

**ETUDE DU CARACTERE INVASIF DE QUELQUES ESPECES
ANIMALES ET VEGETALES INTRODUITES DANS LES
MILIEUX DULÇAQUICOLES EN NOUVELLE CALEDONIE**



PARTIE 1 : *EICHHORNIA CRASSIPES* (MART.) SOLMS

PARTIE 2 : *HYDRILLA VERTICILLATA* (L.F.) ROYLE

PARTIE 3 : *MELANOIDES TUBERCULATA* (MULLER, 1774)

PARTIE 4 : *TRACHEMYS SCRIPTA ELEGANS* (SEIDEL, 2002)

PARTIE 5 : *OREOCHROMIS MOSSAMBICUS* (PETERS, 1852)

PARTIE 6 : *MICROPTERUS SALMOIDES* (LACEPEDE, 1820)



N° 2007 IB 02
C. FLOUHR

Septembre 2010 – rapport final B_1
N. MARY

Merci de référencer l'étude de la manière suivante :

Hytec, Mary N., 2010. Etude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie : 1/ *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), 2/ *Hydrilla verticillata* (hydrille verticillée), 3/ *Melanoides tuberculata* (mélanoïde), 4/ *Trachemys scripta elegans* (tortue de Floride), 5/ *Oreochromis mossambicus* (tilapia du Mozambique), 6/ *Micropterus salmoides* (black bass à grande bouche). Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres.

TABLE DES MATIERES

Table des matières	i
Liste des annexes	ii
0. Introduction.....	1
0.1 contexte de l'étude	1
0.1.1 Définitions	1
0.1.2 Le processus de l'invasion biologique.....	3
0.1.3 Aptitude d'une espèce à devenir envahissante	6
0.2 Impacts des invasions biologiques : conséquences écologiques, évolutives, économiques et sociales	7
0.3 Les espèces exotiques envahissantes en Nouvelle Calédonie.....	8
1. <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	15
2. <i>Hydrilla verticillata</i> (L.F.) Royle.....	79
3. <i>Melanoides tuberculata</i> (Muller, 1774)	119
4. <i>Trachemys scripta elegans</i> Seidel, 2002	165
5. <i>Oreochromis mossambicus</i> Peters, 1852.....	239
6. <i>Micropterus salmoides</i> Lacepède, 1820	301
7 Conclusions	365
7.1 Prévention	365
7.2 Moyens de lutte.....	366
7.3 Perspectives.....	366
8. Références bibliographiques.....	369
8.0 Introduction	369
8.1 <i>Eichhornia crassipes</i>	369
8.2 <i>Hydrilla verticillata</i>	374
8.3 <i>Melanoides tuberculata</i>	377
8.4 <i>Trachemys scripta elegans</i>	380
8.5 <i>Oreochromis mossambicus</i>	383
8.6 <i>Micropterus salmoides</i>	387
9. Glossaire.....	391
ANNEXES	397

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1.1	Photographies de l'herbier de l'IRD (Novembre 2007)
ANNEXE 1.2	Noms communs et synonymes
ANNEXE 2.1	Photographies de l'herbier de l'IRD (Novembre 2007)
ANNEXE 2.2	Synonymes
ANNEXE 4.1	Courriel d'information du service des milieux terrestres de la direction de l'environnement de la province Sud du 09 juillet 2008
ANNEXE 4.2	Brochure de la province Sud « Je protège l'environnement »
ANNEXE 5.1	Le lac de Néaoua – Synthèse des données disponibles sur le milieu physique et biologique
ANNEXE 5.2	Résultats des pêches effectuées sur le lac de Néaoua – nov. 2002 (Falconbridge, 2003)
ANNEXE 5.3	Résultats des pêches effectuées sur le lac de Yaté – nov. 2002 et janv. 2003 (Falconbridge, 2003)
ANNEXE 6.1	Quelques caractéristiques du barrage-réservoir de Yaté (Enercal dans Hytec, 2002)
ANNEXE 6.2	Variation du niveau de l'eau dans la retenue de Yaté entre 1983 et 1991 (source : Enercal)
ANNEXE 6.3	Le lac de Yaté – Synthèse des données disponibles sur le milieu physique et biologique
ANNEXE 6.4	Résultats des pêches effectuées sur le lac de Yaté – nov. 2002 et janv. 2003 (Falconbridge, 2003)
ANNEXE 7	Fiches resumes par espèce

ABREVIATIONS UTILISEES

cm : centimètres

g : grammes

m : mètres

mm : millimètres

UICN : l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature

0. INTRODUCTION

Depuis toujours, l'homme a contribué à l'introduction d'espèces exotiques* dans de nouveaux territoires, initialement afin de développer l'agriculture, l'élevage, la chasse ou la pêche, puis secondairement pour les utiliser en tant qu'espèces ornementales ou domestiques. Cette extension des aires de distribution de nombreuses espèces s'est considérablement amplifiée au cours des dernières décennies avec la mondialisation des échanges, de telle sorte que la problématique des invasions biologiques constitue à l'heure actuelle un sujet de préoccupation croissant (Gargominy *et al.*, 1996 ; Kirchner & Soubeyran, 2007). Les invasions biologiques sont actuellement considérées par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) comme l'un des principaux facteurs de menace sur la biodiversité et l'intégrité des écosystèmes, avec la destruction de l'habitat, la pollution et la surexploitation des milieux par l'homme.

0.1 CONTEXTE DE L'ÉTUDE

0.1.1 Définitions

Dans la littérature, de nombreux termes sont utilisés en synonymie pour citer les espèces exotiques, tels que « introduites », « étrangères », « allochtones », « allogènes », « colonisatrices » ou « indésirables ». Nous nous référerons dans ce rapport à la définition proposée par Richardson *et al.* (2000) pour les espèces végétales : « une espèce exotique est une espèce occupant une région donnée et dont la présence est due à une introduction intentionnelle ou accidentelle résultant d'activités anthropiques ». Il est à noter que cette définition exclut les espèces qui étendent leur distribution géographique, à partir de leur aire de répartition d'origine, sans intervention de l'Homme (migration naturelle par exemple, déplacements actifs naturels).

A l'opposé des espèces exotiques, les espèces natives (indigènes ou autochtones) se développent dans leur aire naturelle de distribution et présentent une dispersion indépendante de toute intervention humaine (<http://www.ecolab.upstlse.fr/spip.php?article304>).

L'introduction d'espèce est donc le déplacement d'une espèce hors de son aire de répartition géographique d'origine vers un nouvel écosystème, causé par des

INTRODUCTION

activités humaines. Cette introduction peut être volontaire, réalisée délibérément par l'Homme pour développer certaines activités (agriculture, sylviculture, élevage, pêche commerciale ou artisanale, aquariophilie, ornementation de jardins botaniques, etc) ; ou accidentelle.

L'espèce exotique est dite « naturalisée » ou « acclimatée » lorsqu'elle se reproduit régulièrement dans la nouvelle région d'introduction et maintient des populations viables, à long terme, grâce à de nombreux cycles biologiques et sans intervention directe de l'homme. Ces espèces produisent souvent des descendants, parfois proches des individus adultes, mais n'envahissent pas nécessairement les écosystèmes naturels, semi naturels ou artificiels (Richardson *et al.*, 2000). Si l'espèce se reproduit dans sa nouvelle région d'introduction mais sans pouvoir se maintenir à long terme, elle sera qualifiée d'espèce exotique occasionnelle ou fugace (Richardson *et al.*, 2000).

Selon les mêmes auteurs, une espèce exotique envahissante est « une espèce naturalisée qui produit une descendance fertile en grand nombre, à une distance considérable des parents et présentant un potentiel de dispersion sur des surfaces considérables ». La définition proposée par l'UICN s'appuie, de plus, sur les impacts écologiques ou économiques que vont causer les espèces introduites envahissantes. Ce sont des « espèces exotiques dont l'introduction, l'installation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences environnementales et/ou économiques et/ou sanitaires négatives'' ([www.uicn.fr/IMG/pdf/UICN_Plaquette - Initiative especes envahissantes OM-2.pdf](http://www.uicn.fr/IMG/pdf/UICN_Plaquette_-_Initiative_especes_envahissantes_OM-2.pdf)).

Une base de données globale sur plus de 200 de ces espèces a été développée par le Groupe de spécialistes des espèces envahissantes (ISSG) au sein de l'UICN. Cette base de données, consultable en ligne et régulièrement mise à jour, permet d'accéder, pour chacune des espèces envahissantes, à une fiche descriptive et à des références bibliographiques. La base comprend également la "liste noire" des 100 espèces exotiques envahissantes les plus nuisibles. Les espèces de cette « liste noire » ont été choisies selon 2 critères : leur fort impact sur la biodiversité et/ou les activités anthropiques et les problèmes importants constatés qu'elles génèrent lors de l'invasion biologique. Afin de pouvoir inclure une large gamme de

INTRODUCTION

cas, seulement une espèce de chaque genre a été classée dans cette liste. Ainsi, l'absence d'une espèce de la liste noire ne signifie pas qu'elle sera moins nuisible (<http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=100ss&fr=1&sts=>).

0.1.2 Le processus de l'invasion biologique

Plusieurs étapes successives caractérisent l'invasion d'un milieu dulçaquicole par une espèce exotique : son introduction dans un nouvel écosystème, son implantation (ou sa naturalisation) et sa dispersion (expansion) (Arthington & Mitchell, 1986 ; Richarson *et al.*, 2000) (cf figure 1). L'introduction d'une espèce dans un nouveau territoire nécessite l'apport de propagules ou d'individus. Elle est souvent causée par des actions anthropiques volontaires ou accidentelles : l'aquariophilie ou l'aquaculture sont les principales activités responsables de l'introduction d'espèces dans les milieux aquatiques. L'homme permet ainsi aux espèces de franchir la barrière géographique.

INTRODUCTION

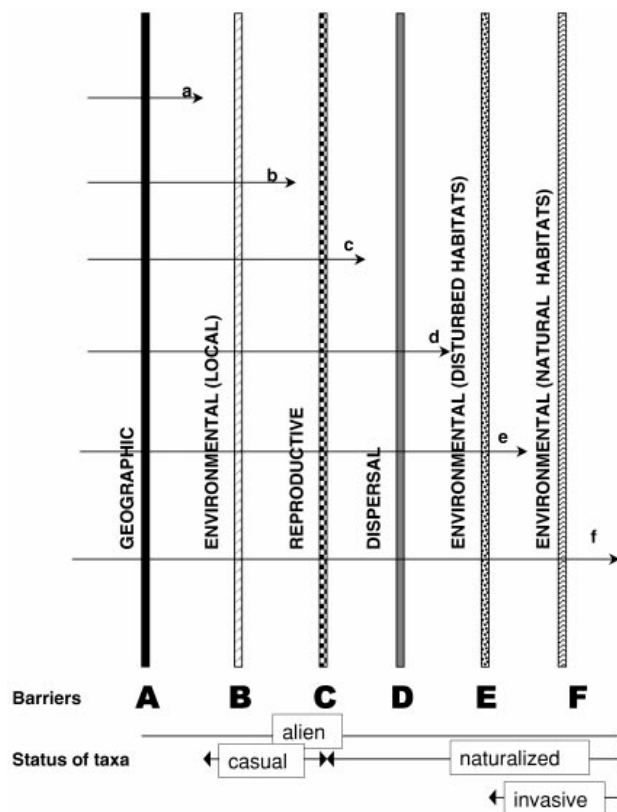


Figure 1 : Représentation schématique des principaux obstacles limitant l'expansion des taxa introduits. Ces obstacles sont : (A) les barrières géographiques inter et/ou intracontinentales (échelle > 100 km) ; (B) les barrières environnementales (biotiques et abiotiques) dans le site d'introduction ; (C) des barrières reproductives (entravant la reproduction asexuée régulière et sur le long terme ou la production de descendance) ; (D) des barrières empêchant la propagation à l'échelle locale ou régionale ; (E) des barrières environnementales dans des milieux modifiés par l'homme ou dominés par des espèces végétales exotiques ; (F) les barrières environnementales dans des milieux naturels ou semi naturels. Les flèches allant de A vers F indiquent les étapes suivies par les taxons depuis leur introduction jusqu'à leur dispersion dans des habitats naturels (Richardson et al., 2000).

