent être des coûts moyens dont la construction n'est pas connue²⁷, ce qui entraîne une incertitude. D'autre part, la méthode d'estimation utilisée peut également engendrer des différences dans les résultats obtenus.



Graphique 12 : Impact de la fonction de croissance sur les courbes des coûts de contrôle totaux de la Jussie à l'équilibre

²⁷ Pour aller plus loin, une discussion avec Ropars-Collet et Le Goffe ou Leplat et Million aurait été intéressante, même si

De même, les résultats obtenus pour la courbe de dommages touristiques sont très différents de ceux obtenus par Ropars-Collet et Le Goffe (2008) : ils estiment le dommage causé par la Jussie à 660 euros par tonne de biomasse fraîche quand nous l'estimons à 4212 euros par tonne. Cela tient selon toute vraisemblance à ce que Leplat (2004) et Ropars-Collet et Le Goffe (2008) considèrent que les visiteurs sont répartis de manière homogène sur tout le site du Marais Poitevin : ainsi pour eux, la zone humide représentant un sixième du Marais Poitevin dans son ensemble, la Jussie n'impacte qu'un sixième des dépenses touristiques. Nous considérons quant à nous, que les 625 000 visiteurs se concentrent sur la zone humide étudiée, ou Venise Verte (Préfecture du Poitou-Charentes, 2003 ; Leroux, 2009).

V.1.2. La simplification des courbes de dommages entraîne des résultats imprécis

De manière générale, ainsi que mentionné précédemment, les résultats obtenus sont basés sur peu d'éléments, des estimations grossières et de fortes hypothèses. Par ailleurs, en ce qui concerne les transferts de bénéfices, lors de l'ajustement des CAP et par souci de simplicité, nous avons estimé l'élasticité comme étant égale à un : si elle s'avérait être davantage située entre 0,4 et 0,7 (Pearce et al, 2006 et Desaignes et al, 2011) et les résultats obtenus seraient bien inférieurs, donc les dommages estimés moindres. Il serait intéressant d'être en mesure de pouvoir calculer l'élasticité des biens environnementaux dans le cas du Marais Poitevin, ce qui nécessiterait la tenue d'études primaires (enquêtes).

Egalement pour des raisons de simplicité, nous n'avons pas non plus tenu compte du risque et de l'incertitude, que Leplat (2004) traite par ailleurs dans son mémoire. De même, au contraire de Ropars-Collet et Le Goffe (2008) nous avons choisi de considérer le taux d'actualisation comme nul : cela revient à considérer que l'on se soucie du bien-être des individus qu'ils vivent maintenant ou dans cent ans ou plus (Pearce et al, 2006). Toutefois, cet aspect de l'analyse coûts-bénéfices est important à considérer et son choix est fonction de l'orientation que l'on donne à l'analyse et n'est pas sans conséquences sur les interprétations auxquelles il donne lieu (voir la discussion de Pearce et al, 2006, chapitre 13). Ainsi en reprenant les exemples de Pearce et al (2006), le taux d'actualisation sera différent selon que l'on se place du point de vue de l'individu, qui aura tendance à préférer le présent au futur (taux d'actualisation décroissant), de l'écologiste, qui n'aura pas de préférence entre le présent et le futur (taux d'actualisation nul).

elle n'a pas été possible faute de temps.

Une limite particulière concerne la courbe des dommages sur la valeur de la biodiversité. En effet, s'il est vrai que la Jussie a des effets positifs sur la biodiversité, dans certains cas, notamment en ce qui concerne les frayères à poissons, elle n'est pas le végétal offrant ce type d'habitat : ainsi, les nénuphars desquels elle peut prendre la place lors de son implantation, sont également des frayères à poissons (Pipet, com. personnelle) et présentent un intérêt écologique et esthétique. Nous précisons par ailleurs que la Jussie ajoute une valeur esthétique au paysage en absence d'autres espèces : dans tous ces cas, il y a une sorte de substitution possible suivant les espèces présentes ou non. Les courbes de dommages esthétiques et écologiques mériteraient peut-être une évaluation plus précise des espèces présentes et de leur quantité en fonction de la Jussie de sorte à ce que l'on puisse prendre en compte ces phénomènes.

D'autre part, bien des aspects n'ont pas été considérés lors de la construction des différentes courbes (voire les limites et biais de la méthodologie, Partie III), de sorte qu'il s'agit bien ici d'estimations et que nous ne sommes pas en mesure de pouvoir à ce stade présenter des résultats exacts. D'ailleurs, les graphiques utilisés illustrent bien cela : les axes ne sont pas très précis, et donnent davantage une idée de la fonction de dommages et de son ordre de grandeur que de réels chiffres. En effet, présenter des graphiques aux échelles plus précises n'aurait pas grand sens face à l'imprécision des résultats obtenus.

V.1.3. Dommages, recouvrement et quantité de Jussie : des relations difficiles à traduire

Lors de la construction de nos courbes de dommages, nous avons intégré une notion de valeur-seuil. Cette valeur-seuil est un pourcentage de recouvrement, associé à une certaine quantité de biomasse. C'est la valeur pour laquelle la Jussie commence à entraîner des impacts négatifs. La valeur-seuil est utilisée même dans des fonctions linéaires, ce qui peut entraîner une difficulté dans la lecture des graphiques : il ne faut pas lire les dommages comme étant seulement en fonction d'une certaine quantité de biomasse, mais également en fonction d'un recouvrement. En effet, une tonne de biomasse à 30% de recouvrement concernera une longueur de linéaire plus importante qu'une tonne de biomasse à 60% de recouvrement, puisque nous avons considéré la densité homogène (ce qui est faux : en réalité, la densité dépend du stade de développement de la Jussie). Nous précisons toutefois les pourcentages de recouvrement à considérer dans la légende des différents graphiques. Notre démarche est néanmoins cohérente dans la mesure où nous avons considéré le nombre de

visiteurs par kilomètre de la manière que d'une certaine façon nous considérons le recouvrement par kilomètre. Cela est également cohérent avec le mode de gestion de l'IIBSN, où la gestion de la Jussie est raisonnée en termes de tronçon. Le pourcentage de recouvrement de la Jussie n'est ainsi pas estimé à l'échelle du site, mais du tronçon.

Nous adoptons un raisonnement quelque peu différent pour la courbe de dommages sur la pêche récréative, seule courbe pour laquelle nous disposons de plusieurs CAP en fonction d'un niveau de contrôle plus ou moins important. C'est une des deux raisons pour lesquelles nous l'écartons pour construire la fonction des dommages totaux. Toutefois, cela illustre bien la difficulté d'une part, de traduire l'importance de la notion de recouvrement dans les dommages causés, et d'autre part, de passer de l'échelle du tronçon à celle du site et vice versa. En effet, dans les autres cas, on part d'un pourcentage de recouvrement, qui affecte une portion du linéaire, jusqu'à atteindre la capacité de charge. Dans le cas de la pêche récréative, on part d'une situation où le site est dépourvu de Jussie, puis l'on va vers des situations où le site est occupé uniformément par la Jussie à différents niveaux de recouvrement, jusqu'à un recouvrement maximal de 100%, supposé correspondre à la capacité maximale de charge. La manière dont on fait le lien entre la superficie, la quantité, le recouvrement et la dispersion, ainsi qu'entre les dommages et les différents types de réseaux, est à déterminer avec précision avant de mener les enquêtes terrain. En effet, lors de ces enquêtes, un agent est interrogé sur une portion particulière du site, quand les résultats sont destinés à être étendus à l'ensemble de la zone humide du Marais Poitevin.

En dépit des nombreux biais et limites des résultats obtenus, l'objectif de l'étude est rempli dans la mesure où il s'agit d'une étude exploratoire, permettant d'avoir une première idée du type de résultats pouvant être obtenus lorsque l'on considère chacun des impacts de la Jussie, ce, pour mener une analyse coûts-bénéfices. Par ailleurs, les résultats nous permettent aussi d'essayer d'établir une hiérarchie des différents impacts de la Jussie en termes d'importance et d'avoir une idée précise des points à éclaircir au moment de mener une étude qui serait destinée à être utilisée à des fins opérationnelles, ce que les résultats obtenus permettent de faire.

V.2. L'étude exploratoire confirme l'intérêt de mener des actions de contrôle de la Jussie

V.2.1. L'étude exploratoire montre que l'ampleur et la variété des impacts de la Jussie justifie socialement et politiquement sa gestion

A travers cette étude exploratoire, et ainsi que l'étude de Ropars-Collet et Le Goffe (2008) nous le faisait pressentir, les dommages occasionnés par la Jussie, dont tous ne sont pas pris en compte ici, semblent bien plus importants que les coûts de contrôle de la Jussie : à partir de 200 tonnes de biomasse fraîche de Jussie, les dommages totaux estimés de la Jussie s'élèvent à 82 millions d'euros, quand les coûts de contrôle eux, s'élèvent à une centaine de milliers d'euros. Les ordres de grandeur des courbes de dommages et de coûts de contrôle sont ainsi pour le moins différents. Cela semble justifier les mesures de contrôle de la Jussie.

Quant au niveau de stock optimal de Jussie, d'après nos résultats, il est très faible, et correspond à une situation de contrôle proche de l'éradication. Nos résultats sont donc cohérents avec ceux de Ropars-Collet et Le Goffe (2008), de même qu'avec la stratégie adoptée par l'IIBSN, gestionnaire unique de la Jussie sur la zone humide du Marais Poitevin, qui consiste en un arrachage systématique de la Jussie, visant à la maintenir à un stock très faible. Cependant une fois encore, ce résultat ne saurait être considéré comme un résultat fiable au regard du manque de données auquel nous avons été confrontés. Il s'agit tout au plus d'un résultat plausible, qui demanderait à être confirmé ou non par une étude ultérieure.

Par ailleurs, la Jussie est une plante qui cristallise les divergences d'intérêt et les relations entre les différents acteurs du Marais poitevin (agriculteurs, tourisme, pêcheurs, chasseurs), à l'instar de la gestion de la qualité et de la quantité de l'eau entre les deux marais. Si les activités agricoles participent à la prolifération de la Jussie en ce qu'elles enrichissent le milieu en nitrates et phosphates (Brun, 2003), ce rôle n'est pas sanctionné ou limité à travers des réglementations ou des incitations. Ainsi, si la Jussie est bien mentionnée dans le bilan 2007-2011 des MAE-T des Marais Charentais et Poitevin, elle ne l'est que par rapport aux coûts supplémentaires d'entretien causés (Meriau, 2011), qui peuvent être assimilés aux coûts supplémentaires de curage. Ces coûts n'ont pas été pris en compte ici : en effet, dans ce cas, les fossés sont privés, et ne sont donc pas gérés par l'IIBSN. S'il est difficile d'estimer le linéaire de fossés privés, ce nombre reste conséquent et ils jouent un rôle important dans le fonctionnement hydraulique du marais (Préfecture de Région Poitou-Charentes, 1999), de même qu'ils représentent un espace potentiel de prolifération et de dispersion de la Jussie.

V.2.2. Des enquêtes terrain pour mener une analyse coûts-bénéfices plus précise, et rendre compte de divers phénomènes observés dans le cadre de l'invasion de la Jussie

L'obtention de données originales propres au Marais Poitevin permettrait de mener une analyse coûts-bénéfices plus précise, pouvant servir d'aide à la gestion. Cela permettrait de mieux estimer les différentes courbes de dommages et de voir si en pratique (et contrairement aux résultats que nous obtenons ici) la courbe de dommages totaux est négative pour certaines valeurs de biomasse, comme on peut le pressentir pour les courbes des impacts sur la valeur esthétique et la valeur de la pêche récréative. De plus, par le biais des enquêtes qui seraient menées pour les obtenir, d'autres phénomènes ou situations pourraient être étudiés, qui peuvent modifier le comportement des agents et donc l'importance et la valeur accordées aux dommages causés par la Jussie.

Il serait donc intéressant de mener des études terrains afin d'estimer les fonctions de en particulier les dommages environnementaux et les dommages récréatifs (pêche, chasse et autres), en ce qu'ils sont protéiformes et concernent des populations qui n'ont pas forcément les mêmes intérêts, comme le suggèrent les études de Milon et Welsh (1989) et Bergstrom et al (1996). Les dommages seraient estimés à partir des CAP, comme exposé dans la partie II, par le biais des méthodes d'évaluation contingente et de coûts de transport. Il y aurait donc deux parties dans le questionnaire : une dédiée aux activités récréatives, et l'autre à la question de la biodiversité. Au préalable, il faudrait être en mesure d'estimer plus précisément les points seuils et les points d'inflexion pour chacun des impacts. En effet, lors des enquêtes, les personnes interrogées ne donnent pas leur avis sur le pourcentage de recouvrement désiré, mais sur leur volonté à payer (CAP) pour avoir un certain niveau de biomasse.

Par ailleurs, les enquêtes pourraient également permettre de mieux appréhender le phénomène de substitution et de congestion au sein du Marais Poitevin. Lors de la construction de certaines courbes (impacts sur les activités récréatives et sur les aménités récréatives), nous avons pris en considération un effet de substitution, en considérant qu'une partie des touristes se reportent sur d'autres parties du Marais. Cependant, nous ne connaissons pas l'ampleur de ce phénomène, ni ses conséquences en termes de congestion qu'elle entraîne. Si les touristes du Marais Poitevin s'y avéraient sensibles, cela pourrait diminuer le phénomène de substituabilité au sein du Marais et augmenter les pertes touristiques. Inclure quelques questions relatives à ces phénomènes dans le questionnaire

pourrait apporter des informations intéressantes pour la construction de la fonction de dommages touristiques, mais également sur le comportement des agents en lui-même. L'étude de ce problème nous renvoie au concept de coûts d'opportunités, soit la valeur du second meilleur choix (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011), ou de la meilleure alternative. Par exemple, dans le cas de la pêche dans le Marais Poitevin, les coûts d'opportunité permettraient d'estimer la valeur de la pêche récréative à partir de l'alternative permettant au pêcheur de profiter du même niveau de qualité environnementale en l'absence de ce service à cause d'une présence de Jussie trop importante.

Nous avons vu précédemment que les fossés privés, bien que pouvant être envahis par la Jussie et permettre leur dispersion dans les réseaux publics, ne sont pas gérés par l'IIBSN. Si gestion de la Jussie il y a dans ces espaces privés, elle est donc à la charge des propriétaires. Néanmoins, si leur nombre était conséquent et s'ils représentaient un risque de prolifération suffisant au sein du marais, il pourrait être intéressant de les interroger pour savoir s'ils seraient susceptibles de consentir à un CAR, soit pour traiter leur propre voie, ou pour qu'elle soit traitée par l'IIBSN. Nous mentionnons le CAR afin d'introduire la notion de propriété qui n'est pas présente dans les autres cas, et celle du droit au *statu quo* (Pearce et al, 2006). On peut par ailleurs considérer que les agriculteurs, par le biais des MAE-T expriment voire expérimentent un CAR, dans la mesure où ils reçoivent de l'argent pour compenser les travaux effectués sur leur propre voie.

