



HAL
open science

**Analyse économique du contrôle d'une invasion
biologique. Modélisation théorique et application à la
pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de
Saint-Brieuc envahie par la crépidule**

Marjolaine Frésard

► **To cite this version:**

Marjolaine Frésard. Analyse économique du contrôle d'une invasion biologique. Modélisation théorique et application à la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule. Economies et finances. Université de Bretagne occidentale - Brest, 2008. Français. NNT: . tel-00366213

HAL Id: tel-00366213

<https://theses.hal.science/tel-00366213>

Submitted on 6 Mar 2009

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE
Ecole Doctorale des Sciences de la Mer

**Analyse économique du contrôle d'une invasion biologique.
Modélisation théorique et application à la pêche de coquille
Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule**

Thèse de Doctorat
Mention Sciences Economiques

Présentée et soutenue publiquement par

Marjolaine Frésard

le 08 décembre 2008

Jury :

- Michel Moreaux**, Professeur à l'Université de Toulouse I, rapporteur
- Gilles Rotillon**, Professeur à l'Université de Paris X-Nanterre, rapporteur
- Denis Bailly**, Maître de Conférences à l'Université de Bretagne Occidentale
- Jean Boncoeur**, Professeur à l'Université de Bretagne Occidentale, directeur de recherche
- Philippe Le Goffe**, Professeur à l'Agrocampus Rennes
- Alain Ménesguen**, Cadre de recherche à l'Ifremer

UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE
Ecole Doctorale des Sciences de la Mer

**Analyse économique du contrôle d'une invasion biologique.
Modélisation théorique et application à la pêche de coquille
Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule**

Thèse de Doctorat
Mention Sciences Economiques

Présentée et soutenue publiquement par

Marjolaine Frésard

le 08 décembre 2008

Jury :

- Michel Moreaux**, Professeur à l'Université de Toulouse I, rapporteur
- Gilles Rotillon**, Professeur à l'Université de Paris X-Nanterre, rapporteur
- Denis Bailly**, Maître de Conférences à l'Université de Bretagne Occidentale
- Jean Boncoeur**, Professeur à l'Université de Bretagne Occidentale, directeur de recherche
- Philippe Le Goffe**, Professeur à l'Agrocampus Rennes
- Alain Ménesguen**, Cadre de recherche à l'Ifremer

L'Université de Bretagne Occidentale n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans la thèse. Ces opinions doivent être considérées comme propres à leur auteur.

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier Jean Boncoeur pour avoir encadré cette thèse : sa disponibilité, ses conseils et ses critiques ont été déterminants dans l'élaboration de ce travail. Je remercie également les membres du jury : MM. Michel Moreaux et Gilles Rotillon qui me font l'honneur d'être rapporteurs; MM. Denis Bailly, Philippe Le Goffe et Alain Ménesguen qui ont manifesté un intérêt particulier pour ce travail.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude aux personnes que j'ai rencontrées pendant mes recherches et qui, d'une manière ou d'une autre, m'ont aidé : Michel Blanchard (IFREMER), Jean-Pierre Carval (CLPMEM du Nord-Finistère), Laurent Chauvaud (IUEM), Spyros Fifas (IFREMER), Olivier Guyader (IFREMER), Dominique Hamon (IFREMER), Aude Leynaert (IUEM), Alain Ménesguen (IFREMER), Yves-Marie Paulet (IUEM), Michel Soulas (CAD), Olivier Thébaud (IFREMER) et Gérard Thouzeau (IUEM). Une pensée particulière pour Spyros Fifas, Alain Ménesguen et Carole Ropars (Agrocampus Rennes) : leur aide m'a été précieuse durant cette dernière année de thèse.

Je remercie aussi le Ministère de l'Education Nationale pour m'avoir octroyé une allocation de recherche, le CIES Grand Ouest pour m'avoir accordé un poste de monitorat, l'Université d Bretagne Occidentale pour m'avoir recruté comme ATER, le Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables, au travers des programmes INVABIO 1 et INVABIO 2, pour m'avoir donné l'opportunité de réaliser ce travail dans le cadre de programmes de recherche nationaux et pour son soutien financier, et la Région Bretagne pour son aide financière à la réalisation de communications scientifiques lors de colloques internationaux.

Je suis particulièrement reconnaissante envers l'UMR M-101 AMURE – Centre de droit et d'économie de la mer pour m'avoir accueilli et offert de très bonnes conditions de travail.

Je remercie les enseignants-chercheurs, les thésards, les contractuels et les administratifs pour leur aide et leur convivialité. Une pensée toute particulière pour Frédérique et Claire, qui m'ont beaucoup encouragée, pour Nathalie et Séverine, les rigolotes, et pour Alan et Julien, membres de l'association informelle des amis pêcheurs du labo, pour les pauses « café du port » et les trocs de poissons...

Je remercie enfin ma famille qui m'a encouragée dans tout ce que j'ai entrepris, mes ami(e)s, mes bêtes à poils et celles à écailles qui m'ont permis de me changer les idées et William pour son indispensable soutien quotidien !

« *Patience et longueur de temps font plus que force ni que rage* »

Jean de La Fontaine, Fable XI, Livre II, *Le lion et le rat*, 1668-1694.

Acronymes

AREVAL	Association pour la récolte et la valorisation des crépidules en Bretagne
CAD	Côtes d'Armor développement
CDB	Convention sur la diversité biologique
CIEM	Conseil international pour l'exploitation de la mer
CITES	Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
CLPMEM	Comité local des pêches maritimes et des élevages marins
CNEXO	Centre national pour l'exploitation des océans
CPUE	Capture(s) par unité d'effort
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
GISP	Programme global sur les espèces invasives
IFREMER	Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer
IUCN	Union mondiale pour la nature
IUEM	Institut universitaire européen de la mer
MAP	Ministère de l'agriculture et de la pêche
MCV	Marge sur coût variable
MSY	Niveau de captures maximales durables – <i>Maximum Sustainable Yield</i>

OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OFIMER	Office national interprofessionnel des produits de la mer et de l'aquaculture
OMC	Organisation mondiale du commerce
OMI	Organisation maritime internationale
ONU	Organisation des Nations Unies
OTA	Bureau d'évaluation technologique du Congrès américain
PIB	Produit intérieur brut
PNUE	Programme des nations unies pour l'environnement
QIT	Quotas Individuels Transférables
SECMA	Société d'expansion des calcaires marins
SMIC	Salaire minimum interprofessionnel de croissance
SPS	Mesures sanitaires et phytosanitaires de l'Organisation mondiale du commerce
TAC	Total admissible des captures

Sommaire

Remerciements.....	3
Acronymes.....	6
Sommaire.....	8
Introduction générale.....	10
1. Contexte : les invasions biologiques aujourd’hui	10
2. Etat de l’art : l’analyse économique du contrôle des invasions biologiques.....	18
3. Objet de la thèse, cas d’étude et plan de la thèse	26
Première partie. Modèle théorique de contrôle optimal d’une pêcherie envahie par un compétiteur spatial, avec contribution des pêcheurs à la diffusion de l’invasion.....	32
Chapitre 1. Présentation du modèle et analyse statique du système à l’équilibre	33
1. Hypothèses, variables et équations du modèle de base	34
2. Analyse statique du système à l’équilibre	38
Chapitre 2. Optimisation dynamique	48
1. Ecriture du problème	49
2. Principe du maximum	52
3. Etat stationnaire : solution intérieure d’exploitation du stock natif et de contrôle de l’invasion	55

Deuxième partie. Analyse coût-avantage appliquée au cas de la baie de Saint-Brieuc	67
Chapitre 3. Application à la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule	68
1. Présentation du cas d'étude	69
2. Présentation du modèle bioéconomique structural de la dynamique et de l'exploitation du stock de coquille Saint-Jacques	79
3. Le contrôle de l'invasion spatiale de la pêche coquillière	91
4. Portée et limites de l'application au cas d'étude	115
Conclusion générale	122
Bibliographie	127
Liste des figures	143
Liste des tableaux	146
Table des matières	147

Introduction générale

1. Contexte : les invasions biologiques aujourd'hui

1.1. Un enjeu majeur en termes de biodiversité

La Convention sur la Diversité Biologique définit les espèces exotiques envahissantes comme des espèces allochtones qui sont introduites, s'implantent et prolifèrent dans un écosystème, générant des dommages environnementaux et économiques en menaçant les habitats et les espèces natives¹ (CDB, article 8h, 1992). S'il n'est pas nouveau (Pascal et al., 2006), le phénomène des invasions biologiques s'est accéléré à l'échelle planétaire dans la seconde moitié du XXème siècle (Williamson, 1996 ; Mack et al., 2000 ; Mooney et Cleland, 2001)². Il est aujourd'hui reconnu comme une composante importante du changement global et considéré comme une des principales causes de perte de biodiversité à l'échelle mondiale (Glowka et al., 1994 ; Lövei, 1997 ; Vitousek et al., 1997a ; Wilcove et al., 1998 ; Mooney, 1999 ; Occhipinti-Ambrogi et Savini, 2003 ; Didham et al., 2005). Face à ce problème, les pays signataires de la CDB se sont engagés à prévenir l'introduction, à contrôler ou à éradiquer les espèces exotiques menaçant les écosystèmes, les habitats ou les espèces. Aujourd'hui, de nombreuses institutions

¹ Il arrive que les invasions biologiques entraînent à la fois des dommages et des bénéfices (Junqueira-Lopes et al., 1996). Un exemple actuel est fourni par la prolifération de l'huître creuse japonaise *Crassostrea gigas* sur le littoral français de l'Atlantique et de la Manche (Le Roux et Boncoeur, 2006). La prolifération incontrôlée de ce mollusque, introduit volontairement au début des années 70 à des fins d'élevage, crée à la fois des effets négatifs (envahissement des parcs à huître et compétition trophique avec les huîtres d'élevage) et des effets positifs (nouvelles possibilités de captage pour les ostréiculteurs, nouvelles opportunités pour la pêche à pied).

² La base de données du programme global sur les espèces invasives (GISP Database), dont l'ONU est partenaire institutionnel, fournit un répertoire des espèces invasives à l'échelle mondiale.

internationales³ se préoccupent de cette question, qui est abordée de façon directe ou indirecte par plusieurs conventions internationales⁴. Sur le plan européen, la « Stratégie Européenne sur les Espèces Exotiques Envahissantes » a été adoptée en 2003 par le Conseil de l'Union Européenne. Le principe de précaution est généralement considéré comme devant guider l'élaboration des stratégies de gestion des invasions biologiques (McNelly et al., 2001). En effet, ces phénomènes ont souvent un caractère irréversible et un potentiel de nuisance élevé, mais leur probabilité d'occurrence est extrêmement difficile à définir *ex ante* (une espèce introduite ne survit pas nécessairement et, si c'est le cas, elle ne prolifère pas nécessairement).

Bien qu'elles puissent résulter de phénomènes de dispersion naturelle, les invasions biologiques sont majoritairement liées aux activités humaines (Vitousek et al., 1997a). Dans un pays donné, le risque d'invasion biologique est en effet fortement influencé par le degré d'ouverture de l'économie et la composition de ses échanges, mais aussi par les pratiques agricoles et forestières, l'importance du tourisme et, plus généralement, l'ampleur des perturbations anthropiques des écosystèmes ; il dépend également des comportements humains face aux espèces invasives (Perrings et al., 2002). Les espèces exotiques sont introduites dans un pays donné par différents vecteurs liés aux mouvements internationaux des biens et des personnes, de manière directe ou indirecte (Carlton, 1987 ; Carlton et Geller, 1993 ; Ruiz et al., 1997).

De manière directe, ou intentionnelle, l'utilisation d'espèces exotiques dans les activités économiques est une source importante d'introduction d'espèces qui prolifèrent ensuite de manière incontrôlée dans le milieu naturel. Des activités comme la pêche commerciale et récréative, l'aquaculture, l'aquariophilie, l'horticulture semblent aujourd'hui particulièrement concernées par ce phénomène. Face aux introductions délibérées d'espèces exotiques, les Etats adoptent des mesures de quarantaine et sensibilisent le

³ En premier lieu les Nations Unies, à travers le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) et le Programme Global sur les Espèces Invasives (GISP). Citons également la Banque Mondiale, l'OMC, l'OCDE, l'OMI (Organisation Maritime Internationale), le CIEM (Conseil International pour l'Exploitation de la Mer) et l'IUCN (Union Mondiale pour la Nature).

⁴ Outre la CDB précitée, on peut mentionner la Convention de Ramsar (1971), la Convention CITES (1975), la Convention de Berne (1979), la Convention de Bonn (1979), la Convention Danube (1994), la Convention de Barcelone (1995) et la Convention Rhin (2000).

public par des campagnes d'information, notamment auprès des aquariophiles, des horticulteurs et des pêcheurs récréatifs. Certains adoptent des « listes noires » d'espèces allochtones interdites à l'importation (Simberloff, 2006).

En ce qui concerne les introductions indirectes, ou non intentionnelles, le transport maritime semble être un vecteur particulièrement important : par le biais des eaux de ballast ou par la fixation d'organismes sur la coque des navires (« salissures »), le transport maritime véhicule involontairement un nombre considérable d'espèces exotiques entre tous les océans du globe. Cette activité accélère ainsi la dispersion des espèces potentiellement invasives et contribue à réduire la biodiversité à l'échelle mondiale, en banalisant les écosystèmes (Diamond, 1989 ; Vitousek et al., 1997b ; Hulme, 2003). Face à ce problème, l'OMI a adopté en 2004 une convention visant à réduire les transferts d'organismes aquatiques potentiellement dommageables (*International Convention for the Control and Management of Ships Ballast Water and Sediments*). Les transports aériens et routiers sont également des vecteurs indirects d'introduction d'espèces invasives. Il arrive fréquemment que les espèces invasives soient introduites par plusieurs vecteurs, de façon répétée.

Toute introduction d'espèce exotique ne donne pas lieu à invasion. On observe en effet trois phases dans le succès d'une invasion biologique : l'introduction, l'implantation et la prolifération de l'espèce exotique dans son nouvel environnement (Williamson, 1996). À chaque étape, le processus peut être mis en échec. En ce qui concerne les espèces végétales, la règle empirique dite « des 10% » énonce que 10% des espèces exotiques introduites réussissent à s'implanter dans leur nouvel environnement, et que 10% de ces dernières deviennent invasives et engendrent des perturbations majeures dans les écosystèmes d'accueil (Ibid. ; Williamson et Fitter, 1996). En réalité, de nombreux facteurs relatifs à l'espèce introduite, au milieu d'accueil et aux circonstances de l'introduction déterminent dans chaque cas le potentiel invasif d'une espèce introduite (Boudouresque, 2005). Ainsi, les écosystèmes sont naturellement plus ou moins sensibles aux invasions biologiques : les écosystèmes insulaires, les lacs, les rivières, les espaces marins côtiers sont plus vulnérables que les déserts, les forêts tropicales, les régions boisées, les écosystèmes arctiques et les écosystèmes pélagiques (Heywood, 1995 ; Cox, 1999). De plus, la fragmentation des habitats, leur conversion et les perturbations liées à

l'agriculture sont soupçonnées d'accroître la vulnérabilité aux invasions biologiques (Williamson, 1996 ; Williamson, 1999). Par ailleurs, la probabilité d'implantation d'une espèce allochtone introduite intentionnellement est supérieure à celle d'une espèce introduite de façon non intentionnelle. Cette différence résulte du comportement des agents qui introduisent volontairement des espèces sélectionnées pour leur capacité à survivre dans leur nouvel environnement (Smith et al., 1999). Un autre élément de différence entre les probabilités d'implantation tient au caractère plus ou moins répétitif des introductions (Enserink, 1999).

1.2. La dimension économique du problème

Par leurs causes comme par leurs conséquences, les invasions biologiques sont aujourd'hui un problème économique important (Perrings et al., 2002).

Deux facteurs économiques sont généralement mis en avant pour expliquer l'accélération du rythme des invasions biologiques à l'échelle mondiale : l'essor des échanges internationaux et les perturbations infligées aux écosystèmes par les activités productives. Le premier facteur est souligné par divers travaux (Carlton, 1989 ; Krmar-Nozic et al., 2000 ; Ruiz et Carlton, 2003), et parfois mis à contribution pour anticiper l'évolution du flux d'invasions biologiques dans certains pays (Levine et D'Antonio, 2003, pour les Etats-Unis). Cependant, une étude menée sur 26 pays d'Afrique, d'Europe, d'Amérique du Nord, d'Amérique du Sud et d'Océanie suggère que les perturbations anthropiques des écosystèmes d'accueil pourraient jouer un rôle encore plus important que les échanges internationaux dans l'explication de la vulnérabilité des pays aux invasions biologiques (Dalmazzone, 2000).

Les invasions biologiques ont, par ailleurs, des conséquences économiques importantes. Elles entraînent en effet une dégradation des services écologiques rendus par les écosystèmes, imposant par ce biais des coûts aux sociétés qui y sont confrontées. Ce phénomène se produit à l'échelle mondiale, mais il semble particulièrement toucher les pays pauvres, chez lesquels les invasions biologiques sont susceptibles de peser significativement sur le processus de développement et la subsistance même des

populations (cf. par exemple, pour le cas des grands lacs africains, Kasulo, 2000 ; PNUÉ, 2006). Selon Perrings (2005a), trois raisons majeures expliquent la vulnérabilité particulière des pays pauvres aux invasions biologiques : i) les ressources allouées à l'inspection aux frontières y sont moins importantes que dans les pays riches ; ii) les investissements dans la conservation des services écosystémiques et dans la régulation des espèces invasives y sont moins développés ; iii) leur économie est en général plus dépendante de l'agriculture, de la sylviculture et de la pêche.

De nombreuses études ont été menées en vue de quantifier l'impact économique des invasions biologiques à diverses échelles (voir notamment Born et al., 2005 ; Prestemon et al., 2006 ; Holmes et al., 2006 ; Olson, 2006 ; Lovell et al., 2006 ; pour le cas spécifique des espèces invasives marines, cf. Bax et al., 2003). Par exemple, à l'échelle d'un écosystème, Knowler et Barbier (2000) et Knowler (2005) s'intéressent au cas d'une espèce aquatique invasive qui est un prédateur pour les larves d'une espèce commercialement exploitée. Ils utilisent un modèle bioéconomique d'une pêcherie gérée de façon optimale (Conrad, 1995), qu'ils appliquent au cas de l'invasion d'une pêcherie commerciale d'anchois en Mer Noire par une méduse (*Mnemiopsis leidyi*), dans un environnement perturbé par des apports en nutriments des bassins versants. Ils définissent le coût social de l'invasion comme la différence entre le profit optimal d'équilibre de la situation *ex-ante* (sans invasion) et *ex-post* (avec invasion). L'impact économique de l'invasion sur la pêcherie d'anchois est évalué à 16,79 millions de dollars américains par an. Au plan macroéconomique, peu d'évaluations sont disponibles (pour les Etats-Unis, cf. OTA, 1993 ; Pimentel et al., 2000 ; Pimentel et al., 2005 ; pour l'Allemagne, cf. Reinhardt et al., 2003). L'exercice est en effet compliqué par des problèmes d'agrégation, compte tenu de la diversité des champs couverts et des méthodologies mises en oeuvre dans chaque cas. Pour les Etats-Unis, Pimentel et al. (2000) estiment à 147 milliards de dollars par an la somme des dommages et des coûts de contrôle associés aux espèces invasives (montant révisé à 128 milliards de dollars par Pimentel et al., 2005). Cette estimation suggère que, même dans les pays développés, le coût social des espèces invasives n'est pas négligeable à l'échelle macroéconomique (l'estimation révisée de Pimentel et al. correspond approximativement à 1% du PIB des Etats-Unis en 2005).

1.3. Invasions biologiques et pollution : similitude et différences

La littérature sur les invasions biologiques fait ressortir l'origine généralement anthropique du phénomène. Par les effets externes négatifs qu'elles engendrent, les invasions biologiques provoquées par des activités humaines s'apparentent clairement à des pollutions⁵. Néanmoins, le problème des invasions biologiques diffère du problème classique des pollutions de plusieurs manières.

En premier lieu, le lien entre l'introduction (fortuite ou non) d'une espèce exotique et les dommages provoqués par une invasion biologique subséquente n'a pas toujours le caractère de l'évidence. Comme on l'a vu, le processus reliant ces deux événements est caractérisé par de très fortes incertitudes : lorsqu'une activité humaine provoque l'introduction d'une espèce exotique, dans bien des cas rien ne permet de savoir si cette espèce va survivre, s'implanter, proliférer et générer des effets externes négatifs (Perrings, 2005b).

En second lieu, il convient de prendre en compte la dimension temporelle du processus invasif : les introductions d'espèces exotiques sont des phénomènes ponctuels (même s'ils peuvent être répétés) dont les effets se font parfois ressentir après un délai important. C'est notamment le cas lorsqu'une espèce exotique s'adapte à son nouvel environnement, mais ne se met à proliférer que lorsqu'une niche écologique se libère pour des raisons indépendantes de son introduction. Sur un plan pratique, l'éloignement dans le temps de la source d'introduction peut rendre sans objet toute recherche des émetteurs, qui n'existent peut-être même plus.

Enfin, les invasions biologiques se caractérisent par le fait que, même si l'introduction de l'espèce invasive est ponctuelle (voire, dans certains cas, unique), ses conséquences sont auto-perpétuantes. L'espèce invasive, une fois qu'elle a réussi à s'implanter, se développe dans son nouvel écosystème en fonction de sa dynamique propre et des conditions

⁵ Selon Bonniex et Desaignes (1998), la notion de pollution satisfait deux conditions : l'existence d'un effet sur l'environnement observable qui peut être de nature physique, biologique, chimique ou sonore, ainsi que l'existence d'une réaction humaine observable traduisant un dégoût, un désagrément entraînant une perte de bien être et donc une désutilité. Ils définissent la pollution comme une externalité négative d'un type particulier, impliquant les relations entre la sphère économique et l'environnement.

d'accueil qu'elle rencontre, et les conséquences qui en découlent s'auto-amplifient même si la source du phénomène s'est, entre temps, complètement tarie (Perrings et al., 2000).

Pour ces différentes raisons, l'économiste peut difficilement considérer les invasions biologiques provoquées par les activités humaines comme un simple sous-ensemble de la catégorie plus générale des pollutions. Dans certaines circonstances – en particulier lorsque le décalage temporel entre introduction et dommages causés par la prolifération est important – il semble plus judicieux d'apparenter ces phénomènes à des catastrophes naturelles (nonobstant leur origine anthropique).

1.4. La gestion des invasions biologiques, un bien public

La caractérisation économique des invasions biologiques n'a d'intérêt que par rapport à des questions pratiques. Les invasions biologiques génèrent des dommages, et il importe de déterminer des programmes d'action efficaces en vue (selon le cas) de prévenir ou de limiter ces dommages. Dans les développements qui suivent, nous désignons ces programmes sous l'appellation générique de « gestion des invasions biologiques ».

La gestion des invasions biologiques revêt le caractère d'un bien public (Perrings et al., 2002). Un tel bien⁶ se définit classiquement par l'indivisibilité de sa consommation et la non-exclusion d'usage (Samuelson, 1954). Dans le cas d'un bien public *pur*, l'indivisibilité de la consommation est absolue : « le bien collectif pur est un bien qui figure nécessairement dans les fonctions d'utilité de tous les consommateurs et, à ce titre, est ainsi doté d'une externalité totale » (Bénard, 1985). Dans une version atténuée (bien public « impur »), la consommation du bien est partiellement divisible : des bénéficiaires individuels directs peuvent être identifiés, mais la consommation du bien public par ces derniers s'accompagne d'effets externes positifs pour d'autres membres de la société. Un programme de vaccination contre une maladie infectieuse constitue une illustration de ce type intermédiaire.

⁶ Egalement appelé bien collectif. Les économistes français traduisent souvent par « biens collectifs » et « biens privatifs » les expressions anglaises « public goods » et « private goods » (Bénard, 1985).

Le mécanisme du marché est inefficace pour la fourniture de biens publics. Dans le cas d'un bien public pur, l'absence de clientèle est totalement dissuasive pour d'éventuels offreurs (peu de consommateurs acceptant de payer pour l'usage d'un tel bien s'ils peuvent espérer profiter gratuitement de la consommation des autres). Dans le cas d'un bien public impur, l'absence de rémunération du producteur pour les externalités positives qu'il génère conduit normalement l'offre à se situer à un niveau sub-optimal. La fourniture des biens publics requiert donc la mise en place de modes de financements collectifs, exhaustifs ou partiels.

La détermination de ces financements suppose que l'on définisse l'ensemble des personnes impactées par la fourniture du bien public (de façon plus ou moins individualisable, selon le degré de « pureté » du bien). Cette question a, notamment, une dimension spatiale : les biens publics peuvent avoir un caractère local, national ou international. Dans ce dernier cas, la défaillance des marchés se double d'une défaillance des Etats qui, pris individuellement, ont un intérêt à adopter un comportement de passager clandestin. Gabas et Hugon (2001) proposent une typologie des biens publics internationaux, dans laquelle on trouve la catégorie des biens « dépendant du maillon le plus faible », définis par le fait que leur production est menacée par les défaillances des pays les moins efficaces. La gestion de nombreuses invasions biologiques semble bien entrer dans cette catégorie (Perrings et al., 2002). En effet, même si les invasions biologiques sont localisées dans l'espace, certaines espèces ont un potentiel d'invasion élevé dans des environnements très variables, de sorte que les contrôles insuffisants exercés par certains pays sur leur propre territoire font courir un risque à leurs voisins et partenaires commerciaux.

Dans la mesure où la gestion des invasions biologiques constitue un bien public, les méthodes classiques d'évaluation des projets publics (analyse coût-avantage, analyse coût-efficacité, analyse multi-critères) peuvent être utilisées pour évaluer l'efficacité des programmes dans ce domaine, au même titre que celle des politiques menées dans d'autres domaines de la gestion environnementale (Hanley et Spash, 1993 ; Faucheux et Noël, 1995 ; Bontems et Rotillon, 2003).

2. Etat de l'art : l'analyse économique du contrôle des invasions biologiques

La littérature économique consacrée à la gestion des invasions biologiques connaît une rapide expansion depuis le milieu des années 90. Les programmes de gestion des invasions biologiques peuvent concerner leur prévention (actions *ex ante*) ou leur contrôle (actions *ex post*)⁷. Si des analyses économiques ont été menées dans chacun de ces domaines, on trouve également des analyses comparant l'efficacité relative de la prévention et du contrôle. Néanmoins, notre sujet portant sur « l'analyse économique du contrôle d'une invasion biologique », nous centrons notre revue de littérature sur les travaux concernant cet aspect.

Lorsque l'invasion biologique est devenue effective, l'éradication de la population invasive est rarement réalisable (Pascal et al., 2006). L'objectif d'une politique de contrôle consiste le plus souvent à réduire ou stabiliser la taille de la population ou de la biomasse d'une espèce invasive, afin de limiter les dommages occasionnés. Les moyens utilisés peuvent être chimiques, biologiques, mécaniques ou manuels⁸.

La théorie bioéconomique de l'exploitation des ressources naturelles renouvelables (Clark, 1976, 1985) fournit les bases de la modélisation des problèmes de contrôle des invasions biologiques. En effet, le contrôle optimal d'une espèce exotique proliférante est analogue à l'exploitation d'une espèce commerciale, à ceci près que l'exploitation d'une espèce invasive ne génère pas de bénéfices directs et que son stock engendre des dommages (Burnett et al., 2006). Il s'agit donc d'un problème d'optimisation

⁷ Face au risque que font courir aux sociétés les invasions biologiques, Shogren (2000) distingue quant à lui les stratégies d'« atténuation » et les stratégies d'« accommodation ». Les premières consistent à diminuer la probabilité d'apparition d'un mauvais état de la nature (par exemple à travers des mesures de quarantaine), alors que les secondes ont pour objet de limiter les conséquences économiques négatives d'une telle apparition (par exemple en changeant une culture pour diminuer la sévérité des effets d'une invasion biologique). Le modèle de Shogren montre qu'un risque d'invasion plus grand accroît le niveau d'« accommodation » à mettre en oeuvre, mais à un effet ambivalent sur le niveau d'« atténuation » : cet effet peut être positif, selon le degré de complémentarité ou de substituabilité des deux stratégies.

⁸ Lichtenberg et Zilberman (1986) discutent de la modélisation des moyens de contrôle du dommage et de leur efficacité et fournissent également des spécifications de fonction de production adaptées au problème du contrôle des nuisibles (qui peut s'apparenter à celui des espèces invasives générant des dommages).

intertemporelle, qui peut en principe être résolu à l'aide de la programmation dynamique ou de la théorie de la commande optimale.

Selon Olson (2006), le précurseur de la littérature économique sur le contrôle des invasions biologiques est Jaquette (1972), dont le modèle de contrôle en temps discret et en horizon fini permet d'étudier l'existence et la monotonie d'une politique optimale de contrôle. Peu après, Regev et al. (1976) incorporent des interactions biologiques dans un modèle de contrôle optimal de nuisibles végétaux. Dans la même ligne de pensée, Wilman (1996) propose un modèle théorique proie-prédateur pour une espèce invasive qui se nourrit d'une espèce commercialement exploitée. Elle examine les possibilités théoriques de gestion de l'invasion, qui vont de l'exploitation soutenable de l'espèce allochtone à son éradication. Higgins et al. (1997a et 1997b) développent un modèle dynamique de simulation économique-écologique de l'écosystème du fynbos en Afrique du Sud, qu'ils utilisent pour l'étude du contrôle de la prolifération d'un arbre et de plusieurs herbes exotiques altérant divers services rendus par l'écosystème. Eiswerth et Johnson (2002) présentent un modèle dynamique de contrôle optimal de la gestion d'une invasion biologique, dans lequel la dynamique de population de l'espèce invasive suit une loi logistique et le régulateur a pour objectif de minimiser les dommages provoqués par l'espèce invasive. Eiswerth et van Kooten (2002) développent un modèle d'espèce invasive avec plusieurs stades d'invasion possibles : faible, moyen, élevé, très élevé. Ils utilisent la programmation stochastique dynamique pour analyser le contrôle de la centaurée du solstice (*Centaurea solstitialis*) en Californie, en considérant plusieurs solutions de gestion de l'invasion. Olson et Roy (2002) s'intéressent au contrôle d'une espèce invasive dont la croissance naturelle et la prolifération sont soumises à des perturbations environnementales, et caractérisent les conditions dans lesquelles il est optimal ou non d'éradiquer l'espèce invasive. Ropars-Collet et al. (2005) étudient la stratégie optimale de contrôle d'une plante aquatique invasive (*Ludwigia spp.*) sous différentes hypothèses concernant la fonction de coût d'enlèvement. Utilisant un cadre d'analyse basé sur la théorie des options réelles (Dixit et Pindyck, 1994), Saphores et Shogren (2005) examinent deux problèmes associés à la gestion des invasions biologiques en présence de risque : le moment optimal pour investir dans une action de contrôle et le niveau de dépenses optimales pour l'obtention des données bioéconomiques

pertinentes. Les résultats numériques mettent en évidence l'importance de la prise en compte du risque et de l'irréversibilité lors de la construction de règles simples de gestion des espèces invasives. Dans le modèle proposé par Burnett et al. (2006), le régulateur minimise la somme des dommages et des coûts de contrôle sur un horizon infini, sous la contrainte que la population invasive tende vers un état d'équilibre qu'il a déterminé a priori. Les auteurs montrent alors que le contrôle optimal dépend de la taille de la population initiale relativement à l'état d'équilibre à atteindre. Si le stock de l'espèce correspond actuellement à l'état d'équilibre que le régulateur a sélectionné, le contrôle optimal requiert le maintien de la population, générant ainsi un flux infini de coûts et de dommages. Si la population est actuellement au-dessus de ce niveau d'équilibre, il faut utiliser plus de ressources pour rabattre le stock invasif vers son niveau d'équilibre désiré, puis le maintenir. Si la population invasive se situe en dessous de ce niveau d'équilibre, il faut la laisser croître et supporter les dommages induits jusqu'à ce qu'elle atteigne ce niveau d'équilibre, à partir duquel il est nécessaire de maintenir la population.

Les maladies exotiques, animales ou végétales, représentent un cas particulier d'invasions biologiques étudié par divers auteurs. Horan et Wolf (2005) développent un modèle bioéconomique de gestion d'une maladie infectieuse pour la faune sauvage. Les deux variables d'état sont la biomasse sauvage et la part de la population infectée. Les variables de contrôle sont l'exploitation (les captures) et l'alimentation (les appâts). Les captures ne sont pas sélectives, et l'alimentation modifie la croissance du stock d'animaux sauvages à travers deux canaux : l'amélioration de la nutrition et la réduction de la transmission de la maladie. Les animaux sauvages infectés, vecteurs de la maladie, sont potentiellement dommageables pour le bétail ou pour d'autres espèces commercialement exploitées. Les auteurs illustrent leur modèle par le cas de la tuberculose bovine chez les cerfs de Virginie dans le Michigan, et trouvent qu'avec la forte valeur de cette ressource (notamment pour la pratique de la chasse), l'éradication de la maladie n'est pas économiquement optimale. Zhao et al. (2006) fournissent un cadre d'analyse intégrant des processus dynamiques épidémiologiques et économiques, afin d'analyser les effets de l'introduction d'une maladie exotique invasive sur les décisions de gestion dans le secteur du bétail. Les auteurs simulent des scénarios d'éruption de la fièvre aphteuse (*Aphthae epizooticae*) dans l'élevage bovin américain.

Johansson et al. (2006) simulent quant à eux l'impact de différents traitements de la rouille asiatique du soja (*Phakopsora pachyrhizi*), qui commence à envahir des Etats américains depuis 1994.

Les politiques de contrôle des invasions biologiques peuvent utiliser des espèces animales ou végétales comme instruments de contrôle. Hill et Greathead (2000) s'intéressent à l'efficacité des agents biologiques (prédateurs ou parasites) comme instruments de contrôle des invasions biologiques. Ils étudient les résultats de nombreux projets de lutte, dans les termes de l'analyse coût-avantage. Leur analyse montre que, si le taux de réussite des projets utilisant un agent de contrôle biologique est faible, les projets réussis sont généralement très profitables. Raisonnant également en termes coût-avantage, McConnachie et al. (2003) étudient dix programmes de contrôle biologique réussis. Ils montrent que l'efficacité de cet instrument varie selon les types et les lieux d'invasion. Ils étudient ensuite la viabilité économique du programme de contrôle biologique de la fougère aquatique (*Azolla filiculoides*) en Afrique du Sud par le charançon (*Stenopelmus rufinasus*), et discutent de la responsabilité des différents agents dans l'invasion afin de déterminer qui pourrait financer le programme. Le soutien aux espèces animales ou végétales autochtones peut également être utilisé pour lutter contre les invasions. Frésard et Boncoeur (2006a) s'intéressent aux coûts et aux bénéfices du repeuplement en espèce native couplé à des extractions d'une espèce invasive, au sein d'un écosystème perturbé par des blooms de micro-algues toxiques. La méthodologie développée est illustrée par le cas de la pêcherie de la rade de Brest (France).

La prolifération d'une espèce sauvage (allochtone ou autochtone) peut avoir des effets économiques ambivalents, positifs par certains aspects et négatifs par d'autres. L'impact de cette ambivalence sur le programme de contrôle optimal est étudié par Junqueira-Lopes et al. (1996), qui traitent du contrôle de la prolifération de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*). D'un côté, cette espèce est consommée, et utilisée dans la fabrication d'aliments pour animaux, de médicaments et en tant qu'appât pour la pêche. D'un autre côté, étant dotée d'un grand potentiel invasif, elle endommage les cultures et les systèmes d'irrigation. Les auteurs développent un modèle bioéconomique de l'utilisation optimale de cette ressource naturelle renouvelable, prenant en compte sa valeur de consommation et adaptant le modèle de Plourde (1970) pour inclure les

externalités négatives. Zivin et al. (2000) élaborent quant à eux un modèle bioéconomique de gestion d'une espèce invasive qui nuit à l'agriculture mais a une valeur pour la chasse. Pour contrôler la population de l'espèce invasive, le propriétaire foncier peut poser des pièges ou vendre des permis de chasse. Les auteurs mettent en évidence les conditions de premier ordre nécessaires pour maximiser le bien être intertemporel pour trois états finals possibles : le piégeage et la chasse, le piégeage seul et la chasse seule. Ils montrent que dans le troisième état final, la valeur marginale de la ressource pour les chasseurs peut excéder le dommage marginal pour les agriculteurs. Une illustration est proposée à travers le cas de l'invasion de la Californie par le sanglier (*Sus scrofa*). Il apparaît que, même si la population d'équilibre du sanglier est plus élevée avec un contrôle par la chasse que par le piégeage, le contrôle par la chasse demeure la meilleure solution si les revenus de la chasse font plus que compenser la hausse du dommage associée à une population plus importante.

Diverses analyses bioéconomiques traitent la dimension spatiale des invasions biologiques de façon explicite. Sharov et Liebhold (1998) et Sharov (2004) développent un modèle permettant d'évaluer les coûts et les bénéfices d'une politique visant à ralentir le taux de prolifération spatiale d'une espèce invasive à l'aide de zones barrières. Ils montrent que la stratégie optimale passe de l'éradication au ralentissement de la prolifération puis au laisser-faire au fur et à mesure de l'augmentation de l'aire occupée par l'espèce invasive. Appliqué au cas de la gestion de l'invasion du bombyx disparate (*Lymantria dispar*) aux Etats-Unis, leur modèle indique que le ralentissement de la prolifération de l'invasion génère des bénéfices économiques même lorsqu'une partie relativement petite de l'aire géographique demeure non envahie. Perrings (2002) propose un modèle de contrôle optimal d'une espèce invasive, qui prend en considération les phases d'« implantation », de « prolifération » et d'« extraction » de l'espèce et identifie les facteurs déterminant si le système va connaître un changement de phase. Son modèle s'inspire du modèle épidémiologique de Kermack et McKendrick (1927), dont il s'écarte par la définition des variables d'état (espace occupé par les espèces invasive et native, au lieu de population ou biomasse). Brown et al. (2002) étudient un modèle statique de contrôle spatial d'une espèce invasive, la bactérie *Xylella fastidiosa*, qui prolifère en étant transportée par un insecte et crée de nombreuses

maladies chez les plantes. Le modèle est appliqué au cas de la maladie de Pierce qui s'attaque aux vignes de Californie. Horan et al. (2005) étudient la possibilité d'étendre l'analyse de Horan et Wolf (2005) en vue de capturer les interactions spatiales entre les populations sauvages de cerfs et la transmission de la maladie infectieuse. Ils développent un modèle spatialisé à deux zones pour illustrer comment les stratégies de captures à l'intérieur et à l'extérieur d'un « réservoir de maladie » peuvent influencer l'importance de la maladie dans le réservoir, sa dispersion dans de nouvelles zones et les décisions économiques associées. Skonhøft et Olausen (2005) développent un modèle spatialisé d'analyse bioéconomique appliquée au cas de la prolifération des élans (*Alces alces*) en Norvège⁹. À l'instar des écrevisses de Louisiane et des sangliers de Californie (voir supra), cette prolifération provoque à la fois des dommages et des bénéfices, selon les agents concernés. Les auteurs étudient deux possibilités de contrôle de la population par l'activité de chasse, avec une période de chasse plus ou moins étendue. Leur modèle distingue deux zones, sur le même schéma que les modèles bioéconomiques d'aires marines protégées (Conrad, 1999 ; Sanchirico et Wilen, 2001 ; Anderson, 2002 ; Boncoeur et al., 2002).