L'implantation (ou naturalisation) d'une espèce hors de son territoire d'origine dépend de plusieurs facteurs qui lui sont intrinsèques et extrinsèques, principalement liés aux conditions environnementales. En effet, l'établissement d'une espèce dans un nouveau milieu est conditionné, d'une part, par les caractéristiques abiotiques du milieu, celui-ci devant fournir un habitat favorable à l'espèce exogène ; mais également par la capacité de celle-ci à s'adapter aux conditions de ce milieu. Plus l'espèce sera tolérante aux variations des conditions environnementales, plus elle aura de possibilités de s'implanter dans un nouveau milieu. Cette adaptation aux conditions du milieu doit se faire aussi bien en ce qui

INTRODUCTION

concerne les facteurs abiotiques (température, salinité, pH, luminosité, courantologie, ...) que les facteurs biotiques du nouvel environnement (présence de proies, de prédateurs ou de compétiteurs). La naturalisation implique que les individus adultes de la nouvelle population maintiennent des populations viables à long terme, sans nouveaux apports de propagules ou d'individus et sans intervention directe de l'homme (Richardson *et al.*, 2000).

Enfin, la dispersion (expansion) de l'espèce exogène* menant à l'invasion dépend principalement de ses caractéristiques biologiques (traits d'histoire de vie), notamment de sa survie, de sa croissance, de son taux et de ses moyens de reproduction : de forts taux de survie, de croissance et de fécondité sont essentiels à la propagation d'une espèce nouvellement introduite. La phase d'expansion est fréquemment précédée d'un temps de latence de quelques dizaines à quelques centaines d'années, expliqué, entre autres, par le temps inhérent à la croissance des populations, le temps nécessaire aux organismes pour surmonter les nouvelles contraintes écologiques et/ou le temps nécessaire à l'acquisition de nouvelles capacités liées aux facteurs génétiques (*in* Vanderhoeven *et al.*, 2006).

Etant donné l'ensemble des conditions nécessaires à l'implantation et à la dispersion d'une espèce exotique, toutes les espèces introduites dans un nouveau territoire ne vont pas pouvoir s'implanter et proliférer. Williamson (1996) propose la règle des « 3 x 10 » qui semble régir le devenir des espèces végétales introduites. Il estime que sur 1 000 espèces introduites, 100 trouvent des conditions favorables à leur implantation dont 10 s'acclimateront (c'est-à-dire se reproduiront naturellement sur le site). Parmi ces dernières, 1 seule deviendra envahissante. Ainsi, uniquement 1 espèce végétale exotique sur 1 000 introduites pourrait devenir envahissante. Cette règle ne peut cependant pas être généralisée telle quelle pour les autres groupes taxonomiques. Les mammifères, par exemple, présenteraient un succès d'invasion nettement plus important (Vanderhoeven *et al.*, 2006).

Ainsi, étant donné le nombre élevé d'espèces qui sont déplacées de par le monde, aussi bien à des fins alimentaires (aquaculture, élevage et agriculture), décoratives (aquariophilie) ou récréatives (chasse et pêche), la proportion d'espèces exotiques potentiellement envahissantes est considérable. Par exemple, au Royaume Uni, sur 12 000 espèces exotiques introduites, 1 600 se sont implantées, 200 se sont

acclimatées et 39 sont devenues envahissantes (Beauvais *et al.*, 2006). Cependant, une grande partie des espèces introduites volontairement par l'Homme peuvent s'avérer d'intérêt économique, par exemple celles utilisées dans l'agriculture ou l'aquaculture.

0.1.3 Aptitude d'une espèce à devenir envahissante

De nombreuses études ont été réalisées afin de déterminer l'aptitude d'une espèce naturalisée à envahir les milieux. Ces travaux ont mis en évidence une diversité des traits biologiques chez les espèces envahissantes, mais ont également montré qu'il était pratiquement impossible d'établir un profil-type d'espèce envahissante. En effet, les modes de reproduction des espèces végétales exotiques envahissantes sont aussi bien de type asexué (rhizomes, stolons, fragments d'organes tel que tige ou racine) que sexué et les modes de dissémination variés (par le vent, l'eau, les animaux, l'homme).

La majorité des espèces envahissantes se distingueraient cependant par quelques caractères biologiques caractéristiques (Goudart, 2007 ; <http://asso.objectif-sciences.com/Fiche-Pedagogique-Quand-les-plant-es-envahissent.html>) :

- une reproduction sexuée et/ou asexuée efficace : précocité de maturité sexuelle, taux de fécondité important, taux élevé de survie des juvéniles, forte capacité de dissémination par reproduction asexuée chez les plantes, capacité à se multiplier à partir d'une faible densité chez certains animaux (espèces de stratégie écologique r^*) ;
- une grande adaptabilité aux conditions environnementales (forte valence écologique) : tolérance vis-à-vis de nombreux facteurs environnementaux (température, salinité, nutriments, polluants, ...) ;
- une importante variabilité génétique : en Europe, la polyploïdie semble être beaucoup plus représentée parmi les végétaux exotiques les plus agressifs que dans la flore indigène (Meerts et al., 2006) ;
- une grande capacité à exploiter les ressources : faible spécialisation, fort taux de croissance, efficacité de consommation ;
- un pouvoir de compétition supérieur par rapport à celui des autres espèces existantes.

INTRODUCTION

De plus, l'invasibilité d'un écosystème dépend de facteurs biotiques (relations entre les espèces natives et l'espèce introduite) et abiotiques (facteurs environnementaux de l'écosystème d'accueil). Ainsi l'installation et le développement des espèces exotiques envahissantes sont favorisés par des perturbations du milieu (déforestation, incendies, aménagement urbain...).

0.2 IMPACTS DES INVASIONS BIOLOGIQUES : CONSÉQUENCES ÉCOLOGIQUES, ÉVOLUTIVES, ÉCONOMIQUES ET SOCIALES

D'après la liste rouge des espèces menacées établie par l'Union mondiale pour la nature (UICN), les espèces exotiques envahissantes sont considérées comme étant le troisième facteur menaçant la biodiversité mondiale, après la destruction des habitats et la surexploitation des espèces. Au niveau mondial, ces espèces seraient responsables du déclin de 30% des oiseaux, 15% des plantes, 11% des amphibiens et 8% des mammifères inscrits sur la liste rouge (Kirchner & Soubeyran, 2007).

En effet, sur le plan écologique, les espèces exotiques envahissantes peuvent être à l'origine d'une modification de la structure et de la composition des biocénoses des nouveaux écosystèmes en interférant avec les espèces indigènes, principalement par la compétition ou la prédation. La compétition interspécifique se manifeste dans deux circonstances : 1/ lorsque des individus recherchent et exploitent la même ressource (nourriture, abri, site de nidification, ...) qui est présente en quantité limitée ; 2/ ou quand ces ressources ne sont pas en quantité limitée, lorsque les organismes en concurrence se nuisent mutuellement en cherchant ces ressources (<http://www.observatoire-environnement.org/>).

Ces effets de compétition et de prédation des espèces exotiques peuvent aboutir à terme à la disparition de certaines espèces autochtones voire endémiques (Kirchner & Soubeyran, 2007).

Sur le plan économique, les espèces envahissantes sont généralement à l'origine de pertes financières importantes dans les localités où elles sont introduites. En effet, de par leur développement considérable, elles interfèrent avec les activités anthropiques, notamment l'agriculture et la pêche, ainsi qu'avec le potentiel touristique de ces régions par la dégradation des milieux et des paysages

(navigation). Ces pertes économiques sont accentuées lorsqu'il est nécessaire de mettre en place des moyens de lutte contre les espèces envahissantes, méthodes généralement coûteuses.

Sur le plan sanitaire enfin, les espèces exotiques peuvent contribuer à la transmission de pathologies humaines ou animales, soit en introduisant de nouvelles pathologies, soit en agissant comme vecteurs de certains pathogènes déjà présents dans les milieux. Ces divers points sont développés dans le rapport suivant pour chaque espèce étudiée.

0.3 LES ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES EN NOUVELLE CALÉDONIE

Parmi les différents territoires envahis par des espèces exotiques, les écosystèmes insulaires seraient les plus sensibles aux introductions d'espèces. En effet, dans ces territoires isolés, la flore et la faune locale ont évolué à l'abri des prédateurs et des compétiteurs présents sur les continents, ce qui a permis l'apparition de formes endémiques particulièrement vulnérables aux espèces introduites ([www.uicn.fr/IMG/pdf/UICN_Plaquette - Initiative especes envahissantes OM-2.pdf](http://www.uicn.fr/IMG/pdf/UICN_Plaquette_-_Initiative_especes_envahissantes_OM-2.pdf) ; Kirchner & Soubeyran, 2007). Selon le Fond Mondial pour l'Environnement (FEM), sur l'ensemble des espèces connues potentiellement menacées, 1 sur 6 se trouve sur une île (Beauvais *et al.*, 2006). Ainsi, étant donnée la richesse biologique et le fort taux d'endémisme généralement observés sur ces territoires, les milieux insulaires sont à protéger des invasions biologiques.

La Nouvelle Calédonie n'a pas échappé à l'introduction incontrôlée d'espèces exotiques dont l'importation a débuté dès la colonisation de l'archipel par les premières populations pionnières, environ 2 000 ans avant J.C.. Depuis cette époque, les introductions d'espèces n'ont pas cessé d'augmenter, d'abord, plus particulièrement à partir de la découverte de l'île par James Cook en 1774, puis, au cours de ces dernières décennies, avec l'explosion des échanges internationaux. En effet, la Nouvelle Calédonie participe à un important commerce international, 50% de ces échanges se faisant avec des pays des régions tempérées (dont 46% avec la métropole), 35% avec des pays tropicaux et les 15% restant avec des territoires insulaires partageant le même climat tropical (Beauvais *et al.*, 2006).

INTRODUCTION

A l'heure actuelle, on recense en Nouvelle Calédonie des espèces introduites dans tous les grands groupes végétaux et animaux. En ce qui concerne la flore, la Nouvelle Calédonie compte 3 322 espèces indigènes avec un taux d'endémisme de 77% (Gargominy *et al.*, 1996). A ces espèces indigènes s'ajoutent 1 412 taxons exotiques (espèces et sous-espèces) d'après le catalogue des plantes introduites et cultivées de MacKee (1994) (Soubeyran, 2008). Parmi ces espèces, 360 se sont implantées sur le territoire calédonien dont 67 (soit 5% des introduites) peuvent être considérées comme envahissantes (Soubeyran, 2008). Les principaux groupes végétaux pouvant avoir un impact écologique et socio-économique important sont les plantes aquatiques, les graminées pyrophytes*, les arbres surconsommateurs d'eau, les légumineuses et les lianes grimpantes.

Sur les 36 espèces végétales de la liste de l'UICN concernant les 100 espèces exotiques parmi les plus envahissantes au monde et perturbant le plus les écosystèmes d'accueil, 9 espèces sont présentes et envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : *Arundo donax*, *Eichhornia crassipes*, *Imperata cylindrica*, *Lantana camara*, *Leucaena leucocephala*, *Schinus terebinthifolius*, *Sphagneticola trilobata*, *Miconia calvescens* et *Merremia peltata* (Soubeyran, 2008).