V.2.3. Le cas du Marais Poitevin et la situation de référence utilisée dans les enquêtes

Par le biais de ces enquêtes, il serait possible de vérifier si les agents accordent une valeur aux aspects positifs de la Jussie, notamment en termes d'esthétique, de biodiversité et de pêche récréative. Il s'agirait alors, selon le type d'évaluation et d'enquête choisis (voir Partie II), de déterminer la valeur accordée au site contrôlé (situation actuelle de la zone humide du Marais Poitevin), au surplus si l'environnement était amélioré esthétiquement et écologiquement, ou au contraire la perte de valeur en cas d'envahissement complet. Nous avons vu précédemment que le fait que la situation actuelle soit celle d'un contrôle et que l'agent doive imaginer une situation d'envahissement de la Jussie, ce qui ajoute une incertitude au biais hypothétique (Ami et Chanel, 2009). Le biais hypothétique est inhérent à tout questionnaire d'évaluation contingente (Ami et Chanel, 2009) et par extension, à toute enquête demandant à l'agent interrogé de s'exprimer sur une situation non ou pas encore

vécue (l'état dégradé du site). Afin de mieux mesurer l'ampleur de cette incertitude, il serait intéressant de mener ces enquêtes sur deux sites : dans le Marais Poitevin, où le milieu n'est pas dégradé par la Jussie, et où la situation de référence est le milieu contrôlé ; et sur un site où la Jussie proliférerait sans contrôle, où la situation de référence est un milieu envahi. Les résultats seraient ensuite comparés. On peut en effet supposer que la différence de situation de référence, correspondant ici aux différents *statu quo*, est également susceptible de modifier la perception que les agents ont de la Jussie, les nuisances associées, et donc les CAP et valeurs. En effet, la perception qu'ont les agents des plantes invasives ou envahissantes, telles la Jussie, varie et la dimension sociale y joue également un rôle important autant que subjectif (Menozzi, 2010 ; Menozzi et Pellegrini, 2012).

*

Cette étude exploratoire a rempli son office : elle nous a permis d'illustrer la démarche à adopter lors d'une analyse coûts-bénéfices sur la gestion de l'invasion de la Jussie, bien que nous nous soyons heurtés à quelques difficultés. Celles-ci nous ont permis de mettre en évidence les points à éclaircir si une étude plus précise à base d'enquêtes terrain devait être menée.

Lors de l'étude des impacts de la Jussie, nous avons vu qu'elle cause d'importants dommages lorsqu'elle prolifère, de sorte qu'une situation de laissez-faire engendre de graves conséquences en termes économiques et écologiques, ce qu'illustre la courbe des dommages totaux de la Jussie que nous avons obtenu. En la comparant avec la courbe des coûts de contrôle, il apparaît que les dommages sont presque toujours plus importants que les coûts de contrôle, sauf pour de très faibles quantités de Jussie, où les dommages sont peu importants et les coûts très élevés (ce qui correspond aux coûts de l'arrachage manuel). On peut également noter que bien que la courbe de dommages totaux que nous avons retenue soit bien convexe, elle n'est cependant pas négative pour certains niveaux de biomasse : il serait intéressant de voir s'il en serait de même si l'on construisait les courbes de dommages à partir d'enquêtes terrain.

Bien que nos résultats ne soient pas solides, les conclusions que l'on peut en tirer sont néanmoins cohérentes avec ce que l'on connaît de la Jussie à travers la littérature et les études de Leplat (2004) et Ropars-Collet et Le Goffe (2008). Cela nous conforte quant à l'intérêt de

mener des études terrain de plus grandes ampleurs qui permettraient non seulement de mener une étude spécifique au Marais Poitevin plus précise et pouvant réellement servir d'outil de compréhension de l'invasion de la Jussie voire d'outil d'aide à la gestion ; mais également d'étudier certains phénomènes de substitution et de congestion. Ces résultats pourraient également faire l'objet de transferts de bénéfices pour d'autres zones humides françaises ou européennes soumises à une plante aquatique envahissante ; or nous avons vu combien il était difficile de trouver des études françaises sur cette thématique précise. Cela nous permettrait également d'évaluer la qualité et la validité des transferts de bénéfices effectués dans le cadre de notre étude (même si leur qualité est *a priori* faible). Les intérêts de mener ces enquêtes sont donc multiples.

Conclusion

Initialement, le stage consistait à rédiger une synthèse bibliographique à jour sur la gestion des espèces invasives, mettant en évidence les interactions nécessaires entre la biologie, l'écologie et l'économie afin de mettre en place des systèmes de gestion optimaux ; et de produire une méthode d'analyse coûts-bénéfices des espèces envahissantes aquatiques, se basant sur l'exemple de la Jussie avec une double visée: comprendre et modéliser les interactions entre les différentes fonctions de dommages, coûts et croissance de l'espèce invasive considérée, et permettre l'utilisation du modèle comme un outil d'aide à la gestion.

Les deux objectifs ont été remplis. Dans une première partie, nous avons présenté une synthèse bibliographique qui a l'intérêt de présenter les invasions biologiques d'abord d'un point de vue écologique et biologique, puis d'un point de vue économique, montrant comment cette complémentarité de vues est pertinente et justifiée. Cette synthèse nous permet également de justifier l'intérêt de proposer une méthodologie permettant de mener une analyse coûts-bénéfices de la gestion d'une plante aquatique envahissante se basant sur la Jussie, exemple d'autant plus intéressant qu'elle entraîne des impacts positifs ou négatifs selon la quantité et la densité de sa biomasse. Nous avons ensuite rempli le second objectif en

proposant une démarche permettant de mener une analyse coûts-bénéfices de la gestion de la Jussie. Cependant, la méthode exposée ne peut s'utiliser telle quelle et ne saurait être comprise comme un outil à utiliser systématiquement ou indépendamment du lieu étudié. En revanche, nous proposons une démarche à adopter, des étapes à suivre, tout en proposant de nombreuses références, ce qui permet au lecteur d'avoir une idée assez précise du problème posé par la Jussie et des moyens de mesurer ses impacts, tout en leur laissant la possibilité de consulter facilement d'autres méthodes que celles proposées, selon l'objectif de leur étude.

L'étude de cas menée ensuite avait pour but et a permis d'illustrer la démarche proposée dans la partie précédente. Nous avons d'abord fait une description du lieu d'étude et des impacts que la Jussie peut y avoir, ce qui a permis de bien identifier les différents types de dommages, pour chacun desquels une courbe de dommages a été construite, lorsque des données étaient disponibles, utilisant notamment la méthode de transfert de bénéfices pour les impacts récréatifs, esthétiques et écologiques. Nous avons également construit la fonction de croissance de la Jussie spécifique au Marais Poitevin, ainsi que la fonction des coûts de contrôle, également à partir de données relatives à la zone humide du Marais Poitevin, et sous contrainte de la fonction de croissance. A partir des fonctions des bénéfices et des coûts de contrôle marginaux, nous avons établi un stock optimal de biomasse fraîche de Jussie, qui tend vers l'éradication. Toutefois, ces résultats sont indicatifs : ils ont été obtenus à partir de peu de données, et les fonctions estimées l'ont été sous de fortes hypothèses.

Cette étude de cas a été l'occasion de faire une visite sur le site de la zone humide du Marais Poitevin au sein de l'équipe de l'IIBSN afin de prendre la mesure de ce que pouvait représenter l'action de contrôle de la Jussie et les moyens mis en œuvre pour la contrôler, et d'autre part, d'être en relation avec des gestionnaires et des ingénieurs, donc d'avoir des points de vue techniques et biologiques sur la Jussie et sa gestion, quand notre approche reste à dominante économique. Cette coopération amorcée à la faveur de cette étude sera prolongée au-delà de ce stage. En cela nous mettons en pratique l'intérêt (et la difficulté) d'une approche pluridisciplinaire pour un problème qui l'est tout autant au vu de la diversité des services impactés, démontré dans la synthèse bibliographique. Cette démarche pluri-disciplinaire avait déjà été amorcée lors du programme INVABIO (voir Dutartre et al, 2006).

Mais cette étude a aussi permis de mettre en évidence le manque de travaux faits en France sur cette thématique précise de l'étude des impacts d'une espèce invasive sur chacun

des services procurés par le milieu envahi. Cela confirme d'une part l'intérêt de mener pareille étude d'analyse coûts-bénéfices, et d'autre part, celui de pouvoir obtenir des données originales, à base d'enquêtes terrain. En effet, les résultats obtenus sont assez faibles (obtenus avec peu de données et de fortes hypothèses) et peu fiables. Cela permet néanmoins de proposer un ordre de grandeur de la valeur des services impactés par la Jussie, et donc des dommages qu'elle peut causer. Cependant, parce que nous avons été amenés à poser de fortes hypothèses pour construire ces courbes, elles illustrent plus qu'elles ne démontrent la convexité de la courbe des dommages totaux de la Jussie. Faire une étude à partir d'enquêtes terrain permettrait de réellement affirmer ou infirmer les nombreuses hypothèses que nous posons. Par ailleurs, cette étude exploratoire a également mis en lumière certains phénomènes qu'il serait intéressant d'étudier (phénomènes de substitution et de congestion notamment), en ce que les résultats que nous pourrions retirer de leur étude pourraient modifier les fonctions de dommages telles que nous les avons supposées et être peut-être élargis à d'autres cas, ne traitant pas forcément d'une invasion biologique.

Références

- Accardo J., Chevalier P., Forgeot G., Friez A., Guedes D., Lenglard F. et Passeron V., 2007. *La mesure du pouvoir d'achat et sa perception par les ménages*. INSEE, L'économie française – Comptes et dossiers, édition 2007. Disponible en ligne sur http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/ref/ecofra07c.pdf [Consulté le 23/04/2012]
- Adams D.C., Lee D.J., 2007. *Estimating the value of invasive aquatic plant control: a bioeconomic analysis of 13 public lakes in Florida*. Journal of Agricultural and Applied Economics. Vol. 39, pp. 97–109
- Aeres (agence de l'évaluation de la recherche et de l'enseignement supérieur), 2010. *Rapport de l'AERES sur l'unité : Laboratoire d'économie des ressources naturelles (LERNA)*.
- Ami D. et Chanel O., 2009. *Commentaire. Vers un renouveau encore fragile des méthodes de préférences déclarées*. Economie et statistique. N°421. pp. 47-50
- Amigues J.P. et Chevassus-au-Louis B., 2011. *Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels*. Onema.172 p.
- Atkinson A.B. et Brandolini A., 2001. *Promise and pitfalls in the use of "secondary" datasets: Income inequality in OECD countries as a case study*. Journal of Economic Literature. Vol. 39, pp. 771-799
- Baldwin J.R. et Macdonald R., 2009. *PPA ou PPP : parité de pouvoir d'achat ou parité de pouvoir de production?* Produit N° 11F0027MIF au catalogue de Statistique Canada. Ottawa. Analyse économique : documents de recherche. No 058.
- Balva C., 2004. *Les enjeux liés au risque inondation. Proposition d'actions et recommandations pour réduire la vulnérabilité*. Rapport de stage : Université de Poitiers.
- Bamidele J.F. et Nyamali B., 2008. *Ecological studies of the Ossiomo River with reference to the macrophytic vegetation*. Research Journal of Botany. Vol. 3, N° 1, pp. 29-34
- Barbet-Massin M., Jiguet F., 2011. *Back from a Predicted Climatic Extinction of an Island Endemic: A Future for the Corsican Nuthatch*. PLoS ONE. Vol.6, N°3, e18228. doi:10.1371/journal.pone.0018228
- Barney J.N. et Whitlow T.H., 2008. *A unifying framework for biological invasions: the state factor model*. Biological Invasions. Vol. 10, pp. 259–272

- Barton D.N., 1999. *The quick, the cheap and the dirty benefit transfer approaches to the non-market valuation of coastal water quality in Costa Rica*. Ph.D. Dissertation, Ås, Agricultural University of Norway, 273 p.
- Beaumais O., Chakir R. et Laroutis D., 2007. *Valeur économique des zones humides de l'estuaire de la Seine France: Application de la Méthode d'Évaluation Contingente*. Revue d'économie régionale et urbaine. Vol. 4, pp. 565-590
- Beisel J.N. et Lévêque C., 2010. *Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques. Faut-il avoir peur des invasions biologiques ?* Paris : Editions Quae. p. 232
- Bergstrom J.C., Teasley R.J., Cordell H.K., Souter R. et English D.B.K., 1996. *Effects of reservoir aquatic plant management on recreational expenditures and regional economic activity*. Journal of Agricultural and Applied Economics. N°28, pp. 409-422
- Billaud J.P., 1984. *Marais Poitevin, Rencontres de la terre et de l'eau*. Ed. L'Harmattan : Paris. 265 p.
- Billaud J.P., 1985. *Les conflits pour l'aménagement du Marais Poitevin, ou : à qui appartient le local ?* Économie rurale. N°168, pp. 21-24
- Binet E., Escafre A. et Fournié F., 2009. *Évaluation à mi-parcours de la mise en œuvre du plan d'action gouvernemental pour le Marais poitevin 2003-2012*. Disponible en ligne sur http://www.epmp-marais-poitevin.fr/ressources-pdf/evaluation_mi-parcours_2009.pdf [Consulté le 07/06/2012]
- Bitar G., 2010. *Impact des changements climatiques et des espèces exotiques sur la biodiversité et les habitats marins au Liban*. Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée. N° 39, p. 452
- Blackburn T.M., Pysek P., Bacher S., Carlton J.T., Duncan R.P., Jaros V., Wilson J.R.U. et Richardson D.M., 2011. *A proposed unified framework for biological invasions*. Trends in Ecology and Evolution. Vol. 26, N° 7, pp. 333-339
- Bonnieux F., 1998. *Principe, mise en oeuvre et limites de la méthode d'évaluation contingente*. Économie publique. N° 1, pp. 47-90
- Bonnieux F., Guerrier C. et Fouet J.P., 2002. *Valorisation économique des usages de l'eau sur le Lignon du Velay. Synthèse finale*. Disponible en ligne sur http://www.economie.eaufrance.fr/base_dommmages/etu/ETUDE_23-17.pdf [Consulté le 07/06/2012]
- Born W., Rauschmayer F. et Braüer I., 2005. *Economic evaluation of biological invasions—a survey*. Ecological Economics. Vol. 55, pp. 321– 336