Certains travaux sur le contrôle des invasions biologiques prennent en compte de façon explicite les traits de vie de l'espèce invasive. Utilisant l'analyse biologique des « élasticités de population », Buhle et al. (2005) étudient la combinaison des contrôles aux différents stades du cycle de vie de l'espèce permettant de minimiser le coût total de la stabilisation d'une espèce invasive déjà implantée. Ils illustrent leur analyse avec le cas du bigorneau perceur japonais (*Ocenebrellus inornatus*), dommageable pour l'activité ostréicole. Hastings et al. (2006) appliquent la programmation dynamique au problème du contrôle des invasions biologiques, pour des populations dont la dynamique est structurée en classes d'âge. Leur analyse permet de déterminer la stratégie d'extraction optimale de différentes classes d'âge (qui peut évoluer au cours du temps) pour le contrôle d'espèces invasives qui sont dans une phase de croissance densité-dépendante. Gutierrez et Regev (2005) proposent un modèle de dynamique d'une population invasive

⁹ Ce cas d'étude concerne une espèce invasive endémique et non exotique, mais sa méthodologie peut être utilisée pour des applications à des cas d'espèces exotiques. Nous utilisons par commodité l'expression « espèce invasive » comme synonyme pour « espèce exotique envahissante », sauf mention inverse explicite.

construit par analogie avec un modèle bioéconomique de contrôle optimal, et reposant sur l'hypothèse selon laquelle les espèces adaptées à leur environnement sont le produit de la sélection naturelle (Darwin, 1859). Ce modèle traite les organismes vivants comme des consommateurs confrontés à un problème d'acquisition et d'allocation des ressources nécessaires à leur survie à long terme, et maximisant l'utilité intertemporelle de leur allocation d'énergie¹⁰. Les espèces potentiellement invasives implantées sont considérées comme étant en phase d'adaptation à leur nouvel environnement, sans garantie de succès. Les auteurs discutent des implications de leur modèle pour trois espèces invasives : le puceron noir de la Luzerne (*Aphis craccivora* Koch), le puceron cendré du chou (*Brevicoryne brassicae*) et le charançon du coton (*Anthonomus grandis*). Considérant eux aussi l'adaptation des espèces comme une réponse optimale aux conditions de leur environnement, Finnoff et Tschirhart (2005) proposent un modèle de dynamique des populations végétales couplé à un modèle économique. Ce modèle prédit la composition des communautés biologiques et la vulnérabilité du système aux invasions biologiques, et permet de formuler des stratégies de contrôle de l'invasion en fonction des paramètres physiologiques des espèces.

Les articles de Settle et Shogren (2002), Settle et Shogren (2006) et Shogren et al. (2006) se distinguent par leur intégration du comportement des agents dans l'analyse bioéconomique du contrôle des invasions biologiques. Settle et Shogren (2002) développent un modèle bioéconomique de l'invasion de l'écosystème du lac Yellowstone par une espèce de truite exotique qui se nourrit de la truite fardée endémique. Les visiteurs du parc partagent leur temps entre la pêche à la truite et l'observation de la nature. Dans un premier scénario, les pêcheurs ne modifient pas leur comportement en fonction des modifications de la population de truite native. Dans un second scénario, ils adaptent leur comportement à la réduction du stock de l'espèce native en reportant une partie de leur temps de pêche sur l'observation du milieu. Les résultats des simulations montrent que le comportement endogène des pêcheurs récréatifs induit des populations de truite différentes. Par la suite, Settle et Shogren (2006) et Shogren et al. (2006) intègrent à leur analyse la valeur attribuée à la préservation de la truite native par les

¹⁰ Le facteur d'actualisation « biologique » du modèle repose sur l'hypothèse que la reproduction des individus jeunes contribue davantage au stock et à sa croissance naturelle que celle des individus plus âgés, étant donné la décroissance de la probabilité de survie de la progéniture avec l'âge des reproducteurs.

agents, afin de mieux estimer les bénéfices nets d'une intervention publique. Prenant également en compte les comportements des agents, Macpherson et al. (2006) développent un modèle général d'invasion de plantes aquatiques dans lequel les utilisateurs du lac sont les vecteurs principaux de l'invasion. Il s'agit d'un modèle principal-agent dynamique concernant un système de plusieurs lacs, dans lequel l'espèce invasive est transportée par les mouvements de bateaux des plaisanciers d'un lac à l'autre. Les plaisanciers (les agents) réagissent à la présence de l'espèce invasive et aux actions de contrôle du gestionnaire (le principal). Le gestionnaire du lac prend des mesures de contrôle de l'invasion lac par lac à chaque saison et les plaisanciers choisissent tous les jours les lacs dans lesquels ils veulent se rendre, en fonction du niveau d'invasion et des mesures de contrôle du gestionnaire. Le modèle est illustré par l'invasion de la myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*) dans un système de quatre lacs. La simulation montre que la prise en compte de la réaction des plaisanciers face à l'invasion et aux mesures de contrôle du gestionnaire influence les résultats. L'article de Schneider et Geoghegan (2006) fournit une autre illustration de l'importance de la prise en compte des interactions entre les comportements humains, la prolifération de l'espèce invasive et la préservation de l'environnement. Cet article étudie la modification des comportements des agents en réponse à une invasion biologique, à l'aide d'un modèle de choix d'utilisation des terres par des ménages en autosubsistance et confrontés à une plante invasive. Les auteurs analysent ensuite les implications de cette modification sur l'invasion elle-même et sur la conservation de la forêt de la réserve de biosphère Calakmul (Mexique).

3. Objet de la thèse, cas d'étude et plan de la thèse

3.1. Objet de la thèse

Cette thèse étudie, dans l'optique de l'analyse coût-avantage, le problème du contrôle d'une invasion biologique dans le cas où l'espèce invasive, dénuée de valeur marchande, entre en compétition avec une espèce native exploitée commercialement, sachant que les exploitants contribuent à la diffusion de l'invasion.

L'outil d'analyse est la modélisation bioéconomique. Le modèle proposé dans la thèse décrit le système formé par l'exploitation combinée de l'espèce native et de l'espèce invasive. Son module biologique formalise l'interaction entre les dynamiques des deux espèces (avec une dynamique spatiale de l'invasion qui prend en compte un mécanisme anthropique de diffusion), et son module économique permet de déterminer les bénéfices issus de l'exploitation du stock natif ainsi que les coûts du contrôle de l'invasion.

Le modèle est utilisé alternativement dans un cadre statique et dans un cadre dynamique. Dans le premier cas, il permet de comparer différents niveaux d'équilibre du système, en fonction du niveau permanent de prélèvement réalisé sur chaque espèce. Dans le second cas, le modèle décrit la trajectoire du système, déterminée par la dynamique de l'invasion et le programme de contrôle adopté. Par ailleurs, le modèle est utilisé comme outil d'optimisation : il permet de déterminer l'équilibre optimal du système (optique statique), ou la trajectoire du système soumis à un programme de commande optimale (optique dynamique).

L'objectif de notre travail est, tout d'abord, de proposer un modèle théorique du phénomène étudié. Les modèles de contrôle optimal d'invasions biologiques que l'on trouve dans la littérature établissent le plus souvent une relation directe entre les dommages causés par le phénomène invasif et la taille de la population invasive (voir par exemple Junqueira-Lopes et al., 1996 ; Eiswerth et Johnson, 2002 ; Ropars-Collet et al., 2005). L'action sur la population invasive (effort de prélèvement) constitue la variable de

commande de ces modèles, dont la fonction-objectif consiste généralement à minimiser le flux actualisé des dommages et des coûts du contrôle¹¹. Une approche alternative consiste à modéliser de façon explicite l'interaction entre la dynamique de l'espèce invasive et celle d'une espèce native impactée par l'invasion¹². Ainsi, le modèle de Wilman (1996) étudie la dynamique combinée d'une espèce invasive et d'une espèce native entretenant une relation de type proie-prédateur¹³. Notre propre modèle adopte une démarche similaire, mais s'écarte de celui de Wilman sur deux points principaux : i) nous supposons une relation de compétition spatiale, et non de prédation, entre les deux espèces ; ii) dans notre modèle les deux espèces sont exploitées¹⁴, de sorte que la trajectoire décrite est celle du système formé par l'exploitation combinée de ces deux espèces. Contrairement à la situation observée dans les quatre modèles précités, cette trajectoire est commandée par deux variables, qui sont les efforts de prélèvement appliqués à chaque espèce. La trajectoire optimale est alors celle qui maximise la valeur actualisée du flux de bénéfices générés par ces deux prélèvements. Par ailleurs, dans l'esprit du modèle de Macpherson et al. (2006) nous considérons la contribution des exploitants à la diffusion de l'invasion. Notre modèle s'écarte du leur sur trois points principaux : i) nous supposons que la diffusion de l'invasion dépend de mécanismes naturels et anthropiques, dont la contribution dépend de la valeur relative de chaque paramètres, alors que dans le modèle de Macpherson et al. (2006) les agents sont les vecteurs primordiaux de l'invasion ; ii) nous considérons que les agents ont un comportement exogène face à l'invasion et aux actions de son contrôle ; iii) nous

¹¹ Dans le modèle de Junqueira-Lopes et al. (1996), la fonction-objectif tient compte à la fois des bénéfices et des coûts sociaux générés par l'invasion de *Procambarus Clarkii*.

¹² Junqueira-Lopes et al. (1996) considèrent en conclusion de leur article que ce type de modélisation pourrait constituer une des extensions les plus intéressantes de leur modèle.

¹³ Une relation du même type est utilisée par Knowler et Barbier (2000) dans leur étude de l'invasion de la pêcherie d'anchois de la Mer Noire par la méduse *Mnemiopsis leydi*. Cependant, à la différence de celui de Wilman (1996), leur modèle n'a pas pour objet d'étudier une hypothétique politique de contrôle, mais d'estimer le coût social de l'invasion.

¹⁴ Wilman (1996) considère le cas d'une espèce invasive s'attaquant à une espèce native non exploitée, mais dotée d'une valeur de non-usage. Comme ceux de Junqueira-Lopes et al. (1996), d'Eiswerth et Johnson (2002) ou de Ropars-Collet et al. (2005), son modèle comporte une seule variable de contrôle, qui est le taux de prélèvement sur l'espèce invasive.

raisonnons dans le cadre d'un modèle global plurispécifique¹⁵ (variante bispécifique du modèle Gordon-Schaefer standard, spatialisée pour l'espèce invasive ; Gordon (1954), Schaefer (1954, 1957)).

Sur un plan plus appliqué, il s'agit ensuite de produire un cadre pour l'évaluation économique d'un programme de contrôle actuellement mis en œuvre. Le cas d'étude retenu pour cet exercice est celui de l'invasion d'un gisement français de coquille Saint-Jacques par la crépidule. Pour l'application, un modèle structural d'exploitation de l'espèce native couplé à un modèle d'invasion spatiale binaire, sur lesquels s'implante un programme de contrôle de l'invasion spatialisé, est développé. En tant qu'outil de simulation, le modèle appliqué au cas d'étude permet de comparer différents scénarios de gestion de l'espèce invasive, ainsi que différentes hypothèses sur les comportements des agents et l'état de l'écosystème.

3.2. Cas d'étude

La coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) est une espèce native exploitée commercialement par la pêche et dotée d'une forte valeur marchande : avec une valeur débarquée de 55,3 millions d'euros en 2004, elle occupe la troisième place (en valeur) au sein des ventes de la pêche fraîche française, évaluées pour la même année à 890,1 millions d'euros (MAP / OFIMER, 2005). Le poids total débarqué s'est élevé à 23 000 tonnes en 2004, les deux principales zones de production étant la baie de Seine et la baie de St-Brieuc. L'engin utilisé pour la pêche est la drague.

La crépidule (*Crepidula fornicata*) est un mollusque gastéropode originaire de la côte atlantique de l'Amérique du Nord. C'est un filtreur benthique sans valeur commerciale, à potentiel de colonisation élevé¹⁶, et bénéficiant pour le moment de la quasi-absence de prédateurs et de parasites (Hamon et Blanchard, 1994 ; Blanchard et al., 2001). À l'échelle

¹⁵ Macpherson et al. (2006) utilisent un modèle principal-agent dynamique en temps discret. Par ailleurs, ils étudient le problème posé par une invasion sur un usage récréatif, alors que notre modèle considère un usage productif d'une ressource naturelle renouvelable.

¹⁶ Les individus s'empilent pour former des chaînes qui se développent petit à petit en densité et en largeur jusqu'à tapisser totalement les fonds.

mondiale, son aire de répartition actuelle comprend les côtes Est et Ouest des Etats-Unis, le Japon et l'Europe, de la Suède à la Méditerranée.

La crépidule est arrivée accidentellement sur les côtes européennes en 1872, à l'occasion de transferts d'huîtres de Virginie vers l'Angleterre. Elle a ensuite été introduite sur le littoral français en plusieurs étapes (Blanchard, 1995 ; Blanchard, 1997). Tout d'abord, à la fin de la Seconde Guerre Mondiale, la crépidule transportée dans les eaux de ballast des navires alliés a été introduite sur les côtes normandes et en rade de Brest. Puis, au début des années 70, l'importation massive d'huîtres japonaises destinée à pallier la mortalité de l'huître portugaise touchée par une épizootie s'est accompagnée d'une seconde introduction de la crépidule, qui l'a alors essaimée dans la plupart des bassins ostréicoles. Par la suite, les activités de pêche aux engins traînants ont fortement contribué à sa dispersion locale (Hamon et Blanchard, 1994 ; Blanchard et al., 2001 ; Hamon et al., 2002 ; Blanchard et Hamon, 2006). La crépidule est signalée en rade de Brest en 1949, dans les estuaires de Bretagne Sud en 1964, dans les bassins de Marennes-Oléron et d'Arcachon en 1969, en baie de Saint-Brieuc en 1974, en baie de Cancale et du Mont-St-Michel en 1976, dans l'étang de Thau en 1982 (Blanchard, 1995). À l'heure actuelle, sa biomasse se chiffre en dizaines, voire en centaines de milliers de tonnes en divers points du littoral français : 18 600 tonnes en rade de Brest (Chauvaud, 1998), 170 000 tonnes en baie du Mont-St-Michel¹⁷ (Blanchard et Ehrhold, 1999), 250 000 tonnes en baie de Saint-Brieuc (Hamon et Blanchard, 1994).

En se développant, la crépidule recouvre petit à petit les fonds marins. Ce développement s'accompagne d'une production importante de biodépôts¹⁸ qui envasent les sédiments, contribuant à banaliser les fonds et modifiant la structure des peuplements benthiques (Chauvaud, 1998 ; Chauvaud et al., 2003). Parallèlement, la prolifération de la crépidule pourrait favoriser la résilience de certains écosystèmes côtiers sujets à des perturbations

¹⁷ Prise au sens large, c'est-à-dire correspondant à la zone limitée extérieurement par la ligne Granville-Chausey-Cancale. L'évaluation pour la seule baie de Cancale est de 100 000 tonnes environ en 1995-1996. Selon une nouvelle estimation pour la baie de Cancale, le stock est passé à 150 000 tonnes en 2003-2004, soit une augmentation de 50% en 8 ans (Blanchard, 2007).

¹⁸ En 1995, la production annuelle de biodépôts par la crépidule en rade de Brest est estimée à 85 000 tonnes, pour une biomasse de 18 600 tonnes (Chauvaud, 1998).

anthropiques (Ragueneau et al. 2002 ; Chauvaud et al., 2003)¹⁹. Cette hypothèse est débattue, d'autres facteurs étant susceptibles d'expliquer la résilience des écosystèmes concernés (Le Pape et al., 1996 ; Le Pape et Ménesguen, 1997 ; Le Pape et al., 1999).

En dépit de l'importance de la biomasse de crépidules dans certaines zones fortement colonisées, la compétition trophique avec d'autres espèces n'est pas attestée. En revanche, la crépidule agit comme un compétiteur spatial vis-à-vis de certaines espèces, en particulier la coquille St-Jacques (Blanchard et al., 2001 ; Chauvaud et al., 2003 ; Hamon et al., 2002 ; Thouzeau et al., 2000). En effet, lorsque la densité de crépidules sur le fond dépasse un certain seuil, l'installation des post-larves et la survie des juvéniles de coquille St-Jacques deviennent impossibles, de sorte que l'expansion du stock de crépidule se traduit par une réduction progressive de l'aire d'habitat de la coquille Saint-Jacques. La menace qui en résulte pour la viabilité à moyen terme de la pêche coquillière est renforcée par des facteurs techniques et comportementaux. En premier lieu, le dragage des coquilles St-Jacques devient difficile au-delà d'une certaine densité de crépidules sur le fond, de sorte que certaines zones sont délaissées par les pêcheurs alors même qu'on y observe encore la présence de *P. maximus*. En second lieu, la présence de crépidules sur les valves des coquilles Saint-Jacques constitue un handicap pour la commercialisation de ces dernières, ce qui oblige les pêcheurs à les gratter pour les débarrasser des crépidules. L'opération s'effectue généralement pendant que le bateau fait route terre, ce qui n'est pas sans conséquence sur le processus invasif : les crépidules qui sont détachées des coquilles Saint-Jacques à la suite du grattage sont en général rejetées à la mer par les pêcheurs, ce qui facilite la colonisation de nouvelles zones par l'espèce invasive.

Le site d'étude retenu dans cette thèse est la baie de Saint-Brieuc. Cette baie constitue, avec la baie de Seine, l'un des deux principaux sites d'exploitation de la coquille Saint-Jacques en France. Plus de 7000 tonnes y ont été pêchées lors de chacune des campagnes

¹⁹ Selon ces auteurs, la crépidule joue un rôle positif dans le maintien du bon fonctionnement de l'écosystème de la rade de Brest, en favorisant la limitation des occurrences de blooms de micro-algues toxiques. Selon une hypothèse alternative, ce maintien est dû essentiellement à l'hydrodynamisme de la rade.

2004-2005 et 2005-2006²⁰, soit environ 31% de la production française totale de cette espèce (MAP / OFIMER, 2005). Ce site est confronté au problème de la prolifération de la crépidule et un programme de contrôle de l'invasion, reposant sur un nettoyage partiel des fonds colonisés, est entré en vigueur en 2002.

3.3. Plan de la thèse

Cette thèse comporte deux parties. La première est consacrée au modèle théorique, et la seconde présente une application au cas de la baie de St-Brieuc.

Dans la première partie, un premier chapitre est consacré à la présentation des équations du modèle et à l'étude du fonctionnement de celui-ci à l'équilibre. On s'intéresse alors à des situations hypothétiques où les deux stocks sont stabilisés, les niveaux d'exploitation de chaque espèce étant maintenus constants. L'analyse, menée en termes de statique comparative, permet de déterminer l'équilibre maximisant la rente annuelle nette générée par le système. Le second chapitre de la première partie analyse le modèle en termes dynamiques, et décrit la façon dont le système évolue au cours du temps sous l'effet conjoint de la dynamique des deux espèces et du programme d'exploitation de chacun d'eux. La théorie de la commande optimale est utilisée pour déterminer la trajectoire maximisant le flux actualisé de valeur généré par le système d'exploitation des deux espèces.

Dans la seconde partie, le troisième chapitre propose une application au cas de la baie de St-Brieuc et à l'analyse de son programme d'extraction de crépidule. L'analyse coût-avantage du cas d'étude s'effectue à l'aide d'un modèle structural d'exploitation de la coquille Saint-Jacques couplé à un modèle d'invasion spatiale binaire, à partir desquels un programme de contrôle de l'invasion spatialisé est étudié. Le modèle est utilisé en tant qu'outil de simulation dynamique permettant de comparer différentes variantes du programme.

²⁰ La pêche à la coquille Saint-Jacques est autorisée en France du 1^{er} octobre au 15 mai. Les campagnes de pêche annuelles se déroulent donc sur deux années civiles.

Première partie. Modèle théorique de contrôle optimal d'une pêcherie envahie par un compétiteur spatial, avec contribution des pêcheurs à la diffusion de l'invasion

Cette première partie a pour objet de proposer un modèle théorique du phénomène étudié et d'en analyser les propriétés statiques et dynamiques. Elle comporte deux chapitres²¹. Le premier décrit les hypothèses, les variables et les équations de base du modèle, puis étudie ses propriétés à l'équilibre. Le second étudie les propriétés dynamiques du modèle et analyse sa trajectoire optimale en faisant appel au principe du maximum (Pontryaguine et al., 1961).

²¹ Une partie du contenu des sections 1 et 2 du chapitre 1 a fait l'objet d'une publication (Frésard et Boncoeur, 2006b). Le chapitre 2 est inédit (une version légèrement antérieure a fait l'objet d'une communication dans un colloque international (Frésard et Boncoeur, 2008)).

Chapitre 1. Présentation du modèle et analyse statique du système à l'équilibre

Ce chapitre comporte deux sections. La première section décrit les hypothèses du modèle et présente les variables et les équations traduisant celles-ci en termes formels. La seconde section étudie le fonctionnement du modèle à l'équilibre, dans une optique de statique comparative.

1. Hypothèses, variables et équations du modèle de base

Le modèle théorique étudié dans cette première partie a un double objet : i) décrire l'impact d'une espèce invasive sur l'exploitation commerciale d'une espèce native, vis-à-vis de laquelle l'envahisseur se comporte comme un compétiteur spatial ; ii) décrire les possibilités de maintenir une exploitation durable de l'espèce native par un contrôle de la surface envahie. Il dérive du modèle bioéconomique de Flaaten (1991), qui décrit la compétition biologique (trophique ou spatiale) entre deux espèces exploitées par la pêche²². Inspiré qualitativement par le cas de la crépidule et de la coquille Saint-Jacques, notre modèle se différencie de celui de Flaaten par quatre points principaux. Tout d'abord, alors que chaque espèce est un compétiteur pour l'autre chez Flaaten, la compétition entre les deux espèces est asymétrique dans notre modèle : nous supposons que le développement de l'espèce invasive réduit la dimension de l'habitat disponible pour l'espèce native, mais que la présence de l'espèce native ne constitue pas une gêne pour le développement de l'espèce invasive. En second lieu, nous supposons que la compétition affecte la capacité de charge²³ de l'écosystème (non envahi) pour l'espèce native, plutôt que le taux de croissance de cette dernière. Ensuite, nous supposons que le taux intrinsèque de diffusion spatiale de l'invasion est gouverné par deux éléments, un composant naturel exogène et un composant anthropique, plutôt que par le seul mécanisme naturel. Enfin, nous supposons que l'espèce invasive est dénuée de valeur marchande, de sorte que son exploitation ne peut se justifier que par le souci de limiter son impact négatif sur l'exploitation de l'espèce native.

1.1. Hypothèses

H1. On considère une baie dans laquelle une flottille de pêche exploite un stock autochtone à caractère benthique, composé d'individus dont la répartition

²² Le module biologique du modèle de Flaaten (1991) est repris de Gause (1934).

²³ La capacité de charge représente la biomasse maximale que l'écosystème (non envahi) peut supporter de façon durable.

spatiale est donnée à l'issue de leur recrutement (en revanche, le caractère pélagique des individus pendant leur phase larvaire et post-larvaire rend aléatoire la répartition spatiale du recrutement).

- H2. Ce stock est affecté négativement par la prolifération d'une espèce exotique invasive dénuée de valeur marchande. Il s'agit de la seule perturbation affectant la pêche, et seules les conséquences de l'invasion sur la pêche sont considérées ici.
- H3. Benthique elle aussi, l'espèce invasive agit en tant que compétiteur spatial vis-à-vis de l'espèce native : la colonisation du benthos de la baie par l'espèce invasive réduit les dimensions de l'habitat propice au recrutement de l'espèce native. On suppose que, sur un mètre carré de benthos, la probabilité de recrutement pour l'espèce native n'est pas affectée par la présence d'individus de l'espèce invasive tant que le nombre de ces derniers reste inférieur à un certain seuil (100 par exemple), et devient nulle dès lors que ce seuil est atteint. Cette hypothèse simplificatrice permet, à tout instant, de partitionner l'ensemble des mètres carrés formant la surface de la baie en deux sous-ensembles : ceux qui sont considérés comme « indemnes », sur lesquels le nombre d'individus de l'espèce invasive est inférieur au seuil critique défini ci-dessus, et ceux qui sont considérés comme « envahis », sur lesquels ce seuil est atteint ou dépassé.
- H4. La compétition spatiale entre les deux espèces est asymétrique : la présence d'un nombre quelconque d'individus de l'espèce native sur un mètre carré de benthos n'y fait pas obstacle à l'implantation et au développement d'individus de l'espèce invasive.
- H5. La diffusion spatiale de l'espèce invasive s'effectue par deux mécanismes : un mécanisme naturel dû essentiellement au caractère pélagique des larves et post-larves, et un mécanisme anthropique dû à la dispersion opérée par les pêcheurs exploitant le stock natif (essentiellement lors des rejets en mer des captures accidentelles d'individus de l'espèce invasive).
- H6. Le benthos de la baie est supposé spatialement homogène : pour l'espèce native, la probabilité de recrutement, la croissance individuelle, les taux de mortalité naturelle et par pêche sont identiques dans toutes les zones non envahies de la

baie ; pour l'espèce invasive, la probabilité de colonisation est la même dans toutes les zones envahies de la baie.

- H7. La dynamique naturelle de la biomasse du stock natif est représentée par un modèle logistique, dans lequel la capacité de charge est proportionnelle à la surface de benthos indemne d'invasion. Les captures par unité d'effort (CPUE) sont supposées proportionnelles à l'abondance du stock.
- H8. La dynamique spatiale de l'invasion est également représentée à l'aide d'un modèle logistique. Dans ce modèle, le taux intrinsèque de diffusion spatiale du stock invasif est composé de deux éléments : un composant naturel exogène et un composant anthropique proportionnel à l'effort d'exploitation du stock natif. La diffusion spatiale de l'invasion peut être contrôlée à l'aide d'opérations de nettoyage (le nettoyage d'un mètre carré de benthos envahi consiste à y rabattre le nombre d'individus de l'espèce invasive en dessous du seuil critique). On suppose que la productivité moyenne du nettoyage (nombre de mètres carrés nettoyés par unité d'effort) est proportionnelle au nombre total de mètres carrés de benthos envahis (cette hypothèse, analogue à celle de proportionnalité de la CPUE à la biomasse du stock dans le cas de l'espèce native, est justifiée par le caractère aléatoire de la répartition des mètres carrés envahis).
- H9. Le prix unitaire au débarquement de l'espèce native, le coût unitaire de l'effort d'exploitation de cette espèce et le coût unitaire de l'effort de nettoyage des surfaces envahies sont exogènes.
- H10. On fait abstraction des écarts de coûts liés à l'éloignement plus ou moins important des lieux de pêche ou de nettoyage par rapport au(x) port(s) de la baie.
- H11. Il n'y a pas de progrès technique.

1.2. Variables et équations de base

Le modèle traduisant en termes formels les hypothèses ci-dessus comporte deux variables d'état :

- la biomasse du stock natif (X_1)

- la proportion envahie de la surface totale de la baie (X_2)

ainsi que deux variables de commande :

- l'effort d'exploitation du stock du stock natif, ou effort de pêche (E_1)
- l'effort de nettoyage des surfaces envahies (E_2).

Les quatre variables ci-dessus sont soumises à la contrainte de non-négativité. En outre, par définition, $X_2 \leq 1$.

Les deux équations d'état décrivant la dynamique de X_1 et X_2 s'écrivent respectivement :

$$(1) \quad \frac{dX_1}{dt} = rX_1 \left(1 - \frac{X_1}{K(1-X_2)} \right) - q_1 E_1 X_1$$

$$(2) \quad \frac{dX_2}{dt} = (s + gE_1)X_2(1-X_2) - q_2 E_2 X_2$$

où r , K , s , g , q_1 et q_2 sont des constantes positives dont la signification est indiquée ci-dessous :

- r taux de croissance intrinsèque du stock natif
- K capacité de charge de l'écosystème non envahi pour le stock natif
- q_1 rapport entre CPUE et biomasse du stock natif (« coefficient de capturabilité »)
- s taux intrinsèque de diffusion spatiale naturelle de l'invasion
- g coefficient de diffusion spatiale de l'invasion par les pêcheurs
- q_2 rapport entre nombre de mètres carrés nettoyés par unité d'effort et surface totale envahie.

La rentabilité globale immédiate de l'exploitation du stock natif et du nettoyage des zones envahies s'écrit :

$$(3) \quad \pi = Pq_1 E_1 X_1 - C_1 E_1 - C_2 E_2$$

où :

- P est le prix unitaire au débarquement des captures de l'espèce native
- C_1 est le coût unitaire de l'effort de pêche
- C_2 est le coût unitaire de l'effort de nettoyage

P , C_1 et C_2 sont également des constantes positives.

2. Analyse statique du système à l'équilibre

On considère dans cette section les situations où les efforts E_1 et E_2 sont maintenus à des niveaux constants, et où la biomasse du stock natif ainsi que l'extension spatiale du stock invasif sont stabilisées :

$$(4) \quad \frac{dX_i}{dt} = 0 \quad (i = 1, 2)$$

Dans ce type de situation, la rentabilité combinée des opérations d'exploitation du stock natif et de contrôle de la prolifération du stock invasif, représentée par la relation (3) ci-dessus, peut être qualifiée de « rente écosystémique ». On s'intéresse ici aux conditions de maximisation de cette rente. L'analyse est menée en termes de statique comparative, sans tenir compte de la phase de transition nécessaire à l'obtention d'un équilibre.

2.1. Détermination de l'équilibre optimal

En rapprochant (4) de (1) puis de (2), on obtient les relations d'équilibre suivantes :

$$(5) \quad X_1 = K(1 - X_2) \left(1 - \frac{q_1 E_1}{r} \right)$$

$$(6) \quad E_2 = (1 - X_2) \left(\frac{s + gE_1}{q_2} \right)$$

dont la combinaison avec (3) permet d'écrire la rente écosystémique sous la forme :

$$(7) \quad \pi = Pq_1K(1 - X_2) \left(1 - \frac{q_1 E_1}{r} \right) E_1 - C_1 E_1 - C_2 (1 - X_2) \left(\frac{s + gE_1}{q_2} \right)$$

Dans l'expression ci-dessus, la rente écosystémique apparaît comme une fonction de l'effort de pêche (E_1) et de la proportion de l'écosystème indemne d'invasion ($1 - X_2$).

Au sein de cette expression, l'élément :

$$(8) \quad \pi_1 = \left[Pq_1K(1-X_2) \left(1 - \frac{q_1E_1}{r} \right) - C_1 - C_2(1-X_2) \frac{g}{q_2} \right] E_1$$

représente la rente halieutique, définie comme la part de la rente écosystémique qui est liée à l'effort de pêche, pour un niveau donné d'invasion. Cette expression de la rente halieutique tient compte de la boucle de rétroaction provoquée par le comportement de dispersion des pêcheurs : dans la relation ci-dessus, le coût venant en déduction de la valeur débarquée est non seulement celui de l'effort de pêche, mais aussi celui de l'effort de nettoyage permettant de compenser l'effet de la dispersion de l'espèce invasive liée à l'effort de pêche. Il s'agit donc d'une rente halieutique « corrigée », au sens où elle internalise l'externalité négative produite par la pêche sur l'écosystème via la dispersion de l'espèce invasive. La rente écosystémique peut alors être exprimée comme la différence entre cette rente halieutique « corrigée » et le coût N du nettoyage permettant de compenser la diffusion naturelle de l'espèce invasive :

$$(9) \quad \pi = \pi_1 - N$$

où :

$$(10) \quad N = C_2(1-X_2) \frac{S}{q_2}$$

On cherche tout d'abord le niveau d'effort de pêche maximisant la rente halieutique « corrigée », pour un niveau arbitrairement donné d'invasion X_2 . Ce niveau $E_1^*(X_2)$ est obtenu en annulant la dérivée première de la fonction strictement concave $\pi_{(X_2)}(E_1)$, telle que définie par (8). On obtient :

$$(11) \quad E_1^*(X_2) = \frac{r}{2q_1} \left[1 - \frac{1}{Pq_1K} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right]$$

La non-négativité de $E_1^*(X_2)$ impose que le terme entre crochets de l'expression ci-dessus soit lui-même non-négatif.

Pour qu'il en soit ainsi, il est nécessaire que :

$$(12) \quad Pq_1K > C_1 + \frac{C_2g}{q_2}$$

Cette condition étant supposée satisfaite, la fonction $E_1^*(X_2)$ est positive et décroissante sur l'intervalle :

$$(13) \quad 0 < X_2 < X_{2\text{sup}}$$

où :

$$(14) \quad X_{2\text{sup}} = 1 - \frac{C_1}{Pq_1K - C_2g/q_2}$$

(la condition (12) garantit que $X_{2\text{sup}} > 0$). Lorsque la borne supérieure $X_{2\text{sup}}$ est atteinte, $E_1^*(X_2)$ tombe à zéro. Au contraire, lorsque X_2 tend vers zéro, $E_1^*(X_2)$ tend vers la valeur maximale :

$$(15) \quad E_{1\text{sup}}^* = \lim_{X_2 \rightarrow 0} E_1^*(X_2) = \frac{r}{2q_1} \left[1 - \frac{1}{Pq_1K} \left(C_1 + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right]$$

En reportant (11) dans (5) et dans (8) respectivement, on obtient, d'une part la biomasse maximisant la rente halieutique pour un niveau d'invasion donné X_2 et, d'autre part, le niveau maximal de cette rente :

$$(16) \quad X_1^*(X_2) = \frac{K(1-X_2)}{2} \left[1 + \frac{1}{Pq_1K} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right]$$

$$(17) \quad \pi_1^*(X_2) = \frac{PrK(1-X_2)}{4} \left[1 - \frac{1}{Pq_1K} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right]^2$$

La fonction $\pi_1^*(X_2)$ est positive, strictement décroissante et strictement convexe sur l'intervalle défini par (13). Elle s'annule lorsque X_2 atteint la borne supérieure $X_{2\text{sup}}$ de cet intervalle (figure 1 infra). Cette borne représente donc, en termes de niveau

d'invasion, le seuil de rentabilité pour la pêche (après internalisation du coût de diffusion de l'invasion par les pêcheurs) : la rente halieutique ne peut être positive que si le niveau d'invasion reste inférieur au seuil $X_{2\text{sup}}$. Pour $X_2 \geq X_{2\text{sup}}$, on a donc $E_1^* = 0$.

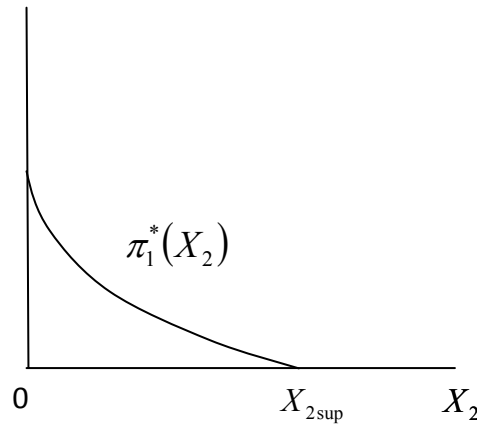


Figure 1. Relation entre surface envahie et rente halieutique corrigée maximale (équilibre statique)

Comme indiqué par les relations (9) et (10), la rente écosystémique est égale à la différence entre la rente halieutique « corrigée » et le coût N du nettoyage permettant de compenser la diffusion naturelle de l'invasion. Ce coût est lui-même fonction linéaire décroissante de X_2 (figure 2)²⁴.

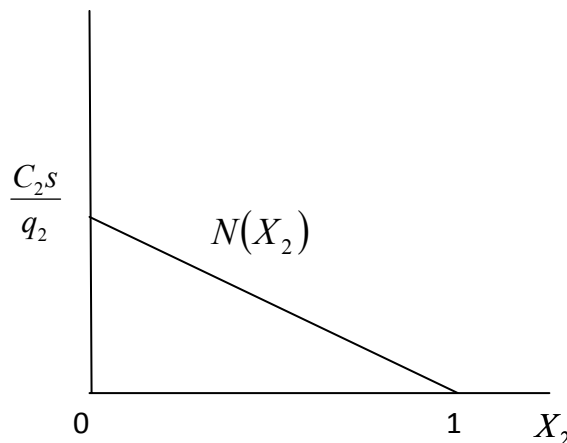


Figure 2. Relation entre surface envahie et coût du contrôle de la dissémination naturelle de l'espèce invasive (équilibre statique)

²⁴ Dans des conditions d'équilibre, il existe, comme l'indique la relation (6), une relation linéaire décroissante entre X_2 et E_2 , toutes choses égales par ailleurs.

En reportant sur un même graphique les fonctions $\pi_1^*(X_2)$ et $N(X_2)$ (figure 3 infra), on fait apparaître, pour chaque niveau d'invasion possible X_2 , la rente écosystémique (sous hypothèse de gestion optimale du stock natif X_1) comme l'écart vertical entre la courbe représentative de $\pi_1^*(X_2)$ et la droite représentative de $N(X_2)$. Le niveau optimal de contrôle de l'invasion correspond alors au point X_2 où cet écart est maximal, sous réserve qu'il soit positif.

Figure 3. Relation entre surface envahie et rente écosystémique (équilibre statique)

Fig.3a.
Laisser-faire optimal

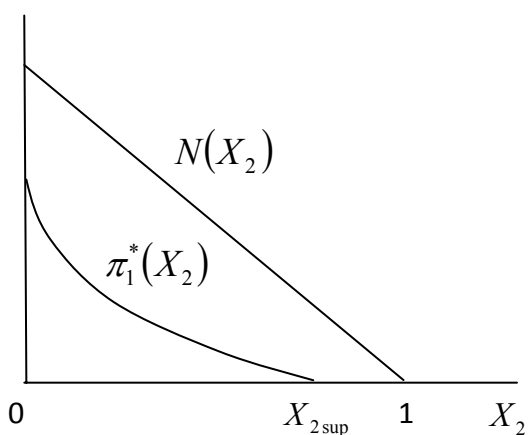
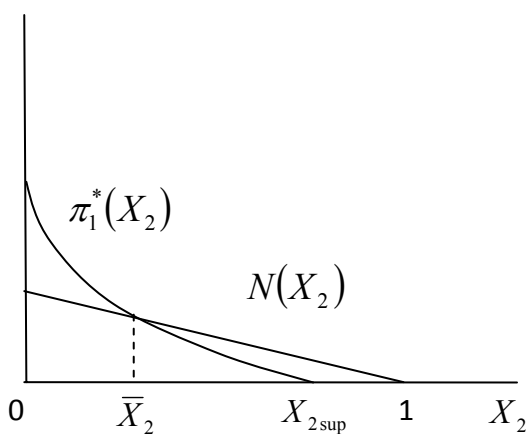


Fig.3b.
Quasi-éradication optimale



Il convient de distinguer deux cas. Le premier (fig.3a supra) correspond à la situation où la courbe $\pi_1^*(X_2)$ est entièrement au-dessous de la droite $N(X_2)$ sur l'intervalle (13). Dans ce cas, aucun niveau de contrôle de l'invasion ne permet de rendre la rente

écosystémique positive, les coûts liés à ce contrôle excédant toujours, à l'équilibre, les bénéfices procurés par la pêche. Le second cas (fig.3b supra) correspond à la situation où la droite $N(X_2)$ devient inférieure à la courbe $\pi_1^*(X_2)$ lorsque le niveau d'invasion tombe en dessous d'un seuil \bar{X}_2 appartenant à l'intervalle (13). Dans ce second cas, la rente écosystémique peut être rendue positive, pourvu que le niveau d'invasion soit contenu en dessous de ce seuil. Compte tenu de la forme et de la disposition des deux courbes, la distinction entre ces deux cas peut être faite aisément en comparant les ordonnées à l'origine de $\pi_1^*(X_2)$ et de $N(X_2)$: le premier cas correspond à la situation où l'ordonnée à l'origine de $\pi_1^*(X_2)$ est inférieure ou égale à celle de $N(X_2)$, le second cas correspond à la situation inverse. Par conséquent, la condition de rentabilité d'un programme de contrôle de l'invasion peut être écrite sous la forme :

$$(18) \quad \frac{PrK}{4} \left[1 - \frac{1}{Pq_1K} \left(C_1 + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right]^2 > \frac{C_2s}{q_2}$$

Lorsque cette condition est satisfaite, il résulte de la convexité de la courbe $\pi_1^*(X_2)$ que l'écart vertical (positif) entre celle-ci et la droite $N(X_2)$ est maximal pour $X_2 = 0$. En d'autres termes, il est socialement intéressant de viser l'éradication de l'espèce invasive (du moins si l'on raisonne dans les termes de l'équilibre statique retenus dans cette section). Inversement, si la condition (16) n'est pas satisfaite, la rente écosystémique est négative pour tout niveau $X_2 > 0$, de sorte qu'il apparaît socialement intéressant de laisser l'invasion se généraliser et d'arrêter la pêche ($E_1^* = E_2^* = 0$). Ce cas de figure a d'autant plus de chances de se produire que la diffusion de l'invasion par les pêcheurs eux-mêmes, symbolisée par le coefficient g , est importante.

2.2. Discussion

Les spécifications du modèle semblent s'opposer à toute solution intermédiaire, dans laquelle l'invasion, sans être éradiquée, serait contenue à un niveau permettant d'exploiter le stock natif tout en dégagant une rente écosystémique positive : de telles

situations intermédiaires sont réalisables si la condition (18) est satisfaite, mais elles ne sont jamais optimales.