En ce qui concerne les espèces animales, 39 espèces de vertébrés ont un caractère exotique et ont constitué des populations naturalisées ou en semi-liberté : il s'agit de 12 espèces de mammifères dont le cochon, le chien, le chat, le bœuf, la chèvre, le mouton ou le cerf de Java occupant actuellement tous les milieux terrestres de la Grande Terre; 14 espèces d'oiseaux dont le bulbul à ventre rouge et le canard colvert ; 8 espèces de poissons dont le guppy *Poecilia reticulata*, le tilapia du Mozambique *Oreochromis mossambicus* et le black bass à grande bouche *Micropterus salmoides* ; 4 espèces de reptiles dont la tortue de Floride *Trachemys scripta elegans*; 1 espèce d'amphibien : la rainette verte et dorée *Litoria aurea* (Soubeyran, 2008).

D'autre part, de nombreuses espèces d'invertébrés ont également été introduites sur le territoire calédonien, mais il reste difficile d'en estimer le nombre. En effet, alors qu'on estime que la Nouvelle Calédonie compte environ 25 000 espèces d'invertébrés, seulement 6 000 d'entre elles sont actuellement décrites, d'où la difficulté de répertorier les espèces exotiques. Une liste provisoire de 518 taxons

INTRODUCTION

d'arthropodes dont la présence ne peut s'expliquer sans l'intervention de l'homme a été constituée, dont 66 espèces susceptibles d'avoir un impact sur la santé humaine ou animale. Il s'agit d'un oligochète, de 2 espèces de myriapodes, de 3 espèces de crustacés décapodes dont 2 écrevisses, 17 espèces de nématodes, 31 espèces de mollusques essentiellement terrestres, 43 arachnides et 421 insectes. Parmi ces taxons, 511 sont bien établis sur le territoire (Beauvais *et al.*, 2006; Soubeyran, 2008).

La Nouvelle Calédonie étant considérée comme étant l'un des 10 "hot spots" de la biodiversité mondiale, il est essentiel de comprendre quels sont les impacts des espèces exotiques sur les écosystèmes et d'essayer d'en contrôler la dispersion. C'est dans ce cadre que s'insère notre étude qui s'intéresse plus particulièrement à quelques espèces exotiques à caractère envahissant des milieux dulçaquicoles.

Les milieux aquatiques naturels de la Nouvelle Calédonie se caractérisent par un fort taux d'endémisme aussi bien en ce qui concerne les espèces végétales que les espèces animales. En effet, parmi les 53 espèces végétales d'Angiospermes, de Ptéridophytes et de Gymnospermes recensées dans les milieux aquatiques de la Grande Terre, 11 espèces sont endémiques, dont 4 très rares, et 4 espèces sont introduites (Hytec & Mary, 2006).

En ce qui concerne les animaux, des taux d'endémisme variables sont observés parmi les 914 taxons d'insectes aquatiques répertoriés par Hytec & Mary (2006) : l'endémisme est proche de 100% chez les éphéméroptères et les trichoptères, de 80% chez les diptères et de 40% chez les odonates, les hétéroptères et les coléoptères. Cependant, le nombre d'espèces exotiques reste inconnu étant donné les lacunes taxonomiques caractérisant ces groupes (Hytec & Mary, 2006). Chez les crustacés décapodes, parmi les 37 espèces recensées par Marquet *et al.* (2003) dans les milieux dulçaquicoles naturels, 14 sont endémiques et aucune espèce introduite n'était recensée. En réalité, trois espèces exotiques de crustacés décapodes ont été introduites pour l'élevage : 2 écrevisses *Cherax quadricarinatus* et *C. tenuimanus* et une crevette *Macrobrachium rosenbergii*. Seule l'écrevisse d'eau douce *C. quadricarinatus* est acclimatée (Soubeyran, 2008) et fait l'objet d'élevages dans des exploitations agricoles. Jusqu'à présent, l'espèce n'a jamais été répertoriée dans les milieux naturels d'eaux courantes. Chez les mollusques

INTRODUCTION

gastéropodes, sur une centaine d'espèces répertoriées, 65 sont endémiques et plusieurs seraient allochtones* dont l'espèce *Melanoides tuberculata*. Enfin, en ce qui concerne les poissons, la Nouvelle Calédonie compte 66 espèces de poissons d'eau douce dont 11 sont endémiques et 9 ont été introduites (Hytec & Mary, 2006).

Malgré leur grande richesse biologique, les milieux aquatiques calédoniens ont été soumis à une forte pression d'introduction. Plusieurs activités anthropiques expliquent l'introduction et la propagation, volontaire ou accidentelle, d'espèces exotiques (Gargominy *et al.*, 1996 ; Keith, 2005 ; Beauvais *et al.*, 2006), dont l'aquariophilie. En effet, de nombreuses espèces végétales et animales sont introduites en Nouvelle Calédonie pour être exploitées par cette filière. Par la suite, certaines espèces se retrouvent libérées dans les milieux naturels. Ce mode d'introduction a favorisé la propagation d'espèces végétales telles que les plantes ornementales d'aquarium *Lemna aequinoctialis*, *Ludwigia octovalvis*, *Ipomoea aquatica*, *Azolla pinnata*, *Hydrilla verticillata*, *Eichhornia crassipes* ou *Salvinia auriculata*, de certains poissons d'aquarium et de reptiles, notamment la tortue trachémyde à tempes rouges *Trachemys scripta elegans*, mais également de certains invertébrés associés à des plantes aquatiques tels que des mollusques gastéropodes.

D'autre part, le développement de l'aquaculture et de la pêche commerciale a été le deuxième moteur important de l'importation d'espèces exotiques. En effet, plusieurs espèces de poissons ont été importées en Nouvelle-Calédonie principalement à l'initiative de la Commission du Pacifique Sud (CPS) afin de développer ces activités économiquement prometteuses. Cependant, nombreuses de ces espèces ne sont pas devenues commercialement importantes et constituent à l'heure actuelle une menace pour la biodiversité de l'île. Parmi ces poissons, le tilapia *Oreochromis mossambicus* et le black bass à grande bouche *Micropterus salmoides* seraient à l'origine de la quasi-extinction d'un poisson endémique de la région des Lacs dans le sud de l'île : le *galaxias neocaledonicus* (Soubeyran, 2008).

Au cours de ces dernières décennies, un nouveau facteur d'introduction d'espèces exotiques a largement été évoqué : il s'agit de l'utilisation d'organismes en tant qu'agents de lutte biologique contre des espèces devenues envahissantes. En effet,

INTRODUCTION

afin de contrôler la propagation d'espèces exotiques nuisibles, des protocoles de lutte sont mis en place visant à introduire des espèces compétitrices, prédatrices ou pathogènes des espèces nuisibles. Cependant, bien souvent, ces agents de lutte peuvent également s'avérer envahissants et/ou nuisibles.

La Grande Terre subit la pression d'introduction la plus importante de l'archipel néo-calédonien. En effet, son réseau hydrographique relativement dense, même si peu de grands cours d'eau existe, peut permettre l'établissement d'espèces exotiques aquatiques. Les lacs, étangs et marais y occupent une superficie d'environ 4000 ha. En revanche, les îles Loyauté ne possèdent pas de réseau hydrographique et ne seraient donc pas autant affectées par les introductions d'espèces aquatiques (Beauvais *et al.*, 2006).

Cette étude porte sur 6 espèces exotiques à caractère envahissant : les espèces végétales *Hydrilla verticillata* et la jacinthe d'eau *Eichhornia crassipes* ; un mollusque gastéropode : *Melanoides tuberculata* ; un reptile : la tortue à tempes rouges *Trachemys scripta elegans* ; et deux poissons : le tilapia du Mozambique *Oreochromis mossambicus* et le black bass à grande bouche *Micropterus salmoides*. A l'exception de *M. tuberculata*, les 5 autres espèces sont considérées par l'UICN comme faisant partie des 100 espèces introduites les plus nuisibles au niveau mondial.

Ces espèces ont été retenues à la suite de l'étude réalisée en 2006 par Hytec et Mary du fait notamment de leur observation fréquente dans les cours d'eau de la Grande Terre, notamment les plantes *Eichhornia crassipes*, *Hydrilla verticillata* et le mollusque *Melanoides tuberculata*. Pour les poissons, c'est la pression d'introduction sur les espèces endémiques des eaux douces du Grand Sud et leur dispersion à l'échelle de la Grande Terre qui a justifié leur choix. La tortue de Floride a été étudiée à la demande de la province Sud qui préparait un texte pour limiter le nombre de spécimens détenus par les particuliers et rendre obligatoire leur déclaration auprès des services provinciaux. En effet, depuis 2000, une association de sauvegarde de la nature alertait les services provinciaux quant à la présence de cette espèce potentiellement envahissante dans les milieux naturels d'eau douce autour de Nouméa.

Chaque espèce fait l'objet d'une partie du rapport :

INTRODUCTION

Partie 1 : *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms,

Partie 2 : *Hydrilla verticillata* (L.F.) Royle,

Partie 3 : *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774),

Partie 4 : *Trachemys scripta elegans* Seidel, 2002,

Partie 5 : *Oreochromis mossambicus* Peters, 1852,

Partie 6 : *Micropterus salmoides* Lacepède, 1820.

Un glossaire reprend les termes suivi d'un astérisque * et une fiche résumé a été établie pour chaque espèce à la fin du rapport.

Pour chaque espèce, trois volets principaux ont été distingués :

- Le premier volet a consisté à faire un état des lieux des connaissances concernant la biologie, les préférences écologiques et la dynamique de progression spatiale de l'espèce exotique concernée au niveau mondial. Ce premier axe permet également de décrire les impacts de l'espèce dans les écosystèmes d'accueil, et le cas échéant, les moyens de lutte mis en place pour en contrôler la propagation.
- Le deuxième volet s'est concentré sur le statut de l'espèce en Nouvelle-Calédonie : historique de son introduction dans l'archipel, types de milieux colonisés et distribution spatio-temporelle sur le territoire. D'autre part, ses principaux impacts en Nouvelle-Calédonie, aussi bien d'un point de vue écologique que socio-économique, ont été identifiés.
- Enfin, le troisième axe de ce travail a porté sur les stratégies de contrôle de l'espèce exotique en Nouvelle-Calédonie, à partir des résultats obtenus dans d'autres localités.

**ETUDE DU CARACTERE INVASIF DE QUELQUES ESPECES
ANIMALES ET VEGETALES INTRODUITES DANS LES
MILIEUX DULÇAQUICOLES EN NOUVELLE CALEDONIE**

PARTIE 1 :

EICHHORNIA CRASSIPES (MART.) SOLMS



Eichhornia crassipes en Nouvelle Calédonie – barrage antisel de Moindou (mai 2006) (photo Hytec)

N° 2007 IB 02_1/6
C. FLOUHR

Septembre 2010 – rapport final B_1
N. MARY

Merci de référencer l'étude de la manière suivante :

Hytec, Mary N., 2010. Etude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie : 1/ *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), 2/ *Hydrilla verticillata* (hydrille verticillée), 3/ *Melanoides tuberculata* (mélanoïde), 4/ *Trachemys scripta elegans* (tortue de Floride), 5/ *Oreochromis mossambicus* (tilapia du Mozambique), 6/ *Micropterus salmoides* (black bass à grande bouche). Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres.