- Bouldin J.L., Farris J.L., Moore M.T., Smith S. Jr. et Cooper C.M., 2006. *Hydroponic uptake of atrazine and lambda-cyhalothrin in Juncus effusus and Ludwigia peploides*. *Chemosphere*. Vol. 65, N° 6, pp. 1049–1057
- Boyle K.J., Kuminoff N.V., Parmeter C.F. et Pope J.C., 2009. *Necessary Conditions for Valid Benefit Transfers*. *American Journal of Agricultural Economics*. Vol. 91, N°5, pp. 1328-1334
- Brahic E. et Terreaux J.P., 2009. *Evaluation économique de la biodiversité. Méthodes et exemples pour les forêts tempérées*. Versailles : Editions Quae
- Brander L.M., Florax R.J.G.M. et Vermaat J.E., 2006. *The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature*. *Environmental and Resource Economics*. Vol. 33, pp. 223–250
- Brun A., 2003. Aménagement et gestion des eaux en France : l'échec de la politique de l'eau face aux intérêts du monde agricole. *Vertigo*. Vol. 4, N° 3. Disponible en ligne sur <http://vertigo.revues.org/3779> [Consulté le 02/07/2012]
- Bureau of Labor Statistics. *Archived Consumer Price Index Detailed Report Information*. Disponible en ligne sur http://www.bls.gov/cpi/cpi_dr.htm ou <http://data.bls.gov/cgi-bin/cpicalc.pl?cost1=512.00&year1=2000&year2=2009> [Consulté le 25/07/2012]
- Burnett K., Kaiser B., Pitafi B.A. et Roumasset J., 2006. *Prevention, Eradication, and Containment of Invasive Species: Illustrations from Hawaii*. *Agricultural and Resource Economics Review*. Vol. 35, N°1, pp.63–77
- Cadima D.L., 2002. *Manuel d'évaluation des ressources halieutiques*. FAO Document technique sur les pêches. N°393. Rome : FAO. 160 p.
- Capinha C. et Anastacio P., 2011. *Assessing the environmental requirements of invaders using ensembles of distribution models*. *Diversity and Distributions*, Vol. 17, pp. 13–24
- Carson, R.T. 2000. *Contingent valuation: a user's guide*. *Environment, Science and Technology*. Vol. 34, N°8, pp. 1413-1418
- Cartographies IIBSN, 2011. Plan de gestion des Jussies dans le Marais Poitevin. Répartition des Jussies sur le réseau principal (1995-2010). Accessible en ligne sur http://sevre-niortaise.fr/wp-content/uploads/12_68_cartes-repartition-jussies-19952010_308.pdf [Consulté le 15/05/2012]
- Cesar H.S.J. et van Beukering P.J.H., 2004. *Economic valuation of the coral reefs of Hawaii*. *Pacific Science*. Vol. 58, N°2, pp. 231-242

- Chabaud D. et Germain O., 2006. *La réutilisation de données qualitatives en sciences de gestion : un second choix ?* Management. Vol. 9, N°3, pp. 199-221
- Chandrasena N., 2005. *Ludwigia peruviana (l.) Hara and Ludwigia longifolia (dc) Hara in Sydney: from immigrants to invaders.* 20th Asia-Pacific Weed Science Soc. Conf., Ho-Chi-Minh City, Vietnam, pp. 121-130
- Chartre Natura 2000, 2010. *Chartre Natura 2000 Marais Poitevin.* Chartre Natura 2000 sites. Document de travail.
- Colautti R.I., Bailey S.A., van Overdijk C.D.A., Amundsen K. et MacIsaac H.J., 2006. *Characterised and projected costs of nonindigenous species in Canada.* Biological Invasions. Vol. 8, pp. 45–59
- Colle D.E., Shireman J.V., Haller W.T., Joyce J.C., et Canfield D.E., 1987. *Influence of Hydrilla on Harvestable Sport-Fish Populations, Angler Use, and Angler Expenditures at Orange Lake, Florida.* North American Journal of Fisheries Management. Vol. 7, pp. 410-417
- Commissariat général au développement durable, 2011. *Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau.* Études & documents. N° 52, Septembre 2011.
- Coordination pour la défense du Marais Poitevin, 2009. *Le Marais Poitevin. Un espace à réinventer ?* Actes du colloque de Niort – 4 et 5 octobre 2008. BD CARTO : Paris. 198p.
- Cooper J. et Loomis J., 1991. *Economic value of wildlife resources in the San Joaquin Valley: hunting and viewing values.* Dans Dinar, A., Zilberman, D. (Eds.). *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture.* Kluwer Academic, Boston.
- Corrigan, J.R., K.J. Egan et Downing J.A., 2009. *Aesthetic Values of Lakes and Rivers.* Encyclopedia of Inland Waters, G.E. Likens, ed. Elsevier, Inc.
- Cottet M., Rivière-Honegger A. et Piegay H., 2010. *Mieux comprendre la perception des paysages de bras morts en vue d'une restauration écologique : quels sont les liens entre les qualités esthétique et écologique perçues par les acteurs ?* Norois. Vol. 3, N° 216, pp. 85-103
- Crowl T.A., Crist T.O., Parmenter R.R., Belovsky G. et Lugo A.E., 2008. *The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change.* Frontiers in Ecology Environment. Vol. 6, N°5, pp. 238–246
- D'Astous A., 2000. *Le projet de recherche en marketing.* 2^{ème} édition. Les Éditions de la Chenelière Inc : Montréal, 436 p.

- Dandelot S., 2004. *Les Ludwigia Spp. invasives du sud de la France: historique, biosystématique, biologie et écologie*. Thèse de doctorat : Université Paul Cézanne Aix-Marseille III
- Dandelot S., Matheron R., Le Petit J., Verlaque R., Cazaubon A., 2005a. *Variations temporelles des paramètres physicochimiques et microbiologiques de trois écosystèmes aquatiques (Sud-Est de la France) envahis par des Ludwigia*. C. R. Biologies. N°328, pp. 991–999
- Dandelot S., Verlaque R., Dutartre A. et Cazaubon A., 2005b. *Ecological, dynamic and taxonomic problems due to Ludwigia (Onagraceae) in France*. Hydrobiologia. Vol. 551, pp. 1–6
- Dandelot S., Robles C., Pech N., Cazaubon A. et Verlaque R., 2008. *Allelopathic potential of two invasive alien Ludwigia spp.* Aquatic Botany. Vol.88, N° 4, pp. 311–316
- Dachary-Bernard J., 2004. *Une évaluation économique du paysage. Une application de la méthode des choix multi-attributs aux Monts d'Arrée*. Economie et Statistique. Vol. 373, pp. 57-80
- Deaver E., Moore M.T., Cooper C.M. et Knight S.S., 2005. *Efficiency of Three Aquatic Macrophytes in Mitigating Nutrient Run-off*. International Journal of Ecology and Environmental Sciences. Vol. 31, N°1, pp. 1-7
- Debril J., 2005. *Gestion des déchets de Jussie par le compostage*. Disponible en ligne sur http://www.donnees.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Rapport_compostage_dechets_jussie.pdf [Consulté le 17/07/2012]
- Décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 *relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles. Version en vigueur au 4 juin 2012*. Disponible en ligne sur http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do;jsessionid=5E38E9BE3467701B851A5E05B935E8BB.tpdjo04v_1?cidTexte=JORFTEXT000000215649&dateTexte=20120604 [Consulté le 04/06/2012]
- Desaigues B., Lesgards V., Liscia D., 1999. *La valeur de l'eau à usage récréatif : application aux rivières du Limousin*. In : Point P. (Éd.), La valeur économique des hydrosystèmes : méthodes et modèles d'évaluation des services délivrés. Economica : Paris.
- Desaigues B., Ami D., Bartczak A., Braun-Kohlova M., Chilton S., Farreras V., Hunt A., Hutchison M., Jeanrenaud C., Kaderjak P., Maca V., Markiewicz O., Metcalf H., Navrud S., Nielsen J.S., Ortiz R., Pellegrini S., Rabl A., Riera R., Scasny M., Stoeckel M.-E., Szanto R., Urban J., 2011. *Economic valuation of air pollution mortality: a 9-*

- country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecological Indicators*. Vol. 11, N°3, pp. 902–910.
- DePinto J. V. et Narayanan R., 1997. *What other ecosystem changes have zebra mussels caused in Lake Erie: Potential bioavailability of PCBs*. *Great Lakes Research Review*. Vol.3, pp. 1-8
- des Touches H. et Anras L., 2005. Curage des canaux et fossés d'eau douce en marais littoraux. Cahier technique. Disponible en ligne sur http://www.forum-marais-atl.com/iso_album/curage-fosses.pdf [Consulté le 05/07/2012]
- Direction Générale de Prévention des risques, 2011. *Évaluation préliminaire du risque d'inondation sur le district Loire-Bretagne*. Disponible en ligne sur http://www.eptb-loire.fr/PDF/EVAL_PRELIM_INOND_1.pdf et http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Livre_3_p58_109_cle2ae785.pdf [Consulté le 11/07/2012]
- Dutartre A., 2002. *Panorama des modes de gestion des plantes aquatiques : nuisances, usages, techniques et risques induits*. Ingénieries-EAT. N° 30, pp. 29-42
- Dutartre A., 2006. *Gestion des plantes aquatiques envahissantes : exemple des Jussies*. Société Nationale de Protection de la Nature Conférence-débat sur les espèces envahissantes. Paris, 25 novembre 2006
- Dutartre A., Haury J., Dandelot S., Coudreuse J., Ruaux B., Lambert E., Le Goffé P. et Menozzi M.J., 2006. *Les Jussies : caractérisation des relations entre sites, populations et activités humaines. Implications pour la gestion*. Programme de recherche "Invasions Biologiques" Disponible en ligne sur http://centrederesources-loirenature.com/mediatheque/especes_inva/telechargements/JUSSIES_INVABIO%20copy.pdf [Consulté le 03/03/2012]
- Ecodecision, Conseil en Environnement, 2006. *Evaluation économique des dommages liés aux inondations. Rapport final*. Agence de l'eau Artois-Picardie. Disponible en ligne sur <http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/RapportFinal.pdf> [Consulté le 06/07/2012]
- Elith J. et Leathwick J.R., 2009. *Species Distribution Models : Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time*. *Ecology, Evolution, and Systematics*. Vol. 40, pp. 677-697
- Estes J.R. et Thorp R.W., 1974. *Pollination in Ludwigia peploides ssp. glabrescens (Onagraceae)*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. Vol. 101, N° 5, pp. 272-276
- Evangelista P.H., Kumar S., Stohlgren T.J., Jamevich C.S., Cral A.W., Normam III J.B. et Barnett D.T., 2008. *Modelling invasion for a habitat generalist and a specialist plant species*. *Diversity and Distributions*. Vol. 14, pp. 808–817

- Failler P., Pêtre E. et Maréchal J.P., 2010. *Valeur économique totale des récifs coralliens, mangroves et herbiers de la Martinique*. Études caribéennes. Disponible en ligne sur <http://etudescaribeennes.revues.org/4410> [Consulté le 10/04/2012]
- Fédération des Syndicats du Marais Poitevin. Les enjeux pour l'activité économique. Le Marais Poitevin. Disponible en ligne sur <http://www.info-marais-poitevin.com/activite-economique.htm> [Consulté le 16/05/2012]
- Fitzpatrick M.C., Sanders N.J., Ferrier S., Longina J.T., Weiser M.D. et Dunn R., 2011. *Forecasting the future of biodiversity: a test of single- and multi-species models for ants in North America*. *Ecography*. Vol. 34, pp. 836-847
- Fluvialnet.com, 26/01/2011. *Venise Verte. Le tourisme fluvial, de retour sur la Sèvre Niortaise ?* Disponible en ligne sur <http://www.fluvialnet.com/murmures-actualites-le-tourisme-fluvial-de-retour-sur-la-sevre-niortaise-/7166> [Consulté le 22/06/2012]
- Forum des Marais Atlantiques, 1999. *Rapport de mission sur la délimitation et la caractérisation de la zone humide du Marais Poitevin*.
- Foxcroft, L.C., Richardson D.M. et Wilson J.R.U., 2008. *Ornamental plants as invasive aliens: problems and solutions in Kruger National Park, South Africa*. *Environmental Management*. Vol.41, pp. 32–51
- Foxcroft L.C., Pickett S.T.A., Cadenasso M.L, 2011. *Expanding the conceptual frameworks of plant invasion ecology*. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. Vol. 13, pp. 89-100
- Freedman J.E., Grodowitz M.J., Swindle R. et Nachtrieb J.G., 2007. *Potential Use of Native and Naturalized Insect Herbivores and Fungal Pathogens of Aquatic and Wetland Plants*. Aquatic Plant Control Research Program. Disponible en ligne sur <http://www.dtic.mil/cgi-bin/GetTRDoc?AD=ADA471715> [Consulté le 03/05/2012]
- Frésard M., 2011. *L'analyse économique du contrôle des invasions biologiques : une revue de littérature*. *Revue d'économie politique*. Vol. 121, pp. 489-525
- Frésard M. et Boncoeur J., 2006. *Costs and benefits of stock enhancement and biological invasion control: the case of the Bay of Brest scallop fishery*. *Aquatic Living Resources*. Vol. 19, pp. 299–305
- Garnaud S. et Garland T., 2005. *Bilan de l'envasement en Baie de Seine sud-orientale depuis deux cents ans*. *La revue Mappemonde*. N°80. Disponible en ligne sur <http://mappemonde.mgm.fr/num8/articles/art05406.html> [Consulté le 10/07/2012]

- Gauthier C., 2000. *Révélation du CAP : question ouverte ou question fermée ? Une application à la biodiversité des forêts riveraines de la Garonne*. *Économie et Prévision*. N° 143- 144, pp. 237-245
- Genty A., 2005. *Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art*. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n° 77, pp. 6-34
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L. et Montes C., 2010. *The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes*. *Ecological Economics*. Vol. 69, N° 6, pp. 1209–1218
- Gourieroux C., 1998. *Aspects statistiques de la méthode d'évaluation contingente*. *Économie publique/Public Economics*. N°1, pp. 91-123
- Greenway M. et Wooley A., 1999. *Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation*. *Ecological Engineering*. Vol.12, N°1–2, pp. 39–55
- Gurevitch J., Fox G.A., Wardle G.M., Inderjit et Taub D., 2011. *Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions*. *Ecology Letters*. Vol. 14, pp. 407–418
- Hanley N., Wright R.E. et Alvarez-Farizo B., 2006. *Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive*. *Journal of Environmental Management*. N° 78, pp. 183–193
- Harms N.E. et Grodowitz M.J., 2009. *Insect Herbivores of Aquatic and Wetland Plants in the United States: a Checklist From Literature*. *Journal of Aquatic Plant Management*. Vol. 47, pp. 73-96
- Haury J. et Pattee E., 1997. *Conséquences écologiques des introductions dans les hydrosystèmes : essai de synthèse*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. N°344-345, pp. 455-470
- Hedja M., Pysek P., et Jarosík V., 2009. *Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities*. *Journal of Ecology*. Vol. 97, pp. 393–403
- Heikkinen R.K., Leikola N., Fronzek S., Lampinen R. et Toivonen H., 2009. *Predicting distribution patterns and recent northward range shift of an invasive aquatic plant: *Elodea canadensis* in Europe*. *BioRisk*. Vol. 2, pp.1–32

- Hernandez S., 2011. *Perspectives d'analyse économique au niveau national. Colloque régional sur le thème « Les plantes envahissantes en Pays de Loire »* : Angers - Terra Botanica 12 mai 2011. Disponible en ligne sur http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Perspectives_d_analyse_economique_nationale-Hernandez.pdf [Consulté le 30/03/2012]
- Herr H., et Kazandziska M., 2010. *Le marché du travail et la déflation au Japon*. Journal international de recherche syndicale. Vol. 2, N° 1, pp. 87-108
- Higgins S.I., Azorin E.J., Cowling R.M. et Morris M.J., 1997. *A dynamic ecological-economic model as a tool for conflict resolution in an invasive-alien-plant, biological control and native-plant scenario*. Ecological Economics. Vol. 22, pp. 141–154
- Hökby S. et Söderqvist T., 2003. *Elasticities of Demand and Willingness to Pay for Environmental Services in Sweden*. Environmental and Resource Economics. Vol. 26, N° 3, pp. 361-383.
- Holmes T.P., Aukema J.E., Von Holle B., Liebhold A. et Sills E., 2009. *Economic Impacts of Invasive Species in Forests Past, Present, and Future*. The Year in Ecology and Conservation Biology, Vol. 1162, pp. 18–38
- Horowitz J. et McConnell K.E., 2003. *Willingness to accept, willingness to pay and the income effect*. Journal of Economic Behavior & Organization. Vol. 51, N° 4, pp. 537–545
- Huang H.L., Li D.L., Li X.M., Xu B. et Wang B.G., 2007. *Antioxidative principals of Jussiaea repens: an edible medicinal plant*. International Journal of Food Science & Technology. Vol. 42, N° 10, pp. 1219–1227
- Hulme P.E., 2006. *Beyond control: wider implications for the management of biological invasions*. Journal of Applied Ecology. Vol.43 , pp. 835–847
- Hulme P.E., Bacher S., Kenis M., Klotz S., Kühn I, Minchin D., Nentwig W., Olenin S., Panov V., Pergl J., Pysek P., Roques A., Sol D., Solarz W. et Vilà M., 2008. *Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy*. Journal of Applied Ecology. Vol. 45, pp. 403–414
- Hulme P.E., 2009. *Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization*. Journal of Applied Ecology. Vol. 46, pp. 10–18
- Institution Interdépartementale du Bassin de la Sèvre Niortaise.