En réalité, les deux solutions extrêmes qui viennent d'être décrites, et qui apparaissent comme des optima alternatifs selon que (18) est satisfaite ou non, ne peuvent être atteintes que de façon asymptotique compte tenu des spécifications du modèle. Dans le cas où (18) n'est pas satisfaite, la généralisation de l'invasion qui résulte de l'abandon de tout effort de contrôle (même après arrêt de la pêche, dans la mesure où la diffusion se poursuit de façon naturelle) n'est qu'asymptotique, compte tenu de l'hypothèse logistique retenue pour la diffusion spatiale de l'invasion. Dans le cas inverse, l'hypothèse de proportionnalité entre surface nettoyée par unité d'effort et surface envahie totale fait que la première tend vers zéro en même temps que la seconde, ce qui rend l'éradication totale impossible, sauf à pouvoir déployer un niveau d'effort infiniment grand. Plutôt que d'éradication de l'invasion, il vaut donc mieux parler, dans ce cas, de « quasi-éradication », situation dans laquelle la surface envahie peut être maintenue à un niveau arbitrairement faible (mais positif) moyennant un effort de nettoyage maintenu lui-même en permanence au niveau $E_{1\text{sup}}^*$ défini par (15).

Des spécifications différentes pour les fonctions de dynamique naturelle de l'invasion et/ou de nettoyage des surfaces envahies permettraient d'obtenir, comme optima, des états intermédiaires entre la quasi-éradication de l'espèce invasive et l'arrêt de la pêche. C'est notamment le cas si l'on remplace l'hypothèse classique de proportionnalité entre surface nettoyée par unité d'effort et surface envahie totale par l'hypothèse d'« hyperdéplétion », (Hilborn et Walters, 1992), dans laquelle l'élasticité α de la surface nettoyée par unité d'effort relativement à la surface envahie totale est une constante inférieure à 1.

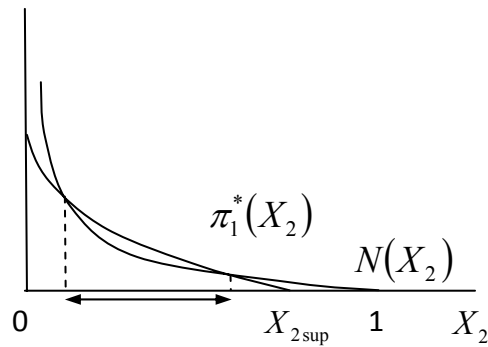
Dans ce cas, le coût N du nettoyage permettant de compenser la diffusion naturelle de l'invasion s'écrit maintenant :

$$(10)' \quad N = C_2 (1 - X_2) X_2^{1-\alpha} \frac{S}{q_2}$$

La relation entre N et X_2 devient strictement convexe et le coût du nettoyage tend vers l'infini lorsque la surface envahie tend vers zéro (cette dernière propriété reflète l'impossibilité de la quasi-éradication sous l'hypothèse d'hyperdéplétion). Les relations (8) et (17) restent inchangées puisque le nettoyage ne compense que la diffusion naturelle de l'invasion. Comme dans le modèle de base, le niveau optimal de contrôle de l'invasion correspond au point X_2 où l'écart entre les courbes représentatives de $\pi_1^*(X_2)$ et $N(X_2)$ est maximal (sous réserve que cet écart soit positif), c'est-à-dire où la rente écosystémique est maximisée (fig.3c infra). Les deux courbes sont maintenant strictement convexes. Il convient de distinguer trois cas. Le premier, comme sous l'hypothèse classique de proportionnalité, correspond à la situation où la courbe $\pi_1^*(X_2)$ est entièrement en dessous de la courbe $N(X_2)$, c'est-à-dire à une situation de laisser-faire optimal. Le second cas correspond à la situation où la courbe $\pi_1^*(X_2)$ a deux points d'intersection avec la courbe $N(X_2)$ (ce cas de figure est celui qui est représenté sur la figure 3bis). Dans ce cas, le niveau optimal de contrôle de la surface envahie se situe à un niveau X_2 intermédiaire compris entre ces deux points, c'est-à-dire qu'il correspond à un état optimal différent de la quasi-éradication ou de l'arrêt de la pêche. Le troisième cas correspond à la situation où les deux courbes ont un seul point commun, pour lequel elles ont une tangente commune ; en dehors de ce point le coût du nettoyage est supérieur à la rente halieutique « corrigée » (ce cas se situe à la frontière des deux précédents). Stabiliser la surface envahie au niveau optimal X_2 correspondant au point d'intersection des courbes génère une rente écosystémique nulle. Cet optimum n'est pas unique dans la mesure où une situation de laisser-faire optimal permet d'obtenir le même résultat économique. L'hypothèse d'hyperdéplétion nous éloigne du dilemme de type « tout ou rien » caractérisant l'hypothèse de proportionnalité : lorsque les conditions bioéconomiques permettent à un programme de contrôle de la surface envahie de générer une rente écosystémique positive, le contrôle optimal ne s'identifie jamais avec la stratégie de quasi-éradication.

Figure 3bis. Relation entre surface envahie et rente écosystémique (équilibre statique)

Fig.3c.
Niveau intermédiaire de contrôle
de la surface envahie optimal



Il n'est toutefois pas nécessaire de modifier les spécifications du modèle pour sortir du dilemme de type « tout ou rien » auquel semblent conduire les figures 3a et 3b (supra). Il convient en effet de rappeler que l'analyse menée dans cette section se place dans un cadre de statique comparative, c'est-à-dire fait totalement abstraction des phases de transition susceptibles de conduire à l'un ou l'autre des états d'équilibre qui sont comparés. Cette omission, critiquable en général, devient particulièrement gênante lorsqu'il s'agit de modéliser les enjeux posés par la gestion d'une invasion biologique, phénomène dynamique par excellence. De plus, les critères d'optimalité utilisés dans une analyse en termes de statique comparative font, par la force des choses, abstraction du facteur d'actualisation, de sorte que les états d'équilibre optimaux qu'ils permettent de déterminer sont susceptibles d'être remis en cause lorsque ce facteur est réintroduit dans l'analyse. Il est établi (Clark, 1990) que l'équilibre correspondant à la maximisation de la rente procurée par l'exploitation d'une ressource naturelle renouvelable, tel qu'il est déterminé par un raisonnement de statique comparative, n'est autre que l'état-limite vers lequel converge l'état stationnaire obtenu à l'issue d'un processus d'optimisation dynamique, lorsque l'on fait tendre le taux d'actualisation vers zéro. Dès que le taux d'actualisation est significativement différent de zéro, cet état stationnaire s'écarte de l'équilibre statique de rente maximale, et se caractérise par un niveau de biomasse d'autant plus faible que le taux d'actualisation est élevé. Ce niveau tend vers celui qui caractérise le libre accès lorsque le taux d'actualisation tend vers l'infini (Ibid.).

L'analyse évoquée ci-dessus concerne un processus d'exploitation d'une ressource unique dans un environnement non perturbé. Toutefois, la divergence qu'elle met en évidence entre les résultats des approches statiques et dynamiques de l'optimisation ne disparaît pas lorsque l'on passe de l'étude de la gestion d'une ressource à celle d'un écosystème formé de plusieurs compartiments en interaction. C'est à cet exercice qu'est consacré le chapitre suivant.

Chapitre 2. Optimisation dynamique

Si elle constitue une première étape indispensable, l'étude du modèle à l'équilibre, telle qu'elle a été menée au chapitre précédent, souffre d'importantes limites que nous avons explicitées. Dans ce second chapitre, nous levons ces limites en procédant à une analyse dynamique du modèle présenté au chapitre précédent. Nous utilisons à cet effet la théorie de la commande optimale, dont le cœur est constitué par le « principe du maximum » (Pontryaguine et al., 1961)²⁵.

La première section du présent chapitre est consacrée à l'écriture du problème de contrôle optimal du système formé par l'exploitation des deux espèces en interaction biologique. La seconde section traite le problème de commande optimale à l'aide du principe du maximum. La troisième section étudie les caractéristiques d'un état stationnaire correspondant à une solution intérieure d'exploitation rentable du stock natif et de contrôle de l'invasion, et les conditions de la convergence vers cet état.

²⁵ Des applications économiques de cette théorie sont développées, entre autres, par Léonard et Van Long (1992).

1. Ecriture du problème

Dans cette section, on considère le problème de commande optimale suivant :

Déterminer la commande $(E_1(t), E_2(t))$ sur $t \in [0; \infty[$

Tel que :
$$\int_0^{\infty} \pi(t) e^{-at} dt \rightarrow \max.$$

Sous :

$$(1) \quad \frac{dX_1}{dt} = rX_1(t) \left(1 - \frac{X_1(t)}{K(1 - X_2(t))} \right) - q_1 E_1(t) X_1(t)$$

$$(2) \quad \frac{dX_2}{dt} = (s + gE_1(t))X_2(t)(1 - X_2(t)) - q_2 E_2(t) X_2(t)$$

$$(19) \quad X_i(0) = X_{i0} \quad (i = 1, 2)$$

$$(20) \quad 0 \leq E_i(t) \leq E_{i\max} \quad (i = 1, 2)$$

(Pour alléger les écritures, les indices temporels sont omis par la suite, sauf exceptions).

Dans le problème ci-dessus, les variables d'état (X_1, X_2) , les variables de commande (E_1, E_2) et les équations d'état (1)(2) sont celles qui ont été définies à la sous-section 1.2. du chapitre 1. L'objectif consiste à maximiser, sur un horizon infini, la somme actualisée des bénéfices courants π procurés par l'exploitation du stock natif, nets de coûts de nettoyage des surfaces envahies, tels que définis par la relation (3) supra (la constante positive a représente le taux d'actualisation).

Outre les équations d'état²⁶, les contraintes du problème sont de deux types :

- Etat initial imposé : les relations (19) décrivent l'état initial du stock natif et des surfaces envahies.
- Contraintes sur la commande : outre la non-négativité, les relations (20) définissant le domaine de commande admissible imposent à chaque variable de commande de ne pas dépasser un certain plafond, constant au cours du temps ; ces contraintes sont imposées par le fait que la fonction de profit π , comme les équations d'état (1)(2), sont linéaires en E_1 et E_2 , ce qui confère à la commande optimale un caractère « bang-bang » (voir infra) ; les niveaux des plafonds définissant le domaine de commande admissible seront toutefois fixés suffisamment haut pour qu'ils n'interfèrent pas avec l'état stationnaire final.

Pour compléter la présentation du problème, on indique ci-dessous les conditions que sont astreints à vérifier les paramètres intervenant dans sa formulation (outre le fait que ces paramètres sont tous supposés strictement positifs) :

$$(12) \quad Pq_1K > C_1 + \frac{C_2g}{q_2}$$

$$(18) \quad \frac{PrK}{4} \left[1 - \frac{1}{Pq_1K} \left(C_1 + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right]^2 > \frac{C_2s}{q_2}$$

$$(21) \quad X_{20} < 1$$

$$(22) \quad E_{1\max} > \frac{r}{q_1}$$

²⁶ L'introduction de contraintes sur les variables d'état (entre 0 et 1 pour la variable X_2 et entre 0 et K pour X_1) serait de nature à compliquer le problème et rendrait la méthode de Pontryaguine « classique » inopérante. Cependant, dans le modèle utilisé ici, il n'est pas nécessaire d'introduire de telles contraintes étant donné la nature des fonctions intervenant dans les équations d'état. En effet, avec ces fonctions, si le niveau initial des variables d'état respecte lesdites contraintes, ces variables ne peuvent faire autrement que de les respecter par la suite, sans qu'il soit nécessaire de les rajouter de façon indépendante. En d'autres termes, les contraintes $0 \leq X_2 \leq 1$ et $0 \leq X_1 \leq K$ sont redondantes. Il en est ainsi pour X_2 car i) avec la fonction logistique, même en l'absence d'opérations de nettoyage ($E_2=0$), X_2 ne peut dépasser 1 si $X_{20} < 1$; ii) avec la fonction de nettoyage $Y_2=q_2X_2E_2$, X_2 ne peut atteindre zéro même avec un niveau d'effort E_2 arbitrairement grand (mais fini).

$$(23) \quad E_{2\max} > \frac{s + gE_{1\max}}{q_2}$$

Les conditions (12) et (18) sont reprises de l'analyse en termes d'équilibre statique présentée au chapitre précédent. Elles ont pour objet de garantir que, dans une situation d'équilibre à taux d'actualisation nul, la rentabilité combinée de l'exploitation de la pêche et du contrôle de l'invasion peut être positive. La condition (21) traduit le fait que l'espèce invasive n'a pas encore envahi la totalité de l'écosystème au moment où démarre le programme de gestion optimale. Les relations (22) et (23) ont pour objet de garantir que l'état stationnaire terminal n'est pas contraint par les limites du domaine de commande admissible²⁷.

Le traitement du problème de commande optimale présenté ci-dessus est réalisé à l'aide de la méthode de Pontryaguine (principe du maximum ; Pontryaguine et al., 1961).

²⁷ Les conditions (22)(23) sont telles que le plafond d'effort pour chaque activité est supérieur à l'effort maximal dans une situation d'équilibre statique à taux d'actualisation nul. On vérifiera ci-après que l'état stationnaire auquel aboutit éventuellement le système commandé ne peut jamais impliquer des efforts dépassant, ou même atteignant ces niveaux.

2. Principe du maximum

Le hamiltonien courant s'écrit :

$$(24) \quad H = \pi + \varphi_1 \frac{dX_1}{dt} + \varphi_2 \frac{dX_2}{dt}$$

où φ_1 et φ_2 représentent les variables adjointes courantes associées aux variables d'état X_1 et X_2 respectivement. La variable adjointe φ_1 représente la valeur marginale du stock associé X_1 (Clark, 1990). De façon analogue, φ_2 peut s'interpréter comme la valeur marginale de la surface envahie X_2 (ou, de façon peut-être plus intuitive, $-\varphi_2$ comme la valeur marginale de la surface non envahie $1 - X_2$). Compte tenu des contributions respectives de X_1 et X_2 à la fonction-objectif, on a normalement $\varphi_1 \geq 0$ et $\varphi_2 \leq 0$.

Les conditions nécessaires sont déduites de la maximisation du hamiltonien courant par rapport aux variables de commande E_1 et E_2 sous la contrainte du domaine des commandes admissibles (relations (22) et (23)). L'évolution des variables adjointes courantes φ_1 et φ_2 par rapport au temps est donnée par les dérivées du hamiltonien courant par rapport aux variables d'état X_1 et X_2 . Les équations d'état (1) et (2) doivent être vérifiées. Les conditions nécessaires sont les suivantes :

$$(25) \quad \left. \begin{array}{l} \frac{\partial H}{\partial E_i} \leq 0; \quad E_i \geq 0 \quad \text{et} \quad E \frac{\partial H}{\partial E_i} = 0 \\ \frac{\partial H}{\partial E_i} \geq 0; \quad E_{\max} - E_i \geq 0 \quad \text{et} \quad (E_{\max} - E) \frac{\partial H}{\partial E_i} = 0 \end{array} \right\} \quad (i = 1, 2)$$

$$(25)' \quad \left. \begin{array}{l} \Rightarrow \text{si} \quad \frac{\partial H}{\partial E_i} < 0 \quad \text{alors} \quad E_i^* = 0 \\ \Rightarrow \text{si} \quad \frac{\partial H}{\partial E_i} > 0 \quad \text{alors} \quad E_i^* = E_{i\max} \\ \Rightarrow \text{si} \quad \frac{\partial H}{\partial E_i} = 0 \quad \text{alors} \quad 0 \leq E_i^* \leq E_{i\max} \end{array} \right\} \quad (i = 1, 2)$$

$$(26) \quad \frac{d\varphi_i}{dt} = a\varphi_i - \frac{\partial H}{\partial X_i} \quad (i = 1, 2)$$

$$(27) \quad \frac{\partial H}{\partial \varphi_i} = \frac{\partial X_i}{dt} \quad (i = 1, 2)$$

et les conditions de transversalité doivent être vérifiées (Michel, 1982)²⁸ :

$$(28) \quad \lim_{t \rightarrow \infty} X_i \varphi_i e^{-at} = 0 \quad (i = 1, 2)$$

A chaque instant t , la commande optimale (E_1^*, E_2^*) maximise le hamiltonien sous les contraintes (20) définissant le domaine de la commande admissible. Les dérivées partielles premières de H par rapport à E_1 et E_2 s'écrivent :

$$(29) \quad \frac{\partial H}{\partial E_1} = (P - \varphi_1)q_1X_1 - C_1 + \varphi_2gX_2(1 - X_2)$$

$$(30) \quad \frac{\partial H}{\partial E_2} = -C_2 - \varphi_2q_2X_2$$

Du fait de la linéarité de H en E_1 et E_2 , les expressions ci-dessus sont indépendantes de ces deux variables, ce qui confère à la commande optimale son caractère de commande « bang-bang ». Ces dérivées partielles représentent les valeurs marginales des décisions d'exploitation prises en t sur la valeur de la fonction objectif. (29) et (30) peuvent être divisées en deux composantes : d'un côté $P_1q_1X_1 - C_1 - \varphi_2gX_2(1 - X_2)$ et $-C_2$ représentent les valeurs « en banque » unitaires de X_1 et X_2 (c'est-à-dire les valeurs liées à une exploitation immédiate), d'un autre côté $\varphi_1q_1X_1$ et $\varphi_2q_2X_2$ représentent les valeurs « en mer »²⁹ unitaires de X_1 et X_2 (c'est-à-dire les valeurs liées à une exploitation différée). La règle de comportement issue de la maximisation du hamiltonien consiste alors à arbitrer en faveur de l'exploitation immédiate ou différée, selon que la valeur « en banque » unitaire excède ou non la valeur « en mer » unitaire de la ressource.

²⁸ Pour chaque espèce, la limite à l'infini du produit de la variable adjointe et de la variable d'état, c'est à dire la valeur de cette dernière, doit être nulle.

²⁹ Par analogie avec la « valeur en terre » des ressources minières (cf. Rotillon, 2005).

Selon le signe de la dérivée partielle du hamiltonien par rapport à la commande E_i , la valeur optimale de E_i est rejetée à une extrémité ou à l'autre du domaine de la commande admissible ($E_{i\max}$ si la dérivée est positive, zéro si elle est négative). Ce n'est que dans le cas où la dérivée partielle du hamiltonien est nulle que la variable de commande correspondante peut occuper une position intermédiaire entre ces deux extrêmes (cette position ne peut être déduite des seules conditions de maximisation du hamiltonien). Du fait de ces trois possibilités pour chacune des deux variables de commande, il existe au total 9 configurations possibles pour la commande optimale (E_1^* , E_2^*) à un instant donné t du programme (tableau 1).

Tableau 1.
Configurations possibles pour le programme de commande optimal à un instant donné

		Commande E_2	Cas 1 : $\mathcal{H} / \mathcal{E}_2 < 0$	Cas 2 : $\mathcal{H} / \mathcal{E}_2 > 0$	Cas 3 : $\mathcal{H} / \mathcal{E}_2 = 0$
Commande E_1			\Leftrightarrow $-\varphi_2 q_2 X_2 < C_2$	\Leftrightarrow $-\varphi_2 q_2 X_2 > C_2$	\Leftrightarrow $-\varphi_2 q_2 X_2 = C_2$
	Cas 1 : $\mathcal{H} / \mathcal{E}_1 < 0$		Programme 1-1 $E_1^* = 0$	Programme 1-2 $E_1^* = 0$	Programme 1-3 $E_1^* = 0$
	\Leftrightarrow $P_1 q_1 X_1 - C_1 - \varphi_2 g X_2 (1 - X_2) < \varphi_1 q_1 X_1$		$E_2^* = 0$	$E_2^* = E_{2\max}$	$0 \leq E_2^* \leq E_{2\max}$
	Cas 2 : $\mathcal{H} / \mathcal{E}_1 > 0$		Programme 2-1 $E_1^* = E_{1\max}$	Programme 2-2 $E_1^* = E_{1\max}$	Programme 2-3 $E_1^* = E_{1\max}$
	\Leftrightarrow $P_1 q_1 X_1 - C_1 - \varphi_2 g X_2 (1 - X_2) > \varphi_1 q_1 X_1$		$E_2^* = 0$	$E_2^* = E_{2\max}$	$0 \leq E_2^* \leq E_{2\max}$
	Cas 3 : $\mathcal{H} / \mathcal{E}_1 = 0$		Programme 3-1 $0 \leq E_1^* \leq E_{1\max}$	Programme 3-2 $0 \leq E_1^* \leq E_{1\max}$	Programme 3-3 $0 \leq E_1^* \leq E_{1\max}$
	\Leftrightarrow $P_1 q_1 X_1 - C_1 - \varphi_2 g X_2 (1 - X_2) = \varphi_1 q_1 X_1$		$E_2^* = 0$	$E_2^* = E_{2\max}$	$0 \leq E_2^* \leq E_{2\max}$

On étudie ci-après les caractéristiques d'un hypothétique état stationnaire terminal correspondant à la configuration du programme 3-3. Les conditions de la convergence vers cet état seront examinées ensuite.

3. Etat stationnaire : solution intérieure d'exploitation du stock natif et de contrôle de l'invasion

Comme dans l'analyse statique menée à la section 2 du précédent chapitre, un hypothétique état stationnaire du système commandé se caractérise par :

$$(4) \quad \frac{dX_i}{dt} = 0 \quad (i = 1, 2)$$

Il convient d'y ajouter le même type de condition pour les variables adjointes :

$$(31) \quad \frac{d\varphi_i}{dt} = 0 \quad (i = 1, 2)$$

Pour être optimal (au sens du problème décrit en 3.1. supra), cet état stationnaire doit maximiser le hamiltonien. Sous l'hypothèse que les limites du domaine de commande admissible ne contraignent pas l'état stationnaire recherché³⁰, cette condition implique que :

$$(32) \quad \frac{\partial H}{\partial E_i} = 0 \quad (i = 1, 2)$$

Les 6 conditions ci-dessus forment un système d'équations permettant de déterminer les niveaux des 6 variables $(X_1, X_2, \varphi_1, \varphi_2, E_1, E_2)$ correspondant à l'état stationnaire recherché (s'il existe). Ce système ne possède généralement pas de solution analytique, mais on peut l'étudier graphiquement. A cet effet, on construit deux courbes reliant les variables d'état X_1 et X_2 . Chacune de ces courbes, notées $\tilde{X}_1(X_2)$ et $\hat{X}_1(X_2)$, est obtenue à l'aide

³⁰ Cette hypothèse concerne en fait uniquement les limites supérieures du domaine de la commande admissible, et implique que les plafonds $E_{i\max}$ aient été fixés suffisamment haut (condition formalisée par les inégalités (22)(23)). En ce qui concerne les limites inférieures, on vérifie par l'absurde que la saturation des contraintes de non-négativité des variables de commande est incompatible avec la définition d'un état stationnaire optimal : en premier lieu, l'état des surfaces envahies X_2 ne peut être stabilisé (sinon asymptotiquement) si l'effort de nettoyage E_2 est nul ; en second lieu, l'annulation de l'effort de pêche E_1 ne peut être justifié dans un état stationnaire optimal que si l'effort de nettoyage E_2 (qui coûte mais ne rapporte rien par lui-même) est également rendu nul, ce qui, on vient de le voir, est incompatible avec la stationnarité.

d'une partie des relations décrivant l'état stationnaire hypothétique, de sorte que ce dernier, s'il existe, apparaît sous la forme d'un point commun aux deux courbes.

3.1. Courbe $\tilde{X}_1(X_2)$

Dans les hypothèses retenues ici, l'optimisation de la biomasse du stock natif X_1 exige l'annulation de la dérivée partielle du hamiltonien par rapport à X_1 (condition (32.1)). Compte tenu de la relation (29), cette condition permet d'écrire une première expression de la variable adjointe φ_1 . Une seconde expression de la même variable peut être obtenue à partir de la condition de stationnarité (31.1), complétée par (26.1). En identifiant ces deux expressions, après avoir éliminé les variables E_1 et φ_2 ³¹ à l'aide des conditions (4.1) et (32.2) respectivement, on obtient une équation où les seules inconnues sont les variables d'état X_1 et X_2 :

(33)

$$\frac{2X_1^2}{K(1-X_2)} - \left[1 - \frac{a}{r} + \frac{1}{Pq_1K} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right] X_1 - \frac{a}{r} \frac{1-X_2}{Pq_1} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) = 0$$

La résolution de ce trinôme du second degré en X_1 donne deux racines réelles distinctes, dont une racine positive fournissant l'équation de la courbe $\tilde{X}_1(X_2)$ recherchée :

$$(34) \quad \tilde{X}_1(X_2) = \frac{K(1-X_2)}{4} \left[1 - \frac{a}{r} + \frac{1}{Pq_1K} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) + \sqrt{\tilde{\Delta}} \right]$$

où :

$$(35) \quad \tilde{\Delta} = \left[1 - \frac{a}{r} + \frac{1}{Pq_1K} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right]^2 + \frac{8}{Pq_1K} \frac{a}{r} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right)$$

³¹ La présence de la variable φ_2 , adjointe à X_2 , s'explique par le fait que les pêcheurs contribuent à la dispersion de l'invasion ; en cas de diffusion purement naturelle de l'invasion, le coefficient g devient nul, et φ_2 disparaît de l'égalité (33).

La fonction $\tilde{X}_1(X_2)$ ainsi définie est positive, décroissante et concave sur l'intervalle $(0 < X_2 < 1)$. Cependant, l'effort de pêche correspondant à la biomasse $\tilde{X}_1(X_2)$ n'est lui-même positif que si le niveau d'invasion X_2 reste inférieur au seuil $X_{2\text{sup}}$ défini par la relation (14), ce qui limite le domaine de variation de la fonction $\tilde{X}_1(X_2)$ à l'intervalle $(0 < X_2 < X_{2\text{sup}})$. Sur cet intervalle, la biomasse $\tilde{X}_1(X_2)$ est inférieure à la capacité de charge $K(1 - X_2)$, et ne rejoint celle-ci que lorsque l'invasion atteint le seuil $X_{2\text{sup}}$ (figure 4 infra). La fonction $\tilde{X}_1(X_2)$ représente le niveau optimal du stock natif X_1 pour un niveau arbitraire donné X_2 de la surface envahie.

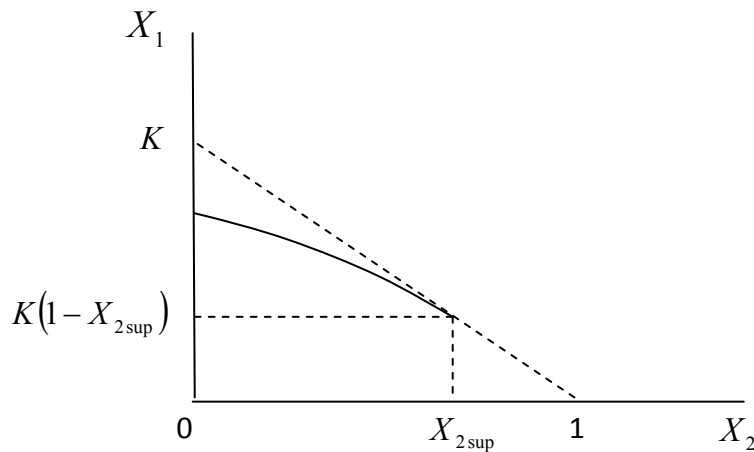


Figure 4. Commande optimale : courbe $\tilde{X}_1(X_2)$

La position de la courbe $\tilde{X}_1(X_2)$ dépend du taux d'actualisation α (figure 5 infra). La dérivée partielle de \tilde{X}_1 par rapport à α est négative sur l'intervalle $(0 < X_2 < X_{2\text{sup}})$, de sorte qu'une hausse du taux d'actualisation fait pivoter la courbe, dans le sens trigonométrique, autour du point d'abscisse $X_{2\text{sup}}$ (dont l'ordonnée ne dépend pas de α).

Lorsque le taux α tend vers zéro ou vers l'infini, les valeurs-limites de $\tilde{X}_1(X_2)$ sont les suivantes :

$$\begin{aligned}
 \lim_{\alpha \rightarrow 0} \tilde{X}_1(X_2) &= \frac{K(1-X_2)}{2} \left[1 + \frac{1}{Pq_1K} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right] \\
 (36) \qquad \qquad \qquad &= \frac{1}{2Pq_1} \left[C_1 + (1-X_2) \left(Pq_1K + \frac{C_2g}{q_2} \right) \right]
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 \lim_{\alpha \rightarrow \infty} \tilde{X}_1(X_2) &= \frac{1-X_2}{Pq_1} \left(\frac{C_1}{1-X_2} + \frac{C_2g}{q_2} \right) \\
 (37) \qquad \qquad \qquad &= \frac{1}{Pq_1} \left[C_1 + (1-X_2) \frac{C_2g}{q_2} \right]
 \end{aligned}$$

Les courbes représentatives de ces deux expressions sont alors des segments de droite (cf. figure 5 infra). On remarque que l'équation (36), qui caractérise la valeur-limite de $\tilde{X}_1(X_2)$ lorsque le taux d'actualisation tend vers zéro, n'est autre que la relation entre biomasse d'équilibre maximisant la rente halieutique et niveau d'invasion, obtenue à la section précédente dans le cadre de l'analyse statique (relation (16) supra).

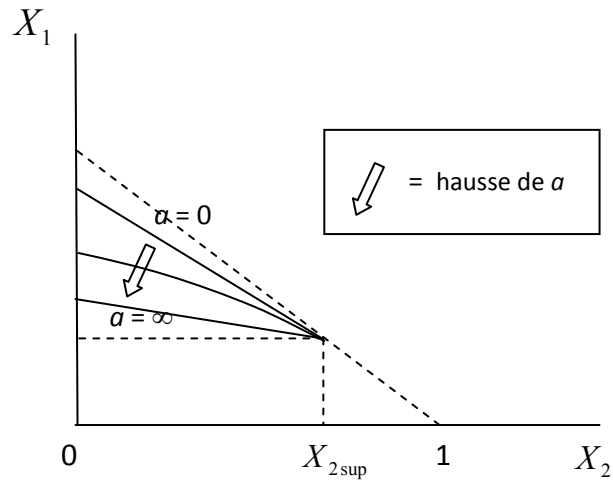


Figure 5. Commande optimale : influence du taux d'actualisation sur la courbe $\tilde{X}_1(X_2)$

3.2. Courbe $\hat{X}_1(X_2)$

Cette deuxième courbe est construite à partir de la relation de stationnarité (31.2), de laquelle on élimine E_1 et E_2 à l'aide des relations (4), puis φ_1 et φ_2 à l'aide des relations (32).

On obtient ainsi une nouvelle relation entre les variables d'état X_1 et X_2 :

$$(38) \quad X_1^2 - \frac{C_1}{Pq_1} X_1 - \frac{C_2}{Pq_2} (1 - X_2)^2 \frac{K}{r} \left(\frac{a}{X_2} + s + \frac{gr}{q_1} \right) = 0$$

Là encore, la résolution de ce trinôme du second degré en X_1 donne deux racines réelles distinctes, dont une racine positive fournissant l'équation de la courbe $\hat{X}_1(X_2)$ recherchée :

$$(39) \quad \hat{X}_1(X_2) = \frac{1}{2} \left(\frac{C_1}{Pq_1} + \sqrt{\hat{\Delta}} \right)$$

où :

$$(40) \quad \hat{\Delta} = \left(\frac{C_1}{Pq_1} \right)^2 + 4 \frac{C_2}{Pq_2} (1 - X_2)^2 \frac{K}{r} \left(\frac{a}{X_2} + s + \frac{gr}{q_1} \right)$$

La fonction $\hat{X}_1(X_2)$ est positive, décroissante et convexe sur $0 < X_2 < 1$ (figure 6 infra). Elle tend vers l'infini lorsque X_2 tend vers zéro (pour a strictement positif). La fonction $\hat{X}_1(X_2)$ représente le niveau du stock natif X_1 qui justifie économiquement le niveau donné X_2 de la surface envahie.

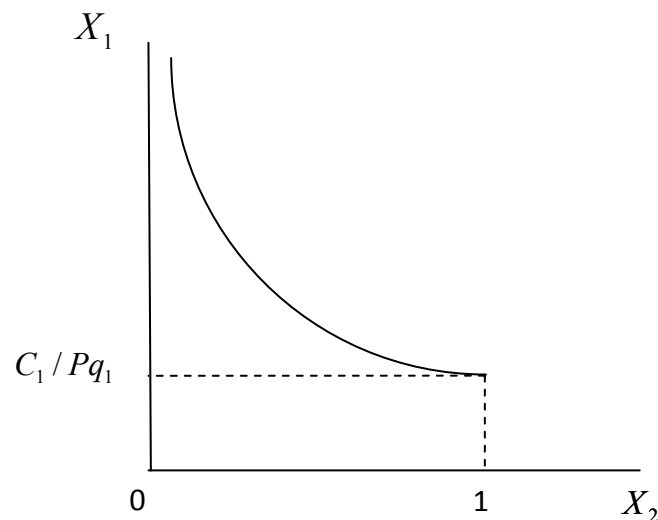


Figure 6. Commande optimale : courbe $\hat{X}_1(X_2)$

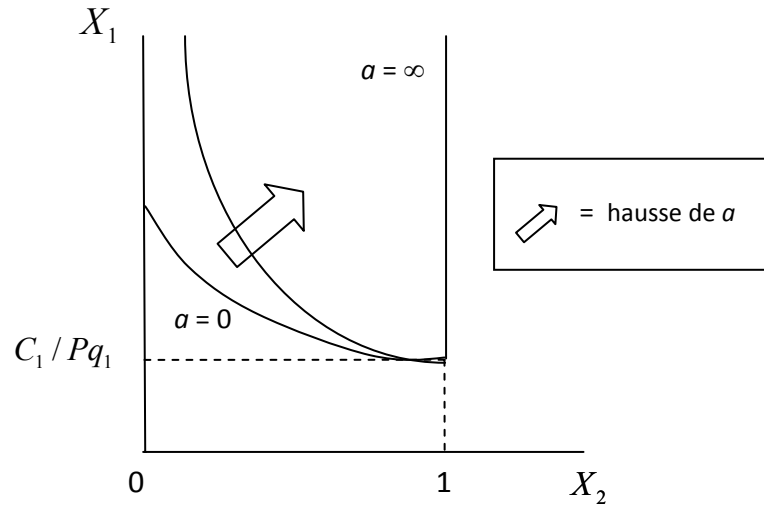


Figure 7. Commande optimale : influence du taux d'actualisation sur la courbe $\hat{X}_1(X_2)$

La position de la courbe $\hat{X}_1(X_2)$ dépend, elle aussi, du taux d'actualisation α (figure 7 supra). La dérivée partielle de \hat{X}_1 par rapport à α est positive sur l'intervalle $(0 < X_2 < 1)$, de sorte qu'une hausse du taux d'actualisation fait pivoter la courbe, dans le sens des aiguilles d'une montre, autour du point d'abscisse 1 (dont l'ordonnée, égale à C_1/Pq_1 , ne dépend pas de α). Lorsque le taux α tend vers zéro ou vers l'infini, les valeurs-limites de $\hat{X}_1(X_2)$ sont les suivantes :

$$(41) \quad \lim_{\alpha \rightarrow 0} \hat{X}_1(X_2) = \frac{1}{2} \left[\frac{C_1}{Pq_1} + \sqrt{\left(\frac{C_1}{Pq_1} \right)^2 + 4 \frac{C_2 K}{Pq_2} (1 - X_2)^2 \left(\frac{s}{r} + \frac{g}{q_1} \right)} \right]$$

$$(42) \quad \lim_{\alpha \rightarrow \infty} \hat{X}_1(X_2) = \infty$$

Lorsque α tend vers l'infini, la courbe $\hat{X}_1(X_2)$ tend à se confondre avec la verticale d'abscisse $(X_2 = 1)$. Lorsque α tend vers zéro, la courbe $\hat{X}_1(X_2)$ tend vers une position-limite d'ordonnée à l'origine finie, contrairement à toutes les courbes $\hat{X}_1(X_2)$ correspondant à un taux d'actualisation positif.

3.3. Egalité de $\tilde{X}_1(X_2)$ et de $\hat{X}_1(X_2)$

Un éventuel état stationnaire optimal est représenté graphiquement par un point commun aux courbes $\tilde{X}_1(X_2)$ et $\hat{X}_1(X_2)$. Selon les valeurs des paramètres du problème, un tel point peut ou non exister. En outre, s'il existe, il n'est pas nécessairement unique (toutefois, étant donné les courbures respectives de $\tilde{X}_1(X_2)$ et $\hat{X}_1(X_2)$, le nombre de points communs aux deux courbes est au maximum égal à deux). Dans le développement qui suit, on étudie cette question au regard du taux d'actualisation (figure 8 infra).

On commence par examiner la situation lorsque le taux d'actualisation tend vers zéro (fig.8a infra). Dans ce cas, les conditions (12)(18) garantissent l'existence d'un point d'intersection unique entre les deux courbes (point A de la figure 8a infra), dont l'abscisse appartient à l'intervalle ouvert $]0; X_{2\text{sup}}[$. Rappelons que ces conditions sont celles qui, dans le cas de l'analyse en termes d'équilibre statique, permettent l'existence de programmes rentables d'exploitation du stock natif et de contrôle de l'invasion. Elles supposent que les coûts unitaires d'effort de pêche et de nettoyage, ainsi que les coefficients de diffusion spatiale de l'invasion (naturelle et anthropique) ne soient pas trop importants.

Lorsque l'on élève progressivement le taux d'actualisation à partir de ($a = 0$), la courbe $\tilde{X}_1(X_2)$ devient strictement concave et pivote dans le sens trigonométrique autour du point d'abscisse $X_{2\text{sup}}$. Simultanément, la courbe strictement convexe $\hat{X}_1(X_2)$ pivote en sens inverse autour du point d'abscisse 1 et son ordonnée à l'origine devient infinie. Pour un taux d'actualisation positif mais faible, ce double mouvement induit un déplacement vers le nord-ouest du point d'intersection A, ainsi que l'apparition, au nord-ouest de A, d'un second point d'intersection entre les deux courbes (point B de la figure 8b infra). Lorsque la hausse de a se poursuit, les deux points A et B se rapprochent et finissent par fusionner (point C de la figure 8c infra). Les deux courbes ont alors une tangente commune en ce point. Pour des taux d'actualisation encore plus élevés, il n'existe plus de point d'intersection entre les deux courbes (figure 8d infra).

Figure 8. Confrontation des courbes $\tilde{X}_1(X_2)$ et $\hat{X}_1(X_2)$ pour des niveaux croissants du taux d'actualisation

Fig.8a.

Taux d'actualisation nul :
un point commun

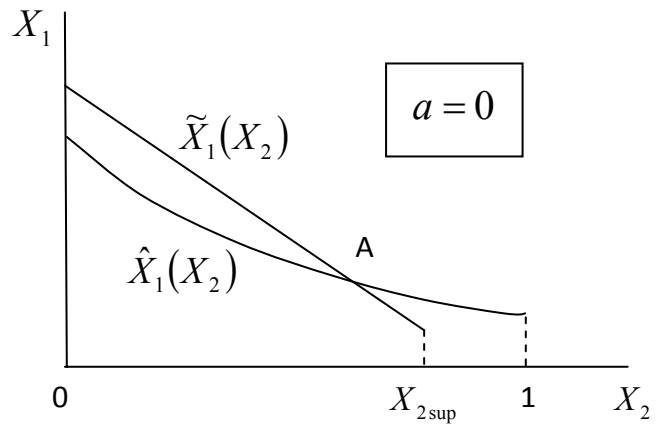


Fig.8b.

Taux d'actualisation positif :
deux points communs

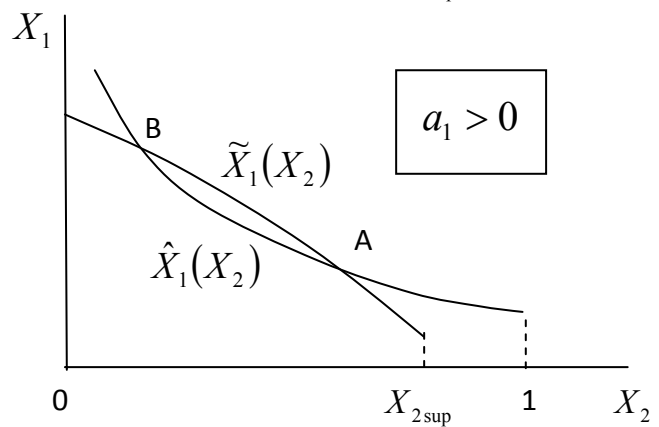


Fig.8c.