TABLE DES MATIERES

Table des matières.....	i
Liste des tableaux.....	ii
Liste des figures	ii
1. <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	15
1.1 Etat de l'art.....	15
1.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques.....	15
1.1.1.2 Reproduction chez <i>E. crassipes</i>	19
1.1.2 Préférences écologiques d' <i>Eichhornia crassipes</i>	21
1.1.2.1 Habitat	21
1.1.2.2 Préférences à l'égard des facteurs abiotiques	22
1.1.2.3 Conclusion	26
1.1.3 Dynamique de la progression spatiale d' <i>Eichhornia crassipes</i>	26
1.1.3.1 Territoires d'origine.....	26
1.1.3.2 Mode et moyens de dispersion	26
1.1.3.3 Distribution géographique dans le monde.....	28
1.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages	36
1.1.4.1 Impacts écologiques causés par <i>E. crassipes</i>	37
1.1.4.2 Impacts économiques causés par <i>E. crassipes</i>	47
1.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication d' <i>Eichhornia crassipes</i>	48
1.1.5.1 Lutte mécanique contre <i>Eichhornia crassipes</i>	49
1.1.5.2 Lutte chimique contre <i>Eichhornia crassipes</i>	50
1.1.5.3 Lutte biologique contre <i>Eichhornia crassipes</i>	52
1.1.5.4 Valorisation d' <i>Eichhornia crassipes</i>	63
1.2 Diagnostic de l'invasion d' <i>Eichhornia crassipes</i> en Nouvelle Calédonie.....	67
1.2.1 Historique de l'introduction et réglementation	67
1.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale d' <i>Eichhornia crassipes</i>	68
1.2.2.1 Recueil des données d'observation d' <i>E. crassipes</i> en milieu naturel.....	68
1.2.2.2 Les différents milieux colonisés et distribution spatiale	69
1.2.2.3 Reproduction d' <i>Eichhornia crassipes</i> en Nouvelle Calédonie	72
1.2.3 Menaces d' <i>Eichhornia crassipes</i> sur la biodiversité en Nouvelle- Calédonie.....	73
1.2.3.1 Menaces pour les plans d'eau	73
1.2.3.2 Menaces pour les cours d'eau	73
1.2.4 Impacts économiques d' <i>Eichhornia crassipes</i> sur les activités humaines	75
1.2.4.1 Impact positif/valorisation.....	75
1.2.4.2 Impact négatif	75
1.3 Stratégies de suivi et de contrôle d' <i>Eichhornia crassipes</i> dans le contexte insulaire calédonien	76

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1.1 Photographies de l'herbier de l'IRD (Novembre 2007)

ANNEXE 1.2 Noms communs et synonymes

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Comparaison de l'occurrence et de l'abondance relative des espèces de macro-invertébrés benthiques se développant en présence (EC) et en absence d' <i>E. crassipes</i> (PE) (Midgley <i>et al.</i> , 2006).	39
Tableau 1.2 : Agents de lutte biologique contre <i>E. crassipes</i> utilisés, avec les pays et les années d'introduction (d'après Julien, 2000)	54
Tableau 1.3 : Historique des textes s'appliquant à <i>Eichhornia crassipes</i> en Nouvelle Calédonie	68

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Photos et dessins d' <i>E. crassipes</i>	16
Figure 1.2 : Différence de développement d' <i>E. crassipes</i> dans le tapis végétal. A : plant caractéristique du centre du tapis végétal (zones de fortes densités végétales), B : plant caractéristique de la périphérie du tapis végétal ou de pleine eau (faible densité végétale). D'après Burton, 2005.	17
Figure 1.3 : Distribution d' <i>Eichhornia crassipes</i> aux Etats-Unis (d'après Jacono & Ritcherson, 2003). En rouge, les populations qui se sont établies. En vert, les populations non permanentes ou éparées.....	35
Figure 1.4 : Photographies de la jacinthe d'eau (<i>E. crassipes</i>) en Nouvelle Calédonie (plan d'eau du golf de Tina, Hytec, 24/03/2009)	67
Figure 1.5 : Carte de la distribution spatiale et des milieux colonisés par <i>Eichhornia crassipes</i> sur la Grande Terre	70
Figure 1.6 : Barrage anti-sel de la rivière Koné avec herbiers d' <i>E. crassipes</i> (photo N. Mary, étiage 2000)	72
Figure 1.7 : Evolution du taux de recouvrement de la jacinthe d'eau dans la retenue située en amont du barrage antisel de la rivière Moindou (photos Hytec)	74

1. *EICHHORNIA CRASSIPES* (MART.) SOLMS

1.1 ETAT DE L'ART

Eichhornia crassipes (Mart.) Solms est une phanérogame aquatique de la famille des Pontederiaceae. Cette famille est composée de 9 genres dont *Eichhornia*, lui-même composé de 7 espèces d'origine tropicale : 6 espèces américaines dont *E. crassipes* et 1 espèce d'Afrique tropicale (Cook, 1990). Dans les régions tropicales où elle a été introduite, *E. crassipes* est devenue un véritable fléau au point d'être considérée comme la principale espèce nuisible des milieux aquatiques (Burton, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>). En effet, cette hydrophyte* flottante se développe rapidement jusqu'à former un tapis végétal monospécifique au-dessus des plans d'eau et dans les cours d'eau, entraînant ainsi des nuisances d'ordres écologique et économique (Cook, 1990).

E. crassipes, communément appelée jacinthe d'eau (water hyacinth ou water orchid dans la littérature anglaise), a été citée sous les sous les noms scientifiques de *E. formosa*, *Heteranthera formosa*, *Piaropus crassipes*, *P. mesomelas*, et *Pontederia crassipes* (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques

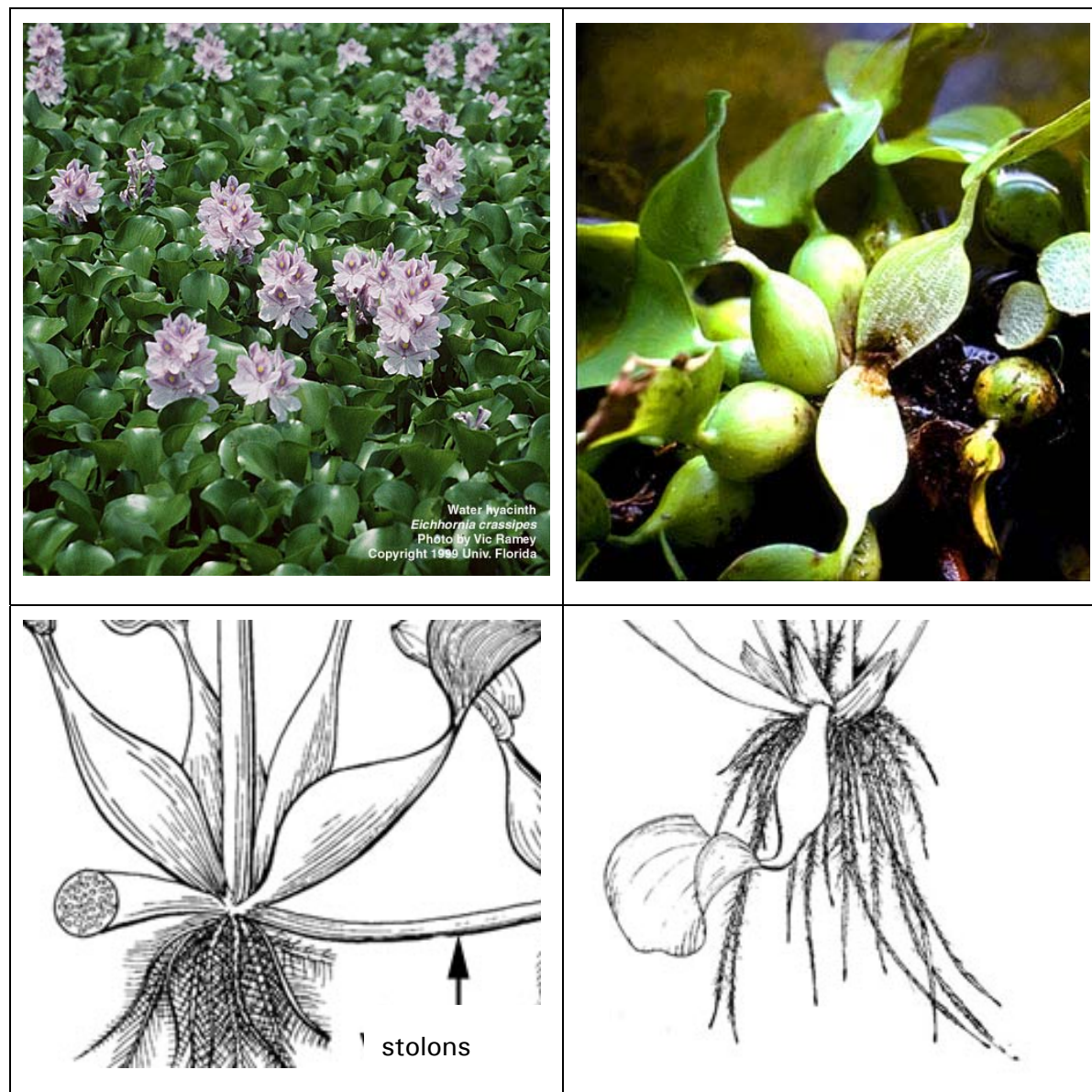
1.1.1.1 Brève description

E. crassipes est une macrophyte* aquatique flottante : elle ne prend pas racine dans le substrat et flotte à la surface de l'eau. Chez cette plante, seuls les stolons* et les racines sont immergés, les feuilles et les fleurs étant portées hors de l'eau par de longues tiges : les pétioles* et les pédoncules* floraux respectivement (Penfound & Earle, 1948 ; Batchner, 2000 ; Burton, 2005).

Généralement, la partie émergée des plants d'*E. crassipes* présente une taille d'environ 50 cm de haut mais elle peut, dans certains cas, atteindre 1 m de hauteur (sud-est asiatique). En se développant, *E. crassipes* constitue des touffes denses de végétation flottantes et forme un épais tapis végétal souvent monospécifique.

Chaque plante est formée de longues tiges stolonifères ramifiées, mesurant en moyenne 1 à 2,5 cm de diamètre (et jusqu'à 6 cm) et 30 cm de long. Ces stolons

sont composés d'une succession de nodules, d'où partent racines, pétioles et pédoncules floraux, séparés par de courts espaces inter-nodulaires (figure 1.1) (Penfound & Earle, 1948 ; Batcher, 2000 ; Burton, 2005 ; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm).



Source : (<http://plants.ifas.ufl.edu/seagrass/eiccr2.html>)

Figure 1.1 : Photos et dessins d'*E. crassipes*

Les feuilles d'*E. crassipes* se forment à l'extrémité des pétioles : ce sont de longues tiges spongieuses et bulbeuses d'environ 30 à 50 cm de long et jusqu'à 5 cm de diamètre, qui partent des nodules et amènent les feuilles bien au-dessus de la surface de l'eau. Les feuilles d'*E. crassipes* sont épaisses, lisses et de couleur verte luisante. Elles ont généralement une forme ovale, voire réniforme à circulaire, de 10

à 20 cm de diamètre, avec des bords incurvés, parfois même ondulés. Ces feuilles présentent des nervures abondantes et fines (Batcher, 2000 ; Burton, 2005).