Gestion des plantes aquatiques. Disponible en ligne sur <http://www.sevre-niortaise.fr/accueil/les-travaux-dans-le-marais-poitevin/la-vegetation-aquatique/> [Consulté le 10/05/2012]

Restauration et entretien des voies d'eau du Marais poitevin. Disponible en ligne sur <http://www.sevre-niortaise.fr/accueil/les-travaux-dans-le-marais-poitevin/les-voies-deau/> [Consulté le 01/06/2012]

Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques.

Chasse et pêche. Disponible en ligne sur http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=3&ref_id=soctc0532 et http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=12&ref_id=soctc0532 [Consulté le 27/06/2012]

Indice des prix à la consommation. Disponible en ligne sur <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/bsweb/serie.asp?idbank=000637451> [Consulté le 25/07/2012]

Populations légales 1999 pour la France et ses départements. Disponible en ligne sur <http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/recensement/populations-legales99/france-departements.asp> [Consulté le 16/05/2012]

Populations légales 2009 pour les départements et les collectivités d'outre-mer. Disponible en ligne sur <http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/recensement/populations-legales/france-departements.asp?annee=2009> [Consulté le 15/05/2012]

Pouvoir d'achat de l'euro et du franc. Disponible en ligne sur <http://www.insee.fr/fr/themes/indicateur.asp?id=29&page=achatfranc.htm> [Consulté le 25/07/2012]

Jambu P., Nijs R., 1966. *Contribution à l'étude des sols de la partie orientale du Marais Poitevin (Marais mouillé).* Dans: *Norais*. N°52, pp. 565-593

Jauzein P., 2001. *Biodiversité des champs cultivés : l'enrichissement floristique.* Dans S. Le Perchec, P. Guy & A. Fraval (dir.) : *Agriculture et biodiversité des plantes. Dossier de l'environnement de l'INRA*, n°21, pp. 43-64

Jenkins W.A., Murray B.C., Kramer R.A., Faulkner S.P., 2010. *Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley.* *Ecological Economics*. N° 69, pp. 1051-1061

Johnson D.R., Perry H.M. et Graham W.M., 2005. *Using nowcast model currents to explore transport of non-indigenous jellyfish into the Gulf of Mexico.* *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 305, pp. 139-146

Just R.E., Hueth D.L. et Schmitz A., 2004. *The Welfare Economics of Public Policy. A Practical Approach to Project and Policy Evaluation.* Edward Elgar Publishing Inc. : Northampton

- Kast R., 2003. *Calcul d'un coût économiquement acceptable pour la mise en pratique du principe de précaution*. Presses de Sciences Po. Vol. 54, pp. 1307-1334
- Katovsky A. et Marical R., 2011. *Evaluation économique des services rendus par les zones humides – Complémentarité des méthodes de monétarisation*. Études & documents. N° 50. Disponible en ligne sur <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED50.pdf> [Consulté le 07/06/2012]
- Keller R.P., Lodge D.M. et Finnoff D.C., 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Environmental Sciences*. Vol. 104, N°1, pp. 203–207
- Ko C.H., Lee T.M., Chang F.C. et Liao S.P., 2011. *The correlations between system treatment efficiencies and aboveground emergent macrophyte nutrient removal for the Hsin-Hai Bridge phase II constructed wetland*. *Bioresource Technology*. Vol. 102, N° 9, May 2011, pp. 5431–5437
- Kowarik I. et von der Lippe M., 2007. *Pathways in Plant Invasions*. *Ecological Studies*. Vol. 193, pp. 29-47
- Kumar M. et Kumar P., 2008. *Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective*. *Ecological Economics*. Vol. 64, N° 4, pp. 808–819
- Laferrière R., 2002. *L'usage du coefficient de Pearson comme mesure du R2 dans les modèles non linéaires*. Disponible en ligne sur <http://www.e-ajd.net/source-pdf/AJD-57%20Laferri%E8re-Pearson.pdf> [Consulté le 09/08/2012]
- Langevin A., 2010. *Analyse des informations sur les chantiers de gestion des plantes exotiques envahissantes et évaluation de leur efficacité*. Toulouse : Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Rapport de stage de césure.
- Lee D.J., Adams D.C. et Kim C.S., 2009. *Managing invasive plants on public conservation forestlands: Application of a bio-economic model*. *Forest Policy and Economics*. Vol. 11, pp. 237–243
- Legifrance. *Vocabulaire de l'agriculture et de la pêche (liste de termes, expressions et définitions adoptés)*. JORF n°0112 du 13 mai 2012 page 9083 texte n° 45. Disponible en ligne sur <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do;jsessionid=?cidTexte=JORFTEXT000025853997&dateTexte=&oldAction=rechJO&categorieLien=id> [Consulté le 29/06/2012]
- Legifrance. *Arrêté du 2 mai 2007 interdisant la commercialisation, l'utilisation et l'introduction dans le milieu naturel de *Ludwigia grandiflora* et *Ludwigia peploides**. JORF n°114 du 17 mai 2007 page 9673 texte n° 157. Disponible en ligne sur <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000465704&dateTexte=> [Consulté le 20/03/2012]

- Leplat M., 2005. *Les proliférations de Jussies sous l'angle économique*. Mémoire pour l'obtention du Master Sciences de la Mer et du Littoral : Université de Bretagne Occidentale Agrocampus Rennes.
- Leroux E., 2009. *Développement durable et écotourisme : le tourisme fluvial du Marais Poitevin*. Dans Breton J.M. (dir.) Patrimoine culturel et tourisme alternatif. Editions Karthala : Paris. 420 p.
- LERNA, 2011-2012. Site du laboratoire. Disponible en ligne sur <http://www2.toulouse.inra.fr/lerna/presentation.php?lang=fr> [Consulté le 20/07/2012]
- Leung B., Lodge D.M., Finnoff D., Shogren J.F., Lewis M.A. et Lamberti G., 2002. *An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species*. Proceedings of the Royal Society. Vol. 269, pp. 2407–2413
- Lodge D.M., Williams S., MacIsaac H., Hayes K.R., Leung B., Reichard S., Mack R.N., Moyle P.B., Smith M., Andow D.A., Carlton J.T. et McMichael A., 2006. *Biological invasions: recommendations for U.S. policy and management*. Ecological Applications; Vol. 16, N°6, pp. 2035–2054
- Loope L., Sheppard A., Pascal M. et Jourdan H., 2006. *L'éradication : une mesure de gestion des populations allochtones*. dans Beauvais M.L., Coléno A. et Jourdan H. : Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien. Paris : IRD. pp. 396-412
- Loubier S., Gleyses G., Montginoul M., Garin P. et Christin F., 2007. *Entre création de ressource et mesures réglementaires : quelle place pour la gestion de la demande en eau d'irrigation en Charente ?* Gestion active des eaux Paris, 12-13 juin 2007. Disponible en ligne sur <http://hal-agroparistech.archives-ouvertes.fr/docs/00/57/05/08/PDF/MO2008-PUB00026107.pdf> [Consulté le 11/04/2012]
- Lovell S.J. et Stone S.F., 2005. *The Economic Impacts of Aquatic Invasive Species: A Review of the Literature*. NCEE Working Paper Series 200502, National Center for Environmental Economics, U.S. Environmental Protection Agency.
- Luchini S., 2002. *De la singularité de la méthode d'évaluation contingente*. Économie et Statistique. N° 357-358, pp. 141-152
- Maillet J. et Zaragoza C., 2002. *Some considerations about weed risk assessment in France and Spain*. Dans FAO expert consultation on weed risk assessment. Madrid, Espagne, 11-13 juin 2012, pp. 21-32
- Margolis M., Shogren J.F., Fischer C., 2005. *How trade politics affect invasive species control*. Ecological Economics. Vol. 52, pp. 305–313

- Matrat R., Haury J., Langevin A. et Astier D., 2011. *Analyse des coûts de chantiers en Pays de la Loire. Colloque régional sur le thème « Les plantes invasives en Pays de la Loire »* : Angers, Terra Botanica – 11 et 12 mai 2011. Disponible en ligne sur http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Analyse_des_couts_de_chantiers_en_Pays_de_la_Loire-Matrat_et_Haury.pdf [Consulté le 13/04/2012]
- McGeoch M.A., Butchart S.H.M., Spear D., Marais E., Kleynhans E.J., Symes A., Chanson J., et Hoffmann M., 2010. *Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses*. Diversity and Distributions. Vol. 16, pp. 95–108
- Menziozi M.J., 2010. *Comment catégoriser les espèces exotiques envahissantes*. Etudes rurales. N° 185, pp. 51-66
- Menziozi M.J. et Dutartre A., 2007. *Gestion des plantes envahissantes : limites techniques et innovations socio-techniques appliquées au cas des Jussies*. Ingénieries - E A T. N° 49, pp. 49-63
- Menziozi M.J. et Pellegrini P., 2012. *La gestion des espèces exotiques envahissantes : de la recherche d'une solution technique à la construction d'un collectif*. Sciences Eaux et Territoires. N°06, pp. 106-112
- Mehta S.V., Haight R.G., Homans F.R., Polasky S. et Venette R.C. , 2007. *Optimal detection and control strategies for invasive species management*. Ecological Economics. Vol. 61, pp. 237-245.
- Meriau S., 2011. *MAE-T Marais Charentais et Marais Poitevin Eléments de bilan après 5 années de contractualisation (2007-2011)*. Chambre d'agriculture de Charente-Maritime. Disponible en ligne sur http://www.charente-maritime.chambagri.fr/fileadmin/publication/CA17/MAE/Documents/BILAN_MAE_2007-2011.pdf [Consulté le 10/07/2012]
- Million A., 2004. *Maîtrise des proliférations de Jussie (Ludwigia spp.). Une première analyse économique*. Mémoire pour l'obtention du Diplôme d'Agronomie Approfondie : AgroCampus Rennes.
- Milon J.W. et Welsh R., 1989. *An economic analysis of sport fishing and the effects of hydrilla management in Lake County, Florida*. Economics Report 118. Gainesville, FL: Food and Resource Economics Department, University of Florida.
- Minchin D., Gollasch S., Cohen A.N., Hewitt C.L. et Olenin S., 2009. *Characterizing Vectors of Marine Invasion*. Ecological Studies. Vol. 204, N°2, pp. 109-116

- Ministère chargé de l'écologie, 2004. *Stratégie nationale pour la biodiversité. Présentation des indicateurs de suivi de la biodiversité proposés pour la métropole*. Disponible en ligne sur http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN__1_indicateurs-biodiv-SNB-metropole.pdf [Consulté le 05/04/2012]
- Ministère chargé de l'écologie, 2009. Guide technique : *Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole*. Disponible en ligne sur http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf [Consulté le 05/04/2012]
- Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2009. *Projet d'autoroute A831 – Fontenay-le-Comte – Rochefort*. Disponible en ligne sur http://www.a831.developpement-durable.gouv.fr/contexte-environnemental-r33.html?page=rubrique&id_rubrique=33&id_article=68&masquable=OK [Consulté le 24/07/2012]
- Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie. *Veille info tourisme. Poitou-Charentes : présentation touristique*. Disponible en ligne sur <http://www.veilleinfotourisme.fr/poitou-charentes-presentation-touristique-31816.kjsp?RH=POI> [Consulté le 25/05/2012]
- Mondello G., 1996. *Croissance soutenable et environnement : les enjeux des politiques économiques*. L'Actualité économique. Vol. 72, N° 1, pp. 5-26
- Moore J.L., Rout T.M., Hauser C.E., Moro D., Jones M., Wilcox C. et Possingham H.P., 2010. *Protecting islands from pest invasion: optimal allocation of biosecurity resources between quarantine and surveillance*. Biological Conservation. Vol. 143, N°5, pp. 1068–1078
- Morisson H.A., Gobas F.A.P.C., Lazar R., Whittle D.M. et Haffner G.D., 1998. *Projected Changes to the Trophodynamics of PCBs in the Western Lake Erie Ecosystem Attributed to the Presence of Zebra Mussels (Dreissena polymorpha)*. Environmental Science and Technology. Vol. 32, N°24, pp.3862-3867
- Muirhead J.R. et MacIsaac H.J., 2011. *Evaluation of stochastic gravity model selection for use in estimating non-indigenous species dispersal and establishment*. Biological Invasions. Vol. 13, pp. 2445–2458
- Mwebaze P., MacLeod A., Tomlinson D., Roy S. et Barois H., 2010. *Economic valuation of the influence of invasive alien species on the economy of the Seychelles islands*. Ecological Economics. Vol. 69, N° 12, pp. 2614–2623

- Navrud S., 2010. *Best practice guidelines in benefit transfer of forest externalities. Final report.* Disponible en ligne sur http://www.efi.int/files/attachments/e45/publications/3bt_guidelines.pdf [Consulté le 20/04/2012]
- Nefzi A., 2009. *Gestion du problème de changement climatique. Cinquième colloque international sur le Thème : "Energie, Changements Climatiques et Développement Durable"*, Hammamet : Tunisie. Disponible en ligne sur http://halshs.archives-ouvertes.fr/docs/00/47/62/77/PDF/Gestion_du_probleme_de_changement_climatique.pdf [Consulté le 10/04/2012]
- Nehring S. et Kolthoff D., 2011. *The invasive water primrose *Ludwigia grandiflora* (Michaux) Greuter & Burdet (Spermatophyta: Onagraceae) in Germany: First record and ecological risk assessment.* Aquatic Invasions. Vol. 6, N° 1, pp. 83–89
- Nentwig W., 2007. *Biological Invasions: why it Matters.* Ecological Studies. Vol. 193, pp.1–6
- OCDE. *PPPs and exchange rates.* Disponible en ligne sur http://stats.oecd.org/Index.aspx?datasetcode=SNA_TABLE4 [Consulté le 25/07/2012]
- OFEV, 2008. *Valeurs naturelles et paysagères: outil d'évaluation. Marche à suivre, indications pour les relevés et l'évaluation.* Office fédéral de l'environnement : Berne.
- Okada M., Grewell B.J. et Jasieniuk M., 2009. *Clonal spread of invasive *Ludwigia hexapetala* and *L. grandiflora* in freshwater wetlands of California.* Aquatic Botany. Vol 91, pp. 123–129
- ONEMA. *Thématiques.* Disponible en ligne sur <http://www.onema.fr/-thematiques-> [Consulté le 15/05/2012]
- Parc Interrégional du Marais Poitevin, 2009. *Dossier de candidature Label Grand Site de France ®.*
- Pascal M., Clergeau P. et Lorvelec O., 2000. *Invasions biologiques et biologie de la conservation : essai de synthèse.* Le courrier de l'environnement. N°40. Disponible en ligne sur <http://www.inra.fr/dpenv/pascac40.htm> [Consulté le 01/03/2012]
- Pearce D., Atkinson G. et Mourato S., 2006. *Analyse coûts-bénéfices et environnement. Développements récents.* Paris : éditions OCDE
- Perrings C., 2002. *Biological invasions in aquatic systems: the economic problem.* Bulletin of Marine Science. Vol. 70, N°2, pp. 541–552