Taux d'actualisation positif :
un point commun

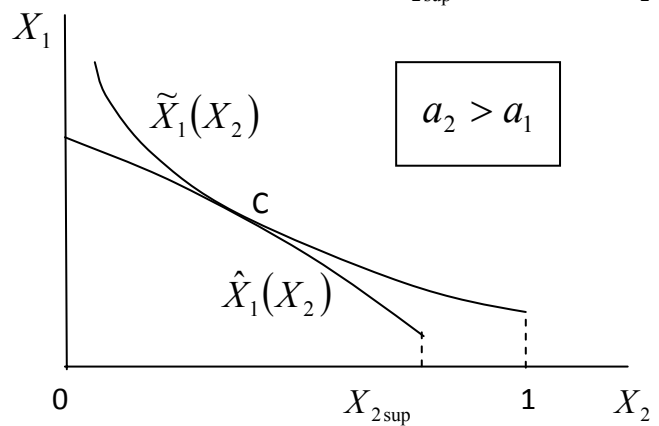
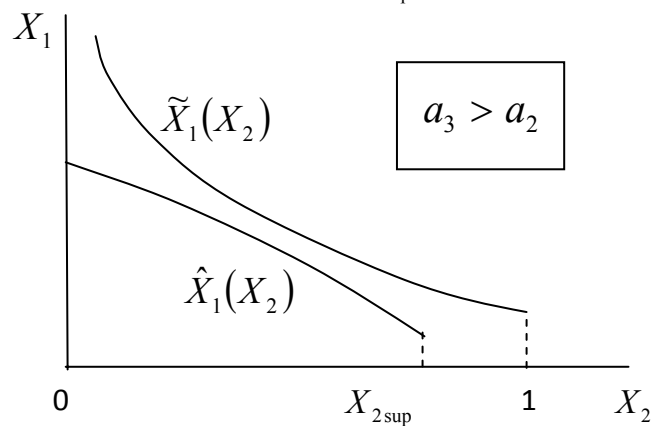


Fig.8d.

Taux d'actualisation positif :
aucun point commun



Ainsi, lorsque les valeurs des paramètres du problème (hors taux d'actualisation) autorisent des programmes d'exploitation du stock natif et de contrôle de l'invasion apparaissant comme rentables dans le cadre d'une analyse statique, l'existence d'un équilibre stationnaire optimal dans le cadre d'une analyse dynamique est conditionnée par le fait que le taux d'actualisation ne dépasse pas un certain seuil. Pour un taux inférieur à ce seuil mais strictement positif, il existe deux états stationnaires optimaux, représentés graphiquement par les points A et B de la figure 8b. Les coordonnées de chacun de ces deux points étant strictement positives, les valeurs correspondantes des variables adjointes sont elles-mêmes finies, ce qui garantit que les conditions de transversalité (28) sont satisfaites. Les états stationnaires représentés par A et B sont donc susceptibles de constituer l'étape ultime du problème d'optimisation étudié ici.

3.4. Stabilité de l'équilibre

Une solution est dite stable si elle est susceptible de constituer l'issue (asymptotique ou non) d'un processus de convergence. Pour caractériser la stabilité d'une solution, on suppose que pour un niveau de la surface envahie donné l'égalité entre les deux courbes n'est pas satisfaite. Aussi, au moins une des deux égalités entre les valeurs « en mer » et « en banque » unitaires des deux espèces n'est pas satisfaite (cf. tableau 1), ce qui correspond à un niveau d'effort bloqué à une des extrémités du domaine admissible. Ainsi, par exemple,

$$\text{si } \tilde{X}_1(X_2) > \hat{X}_1(X_2) \Rightarrow -\varphi_2 q_2 X_2 > C_2 \Rightarrow E_2^* = E_{2\max} \Rightarrow \frac{dX_2}{dt} < 0$$

$$\text{si } \tilde{X}_1(X_2) < \hat{X}_1(X_2) \Rightarrow -\varphi_2 q_2 X_2 < C_2 \Rightarrow E_2^* = 0 \Rightarrow \frac{dX_2}{dt} > 0$$

Il en résulte que le point d'équilibre A des figures 8a et 8b est instable, alors que le point d'équilibre B de la figure 8b est stable (figure 9 infra).

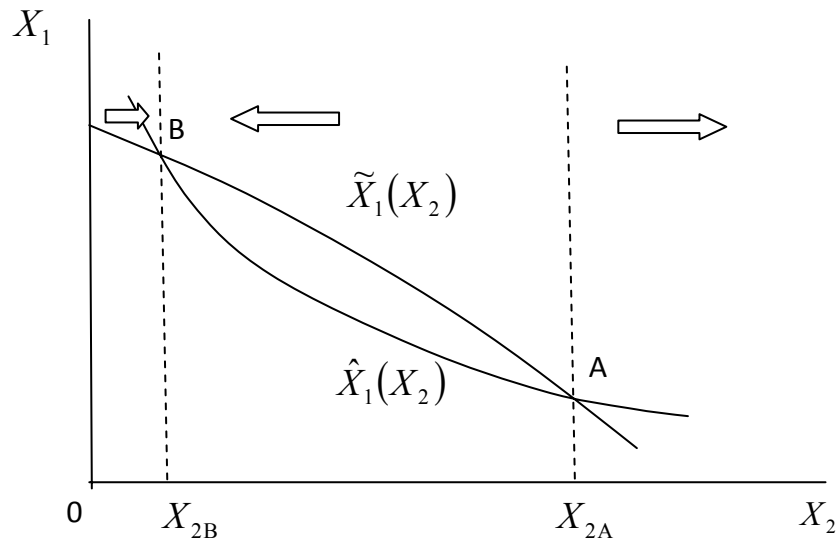


Figure 9. Stabilité de l'équilibre

Quant au point d'équilibre C de la figure 8c, il est stable à gauche et instable à droite. On peut en conclure que, si le niveau d'invasion initial est inférieur au niveau X_{2A} (ou X_{2C} dans le cas-limite illustré par la figure 8c), la trajectoire optimale convergera vers un état stationnaire B (ou C dans le cas-limite mentionné ci-dessus), combinant exploitation durable de la pêche et contrôle de l'invasion à un niveau intermédiaire³². Dans le cas inverse, nonobstant l'existence d'un tel état, la trajectoire optimale conduira à l'arrêt de la pêche et (asymptotiquement) à la généralisation de l'invasion³³. Lorsque l'on fait tendre le taux d'actualisation vers zéro, sous réserve que l'état invasif initial soit inférieur à X_{2A} , le système converge asymptotiquement vers la quasi-éradication de l'espèce invasive. On retrouve ici le résultat obtenu précédemment dans le cadre de l'analyse statique.

³² Lorsque la surface envahie initialement est supérieure à son niveau désiré (mais inférieure au niveau X_{2A}) le programme de contrôle de l'invasion comporte deux phases : une première phase, que l'on peut appeler « phase d'attaque », comportant un niveau d'effort maximal visant à rabattre au plus vite la surface envahie au niveau désiré ; et une seconde phase, que l'on peut qualifier de « phase d'entretien », comportant un niveau d'effort permanent permettant de stabiliser la surface envahie.

³³ Dans cette configuration, l'activité de pêche s'arrête lorsque l'invasion atteint un niveau correspondant au seuil de rentabilité de l'exploitation du stock natif.

S'il est trop important, le niveau d'invasion initial est donc susceptible de faire obstacle à la convergence du système vers un état stationnaire optimal combinant exploitation rentable du stock natif et stabilisation de l'invasion à un niveau intermédiaire. Rappelons que, pour qu'un tel état existe, les coûts unitaires de l'effort de pêche et de l'effort de nettoyage, les coefficients de dispersion naturelle et anthropique de l'espèce invasive, mais aussi le taux d'actualisation ne doivent pas être trop élevés.

Le modèle théorique développé dans cette première partie nous a permis de traiter le problème du contrôle d'une espèce invasive dénuée de valeur marchande et entrant en compétition pour l'espace avec une espèce native exploitée commercialement. Ce modèle intègre la contribution potentielle des exploitants de l'espèce native à la diffusion de l'invasion. L'analyse des propriétés statiques du modèle semble déboucher sur une alternative radicale entre quasi-éradication et *laisser-faire* face à l'invasion. Cependant, l'analyse des propriétés dynamiques du modèle a permis de mettre en évidence l'existence d'une trajectoire conduisant à un état stationnaire optimal caractérisé par la combinaison de l'exploitation rentable du stock natif et de la stabilisation de l'invasion à un niveau intermédiaire. Cet état n'existe que si les coûts d'exploitation de la ressource native et de contrôle de l'invasion, les coefficients de dispersion naturelle et anthropique de l'espèce invasive et le taux d'actualisation ne sont pas trop élevés. En outre, pour qu'il constitue l'issue d'une trajectoire optimale, il faut que le niveau d'invasion ne soit pas trop important au début de celle-ci. Dans ce cas, le contrôle de l'invasion comporte deux phases : une phase d'« attaque », dans laquelle l'effort de nettoyage est maximal afin de rabattre au plus vite la proportion de la surface envahie de la baie au niveau désiré, puis une phase d'« entretien », dans laquelle la proportion de la surface envahie est stabilisée à son niveau optimal par l'application d'un effort de nettoyage constant. Notons toutefois que dans le cas particulier où le niveau d'invasion initial est inférieur à son niveau optimal, la phase d'« attaque » devient une phase de *laisser-faire*, dans laquelle on laisse croître le niveau d'invasion jusqu'au niveau optimal auquel on le stabilise ensuite. Dans le cas où l'état stationnaire optimal d'exploitation combinée des deux espèces n'existe pas

ou ne peut être atteint, la trajectoire optimale amène à l'éradication asymptotique du stock natif. Dans ce cas, l'activité de pêche commerciale s'arrête lorsque l'invasion atteint un niveau correspondant au seuil de rentabilité de l'exploitation du stock natif.

Deuxième partie. Analyse coût-avantage appliquée au cas de la baie de Saint-Brieuc

Cette deuxième partie a pour objet de proposer une analyse coût-avantage du contrôle de l'invasion biologique de la crépidule appliquée à la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc. Elle comporte un chapitre³⁴. Ce dernier propose une application au cas d'étude qui utilise un modèle structural d'exploitation de la coquille Saint-Jacques couplé à un modèle d'invasion spatiale binaire, à partir desquels un programme de contrôle de l'invasion spatialisé est étudié.

« Faut de pouvoir voir clair, nous voulons, à tout le moins, voir clairement les obscurités »

Sigmund Freud, 1856-1939

³⁴ Une version préliminaire de ce travail, utilisant un modèle de la dynamique et de l'exploitation du stock natif antérieur et une modélisation de l'invasion et de son contrôle différente, a fait l'objet d'une communication dans un colloque international avec actes (Frésard et al., 2006).

Chapitre 3. Application à la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule

L'objet du présent chapitre est de proposer une application au cas de la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc et au programme d'extraction de crépidules mis en œuvre dans cette baie. Pour l'espèce native, nous utilisons un modèle structural d'exploitation de la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc développé par Guyader et Fifas (1999) et Guyader et al. (2004), puis actualisé et étendu par Fifas et Frésard en 2008. Pour le contrôle de l'espèce invasive, nous utilisons le modèle théorique présenté au chapitre 1, comme outil de simulation dynamique, qui permet de fournir une modélisation qualitativement réaliste du processus invasif dans le cas de la crépidule³⁵.

Le chapitre se compose de quatre sections. La première section présente le cas d'étude. La deuxième section expose le modèle structural d'exploitation de l'espèce native. La troisième section présente le modèle de contrôle de l'invasion spatiale développé et propose une simulation dynamique de l'évolution de la pêche, selon différents scénarios concernant le programme de contrôle de l'invasion. La quatrième section discute de la portée et des limites de l'application au cas d'étude.

³⁵ Il convient de préciser que cet exercice est fortement contraint par la faiblesse des données quantitatives disponibles en ce qui concerne le processus invasif. Cette faiblesse conduit à utiliser des valeurs moyennes plutôt que de véritables estimations économétriques des paramètres du modèle de contrôle de l'invasion, limitant du même coup la portée opérationnelle des résultats des simulations qui sont réalisées. Néanmoins, cet exercice a pour objet de présenter un modèle d'analyse coût-avantage qui serait opérationnel si certaines données, par ailleurs tout à fait observables, étaient mieux documentées.

1. Présentation du cas d'étude

La baie de Saint-Brieuc est une baie de 800 km² située sur la côte Nord de la Bretagne, dans le département des Côtes d'Armor. L'essor de la pêche à la coquille Saint-Jacques y remonte au début des années 1960. Depuis lors, cette pêche a connu des fluctuations importantes, en lien avec les variations naturelles du stock et l'encadrement de la pression de pêche. Au cours de vingt dernières années, les débarquements annuels ont évolué entre 1670 et 7600 tonnes, pour un chiffre d'affaires compris entre 5 et 15 millions d'euros (Fifas et al., 2003).

La baie de Saint-Brieuc constitue aujourd'hui la deuxième pêche de coquille Saint-Jacques à l'échelle nationale (derrière la baie de Seine), représentant près du tiers de la production française de cette espèce (MAP / OFIMER, 2005). À l'échelle régionale, l'importance économique de cette pêche est attestée par le fait qu'elle fournit en 2005 et 2006 plus du quart de la valeur totale des ventes réalisées dans les criées du département des Côtes d'Armor (OFIMER, 2007).

La pêche à la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc (tableau 2) est réalisée d'octobre à mars par une flottille composée aujourd'hui d'environ 250 bateaux, dont les équipages forment un effectif cumulé d'environ 600 marins (Fifas et al., 2003). Il s'agit de petites unités de pêche côtière (longueur moyenne 10,48 mètres), dont le patron est le plus souvent le propriétaire (pêche dite « artisanale »). Ces unités sont en moyenne plutôt anciennes (25 ans en moyenne) et relativement puissantes pour leur taille (127 KW en moyenne). Cette dernière caractéristique s'explique en partie par l'engin de pêche utilisé, une drague à dents de type « lourd » ou « breton ». Les navires coquilliers de la baie de Saint-Brieuc sont polyvalents : en dehors de la pêche à la coquille Saint-Jacques, ils pratiquent divers métiers, relevant soit des arts traînants (chalut), soit des arts dormants (ligne, casier, filet). Le métier de la coquille Saint-Jacques constitue pour ces navires une opportunité intéressante sur le plan économique, puisqu'il leur procure près de la moitié de leur chiffre d'affaires annuel, pour un nombre très limité d'heures de pêche (43 heures par navire et par an au début des années 2000) (Ibid.).

Tableau 2. Pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc : ressource et activité

Saison de pêche	Biomasse exploitable (tonnes)	Débarquements (tonnes)	Nombre de bateaux licenciés	Effort de pêche (heures)	Prix moyen au débarquement (€ / Kg)
1990-1991	3220	1670	293	6941	2,89
1991-1992	4650	3320	279	5510	1,88
1992-1993	6770	4700	266	7988	1,59
1993-1994	10080	5300	261	5546	1,61
1994-1995	10850	5530	260	6446	1,69
1995-1996	9430	4550	260	5704	1,82
1996-1997	7390	3730	260	8056	1,87
1997-1998	8560	3710	254	8604	1,87
1998-1999	6710	2830	251	7307	2,04
1999-2000	5780	2710	244	7424	2,12
2000-2001	9900	3570	241	9090	2,35
2001-2002	7990	5600	243	8131	2,13
2002-2003	16260	6190	243	9223	1,97
2003-2004	15720	6510	246	7619	2,07
2004-2005	20730	7365	247	8129	1,92
2005-2006	20480	6980	241	7272	1,87
2006-2007	27350	7505	252	9932	1,96
2007-2008	23220	7099	252	9592	1,93

* Euros constants 2003 (déflateur utilisé : indice général des prix à la consommation).

Sources: Fifas et al. (2003) et Fifas et Huet (2007) pour la biomasse exploitable et les débarquements, Anon. (2002, 2008) pour les données d'effort et les prix nominaux.

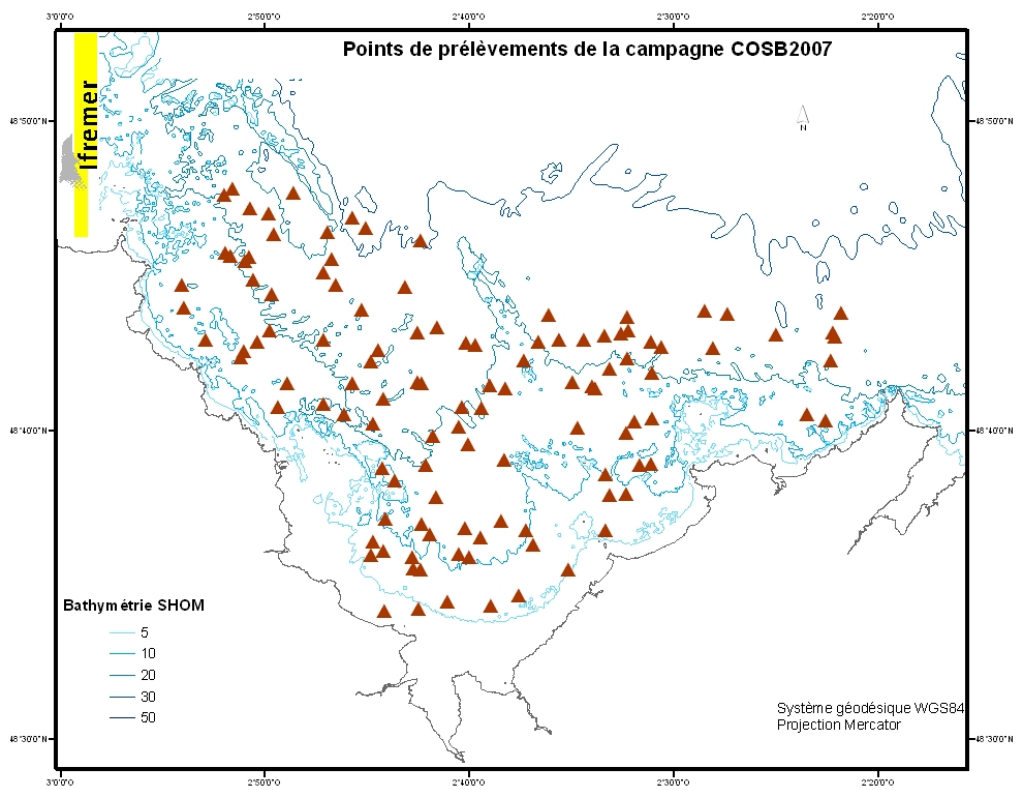
L'aménagement de la pêche repose largement sur un contrôle de l'effort de pêche, opéré par le Comité régional des pêches³⁶ dans le cadre d'un système de licences annuelles non cessibles. Ce système limite le nombre de bateaux autorisés à pêcher, leurs caractéristiques (longueur et puissance motrice) ainsi que le nombre et les caractéristiques des engins de pêche qu'ils utilisent. De plus, un calendrier de pêche et un TAC (total autorisé de capture)³⁷ sont arrêtés au début de chaque campagne de pêche. Le stock de coquille Saint-Jacques fait l'objet d'une évaluation directe par l'Ifremer chaque année, avant le début de la saison de pêche (figure 10). Cette campagne d'évaluation

³⁶ Sous le contrôle du Préfet de région dans le cadre de la Loi de 1991 sur l'organisation interprofessionnelle des pêches maritimes et des élevages marins.

³⁷ Couramment, mais improprement appelé « quota global », ce TAC est fixé par les professionnels sur la base d'une évaluation de stock réalisée chaque année par l'Ifremer.

permet de formuler des recommandations scientifiques en matière de fixation du TAC pour une gestion durable de la pêche (tableau 3).

Figure 10. Campagne 2007 d'évaluation du stock de coquille Saint-Jacques : répartition des 115 points d'échantillonnage en baie de Saint-Brieuc



Source : Fifas et Huet, 2007.

Tableau 3. Biomasse adulte, biomasse exploitable, quota proposé et débarquement déclaré de coquille Saint-Jacques (tonnes)

<i>Année/mois</i>	<i>biomasse adulte*</i>	<i>biomasse exploitable**</i>	<i>quota proposé</i>	<i>Débarquement déclaré</i>	<i>excès</i>	<i>excès %</i>
Juin 1986	9370					
Juin 1987	11190					
Juin 1988	9180					
Juin 1989	4480					
Juin 1990	4880					
Oct 1990	3790	3220	1300	1670	370	28 %
Sept 1991	8660	4650	2500	3320	820	33 %
Sept 1992	12270	6770	3000	4700	1700	57 %
Sept 1993	14690	10080	3500	5300	1800	51 %
Sept 1994	17880	10850	5000	5530	530	11 %
Sept 1995	12560	9430	3500	4550	1050	30 %
Sept 1996	10800	7390	3000	3730	730	24 %
Sept 1997	13540	8560	3000	3710	710	24 %
Sept 1998	8790	6710	2000	2830	830	42 %
Sept 1999	8420	5780	2000	2710	710	36 %
Sept 2000	14740	9900	3700	3570	-130	-4 %
Sept 2001	15820	7990	4500	5600	1100	24 %
Août 2002	24420	16260	6600	6190	-410	-6 %
Sept 2003	23920	15720	5700	6510	810	14 %
Sept 2004	31000	20730	6000	7365	1365	23 %
Sept 2005	30100	20480	5800	6980	1180	20 %
Août 2006	32850	27350	6500	7505	1005	15 %
Sept 2007	31230	23220	4400	7099	2699	61 %

* La biomasse adulte comprend l'ensemble des reproducteurs (coquilles de deux ans et plus) et constitue un indice du potentiel de reproduction du stock.

** La biomasse exploitable prend en compte l'ensemble des animaux d'une taille supérieure ou égale à 102mm (taille minimale réglementaire) et constitue un sous-ensemble de la biomasse adulte.

Note : Les estimations de biomasse obtenues ont une incertitude de l'ordre de ± 17 à 23%.

Source : Fifas et Huet, 2007 ; Anon., 2008.

Dans les années 1970, l'activité se caractérisait par une « pêche de recrutement » : chaque cohorte était pleinement exploitée dès son recrutement (c'est-à-dire à un âge d'environ deux ans) sans laisser un reliquat de pêche permettant d'assurer la saison de pêche suivante. Ce mode d'exploitation avait pour conséquence d'aggraver l'instabilité de la pêche, étant donné la forte variabilité interannuelle du recrutement de la coquille Saint-Jacques, principalement liée aux fluctuations des conditions hydroclimatiques (Fifas et al., 1990). Facilitée par l'adoption de maillages plus larges en 1985 et 1996, une

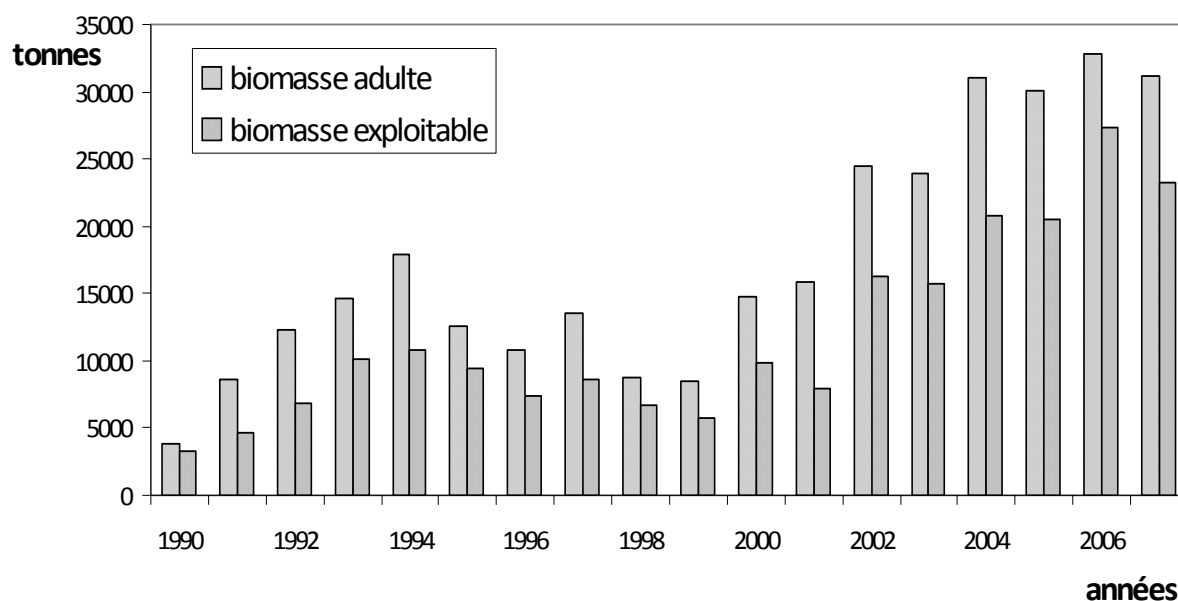
politique de reliquat de pêche³⁸ a par la suite été mise en œuvre, ayant pour effet de diversifier la structure par âge du stock et des captures (Fifas et al., 2003 ; tableau 4 et figure 11).

Tableau 4. Contribution par classe d'âge à la biomasse adulte de coquille Saint-Jacques en 2007

Age (années)	Année de naissance	Biomasse (tonnes)
2	2005	8920
3	2004	3400
4	2003	6460
5	2002	5880
6 et +	2001 et avant	6580

Source : Fifas et Huet, 2007.

Figure 11. Evolution de la biomasse adulte et de la biomasse exploitable de la coquille Saint-Jacques depuis 1990



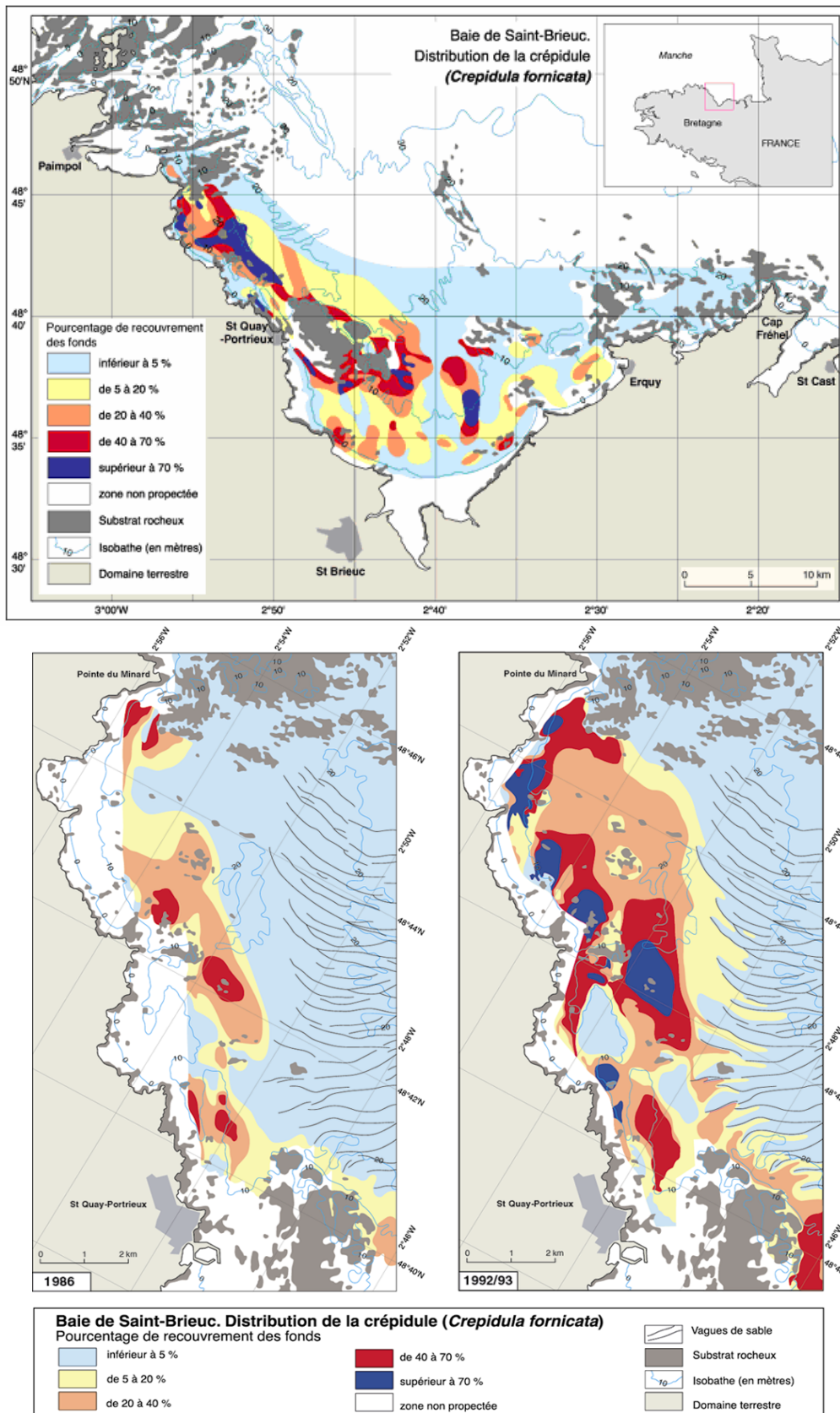
Source : Fifas et Huet, 2007.

³⁸ Le principe d'une politique de reliquat de pêche est d'étaler dans le temps le prélèvement sur les "bonnes" classes d'âge, c'est-à-dire abondantes, pour amortir les inévitables "années creuses" en terme de recrutement.

Il existe cependant des doutes sérieux sur l'effectivité du contrôle de l'effort de pêche, alimentés par le constat de la réduction drastique du temps de pêche autorisé par navire (- 64% en un quart de siècle, selon Fifas et al., 2003). Désigné dans la littérature spécialisée sous le nom de « derby-fishing », ce phénomène se manifeste classiquement dans les pêcheries où le régulateur tente sans succès de limiter l'effort de pêche à partir de quelques indicateurs simples comme le temps de pêche, la taille et la puissance motrice (officielle) des navires. Ces tentatives achoppent généralement sur le caractère multidimensionnel de l'effort de pêche, la forte substituabilité entre les facteurs qui entrent dans sa détermination et le progrès technique qui en altère la définition (Troadec et Boncoeur, 2003). Pour le moment inexistante dans la pêche de coquille de la baie de Saint-Brieuc, l'allocation du TAC sous forme de quotas individuels permettrait de surmonter ces inconvénients (Mahé et Ropars, 2001), sous réserve que les captures soient bien contrôlées.

Important gisement de coquille Saint-Jacques, la baie de Saint-Brieuc est également un des secteurs du littoral français les plus colonisés par la crépidule. Celle-ci a été observée pour la première fois dans la baie en 1974 (Dupouy et Latrouite, 1979). Vingt années plus tard, le stock était estimé à 250000 tonnes (Hamon et Blanchard, 1994). Le gisement de crépidule occupe environ 200 km², soit un quart de la superficie de la baie (figure 12 infra), avec des niveaux de colonisation divers selon les zones : 20% des fonds ont un recouvrement par les crépidules supérieur à 20% et 4% des fonds ont un recouvrement compris entre 70% et 100% (Hamon et al., 2002). La crépidule est majoritairement présente dans la partie Ouest de la baie, avec des concentrations plus fortes que dans la partie Est. L'explication de sa répartition est en partie liée à l'hydrodynamisme de la baie. L'évolution spatio-temporelle de la colonisation de la crépidule montre une amplification de l'invasion dans la partie Ouest : entre 1986 et 1992 les secteurs déjà colonisés ont vu le niveau de recouvrement des fonds s'accroître et la superficie des fonds envahis à plus de 5% a doublé (Hamon et al., 2002). En outre, on observe une amplification récente de la prolifération dans la partie Est de la baie : en rade d'Erquy par exemple, le niveau de colonisation des fonds est passé de 30% en 1992 à 60% en 2000 (Hamon et al., 2002).

Figure 12. Distribution de la crépidule en baie de Saint-Brieuc en 1994 et évolution de la colonisation des fonds de la partie ouest entre 1986 et 1992/1993



Source : Hamon et al., 2002.

Cette amplification de l'invasion est attribuée notamment aux pratiques de pêche, suspectées de favoriser la dispersion et la progression de l'invasion dans la baie (Ibid.). Ce phénomène pourrait s'expliquer par l'engin utilisé, par le rejet en mer des crépidules pêchées en même temps que les coquilles, et par les caractéristiques biologiques de l'espèce invasive considérée. En effet, l'utilisation de la drague est suspectée de favoriser la colonisation de l'espèce invasive en dispersant les chaînes de crépidules sur le fond lors de l'action de pêche et lors des rejets à la suite des opérations de tri, ce qui accélère le processus invasif et étend l'aire de répartition potentielle de la crépidule (Hamon et al., 2002 ; Blanchard et Hamon, 2006). Les chaînes de crépidules ainsi disséminées constituent des supports favorables pour les recrues et de nouveaux bancs peuvent alors se former. De même, les mollusques cassés sur le fond lors de l'action de pêche servent de supports. Enfin, les engins de pêche forment des sillons sur le fond, qui deviennent des abris favorables pour les chaînes de crépidules déplacées par la houle et les courants. Hamon et al. (2002) observent que sur quatre sites colonisés par la crépidule (baie de Saint-Brieuc, rade de Brest, baie de Marennes-Oléron, et bassin d'Arcachon) les sites les plus colonisés sont aussi ceux dans lesquels les activités de pêche aux engins traînants sont les plus importantes. Ainsi, la baie de Saint-Brieuc est la plus colonisée et la plus exploitée, alors que le bassin d'Arcachon est le moins colonisé (150 tonnes) avec une interdiction de l'utilisation des engins traînants pour les activités de pêche.

Eradiquer la crépidule de la baie n'étant pas techniquement réalisable, un programme de contrôle de l'invasion, visant à obtenir un niveau de colonisation compatible avec le maintien de l'activité de pêche, a été mis en œuvre à partir de 2002 par l'AREVAL (Association pour la Récolte et la Valorisation des crépidules en Bretagne), association créée en 1998 par le Comité Régional des Pêches Maritimes et la Section Régionale Conchylicole et bénéficiant du soutien de l'Agence départementale du développement économique et territorial des Côtes d'Armor (Côtes d'Armor Développement). Ce programme comprend trois volets (Anon., 2005) :

- le nettoyage des fonds, consistant en une extraction de crépidules dans les zones fortement colonisées à l'aide d'un sablier équipé d'un aspirateur hydraulique dont la capacité d'extraction est d'environ 500 tonnes de crépidules par jour. Le coût d'exploitation de ce navire est couvert à plus de 90% par des aides publiques en 2003.

- le suivi, effectué par Côtes d'Armor Développement et Ifremer, de l'impact des nettoyages sur le gisement de coquilles Saint-Jacques, sur les possibilités de refixation de cette espèce et sur la recolonisation par les crépidules.
- la transformation des crépidules, menée par la SECMA (Société d'Expansion des Calcaires Marins) grâce à la mise au point d'une nouvelle ligne de traitement et de commercialisation des produits issus du décorticage industriel. À cet effet, une usine de transformation a été inaugurée en 2001 à Pontrieux, représentant un investissement d'une valeur d'un peu plus de trois millions d'euros, financé à hauteur de 40% par l'aide publique. Cette usine sert également à la transformation du maërl. L'industriel obtient les crépidules à coût nul, les transforme en amendement calcaire (appelé « biocarbonate marin »), puis les vend aux agriculteurs à un prix compris entre 30 et 45 euros par tonne (Soulas, 2003).

La suite de cette première phase d'extractions importantes est initialement envisagée par un relai assuré par les pêcheurs et les ostréiculteurs, visant à garantir un niveau d'invasion compatible avec le maintien de leurs activités (Soulas et al., 2000). Nous considérons un programme de contrôle de l'invasion à long terme stylisé, issu de la philosophie du programme mis en place de 2002 à 2006 dans la baie, afin de concevoir sa continuité. Cette continuité est en adéquation avec la conception initiale du programme et se justifie par le caractère dynamique de l'invasion et des dommages qu'elle génère. Nous supposons donc que la stratégie du programme comporte deux phases, que nous appellerons « phase d'attaque » et « phase d'entretien ». La première phase est caractérisée par un niveau élevé d'enlèvement de l'espèce invasive, dans le but de réduire sensiblement le niveau d'invasion. La seconde étape a pour objectif de stabiliser le niveau d'invasion obtenu à la suite de la première phase, en enlevant chaque année l'accroissement naturel de la surface envahie existante.

La phase d'attaque, qui s'est déroulée de 2002 à 2006, devait se traduire par l'extraction de 100 000 tonnes de crépidules sur une période de cinq ans. Pour des raisons tenant à la disponibilité limitée du bateau sablier, le niveau des extractions durant les deux premières années (9034 tonnes en 2002 et 8681 tonnes en 2003) s'est situé bien en dessous du niveau envisagé, mais une augmentation marquée a été réalisée en 2004

(18081 tonnes). Finalement, sur les cinq années les quantités de crépidules enlevées ont été deux fois moins importantes que prévu (Blanchard et Hamon, 2006). La seconde phase du programme (« entretien ») n'était pas encore programmée au moment de la rédaction de ces lignes.

2. Présentation du modèle bioéconomique structural de la dynamique et de l'exploitation du stock de coquille Saint-Jacques

La modélisation bioéconomique de la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc a été développée depuis deux décennies à l'Ifremer (Meuriot et al., 1987 ; Fifas et al., 1990 ; Fifas, 1991 ; Guyader et Fifas, 1999 ; Fifas et al., 2003 ; Guyader et al., 2004). C'est une modélisation de type structural, c'est-à-dire distinguant les classes d'âge qui composent le stock (Laurec et Le Guen, 1981). Plus lourds à manier et plus exigeants en données que les modèles globaux, les modèles structuraux³⁹ présentent par rapport à ces derniers, souvent qualifiés de « boîtes noires », l'avantage de décrire explicitement les mécanismes qui produisent la dynamique du stock (recrutement⁴⁰, croissance, mortalité naturelle et par pêche). Sur un plan opérationnel, ils permettent de représenter des phénomènes tels que la surexploitation de croissance⁴¹, ou encore l'impact de mesures de gestion consistant à modifier le diagramme d'exploitation⁴² (mesures dites « techniques » comme le changement du maillage des filets). Pour la coquille Saint-Jacques, un modèle structural permet donc de représenter la dynamique des cohortes annuelles (dimension critique pour une pêche saisonnière), ainsi que de capturer la très forte instabilité de la relation stock-recrutement (figure 13) qui caractérise cette espèce (le recrutement connaît une forte variabilité interannuelle, avec un facteur allant de un à quinze), dont le recrutement dépend essentiellement des conditions hydroclimatiques⁴³ (Fifas et al., 1990).

³⁹ Également appelés modèles analytiques.

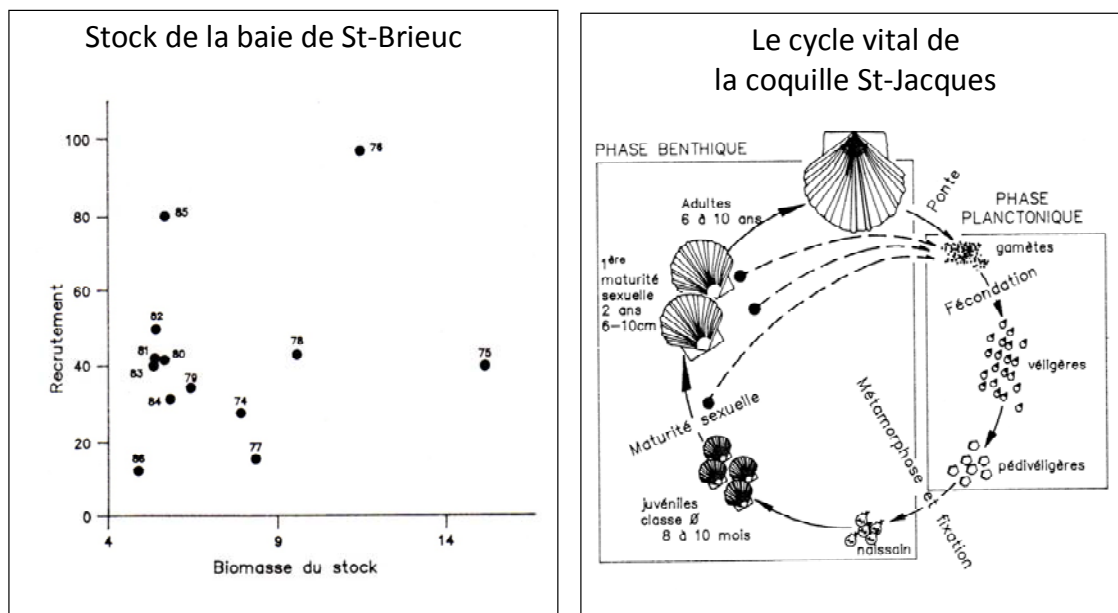
⁴⁰ Le recrutement représente l'entrée d'une cohorte dans le stock, c'est-à-dire dans la fraction exploitable de la population (Laurec et Le Guen, 1981).