Il existe en réalité deux types de plants d'*E. crassipes* se distinguant par la forme des feuilles et des pétioles, présentant soit une forme longue et étroite, soit épaisse et renflée. Ces deux formes d'*E. crassipes* se développent d'une part, en fonction de la densité des herbiers constitués, et d'autre part à des emplacements différents d'un tapis végétal dense (Figure 1.2). Au centre de ce dernier, se développent des plants présentant des feuilles et des pétioles étroits et longs, l'ensemble pouvant mesurer jusqu'à 60 cm de hauteur (Figure 1.2A). En périphérie du tapis végétal, se développent des plants caractérisés par des feuilles épaisses et circulaires et des pétioles renflés - les pétioles sont remplis d'air, en quantité variable, ce qui favorise la flottabilité de l'herbier - mesurant jusqu'à 50 cm de hauteur (Figure 1.2B) (Burton, 2005). Cette différence de développement d'*E. crassipes* serait principalement due au fait que les jeunes plants se développant en périphérie du tapis végétal (ou lors de faibles niveaux de colonisation par la plante) doivent assurer la flottabilité du tapis végétal, alors que les plants situés au centre de ce tapis (ou lors d'un fort taux de colonisation), doivent en assurer la cohésion (et ont donc moins besoin de développer du tissu flottant) (Batcher, 2000).

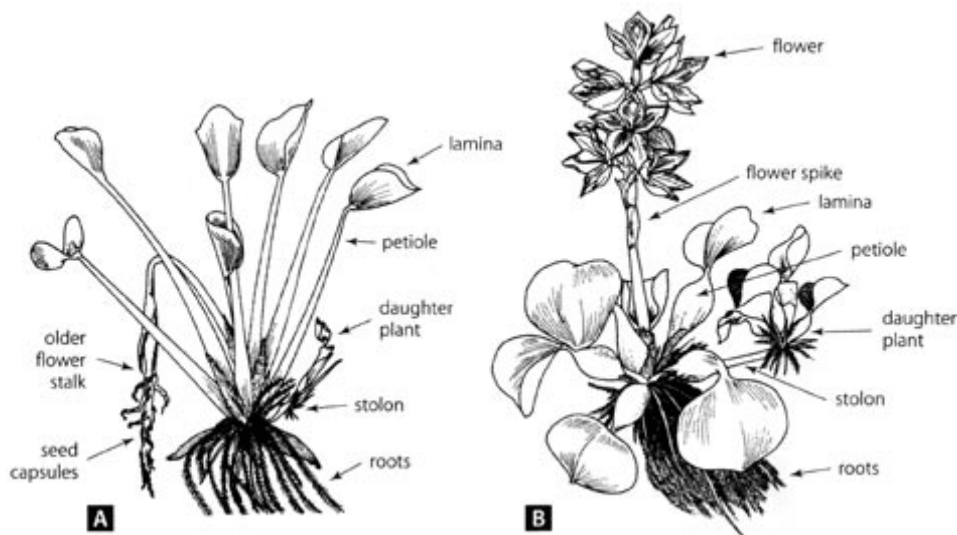


Figure 1.2 : Différence de développement d'*E. crassipes* dans le tapis végétal. A : plant caractéristique du centre du tapis végétal (zones de fortes densités végétales), B : plant caractéristique de la périphérie du tapis végétal ou de pleine eau (faible densité végétale). D'après Burton, 2005.

Depuis les nodules partent également les pédoncules floraux*, longues tiges droites faisant jusqu'à 50 cm de long et portant à leur extrémité une inflorescence en épi unique, composée le plus souvent de 8 à 15 fleurs (on peut trouver des plantes portant entre 4 et 35 fleurs par inflorescence). Le pédoncule floral d'*E. crassipes* porte deux bractées*. La bractée inférieure, composée d'une longue gaine et d'une petite feuille, est entièrement recouverte par la gaine de la bractée supérieure, qui est tubulaire avec une extrémité pointue (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm).

Les fleurs d'*E. crassipes*, de couleur bleue violacée à lavande, sont composées de 6 tépales* de forme ovale à oblongue dont un, le labelle*, exhibe généralement dans sa partie centrale une tache jaune entourée d'un cercle bleu. Les étamines, généralement au nombre de six (parfois 5 ou 7), sont petites et resserrées contre le périanthe* qui mesure 1,5 à 1,75 cm de long et présente une coloration verte à la base puis plus pâle vers l'extrémité. Les anthères violettes mesurent entre 1,4 et 2,2 mm de long (Batcher, 2000 ; Burton, 2005).

Le fruit d'*E. crassipes* se présente comme une capsule fine enfermée dans un hypanthium* aux parois épaisses formé à partir du périanthe. Chaque capsule peut contenir jusqu'à 450 graines d'une taille de 1 mm de large par 4 mm de long. Ces graines ont une forme plutôt ovale vers la base et plus effilée vers la pointe. Douze à quinze crêtes longitudinales ornent l'extérieur de la graine (Batcher, 2000 ; Burton, 2005).

Les racines, qui ne sont pas fixées au substrat, ont une coloration généralement violette foncée et sont composées d'environ 70 racines latérales ce qui leur confère un aspect plumeux. Le système racinaire présente une longueur pouvant aller de 10 à 300 cm et constitue une partie non négligeable de la plante. Il peut représenter à lui seul 50% de sa biomasse. Chez *E. crassipes*, les racines contiennent des pigments solubles, notamment des anthocyanines*, qui vont la protéger de la prédation par des animaux herbivores (Batcher, 2000 ; Burton, 2005) mais aussi du rayonnement solaire trop intense.

Remarque : Lorsqu'elle n'est pas fleurie, *E. crassipes* peut être confondue avec une plante aquatique native de la Floride, *Limnobium spongia* ou grenouillette spongieuse. En effet, *L. spongia* présente des feuilles arrondies et luisantes,

semblables à celles d'*E. crassipes*. Néanmoins, deux critères permettent de distinguer les 2 espèces. D'une part, les pétioles sont enflés et spongieux chez *E. crassipes* alors qu'ils sont fins et raides chez *L. spongiosa*. D'autre part, les racines d'*E. crassipes* sont de coloration violet foncé et denses, alors que celles de *L. spongiosa* sont blanchâtres et plutôt éparses (<http://plants.ifas.ufl.edu/seagrass/eiccra2.html>). *L. spongiosa* n'a pas été recensée en Nouvelle-Calédonie (Hytec & Mary, 2006).

1.1.1.2 Reproduction chez *E. crassipes*

E. crassipes peut se reproduire aussi bien de façon sexuée que par multiplication végétative, et va généralement favoriser la reproduction par voie végétative (Batcher, 2000 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.1.2.1 LA REPRODUCTION SEXUEE CHEZ *E. CRASSIPES*

La reproduction par voie sexuée constitue le mode de reproduction minoritaire chez *E. crassipes*. En effet, malgré le fait que l'espèce puisse fleurir tout au long de l'année sous des climats doux, très peu de graines sont observées en milieu naturel. Chez cette espèce monoïque* (fleurs mâles et fleurs femelles portées sur le même pied), de forts taux d'autofécondation peuvent être observés en milieu naturel lorsque la reproduction sexuée a lieu (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Penfound & Earle, 1948 ; Batcher, 2000). En revanche, *E. crassipes* ne peut pas se reproduire par voie sexuée dans les régions tempérées, où elle ne trouve pas les conditions environnementales favorables à la floraison. Cette situation a notamment été observée en Europe (Batcher, 2000 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Les conditions climatiques optimales pour la reproduction sexuée de l'espèce sont proches de 90% d'humidité de l'air et une température comprise entre 22,5 et 35°C. Le nombre de fruits produits par inflorescence et le nombre de graines par fruit sont très variables chez *E. crassipes* : il peut se former entre 4 et 16 fruits par inflorescence, chacun de ces fruits pouvant donner entre 3 et 450 graines (plus de graines sont produites si la pollinisation a lieu au cours de journées lumineuses ou le

matin) (Batcher, 2000). Ainsi un plant de jacinthe d'eau peut produire jusqu'à 5 000 graines (eduscol.education.fr/DO110/jacinthe.pdf). Dispersées par l'eau ou le vent, les graines d'*E. crassipes* peuvent rester en dormance dans le sol pendant une durée de 15 à 20 ans et résister à des conditions de sécheresse et d'humidité (Batcher, 2000 ; Burton, 2005). Les graines germent dès qu'elles sont immergées, la germination étant favorisée en conditions de forte luminosité et en période d'alternance de basses et de hautes températures (comprises entre 5 et 40°C) (Batcher, 2000 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.1.2.2 LA REPRODUCTION VEGETATIVE CHEZ *E. CRASSIPES*

Dans le milieu naturel, *E. crassipes* favorise la reproduction asexuée ce qui lui permet d'augmenter rapidement sa biomasse. La reproduction végétative de la plante se réalise à partir des stolons qui constituent la partie immergée de la plante. Ceux-ci développent, à la périphérie du tapis végétal, des bourgeons auxiliaires au niveau desquels vont pouvoir bourgeonner de nouveaux stolons, qui généreront de nouveaux plants d'*E. crassipes*. Les plants ainsi formés peuvent rester accrochés à la plante mère, ou en cas de rupture par le vent ou les bateaux, être emportés par le courant (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Batcher, 2000).

La croissance végétative d'*E. crassipes* intervient principalement au printemps et se déroule généralement en trois phases (Batcher, 2000). En premier lieu, lorsque les plants sont jeunes et en faible densité, la plante privilégie le développement de son système racinaire au détriment de la croissance de son appareil végétatif. Puis, au fur et à mesure de sa croissance, la plante réduit sa production de racines et augmente sa biomasse en se reproduisant par voie végétative (production de stolons et de bourgeons) et par la croissance des plants existants. Enfin, lorsque qu'elle atteint une densité maximale, la plante stoppe sa reproduction par voie végétative et continue à augmenter sa biomasse par la croissance des plants existants. A terme, si la croissance aboutit à de trop fortes densités, la mortalité des plants s'ensuit.

Grâce à ses capacités de reproduction, *E. crassipes* est l'espèce végétale, par

comparaison avec d'autres espèces terrestres ou aquatiques, qui présente le taux de croissance le plus important (Barrett, 1989 ; Dugast, 1992 ; Toft, 2000 ; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eiccra2.html>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>). En effet, cette espèce est capable de doubler sa biomasse tous les 6 à 18 jours en fonction des conditions environnementales (Penfound & Earle, 1948 ; Toft, 2000). Ainsi, au cours d'une seule saison, un seul plant d'*E. crassipes* peut produire environ 2 millions de plants et recouvrir une étendue de 10 000 m² (Barrett, 1989).

D'après Dugast (1992), en Louisiane, 1 seul plant d'*E. crassipes* peut produire jusqu'à 65 000 nouveaux plants. Au cours des trois mois de l'été, *E. crassipes* aurait donc un accroissement journalier de sa surface de 10%, et un poids moyen par hectare de 470 tonnes avec une augmentation de 5% par jour (Penfound & Earle, 1948; Dugast, 1992).

Le taux de croissance d'*E. crassipes* varie en fonction de la densité du tapis végétal développé et de certaines conditions environnementales, telles que la température de l'eau et sa concentration en éléments nutritifs (Sato, 1988). En effet, la croissance de la jacinthe d'eau diminue dans des conditions de forte densité végétale, et augmente, jusqu'à un certain seuil, avec l'augmentation de la température et de la concentration en nutriments comme décrit au chapitre suivant.

1.1.2 Préférences écologiques d'*Eichhornia crassipes*

1.1.2.1 Habitat

E. crassipes est une hydrophyte* flottante exclusive des milieux d'eau douce. Cette macrophyte se développe aussi bien dans des milieux naturels, tels que les cours d'eau, les rivières et les lacs, que dans des milieux artificiels comme les barrages et les réservoirs. Elle privilégie les eaux calmes ou à faible courant, même si elle peut supporter des variations saisonnières de la vitesse du courant (Penfound & Earle, 1948 ; Batcher, 2000; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eiccra2.html>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.2.2 Préférences à l'égard des facteurs abiotiques

1.1.2.2.1 TEMPERATURE

En ce qui concerne les amplitudes thermiques tolérées par l'espèce, *E. crassipes* est une espèce relativement eurytherme*. Même si elle préfère les eaux chaudes, la jacinthe d'eau peut se développer dans des eaux allant de 12 à 35°C. Son optimum thermique se trouve entre 25 et 30°C (<http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eiccra2.html>). Sa croissance est totalement arrêtée à 10°C (Dugast, 1992) et la plante ne résiste que quelques heures à une exposition à des températures proches de 34°C (Penfound & Earle, 1948).