- Perrings C., Williamson M., Barbier E.B., Delfino D., Dalmazzone S., Shogren J., Simmons P. et Watkinson A., 2002. *Biological Invasion Risks and the Public Good: an Economic Perspective*. Conservation Ecology. Vol.6, N°1. Accessible en ligne sur <http://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art1/> [Consulté le 06/03/2012]
- Peythieu S., 2000. *Contaminations microbiologiques des parcs mytilicoles en Baie de l'Aiguillon ; Etude des apports en micro-organismes du bassin versant du Lay*. Mémoire de fin d'Etudes : Ecole Supérieure d'Agriculture de Purpan.
- Pimentel D., McNair S., Janecka J., Wightman J., Simmonds C., O'Connell C., Wong E., Russel L., Zern J., Aquino T., et Tsomondo T., 2001. *Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions*. Agriculture, Ecosystems and Environment. Vol. 84, pp. 1–20
- Pipet N. et Dutartre A., 2011. *Proposition d'une méthode de recyclage et de valorisation agronomique des Jussies extraites des milieux aquatiques*. Disponible en ligne sur http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Proposition_d_une_methode_de_recyclage_et_de_valorisation_agronomique_des_jussies_extraites_des_milieux_aquatiques_cle5d3578.pdf [Consulté le 28/03/2012]
- Pipet N., 2012. *Plan de gestion des Jussies dans la zone des marais mouillés du Marais Poitevin. Synthèse Mai 2012*. Disponible en ligne sur <http://www.sevre-niortaise.fr/wp-content/uploads/plandegestiondesjussies.pdf> [Consulté le 21/05/2012]
- Plummer M.L., 2009. *Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services*. Frontiers in Ecology and the Environment. Vol. 7, N°1, pp. 38–45
- Polomski R.F., Bielenberg D.G., Whitwell T., Taylor M.D., Bridges W.C. et Klaine S.J., 2008. *Differential Nitrogen and Phosphorus Recovery by Five Aquatic Garden Species in Laboratory-scale Subsurface –constructed Wetlands*. HortScience. Vol. 43, N°3, pp. 868–874
- Poulin R., Paterson R.A., Townsend C.R., Tompkins D.M. et Kelly D.W., 2011. *Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems*. Freshwater Biology. Vol. 56, pp. 676–688
- Préfecture des Deux-Sèvres, 2011. *Arrêté relatif à l'ouverture et à la clôture de la chasse pour la campagne 2011-2012*. Disponible en ligne sur http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/pdf/chasse_2011/chasse-2011-dep79.pdf [Consulté le 30/07/2012]
- Préfecture des Deux-Sèvres, 2011. *Plan de Prévention du risque inondation (PPR) de la commune de Niort. Note de Présentation*. Disponible en ligne sur <http://www.vivre-a->

niort.com/fileadmin/fichiers/Docpdf/risques_majeurs/PPRi_Niort_-_1.1_-_Note_presentation.pdf [Consulté le 06/07/2012]

Préfecture des Deux-Sèvres, 2012. *Réglementation de la pêche à l'anguille - année 2012*. Disponible en ligne sur <http://www.deux-sevres.pref.gouv.fr/Les-politiques-publiques/Environnement/Eau/Peche/Reglementation-de-la-peche-a-l-anguille-annee-2012> [Consulté le 04/07/2012]

Préfecture de la Région Poitou-Charentes, 1999. *Plan d'action pour le Marais poitevin Délimitation et caractérisation de la zone humide du Marais poitevin*. Convention n°98P134 Entre l'Etat et le Conservatoire du Littoral. Rapport de mission Août 1999.

Préfecture du Poitou-Charentes, 2003. *Document d'Objectifs Natura 2000 du Marais Poitevin*.

Pysek P., Richardson D.M., Rejmanek M., Webster G.L., Williamson M. et Kirschner J., 2004. *Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists*. Taxon. Vol. 53, N°1, pp. 131–143

Rabl A., 2007. *Introduction*. Numéro spécial de la Revue d'Economie Politique sur l'évaluation contingente à la mémoire de Brigitte Desaignes, coordonné par Ari Rabl, Ecole des Mines de Paris. Revue d'économie politique. Vol. 117, pp. 647-649

Raboteur J. et Rodes M.F., 2006. *Application de la méthode d'évaluation contingente aux récifs coralliens dans la Caraïbe : étude appliquée à la zone de Pigeon de la Guadeloupe*. Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement. Vol. 7, N° 1. Disponible en ligne sur <http://vertigo.revues.org/2167> [Consulté le 17/04/2012]

Ready R. et Navrud S., 2006. *International benefit transfer: Methods and validity tests*. Ecological Economics. N° 60, pp. 429-434

Reaser J.K., Meyerson L.A., Cronk Q., De Poorter M., Eldrege L.G., Green E., Kairo M., Latasi P., Mack R.N., Mauremootoo J., O'Dowd D., Orapa W., Sastroutomo S., Saunders A., Shine C., Thrainsson S. et Vaiutu L., 2007. *Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems*. Environmental Conservation Vol 34, N°2, pp. 1-14

Richardson D.M., Pysek P., Rejmanek M., Barbour M.G., Panetta F.D. et West C.J., 2000. *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*. Diversity and Distributions. Vol. 6, pp. 93–107

Ropars-Collet C. et Le Goffe P., 2008. *Gestion durable d'un écosystème soumis à une invasion biologique. Action Concertée Incitative « Modélisation économique du développement durable »*. Disponible en ligne sur

http://www.prodinra.inra.fr/prodinra/pinra/data/2010/06/PROD2010fcfff44_20100629112439265.pdf [Consulté le 25/03/2012]

- Ropars-Collet C., Mahé L.P., Le Goffe P. et Milon A., 2005. *Management strategies for an invasive species: the importance of stock externalities*. European Association of Environmental and Resource Economists 14th Annual Conference: Bremen, Germany. 23-26 June 2005.
- Royer J.F., Cariolle D., Chauvin F., Déqué M., Douville H., Hu R.M., Planton S., Rascol A., Ricard J.L., Salas y Melia D., Sevault F., Simon P., Somot S., Tyteca S., Terray L. et Valcke S., 2002. *Simulation des changements climatiques au cours du XXIe siècle incluant l'ozone stratosphérique*. Geoscience. Vol. 334, pp.147–154
- Rozan A et Stenger A., 2000. *Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices*. Économie et Statistique. N° 336, pp. 69-78
- Ruaux B., 2008. *Les plantes envahissantes des corridors fluviaux : traits biologiques, impacts de *Ludwigia peploides* et *L. grandiflora* en Loire moyenne et implications pour la gestion*. Tours : Université François-Rabelais, Thèse de doctorat.
- Ruaux B., Greulich S., Haury J. et Berton J.P., 2009. *Sexual reproduction of two alien invasive *Ludwigia* (*Onagraceae*) on the middle Loire River, France*. Aquatic Botany. Vol. 90, N° 2, pp. 143–148
- Rudloff M.A., 1993. *Evaluation des valeurs non marchandes dans les zones humides*. Anuari de la Societat Catalana d'Economia. N°10, pp. 103-111
- Rulleau B., Dehez J., Point P., Ami D. et Chanel O., 2009. *Approche multidimensionnelle de la valeur économique des loisirs de nature, suivi d'un commentaire de Dominique Ami et Olivier Chanel*. Economie et statistique. N°421, pp. 29-51
- Salanié J., Surry Y., et Le Goffe P., 2006. *La valeur récréative de la pêche au saumon : mesure par la méthode des coûts de déplacements*. 23ème Journées de Microéconomie Appliquée, 1-2 juin 2006, Université de Nantes.
- Samuelson P.A., 1954. *The pure theory of public expenditure*. Review of Economics and Statistics. Vol.36, N°4, pp. 387-389
- Saphores J.D.M. et Shogren J.F., 2005. *Managing exotic pests under uncertainty: optimal control actions and bioeconomic investigations*. Ecological Economics. Vol. 52, N°3, pp. 327–339
- Scherrer S., 2006. *Evaluation économique des aménités récréatives d'une zone humide littorale : le cas de l'estuaire de l'Orne*. Document de travail D4E. Disponible en ligne

sur http://economie.eaufrance.fr/base_dommages/etu/etude_65_1156942265.pdf
[Consulté le 01/06/2012]

Schneider G., 2001. *Le curage des sédiments des cours d'eau*. Le courrier de l'environnement de l'Inra. Disponible en ligne sur <http://www.inra.fr/dpenv/curage.htm#2> [Consulté le 05/04/2012]

Settle C. et Shogren J.F., 2002. *Modeling native-exotic species within Yellowstone Lake*. American Journal of Agricultural Economics. Vol. 84, N°5, pp. 1323–1328

Sforza R. et Sheppard A.W., 2005. *La lutte biologique contre les plantes envahissantes méditerranéennes : comment gagner du temps? Plantes envahissantes dans les régions méditerranéennes du monde*. Actes de l'atelier de travail international : Mèze, France, 25-27 mai 2005. pp. 209-215

Sheppard A.W., Shaw R.H. et Sforza R., 2006. *Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption*. Weed Research. Vol. 46, pp. 93–117

Simpson R.D., 2008. *Preventing Biological Invasions: Doing Something vs. Doing Nothing*. NCEE Working Paper Series. Disponible en ligne sur [http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eed.nsf/be6bc67216ab9f5d85256e46007b104d/2abb8782b2e7cd1e85257505005bfde4/\\$FILE/2008-11.pdf](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eed.nsf/be6bc67216ab9f5d85256e46007b104d/2abb8782b2e7cd1e85257505005bfde4/$FILE/2008-11.pdf) [Consulté le 11/03/2012]

Singh K., Adams R., Ramamurthy G., 1984. *Economic Returns and Incentives of Lakes Rehabilitation: Illinois Case Studies*. Proceedings of the Third Annual Conference of the North American Lake Management Society, US Environmental Protection Agency. pp. 405- 411

Site Interrégional du Marais Poitevin. *Les adhérents du Parc*. Disponible en ligne sur <http://www.parc-marais-poitevin.fr/index.php/La-presentation-du-Syndicat-mixte/Qu-est-ce-que-le-Syndicat-mixte-du-Parc-interregional-du-Marais-poitevin/Les-adherents-du-Parc> [Consulté le 15/05/2012]

Smida I., Le Petit J. et Charpy-Roubaud C., 2010a. *Ecologie et perspectives de restauration et de valorisation d'écosystèmes envahis par des Ludwigia sp. : Etat de l'Art*. Proceedings 7th European Conference on Ecological Restoration. Avignon, France, 23-27/08/2010

Smida I., Lesser J.C., Le Petit J., Audran G., Giffard I. et Charpy-Roubaud C., 2010b. *Etude de l'impact de Ludwigia grandiflora sur les micro-organismes en vue de la restauration d'écosystèmes et de la valorisation de la biomasse végétale*. Proceedings 7th European Conference on Ecological Restoration. Avignon, France, 23-27/08/2010

- Thuiller, W. ; Lafourcade, B. ; Engler, R. et Araújo, M. B., 2009. *BIOMOD : a platform for ensemble forecasting of species distributions*. *Ecography*. Vol.32, pp. 369-373
- Timar L. et Phaneuf D.J., 2009. *Modeling the human-induced spread of an aquatic invasive: The case of the zebra mussel*. *Ecological Economics*. Vol. 68, pp. 3060–3071
- Tournade F. et Bouzillé J.F., 1995. *Déterminisme pédologique de la diversité végétale d'écosystèmes prairiaux du Marais Poitevin. Application à la définition d'une gestion agro-environnementale*. *Etude et gestion des Sols*. Vol. 2, N° 1, pp. 57-72
- Turpie J. et Joubert A., 2001. *Estimating potential impacts of a change in river quality on the tourism value of Kruger National Park: An application of travel cost, contingent and conjoint valuation methods*. *Water SA*. Vol. 27, N° 3, pp. 387-398
- Uddin M.E., Islam A.M.T., Chowdhury M.A.U., Rahman M.K., Islam M.S. et Islam M.R., 2012. *Sedative and analgesic activities of Ludwigia repens*. *Phytopharmacology*. Vol. 2, N°2, pp. 202-211
- Union des Marais de Charente-Maritime (UNIMA), 2003. *Protocole d'entretien ou de restauration du réseau hydraulique et de ses ouvrages annexes en marais doux*. Intégration au Document d'Objectif du site Natura 2000 du Marais Poitevin.
- Van Wilgen B.W. et De Lange W.J., 2011. *The costs and benefits of biological control of invasive alien plants in South Africa*. *African Entomology*. Vol. 19, N°2, pp. 504–514
- Vauthey, M., Jeanmonod D. et Charlier P., 2003. *La Jussie - Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet - une nouvelle espèce pour la Suisse et un nouvel envahisseur*. *Saussurea*, 33, pp. 109 - 117
- Vilà M., Basnou C., Pysvek P., Josefsson M., Genovesi P., Gollasch S., Nentwig W., Olenin S., Roques A., Roy D., Hulme P.E., et DAISIE partners, 2010. *How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment*. *Frontiers in Ecology Environment*. Vol. 8, N°3, pp. 135–144
- Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y. et Paulin L., 1995. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. Rapport final. Commande DE 30/93. Disponible en ligne sur http://m.irstea.fr/sites/default/files/ckfinder/userfiles/files/7Impacts_ecologiques_chenalisation.pdf [Consulté le 04/04/2012]
- Westphal M. I., Browne M., MacKinnon K. et Noble I., 2008. *The link between international trade and the global distribution of invasive alien species*. *Biological Invasions*. Vol. 10, N° 4, pp. 391-398

- Williams F., Eschen R., Harris A., Djeddour D., Pratt C., Shaw R.S., Varia S., Lamontagne-Godwin J., Thomas S.E. et Murphy S.T., 2010. *The Economic Cost of Invasive Non-Native Species on Great Britain*. Disponible en ligne sur <http://www.cabi.org/isc/FullTextPDF/2012/20123122024.pdf> [Consulté le 01/06/2012]
- Williamson M., 1996. *Biological Invasions*. Londres : Chapman et Hall.
- Wilman E.A., 1996. *Pests: Sustained Harvest versus Eradication*. *Journal of Environmental Management*. Vol. 46, pp. 139–147
- Wit M.P., Crookes D.J. et van Wilgen B.W., 2001. *Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion*. *Biological Invasions*. Vol. 3, pp. 167–178
- Wittenberg R. et Cock M.J.W., 2001. *Invasive alien species : a toolkit of best prevention and management practices*. CAB International, Wallingford, UK.
- Wonham M.J. et Lewis M.A., 2009. *Modeling marine invasions: current and future approaches*. *Ecological Studies*. Vol. 204, N°2, pp. 71-105
- Yokomizo H., Possingham H.P., Thomas M.B. et Buckley Y.M., 2009. *Managing the impact of invasive species: the value of knowing the density–impact curve*. *Ecological Applications*. Vol. 19, N°2, pp. 376–386
- Zhao F., Xi S., Yang X., Yang W., Li J., Gu B. et He Z., 2012. *Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems*. *Ecological Engineering*. Vol. 40, pp. 53–60
- Zivin J., Hueth B.M., Zilberman D., 2000. *Managing a Multiple-Use Resource: The Case of Feral Pig Management in California Rangeland*. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 39, pp. 189-204