⁴¹ La surexploitation de croissance consiste à prélever des individus à un âge trop précoce, alors que la surexploitation de recrutement consiste à prélever trop d'individus au regard de la capacité de renouvellement de la ressource (Ibid.).

⁴² Le diagramme d'exploitation est le vecteur des taux de mortalité par pêche appliqués à chacune des classes d'âge constituant le stock (Ibid.).

⁴³ L'influence de ces dernières intervient principalement au début du cycle de développement de l'espèce lors de la maturation sexuelle et des étapes du développement larvaire (figure 13).

Figure 13. Instabilité de la relation stock-recrutement et cycle vital de la coquille Saint-Jacques



Source : Boucher et Dao, 1989

Dans cette section, nous adoptons donc une modélisation de type structural pour représenter la dynamique du stock natif et de son exploitation, que nous illustrons par des simulations numériques relatives au cas d'étude de la baie de Saint-Brieuc. Nous utilisons le modèle structuré en âge de la pêcherie de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc⁴⁴ développé par Guyader et Fifas (1999), par Guyader et al. (2004) et actualisé et étendu par Fifas et Frésard en 2008. Ce modèle, en temps discret, est prévu pour effectuer des simulations dynamiques sur la période 2008-2030.

⁴⁴ Nous présentons ici les principales caractéristiques du modèle actualisé et étendu par Fifas et Frésard en 2008. Nous invitons le lecteur à consulter Guyader et Fifas (1999) et Guyader et al. (2004) pour davantage de détails.

2.1. Paramètres biologiques

La dynamique naturelle du stock⁴⁵ est gouvernée par trois facteurs : i) le recrutement, modélisé à l'aide d'une relation stock-recrutement de type Ricker (1954) dotée d'une forte composante stochastique ; ii) la croissance individuelle des coquilles Saint-Jacques, reposant sur une équation de Von Bertalanffy ; iii) le taux de mortalité naturelle à chaque âge, obtenu par analogie avec un stock non exploité situé non loin du stock étudié.

Plus précisément, la relation stock-recrutement est ajustée, sur la série d'années 1974 à 2006, selon un modèle de Ricker (1954). Les écarts, positifs et négatifs, entre les valeurs observées du recrutement et celles obtenues lors de l'ajustement sont considérées comme des composantes aléatoires, nommées δ , obéissant à une loi log Normale (0 ; 0,6006). La relation stock-recrutement prend la forme de l'équation :

$$(43) \quad R = a Bf e^{-bBf} e^{\delta Bf}$$

où R et Bf sont respectivement le recrutement (défini comme l'abondance des animaux de deux ans d'âge) et la fécondité potentielle du stock parental ; a et b sont les composantes déterministes du modèle. La composante aléatoire est bornée de façon à exclure 0,025 des limites inférieures et supérieures. Avec cette fonction, la biomasse féconde explique environ 32% du recrutement, les 68% restants revenant à la composante aléatoire.

La croissance individuelle est décrite par une équation de Von Bertalanffy à trois paramètres :

$$(44) \quad L(t) = L_{\infty} \left(1 - e^{-K(t-t_0)} \right)$$

où L_{∞} représente la taille asymptotique maximale, K le paramètre associé à la rapidité de croissance et t_0 le paramètre de calage temporel (l'âge théorique auquel la taille est nulle).

⁴⁵ D'après les données récoltées par l'Ifremer, les oscillations de l'abondance de la coquille Saint-Jacques semblent suivre un cycle de neuf années (ce cycle semble parallèle à celui de l'énergie solaire).

Le modèle offre la possibilité de considérer l'influence négative de l'évolution du taux de couverture en crépidules, C^{46} , sur les performances asymptotiques de la croissance de la coquille Saint-Jacques, en modifiant l'équation (44) qui devient :

$$(44)' \quad L(t) = \left(L_{\infty} - \frac{aC^b}{K} \right) \left(1 - e^{-K(t-t_0)} \right)$$

où: a et b sont des paramètres supplémentaires du modèle relatifs au taux de couverture.

Le coefficient instantané de mortalité naturelle est fixé à 0,15, il est estimé par analogie avec un stock vierge situé à l'ouest du rail d'Ouessant (campagne PERCOL en 1998).

Sur la période 1991 à 2007, les abondances des différentes classes sont directement issues de l'analyse des cohortes (l'analyse des cohortes utilise la méthode de Pope ascendant avec des données couvrant la période 1972-2001). Sur la période de simulation 2008-2030, l'abondance du pré-recrutement (défini comme l'abondance des animaux âgés d'une année, nommée $GR1$) est obtenue à l'aide de la relation stock-recrutement présentée précédemment et n'est utilisé dans le modèle que pour déterminer l'abondance du groupe d'âge deux (soit le recrutement, nommé $GR2$) à travers la relation suivante :

$$(45) \quad GR2 = a GR1^b$$

où : a et b sont les deux paramètres de la relation.

Sur la période de simulation du modèle (2008-2030), la structure en taille par âge moyenne utilisée est la structure théorique estimée à partir des données des campagnes d'évaluation directes. Cette structure en taille théorique est corrigée par le coefficient d'expansion moyenne par âge⁴⁷.

⁴⁶ Le taux de couverture en crépidules en fonction du temps t est modélisé selon une courbe logistique :

$C = \frac{1}{1 + e^{(-\alpha(t-t_{50}))}}$, où α est un paramètre relatif à l'écart de sélection de la courbe logistique et t_{50} est le temps auquel le taux de couverture équivaut à 50%.

⁴⁷ Les abondances issues des campagnes d'évaluation directe doivent être corrigées par les coefficients d'expansion moyenne par âge pour être en adéquation avec celles issues des analyses de cohortes basées sur les données issues des captures commerciales. L'écart entre ces deux éléments s'explique par le fait que

2.2. Paramètres d'exploitation

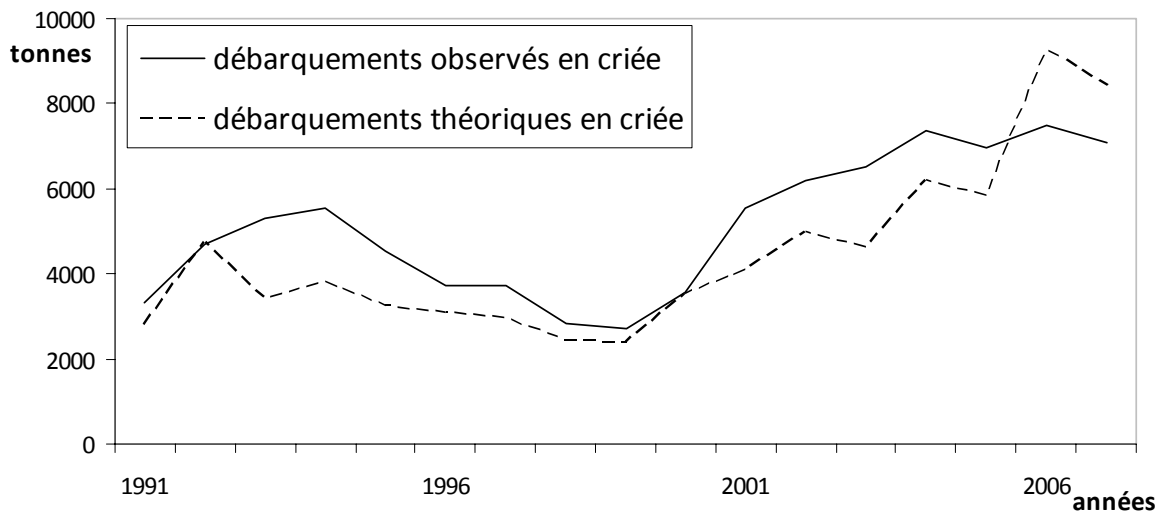
Le paramétrage de la sélectivité de la drague à coquille Saint-Jacques renvoie au travail exposé dans Guyader et Fifas (1999).

Le modèle de capturabilité (développé par Fifas et Frésard en 2008 sur la base des travaux de Fifas et Arzel, 2005) fournit une mortalité globale sur la saison de pêche qui est imposée à toutes les classes d'âge (en fonction de la structure en taille par âge moyenne de la population avec expansion) selon une sélectivité différenciée. Chaque année, on obtient ainsi les captures totales de l'hiver qui se répartissent entre les captures déclarées à la criée (figure 14), les captures fraudées en hiver, les captures cassées et les captures rejetées. La fraude hivernale dépend d'un coefficient de fraude moyenne indépendante de la taille de la coquille Saint-Jacques (estimé à 7,7% d'après les résultats de l'analyse des cohortes) et est calculée sur un état moyen du stock en janvier. Le coefficient de casse dépend en partie du niveau de l'effort de pêche et représente environ 5% des captures chaque année sur la période de simulation. La fraction rejetée des captures est fixe et correspond à 5% de l'effectif annuel capturé. La fraude estivale est quand à elle calculée en fonction de l'abondance des groupe d'âge 1, 2 et 3 au cours de l'été et du pourcentage de chalutage dans la baie. La figure 15 nous donne une illustration de la composition des captures entre la criée, la fraude hivernale et la fraude estivale et de leur évolution⁴⁸.

la tactique de pêche vise prioritairement les zones de pêche les plus riches en groupes d'âge abondants (les jeunes individus) et que les anneaux des dragues sélectionnent les tailles. Ainsi, les captures commerciales ne reflètent pas forcément la structure en âge et en taille de la population exploitée.

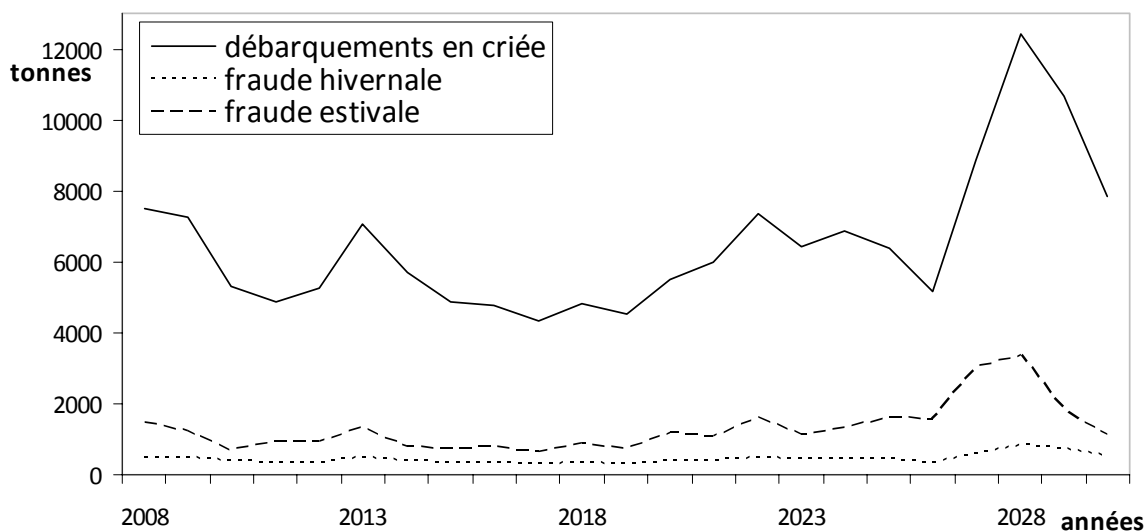
⁴⁸ Avec le modèle, la fraude estivale est supérieure à la fraude hivernale, conformément aux observations issues des données des campagnes d'évaluation directe.

Figure 14. Débarquements en criée de coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc : données observées et résultats du modèle (période 1991-2007)



Source : élaboration personnelle.

Figure 15. Simulation numérique. Evolution des débarquements en criée, de la fraude hivernale et de la fraude estivale de coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc (période 2008-2030)

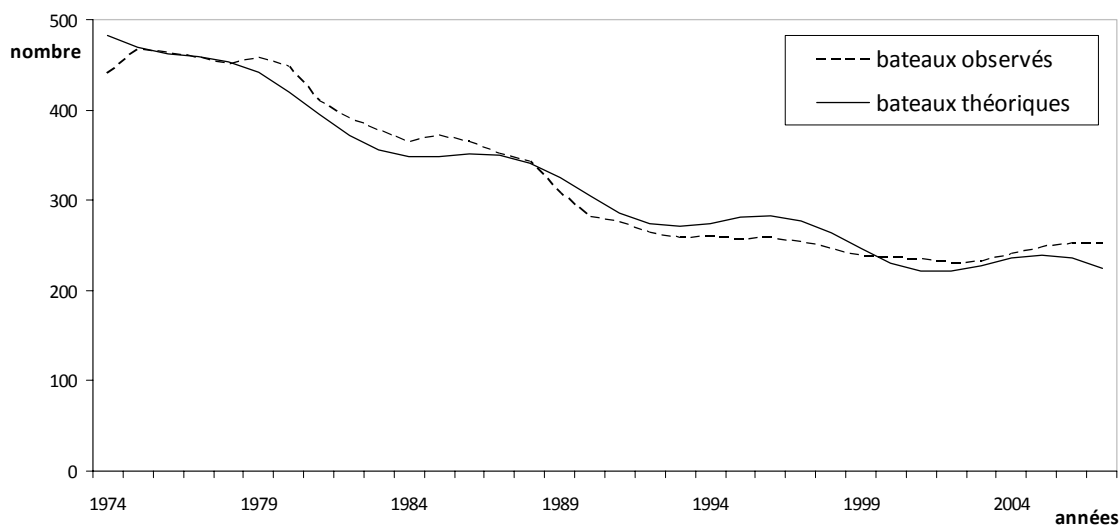


Note : la forme des courbes est liée à la forte composante aléatoire du modèle qui rend compte des variations élevées du recrutement. Le pic observé en 2028 est donc lié à une fluctuation aléatoire du recrutement.

Source : élaboration personnelle.

Les résultats sont ventilés par classes d'âge et par catégories de navires (selon une capturabilité globale différenciée pour chaque segment de la flottille de pêche), permettant ainsi d'exprimer à chaque fois les captures hivernales, les débarquements (ou les captures déclarées à la criée), la fraude hivernale et la fraude estivale. Les classes d'âge considérées sont au nombre de cinq (classes 2, 3, 4, 5 et 6 ; la classe 1 est implicitement prise en compte au travers de la relation entre les classes 1 et 2, cf. équation (45)) et les catégories de navires sont au nombre de quatre (0-60kW, 60-120kW, 120-185 kW et >185kW). Sous l'hypothèse que la limitation de la puissance motrice autorisée dans la pêcherie reste constante, le modèle extrapole l'évolution de la composition de la flottille selon la tendance observée (figure 16).

Figure 16. Evolution de la flottille de pêche à la coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc : données observées et résultats du modèle (période 1974-2007)

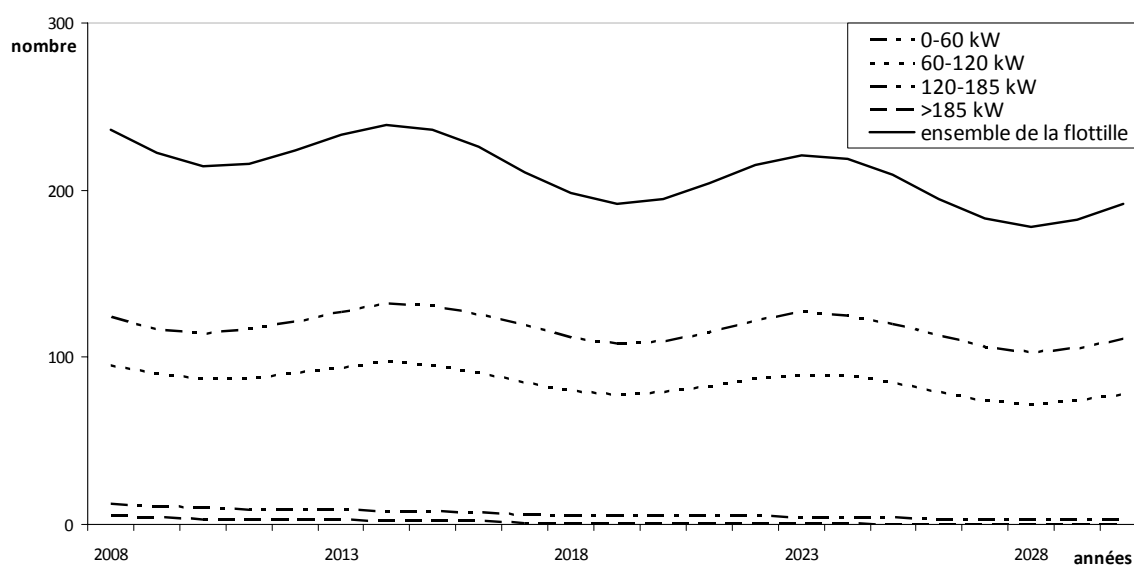


Source : élaboration personnelle.

Il s'agit d'une tendance à la baisse de l'effectif global des navires, ponctuée de quelques hausses au cours du temps, couplée à une augmentation de la part des navires appartenant à la catégorie 120-185kW, à une stabilité de celle 60-120kW (leur nombre étant fixé au nombre moyen observé entre 1993 et 2007) et à un déclin des catégories 0-

60kW et >185kW⁴⁹ (figure 17). Les oscillations de la flottille observées sur la figure 17 ont une cyclicité de neuf années, parallèlement aux oscillations de l'abondance de la coquille Saint-Jacques observées⁵⁰. La puissance motrice individuelle ne varie pas dans le modèle puisqu'il s'agit d'une moyenne observée par catégorie, tandis que la puissance motrice moyenne de la flottille augmente de 0,9% sur la période 2008-2030.

Figure 17. Simulation numérique. Evolution de la composition de la flottille de pêche à la coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc (période 2008-2030)



Source : élaboration personnelle.

Les différents éléments présentés précédemment sont formalisés dans les équations ci-après.

⁴⁹ Depuis les années 1990, on observe une augmentation du nombre de bateaux de la catégorie proche de la limite maximale actuelle (soit de 120 à 185 kW) car une puissance accrue permet d'augmenter l'efficacité de pêche grâce à une capacité de capture plus forte (avec un temps de pêche journalier très court) et autorise un déploiement plus efficace des activités annexes de pêche, dont le chalutage.

⁵⁰ Ce modèle d'évolution de la flottille permet de lier indirectement l'importance de l'effectif de la flotte de pêche aux variations de l'abondance du stock coquillier qu'elle exploite.

La capturabilité hivernale annuelle, q_i , dépend de la puissance motrice des navires (CV_i , exprimée en centaines de chevaux) et d'un progrès technique autonome⁵¹, α , selon l'équation :

$$(46) \quad \begin{aligned} q_i &= C CV_i^\beta && \text{si } i \leq Lim \\ q_i &= C CV_i^{\beta(1+\alpha(i-Lim))} && \text{si } i > Lim \end{aligned}$$

où : C et β sont deux paramètres; α est le coefficient de progrès technique; i caractérise l'année considérée et Lim représente l'année finale de la série de données considérée pour estimer le modèle de capturabilité. Le coefficient de détermination vaut 0,86.

La fonction de capture hivernale annuelle de chaque bateau de pêche est définie par :

$$(47) \quad Y_{vji} = q_{vi} \text{ sé}l_j E_{vi} N_{ji}$$

où : Y_{vji} représente, pour chaque bateau (v), les captures individuelles de coquilles par classe d'âge (j) ; q_{vi} représente le coefficient de capturabilité selon le segment de la flottille considéré ; $\text{sé}l_j$ représente la sélectivité pour la classe d'âge j considérée ; et E_{vi} représente le temps de pêche annuel passé par chaque bateau dans la pêcherie de coquille Saint-Jacques (étant limité par la réglementation, le temps de pêche annuel des navires individuels est exogène sur la période de simulation du modèle et est fixé à 40 heures).

Les captures hivernales annuelles totales de coquille de chaque bateau pour toutes les classes d'âge (Y_{vi}) sont définies par :

$$(48) \quad Y_{vi} = \sum_{j=2}^6 Y_{vji}$$

⁵¹ L'évolution de la puissance motrice moyenne de la flottille coquillière ne suffit pas pour expliquer la tendance à l'augmentation des capacités de capture observée : à puissance motrice donnée et à état de la ressource constant, le navire moyen de la baie pêcherait aujourd'hui 40 à 45% de plus qu'il y a quinze ans. Ainsi, on considère un apprentissage lié au progrès technologique et à l'apprentissage du métier par les équipages.

Les captures débarquées en criée chaque année par chaque bateau ($Y_{criéevi}$) sont telles que :

$$(49) \quad Y_{criéevi} = \frac{Y_{vi}}{1 + R_{fr} + R_c + R_{rej}}$$

où : R_{fr} représente le ratio de fraude hivernale ; R_c représente la fraction cassée des coquilles ; et R_{rej} représente la part des coquilles rejetées.

La quantité de coquilles fraudées (Y_{frvi}) chaque année par chaque bateau se partage entre la fraude hivernale (Y_{frhvi}) et la fraude estivale (Y_{frevi})⁵², elle est telle que :

$$(50) \quad Y_{frvi} = Y_{frhvi} + Y_{frevi} \quad \text{avec} \quad Y_{frhvi} = \frac{Y_{vi} R_{fr}}{1 + R_{fr} + R_c + R_{rej}}$$

Par ailleurs, les prix et coûts unitaires sont exogènes et le « revenu à partager » entre équipage et armement⁵³ est utilisé comme proxy pour évaluer la rentabilité d'un bateau de pêche. Ce revenu à partager (pour chaque bateau), π_{vi} , est défini par :

$$(51) \quad \pi_{vi} = P_{criée} Y_{criéevi} (1 - \theta) + P_{fr} Y_{frhvi} - C_v E_{vi}$$

où : $P_{criée}$ et P_{fr} représentent respectivement le prix au débarquement en criée et le prix des coquilles fraudées⁵⁴ ; les coûts unitaires θ et C_v sont respectivement le coût unitaire

⁵² La fraude estivale est utilisée dans le modèle pour déterminer l'évolution du stock de coquille Saint-Jacques structurée classes d'âge et soumis à exploitation. Dans les calculs suivants, concernant le revenu à partager de chaque unité de pêche et l'approximation de la marge sur coût variable de la pêche coquillière, nous ne tiendrons compte que des captures débarquées en criée et de la fraude hivernale. La pêche à la coquille étant une activité saisonnière hivernale, nous limitons notre analyse à cette dernière et nous utilisons les données de prix de vente et de coûts de l'effort relatifs à cette saison. Un développement plus poussé de l'analyse serait possible en intégrant les recettes et les coûts engendrés par la fraude estivale, selon les données des activités estivales de la flottille de pêche opérant dans la baie (les chalutiers principalement pour la prise en compte de cette fraude).

⁵³ En pêche artisanale, les facteurs capital et travail sont rémunérés selon un système spécifique, dit « à la part ». Dans ce système, un « revenu à partager » est calculé à l'issue de chaque marée en déduisant des ventes nettes (ventes brutes moins frais de débarquement) un certain nombre de frais, dits « communs » (correspondant approximativement aux coûts variables par marée, à l'exclusion des salaires). Ce revenu est ensuite partagé entre armement et équipage (patron inclus) selon une clé de répartition prédéfinie. Le revenu individuel de chaque membre de l'équipage est lui-même déterminé en appliquant à la « part-équipage » un système prédéfini de clés de répartition. Sur les implications de ce système pour l'évaluation des performances économiques des navires, voir Boncoeur et al. (2000).

au débarquement (la taxe qui dépend des quantités débarquées, fixée à 0,076€/kg) et le coût unitaire de l'effort par heure (ce coût représente les coûts liés à la consommation de gasoil, à la réparation et au remplacement des engins, auquel s'ajoute le coût d'opportunité du travail⁵⁵ ; et il s'agit d'un coût variable du fait du caractère saisonnier de l'activité considérée⁵⁶)⁵⁷.

En supposant que la somme du revenu à partager de chaque bateau est une approximation de la marge sur coût variable de la pêche de coquille Saint-Jacques (cf. Guyader et al., 2004), alors la marge sur coût variable cumulée en valeur actuelle, π , s'écrit :

$$(52) \quad \pi = \sum_{i=1}^n \frac{\sum_{v=1}^m \pi_{vi} v_i}{(1+a)^i}$$

où : a représente le taux d'actualisation. La valeur du taux retenu est de 5%.

La figure 18 (infra) illustre l'évolution de la marge sur coût variable annuelle de l'ensemble de la flotte coquillière de la baie.

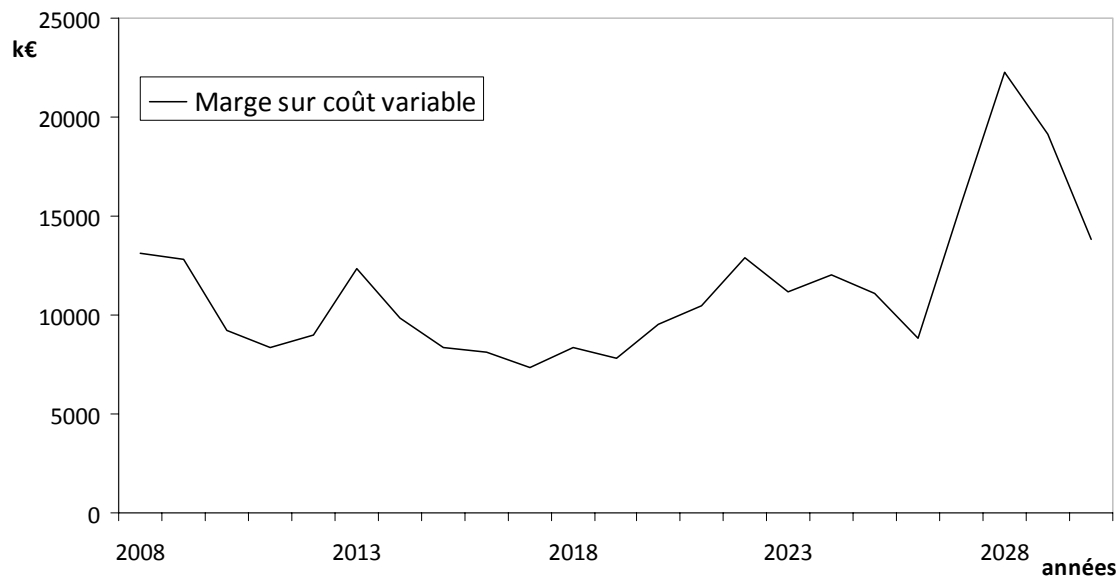
⁵⁴ Le prix au débarquement en criée est estimé à 1,83 € par kg en moyenne et le prix des coquilles fraudées en hiver est fixé à 2,74 € par kg (cf. Guyader et Fifas, 1999 et Guyader et al., 2004).

⁵⁵ Dans les pêcheries artisanales, les salaires des membres d'équipage (dont le patron) sont fixés sur la base du système dit du « salaire à la part », qui implique une participation aux bénéfices réalisés à l'issue de la marée. Ce mode particulier de rémunération de l'équipage ne permet pas d'assimiler le salaire au coût d'opportunité du travail (Boncoeur et al., 2000).

⁵⁶ Les coûts fixes ne sont pas pris en compte dans le modèle, car ils ne sont pas spécifiques à l'activité de pêche de la coquille Saint-Jacques, qui constitue uniquement une activité à temps partielle pour les pêcheurs opérant dans la baie de Saint-Brieuc et ne représente qu'une part très faible de leur temps de pêche annuel.

⁵⁷ Ce coût variable de l'effort par heure est estimé à 32,17€ pour la catégorie des 0-60kW, 50,61€ pour celle des 60-120kW, 68,30€ pour les bateaux de 120-185kW et 90,86€ pour ceux de plus de 185kW (cf. Guyader et Fifas, 1999 et Guyader et al., 2004). Nous utilisons le salaire minimum légal (SMIC) pour évaluer le coût d'opportunité du travail. Ce taux de salaire, exprimé en termes nominaux, est de 8,71€ par heure en 2008 et le nombre moyen de pêcheurs par bateau, selon les catégories, est de 1 pour celle 0-60kW, 2 pour celle 60-120kW, 3 pour celle 120-180kW et de 4 pour celle > 185kW.

Figure 18. Simulation numérique. Evolution de la marge sur coût variable annuelle de la flottille de pêche à la coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc (période 2008-2030, unité : 1000€)



Note : la forme de la courbe est liée à la forte composante aléatoire du modèle qui rend compte des variations élevées du recrutement. Le pic observé en 2028 est donc lié à une fluctuation aléatoire du recrutement.

Source : élaboration personnelle.

3. Le contrôle de l'invasion spatiale de la pêche coquillière

3.1. Présentation du modèle de contrôle de la pêche envahie par un compétiteur spatial

3.1.1. Discussion des hypothèses du modèle

Les hypothèses générales du modèle sont celles du modèle théorique présenté au chapitre 1, utilisé ici en tant qu'outil de simulation dynamique, à l'exception des aspects concernant la dynamique et l'exploitation du stock natif qui renvoient au modèle présenté supra (cf. section 2). Nous reprenons ici les hypothèses du modèle du chapitre 1, en discutant leur degré de validité au regard des conditions du cas d'étude.

H1. Le rôle de la pêche exploitant un stock autochtone à caractère benthique est ici joué par la pêche de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc.

H2. Le rôle de l'espèce exotique invasive dénuée de valeur marchande est joué par la crépidule. L'hypothèse selon laquelle l'invasion est la seule perturbation environnementale qui affecte la pêche prête à discussion, si l'on considère les fortes perturbations d'origine anthropique auxquelles est soumis l'écosystème de la baie (en particulier celles qui résultent des effluents d'origine agricole). Cependant, dans le cas de la pêche de coquille Saint-Jacques (et contrairement par exemple à la mytiliculture), ces perturbations n'ont pas, à ce jour, de conséquences attestées sur l'activité. L'incidence de la prolifération de la crépidule sur la pêche de coquille Saint-Jacques est la seule conséquence du phénomène invasif prise en compte par le modèle. Dans le cas de la baie de Saint-Brieuc, d'autres conséquences ont été observées (notamment une modification de la biodiversité) mais n'ont pas encore été quantifiées (Hamon et al., 2002).

H3. L'hypothèse de compétition spatiale entre les deux espèces apparaît solidement étayée par les observations de terrain : la compétition trophique entre crépidule et coquille Saint-Jacques, si elle existe, est considérée comme un phénomène mineur en

comparaison de la compétition pour l'espace⁵⁸ (Chauvaud et al., 2003 ; Blanchard et Hamon, 2006). Toutes les zones de la baie où l'on trouve des coquilles Saint-Jacques sont susceptibles d'être envahies par la crépidule (Blanchard et al., 2001). Une fois que la densité de crépidules est suffisamment élevée dans un endroit donné, les juvéniles de coquille Saint-Jacques ne peuvent plus s'y fixer, ce qui réduit les dimensions de l'habitat propice au recrutement de la coquille. On suppose que, sur un mètre carré de benthos, la probabilité de recrutement pour l'espèce native n'est pas affectée par la présence d'individus de l'espèce invasive tant que la densité de ces derniers reste inférieure au taux de couverture correspondant à 40% des fonds (Hamon et Blanchard, 2006), et devient nulle dès lors que ce seuil est atteint. L'ensemble des mètres carrés formant la surface de la baie de Saint-Brieuc peut être ainsi partitionné en deux sous-ensembles : ceux qui sont considérés comme « indemnes », sur lesquels le nombre d'individus de l'espèce invasive est inférieur au seuil critique défini ci-dessus, et ceux qui sont considérés comme « envahis », sur lesquels ce seuil est atteint ou dépassé

H4. L'hypothèse d'asymétrie de la compétition : les observations indiquent que l'occupation d'un mètre carré du benthos par les crépidules au seuil de 40% de couverture rend l'installation des juvéniles de coquilles Saint-Jacques impossible sur cette surface, mais qu'en sens inverse la présence des coquilles Saint-Jacques sur un mètre carré de benthos ne gêne pas le développement des crépidules. Au contraire, celles-ci peuvent tirer avantage de la présence de coquilles Saint-Jacques pour s'y fixer et développer des colonies (Hamon et al., 2002 ; Chauvaud et al., 2003).

H5. La diffusion spatiale de la crépidule s'effectue par deux mécanismes : un mécanisme naturel et un mécanisme anthropique. Les observations étayent cette hypothèse : les rejets en mer des captures accidentelles de crépidule et l'utilisation de la drague pour l'activité de pêche coquillière favorisent la dispersion de l'invasion (Hamon et al., 2002), la comparaison avec un site ancien d'invasion de la crépidule (le bassin d'Arcachon) dans lequel il n'y a pas d'activités de pêche aux engins traînants tend à montrer que la pratique de pêche en baie de Saint-Brieuc accroît la propagation de l'invasion. Néanmoins, l'insuffisance des données quantitatives relatives à ce mécanisme

⁵⁸ Ici, nous n'utiliserons donc pas la possibilité offerte par le modèle présenté à la section 2 de considérer la compétition trophique exercée par la crépidule sur la coquille Saint-Jacques.

anthropique⁵⁹ ne permet pas de distinguer clairement les deux mécanismes. Aussi, nous retenons un taux de diffusion spatial unique et exogène, qui reflète les deux mécanismes sans les différencier.

H6. L'hypothèse d'homogénéité spatiale du benthos de la baie, par rapport à la probabilité du recrutement est simplificatrice pour la coquille Saint-Jacques et la crépidule puisque la dissémination larvaire de ces espèces dépend de facteurs hydroclimatiques. Toutefois, cet aspect étant difficilement paramétrable⁶⁰, l'hypothèse d'homogénéité spatiale peut être tenue pour une simplification acceptable en première approche. Par ailleurs, le schéma de développement spatial adopté par la crépidule n'est pas l'élargissement continu d'une zone initialement envahie, mais l'apparition de nouvelles taches de colonisation dans des endroits variés de la baie (Hamon et al., 2002), de sorte que le contrôle de ce développement ne se conçoit pas comme la défense d'une « ligne de front » entre une zone vierge et une zone envahie.

H7. La dynamique naturelle du stock de coquille Saint-Jacques est représentée par le modèle structuré en classes d'âge présenté à la section 2. La capturabilité de cette espèce est ajustée par ce modèle. Il permet de représenter la dynamique des cohortes annuelles, ainsi que de capturer la très forte instabilité de la relation stock-recrutement qui caractérise cette espèce.

H8. La dynamique spatiale de l'invasion par la crépidule est représentée à l'aide d'un modèle logistique⁶¹. En l'absence de données quantitatives suffisantes, l'utilisation d'un

⁵⁹ Une expérimentation a été réalisée en 2000 afin d'évaluer les volumes de crépidules récoltées et rejetées lors des opérations de pêche à la coquille Saint-Jacques dans les secteurs fortement colonisés de la baie (Hamon et al., 2002). Une extrapolation à l'ensemble de la flottille conduit à une estimation de 107 tonnes de crépidules pêchées puis rejetées dans la journée (1h30 de pêche), pour 21 tonnes de coquilles Saint-Jacques récoltées. Néanmoins, les auteurs précisent que ces observations ne peuvent être extrapolées à l'ensemble de la saison de pêche, ces observations étant insuffisantes (elles ne concernent qu'une journée et cinq bateaux), surestimées (elles incluent les supports et la faune associée dans les tonnages observés) et partielles (elles ne concernent que des zones fortement colonisées qui ne sont exploitées qu'épisodiquement, étant donné les inconvénients dus à la forte présence des crépidules).

⁶⁰ Il n'existe actuellement pas de modèle de prévision des conditions hydroclimatiques opérationnel sur cette zone géographique.

⁶¹ Pour les illustrations numériques présentées dans ce chapitre, une version discrétisée du modèle en temps continu présenté au chapitre 1 est utilisée. Dans un modèle logistique, la dynamique spatiale naturelle de l'invasion (c'est-à-dire hors exploitation) est gouvernée, dans un environnement supposé stable, par deux paramètres : le taux intrinsèque de diffusion spatiale de l'invasion et la surface colonisable de l'écosystème (implicitement fixée à 1 ici). Le premier paramètre est le taux que l'on observe lorsque les

tel modèle peut être tenue pour une simplification acceptable en première approche. Ce type de modélisation correspond à une des formes fonctionnelles que les écologistes appliquent à la modélisation des invasions biologiques (Williamson, 1996). La diffusion spatiale de l'invasion par la crépidule peut être contrôlée à l'aide d'opérations de nettoyage (le nettoyage d'un mètre carré de benthos envahi consiste à y rabattre le nombre de crépidules en dessous du seuil critique correspondant à une couverture de 40%). On suppose que la productivité moyenne du nettoyage (nombre de mètres carrés nettoyés par unité d'effort) est proportionnelle au nombre total de mètres carrés de benthos envahis (cette hypothèse, analogue à celle de proportionnalité de la CPUE à la biomasse du stock dans le cas de l'espèce native, est justifiée par le caractère aléatoire de la répartition des mètres carrés envahis).

H9. S'agissant de la coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc, l'hypothèse d'exogénéité des prix retenue par le modèle est critiquable, dans la mesure où la pêcherie de la baie occupe une place qui ne peut être considérée comme marginale sur le marché français de la coquille Saint-Jacques (environ 30%). Les données présentées dans le tableau 2 (section 1 supra) font apparaître un parallélisme entre augmentation des apports et baisse du prix annuel moyen au débarquement dans la première moitié des années 90, suggérant l'existence d'une sensibilité des prix aux quantités débarquées. Cependant, l'interprétation de cet épisode de baisse de prix doit tenir compte du fait que, sur la période, l'abondance et donc la production ont fortement augmenté dans l'ensemble des gisements importants de coquille Saint-Jacques en France, et pas seulement dans celui de la baie de Saint-Brieuc. Par ailleurs, il convient de s'interroger sur les contours et la dimension du marché de la coquille Saint-Jacques. L'ambiguïté de cette notion est illustrée par les débats juridiques dont l'appellation commerciale « noix de Saint-Jacques » a fait l'objet au cours des années 90⁶². Traditionnellement, le marché français des pectinidés est relativement segmenté, la production nationale de coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) étant vendue pour l'essentiel sous forme fraîche et

facteurs environnementaux (espace, nourriture, prédation...) ne sont pas limitants. C'est le taux considéré par Malthus dans le chapitre I de son *Essai sur le principe de population* (Malthus, 1798).

⁶² En dépit des efforts déployés par les professionnels français de la pêche, cette appellation commerciale couvre aujourd'hui l'ensemble des pectinidés, et non la seule espèce *Pecten maximus*.

entière⁶³ sur le marché intérieur, alors que le marché des produits surgelés est alimenté par des importations d'autres espèces de pectinidés, vendus décortiqués (« en noix »). Cependant, la transformation industrielle⁶⁴ de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc qui s'est développée dans la seconde moitié des années 90 (Anon., 2002) est de nature à remettre en cause cette segmentation, et par là d'accroître la dépendance du prix de la coquille de la baie vis-à-vis du marché mondial des pectinidés.

H10. Pour les pêcheurs coquilliers, le fait de faire abstraction des écarts de coûts liés à l'éloignement plus ou moins important des lieux de pêche par rapport aux ports de la baie se justifie par plusieurs éléments : même si la surface de la baie est importante (800 km²) cette activité de pêche demeure côtière et le temps de pêche est fortement limité ; la baie est divisée en plusieurs zones de pêche qui sont ouvertes à des moments différents dans la saison, le coût variable de l'activité (correspondant au modèle présenté à la section 2) inclut donc des routes variées. Pour le bateau chargé du nettoyage, l'insuffisance des données disponibles ne permet pas de considérer un écart de coût lié à l'éloignement plus ou moins grand des lieux de nettoyage et du lieu de débarquement des crépidules.

H11. Dans le cas de la baie de Saint-Brieuc, le modèle structural de la dynamique et de l'exploitation de la coquille Saint-Jacques utilisé inclut un progrès technique autonome dans la fonction de capture des bateaux (cf. section 2).

3.1.2. Paramétrage du modèle d'invasion spatiale et de son contrôle

Nous présentons maintenant le paramétrage du modèle représentant la dynamique spatiale de l'invasion et de son contrôle (nous rappelons que le paramétrage de la dynamique et de l'exploitation du stock natif renvoient au modèle présenté supra (cf. section 2)).