Une étude réalisée par Sato (1988), évaluant la croissance de l'espèce dans des eaux à différentes températures (15, 20, 25, 30°C) et à différentes concentrations en éléments nutritifs a permis de confirmer ces résultats. En effet, les résultats de cette étude montrent que bien que la plante peut se développer dans des conditions thermiques variables, sa croissance est plus importante à des températures élevées, notamment à 30°C au début de l'expérience (de 0 à 28 jours) et à 25°C vers la fin (entre le 32^{ème} et le 40^{ème} jour) (Sato, 1988).

Bien que préférant des températures comprises entre 25 et 30°C, *E. crassipes* présente une certaine résistance aux basses températures. En effet, l'espèce peut résister à des périodes de froid de courte durée, notamment tant que les tiges et racines immergées ne gèlent pas même si les parties aériennes meurent au contact du froid (Penfound & Earle, 1948 ; Owens & Madsen, 1995). Une étude réalisée par Owens et Madsen (1995) près de Dallas (Texas) a montré que *E. crassipes* est capable de résister temporairement à des températures comprises entre 0 et 5°C. En effet, les parties immergées d'*E. crassipes* peuvent résister à ces températures lorsque la durée d'exposition est d'environ 48 heures, permettant ainsi la repousse de la plante lorsque les conditions redeviennent favorables. Cependant, au-delà d'une exposition de quelques jours, une forte mortalité de la plante est observée. Ainsi, *E. crassipes* est capable de survivre à de courtes périodes de froid, notamment au froid nocturne (Owen & Madsen, 1995).

Cette résistance de l'espèce au froid s'expliquerait par l'accumulation d'hydrates de carbone dans les tiges immergées, substances nutritives qui vont lui permettre de repousser suite à une période de stress thermique transitoire (Owen & Madsen,

1995). A Dallas, cette résistance au froid d'*E. crassipes* avait déjà été observée. En effet, une période très froide d'environ 12 jours au cours de l'hiver 1990-1991 avait provoqué une mortalité totale des plants d'*E. crassipes*, tandis qu'au cours de l'hiver 1992-1993, les températures moins basses avaient permis la survie d'une partie des populations de jacinthes d'eau (Owen & Madsen, 1995). De même, en 1940 à la Nouvelle Orléans, des températures nocturnes comprises entre -7°C et 0°C pendant 12 nuits consécutives avaient provoqué la mortalité des populations d'*E. crassipes* présentes dans plusieurs cours d'eau (Penfound & Earle, 1948). D'après ces auteurs, *E. crassipes* peut supporter des températures comprises entre -2,8 et 0°C pendant 48 heures ou de -5°C pendant 24 heures (induisant la mortalité des parties aériennes mais permettant la repousse des plants à partir des parties immergées quand les conditions redeviennent favorables) ; mais elle ne résisterait pas à une exposition à des températures inférieures à -6°C (Penfound & Earle, 1948).

L'amplitude thermique tolérée par *E. crassipes* explique que l'espèce ait pu se développer aussi bien sous des climats tropicaux que tempérés (Batcher, 2000 ; Burton, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.2.2.2 SALINITE

E. crassipes est une espèce strictement inféodée aux milieux dulçaquicoles. En effet, elle est très peu tolérante vis-à-vis de la salinité du milieu et ne peut supporter généralement que des salinités très faibles, de l'ordre de 0,6 ‰ (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Penfound & Earle, 1948 ; Batcher, 2000; Mille, 2005). A titre indicatif, la limite de salinité entre les eaux douces et les eaux saumâtres est fixée à 3‰ au plan écologique par les hydrobiologistes (Ramade, 1998).

En 1974, Haller *et al.* ont étudié les effets de la salinité sur la croissance de différentes plantes aquatiques. Cette étude a montré que la croissance d'*E. crassipes* est diminuée à partir d'une teneur en sels du milieu de 0,83 ‰ (le poids sec de la plante passe de 12,48 g à une salinité de 0,83 ‰ à 9,84 g à 1,66 ‰ de salinité) et la mortalité de l'espèce survient à des salinités comprises

entre 2,5 ‰ et 3 ‰. Lorsque *E. crassipes* est exposée à des salinités élevées, des lésions importantes apparaissent : d'une part, des chloroses* au niveau des feuilles qui se tordent progressivement, puis des nécroses* provoquant à terme la mortalité de la plante (Haller *et al.*, 1947 ; Penfound & Earle, 1948).

1.1.2.2.3 PH DU MILIEU

E. crassipes peut tolérer de fortes variations du pH de l'eau, entre 4 et 10 (Haller & Sutton, 1973). Son optimum de croissance reste proche de la neutralité (Batcher, 2000; Mille, 2005 ; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

En revanche, en se développant, *E. crassipes* induit généralement une modification du pH du milieu (Penfound & Earle, 1948 ; Haller & Sutton, 1973). Penfound & Earle (1948) ont montré une diminution du pH dans les canaux et étangs du delta du Mississippi où *E. crassipes* se développait : le pH était de 7,2 dans les zones dépourvues d'*E. crassipes*, et de 6,2-6,8 sous les plants d'*E. crassipes*. D'après Haller & Sutton (1973), le développement d'*E. crassipes* aurait tendance à amener le pH du milieu proche de la neutralité.

1.1.2.2.4 EXPLOITATION DES RESSOURCES NUTRITIVES

E. crassipes est une hydrophyte flottante, son système racinaire prélève donc les nutriments (nitrates et phosphates en particulier) directement sous forme dissoute dans la colonne d'eau. L'espèce peut tolérer d'importantes variations de la teneur en éléments nutritifs dans son biotope, même si sa croissance est accentuée en conditions eutrophes, notamment dans des milieux eutrophisés riches en composés azotés et phosphorés et en potassium (Heard & Winterton, 2000 ; Batcher, 2000 ; Mille, 2005; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Heard & Winterton (2000) ont réalisé une étude visant à évaluer l'efficacité de deux agents de lutte biologique contre *E. crassipes* à des concentrations hautes et moyennes en nutriments. Les auteurs ont constaté que la biomasse de la plante est pratiquement 2 fois supérieure en conditions eutrophes que dans des milieux plus pauvres en nutriments. Ce type de résultat avait également été obtenu par d'autres

scientifiques qui avaient observé une augmentation de la biomasse d'*E. crassipes* d'un facteur 8 en transposant des plants d'un milieu oligotrophe vers un milieu eutrophe (*in* Heard & Winterton, 2000). Cette dépendance de la croissance d'*E. crassipes* vis à vis des ressources nutritives de son milieu est particulièrement corrélée aux teneurs en azote et en phosphore de l'eau. En effet, l'augmentation de la concentration en ces deux éléments s'accompagne généralement d'une augmentation de la biomasse et du poids de la plante, ainsi que d'une augmentation de la production de stolons et du ratio tiges / racines (Heard & Winterton, 2000).

Cependant, des concentrations en ressources nutritives trop élevées dans le milieu pourraient ralentir la croissance d'*E. crassipes*. D'après une étude réalisée par Sato (1988), la croissance de l'espèce est maximale à des concentrations en éléments nutritifs du milieu équivalentes à 1 ou 3 fois celle d'une solution standard, en fonction de la température de l'eau (la croissance de l'espèce est maximale à une concentration du milieu égale à celle de la solution standard lorsque la température de l'eau est de 15 et 20°C, et à une concentration 3 fois supérieure à celle de la solution standard pour des températures de l'eau de 25 et 30°C) alors que la croissance de la jacinthe d'eau est minimale pour une concentration 9 fois supérieure à celle de la solution standard. La teneur en éléments de la solution standard n'est pas donnée par l'auteur.

Une étude réalisée au Brésil a permis de montrer qu'*E. crassipes* est capable d'assimiler des concentrations en azote allant de 416 à 2 316 mg/m²/j, et en phosphore de 50 à 542 mg/m²/j (Petrucio & Esteves, 2000). Cette capacité d'*E. crassipes* à assimiler les composés azotés et phosphorés lorsqu'ils sont présents dans le milieu à de fortes concentrations a conduit à développer l'utilisation de la jacinthe d'eau pour l'assainissement des eaux usées (Petrucio & Esteves, 2000 ; Meerhoff *et al.*, 2002 ; Nahlik *et al.*, 2006 ; Zimmels *et al.*, 2006). De plus, si *E. crassipes* est capable de se développer dans des milieux eutrophisés, elle peut aussi se développer dans des milieux contenant des substances toxiques, notamment des métaux lourds (cuivre, cadmium, nickel, argent, zinc, ...) (Dugast, 1992 ; Petrucio & Esteves, 2000 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Enfin, *E. crassipes* est capable de constituer des réserves nutritives dans certains

de ses tissus (sous forme d'hydrates de carbone), principalement au niveau des tiges. Ces réserves seront utilisées par *E. crassipes* lorsqu'elle devra résister aux conditions environnementales défavorables, notamment lors des périodes de basses températures (Owen & Madsen, 1995 ; Heard & Winterton, 2000).

1.1.2.3 Conclusion

E. crassipes possède des caractéristiques biologiques et écologiques particulièrement bien adaptées à la colonisation de nouveaux milieux mais elle reste strictement inféodée aux eaux douces. D'une part, grâce à ses caractéristiques écologiques, principalement la capacité de l'espèce à s'adapter à des conditions environnementales variables notamment les milieux pollués (eurythermie, concentration en éléments nutritifs et certains métaux relativement élevées), *E. crassipes* s'est bien acclimatée dans les différents milieux où elle a été introduite et s'étend de la zone tempérée à la zone tropicale. De plus, ses caractéristiques biologiques, notamment ses capacités de reproduction par voies sexuée et asexuée très efficaces, son fort taux de croissance et sa productivité élevée, lui ont permis de coloniser rapidement ces milieux et d'être très compétitive vis-à-vis des autres espèces végétales.

1.1.3 Dynamique de la progression spatiale d'*Eichhornia crassipes*

1.1.3.1 Territoires d'origine

E. crassipes est une hydrophyte tropicale originaire d'Amérique du Sud, notamment du Brésil, où la répartition de l'espèce s'étend sur tout le bassin versant de l'Amazone et au niveau des lacs et marécages de la zone humide du Pantanal (bassin versant de Río Paraguay) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Barrett, 1989 ; Batchner, 2000).

1.1.3.2 Mode et moyens de dispersion

A l'heure actuelle, *E. crassipes* a été introduite sur tous les continents ainsi que sur différentes îles de l'Océan Indien, de l'Océan Pacifique et de la Mer des Caraïbes. Vraisemblablement, comme pour la plupart des espèces invasives, la propagation d'*E. crassipes* s'est faite en deux temps : dans un premier temps une dispersion à grande échelle sous influence anthropique, puis dans un deuxième temps une

dispersion locale facilitée par les capacités reproductives de l'espèce (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.3.2.1 DISPERSION A L'ECHELLE MONDIALE

Lors de la floraison, *E. crassipes* présente de belles fleurs bleutées et est donc appréciée comme plante ornementale de bassins et d'aquariums. C'est ce qui a permis sa dispersion au niveau mondial dès la fin du 19^{ème} siècle, suite à l'introduction de l'espèce en 1884 à la Nouvelle-Orléans, lors de l'Exposition Universelle Centenaire du coton (Coton Centennial Exposition).