Table des figures, tableaux et graphiques

Figures

Figure 1 : Décomposition de la Valeur Economique Totale.....	p.9
Figure 2 : Les différentes méthodes d'évaluation de la Valeur Economique Totale.....	p.9
Figure 3 : Exemple de sites à fort recouvrement de Jussie et impacts associés.....	p.23
Figure 4 : Typologie de la zone humide du Marais Poitevin.....	p.35
Figure 5 : Présence de la Jussie dans le Marais Poitevin.....	p.38
Figure 6 : Exemple d'une portion du réseau primaire navigable recouvert à plus de 60% par la Jussie.....	p.39
Figure 7 : Les zones de prélèvement de l'eau potable : pas d'influence de la Jussie.....	p.40
Figure 8 : Les usines de traitement des eaux usées dans le Marais Poitevin : influence possible de la Jussie.....	p.40
Figure 9 : Exemple d'un arrachage manuel de la Jussie et des étapes consécutives.....	p.42

Tableaux

Tableau 1 : Impacts marchands et non marchands de la Jussie.....	p.23
Tableau 2 : Indicateurs de mesure des impacts de la Jussie.....	p.25
Tableau 3 : Méthodes d'évaluation monétaire des impacts non marchands de la Jussie.....	p.26
Tableau 4 : Matrice des fonctions de croissance et de dispersion en fonction des types de milieux aquatiques.....	p.33
Tableau 5 : Impacts marchands et non marchands de la Jussie : cas du Marais Poitevin.....	p.38
Tableau 6 : Dépenses touristiques sur le Marais Poitevin.....	p.57

Tableau 7 : Coûts de dépollution des nitrates.....	p.58
Tableau 8 : Données de coûts de contrôle sur le site de la zone humide du Marais Poitevin utilisées.....	p.61

Graphiques

Graphique 1 : Courbe de croissance interannuelle de la Jussie dans le Marais Poitevin.....	p.56
Graphique 2 : Dommages de la Jussie sur l'activité touristique du Marais Poitevin et sur la navigabilité des cours d'eau.....	p.57
Graphique 3 : Dommages de la Jussie sur la qualité de l'eau : surcoûts de dépollution.....	p.58
Graphique 4 : Dommages de la Jussie sur l'envasement.....	p.59
Graphique 5 : Dommages de la Jussie sur la valeur esthétique.....	p.59
Graphique 6 : Dommages de la Jussie sur les aménités récréatives.....	p.60
Graphique 7 : Dommages de la Jussie sur la biodiversité.....	p.60
Graphique 8 : Dommages de la Jussie sur la pêche récréative.....	p.61
Graphique 9 : Dommages de la Jussie sur la chasse récréative.....	p.61
Graphique 10 : Courbes des dommages totaux et marginaux de la Jussie (hors pêche récréative).....	p.62
Graphique 11 : Courbes des coûts de contrôle totaux et marginaux de la Jussie à l'équilibre.....	p.63
Graphique 12 : Impact de la fonction de croissance sur les courbes des coûts de contrôle totaux de la Jussie à l'équilibre.....	p.64

Annexe 1 : Note sur la gestion des milieux aquatiques et les bonnes pratiques agricoles

Table des matières

Introduction	XXXI
I. Depuis les débuts des années 70, nombre de mesures censées promouvoir les « bonnes » pratiques agricoles ont été adoptées et mises en place, se révélant inégalement efficaces... ..	XXXI
I.1. De l'intérêt d'une politique de l'eau et du rôle des agriculteurs dans le maintien de la qualité de l'eau	XXXI
I.2. La politique de l'eau en France et les agriculteurs : une efficacité toute relative	XXXIV
II. ... en raison d'un manque de contrôle, et d'un jeu politique qui ne semble pas être en faveur de la qualité de l'environnement	XXXVII
II.1. Des mesures à la fois incitatives et coercitives mais parfois trop complexes... ..	XXXVII
II.2. ... et dont l'efficacité est réduite par leur surnombre et le manque de contrôle	XXXVIII
II.3. L'importance des réseaux, de l'information et de la communication sous-estimée, à la fois au sein de la communauté agricole et entre celle-ci et la société.....	XL
Conclusion	XLI
REFERENCES	XLIII

Introduction

La rédaction de cette note bibliographique est faite dans l'optique d'un séminaire portant sur la préservation de la qualité de l'eau à travers les bonnes pratiques agricoles : il s'agit ici d'aborder succinctement des points susceptibles d'y être abordés. Les bonnes pratiques agricoles discutées sont celles relatives à l'utilisation des engrais et des pesticides, ce dans le contexte des grandes cultures, de l'élevage et de l'horticulture.

Nous comprenons ici le terme de « bonnes pratiques agricoles » ainsi que le suggère la définition officielle française, c'est-à-dire comme étant les « pratiques de culture et d'élevage conformes à des règles qui permettent à la fois l'amélioration de la production agricole et la réduction des risques pour l'homme et pour l'environnement » (Legifrance, 13/05/2012).

Cette note propose d'aborder cette thématique en déterminant les raisons des échecs ou succès pour le moins mitigés des politiques mises en place afin de modifier le comportement des agriculteurs afin qu'ils adoptent « de bonnes pratiques agricoles ». Le but de ces modifications de comportement est la préservation voire la restauration de la qualité des eaux de surface et souterraines. Dans une première partie, nous proposons de rappeler l'importance du rôle des agriculteurs dans la préservation de la qualité de l'eau, et présentons les mesures qui ont été mises en place afin de les contraindre ou de les inciter à remplir ce rôle, avec des succès divers. Dans une deuxième partie, nous nous attardons sur les raisons des échecs des mesures mises en place par l'Etat et l'Union Européenne.

I. Depuis les débuts des années 70, nombre de mesures censées promouvoir les « bonnes » pratiques agricoles ont été adoptées et mises en place, se révélant inégalement efficaces...

I.1. De l'intérêt d'une politique de l'eau et du rôle des agriculteurs dans le maintien de la qualité de l'eau

La problématique de la qualité de l'eau revêt de multiples aspects d'ordre public, ce qui justifie la mise en place d'une politique de l'eau.

En premier lieu, l'eau peut être considérée comme étant un bien commun public (Petrella, 2004) en ce qu'elle est nécessaire à chacun, indépendamment du lieu, de la situation

ou de la forme de vie considérée ; et en ce qu'elle est utilisée collectivement par la société et que personne ne saurait être exclu de cet usage. En ce sens, la possibilité de s'approvisionner en une eau de qualité relève de la responsabilité de l'Etat, ce qui justifie que des politiques soient mises en place à ce propos (Sterner, 2003 ; Petrella, 2004). Toutefois, Petrella (2004) nuance la force et l'autorité des pouvoirs publics français sur la gestion de l'eau, dans la mesure où la distribution et le traitement de l'eau sont principalement gérés par trois groupes privés (Suez-Ondeo, Vivendi-Veolia, Saur-Bouygues). Le pouvoir politique se trouve davantage entre les mains de ces acteurs privés que dans celles des pouvoirs publics, qu'ils soient locaux ou nationaux. De fait, le système français de gestion de l'eau revêt la particularité d'associer les secteurs public et privé à travers des partenariats. Ainsi, au début des années 2000, les trois grandes sociétés susmentionnées représentaient 85% du marché de l'eau et 50% du marché de l'assainissement (Giblin, 2003). Cette intervention des agents privés dans la gestion de la qualité de l'eau rejoint la conception actuelle qui est faite du bien aquatique. Si au départ l'eau est considérée conceptuellement comme étant de fait un bien public, il est également admis que dès lors qu'elle est captée, pour quelque usage que ce soit (irrigation, eau minéralisée, eau de lavage), elle est privatisée et rentre dès lors dans une logique de marché. Ainsi, la propriété et la gestion de l'eau sont privatisés, mais le contrôle et la régulation des ressources hydriques restent publiques (Petrella, 2004).

Deuxièmement, la gestion de la qualité de l'eau est à la fois une question de santé publique et de qualité environnementale. La pollution de l'eau par des éléments plus ou moins toxiques affecte notamment les écosystèmes aquatiques ainsi que les points de captage en eau potable (Pujol et Dron, 1999 ; Katerji, 2002). Cette mauvaise qualité des eaux nécessite un assainissement, en particulier lorsque l'eau est destinée à la consommation humaine, ce qui suppose donc des coûts de traitement d'autant plus importants que la pollution est avancée (Paoli et Rieu, 1992). Avec les agglomérations et les industries, les activités agricoles jouent un rôle important dans la pollution des eaux (Katerji et al, 2002 ; Brun, 2003), et en particulier en ce qui concerne la pollution par les nitrates et les pesticides (Brun, 2003) : elles sont en effet considérées comme étant les principales responsables de l'augmentation des produits phytosanitaires dans les milieux aquatiques (Katerji et al, 2002). Il est estimé que l'agriculture est le premier poste émetteur de pollution azotée (65%) et le deuxième émetteur de phosphore (20%). Le quart des captages français ont une concentration de nitrates dépassant 40 mg/L, et les trois-quarts des ressources en eau bretonnes ont une quantité de phytosanitaires excédant

les 0,1 µg/L. L'importance de la pollution des eaux par les activités agricoles est plus particulièrement due aux pratiques agricoles intensives et concentrées (Pujol et Dron, 1999), et si les nitrates et le phosphore sont naturellement présents dans les eaux, les pratiques agricoles telles quelles sont menées depuis plusieurs décennies ont conduit à une accumulation excessive de ces éléments, de sorte que la qualité de l'eau s'en trouve généralement diminuée (Turpin et al, 1997).

Enfin, les ressources hydriques représentent un intérêt géopolitique (Giblin, 2003 ; Petrella, 2004) et géoéconomique (Galland, 2009) importants, et ce à diverses échelles – (inter)nationales et régionales (Grujard, 2003). En effet, c'est une ressource qui se raréfie tout en restant indispensable. La raréfaction de l'eau ne se comprend pas qu'en termes strictement quantitatifs (sécheresse, manque physique d'eau) : une baisse importante de la qualité de l'eau la rend impropre à l'utilisation et diminue les ressources utilisables (Galland, 2009).

Ainsi, la préservation ou la reconquête de la qualité de l'eau (de surface ou souterraine, libre ou stagnante) relève d'un intérêt environnemental, sanitaire, agricole, économique et stratégique de sorte qu'elle est l'objet de considérations politiques et réglementaires, tant au niveau national qu'europpéen. Et de fait, dès 1975, plus de 30 directives ou décisions ont été émises au niveau européen, concernant la pollution de l'eau douce et de l'eau de mer (Brun, 2009 ; Louis et Rousset, 2010). Ainsi que nous le rappellent Louis et Rousset (2010), en 2000, la directive cadre sur l'eau (DCE) réoriente la politique européenne de l'eau en fixant des objectifs à atteindre et en instaurant une obligation de résultats, ce qui impacte les politiques de l'eau nationales de même que les politiques agricoles. Dans le cadre de ces dernières, de nombreux instruments ont été mis en place, tant réglementaires qu'incitatifs, dont l'utilité réside en ce qu'ils sont supposés accompagner l'évolution des modes de production agricole (Louis et Rousset, 2010).

La politique de l'eau française est influencée par les politiques européennes de l'eau, et réciproquement. Cet enchevêtrement de niveaux législatifs rend la législation complexe et opaque (Brun, 2003). A cette multiplicité de textes et de niveaux de gestion s'ajoute la diversité des acteurs impliqués : en effet, les agriculteurs ne sont pas les seuls protagonistes de la gestion de la qualité de l'eau (Vandenberghe, 2010). Les dommages s'étendant à plusieurs domaines, et de fait, généralement, quatre ministères sont conjointement en charge de la gestion et du contrôle de l'eau : les ministères de l'Agriculture, de l'Equipement, de la Santé

et de l'Environnement (Giblin, 2003). Mais si la politique de l'eau française a de bons résultats sur les domaines de l'alimentation et de la distribution de l'eau potable, de l'assainissement des collectivités, et de la restauration des milieux naturels dégradés, le domaine agricole ne semble toutefois que peu appliquer la politique de l'eau (Brun, 2003).

I.2. La politique de l'eau en France et les agriculteurs : une efficacité toute relative

L'agriculture et les agriculteurs se trouvent au cœur de la problématique de la qualité de l'eau et leurs pratiques culturales sont une des causes majeures de la pollution des eaux. Il est intéressant de mentionner que bien qu'ici nous ne nous intéressions qu'au cas de la pollution des systèmes hydrauliques, les activités agricoles sont également sources de pollution pour le sol (Turpin et al, 1997) et l'atmosphère (Katerji et al, 2002). Mais de par leur situation-même de pollueurs, les agriculteurs et leurs activités sont également le remède à cette pollution excessive des eaux par les phytosanitaires et les engrais. Pour tenter de maîtriser et de réduire les pollutions agricoles, il convient d'en déterminer dans un premier temps l'origine.

Les activités agricoles peuvent être à la fois sources de pollutions ponctuelles et diffuses. Les pollutions d'origine ponctuelle sont celles dont la source est facilement identifiable : bâtiments d'élevage par exemple. *A contrario*, les pollutions d'origine diffuse sont celles dont il est plus difficile de déterminer la source : il s'agira par exemple du ruissellement des substances appliquées sur les cultures. Il est plus facile de maîtriser les pollutions d'origine ponctuelle, puisque la source est déterminable et la pollution engendrée quantifiable, ce qui n'est pas le cas pour les pollutions d'origine diffuse qui sont donc plus délicates à gérer (Turpin et al, 1997). Les pollutions diffuses provoquées par l'agriculture sont fonction des pratiques culturales adoptées : densité de l'élevage, choix des cultures, gestion de l'espace. Les pratiques culturales dépendent elles-mêmes des objectifs de l'agriculteur, de la nature de ses terres, du climat, de la géographie et du contexte hydrologique. Ce sont autant de paramètres susceptibles de faciliter les pollutions diffuses (Turpin et al, 1997) et réciproquement. En effet, les pratiques culturales sont susceptibles de modifier l'équilibre des compartiments de nutriments du sol, et ce, particulièrement dans les zones sensibles que sont les bassins d'élevage ou de grandes cultures (Turpin et al, 1997).