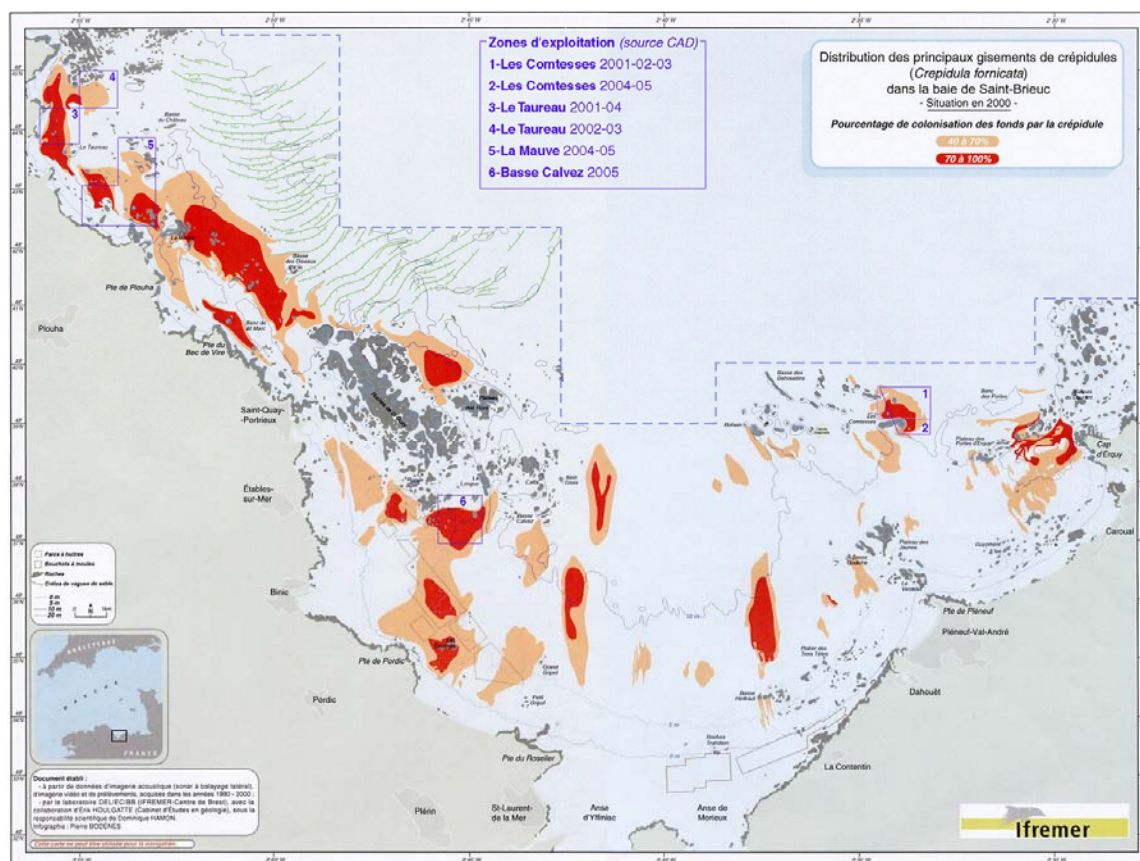
Les connaissances empiriques quantitatives sont limitées pour l'invasion spatiale de la baie de Saint-Brieuc par la crépidule. Une cartographie de l'invasion en 1994 a été établie

⁶³ L'ancienne production appertisée a pratiquement disparu.

⁶⁴ Surgélation et, plus récemment, vente de produits frais décortiqués conditionnés sous barquette plastique.

(figure 12 ; Hamon et al., 2002), puis a été actualisée avec des observations datant de 2000 (figure 19 ; Blanchard et Hamon, 2006). Ces cartographies représentent la surface envahie avec différents pourcentages de recouvrement des fonds par la crépidule.

Figure 19. Distribution des principaux gisements de crépidule en baie de Saint-Brieuc en 2000



Source : Blanchard et Hamon, 2006.

Les superficies (km²) envahies de la baie, relatives aux différents pourcentages de recouvrements des fonds, aussi appelés strates, sont données par le tableau 5 (infra) pour les années 1994 et 2000.

Tableau 5. Répartition spatiale de la crépidule en baie de Saint-Brieuc : superficie des différentes strates de colonisation (années 1994 et 2000)

Strate	1994	2000
	Superficie (km ²)	Superficie (km ²)
[0-5%]	218	
]5-20%]	90	
]20-40%]	43	
]40-70%]	31	38
]70-100%]	18	16

Sources : Hamon et Blanchard, 1994 ; Blanchard et Hamon, 2006.

Le seuil de recouvrement en crépidule qui annule la probabilité de recrutement de la coquille Saint-Jacques pour un m² de benthos est approximé à 40% (Hamon et Blanchard, 2006). Ainsi, X_2 , qui est la proportion envahie de la surface totale de la baie, correspond à la part des zones envahies avec des strates comprises entre 40 et 70% et 70% à 100%. Cette proportion est de 10,65% en 1994 (Hamon et Blanchard, 1994) et ces zones envahies ont une superficie de 54 km² en 2000 (Blanchard et Hamon, 2006), soit une proportion de 13,50%⁶⁵. Le taux de croissance annuel moyen de la proportion envahie de la surface totale de la baie de 1994 à 2000 est de 4 %. En supposant que le taux de diffusion de la part de la surface envahie est de 4 % en 1994, nous pouvons en déduire, à l'aide du modèle logistique utilisé pour représenter la dynamique spatiale de l'invasion, que le taux intrinsèque de diffusion spatiale de l'invasion est de 4,5 %.

Des données d'exploitation sont disponibles en ce qui concerne le programme de contrôle de l'invasion qui a débuté en 1998 (Anon., 2005). Après une phase expérimentale de 1998 à 2001, le programme a fonctionné de 2002 à 2006. Durant la période 2002-2004, un bateau spécialisé a extrait 35 796 tonnes de crépidules à l'aide d'une drague hydraulique. Le temps de pêche total a été de 375 heures et le coût correspondant de 533 715 €.

Dans le modèle que nous appliquons maintenant au cas d'étude, nous supposons que les opérations de nettoyage visent à transformer des surfaces envahies en surfaces non

⁶⁵ Nous supposons que la surface totale de la baie correspond à la superficie prospectée par l'étude de terrain. Cette superficie correspond au secteur traditionnel d'exploitation de la coquille Saint-Jacques dans la baie. Ce secteur représente 88% de la production globale du gisement classé de la baie pour la campagne de pêche 2007-2008 (Anon., 2008), les données d'exploitation relatives à celui-ci sont décrites dans le tableau 2 (cf. section 1 supra).

envahies, c'est-à-dire à passer d'un taux de recouvrement $> 40\%$ à un taux de recouvrement $\leq 40\%$. La philosophie initiale du programme de contrôle de l'invasion est d'extraire annuellement 8% de la biomasse du stock invasif connue (soit 20000 tonnes par an pour 250000 tonnes connues en 1994⁶⁶) pendant cinq années. Nous partons de cette philosophie en utilisant le même objectif avec un raisonnement en surface envahie nettoyée. Ainsi, nous supposons que la stratégie du programme est de réduire le niveau d'invasion connue, exprimé en tonnes ou en surface envahie, de 8% par an sur cinq ans.

D'après le modèle logistique utilisé pour représenter la dynamique spatiale de l'invasion et de son contrôle, la fonction de nettoyage des zones envahies est telle que :

$$(53) \quad Y_2 = q_2 E_2 X_2$$

où : Y_2 représente la proportion du nombre de mètres carrés envahis nettoyés par rapport à la surface totale de la baie ; q_2 représente le rapport entre le nombre de mètres carrés nettoyés par unité d'effort et la surface totale envahie de la baie ; E_2 représente l'effort de nettoyage des surfaces envahies (nombre d'heures) ; X_2 représente la proportion envahie de la surface totale de la baie.

Nous ne disposons pas de suffisamment de données pour estimer les paramètres statistiquement significatifs de cette fonction de capture. En ce qui concerne la productivité moyenne du nettoyage, nous supposons qu'elle est proportionnelle au nombre total de mètres carrés de benthos envahis. Nous dérivons les valeurs correspondantes du paramètre q_2 de l'équation (53), dans laquelle le nombre de mètres carrés envahis nettoyés par rapport à la surface totale envahie de la baie et l'effort sont fixés à leur valeur moyenne annuelle pour les années 2002-2004 ($Y_2 = 6,93 \times 10^{-3}$; $E_2 = 125$ heures) et la proportion envahie de la surface totale de la baie à son niveau moyen dérivé du modèle logistique pour la même période ($X_2 = 0,1508$). La valeur moyenne de la proportion du nombre de mètres carrés envahis nettoyés est issue du calcul expliqué ci-après. Sur la période 2002-2004, le bateau a extrait en moyenne 11932 tonnes de crépidules par année, ce qui correspond à une réduction annuelle moyenne de 4,77% de la biomasse du stock de crépidule donnée en 1994 (contre 8% prévus initialement,

⁶⁶ Cette estimation du stock est la seule réalisée.

cf.supra). La proportion envahie de la surface totale de la baie en 2002 est de 0,1452 selon le modèle logistique utilisé, aussi la proportion du nombre de mètres carrés envahis nettoyés annuellement vaut $6,93 \times 10^{-3}$ en moyenne sur la période 2002-2004. Nous obtenons :

$$q_2 = 3,675 \times 10^{-4}$$

Les crépidules capturées sont fournies gratuitement à une usine de retraitement qui les transforme en amendement calcaire pour l'agriculture. Nous supposons que le revenu tiré de cette opération couvre tout juste son coût. Par conséquent, nous présumons que :

$$P_2 = 0$$

Sous cette hypothèse, le profit généré par l'exploitation de l'espèce invasive est toujours négatif et sa valeur absolue est égale au coût d'exploitation.

Notre estimation du coût unitaire de l'effort est basée sur les données du programme de contrôle pour les années 2002-2004. Elle correspond à :

$$C_2 = 1423\text{€ par heure de pêche avec la drague hydraulique.}$$

3.2. Simulations

Dans cette sous-section, nous proposons une analyse du programme de contrôle de l'invasion de la crépidule mis en place dans la pêche de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc⁶⁷. Nous utilisons le modèle structuré en âge développé par Guyader et Fifas (1999), par Guyader et al. (2004), puis actualisé et étendu par Fifas et Frésard en 2008⁶⁸ (cf. section 2). Nous représentons l'impact de la concurrence spatiale exercée par

⁶⁷ Nous précisons qu'au vu de l'insuffisance des données disponibles sur l'invasion et son contrôle, cet exercice est avant tout une illustration numérique du modèle, dont la portée opérationnelle est fortement limitée. Cet aspect fait l'objet d'une discussion plus poussée à la section suivante. Néanmoins, la méthodologie d'analyse coût-avantage proposée est opérationnelle.

⁶⁸ Nous rappelons que nous n'utilisons pas la possibilité offerte par ce modèle de considérer la compétition trophique (cf. H3 sous-section 3.1.1.). Ceci induit une surestimation de la croissance coquillière et donc des captures, ce qui tend à réduire la qualité des simulations générées par le modèle en l'absence de tout effet de l'invasion. Néanmoins, le fait de considérer la compétition spatiale, qui vient peser sur le pré-

la crépidule sur la coquille par une relation négative entre le niveau d'invasion (défini comme la proportion envahie de la surface totale de la baie) et la probabilité de réussite du recrutement de l'espèce native. L'équation utilisée est la suivante :

$$(54) \quad GR1_{inva} = (1-X_2) GR1$$

où : $GR1_{inva}$ représente l'abondance du pré-recrutement (les animaux âgés d'une année) avec l'invasion de la crépidule ; $(1-X_2)$ représente la proportion non envahie de la surface totale de la baie ; $GR1$ représente l'abondance du pré-recrutement en l'absence d'invasion. Il convient de souligner qu'en raison de l'insuffisance des données empiriques concernant l'impact de la crépidule sur le recrutement de la coquille Saint-Jacques, l'expression $(1-X_2)$ revêt un caractère conventionnel.

Cette sous-section se divise en cinq parties. Nous précisons d'abord le cadre d'analyse. Puis, nous étudions l'impact du contrôle de l'invasion sur les captures du stock natif et sur la proportion envahie de la surface totale de la baie. En troisième lieu, nous étudions les résultats économiques du programme de contrôle de l'invasion, en tenant compte à la fois du coût du nettoyage des surfaces envahies et des bénéfices résultant de cette opération pour la pêche de l'espèce native. Nous examinons ensuite l'importance de la date de départ du programme de contrôle de l'invasion. Finalement, nous présentons les résultats de tests de sensibilité concernant différents paramètres du modèle. Tout au long de cette section, dans une perspective coût-avantage, nous comparerons les résultats simulés du programme de contrôle de l'invasion avec un scénario de *laisser-faire*, c'est-à-dire d'absence de contrôle du processus invasif.

3.2.1. Cadre d'analyse

Afin d'analyser le programme de contrôle mis en place dans la pêche de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc (Anon., 2005), nous utilisons le modèle présenté au chapitre 1 couplé au modèle structural qui représente la dynamique et l'exploitation de l'espèce native, les deux modèles servant d'outils de simulation dynamique. Mener une analyse coût-avantage suppose l'adoption d'un taux d'actualisation. Dans la

recrutement de la coquille et donc sur les captures, permet de retrouver des niveaux de captures proches de ceux générés par le modèle original.

simulation de base, nous retenons un taux de 5%, qui est le taux de référence préconisé par la Commission européenne (2003) pour les projets qu'elle cofinance⁶⁹. Nous testerons ensuite la sensibilité des résultats de la simulation au taux d'actualisation retenu (infra, 3.2.5).

Par ailleurs, dans le cas de la pêche à la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc, bien que l'effort nominal soit encadré et qu'un TAC soit fixé chaque année, aucune évidence empirique ne permet de considérer que la pêche est gérée de façon optimale (Fifas et al., 2003). Le temps de pêche annuel autorisé n'est pas corrélé aux variations de la biomasse exploitable (cf. tableau 2 supra) et, durant les années 1990 à 2007, les captures déclarées ont dépassé les recommandations scientifiques de plus de 20% en moyenne (Fifas et Huet, 2007). Ces éléments suggèrent que la surpêche est plutôt la règle, diagnostic que ne contredit pas vraiment la forte rentabilité apparente de la pêche : la pêche à la coquille Saint-Jacques n'étant qu'une activité partielle pour les pêcheurs et les bateaux, seuls les coûts directs (spécifiques) sont pris en compte lors du calcul de la marge sur coût variable générée par cette activité. Dans ces conditions, une analyse en termes de simulation, offerte par le modèle structural susmentionné, paraît mieux adaptée à la réalité étudiée qu'une analyse postulant une gestion optimale de la pêche.

Notre simulation du programme de contrôle de la crépidule en baie de Saint-Brieuc repose sur les objectifs initiaux du projet, sans tenir compte des vicissitudes qu'a connu sa mise en œuvre lors de la période 2002-2006. Nous analysons un programme stylisé, issue de sa philosophie initiale, dans lequel nous supposons que la phase d'attaque du

⁶⁹ Le taux d'actualisation dépend en principe de l'évolution des grandeurs qui le composent : le taux de préférence pure pour le présent, l'élasticité de l'utilité marginale de la consommation par rapport au revenu et le taux de croissance de la consommation par tête (Lebègue et al., 2005). Le groupe de travail du Commissariat Général du Plan a proposé en 2005 une révision du taux d'actualisation public, fixé depuis 1984 à 8% (Ibid.). Il recommande d'adopter un taux d'actualisation réel constant compris entre 5% et 2% à court-moyen terme (30 ans), avec un compromis trouvé à 4%. Du fait de l'incertitude sur la croissance économique à venir, les auteurs préconisent l'utilisation d'un taux d'actualisation décroissant dans le temps : au-delà de 30 ans, ce taux devrait décroître régulièrement pour atteindre 2% dans un horizon de 500 ans. Gollier (2005) préconise quant à lui l'utilisation d'un taux d'actualisation réel de 5% par an pour des horizons de moins de 30 ans. Afin de tenir compte de la hausse de l'incertitude relative à la croissance au-delà de cet horizon temporel, il recommande également un taux d'actualisation réel décroissant avec le temps, de 2,5% à 3% par an à un horizon de 100 ans puis rejoignant 1 à 2,5% par an pour des horizons très lointains.

programme consiste à nettoyer annuellement 8% de la zone envahie connue au début du programme pendant cinq années. Le niveau d'invasion connu en 2002 est de 14,52% (ce niveau est dérivé du modèle logistique d'invasion spatiale), ce qui représente une proportion de la surface envahie nettoyée chaque année de 1,16% durant la phase d'attaque. En ce qui concerne la seconde phase du programme (« entretien »), notre simulation repose sur le modèle logistique.

Pour simuler l'impact du programme sur la pêche de coquille Saint-Jacques, nous supposons que l'effort de pêche dans cette pêche est partiellement exogène : tant que la marge sur coût variable générée par la pêche est positive, le temps de pêche annuel est supposé égal au niveau fixé dans le modèle structural (40 heures par bateau) et l'évolution de la composition de la flottille est conforme au modèle. Cette hypothèse simplificatrice vise à rendre compte, en termes stylisés, du fait que la gestion de l'effort de pêche est peu influencée par l'abondance de la ressource (qui est elle-même très fluctuante).

En ce qui concerne les conditions initiales (l'année 1 étant la première année de mise en œuvre du programme de contrôle de l'invasion), nous supposons que la proportion envahie de la surface totale de la baie, X_2 , pour l'année 1 est de 0,1452 (ce niveau est dérivé du modèle logistique)⁷⁰.

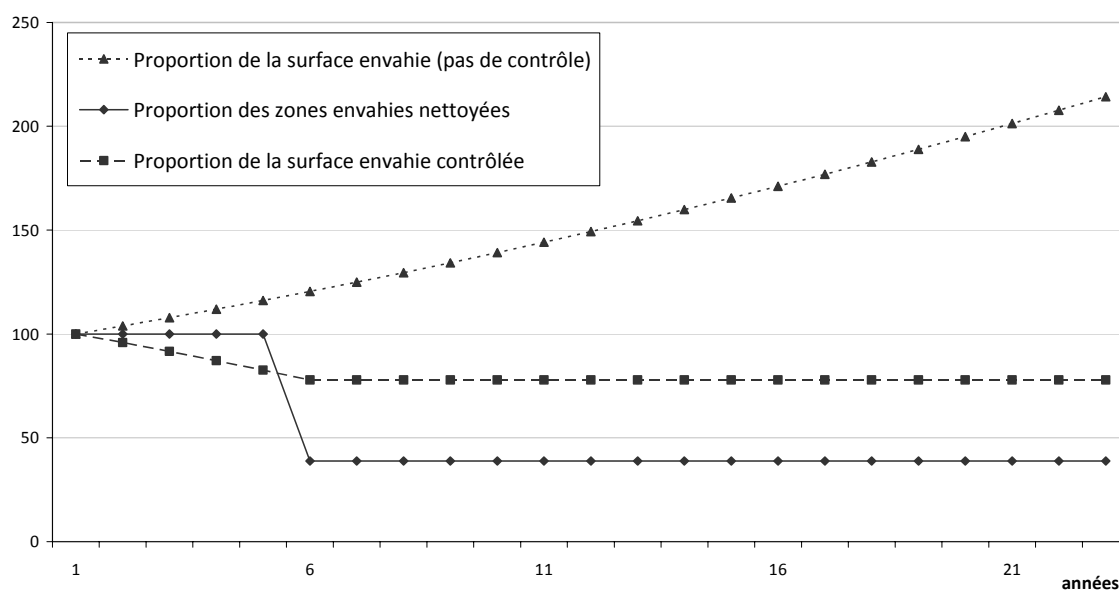
3.2.2. Impact du contrôle de l'invasion sur les dynamiques de l'invasion spatiale et du stock natif

Les conséquences du programme de contrôle sur la dynamique de l'espèce invasive sont illustrées par la figure 20 (infra). Les deux phases du programme apparaissent sur la figure : la proportion des zones envahies nettoyées est fixée à 1,16% par an durant la phase d'attaque puis, pendant la phase d'entretien, elle s'établit au niveau qui contrebalance la croissance naturelle de l'invasion spatiale. Selon le modèle, ce niveau permanent de nettoyage s'établit à 0,45% de la surface envahie par an, soit environ 39%

⁷⁰ Le modèle structural de la coquille Saint-Jacques est prévu initialement pour effectuer des simulations sur la période 2008-2030. Nous apparentons ici l'année 2008 à celle du début du programme de contrôle de l'invasion, soit 2002. Cette simplification est rendue acceptable par l'écart restreint entre les deux dates susmentionnées et par l'importance de la composante aléatoire dans le recrutement de la coquille.

de la proportion des surfaces envahies nettoyées annuellement pendant la phase d'attaque. En termes de résultats, la proportion envahie de la surface totale de la baie, qui était de 0,1452 au début du programme, tombe à 0,1130 à la fin de la phase d'attaque (78% du niveau d'avant-programme) et se trouve stabilisée à ce niveau durant la phase d'entretien. Dans le scénario de *laisser-faire* la proportion envahie de la surface totale de la baie s'accroît progressivement et, selon la spécification du modèle logistique utilisé dans la simulation, augmente de 14% sur la période, atteignant 0,3110 au bout de 23 années (2,75 fois la proportion de la surface envahie stabilisée du scénario de contrôle de l'invasion).

Figure 20. Impact du programme de contrôle de l'invasion sur la dynamique de l'invasion ($t_1 = 100$)



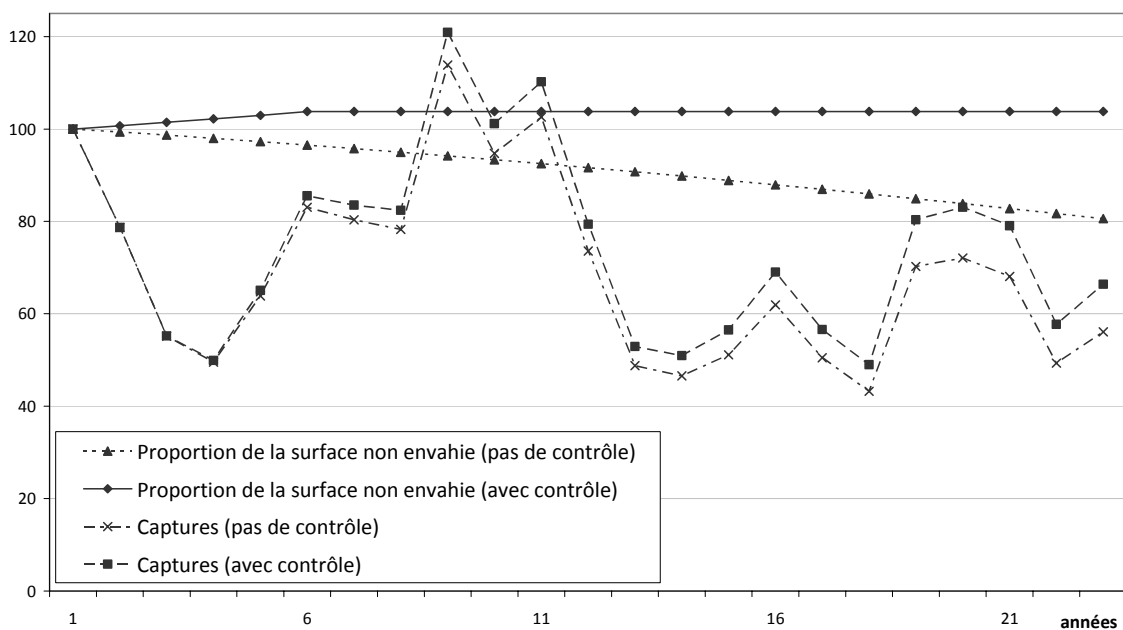
Source : élaboration personnelle.

Les conséquences du programme de contrôle de l'invasion sur la pêche de coquille Saint-Jacques sont visualisées sur la figure 21⁷¹ (infra). En l'absence de contrôle, la

⁷¹ Notons que sur cette figure, comme sur les suivantes portant sur la pêche de coquille Saint-Jacques, la forme des courbes relatives à l'espèce native est directement liée à la forte composante aléatoire du pré-recrutement dans le modèle utilisé. Une alternative à cette modélisation explicitement stochastique aurait été d'utiliser l'espérance mathématique du pré-recrutement obtenue à partir des données observées. Nous avons choisi de conserver l'approche stochastique afin de rendre compte de la réalité des fluctuations

proportion de la surface non envahie de la baie se réduit graduellement sous l'effet de la compétition avec l'espèce invasive (approximativement de 20% en 23 années). Il en va de même pour les captures annuelles, avec un décalage dans le temps dû au déséquilibre permanent généré dans la pêche par le déclin de la surface non envahie.

Figure 21. Impact du programme de contrôle de l'invasion sur la pêche de l'espèce native ($t_1 = 100$)



Source : élaboration personnelle.

Contrastant avec cette évolution négative, le programme de contrôle permet de stabiliser à la fois la proportion de la surface non envahie et les captures de coquilles Saint-Jacques. Après 23 années, les valeurs de ces variables sont respectivement 29% et 18% plus

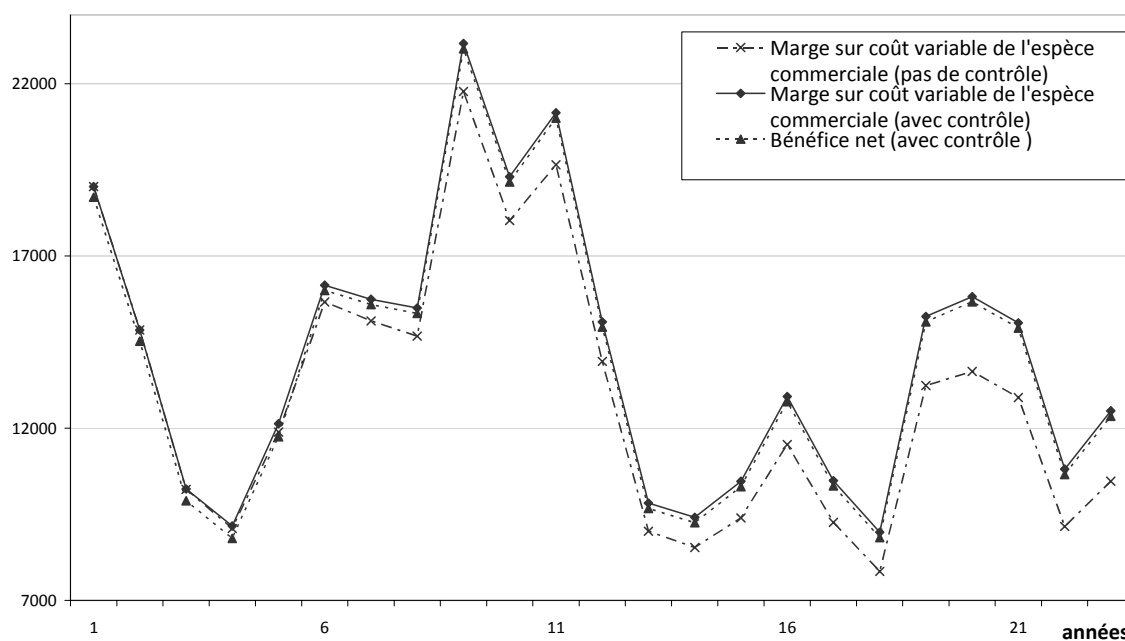
importantes de l'abondance de cette espèce et ainsi des conditions d'exploitation réelles du stock. Cette approche pragmatique se justifie par la robustesse du modèle utilisé, dont la composante aléatoire est bornée de façon à rendre compte de l'ampleur réelle des variations du pré-recrutement et dont la cyclicité des fluctuations correspond aux données de terrain. La forme des courbes relatives à la surface envahie est quant à elle liée au modèle déterministe utilisé. Ce modèle paraît qualitativement correct puisqu'on peut raisonnablement supposer qu'il existe un décalage temporel entre l'installation de l'espèce invasive sur une zone donnée et l'accroissement de sa biomasse jusqu'au seuil critique. Par ailleurs, les estimations empiriques des surfaces, définies comme envahies dans le modèle, font état d'une augmentation progressive de la surface envahie totale (les zones avec un taux de recouvrement en crépidule >40% sont passées de 10,65% à 13,5% entre 1994 et 2000, Hamon et Blanchard, 1994 ; Blanchard et Hamon, 2006).

élevées avec le contrôle de l'espèce invasive qu'en son absence, et l'écart s'accroît continuellement avec le temps. Grâce à la phase d'attaque, la valeur stabilisée de la surface non envahie pour les coquilles Saint-Jacques est également plus élevée que la valeur d'avant-programme correspondante. Mais, selon la simulation, la différence est inférieure à 10%.

3.2.3. Résultats économiques du programme de contrôle de l'invasion

Les résultats économiques du programme, en valeurs annuelles (non actualisées), sont visualisés sur la figure 22 (infra). La marge sur coût variable (MCV) annuelle de la pêche bénéficie naturellement de la stabilisation des conditions environnementales permise par le programme. Le bénéfice global du programme tient compte à la fois de son impact sur la rentabilité de la pêche de coquilles Saint-Jacques et du coût de nettoyage des zones envahies. Ce coût dépend du nombre de mètres carrés envahis nettoyés et il est proportionnel à la surface envahie.

Figure 22. Résultats économiques annuels du programme de contrôle de l'invasion (unité : 1000€)



Source : élaboration personnelle.

Le bénéfice annuel global du programme est toujours positif, même durant la phase d'attaque dans laquelle les captures de crépidules sont élevées. Cela est dû au fait que les coûts d'enlèvement des crépidules représentent une faible proportion de la marge sur coût variable générée par la pêcherie de coquilles Saint-Jacques (toujours inférieure à 4%).

En comparaison du scénario de *laisser-faire*, le scénario de contrôle aboutit à des performances économiques plus faibles pendant les cinq premières années du programme, c'est-à-dire pendant la phase d'attaque. Cependant, la comparaison devient favorable au scénario de contrôle à la fin de cette phase. La supériorité du contrôle sur le *laisser-faire* s'accroît ensuite régulièrement avec le temps, à cause de la détérioration continue de la performance économique de la pêcherie de l'espèce native dans le scénario de *laisser-faire*.

Les valeurs actualisées des résultats de chaque scénario sont présentées dans le tableau 6 (infra). Selon la simulation, le programme de contrôle génère une valeur actualisée globale cumulée supérieure d'environ 5% à celle du scénario de *laisser-faire*⁷². De plus, le contrôle de l'espèce invasive permet une activité de pêche soutenable, alors que le scénario de *laisser-faire* implique la non-soutenabilité à long terme par le biais de la réduction progressive de la surface non envahie de la baie pour la ressource native. La durée de viabilité de la pêcherie envahie ne peut pas être estimée ici, du fait de la période de simulation limitée dans le modèle. Néanmoins, nous pouvons pressentir que la durée de cette période risque d'être relativement longue par deux considérations : le taux de diffusion spatial supposé de l'espèce invasive, qui est relativement faible dans le modèle, et la marge sur coût variable initiale générée par la pêche de l'espèce native, qui est élevée.

⁷² L'écart entre les résultats des deux scénarios est relativement faible, et, compte tenu des incertitudes pesant sur ces scénarios, ce résultat doit être considéré avec prudence.

Tableau 6. Résultats économiques cumulés, en valeur actualisée, des scénarios de contrôle et de *laisser-faire* (unité : million d'€, période 2002-2024, taux d'actualisation de 5%)

	Scénario de <i>laisser-faire</i>	Scénario de contrôle
Marge sur coût variable de la pêcherie de l'espèce native	181,6	193,1
Coût de nettoyage des zones envahies	0	2,8
Bénéfice net	181,6	190,3

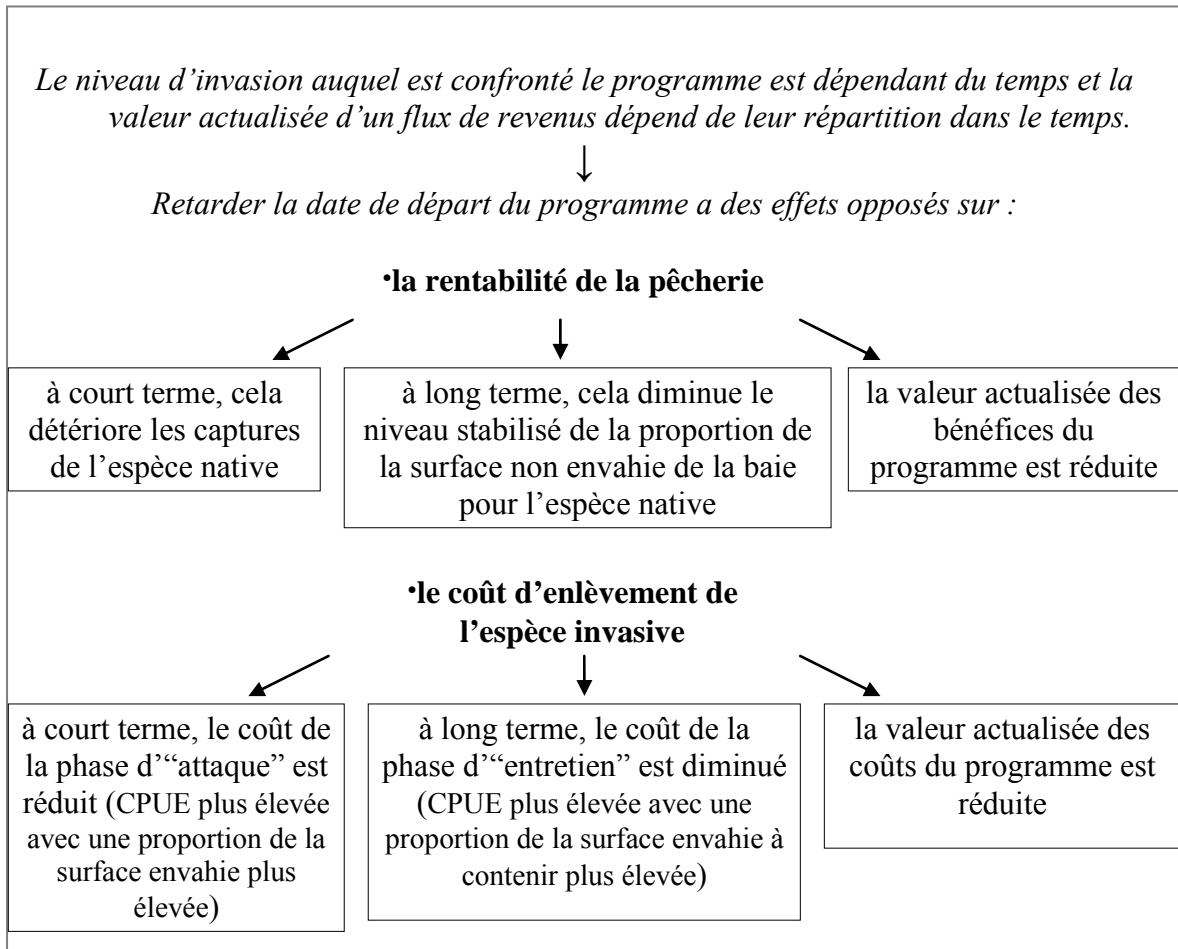
Source : élaboration personnelle.

3.2.4. La question de la date de départ du programme de contrôle

Dans le scénario de contrôle décrit précédemment, la date de départ du programme est fixée de manière exogène et la seule alternative considérée est de savoir si le programme doit être mis en place ou non. Néanmoins, des choix un peu plus complexes peuvent être considérés, dont la question de la date de départ du programme. Retarder cette date n'est pas neutre, pour deux raisons distinctes mais interdépendantes : (i) le niveau d'invasion auquel doit faire face le programme est dépendant du temps et (ii) la valeur actualisée d'un ensemble de cash-flows dépend de leur répartition dans le temps.

Dans l'ensemble, retarder la date de départ du programme a des conséquences opposées sur la rentabilité de la pêcherie et sur le coût du programme. Ces effets sont résumés par la figure 23 (infra).

Figure 23. Effets du retardement de la date de départ du programme de contrôle de l'invasion



Source : élaboration personnelle.

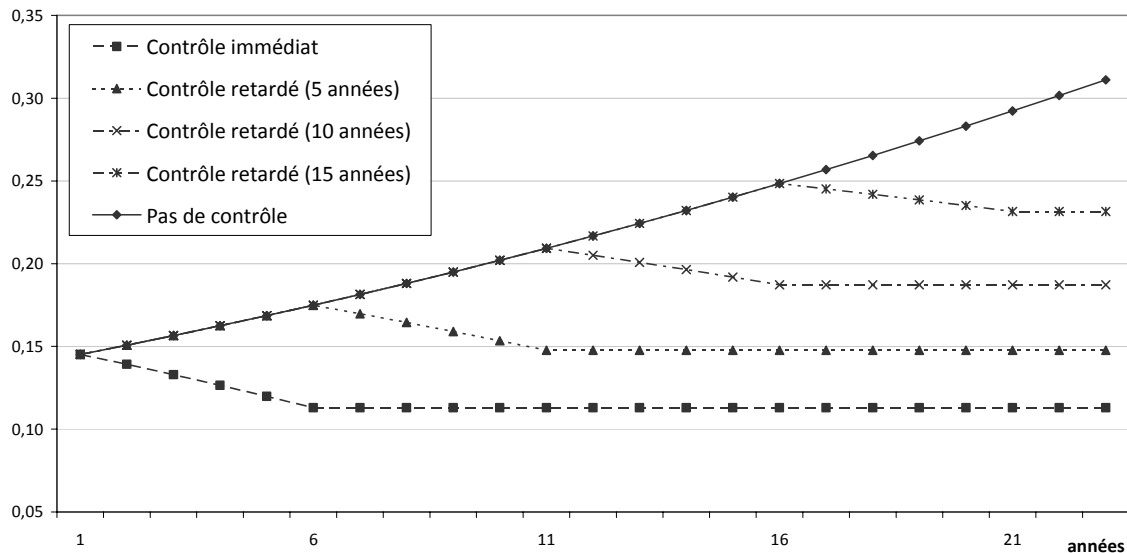
Retarder le programme est clairement défavorable du point de vue des pêcheurs de coquilles Saint-Jacques, à la fois dans le court terme et dans le long terme : à court terme, le retardement du contrôle du processus invasif détériore immédiatement les conditions environnementales de leur activité ; à long terme le niveau stabilisé de la proportion de la surface non envahie de la baie pour l'espèce native est négativement influencé par le niveau d'invasion atteint à la date de départ du programme. De plus, le report des bénéfices générés par le programme diminue leur valeur actualisée.

En ce qui concerne les coûts de nettoyage des zones envahies, il apparaît également utile de distinguer les effets à court terme des effets à long terme. A court terme, laisser l'invasion progresser avant que le programme ne débute permet d'accroître la CPUE et, en conséquence, réduit le coût de la phase d'attaque du programme. A long terme, plus le niveau de la proportion de la surface envahie nettoyée est élevé et plus le niveau d'effort de nettoyage des zones envahies permanent qui lui correspond sera faible. Par conséquent, le retardement de la date de départ du programme réduit également les coûts de nettoyage des zones envahies durant la phase d'entretien, puisqu'il aboutit à une proportion de surface envahie plus élevée à la fin de la première phase. De plus, le report des coûts du programme diminue leur valeur actualisée, *ceteris paribus*.

Pour illustrer ces différents effets, quatre scénarios sont simulés. Le premier correspond au départ immédiat du programme. Dans les scénarios 2, 3 et 4, la date de départ du programme est retardée respectivement de 5, 10 et 15 années.