Grâce à ses caractéristiques écologiques, notamment ses faibles exigences vis-à-vis des conditions du milieu, *E. crassipes* s'est rapidement acclimatée dans les nouvelles localités où elle a été introduite, aussi bien sous des climats tropicaux que tempérés (Barrett, 1999 ; Batchner, 2000 ; Labrada & Fornasari, 2002 ; Burton, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.3.2.2 DISPERSION A L'ECHELLE LOCALE

Suite à son introduction dans un biotope, *E. crassipes* se propage très rapidement jusqu'à envahir tous les habitats favorables à son développement grâce à sa capacité à se reproduire aussi bien de façon sexuée qu'asexuée (Batchner, 2000 ; Burton, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Lorsque les conditions sont favorables, *E. crassipes* se reproduit principalement de façon végétative par croissance et multiplication des tiges stolonifères immergées. Ce mode de reproduction favorise la propagation de l'espèce, notamment lorsque des boutures naturelles se fragmentent de la plante mère et sont transportés par les courants pour atteindre de nouveaux sites.

Lorsque les conditions environnementales sont défavorables, *E. crassipes* peut également se reproduire par voie sexuée. En effet, les graines d'*E. crassipes*, très résistantes, peuvent rester en dormance dans le sol pendant de nombreuses années (entre 15 et 20 ans) (Batchner, 2000 ; Burton, 2005) et germer dès que les conditions redeviennent favorables. Ces graines permettent donc à *E. crassipes* de persister durablement dans les milieux qu'elle colonise.

De façon générale, la dispersion locale d'*E. crassipes* est accentuée par les activités

anthropiques, soit par l'introduction volontaire de la plante en milieu naturel en tant que plante ornementale ou dans l'alimentation animale, soit par des activités humaines diverses. Par exemple, la navigation favorise l'arrachage de tiges et des graines et donc leur dispersion par les courants ; la pêche, au moyen de filets mal nettoyés, occasionne l'introduction de la jacinthe d'eau dans des rivières non encore envahies par l'espèce (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Labrada & Fornasari, 2002 ; Burton, 2005).

1.1.3.3 Distribution géographique dans le monde

1.1.3.3.1 PACIFIQUE

Un suivi réalisé par l'organisme PIER (Pacific Island Ecosystems at Risk) a permis de révéler la distribution importante d'*E. crassipes* dans l'Océan Pacifique et en Asie. Dans cette partie du globe, les conditions climatiques étant favorables au développement de l'espèce, *E. crassipes* est devenue très envahissante (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

L'espèce a été recensée dans les principales îles de l'océan Pacifique, aussi bien en Polynésie, en Micronésie et en Mélanésie, qu'en Australie ou en Nouvelle-Zélande (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm ; Healy & Edgar, 1980 ; MacKee, 1994 ; Space *et al.*, 2000, 2003 ; Space & Flynn, 2002; Burton, 2005 ; Mille, 2005).

En Polynésie, *E. crassipes* est principalement présente en Polynésie française dans l'Archipel de la Société et dans l'Archipel des Marquises. L'espèce a également été signalée à Hawaï et aux Samoa (Space & Flynn, 2000 ; 2002). En Micronésie, *E. crassipes* est aussi fortement représentée : elle a été observée dans les îles Guam et dans l'archipel des îles Carolines, notamment dans les états fédérés de Micronésie et dans le district de Palaos (Space *et al.*, 2000 ; 2003), ainsi que dans la république des îles Marshall, dans les îles Mariannes du Nord et en république de Nauru. Enfin, *E. crassipes* a également été introduite dans différentes îles de la Mélanésie : îles Fidji, îles Salomon, Vanuatu, Nouvelle-Calédonie (MacKee, 1994 ;

Mille, 2005) et en Papouasie Nouvelle-Guinée.

En Australie, *E. crassipes* apparaît dès la fin des années 1890, après avoir été importée en tant qu'espèce ornementale pour des étangs et des aquariums. En 1895, l'espèce est observée pour la première fois dans le New South Wales, et en 1897, le botaniste J.H. Maiden constate que la jacinthe d'eau s'est rapidement propagée dans les étangs du "Royal Botanic Gardens" de Sydney. Ainsi, dès le début des années 1900, *E. crassipes* s'étend déjà tout le long de la côte Est australienne, de Kiama dans le New South Wales jusqu'à la péninsule du Cape York dans le Queensland, et est considérée comme une espèce nuisible (principalement par sa capacité à former un tapis végétal dense entravant la navigation et la pêche) (Burton, 2005). En 1955, *E. crassipes* est observée dans la rivière Gringham près de Moore (New South Wales) et en 1976 elle a envahi 7 000 ha et devient une menace pour le bassin versant de Murray-Darling, situé au sud-est de l'Australie, qui draine un septième du territoire australien. A l'heure actuelle, hormis la propagation de l'espèce tout le long de la côte orientale, on a retrouvé *E. crassipes* à Perth sur la côte ouest de l'Australie, à Darwin au nord, ainsi que dans le Queensland dans la rivière Mitchell, le Mt Isa et à Georgetown (Burton, 2005). L'espèce a été recensée à Christmas Island, dans l'Océan Indien, ainsi que dans l'île de Norfolk (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Depuis 1914, *E. crassipes* a également été observée en Nouvelle-Zélande où la prolifération rapide de l'espèce a conduit à une interdiction d'importation dès 1927. Par la suite et jusqu'au début des années 1950, le gouvernement néo-zélandais a mis en place un programme d'éradication de l'espèce, aboutissant à l'élimination de nombreux foyers contaminés par celle-ci. Cependant, à l'heure actuelle, *E. crassipes* est toujours présente en Nouvelle-Zélande, notamment dans l'île du Nord, à Auckland et à Wellington, ainsi qu'aux îles Cook (Healy & Edgar, 1980 ; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.3.3.2 ASIE

E. crassipes est considérée comme étant la principale mauvaise herbe présente sur le continent asiatique (avec la fougère aquatique *Salvinia molesta*) (Mansor, 1996).

En effet, la jacinthe d'eau est fortement répandue sur tout le continent, ainsi que dans les îles du sud-est asiatique (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> , Mansor, 1996 ; Jianqing *et al.*, 2000 ; Miyawaki & Washitani, 2004 ; Chu *et al.*, 2006). La jacinthe d'eau est également présente au Moyen Orient, notamment en Israël, en Palestine, au Liban et en Syrie, mais aussi en Asie du Sud, notamment aux Maldives, au Bangladesh, en Inde et au Sri Lanka.

E. crassipes a été introduite au Sri Lanka en 1904, puis s'est rapidement propagée dans cette région où, malgré les nombreuses campagnes de lutte mises en place, l'espèce existe encore. Ainsi, en 1933, *E. crassipes* avait déjà contaminé 338 sites ; dans les décennies suivantes, elle poursuivit sa propagation, notamment au cours des années 1980 (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

E. crassipes est aussi fortement représentée en Asie de l'Est, en Corée du Sud, au Japon, en Chine et à Taiwan. En Chine, l'espèce a été introduite dès 1901, puis s'est répandue très rapidement (Jianqing *et al.*, 2000 ; Chu *et al.*, 2006). Par la suite, au cours des années 1950 et 1960, la jacinthe d'eau a été importée dans les différentes provinces chinoises pour être utilisée dans l'alimentation animale, ce qui a facilité la propagation de l'espèce. Dès les années 1980, les premières nuisances causées par *E. crassipes* apparaissent et s'accroissent au cours des années 1990. Aujourd'hui, *E. crassipes* est présente dans 17 provinces, et elle est à l'origine de nuisances importantes dans au moins 10 de ces provinces et notamment celles de Yunnan, de Guangdong, de Zhejiang, de Fujian et de Taiwan (Jianqing *et al.*, 2000 ; Chu *et al.*, 2006).

En Asie du Sud-Est, *E. crassipes* a été recensée dans de nombreuses régions, aussi bien sur le continent, de la Birmanie jusqu'au Vietnam en passant par la Thaïlande, le Laos et le Cambodge, que sur les îles, notamment à Brunei, en Malaisie, à Singapour, en Indonésie et aux Philippines. Au cours des années 1970, la jacinthe d'eau apparaît en Malaisie, où elle se développe très rapidement, notamment suite au changement des techniques de culture du riz (construction de nombreux canaux, augmentation de l'utilisation d'engrais provoquant une augmentation de la concentration en nitrates et en phosphates dans les milieux aquatiques, nutriments

favorables à la croissance de l'espèce, ...) (Mansor, 1996). *E. crassipes* devient alors la mauvaise herbe la plus répandue le long de la côte ouest de la péninsule, où elle colonise aussi bien les lacs ou les rivières que les canaux d'irrigation ou de drainage, alors qu'elle reste assez peu développée le long de la côte est de la Malaisie (Mansor, 1996).

1.1.3.3.3 EUROPE

E. crassipes semble avoir été introduite en Europe en tant qu'espèce ornementale. Bien que l'espèce puisse se développer en Europe, les conditions climatiques (température) ne permettent pas la floraison de cette plante, mais uniquement sa reproduction par voie végétative.

En Europe, *E. crassipes* est principalement localisée sur le pourtour méditerranéen, notamment au Portugal, en France, en Espagne et aux Baléares (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Dutartre *et al.*, 1997 ; Galan de Mera & De Castro, 2003 ; Marchante, 2005 ; Moragues Botey, 2005). En France, les conditions climatiques hivernales ne semblent pas permettre un établissement annuel de la jacinthe d'eau qui disparaît pendant l'hiver. Cependant, l'espèce a été observée pendant plusieurs années consécutives en Languedoc-Roussillon (en aval d'une station d'épuration où des essais d'épuration des eaux usées par cette espèce avaient été réalisés) et dans le cours inférieur de l'Adour (Bayonne) (Dutartre *et al.*, 1997). Certaines populations d'*E. crassipes* ont également pu être observées dans le nord de l'Europe, notamment en Russie, aux alentours de Moscou (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Cependant, *E. crassipes* n'étant probablement pas capable de s'établir durablement en Europe (étant donnée qu'elle ne s'établit pas dans le sud de la France, donc probablement encore moins dans les régions plus nordiques), l'espèce ne serait pas à l'origine de nuisances importantes sur ce continent (Dutartre *et al.*, 1997).

1.1.3.3.4 AFRIQUE ET OCEAN INDIEN

Suite à son introduction en Egypte au cours des années 1880, *E. crassipes* s'est rapidement propagée sur tout le continent africain et dans l'Océan Indien (Barrett *et al.*, 1989 ; N'dah & Arfi, 1996 ; Fayad *et al.*, 2001 ; Julien, 2000 ; Navarro,

2001 ; Phiri *et al.*, 2001 ; Sabana, 2001 ; Labrada & Fornasari, 2002 ; Brendonck
et al., 2003 ;

<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>). En effet, sur ce continent, les hydrophytes envahissantes trouvent des conditions favorables à un développement rapide, notamment des températures élevées, une luminosité suffisante et des apports nutritifs abondants (fertilisation), ainsi que généralement l'absence de produits phytotoxiques et de prédateurs (N'dah & Arfi, 1996). Par exemple, dans des étangs de Côte d'Ivoire, les macrophytes aquatiques constituent un véritable fléau depuis les années 1980 et sont à l'origine de coûts socio-économiques importants (entrave à la navigation et la pêche, impossibilité d'obtention d'eau potable, gêne à la circulation des biens et des personnes) (N'dah & Arfi, 1996). Parmi les différentes plantes envahissantes présentes sur le continent africain, *E. crassipes* est la mauvaise herbe aquatique la plus nuisible (Labrada & Fornasari, 2002).