Ainsi, au vu de la diversité des paramètres favorisant les pollutions diffuses, on ne saurait incriminer une culture ou un système de production en particulier dans la transmission

de substances polluantes dans l'eau. Toutefois, un certain nombre de pratiques sont susceptibles de favoriser ces pollutions, et agir sur ces pratiques diminuerait les pollutions occasionnées. Ce sont sur ces pratiques que portent de nombreux programmes qui ont été mis en place à différentes échelles (nationale, européenne) (Brun, 2003) afin de limiter les pollutions liées aux activités agricoles, et dont la diversité rend compte des multiples pratiques agricoles influant sur la bonne qualité des eaux. Parmi les pratiques impactant les pollutions azotées, on peut compter (Turpin et al, 1997): **(1)** l'incorporation des résidus de culture qui selon leur nature (riche en cellulose ou en azote) peuvent provoquer d'importants risques de pollution azotée ; **(2)** le retournement des prairies ; **(3)** la rotation des cultures, avec certaines successions qui favorisent les risques de pollution azotée (par exemple : maïs sur maïs) ; **(4)** une inter-culture longue et un sol laissé nu en période hivernale ; **(5)** apport d'engrais de synthèse : risque de transfert vers les eaux après l'application et surfertilisation (apports supérieurs à la consommation de la plante) ; **(6)** apport d'engrais organique : les effluents de porcs et de volaille peuvent apporter du phosphore en excès ; **(7)** travail du sol ; **(8)** l'implantation de cultures intermédiaires ; **(9)** techniques d'irrigation ou de drainage ; **(10)** les pratiques d'élevage qui conditionnent la nature des effluents (alimentation des animaux) ; **(11)** gestion des effluents.

Parmi les mesures ayant été mises en œuvre, on peut citer les programmes Ferti-Mieux, le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole dues aux élevages (PMPOA), les Plans de Développement Durable (PDD), les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) (Turpin et al, 1997 ; Katerji et al, 2002) et le contrat de rivière (Brun et Marette, 2003).

Ainsi que le rappellent Lascoumes et Le Bouhris (1996), « le droit n'est pas fait pour être appliqué, mais pour orienter les comportements ». Mais même dans cette optique, il semblerait bien que les pratiques agricoles ne changent guère, ou peu (Urbano et Vollet, 2005). Malgré le rôle important des agriculteurs, à la fois dans l'émission de substances polluantes (nitrates, phosphates et pesticides) et dans la diminution potentielle de ces mêmes substances, ceux-ci ne semblent guère enclins à participer activement aux mesures de gestion de ces pollutions (Katerji et al, 2002) et les différentes politiques de l'eau mises en œuvre semblent s'être généralement révélées peu effectives (Katerji et al, 2002 ; Brun, 2003).

Ainsi, les mesures mises en place, telles que les CTE et le PMPOA, sont considérées comme étant peu efficaces (Cochet et Devienne, 2002 ; Brun et Marette, 2003 ; Gervasoni, 2003). En effet, les agriculteurs semblent peu impliqués dans ces différentes mesures, avec des retards importants sur les objectifs à tenir et une prédominance des grosses exploitations sur les petites (Brun et Marette, 2003). Cette inefficacité est également due à l'importante juxtaposition des différentes mesures, à leur opacité, et aux rivalités politiques qui s'y greffent (Brun, 2006). D'autre part, de telles mesures sont conçues pour faire évoluer les pratiques agricoles de manière à ce qu'elles soient plus respectueuses de l'environnement. Or, il semblerait que leur usage soit détourné à l'avantage de la profession agricole, non pas pour compenser les hypothétiques pertes qu'impliquerait une baisse d'engrais ou de pesticides (soit un changement de pratiques agricoles), mais pour appuyer des investissements économiques sans réelles préoccupations environnementales (Cochet et Devienne, 2002 ; Gervasoni, 2003 ; Urbano et Vollet, 2005).

*

Ainsi, bien que les agriculteurs soient d'importants pollueurs des eaux de surface et souterraines (mais non pas les seuls) et qu'une modification durable et sensible de leurs pratiques pourraient diminuer ces pollutions et ainsi améliorer voire restaurer la qualité des eaux, les mesures entreprises par l'Etat ne semblent pas être efficaces. Quelques-unes de ces raisons, en particulier pour la qualité de l'eau, en sont le faible nombre d'adhésion (Dupraz et Pech, 2007) et le manque de contrôle (Cour des Comptes, 2002) qui affaiblit la portée des instruments proposés. Ce sont ces aspects que nous allons aborder dans la partie suivante, à travers la manière dont les politiques agencent les mesures incitatives, coercitives, individuelles ou collectives. Nous étudions donc les raisons de l'échec de la mise en œuvre, mais il est à noter que dans certains cas, les mesures en elles-mêmes sont inappropriées techniquement (Cour de Comptes, 2002).

II. ... en raison d'un manque de contrôle, et d'un jeu politique qui ne semble pas être en faveur de la qualité de l'environnement

II.1. Des mesures à la fois incitatives et coercitives mais parfois trop complexes...

En fait d'incitation, trois instruments existent : la subvention, la taxe et le permis d'émission (Guinde, 2005 ; Chiroleu-Assouline, 2007). Les subventions et les taxes peuvent toutes deux être observés dans les mesures et textes proposés par l'Union Européenne (Monpion, 2007), mais c'est la subvention qui est la plus largement retenue (Guinde, 2005).

Il semblerait que pour être efficaces, les mesures mises en place pour améliorer les pratiques agricoles devraient présenter un caractère à la fois réglementaire et incitatif (Urbano et Vollet, 2005 ; Le Goffe, 2008). En effet, des mesures purement incitatives ne sont pas efficaces lorsqu'elles ne sont pas appuyées par des aspects normatifs (Gervasoni, 2003). Dans la plupart des cas, par exemple pour le PMPOA, la mesure est facultative et incitative, mais s'assoit sur une base normative – elle est conçue pour que la norme soit appliquée (Cahart et al, 1999) introduisant ainsi des mesures coercitives (Gervasoni, 2003). Bien que basées sur le volontariat (e.g. CTE, CAD) ces mesures ont un volet réglementaire, avec des sanctions graduées selon qu'il s'agisse d'une fraude, d'une négligence grave, ou d'un non-respect des engagements, ce dernier point étant pour le moins évasivement décrit. Il est toutefois à noter qu'en général, ces mesures (FertiMieux, CTE, PMPOA) ont un caractère davantage incitatif que coercitif (Brun et Marette, 2003) : en effet, le contrôle des exploitations permettant d'appliquer cet aspect réglementaire étant loin d'être systématique (Cour des Comptes, 2002 ; Gervasoni, 2003 ; Dupraz et Pech, 2007).

L'équilibre entre les deux types d'instrument est délicat. En effet, l'aspect coercitif de certains contrats peut décourager les agriculteurs ; or le succès des mesures proposées est largement conditionné par le taux de participation des agriculteurs (Dupraz et Pech, 2007), d'où la nécessité d'avoir des mesures suffisamment attrayantes pour que les agriculteurs les adoptent en grand nombre. Or souvent, les coûts de transaction sont tels (jusqu'à 35% des paiements des MAE), que les agriculteurs, lorsqu'ils se soumettent à un contrat, le font pour les mesures les moins contraignantes et les moins ambitieuses, même si ce ne sont pas les mieux rémunérées (Dupraz et Pech, 2007). Il est à noter que les agriculteurs ne sont toutefois pas les seuls à supporter des coûts de transactions (voir Facchini, 2003). Les incitations

directes, par exemple pour les MAE, sont souvent insuffisantes. En effet, si les pertes de profit ou les surcoûts sont compensées, l'intérêt pour l'agriculteur d'adopter ces mesures n'est pas forcément clair, puisqu'il ne semble pas y avoir à première vue de gain (Dupraz et Pech, 2007).

D'un autre côté, lorsque l'aspect coercitif ou réglementaire d'une mesure est trop faible, cela peut également s'avérer contreproductif (Chiroleu-Assouline, 2008). Par exemple dans les MAE, le principe pollueur-payeur, s'il est mentionné, est accompagné de nombreuses exceptions, de sorte qu'il est presque occulté (Monpion, 2007). Dans le cas de la pollution azotée en Bretagne, le non-respect du principe pollueur-payeur est mentionné comme étant l'une des causes de l'échec des mesures mises en place (Cour des comptes, 2002).

De plus, certains contrats apparaissent très rigides aux agriculteurs, avec une compréhension malaisée des règles d'exécution, des contrôles et des pénalités associées, de sorte que les agriculteurs ne sont pas incités à souscrire à ces contrats, pourtant souvent les plus ambitieux en termes de changement des pratiques agricoles (Rousset et Louis, 2012).

II.2. ... et dont l'efficacité est réduite par leur surnombre et le manque de contrôle

La multiplicité des mesures proposées aux agriculteurs pour les inciter à modifier leurs pratiques agricoles et améliorer par là même la qualité des eaux souterraines et de surface, si elle offre le choix, parfois trop important, à l'agriculteur de choisir la mesure la mieux adaptée à sa situation, est également source d'incohérence et d'inefficacité (environnementale et économique) (Cour des Comptes, 2002). En effet, s'il est pertinent de tenir compte des disparités des terres exploitées, des productions et des cultures (Turpin et al, 2004 ; Dupraz et Pech, 2007 ; e.g. les CTE (Urbano et Vollet, 2005)), certaines mesures peuvent se contredire entre elles, ce, sur un même territoire (Cahart et al, 1999 ; Dupraz et Pech, 2007). Par exemple, il peut arriver dans certaines régions que des MAE promouvant un changement dans l'occupation des terres s'opposent à d'autres mesures subventionnant les cultures énergétiques (Dupraz et Pech, 2007).

Mais cette incohérence peut être également due à la double réglementation communautaire et nationale, et être source d'inefficacité. Ainsi, dans les années 1990, la juxtaposition de normes communautaires et nationales différentes, a amené une grande confusion qui n'a pas favorisé leur application, ni celle du PMPOA qui, censé faire appliquer

la norme, se trouvait dès lors sur des bases peu solides (Cahart et al, 1999 ; Cour des Comptes, 2002).

Le manque de contrôle observé est dommageable à la fois pour la mise en œuvre et l'application des mesures normatives (Bell et al, 2004 ; Chiroleu-Assouline, 2008) et des mesures incitatives (Dupraz et Pech, 2007). En effet, les contrôles sont jugés comme étant trop peu nombreux (Brun, 2003 ; Bell et al, 2004) et accordant trop de crédit aux déclarations administratives des agriculteurs (Dupraz et Pech, 2007). Cela diminue d'autant l'efficacité des mesures adoptées si l'on considère à l'instar de Chiroleu-Assouline (2008) que le pollueur, ici l'agriculteur, a une tendance rationnelle à la fraude qui lui permet de réduire ses coûts de dépollution. Ce phénomène est compensé par des contrôles fréquents et rigoureux (Chiroleu-Assouline, 2008), or nous avons vu précédemment que ceux-ci étaient difficiles à mettre en œuvre (Bell et al, 2004). Les contrôles sont un aspect de la politique de l'eau qu'il semble impératif d'améliorer, quelle que soit la mesure considérée si l'on souhaite que celle-ci soit efficace (Brun, 2003), au moins d'un point de vue environnemental (Chiroleu-Assouline, 2008) sans quoi le durcissement des normes est pour ainsi dire inutile.

De plus, les sanctions financières, basées sur le système pollueur-payeur sont difficiles et délicates à mettre en place dans le milieu agricole (Cour des Comptes, 2002 ; Brun, 2006), auquel il ne semble pas être possible de demander le même effort financier qu'aux autres secteurs également pollueurs (Brun, 2006). Cela est illustré par le PMPOA, dans lequel était prévue une application du principe pollueur-payeur qui n'a pas été suivie des faits, à cause notamment de lacunes dans le mode de contrôle (Cahart et al, 1999). Or la non-application de ce principe est l'une des raisons principales des résultats peu probants de la politique de l'eau menée en France (Le Goffe, 2008).

Ainsi, l'aspect coercitif que pourrait revêtir certaines mesures est insuffisant pour être vraiment dissuasif (Brun, 2003 ; Dupraz et Pech, 2007), ce qui est principalement dû à une stratégie politique d'évitement du conflit, exacerbée par les liens ténus existant entre le syndicalisme agricole et le ministère de l'Agriculture (Brun, 2006). On retrouve cette empreinte politique (en faveur des agriculteurs, ou de certains) dans la manière dont les mesures environnementales sont conçues et mises en place (Cour des Comptes, 2002 ; Facchini, 2003), parfois aux dépens de leur pertinence économique (Facchini, 2003) et de leur efficacité environnementale (Cour des Comptes, 2002).

II.3. L'importance des réseaux, de l'information et de la communication sous-estimée, à la fois au sein de la communauté agricole et entre celle-ci et la société

Bien qu'une large partie de la profession agricole considère que la société n'est qu'indirectement impactée par les différentes mesures adoptées ou non par les agriculteurs, et que de fait elle n'a pas à s'immiscer dans la mise en place des différentes mesures (Urbano et Vollet 2005), il semblerait que cet aspect soit négligé à tort. En effet, les attentes de la société ne sont pas prises en compte dans l'élaboration des différentes mesures (Duparç et Pech, 2007), ce qui participe certainement à l'incompréhension chronique qui existe entre la communauté agricole et le reste de la société. Ce, d'autant plus que c'est la société civile, par ses impôts, qui finance d'une certaine manière le droit à polluer des agriculteurs (Facchini, 2003 ; Guinde, 2005).

Il y a eu des tentatives de la part de l'Etat pour impliquer des structures qui ne soient pas exclusivement agricoles, mais le procédé n'a pas été facilité par la profession agricole (Cour des Comptes, 2002 ; Urbano et Vollet, 2005). Cette collaboration pourrait se révéler particulièrement pertinente lorsqu'il est question de la qualité de l'eau, or rare sont les Agences de l'eau à avoir participé à la mise en place des CTE par exemple (Urbano et Vollet, 2005). Pourtant, la gestion de l'eau est un sujet particulièrement sensible socialement, eu égard aux nombreux acteurs impliqués – quoique cela dépende également du contexte régional (Bosc et Doussan, 2009).

Les réseaux agricoles ont donc un important rôle à jouer dans la mise en place des différentes mesures agro-environnementales et autres contrats.

Par exemple, pour inciter les agriculteurs à adopter ces contrats et à modifier leurs pratiques, et au-delà de la nature des mesures proposées, le rôle des animateurs semblent important (Cour des Comptes, 2002 ; Cardona et al, 2012) en même temps qu'il nous renseigne sur les motivations pouvant pousser les agriculteurs à adopter de bonnes pratiques agricoles. Des animateurs (issus de la chambre d'agriculture) adoptent un argumentaire basé sur une menace réglementaire extérieure aux contrats, pouvant venir d'un décret préfectoral par exemple. Et en effet, un certain nombre d'agriculteurs adopte les mesures proposées par l'Etat en prévision de l'arrivée de nouvelles normes (Urbano et Vollet, 2005). Mais l'on peut

trouver également des arguments économiques incitatifs indirects, en mettant en évidence le gain économique occasionné par la baisse d'utilisation d'intrants (Cardona et al, 2012).

Cependant lorsqu'un trop grand poids est accordé à un groupe d'acteurs, cela peut également déséquilibrer les effets escomptés de la mesure proposée aux agriculteurs (Cour des Comptes, 2002). Nous pensons notamment au rôle important donné aux coopératives de la Meuse dans l'élaboration des CTE (voir Cohet et Devienne, 2002), ce qui a dénaturé ses objectifs de redistribution des revenus, de valorisation des territoires et de diversifications des activités (Cohet et Devienne, 2002 ; Urbano et Vollet, 2005).