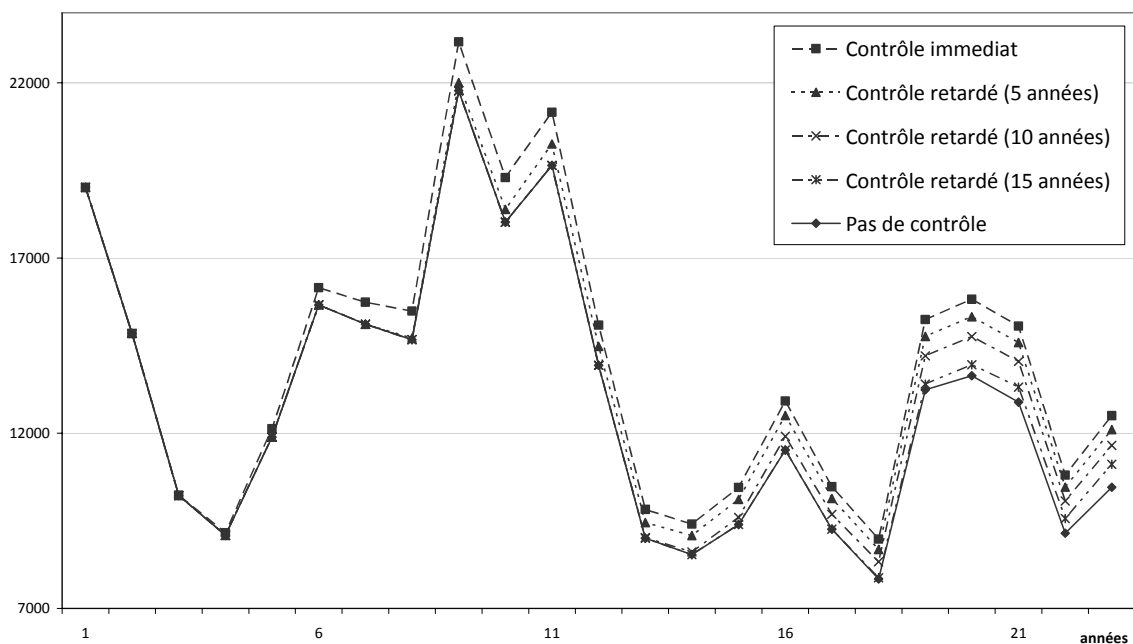
Selon les résultats de la simulation, lorsque la date de départ du programme est retardée, la période d'accroissement de la proportion envahie de la surface de la baie se rallonge et le niveau stabilisé de la proportion de la surface envahie nettoyée est plus élevé (figure 24 infra). Un niveau plus important de surface envahie implique un niveau plus faible de la proportion non envahie de la surface de la baie et donc des captures de l'espèce native et des profits plus faibles pour un niveau donné de l'effort de pêche (figure 25 infra).

Figure 24. Impact du contrôle de l'invasion sur la proportion envahie de la surface de la baie, selon la date de départ du programme



Source : élaboration personnelle.

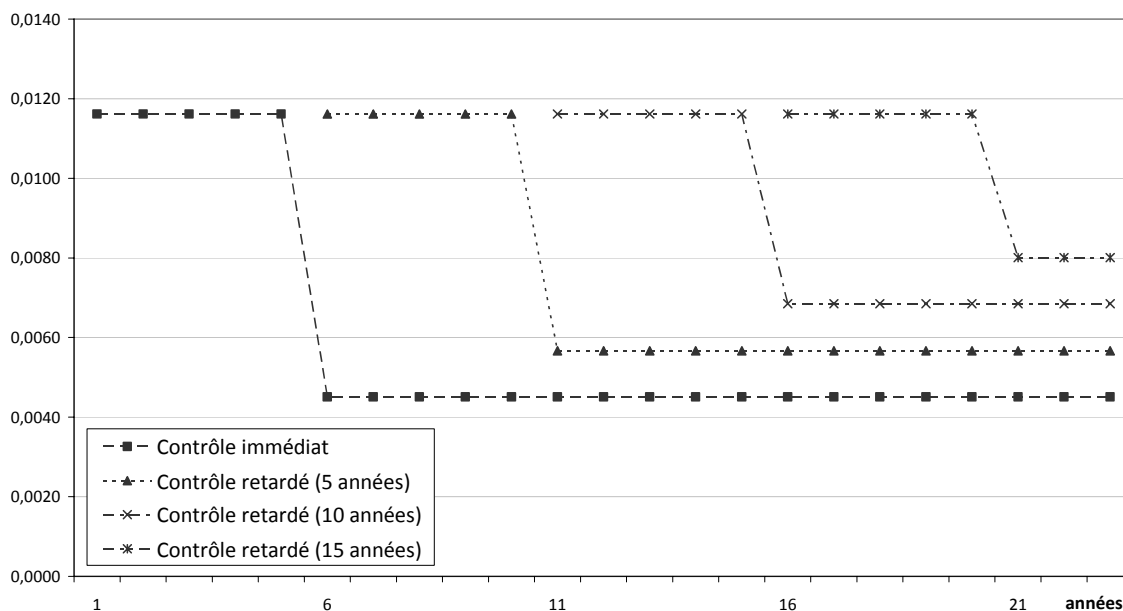
Figure 25. Impact du contrôle de l'invasion sur la rentabilité annuelle de la pêche de l'espèce native, selon la date de départ du programme (unité : 1000€)



Source : élaboration personnelle.

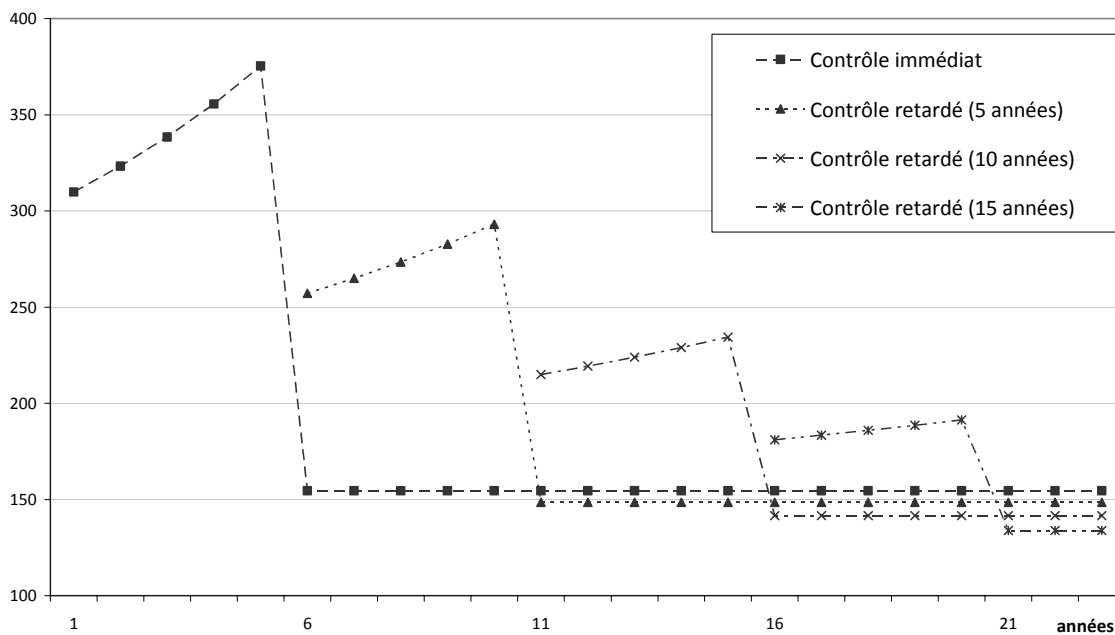
Les figures 26 et 27 (infra) concernent le programme de contrôle et son coût de fonctionnement. Étant donné que le retardement de la date de départ du programme de contrôle implique un niveau plus élevé de proportion envahie de la surface totale de la baie au début de la phase d'attaque, cela contribue à réduire le coût de cette phase, étant donné que la CPUE est plus élevée avec une proportion de la surface envahie plus importante. Cela génère également un niveau plus élevé de la proportion de la surface envahie à la fin de la phase d'attaque, et donc, tant que le MSY (Niveau de captures maximales durables-*Maximum Sustainable Yield*) n'est pas atteint, un niveau permanent plus élevé de nettoyage à effectuer durant la phase d'entretien. Toutefois, du fait de l'augmentation de la CPUE, ce nettoyage est réalisé à un coût plus faible. Cet effet sur le coût permanent durant la phase d'entretien du programme s'additionne à l'effet temporaire durant la phase d'attaque. Par conséquent, le retardement de la date de départ du programme permet de réduire son coût.

Figure 26. Nettoyage annuel de la proportion envahie de la surface totale de la baie, selon la date de départ du programme



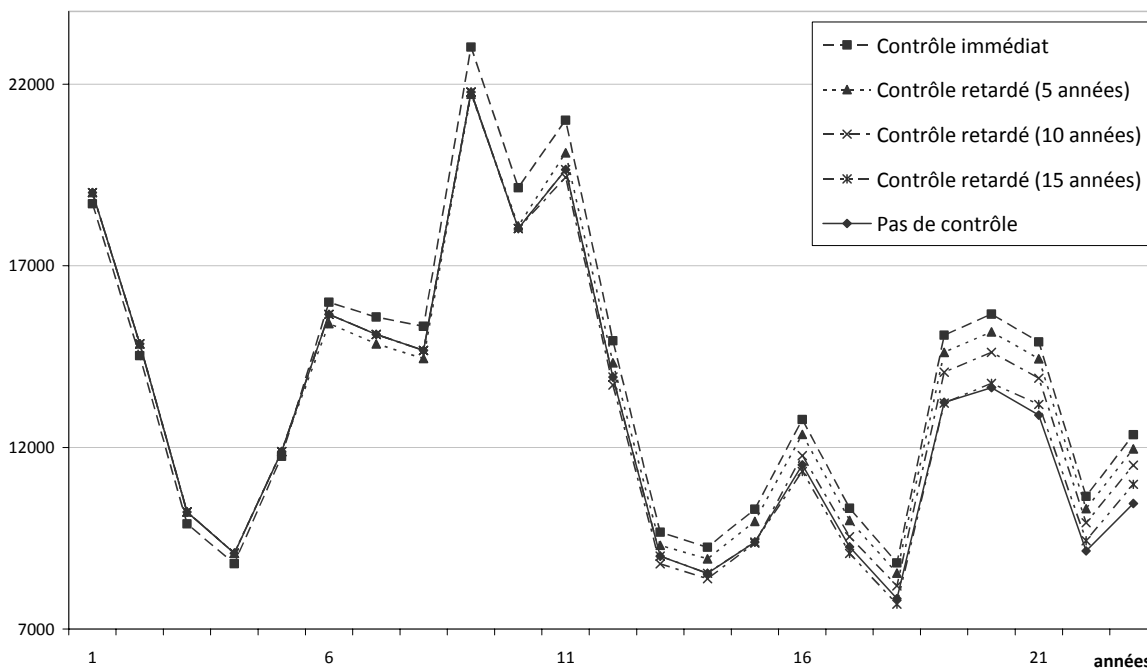
Source : élaboration personnelle.

Figure 27. Coût annuel du contrôle de l'invasion, selon la date de départ du programme (unité : 1000€)



Source : élaboration personnelle.

Figure 28. Résultat économique annuel du contrôle de l'invasion, selon la date de départ du programme (unité : 1000€)



Source : élaboration personnelle.

La dernière figure (figure 28 supra) résume l'impact de la date de départ du programme sur son résultat global annuel, défini comme la marge sur coût variable de la pêche de l'espèce native diminuée du coût de nettoyage des surfaces envahies. Du fait de la différence d'ordre de grandeur entre la marge sur coût variable de la pêche et le coût de fonctionnement du programme de contrôle, retarder la date de départ de ce programme entraîne à long terme des conséquences négatives sur le résultat global annuel de celui-ci : l'impact positif sur le coût de nettoyage des surfaces envahies est plus que contrebalancé par l'impact négatif sur la rentabilité de la pêche. Cependant, les conséquences ne sont pas si simples durant la période de transition, où la mise en place du programme engendre des coûts supplémentaires. Ainsi, le classement des différents scénarios sur la base de leur performance économique peut varier selon le taux d'actualisation, comme nous allons l'illustrer avec des tests de sensibilité.

3.2.5. Tests de sensibilité

Des tests de sensibilité sont réalisés sur trois paramètres : le taux d'actualisation, le taux de diffusion spatiale de l'invasion et la proportion envahie de la surface de la baie.

En ce qui concerne le premier paramètre, les résultats des tests montrent que la mise en place immédiate du programme de contrôle (scénario 1) est la meilleure alternative tant que le taux d'actualisation reste inférieur à 29%. Lorsque ce niveau est atteint, le fait de retarder le lancement du programme de cinq années (scénario 2) devient une meilleure solution⁷³. A partir d'un taux d'actualisation de 32%, le scénario de *laisser-faire* devient la meilleure alternative.

Les simulations présentées ci-dessus reposent sur l'hypothèse d'un taux intrinsèque de diffusion spatiale de l'invasion égal à 4,5%, qui correspond à un taux effectif de 4% avec une proportion envahie de la surface de la baie estimée à 0,1065 en 1994. Un second test de sensibilité a consisté à étudier l'incidence d'une variation de ce taux effectif sur une plage comprise entre 1% et 10% (soit, en gardant la même hypothèse sur la proportion

⁷³ Dans le cas (correspondant à la situation réelle) où la phase d'attaque du programme est déjà mise en place, la question de la date de départ du programme est remplacée par la question de la date de départ de la phase d'entretien. Dans ce cas, les tests de sensibilité montrent qu'il est préférable de reporter la phase d'entretien pendant cinq années si le taux d'actualisation s'élève à 31%, puis de choisir le scénario de *laisser-faire* à partir d'un taux de 32%.

envahie de la surface totale de la baie, une plage de variation du taux intrinsèque comprise entre 1,11% et 11,19%). Ce test montre que, lorsque le taux de diffusion spatiale effectif passe de 1% à 10%, il en résulte une baisse du bénéfice actualisé du programme de contrôle (-6%). Mais cela diminue encore plus la valeur actualisée du scénario de *laisser-faire* (-23%), de sorte que la mise en place immédiate du programme de contrôle reste la meilleure alternative.

Un troisième test de sensibilité a consisté à examiner les conséquences d'une variation de la proportion envahie de la surface de la baie en 1994. Deux hypothèses alternatives sont testées. La première suppose que le seuil qui annule la probabilité de recrutement de la coquille Saint-Jacques sur un mètre carré de benthos est fixé maintenant à 20% de recouvrement en crépidule (contre 40% dans la simulation principale). La proportion de la surface envahie qui en découle est de 0,23 en 1994. Avec cette nouvelle proportion, nous estimons la fonction de capture (53) et nous obtenons $q_2 = 3,70 \times 10^{-4}$. Le niveau d'invasion donné en 2002 est maintenant de 0,30 (ce niveau est dérivé du modèle logistique d'invasion spatiale), ce qui représente une proportion de la surface envahie nettoyée chaque année de 2,4% durant la phase d'attaque, puis de 0,8% durant la phase d'entretien. La seconde hypothèse alternative suppose que le seuil qui annule la probabilité de recrutement de la coquille Saint-Jacques sur un mètre carré de benthos est fixé maintenant à 70% de recouvrement en crépidule. La proportion de la surface envahie qui en découle est de 0,045 en 1994. Avec cette nouvelle proportion, nous estimons la fonction de capture (53) et nous obtenons $q_2 = 3,66 \times 10^{-4}$. Le niveau d'invasion donné en 2002 est maintenant de 0,063 (ce niveau est dérivé du modèle logistique d'invasion spatiale), ce qui représente une proportion de la surface envahie nettoyée chaque année de 0,5% durant la phase d'attaque, puis de 0,2% durant la phase d'entretien. Ce test permet de montrer que lorsque la proportion envahie de la surface de la baie augmente (passant d'un niveau de 0,045 à 0,23 pour l'année 1994), cela diminue à la fois les valeurs actualisées des scénarios de contrôle (-14% pour le contrôle immédiat, -18% pour le contrôle en $t+5$, -21% pour le contrôle en $t+10$ et -22% pour le contrôle en $t+15$) et de *laisser-faire* (-23%), bien qu'à un taux plus élevé pour le second. Cependant, la mise en place immédiate du programme de contrôle reste la meilleure alternative avec un taux d'actualisation de 5%.

4. Portée et limites de l'application au cas d'étude

4.1. Portée

L'exercice d'application de l'analyse coût-avantage au cas de la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule a pour objectif de présenter un modèle d'analyse qui serait opérationnel si certaines données, par ailleurs tout à fait observables, étaient mieux documentées. Ainsi, les résultats issus des simulations dynamiques, qui mettent en évidence l'intérêt de contrôler immédiatement l'invasion, ont une portée opérationnelle très limitée. Pour autant, la méthodologie d'analyse coût-avantage développée propose un raisonnement cohérent et opérationnel, et constitue un outil d'aide à la décision publique dont la portée prédictive pourra être améliorée avec l'obtention des données empiriques nécessaires. Par ailleurs, la modélisation du processus invasif et de son contrôle appliquée à la crépidule, ainsi que le contenu du programme de contrôle effectivement mis en place dans la baie souffrent de limites dont nous discutons dans les développements qui suivent.

4.2. Limites de l'application à l'invasion par la crépidule

Le modèle d'invasion spatiale adopte un raisonnement binaire (surface envahie et non envahie). Un mètre carré de benthos est supposé envahi à partir du moment où la densité de l'espèce invasive dépasse un certain seuil. Lorsqu'un mètre carré de benthos est envahi, la probabilité du recrutement de l'espèce native devient nulle instantanément à cet endroit. Cette simplification est rendue acceptable par l'unité de mesure (mètres carrés) retenue qui est suffisamment petite. Par ailleurs, dans la pratique, ce seuil de densité de crépidule qui annule la probabilité du recrutement de la coquille n'est pas suffisamment documenté. Nous avons pris un seuil conventionnel d'un taux de recouvrement supérieur à 40%, qui correspond aux observations de terrain, mais aucune validation scientifique de la valeur de ce seuil n'est disponible à l'heure actuelle.

Le modèle est un modèle en deux dimensions, où le paramètre clé pour considérer l'effet négatif de l'invasion est la surface envahie, c'est-à-dire la surface encombrée sur le fond par les crépidules. La crépidule étant considérée comme un compétiteur spatial pour la coquille St-Jacques, on a donc fait l'hypothèse que c'est la surface envahie qui compte. Cette surface envahie évolue selon une loi logistique. Une autre façon de modéliser le processus invasif serait d'adopter un modèle en trois dimensions, au sein duquel la dynamique de la biomasse invasive dépend du niveau de la biomasse dudit stock, pour une surface envahie donnée, et de la croissance de la zone envahie, ces deux éléments obéissant chacun à une loi logistique. Cette configuration débouche sur une dynamique de la biomasse invasive obéissant à une loi logistique modifiée, la prise en compte de la diffusion de l'invasion à partir d'un espace envahi limité modifiant la dynamique du stock invasif. Néanmoins, ce type de modèle induit une complication mathématique qui n'est pas forcément convaincante ici dans la mesure où on ne connaît pas la dynamique du stock à la base, ce qui rend le paramétrage extrêmement fragile.

Bien que les deux espèces aient sensiblement la même aire potentielle de répartition dans la baie de Saint-Brieuc (Blanchard et al., 2001), l'hypothèse d'homogénéité de l'espace, non envahi pour l'espèce native et envahi pour l'espèce invasive, est critiquable. En effet, en dehors de la surface occupée par la crépidule avec une densité seuil, c'est l'envasement du sédiment provoqué par la présence de la crépidule sur cette surface qui influence la probabilité de réussite du recrutement de la coquille Saint-Jacques (Chauvaud et al., 2003). Cet envasement du sédiment dépend principalement de la densité de crépidule sur le fond et de l'ancienneté de la colonisation d'un mètre carré de benthos donné et secondairement de l'importance de l'hydrodynamisme de la zone considérée (Blanchard et Hamon, 2006). Considérer ces aspects nécessiterait d'abandonner l'hypothèse d'homogénéité spatiale et de développer un modèle spatialisé en plusieurs zones, tenant compte de la densité des crépidules sur le fond, de l'ancienneté de la colonisation, de l'hydrodynamisme et de la dissémination larvaire des deux espèces (ce dernier paramètre étant lié aux conditions hydroclimatiques). Néanmoins, en l'état actuel des connaissances biologiques et physiques une modélisation de ce type n'est pas envisageable.

4.3. Limites de l'application au contrôle de l'invasion de la crépidule

L'étude du programme de contrôle de l'invasion connaît trois limites. La première tient à la continuité du programme mis en œuvre. Le programme stylisé suppose que la phase d'« entretien » utilise la même technique de nettoyage des zones envahies que la phase d'« attaque », alors que le programme initial envisage que le contrôle massif serait suivi d'un relai assuré par les pêcheurs et les ostréiculteurs. Par ailleurs, aucune phase d'« entretien » n'a vu le jour depuis le contrôle initial et des opérations de hersage des bancs de crépidules sont en cours. L'impact de ces hersages sur le processus invasif et sur les possibilités de réinstallation de l'espèce native est par ailleurs critiqué par les scientifiques (Blanchard et Hamon, 2006).

La seconde limite tient aux résultats des opérations de nettoyage. Le suivi scientifique de ces opérations met en évidence une recolonisation potentiellement rapide des zones nettoyées, qui affecte l'efficacité du programme (Blanchard et Hamon, 2006). D'une manière plus générale, le nettoyage, qui a ciblé des zones très fortement colonisées (avec un taux de recouvrement en crépidule de plus de 70%), ne permet pas de restaurer les fonds qui demeurent envasés et s'avèrent non propices à la réinstallation de la coquille Saint-Jacques à court terme. Ainsi, les opérations de nettoyage devraient se concentrer prioritairement sur les zones peu ou nouvellement envahies, ce qui implique un changement de la technique de nettoyage (le sablier opérant dans la baie n'étant pas adapté à ce type de zones).

La troisième limite renvoie à la conception du programme stylisé et à la retranscription des objectifs initiaux dans un raisonnement en surface envahie. Dans le programme de contrôle stylisé, nous avons supposé que l'objectif est de réduire annuellement de 8% le niveau d'invasion connue, exprimé en surfaces envahies, pendant cinq années. Un raisonnement alternatif aurait pu considérer un équivalent surface (mètres carrés de benthos envahis nettoyés) de la biomasse de crépidule extraite par le programme en fonction des densités moyennes au mètre carré des différentes strates d'invasion. Ce raisonnement modifie l'estimation de la fonction de capture de l'invasion et le nombre de mètres carrés nettoyés annuellement par le programme dans les simulations. Nous étudions cette variante dans le développement qui suit, en gardant les autres hypothèses

du modèle inchangées. Afin de pouvoir convertir les tonnages débarqués en surfaces nettoyées, nous supposons que la biomasse moyenne des surfaces envahies (c'est-à-dire présentant un taux de couverture en crépidule > 40%) est de 8,3 kg par mètre carré et que celle des surfaces non envahies est de 0,6 kg par mètre carrés⁷⁴. Ainsi, en moyenne, les opérations de nettoyage doivent extraire 7,7 kg de crépidule par mètre carré pour qu'une zone envahie devienne non envahie. Nous dérivons les valeurs correspondantes du paramètre q_2 de l'équation (53), dans laquelle le nombre de mètres carrés envahis nettoyés par rapport à la surface totale envahie de la baie et l'effort sont fixés à leur valeur moyenne annuelle pour les années 2002-2004 ($Y_2 = 3,87 \times 10^{-3}$; $E_2 = 125$ heures) et la proportion envahie de la surface totale de la baie à son niveau moyen dérivé du modèle logistique pour la même période ($X_2 = 0,1508$). La valeur moyenne de la proportion des nombre de mètres carrés envahis nettoyés est issue du calcul expliqué ci-après. Sur la période 2002-2004, le bateau a extrait en moyenne 11932 tonnes de crépidules par année, ce qui correspond 1549610 mètres carrés de benthos nettoyés avec l'hypothèse selon laquelle il faut extraire 7,7 kg/m² pour nettoyer une zone. Cette surface est ensuite divisée par la surface totale de la baie (apparentée à la surface prospectée par les travaux scientifiques estimant la répartition de l'invasion en strates). Nous obtenons :

$$q_2 = 2,055 \times 10^{-4}$$

Nous supposons que la phase d'attaque du programme consiste à extraire 20 000 tonnes de crépidule par an pendant cinq ans, ce qui correspond à une surface nettoyée annuelle de 2600000 mètres carrés, soit 0,65% de la surface envahie de la baie nettoyée chaque année (contre 1,16% dans la simulation principale). En ce qui concerne la seconde phase du programme (« entretien »), notre simulation repose sur le modèle logistique. En termes de résultats, la proportion envahie de la surface totale de la baie tombe à 0,1403 à la fin de la phase d'attaque (contre 0,1130 dans la simulation principale, par ailleurs elle était de 0,1452 à la date de départ du programme) et se trouve stabilisée à ce niveau durant la phase d'entretien. Le programme de contrôle permet toujours de stabiliser la proportion non envahie de la surface de la baie et les captures, mais à un niveau

⁷⁴ Le calcul des biomasses moyennes pondérées des strates $\geq 40\%$ et $< 40\%$ se base sur les données (en kg/m² des différentes strates et de leur importance relative dans la baie) des travaux de Blanchard et al., 2001 et Blanchard et Hamon, 2006.

beaucoup plus faible que dans la simulation principale. Cette stabilisation des conditions environnementales impacte positivement la marge sur coût variable par rapport à un scénario de *laisser-faire*. Les résultats de la simulation montrent que le programme de contrôle génère une valeur actualisée globale cumulée supérieure d'environ 2,5 % à celle du scénario de *laisser-faire*. Cependant, le niveau des captures de l'espèce native de cette variante étant plus faible que celui de la simulation principale et les coûts de nettoyage étant plus élevés (du fait d'une part de la surface envahie nettoyée par unité d'effort plus faible et malgré une proportion de la surface envahie à nettoyer plus petite), le bénéfice net du contrôle est réduit de 2,3%. La question de la date de départ de ce programme de contrôle n'a aucun intérêt ici, puisque le niveau du nettoyage annuel de la phase d'attaque est tellement faible que son report dans le temps le rend inférieur au niveau de nettoyage permettant de stabiliser l'invasion, c'est-à-dire à celui de la phase d'« entretien ». Ces éléments mettent en évidence le rôle crucial du niveau d'invasion atteint lorsqu'on commence à traiter le problème et du niveau des nettoyages opérés pendant la phase d'« attaque » au regard du niveau d'invasion atteint. Ces facteurs influencent les résultats de l'analyse coût-avantage du programme de contrôle. Notons que le premier aspect a déjà été souligné par les tests de sensibilité portant sur la simulation principale.

4.4. Limites économiques générales

Tout d'abord, dans le cas d'étude, il apparaît que le contrôle de l'invasion est un bien public très imparfait, de type « bien club » : en l'état actuel des connaissances scientifiques, on doit considérer que l'enlèvement des crépidules bénéficie essentiellement aux pêcheurs titulaires d'une licence pour l'exploitation de la coquille Saint-Jacques dans les zones envahies⁷⁵. Or il apparaît que le financement du programme d'enlèvement mis en œuvre est essentiellement de type public, ce qui est de nature à soulever des interrogations tant sur le plan de l'efficacité que sur celui de l'équité. Ces interrogations sont d'autant plus importantes que les pêcheurs contribuent partiellement

⁷⁵ Ainsi qu'aux exploitants de concessions sur le domaine public maritime dans les bassins conchylicoles envahis par la crépidule (comme la baie de Cancale).

à la diffusion de l'invasion, c'est ce que nous proposons de discuter dans le développement qui suit.

Le modèle théorique a offert la possibilité de considérer une composante anthropique de la diffusion spatiale de l'invasion, proportionnelle à l'effort d'exploitation du stock natif, et a mis en évidence l'importance de cet élément. Faute de données empiriques suffisantes, cet aspect n'a pu être développé dans l'application au cas d'étude. Mesurer l'impact du comportement des exploitants sur la diffusion de l'invasion a pourtant des implications importantes en termes de politique publique. D'une manière générale, le caractère auto-perpétuant des invasions biologiques ainsi que le décalage entre l'introduction ponctuelle et les dommages provoqués par l'espèce invasive les apparentent souvent à des catastrophes naturelles plutôt qu'à des pollutions. Toutefois, dans le cas étudié, les exploitants de l'espèce native, qui ne sont pas à l'origine de l'introduction de la crépidule, subissent le dommage mais contribuent à sa dispersion, accentuant ainsi la colonisation de la baie (Blanchard et al., 2001 ; Hamon et al., 2002 ; Blanchard et Hamon, 2006). En ce sens, les exploitants génèrent une externalité négative qui apparente cette invasion biologique à une pollution et qui nécessite la mise en place de mécanismes incitatifs visant à internaliser cet effet externe. La mesure de leur contribution à la diffusion de l'invasion permettrait d'estimer cette externalité afin de la corriger. L'utilisation de l'instrument réglementaire paraît peu adaptée au cas d'étude, dans la mesure où les captures de crépidule pendant l'activité de pêche coquillière au chalut sont un produit joint. L'application d'une taxe sur les débarquements de coquille ne permettrait pas de contenir la prolifération car, au regard de la forte rentabilité de l'activité de pêche, on peut supposer qu'elle n'aurait que peu d'effet incitatif. La mise en place d'une subvention (prime) comporterait le risque de voir les pêcheurs cibler prioritairement les captures de crépidule dans les zones fortement colonisées au détriment du nettoyage des zones peu envahies, le nettoyage de ces dernières étant la seule stratégie efficace pour réhabiliter des fonds pour la coquille. La mise en place de permis de rejet de crépidule permettrait en théorie de fixer le niveau global de la pollution, mais, face à un processus dynamique en partie auto-perpétuant, ce niveau ne peut être stabilisé et ce type d'instrument nécessite par ailleurs un contrôle important. Il apparaît donc important que les exploitants du stock natif soient impliqués dans le

financement du programme de contrôle de l'invasion et limitent leur responsabilité dans la dispersion de l'invasion. Face à ces alternatives, la mise en place d'une prime semble être l'instrument le mieux adapté à condition que cette mesure s'accompagne d'un contrôle efficace des zones nettoyées. Néanmoins, certaines considérations pratiques doivent être retenues pour l'élaboration d'une politique de contrôle efficace. En effet, les caractéristiques techniques des bateaux opérant dans la baie ne permettent pas de stocker toutes les crépidules pêchées conjointement et, au regard du temps de pêche de la coquille Saint-Jacques très limité, la pêche et le stockage des crépidules ne semblent pas compatibles avec cette activité sous le régime actuel de la gestion de la pêche. L'adoption d'un système de QIT (Quotas Individuels Transférables) permettrait de surmonter la contrainte du stockage des crépidules à bord, au regard du temps de pêche à la coquille Saint-Jacques actuellement limité, sous réserve que cette dernière activité soit efficacement contrôlée.

Une autre limite à l'application réside dans le caractère exogène des prix et des coûts unitaires des espèces native et invasive, et de l'effort de pêche du stock natif.

Finalement, l'analyse coût-avantage du cas d'étude ne considère pas les bénéfices issus de la fraude estivale de l'espèce native (même si la composante biologique du modèle structural de la dynamique de la coquille Saint-Jacques en tient compte) se concentrant ainsi sur le caractère purement saisonnier de l'activité.

Conclusion générale

L'objet de cette thèse était d'étudier, dans les termes de l'analyse coût-avantage, le problème du contrôle d'une invasion biologique dans le cas où l'espèce invasive, dépourvue de valeur marchande, entre en compétition spatiale avec une espèce native exploitée commercialement. L'étude a été menée sur un plan théorique, puis sur un plan appliqué avec l'analyse du cas de l'invasion de la pêcherie de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc par un compétiteur spatial introduit accidentellement, la crépidule.

Pour étudier cette question, nous avons construit un modèle bioéconomique se situant dans le courant de la littérature, en rapide croissance, sur la théorie économique du contrôle des invasions biologiques. Ce modèle décrit de façon explicite l'impact de l'invasion spatiale sur la dynamique de l'espèce native, sous la forme d'une compétition asymétrique dans laquelle la prolifération de l'espèce invasive réduit la capacité de charge de l'écosystème (non envahi) pour l'espèce native. Ce modèle décrit les possibilités de maintien d'une exploitation durable de l'espèce native par un contrôle de la surface envahie. Ce modèle permet de capturer la contribution potentielle des exploitants de l'espèce native à la diffusion de l'invasion. À la différence des modèles de contrôle des invasions biologiques dont nous avons pris connaissance lors de l'élaboration de cette thèse, notre modèle comporte deux variables de commande, qui sont les efforts de prélèvement sur chacun des deux stocks. L'objectif du régulateur est alors de maximiser la rente écosystémique, définie comme la différence entre la rente de ressource procurée par l'exploitation de l'espèce native et le coût de contrôle de l'espèce invasive. Dans ce modèle, la gestion optimale du stock natif et celle du niveau d'invasion forment un ensemble intégré, conformément à l'approche contemporaine qui tend à replacer la notion classique de gestion des ressources dans celle, plus englobante, de gestion des écosystèmes.

L'analyse du modèle théorique a d'abord été menée à l'équilibre, dans les termes de la statique comparative. Lorsqu'elle utilise les hypothèses les plus classiques de la théorie bioéconomique standard (variante bispécifique du modèle Gordon-Schaefer), cette analyse montre que la maximisation de la rente écosystémique est soumise à une alternative radicale de type « tout ou rien », impliquant soit le *laisser-faire* face à l'invasion (avec comme conséquence l'arrêt de l'exploitation du stock natif), soit une politique de quasi-éradication (avec comme conséquence un coût permanent de contrôle pour maintenir la surface envahie à un niveau proche de zéro, à défaut de pouvoir la nettoyer totalement). L'analyse menée à mis en évidence que la prise en compte du comportement des agents victimes de l'invasion pouvaient, dans certains cas, contribuer à aggraver les conséquences négatives de cette dernière sur la rente écosystémique.

L'analyse du modèle a ensuite été menée en termes dynamiques, dans les termes de la théorie de la commande optimale (principe du maximum). L'étude s'est concentrée sur la trajectoire optimale du système soumis à invasion contrôlée. Elle a fait apparaître que la trajectoire optimale ne converge pas vers la quasi-éradication dès lors que le taux d'actualisation du régulateur est positif. Elle met en évidence l'existence d'une trajectoire conduisant à un état stationnaire optimal qui combine l'exploitation rentable de l'espèce native et le contrôle de l'invasion. L'existence de cet état est conditionnée par les niveaux des coûts d'exploitation de la ressource native et du contrôle de l'invasion, des coefficients de dispersion naturelle et anthropique de l'espèce invasive et du taux d'actualisation, qui ne doivent pas être trop élevés. Pour que cet état constitue l'issue d'une trajectoire optimale, le niveau d'invasion ne doit pas être trop important au début de celle-ci. Dans ce cas, le programme de contrôle optimal de la surface envahie comporte généralement deux phases, une phase « d'attaque » visant à amener au plus vite le niveau d'invasion au niveau optimal par un effort de nettoyage maximal, et une phase « d'entretien » destinée à l'y maintenir par l'application d'un effort de nettoyage constant. La commande optimale concernant l'exploitation du stock natif vise quant à elle à placer ce dernier sur sa trajectoire optimale, $\tilde{X}_1(X_2)$, (adaptant au mieux la biomasse native à la trajectoire de la surface envahie) qui se transforme en état d'équilibre optimal lorsque la surface envahie se stabilise. Dans le cas où l'état stationnaire optimal d'exploitation combinée des deux espèces n'existe pas ou ne peut être atteint, la

trajectoire optimale amène à l'éradication asymptotique du stock natif. Sous cette configuration, la pêche commerciale arrête son activité lorsque le niveau d'invasion atteint correspond au seuil de rentabilité de l'exploitation du stock natif.

L'application de l'analyse coût-avantage au cas de l'invasion de la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc par la crépidule utilise une modélisation structurale de la dynamique et de l'exploitation de la coquille couplée au modèle théorique de contrôle de l'invasion, utilisé comme outil de simulation dynamique. Les simulations réalisées ont permis de comparer les résultats de plusieurs variantes du programme de contrôle de la prolifération de la crépidule mis en œuvre dans cette baie. Les résultats des simulations dynamiques suggèrent que l'invasion biologique pèse sur la rentabilité de l'activité de pêche de la coquille Saint-Jacques et que son contrôle constitue une meilleure alternative au *laisser-faire*. Les tests soulignent l'importance de la date de départ du programme, sa mise en place immédiate étant généralement la meilleure alternative, et du niveau d'invasion atteint lorsqu'on attaque le problème.

D'une manière générale, en dehors du problème spécifique des invasions biologiques, le modèle théorique développé dans cette thèse peut être utilisé pour traiter des problèmes de réduction de l'habitat d'une espèce commercialement exploitée, quelle soit marine ou terrestre. La variable de la surface envahie est alors assimilée à une surface devenue indisponible pour l'espèce commerciale, du fait d'une dégradation de la qualité d'un écosystème par exemple.

Les limites principales de l'analyse menée dans cette thèse tiennent à la fois aux outils d'analyse formelle utilisés et aux données empiriques disponibles.

Sur le premier point, une limite du modèle tient au caractère relativement simple de la spatialisation adoptée, qui constitue a priori un handicap pour l'analyse d'un phénomène invasif dont la composante liée à l'envasement d'une zone est critique. Pour traduire la compétition spatiale asymétrique que l'espèce invasive inflige à l'espèce native, nous avons introduit dans notre modèle une relation décroissante entre la surface envahie par la première et la capacité de charge de l'écosystème (non envahi) pour la seconde. Cette solution constitue un expédient, ne permettant pas de rendre compte des différents aspects du processus invasif et de son contrôle dans des conditions aussi satisfaisantes

que pourrait le faire un modèle plus explicite. Ainsi, il aurait été pertinent de pouvoir définir une zone envahie non plus seulement en fonction de la densité seuil de crépidule au mètre carré, mais également en fonction de l'ancienneté de la colonisation de la zone, ces deux paramètres reflétant le niveau d'envasement atteint sur la zone et par conséquent le problème posé pour la survie des juvéniles de coquille sur cette même surface. Eu égard à l'insuffisance de données empiriques disponibles, un tel modèle n'est toutefois pas aisé à mettre en œuvre.

Notre modélisation est par ailleurs très réductrice dans sa description du fonctionnement de l'écosystème soumis à invasion. En réalité, le fonctionnement d'un écosystème ne se réduit pas à l'interaction entre deux espèces dans un environnement par ailleurs stable.

En ce qui concerne le comportement des agents, nous avons considéré, dans la partie théorique, l'impact des comportements de rejet des crépidules, prises conjointement lors de la pêche de l'espèce native, sur la diffusion de l'invasion. Néanmoins, nous nous sommes cantonnés à la représentation du comportement des exploitants de l'espèce native, pour lequel nous avons adopté des hypothèses largement conventionnelles : optimisation à l'échelle de la pêcherie intégrant la prise en compte du coût de l'invasion dans le modèle théorique, invariance de l'effort d'exploitation individuel dans les simulations relatives à la baie de Saint-Brieuc. Il serait intéressant de considérer des comportements plus réalistes, notamment en ce qui concerne la réaction des exploitants de l'espèce native à l'invasion (à travers leur niveau d'effort d'exploitation individuel par exemple).

Du point de vue de l'analyse des politiques publiques, les limites relatives aux techniques de modélisation et au champ couvert par celle-ci sont probablement moins critiques que celles qui concernent les bases empiriques de l'analyse. En ce domaine, un premier facteur limitant de notre recherche concerne la conception originelle du programme de contrôle de l'invasion dans la baie, dont la définition initiale ne permet pas de restaurer durablement des surfaces pour l'espèce commerciale. Le changement de la technique de nettoyage, et la production des données quantitatives s'y rapportant, ciblant des zones peu ou nouvellement colonisées, permettrait d'analyser un programme plus conforme à l'objectif de réduction du dommage posé par l'invasion. Un second facteur limitant se

trouve dans l'insuffisance des données empiriques permettant de paramétrer la composante anthropique de la diffusion de l'invasion. Cet aspect revêt une importance cruciale à la fois pour la réussite de la politique publique et pour la question du financement de cette dernière. Un troisième facteur limitant de notre recherche concerne manifestement les données quantitatives sur la dynamique de l'invasion et son impact sur le stock natif. Il en résulte une grande fragilité des simulations présentées dans la seconde partie de cette thèse, qui doivent être regardées comme les illustrations numériques d'un cadre méthodologique plutôt que comme des descriptions de scénarios quantitativement réalistes. Néanmoins, l'exercice d'application avait pour objet de présenter un modèle d'analyse coût-avantage qui serait opérationnel si certaines données, par ailleurs tout à fait observables, étaient mieux documentées. Identifier ces facteurs limitants constitue, en soi, un pas dans la direction d'une meilleure efficacité de l'approche interdisciplinaire de la gestion des écosystèmes que préconisent aujourd'hui les programmes de recherche publique.

Bibliographie

- Anderson, L.G. 2002. "A bioeconomic analysis of marine reserve". *Natural Resource Modeling* 15(3): 311-334.
- Anon. 2002. "Evolution de la production de coquille Saint-Jacques sur le gisement classé de Saint-Brieuc. Bilan de la campagne 2001/2002". Côtes-d'Armor Développement, Saint-Brieuc, France.
- Anon. 2005. "Programme de valorisation des crépidules en Bretagne. Bilan d'activités 2004". AREVAL/Côtes d'Armor Développement, Saint-Brieuc, France.
- Anon. 2008. "Evolution de la production de coquille Saint-Jacques sur le gisement classé de Saint-Brieuc. Bilan de la campagne 2007/2008". Côtes-d'Armor Développement, Saint-Brieuc, France.
- Bax, N., A. Williamson, M. Agüero, E. Gonzalez, et W. Geeves. 2003. "Marine invasive alien species : a threat to global biodiversity". *Marine Policy* 27(4): 313-323.
- Bénard, J. 1985. *Economie Publique*. Paris : Economica.
- Blanchard, M. 1995. "Origine et état de la population de *Crepidula fornicata* (Gastropoda prosobranchia) sur le littoral français". *Haliotis* 24: 75-86.
- Blanchard, M. 1997. "Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* (L. 1758) in Europe. Current state and consequences". *Scientia Marina* 61(2): 109-118.
- Blanchard, M. 2007. "Evolution de la population de crépidules en baie du Mont Saint-Michel de 1996 à 2004". *Colloque de restitution des résultats scientifiques du programme de recherche PNEC-Baie du Mont Saint-Michel mené depuis 2001, Session Patrimoine naturel et résilience, 23-24 mai, Rennes, France.* (http://www.ifremer.fr/envlit/pdf/documentspdf/PNEC05_Blanchard_M.pdf)
- Blanchard, M., et A. Ehrhold. 1999. "Cartographie et évaluation du stock de crépidules (*Crepidula fornicata* L.) en baie du Mont Saint-Michel". *Haliotis* 28: 11-20.

- Blanchard, M., et D. Hamon. 2006. "Bilan du suivi de l'exploitation industrielle de la crépidule en Bretagne Nord (Baies de Saint-Brieuc et du Mont Saint-Michel), 2002-2005". Rapport de fin de contrat AREVAL/Ifremer DYNECO/EB/06-01, Ifremer, Brest, France.
- Blanchard, M., A. Blanchet, J.D. Gaffet, et D. Hamon. 2001. "Dynamique de population de la crépidule (*Crepidula fornicata*) en baie de Saint-Brieuc (Manche-Ouest)". Rapports Scientifiques RST/DEL/00.08/Ifremer, Brest, France.
- Boncoeur, J., L. Coglan, B. Le Gallic, et S. Pascoe. 2000. "On the (ir)relevance of rates of return measures of economic performance to small boats". *Fisheries Research* 49(2): 105-115.
- Boncoeur, J., F. Alban, O. Guyader, et O. Thébaud. 2002. "Fish, fishers, seals and tourists : economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species multi-activity context". *Natural Resource Modeling* 15(4): 387-411.
- Bonnieux, F., et B. Desaignes. 1998. *Economie et Politiques de l'Environnement*. Précis, Sciences Economiques. Paris : Dalloz.
- Bontems, P., et G. Rotillon. 2003. *Economie de l'Environnement*. 2^e édition. Collection Repères. Paris : La Découverte.
- Born, W., F. Rauschmayer, et I. Bräuer. 2005. "Economic evaluation of biological invasions: a survey". *Ecological Economics* 55(3): 321-336.
- Boucher, J., et J.C. Dao. 1989. "Repeuplement et forçage du recrutement de la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*)". In J.P. Troadec (eds.), *L'Homme et les Ressources Halieutiques. Essai sur l'Usage d'une Ressource Commune Renouvelable*. Plouzané : Editions Ifremer.
- Boudouresque, C.F. 2005. *Les Espèces Introduites et Invasives en Milieu Marin*. 2^e édition. Marseille : GIS Posidonie Publisher.
- Brown, C., L. Lynch, et D. Zilberman. 2002. "The economics of controlling insect-transmitted plant diseases". *American Journal of Agricultural Economics* 84(2): 279-291.

- Buhle, E.R., M. Margolis, et J.L. Ruesink. 2005. "Bang for buck : cost-effective control of invasive species with different life histories". *Ecological Economics* 52(3): 355-366.
- Burnett, K.M., B. Kaiser, B.A. Pitafi, et J. Roumasset. 2006. "Prevention, eradication, and containment of invasive species : illustrations from Hawaii". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 63-77.
- Carlton, J.T. 1987. "Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean". *Bulletin of Marine Science* 41(2): 452-465.
- Carlton, J.T. 1989. "Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments". *Conservation Biology* 3(3): 265-273.
- Carlton, J.T., et J.B. Geller. 1993. "Ecological roulette : the global transport of non-indigenous marine organisms". *Science* 261: 78-82.
- Chauvaud, L. 1998. "La coquille Saint-Jacques en rade de Brest: un modèle biologique d'étude des réponses de la faune benthique aux fluctuations de l'environnement". Thèse de Doctorat en Océanologie Biologique, Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin, Université de Bretagne Occidentale, Brest, France.
- Chauvaud, L, G. Thouzeau, J. Grall, et Y.M. Paulet. 2003. "La crépidule en rade de Brest : un paradoxe pour le devenir de la coquille Saint-Jacques". In L. Laubier (eds.), *Exploitation et Surexploitation des Ressources Marines Vivantes*. Paris : Académie des Sciences RST n°17, Editions Lavoisier.
- Clark, C.W. 1976. *Mathematical Bioeconomics: the optimal management of renewable resources*. New York: John Wiley & Sons.
- Clark, C.W. 1985. *Bioeconomic Modelling and Fisheries Management*. New York: John Wiley & Sons.
- Clark, C.W. 1990. *Mathematical Bioeconomics: the optimal management of renewable resources*. 2^e édition. New York: John Wiley & Sons.
- Commission européenne. 2003. "Guide de l'analyse coûts-avantages des projets d'investissement (Fonds structurels FEDER, Fonds de cohésion et ISPA)". DG Politique

- Régionale, Bruxelles, Belgique.
(http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/guides/cost/guide02_fr.pdf).
- Conrad, J.M. 1995. "Bioeconomic models of the fishery". In D. Bromley (eds.), *Handbook of Environmental Economics*. Londres: Blackwells.
- Conrad, J.M. 1999. "The bioeconomics of marine sanctuaries". *Journal of Bioeconomics* 1(2): 205-217.
- Cox, G.W. 1999. *Alien Species in North America and Hawaii: impacts on natural ecosystems*. Californie: Island Press.
- Dalmazzone, S. 2000. "Economic factors affecting vulnerability to biological invasions". In C. Perrings, M. Williamson, et S. Dalmazzone (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Darwin, C. 1859. *The Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. Londres: John Murray, Albemarle street. *De l'Origine des Espèces*. 1982. Edition française, Paris : Traduction E. Barbier.
- Diamond, J. 1989. "Overview of recent extinctions". In *Conservation for the twenty-first century*. Oxford: Western D., et M.C. Pearl (eds.), Oxford University Press.
- Didham, R.K., J.M. Tylianakis, M.A. Hutchison, R.M. Ewers, et N.J. Gemmill. 2005. "Are invasive species the drivers of ecological change?". *Trends in Ecology and Evolution* 20(9): 470-474.
- Dixit, A.K., et R.S. Pindyck. 1994. *Investment under Uncertainty*. Princeton: University Press.
- Dupouy, H., et D. Latrouite. 1979. "Le développement de la crépidule sur le gisement de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc". *Science et Pêche, Bulletin Institutionnel des Pêches Marines* 292: 13-19.
- Eiswerth, M.E., et W.S. Johnson. 2002. "Managing nonindigenous invasive species: insights from dynamic analysis". *Environmental and Resource Economics* 23(3): 319-342.
- Eiswerth, M.E., et G.C. van Kooten. 2002. "Uncertainty, economics, and the spread of an invasive plant species". *American Journal of Agricultural Economics* 84(5): 1317-1322.

- Enserink, M. 1999. "Biological invaders sweep in". *Science* 285(5435): 1834-1836.
- Faucheux, S., et J.F. Noël. 1995. *Economie des Ressources Naturelles et de l'Environnement*. Collection U. Paris : Armand Colin.
- Fifas, S. 1991. "Analyse et modélisation des paramètres d'exploitation du stock de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus* L.) en baie de Saint-Brieuc (Manche Ouest, France)". Thèse de Doctorat en Océanologie Biologique, Ifremer/Université de Bretagne Occidentale, Brest, France.
- Fifas, S., et P. Arzel. 2005. "Historical analysis of scallop (*Pecten maximus*, L.) fisheries in Brittany (France). Years 1945-2004". *8th International Conference on Shellfish Restoration*, 02-05 octobre, Brest, France.
- Fifas, S., et J. Huet. 2007. "Gisement de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc. Campagne 2007 d'évaluation directe. Résultats et perspectives". STH/LBH, Ifremer, Brest, France.
- Fifas, S., et M. Frésard. 2008. non publié. "Modélisation bioéconomique de la dynamique et de l'exploitation de la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc". STH/LBH Ifremer – UMR M-101 AMURE-Centre de droit et d'économie de la mer.
- Fifas, S., J.C. Dao, et J. Boucher. 1990. "Un modèle empirique du recrutement pour le stock de coquilles Saint-Jacques, *Pecten maximus* (L.) en baie de Saint-Brieuc (Manche, France)". *Aquatic Living Resources* 3(1): 13-28.
- Fifas, S., O. Guyader, et J. Boucher. 2003. "La pêche de coquilles Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc : productivité et gouvernance". In L. Laubier (eds.), *Exploitation et Surexploitation des Ressources Marines Vivantes*. Paris : Académie des Sciences RST n°17, Editions Lavoisier.
- Finnoff, D., et J. Tschirhart. 2005. "Identifying, preventing and controlling invasive plant species". *Ecological Economics* 52(3): 397-416.
- Flaaten, O. 1991. "Bioeconomics of sustainable harvest of competing species". *Journal of Environmental Economics and Management* 20(2): 163-180.

- Frésard, M., et J. Boncoeur. 2006a. "Costs and benefits of stock enhancement and biological invasion control : the case of the bay of Brest scallop fishery". *Aquatic Living Resources* 19(3): 299-305.
- Frésard, M., et J. Boncoeur. 2006b. "Controlling the biological invasion of a commercial fishery by a space competitor : a bioeconomic model with reference to the bay of St-Brieuc scallop fishery". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 78-97.
- Frésard, M., et J. Boncoeur. 2008. "Biological invasion of a fishery by a space competitor : dynamic optimisation of the control program". *14th Biennial International Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*, 22-25 juillet, Nha Trang, Vietnam.
- Frésard, M., S. Fifas, et O. Guyader. 2006. "Biological invasion control in a coastal fishery: a bioeconomic analysis of the bay of Saint-Brieuc scallop fishery (France)". In *Proceedings of the 13th Biennial Conference of the International Institute of Fisheries and Trade*, IIFET CD-ROM, Portsmouth, UK.
- Gabas, J.J., et P. Hugon. 2001. "Les biens publics mondiaux : conceptions et implications pour la coopération internationale". Synthèses du Haut Conseil de la Coopération Internationale, Paris, France. (<http://www.hci.gouv.fr/lecture/synthèse/biens-publics-mondiaux-bpm.html>).
- Gause, G.F. 1934. *The Struggle for Existence*. New-York / Londres : Hafner.
- Glowka, L., F. Burhenne-Guilmin, H. Synge, J.A. McNeely, et L. Gundling. 1994. *A guide to the Convention on Biological Diversity*. Gland: International Union for the Conservation of Nature (IUCN).
- Gollier, C. 2005. "Quel taux d'actualisation pour quel avenir?". *Revue Française d'Economie* 19: 59-82.
- Gordon, H.S. 1954. "The economic theory of a common property resource: the fishery". *Journal of Political Economy* 62(2): 124-142.
- Gutierrez, A.P., et U. Regev. 2005. "The bioeconomics of tritrophic systems : applications to invasive species". *Ecological Economics* 52(3): 383-396.

- Guyader, O., et S. Fifas. 1999. "Modélisation bioéconomique de la pêche de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc". Rapports scientifiques DRV/RH/Ifremer, Brest, France.
- Guyader, O., F. Daurès, et S. Fifas. 2004. "A bioeconomic analysis of the impact of decommissioning programs : application to a limited-entry French scallop fishery". *Marine Resource Economics* 19(2): 225-242.
- Hamon, D., et M. Blanchard. 1994. "Etat de la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) en baie de Saint-Brieuc". Rapport Ifremer, DEL 94-14, Brest, France.
- Hamon, D., et M. Blanchard. 2006. "Approximation du taux de recouvrement en crépidule qui annule la probabilité de recrutement de la coquille Saint-Jacques". Communication personnelle (mars), DYNECO/EB, Ifremer, Brest, France.
- Hamon, D., M. Blanchard, E. Houlgatte, A. Blanchet, J.D. Gaffet, P. Cugier, A. Ménesguen, P. Bassoulet, P. Cann, D. Domalain, et A.G. Haubois. 2002. "La crépidule : identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion. Chantier baie de Saint-Brieuc". Rapport final LITEAU 1^{ère} tranche, Ifremer DEL, Brest, France.
- Hanley, N., et C.L. Spash. 1993. *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Hastings, A., R.J. Hall, et C.M. Taylor. 2006. "A simple approach to optimal control of invasive species". *Theoretical Population Biology* 70(4): 431-435.
- Heywood, V. 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Higgins, S.I., E.J. Azorin, R.M. Cowling, et M.J. Morris. 1997a. "A dynamic ecological-economic model as a tool for conflict resolution in an invasive-alien-plant, biological control and native plant scenario". *Ecological Economics* 22(2): 141-154.
- Higgins, S.I., J.K. Turpie, R. Costanza, R.M. Cowling, D.C. Le Maitre, C. Marais, et G.F. Midgley. 1997b. "An ecological economic simulation model of mountain fynbos ecosystems: dynamics, valuation and management". *Ecological Economics* 22(2): 155-169.

- Hilborn, R., et C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment*. New York: Chapman and Hall.
- Hill, G., et D. Greathead. 2000. "Economic evaluation in classical biological control". In C. Perrings, M. Williamson, et S. Dalmazzone (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Holmes, T.P., E.A. Murphy, et K.P. Bell. 2006. "Exotic forest insects and residential property values". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 155-166.
- Horan, R.D., et C.A. Wolf. 2005. "The economics of managing infectious wildlife disease". *American Journal of Agricultural Economics* 87(3): 537-551.
- Horan, R.D., C.A. Wolf, E.P. Fenichel, et K.H. Mathews, Jr. 2005. "Spatial management of wildlife disease". *Review of Agricultural Economics* 27(3): 483-490.
- Hulme, P.E. 2003. "Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war?". *Oryx* 37(2): 178-193.
- Jaquette, D.L. 1972. "A discrete time population control model". *Mathematical Biosciences* 15(3-4): 231-252.
- Johansson, R.C., M.J. Livingston, J. Westra, et K. Guidry. 2006. "Simulating the US impacts of alternative Asian soybean rust treatment regimes". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 116-127.
- Junqueira-Lopes, R., P. Michel, et G. Rotillon. 1996. "Bioeconomic management of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in the presence of environmental externalities". *Marine Resource Economics* 11(1): 1-9.
- Kasulo, V. 2000. "The impact of invasive species in African lakes". In C. Perrings, M. Williamson, et S. Dalmazzone (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Kermack, W.O., et A.G. McKendrick. 1927. "Contributions to the mathematical theory of epidemics". *Proceedings of the Royal Society of London, Series A, Containing Papers of a Mathematical and Physical Character* 115(772): 700-721.
- Knowler, D. 2005. "Reassessing the costs of biological invasion: *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea". *Ecological Economics* 52(3): 187-199.

- Knowler, D., et E.B. Barbier. 2000. "The economics of an invading species : a theoretical model and case study application". In C. Perrings, M. Williamson, et S. Dalmazzone (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Krcmar-Nozic, E., G.C. van Kooten, et B. Wilson. 2000. "Threat to biodiversity: the invasion of exotic species". In G.C. van Kooten, E.H. Bulte, et A.R.E. Sinclair (eds.), *Conserving Nature's Diversity*. Burlington: Ashgate.
- Laurec, A., et J.-C. Le Guen. 1981. "Dynamique des populations marines exploitées. Tome 1 : concepts et modèles". Rapports scientifiques et techniques n°45, CNEXO/Centre Océanologique de Bretagne, Brest, France.
- Lebègue, D., P. Hirtzman, et L. Baumstark. 2005. *Le Prix du Temps et la Décision Publique. Révision du taux d'actualisation public*. Commissariat Général du Plan. Paris : La Documentation Française, Collection Rapports Officiels. (<http://www.plan.gouv.fr/intranet/upload/publications/documents/Lebegue-rapportDF.pdf>).
- Léonard, D., et N. Van Long. 1992. *Optimal control theory and static optimization in economics*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Le Pape, O., et A. Ménesguen. 1997. "Hydrodynamic prevention of eutrophication in the bay of Brest (France), a modelling approach". *Journal of Marine Systems* 12(1-4): 171-186.
- Le Pape, O., Y. Del Amo, A. Ménesguen, A. Aminot, B. Quequiner, et P. Tréguer. 1996. "Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions: the bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of western Europe". *Continental Shelf Research* 16(15): 1885-1907.
- Le Pape, O., F. Jean, et A. Ménesguen. 1999. "Pelagic and benthic trophic chain coupling in a semi-enclosed coastal system, the bay of Brest (France): a modelling approach". *Marine Ecology Progress Series* 189: 135-147.
- Le Roux, J., et J. Boncoeur. 2006. "Impact de la prolifération de l'huître creuse sauvage sur les activités conchylicoles et la pêche à pied professionnelle en Bretagne : étude économique". Programme LITEAU II – PROGIG, Rapport 1^{ère} année, Centre de Droit et d'Economie de la Mer, Université de Bretagne Occidentale, Brest, France.

- Levine, J., et C. D'Antonio. 2003. "Forecasting biological invasions with increasing international trade". *Conservation Biology* 17(1): 322-326.
- Lichtenberg, E., et D. Zilberman. 1986. "The econometrics of damage control: why specification matters". *American Journal of Agricultural Economics* 68(2): 261-273.
- Lövei, G.L. 1997. "Global change through invasion". *Nature* 388(6643): 627-628.
- Lovell, S.J., S.F. Stone, et L. Fernandez. 2006. "The economic impacts of aquatic invasive species: a review of the literature". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 195-208.
- Mack, R.N., D. Simberloff, M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, et F.A. Bazzaz. 2000. "Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control". *Ecological Applications* 10(3): 689-710.
- Macpherson, A.J., R. Moore, et B. Provencher. 2006. "A dynamic principal-agent model of human-mediated aquatic species invasions". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 144-154.
- Mahé, L.P., et C. Ropars. 2001. "L'exploitation régulée d'une ressource renouvelable : inefficacité d'un traitement factoriel et efficacité des quotas individuels transférables". *Economie et Prévision* 148(2): 141-156.
- Malthus, T.R. 1798. *Essai sur le Principe de Population*. Traduction française, 1963, Paris : Denoël / Gonthier.
- MAP / OFIMER. 2005. "Bilan annuel de production 2004 des pêches et de l'aquaculture". Paris, France.
- McConnachie, A.J., M.P. de Wit, M.P. Hill, et M.J. Byrne. 2003. "Economic evaluation of the successful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa". *Biological Control* 28(1): 25-32.
- McNelly, J.A., H.A. Mooney, L.E. Neville, P. Schei, et J.K. Waage. 2001. *Global Strategy on Invasive Alien Species*. Gland: IUCN.
- Meuriot, E., Y. Cochet, S. Fifas, E. Foucher, et J. Gates. 1987. "Licences de pêche et gestion d'une pêcherie : analyse bio-économique de la pêche à la coquille Saint-Jacques de la

- baie de Saint-Brieuc". Rapports économiques et juridiques de l'Ifremer, n°4, Brest, France.
- Michel, P. 1982. "On the transversality condition in infinite horizon optimal problems". *Econometrica* 50(4): 975-985.
- Mooney, H.A. 1999. "Species without frontiers". *Nature* 397: 665-666.
- Mooney, H.A, et E.E. Cleland. 2001. "The evolutionary impact of invasive species". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98(10): 5446-5451.
- Occhipinti-Ambrogi, A., et D. Savini. 2003. "Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems". *Marine Pollution Bulletin* 46(5): 542-551.
- Office of Technology Assessment (OTA). 1993. "Harmful non-indigenous species in the United States". Publication n° OTA-F-565, OTA, Congrès américain, Washington: Government Printing Office.
- OFIMER. 2007. "Données de vente déclarées en halle à marée. Bilan annuel 2006". Paris, France.
- Olson, L.J. 2006. "The economics of terrestrial invasive species: a review of the literature". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 178-194.
- Olson, L.J., et S. Roy. 2002. "The economics of controlling a stochastic biological invasion". *American Journal of Agricultural Economics* 84(5): 1311-1316.
- Pascal, M., O. Lorvelec, et J.D. Vigne. 2006. *Invasions Biologiques et Extinctions : 11000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Paris : Editions Belin.
- Perrings, C. 2002. "Biological invasions in aquatic systems : the economic problem". *Bulletin of Marine Science* 70(2): 541-552.
- Perrings, C. 2005a. "The socioeconomic links between invasive alien species and poverty". Rapport non publié du Global Invasive Species Program. (<http://www.gisp.org/publications/economic/index.asp>).
- Perrings, C. 2005b. "Mitigation and adaptation strategies for the control of biological invasions". *Ecological Economics* 52(3): 315-325.

- Perrings, C., M. Williamson, et S. Dalmazzone. 2000. "Introduction". In C. Perrings, M. Williamson, et S. Dalmazzone (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Perrings, C., M. Williamson, E.B. Barbier, D. Delfino, S. Dalmazzone, J. Shogren, P. Simmons, et A. Watkinson. 2002. "Biological invasion risks and the public good: an economic perspective". *Conservation Ecology* 6(1). (<http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1>).
- Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga, et D. Morrison. 2000. "Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States". *Bioscience* 50(1): 53-56.
- Pimentel, D., R. Zuniga, et D. Morrison. 2005. "Update on the environmental and economic costs associated with alien invasive species in the U.S." *Ecological Economics* 52(3): 273-288.
- Plourde, C.G. 1970. "A simple model of replenishable natural resource exploitation". *American Economic Review* 60(3): 518-522.
- Pontryaguine, L., V. Boltyanski, R. Gamkrélidzé, et E. Mitchenko. 1961. *Théorie Mathématique des Processus Optimaux* (en russe). Moscou: Fizmatgiz (traduction anglaise, 1962, New-York: J.Wiley & Sons ; traduction française, 1974, Moscou: Editions Mir).
- Prestemon, J.P., S. Zhu, J.A. Turner, J. Buongiorno, et R. Li. 2006. "Forest product trade impacts of an invasive species : modeling structure and intervention trade-offs". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 128-143.
- Programme des Nations Unies pour l'Environnement. 2006. *African's Lakes: Atlas of Our Changing Environment*. Division of Early Warning and Assessment (DEWA), United Nations Environment Program (UNEP). (<http://na.unep.net/AfricaLakes/>).
- Ragueneau, O., L. Chauvaud, A. Leynaert, G. Thouzeau, Y.M. Paulet, S. Bonnet, A. Lorrain, J. Grall, R. Corvaisier, M. Le Hir, F. Jean, et J. Clavier. 2002. "Direct evidence of a biologically active coastal silicate pump : ecological implications". *Limnology and Oceanography* 47(6): 1849-1854.

- Regev, U., A.P. Gutierrez, et G. Feder. 1976. "Pests as a common property resource : a case study of Alfalfa weevil control". *American Journal of Agricultural Economics* 58(2): 186-197.
- Reinhardt, F., M. Herle, F. Bastiansen, et B. Streit. 2003. "Economic impact of the spread of alien species in Germany". R&D Project n° 201-86-211, Département d'Ecologie et d'Evolution, J.W. Goethe-University, Francfort, Allemagne. (<http://www.artportalen.se/nobanis/files/EconImpactNeobiota.pdf>).
- Ricker, W.E. 1954. "Stock and recruitment". *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 11: 559-623.
- Ropars-Collet, C., L.P. Mahé, et Ph. Le Goffe. 2005. "Management strategies for an invasive species : the importance of stock externalities". *14th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists*, 23-26 juin, Bremen, Allemagne.
- Rotillon, G. 2005. *Economie des Ressources Naturelles*. Collection Repères. Paris : La Découverte.
- Ruiz, G.M., et J.T. Carlton. 2003. *Invasive Species : Vectors and Management Strategies*. Washington: Island Press.
- Ruiz, G.M., J.T. Carlton, E.D. Grosholz, et A.H. Hines. 1997. "Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences". *American Zoologist* 37: 621-632.
- Samuelson, P.A. 1954. "The pure theory of public expenditure". *Review of Economics and Statistics* 36(4): 387-389.
- Sanchirico, J.N., et J.E. Wilen. 2001. "A bioeconomic model of marine reserve creation". *Journal of Environmental Economics and Management* 42(3): 257-276.
- Saphores, J.D.M., et J.F. Shogren. 2005. "Managing exotic pests under uncertainty : optimal control actions and bioeconomic investigations". *Ecological Economics* 52(3): 327-339.

- Schaefer, M.B. 1954. "Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries". *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 1: 25-56.
- Schaefer, M.B. 1957. "Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries". *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 14: 669-681.
- Schneider, L., et J. Geoghegan. 2006. "Land abandonment in an agricultural frontier after a plant invasion: the case of bracken fern in southern Yucatan, Mexico". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 167-177.
- Settle, C., et J.F. Shogren. 2002. "Modeling native-exotic species within Yellowstone lake". *American Journal of Agricultural Economics* 84(5): 1323-1328.
- Settle, C., et J.F. Shogren. 2006. "Does the integration of biology and economics matter for policy? The case of Yellowstone Lake". *Topics in Economic Analysis and Policy* 6(1): article 9.
- Sharov, A.A. 2004. "Bioeconomics of managing the spread of exotic pest species with barrier zones". *Risk Analysis* 24(4): 879-892.
- Sharov, A.A., et A.M. Liebhold. 1998. "Bioeconomics of managing the spread of exotic pest species with barrier zones". *Ecological Applications* 8(3): 833-845.
- Shogren, J.F. 2000. "Risk reduction strategies against the explosive invader". In C. Perrings, M. Williamson, et S. Dalmazzone (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Shogren, J.F., D. Finnoff, C. McIntosh, et C. Settle. 2006. "Integration-valuation nexus in invasive species policy". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 11-20.
- Simberloff, D. 2006. "Risk assessments, blacklists, and white lists for introduced species: are predictions good enough to be useful?". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 1-10.
- Skonhoft, A., et J.O. Olausson. 2005. "Managing a migratory species that is both a value and a pest". *Land Economics* 81(1): 34-50.

- Smith, C.S., W.M. Lonsdale, et J. Fortune. 1999. "When to ignore advice : invasion predictions and decision theory". *Biological Invasions* 1(1): 89-96.
- Soulas, M. 2003. "Prix de vente du biocarbonate marin produit par la SECMA à Pontrieux". Communication personnelle (avril), Equipe Pêche, Côtes d'Armor Développement, Saint-Brieuc, France.
- Soulas, M., M. Blanchard, D. Hamon, et C. Halary. 2000. "Projet d'exploitation de la crépidule en Bretagne-Nord en vue de la restauration des fonds colonisés. *Colloque Restauration des Ecosystèmes Côtiers*, 08-09 novembre, Brest, France.
- Thouzeau, G., L. Chauvaud, J. Grall, et L. Guérin. 2000. "Rôle des interactions biotiques sur le devenir du pré-recrutement et la croissance de *Pecten maximus* (L.) en rade de Brest". *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences – Séries III – Sciences de la Vie* 323(9) : 815-825.
- Troadec, J.P., et J. Boncoeur. 2003. "La régulation de l'accès". in L. Laubier (eds.), *Exploitation et Surexploitation des Ressources Marines Vivantes*. Paris : Académie des Sciences RST n°17, Editions Lavoisier.
- Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope, M. Rejmanek, et R. Westbrooks. 1997a. "Introduced species: a significant component of human-caused global change". *New Zealand Journal of Ecology* 21(1): 1-16.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco, et J.M. Melillo. 1997b. "Human domination of Earth's ecosystems". *Science* 277: 494-499.
- Wilcove, D.S., D. Rothenstein, J. Dubow, A. Philips, et E. Losos. 1998. "Quantifying threats to imperilled species in the United States". *Bioscience* 48(8): 607-615.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Londres: Chapman et Hall.
- Williamson, M. 1999. "Invasions". *Ecography* 22(1): 5-12.
- Williamson, M., et A. Fitter. 1996. "The varying success of invaders". *Ecology* 77(6): 1661-1666.
- Wilman, E.A. 1996. "Pests: sustained harvest versus eradication". *Journal of Environmental Management* 46(2): 139-147.

Zhao, Z., T.I. Wahl, et T.L. Marsh. 2006. "Invasive species management: foot-and-mouth disease in the US beef industry". *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1): 98-115.

Zivin, J., B.M. Hueth, et D. Zilberman. 2000. "Managing a multiple-use resource: the case of feral pig management in California rangeland". *Journal of Environmental Economics and Management* 39(2): 189-204.

Liste des figures

Figure 1.	Relation entre surface envahie et rente halieutique corrigée maximale (équilibre statique).....	41
Figure 2.	Relation entre surface envahie et coût du contrôle de la dissémination naturelle de l'espèce invasive (équilibre statique).....	41
Figure 3.	Relation entre surface envahie et rente écosystémique (équilibre statique).....	42
Figure 3bis.	Relation entre surface envahie et rente écosystémique (équilibre statique).....	46
Figure 4.	Commande optimale : courbe $\tilde{X}_1(X_2)$	57
Figure 5.	Commande optimale : influence du taux d'actualisation sur la courbe $\tilde{X}_1(X_2)$	58
Figure 6.	Commande optimale : courbe $\hat{X}_1(X_2)$	59
Figure 7.	Commande optimale : influence du taux d'actualisation sur la courbe $\hat{X}_1(X_2)$	60
Figure 8.	Confrontation des courbes $\tilde{X}_1(X_2)$ et $\hat{X}_1(X_2)$ pour des niveaux croissants du taux d'actualisation	62
Figure 9.	Stabilité de l'équilibre	64

Figure 10.	Campagne 2007 d'évaluation du stock de coquille Saint-Jacques : répartition des 115 points d'échantillonnage en baie de Saint-Brieuc....	71
Figure 11.	Evolution de la biomasse adulte et de la biomasse exploitable de la coquille Saint-Jacques depuis 1990	73
Figure 12.	Distribution de la crépidule en baie de Saint-Brieuc en 1994 et évolution de la colonisation des fonds de la partie ouest entre 1986 et 1992/1993	75
Figure 13.	Instabilité de la relation stock-recrutement et cycle vital de la coquille Saint-Jacques	80
Figure 14.	Débarquements en criée de coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc : données observées et résultats du modèle (période 1991-2007)	84
Figure 15.	Simulation numérique. Evolution des débarquements en criée, de la fraude hivernale et de la fraude estivale de coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc (période 2008-2030).....	84
Figure 16.	Evolution de la flottille de pêche à la coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc : données observées et résultats du modèle (période 1974-2007).....	85
Figure 17.	Simulation numérique. Evolution de la composition de la flottille de pêche à la coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc (période 2008-2030).....	86
Figure 18.	Simulation numérique. Evolution de la marge sur coût variable annuelle de la flottille de pêche à la coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc (période 2008-2030, unité : 1000€)	90
Figure 19.	Distribution des principaux gisements de crépidule en baie de Saint-Brieuc en 2000	96

Figure 20.	Impact du programme de contrôle de l'invasion sur la dynamique de l'invasion ($t_1 = 100$)	103
Figure 21.	Impact du programme de contrôle de l'invasion sur la pêche de l'espèce native ($t_1 = 100$)	104
Figure 22.	Résultats économiques annuels du programme de contrôle de l'invasion (unités : 1000€).....	105
Figure 23.	Effets du retardement de la date de départ du programme de contrôle de l'invasion	108
Figure 24.	Impact du contrôle de l'invasion sur la proportion envahie de la surface de la baie, selon la date de départ du programme	110
Figure 25.	Impact du contrôle de l'invasion sur la rentabilité annuelle de la pêche de l'espèce native, selon la date de départ du programme (unité : 1000€)	110
Figure 26.	Nettoyage annuel de la proportion envahie de la surface totale de la baie, selon la date de départ du programme.....	111
Figure 27.	Coût annuel du contrôle de l'invasion, selon la date de départ du programme (unité : 1000€)	112
Figure 28.	Résultat économique annuel du contrôle de l'invasion, selon la date de départ du programme (unité : 1000€).....	112

Liste des tableaux

Tableau 1.	Configurations possibles pour le programme de commande optimal à un instant donné.....	54
Tableau 2.	Pêcherie de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc : ressource et activité.....	70
Tableau 3.	Biomasse adulte, biomasse exploitable, quota proposé et débarquement déclaré de coquille Saint-Jacques (tonnes).....	72
Tableau 4.	Contribution par classe d'âge à la biomasse adulte de coquille Saint-Jacques en 2007.....	73
Tableau 5.	Répartition spatiale de la crépidule en baie de Saint-Brieuc : superficie des différentes strates de colonisation (années 1994 et 2000).....	97
Tableau 6.	Résultats économiques cumulés, en valeur actualisée, des scénarios de contrôle et de <i>laisser-faire</i> (unité : million d'€, période 2002-2024, taux d'actualisation de 5%).....	107

Table des matières

Remerciements.....	3
Acronymes	6
Sommaire.....	8
Introduction générale.....	10
1. Contexte : les invasions biologiques aujourd’hui	10
1.1. Un enjeu majeur en termes de biodiversité	10
1.2. La dimension économique du problème	13
1.3. Invasions biologiques et pollution : similitude et différences	15
1.4. La gestion des invasions biologiques, un bien public	16
2. Etat de l’art : l’analyse économique du contrôle des invasions biologiques.....	18
3. Objet de la thèse, cas d’étude et plan de la thèse	26
3.1. Objet de la thèse	26
3.2. Cas d’étude.....	28
3.3. Plan de la thèse	31

Première partie. Modèle théorique de contrôle optimal d'une pêcherie envahie par un compétiteur spatial, avec contribution des pêcheurs à la diffusion de l'invasion.....	32
Chapitre 1. Présentation du modèle et analyse statique du système à l'équilibre	33
1. Hypothèses, variables et équations du modèle de base	34
1.1. Hypothèses.....	34
1.2. Variables et équations de base	36
2. Analyse statique du système à l'équilibre	38
2.1. Détermination de l'équilibre optimal	38
2.2. Discussion.....	43
Chapitre 2. Optimisation dynamique	48
1. Ecriture du problème	49
2. Principe du maximum	52
3. Etat stationnaire : solution intérieure d'exploitation du stock natif et de contrôle de l'invasion	55
3.1. Courbe $\tilde{X}_1(X_2)$	56
3.2. Courbe $\hat{X}_1(X_2)$	58
3.3. Egalité de $\tilde{X}_1(X_2)$ et de $\hat{X}_1(X_2)$	61
3.4. Stabilité de l'équilibre	63

Deuxième partie. Analyse coût-avantage appliquée au cas de la baie de Saint-Brieuc	67
Chapitre 3. Application à la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule	68
1. Présentation du cas d'étude	69
2. Présentation du modèle bioéconomique structural de la dynamique et de l'exploitation du stock de coquille Saint-Jacques	79
2.1. Paramètres biologiques	81
2.2. Paramètres d'exploitation.....	83
3. Le contrôle de l'invasion spatiale de la pêche coquillière.....	91
3.1. Présentation du modèle de contrôle de la pêche envahie par un compétiteur spatial	91
3.1.1. Discussion des hypothèses du modèle.....	91
3.1.2. Paramétrage du modèle d'invasion spatiale et de son contrôle	95
3.2. Simulations	99
3.2.1. Cadre d'analyse	100
3.2.2. Impact du contrôle de l'invasion sur les dynamiques de l'invasion spatiale et du stock natif	102
3.2.3. Résultats économiques du programme de contrôle de l'invasion	105
3.2.4. La question de la date de départ du programme de contrôle.....	107
3.2.5. Tests de sensibilité.....	113
4. Portée et limites de l'application au cas d'étude	115
4.1. Portée	115

4.2. Limites de l'application à l'invasion par la crépidule	115
4.3. Limites de l'application au contrôle de l'invasion de la crépidule.....	117
4.4. Limites économiques générales.....	119
Conclusion générale	122
Bibliographie.....	127
Liste des figures	143
Liste des tableaux	146
Table des matières	147

Titre : Analyse économique du contrôle d'une invasion biologique. Modélisation théorique et application à la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule

Résumé : Les invasions biologiques sont aujourd'hui un enjeu majeur en termes de biodiversité et de bien-être. Qu'il s'agisse de prévention ou de limitation des dommages, la gestion des invasions biologiques présente les caractéristiques d'un bien public et, comme telle, relève de l'analyse coût-avantage. Dans cette optique, la thèse traite du problème du contrôle d'une espèce invasive dénuée de valeur marchande entrant en compétition spatiale avec une espèce native exploitée commercialement. La première partie propose un modèle bioéconomique théorique représentant l'interaction entre les deux espèces et la contribution des exploitants à la diffusion de l'invasion, dans lequel les variables de commande sont les efforts de prélèvement sur chaque espèce et la fonction-objectif est la rente de ressource de l'espèce native diminuée du coût de contrôle de l'espèce invasive. L'analyse du modèle à l'équilibre débouche sur une alternative radicale entre quasi-éradication et *laisser-faire* face à l'invasion. L'optimisation dynamique du modèle montre ensuite qu'il existe une trajectoire conduisant à un état stationnaire optimal combinant l'exploitation rentable du stock natif et la stabilisation de l'invasion à un niveau intermédiaire. Cet état existe si les coûts unitaires de l'effort de pêche du stock natif et de l'effort de nettoyage des zones envahies, les coefficients de dispersion naturelle et anthropique de l'espèce invasive, et le taux d'actualisation ne sont pas trop élevés. Cet état peut être atteint si le niveau d'invasion initial n'est pas trop important. La seconde partie est consacrée au cas d'étude de l'invasion de la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc par la crépidule. L'analyse coût-avantage du cas de la baie de Saint-Brieuc s'effectue à l'aide d'un modèle structural d'exploitation de la coquille Saint-Jacques couplé à un modèle d'invasion spatiale binaire, à partir desquels un programme de contrôle de l'invasion est étudié.

Mots-clés : économie des ressources naturelles renouvelables, économie de l'environnement, contrôle des invasions biologiques, approche écosystémique de la gestion des pêches, analyse coût-avantage, modélisation bioéconomique plurispécifique, commande optimale.

Title : Economic analysis of controlling a biological invasion. Theoretical model and application to the common scallop fishery of the Saint-Brieuc bay invaded by slipper-limpet

Summary : Biological invasions are nowadays an important challenge to biodiversity and human welfare. Managing biological invasions, which encompasses both prevention and control, is a public good and, as such, falls within the scope of cost-benefit analysis. The thesis deals with the control of an invasive species void of market value, and acting as a space competitor for a native valuable harvested species. Its first part is dedicated to a theoretical bioeconomic model describing the interacting dynamics of the two species and accounting for the undesirable consequences native stock harvesters behaviour have on the spread of invasion. In the model, control variables are the levels of harvesting effort of each species, and the target-function maximises the resource rent provided by harvesting the native stock, minus the cost of harvesting the invasive species. Static equilibrium analysis of the model provides a clear-cut alternative between asymptotic quasi-eradication of the invasive species and complete *laisser-faire*. Dynamic optimisation of the model displays the existence of a time-path leading to an optimal steady-state equilibrium where the native species is sustainable harvested and the invasive species is kept under control, provided units costs of native species harvesting and invaded areas cleaning, natural and anthropogenic invasive species dispersal coefficients and time-discount rate are moderate, and the problem is addressed early enough. The second part of the thesis is dedicated to the case-study of the invasion of the bay of St-Brieuc scallop fishery by an alien shellfish, the slipper-limpet. Cost-benefit analysis of the bay of Saint-Brieuc case makes use of an age-structured bioeconomic model of harvesting common scallop combined with a spatial invasion model, on which an invasion control program is studied.

Keywords: renewable natural resources economics, environmental economics, biological invasions control, ecosystem-based fisheries management, cost-benefit analysis, plurisppecies bioeconomic modeling, optimal control.