Dans certains cas toutefois, l'implication de toute la filière dans l'application des normes ou des programmes incitatifs peut s'avérer souhaitable (Cour des Comptes, 2002 ; voir Montginoul, 2011), voire nécessaire, surtout dans le cas de filières très intégrées, où les agriculteurs ne sont que l'un des derniers maillons (Cour des Comptes, 2002), soumis donc aux pressions amont. Par exemple, dans le cas des pollutions azotées en Bretagne, la Cour des Comptes (2002) impute une partie de l'échec des politiques engagées au manque de participation de toute la filière.

De plus, un raisonnement collectif de la part des agriculteurs ne peut qu'être positif en termes d'efficacité, d'autant plus si les mesures impliquent une obligation de moyens et non de résultat (Urbano et Vollet, 2005). Cela est d'autant plus vrai en ce qui concerne la gestion de l'eau, où la qualité des eaux en aval dépend de l'amont. Si les mesures telles qu'elles sont proposées en France, sont adoptées individuellement par les agriculteurs, certaines régions ont pris l'initiative d'inciter leurs agriculteurs à se soumettre en groupe à une même MAE (Urbano et Vollet, 2005).

Conclusion

Si le rôle de l'agriculture dans la pollution des eaux de surface et souterraines est bien connu, les politiques et les mesures mises en place pour changer les pratiques agricoles de sorte à améliorer la qualité des eaux sont généralement peu ou pas efficaces. Cela est observé pour des mesures qui se sont succédées dans le temps dont les travers ne semblent pas avoir été corrigés. Parmi ceux-ci, nous pouvons citer le manque de contrôle et des incitations jugées

faibles (donc peu attractives pour les agriculteurs). Mais ce qui ressort également dans la littérature évoquée, c'est l'importance de l'implication des diverses parties prenantes dans la conception et la mise en œuvre des instruments de la politique de l'eau. L'aspect collectif des mesures environnementales serait particulièrement intéressant à discuter dans ses divers aspects, et cela pourrait être un thème particulièrement intéressant à aborder lors du séminaire sur les bonnes pratiques agricoles : en effet, s'il est nécessaire de s'interroger sur les bonnes pratiques agricoles à mener en elles-mêmes, il est également indispensable de réussir à les faire adopter.

REFERENCES

- Bell F., Drouet d'Aubigny G., Lacroix A. et Mollard A., 2004. *Efficacité et limites d'une taxe sur les engrais azotés : éléments d'analyse à partir de seize pays européens*. Economie et prévision. Vol. 5, N° 166, pp. 99-113
- Bosc C. et Doussan I., 2009. *La gestion contractuelle de l'eau avec les agriculteurs est-elle durable ? Approche politique et juridique*. Économie rurale. Vol. 1, N° 309, pp. 65-80
- Brun A., 2003. *Aménagement et gestion des eaux en France : l'échec de la politique de l'eau face aux intérêts du monde agricole*. Vertigo. Vol. 4, N° 3. Disponible en ligne sur <http://vertigo.revues.org/3779> [Consulté le 02/07/2012]
- Brun A. et Marette S., 2003. *Le bilan d'un contrat de rivière: le cas de la Reysouze*. Économie rurale. Vol. 275, N° 275, pp. 30-50
- Brun A., 2006. *La politique de l'eau en France (1964-2004). Un bilan discutable*. Dans *Politiques de l'eau*. Brun A. et Lasserre F. (dir.), 2006. Québec : Presses de l'Université du Québec.
- Brun A., 2009. *Gestion de l'eau en France*. Économie rurale. Vol.1, N°309, p. 4-8
- Cahart P., Burgard L.R., Joly A., Rogeau C., Benetière J.J., Gravaud A., Le Bail P. et Vogler J.P., 1999. *Rapport d'évaluation sur la gestion et le bilan du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole*. Tome I : Rapport de Synthèse.
- Cardona A., Lamine C., et Hochereau F., 2012. *Mobilisations et animations autour des réductions d'intrants : stratégies d'intéressement des agriculteurs dans trois territoires franciliens*. Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement. Vol. 93, N°1, pp. 49-70
- Chiroleu-Assouline M., 2007. *Efficacité comparée des instruments de régulation environnementale*. Notes de synthèse du SESP (Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du développement durable et de l'Aménagement du territoire. Vol. 2, N°167, pp. 7-17
- Cochet H., Devienne S., 2002. *La mise en place des contrats d'exploitation dans la Meuse*. Le Courrier de l'environnement de l'INRA. N° 47, pp. 27-41
- Cour des Comptes, 2002. *Rapport public particulier sur la préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricole : Le cas de la Bretagne*. Synthèse. Disponible en ligne sur http://brest-ouvert.net/IMG/04-02_rapportcourdescompteseaubretagne.pdf [Consulté le 30/08/2012]

- Dupraz P. et Pech M., 2007. *Effets des mesures agri-environnementales*. Recherches en économie et sociologie rurales. N° 2-3. Disponible en ligne sur <http://www.inra.fr/sae2/publications/iss/pdf/iss07-2Dup.pdf> [Consulté le 21/08/2012]
- Facchini F., 2003. *La contractualisation des aides en agriculture à qui doit-on donner les droits ?* Économie rurale. Vol. 273, N° 273-274, pp. 243-250
- Galland F., 2009. *L'importance stratégique de l'eau*. Géoéconomie. N° 50, pp. 101-110
- Gervasoni V., 2003. *Les outils de la PAC (CTE, CAD, MAE), portée et limites. Gestion conventionnelle des espaces naturels : bail rural-bail nature ?* Journée d'étude et d'échange organisée par la SFDE, Strasbourg, le 22 mai 2003.
- Giblin B., 2003. *L'eau : une question géopolitique, en France aussi*. Hérodote. N°110, p. 9-28
- Grujard E., 2003. *La gestion de l'eau à l'épreuve des territoires*. Hérodote. N°110, pp. 47-69
- Guinde L., 2005. *Analyse des impacts économiques et environnementaux des évolutions des itinéraires techniques dans des exploitations de grandes cultures*. Diplôme d'études approfondies : Paris X – ENGREF – EHESS – INAPG – X – ENPC Ecole doctorale EMPO. Disponible en ligne sur http://www.grignon.inra.fr/economie-publique/publi/DEA_L_Guinde.pdf [Consulté le 21/08/2012]
- Katerji N., Bruckler L. et Debaeke P., 2002. *L'eau, l'agriculture et l'environnement. Analyse introductive à une réflexion sur la contribution de la recherche agronomique*. Courrier de l'environnement de l'INRA. N°46, pp. 39-50
- Lascoumes P. et Le Bouhris J.P., 1996. *Des « passe-droits » aux passes du droit. La mise en œuvre socio-juridique de l'action publique*. Droit et Société. N° 32, pp. 51-73
- Le Goffe P., 2008. *La politique de l'eau : approche économique et application à la pollution des élevages*. INRA Production Animale. Vol. 21, N°5, pp. 419-426
- Louis M. et Rousset S., 2010. *Coûts de transaction et adoption des contrats agroenvironnementaux : le cas des MAE Territorialisées à enjeu « eau » en Poitou-Charentes*. Proposition de communication - Colloque SFER « La réduction des pesticides agricoles, enjeux, modalités et conséquences » Février 2010, Lyon, France.
- Montginoul M., 2011. *Des accords entre parties prenantes pour gérer l'impact des prélèvements agricoles individuels dans les nappes phréatiques ? Les enseignements de trois cas de gestion des pollutions diffuses*. Cahiers Agricultures. Vol. 20, N° 1-2, pp. 130-135
- Monpion A., 2007. *Le principe pollueur payeur et l'activité agricole dans l'union européenne*. Thèse pour l'obtention du grade de Docteur en droit de l'Université de

Limoges : Faculté de droit et des sciences économiques de Limoges. Disponible en ligne sur <http://epublications.unilim.fr/theses/2007/monpion-anne/monpion-anne.pdf> [Consulté le 21/08/2012]

- Paoli D. et Rieu T., 1992. *La situation de l'eau en France*. Economie et statistique. N°258-259, pp. 95-104
- Petrella R., 2003. *L'eau, bien commun public: alternatives à la pétrolisation de l'eau*. La Tour d'Aigues : Editions de l'Aube. 58 p.
- Pujol J.L. et Dron D., 1999. *Agriculture, monde rural et environnement : qualité oblige*. Courrier de l'environnement de l'INRA. N°37, pp. 52-56
- Rousset S. et Louis M., 2012. *Coûts de transaction et adoption des MAE territorialisées à enjeu eau*. Revue d'Économie Régionale & Urbaine. N° 1/2012 (février), pp. 65-89
- Sterner T., 2003. *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*. Washington : Resources for the Future. 503 p.
- Turpin N., Vernier F., Joncour F., 1997. *Transferts de nutriments des sols vers les eaux - Influence des pratiques agricoles - Synthèse bibliographique*. Ingénieries - E A T. N° 11, pp. 3-16
- Turpin N., Bontemps P. Rotillon G., 2004. *Lutte contre la pollution diffuse sur un bassin d'élevage: comparaison d'instruments de régulation en présence d'asymétrie d'information* Cahiers d'économie et sociologie rurales. N° 72, pp. 5-31
- Urbano G. et Vollet D., 2005. *L'évaluation du Contrat Territorial d'Exploitation (CTE)*. Notes et études économiques. N°22, pp. 65-110
- Vandenbergh C., 2010. *Mise en relation de l'évolution de l'agriculture et de la qualité de l'eau entre 1950 et 2000*. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement. Vol. 14 N°1, pp. 9-16

Annexe 2 : Les études de transfert utilisées

Impacts évalués	Méthodes d'évaluation	Références utilisées pour le transfert de bénéfice	Contexte de l'étude et méthode utilisée	Valeur du CAP	CAP transféré
Valeur esthétique	CAP / méthode d'évaluation contingente	Corrigan et al (2009)	<p>Evaluation de la valeur esthétique d'un lac (Clear Lake, Iowa) eutrophique, alimenté par une source d'eau froide, et de faible profondeur. C'est un lac de 1470 ha à potentiel touristique dont l'on souhaite améliorer la qualité. La mauvaise qualité du lac empêche la pratique de certaines activités récréatives.</p> <p>Un programme d'amélioration sur 5 ans est proposé. Il est axé sur les critères suivant : clarté, couleur et odeur de l'eau, fréquence de blooms d'algues, qualité bactériologique, abondance des poissons</p> <p>(évaluation contingente, technique du référendum)</p>	<p>CAP maximum moyen sur cinq ans par personne = 512 USD (2000)</p> <p>CAP maximum moyen par an par personne = 102,4 USD (2000)</p>	<p>CAP maximum moyen sur cinq ans par personne = 512,99 euros (2009)</p> <p>CAP maximum moyen par an par personne = 110,798 euros (2009)</p>
Valeur récréative (promenade, observation, activités)	Coûts de déplacements (<i>Cesar et van Beukering, 2004 ; Pearce et al, 2006</i>)	Scherrer (2006)	<p>Evaluation économique des aménités récréatives d'une zone humide littorale : le cas de l'estuaire de l'Orne</p> <p>(méthode des coûts de déplacements)</p>	<p>Enquête téléphonique : 41-48 euros (2003) /visite</p> <p>Enquête sur place : 235-242 euros (2003) /visite</p>	CAP maximum par visite = 258 - 265 euros (2009)

<p>nautiques hors batellerie)</p>		<p>Turpie et Joubert (2001)</p>	<p>Estimation des impacts potentiels d'un changement de qualité de la rivière sur la valeur touristique du Parc National de Kruger (Afrique du Sud). Les paramètres retenus de qualité de la rivière sont (1) le nombre de crocodiles et de rhinocéros (2) le nombre d'oiseaux d'intérêt particulier (3) l'esthétique de la rivière (4) le nombre et type d'arbres le long des rives Le statu quo = état actuel et dépenses touristiques actuelles (= valeur du voyage) Meilleur scénario = + 24% valeur du voyage Pire scénario = - 29% valeur du voyage (utilisation de plusieurs techniques / coûts de déplacement, évaluation contingente)</p>	<p>On peut considérer que la valeur de Scherrer (2006) correspond à un statu quo, transféré dans une situation de statu quo dans le marais poitevin (état de colonisation actuel) Pire scénario = 100% de colonisation = - 29% valeur du voyage, dans la mesure où les activités récréatives concernées sont davantage la promenade et l'observation</p>	
<p>Valeur de la biodiversité</p>	<p>Somme des budgets de recherche alloués à la zone considérée + Valeur de non-usage, calculée à avec le</p>	<p>Binet et al (2009) Katosky et Marical (2011)</p>	<p>Evaluation à mi-parcours de la mise en œuvre du plan d'action gouvernemental pour le Marais poitevin 2003-2012 Budget alloué à l'espace naturel/biodiversité Evaluation de la valeur accordée à la biodiversité des marais du Cotentin et du</p>	<p>3,81 millions d'euros attribués à l'acquisition de connaissances sur une période de 10 ans 9 euros / personne / an</p>	<p>381 000 euros par an CAP maximal par personne et par an = 9 euros (2009)</p>

	CAP des résidents et des visiteurs / évaluation contingente (voir Cesar et van Beukering, 2004)		Bessin (Parc Naturel Régional) Passage d'un scénario de catastrophe naturelle à une restauration partielle ou complète (méthode d'évaluation contingente)		
Valeur de la pêche récréative	CAP / méthode d'évaluation contingente (Johnson et al, 2006) ou méthode des coûts de déplacement	Bonnieux et al (2002) Milon et Welsh (1989)	Valorisation économique des usages de l'eau sur le Lignon du Velay (affluent de la Loire) CAP/pêche récréative dans le contexte d'une amélioration du débit et de la diminution du nombre d'algue (méthode des coûts de déplacement) Donne une estimation de la couverture d' <i>Hydrilla verticillata</i> optimale d'un lac pour la pêche (ressenti pêcheur) 15-20% de recouvrement du lac CAP / Evaluation contingente → combien les pêcheurs sont-ils prêts à payer pour un contrôle d' <i>Hydrilla</i> pour différents niveaux de gestion dans un lac	Non pêcheurs : 94 F de surplus par visite Pêcheurs : 164 F de surplus par visite CAP total pour le plan C (35%) : 7,27 USD (1987) par pêcheur par an CAP total pour le plan B (15-20%) : 16,87USD (1987) par pêcheur par an CAP total pour le plan A (1%) : 24,85USD (1987) par pêcheur par an	CAP marginal = 28,76 euros par pêcheur par visite (2009) - Bonnieux et al (2002) ou CAP total (35%) = 11,92 euros par pêcheur par an CAP total (15-20%) = 27,67 euros par pêcheur par an CAP total (1%) = 40,76 euros par pêcheur par an

Valeur de la chasse récréative	CAP / méthode d'évaluation contingente ou méthode des coûts de déplacement	Cooper et Loomis (1991)	Vallée de San Joaquin (Californie) CAP/chasse au gibier d'eau dans un contexte d'amélioration de la qualité de l'eau (méthode des coûts de déplacement)	CAP marginal = 55.41 USD par jour de chasse (1987/88)	CAP marginal = 90,87 euros par jour de chasse
---------------------------------------	--	-------------------------	--	---	---