E. crassipes est présente sur la quasi-totalité de la côte occidentale de l'Afrique. En effet, l'espèce est recensée du Sénégal au Congo, en passant par la Guinée-Bissau, la Guinée, la Sierra Leone et tout le long du Golfe de Guinée, du Libéria au Gabon en passant par la Côte d'Ivoire, le Ghana, le Togo, le Bénin, le Nigeria et le Niger. On retrouve la jacinthe d'eau sur l'ensemble du fleuve Niger du Mali jusqu'au Nigeria en passant par le Niger. Le débit important du fleuve a tendance à emporter les plants de jacinthes d'eau vers l'aval. La prolifération de la plante est localisée dans des espaces lenticules du fleuve Niger (baies, bras calmes, rives) tout le long de celui-ci, sur l'ensemble du territoire nigérien (www.usgl-glu.org/myfiles/Proliferation.pdf)), le Cameroun et la Guinée Equatoriale.

En Afrique occidentale, *E. crassipes* est également recensée au Burkina Faso où de nombreux lacs sont fortement colonisés par l'espèce (la biomasse fraîche d'*E. crassipes* est évaluée à entre 17 000 et 21 000 tonnes et les pertes économiques associées à 35 000-40 000 dollars par an, principalement liées au blocage des cours d'eau inaccessibles alors pour la navigation et la pêche) ainsi que les 3 plus grandes réserves d'eau potable : la réserve Kompienga (20 000 ha) dans le bassin versant de la rivière Niger, et les réserves Bagré (25 000 ha) et Bougouriba dans le bassin versant de la rivière Volta (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>). En

Afrique centrale, *E. crassipes* est présente au Congo et en République Démocratique du Congo.

Dès la fin du 19^{ème} siècle, *E. crassipes* a été introduite au nord de l'Afrique, en Egypte. Actuellement, dans ce pays, près de 500 km² de canaux d'irrigation et d'écoulement et de 150 km² de lacs sont envahis par la plante, cette invasion étant particulièrement sévère dans la vallée du Nil. En Afrique Orientale, *E. crassipes* s'est principalement développée au cours des années 1980-1990 (Labrada & Fornasari, 2002). On retrouve l'espèce au Soudan, en Ethiopie, en Ouganda (dans les lacs Kyoga et Kwanja et dans le Nil Kyoga), au Kenya (dans le lac Naivasha), au Rwanda (dans la partie inférieure du fleuve Kagera), au Burundi et en Tanzanie (dans le fleuve Pangani). Dans cette région du continent africain, *E. crassipes* s'est particulièrement bien développée dans le Lac Victoria au cours des années 1990 (Labrada & Fornasari, 2002).

Enfin, en Afrique Australe, la jacinthe d'eau est présente au Malawi (actuellement dans toute la rivière Shire), en Zambie et au Zimbabwe (lacs Kariba et Chivero), au Mozambique, en Afrique du Sud et au Swaziland (Barrett *et al.*, 1989; N'dah & Arfi, 1996 ; Fayad *et al.*, 2001; Julien, 2000; Navarro, 2001; Phiri *et al.*, 2001; Sabana, 2001; Labrada & Fornasari, 2002 ; Brendonck *et al.*, 2003 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Etant donnée la forte propagation d'*E. crassipes* sur tout le continent africain, des protocoles de lutte biologique contre l'espèce ont été mis en place dans de nombreux pays africains depuis le début des années 1970. Les principaux agents de lutte biologique utilisés sont deux espèces d'insectes coléoptères Cucurionidae (*Neochetina eichhorniae* et *N. bruchi*), un papillon de nuit (*Niphograta albiguttalis*) et une punaise (*Eccritotarsus catarinensis*) (Barrett *et al.*, 1989 ; N'dah & Arfi, 1996 ; Fayad *et al.*, 2001 ; Julien, 2000 ; Navarro, 2001 ; Phiri *et al.*, 2001 ; Sabana, 2001 ; Brendonck *et al.*, 2003 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

E. crassipes est également présente dans l'Océan Indien à Madagascar, notamment dans les principaux plans et cours d'eau du Parc National Ankarafantsika à l'est de l'île, ainsi qu'aux Seychelles, aux Mascareignes, à l'île Maurice et à la Réunion (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/d>

[atabase/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss](http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss) ; Barrett, 1989).

1.1.3.3.5 AMERIQUE DU NORD

E. crassipes a été introduite pour la première fois aux Etats-Unis en 1884 à la Nouvelle Orléans lors de l'Exposition Universelle Centenaire du Coton (Cotton Centennial Exposition). Depuis son introduction, l'espèce a connu une forte propagation aux Etats-Unis (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Jacono & Richerson, 2003).

Ainsi, *E. crassipes* s'est principalement développée au sud du territoire américain : on la retrouve le long de la frontière avec le Mexique et le long du Golfe du Mexique, du Texas à la Floride en passant par la Louisiane, le Mississippi, l'Alabama et la Georgie (figure 1.3) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Jacono & Richerson, 2003).

En Floride, *E. crassipes* se propage très rapidement. Par exemple, en 1957, elle colonise le lac Séminole, et en 1960 elle couvre déjà près de 2 500 ha d'un bras de la rivière Flint (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

E. crassipes est aussi présente en Californie où l'espèce a été observée pour la première fois en 1904. Par la suite, dès 1947, les premières nuisances liées à la présence de la plante sont signalées au niveau du delta du fleuve Sacramento-San Joaquin, et des moyens de contrôle de l'espèce sont mis en place dès le début des années 1970 (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Toft, 2000).

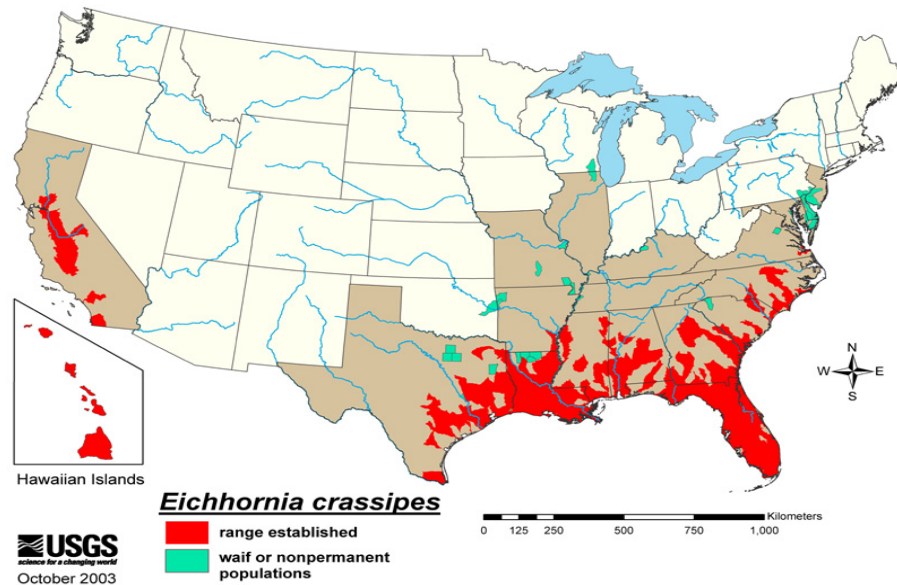


Figure 1.3 : Distribution d'*Eichhornia crassipes* aux Etats-Unis (d'après Jacono & Ritcherson, 2003). En rouge, les populations qui se sont établies. En vert, les populations non permanentes ou éparses

D'après les données fournies par Jacono & Richerson (2003), *E. crassipes* serait à l'heure actuelle bien établie au niveau de 150 bassins versants répartis dans 10 états, dont les états du sud font partie, ainsi que la Virginie, la Caroline du Nord et Hawaii. La présence d'*E. crassipes* est à l'origine de nuisances importantes dans les états de la Floride, de l'Alabama, de la Louisiane et du Texas (Jacono & Richerson, 2003).

E. crassipes a aussi été observée dans des régions plus tempérées des Etats-Unis, notamment au New Jersey, au Kentucky, au Tennessee, au Missouri, en Arkansas, au Maryland et en Illinois. Cependant, ces populations ne peuvent pas se maintenir en milieu naturel, les conditions hivernales étant trop rudes pour la survie de l'espèce. L'espèce recoloniserait le milieu après réintroduction au cours de l'été (probablement à partir de fermes d'élevage de poissons dans lesquelles elle se maintient tout au long de l'année) (Jacono & Richerson, 2003).

Il semblerait également qu'*E. crassipes* ait été présente dans d'autres états desquels l'espèce a actuellement été éradiquée. C'est le cas de l'Arizona et de l'Arkansas au sud, et de l'état de Washington au nord-ouest des Etats-Unis (<http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eiccra2.html>).

1.1.3.3.6 AMERIQUE DU SUD ET CARAÏBES

En Amérique du Sud et tout autour de la mer des Caraïbes, *E. crassipes* est une espèce fortement représentée (Casco & Neiff, 1999 ; Meerhoff, *et al.*, 2002 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>). Hormis sa présence dans son aire d'origine (bassin versant de l'Amazone, Brésil), l'espèce a été introduite dans différents pays du continent sud américain, au Mexique et en Amérique centrale, notamment au Guatemala, en Honduras, au Nicaragua, au Costa Rica et au Panama. *E. crassipes* est aussi présente le long de la côte est du continent sud américain, au Venezuela, au Brésil (où l'on trouve aussi bien des populations natives qu'introduites), en Uruguay (Meerhoff, *et al.*, 2002), en Argentine (Casco & Neiff, 1999) et le long de la côte ouest en Colombie, en Equateur, au Pérou et au Chili (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Dans la mer des Caraïbes, *E. crassipes* a été observée en Jamaïque, à Puerto Rico, aux Bermudes, aux Bahamas, à Haïti, à Cuba et en République Dominicaine (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages

E. crassipes est considérée comme étant l'hydrophyte envahissante induisant les nuisances économiques et écologiques les plus importantes au niveau mondial. En effet, comme mentionné précédemment, sa croissance et sa diffusion rapide dans des nouvelles régions, principalement grâce à la reproduction végétative, lui permettent de développer rapidement une infestation importante (épais tapis végétal monospécifique) à la surface des plans d'eau et des cours d'eau. Les principaux problèmes posés par le développement des épaisses nattes de la jacinthe d'eau sont une modification des caractéristiques physico-chimiques du milieu et/ou des interférences avec les activités anthropiques (Batcher, 2000 ; Jianqing *et al.*, 2000 ; Toft, 2000 ; Labrada & Fornasari, 2002 ; Brendock *et al.*, 2003 ; Toft *et al.*, 2003 ; Burton, 2005 ; Chu *et al.*, 2006 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eiccra2.html>). De plus, l'impact de la jacinthe d'eau est plus important dans les régions tropicales que dans les régions tempérées, les eaux

chaudes favorisant son développement (<http://www.issg.org/database/species/>).

1.1.4.1 Impacts écologiques causés par *E. crassipes*

Un des impacts majeurs que peut avoir une espèce introduite, notamment une espèce à caractère invasif, est son effet sur les écosystèmes des biotopes dans lesquels elle est introduite. *E. crassipes* peut ainsi engendrer de nombreuses nuisances d'ordre écologique aussi bien sur les communautés animales que sur les biocénoses végétales autochtones (Penfound & Earle, 1948 ; Batchner, 2000 ; Jianqing *et al.*, 2000 ; Toft, 2000 ; Labrada & Fornasari, 2002 ; Brendock *et al.*, 2003 ; Toft *et al.*, 2003 ; Burton, 2005 ; Chu *et al.*, 2006 ; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrass/eicra2.html> ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.4.1.1 IMPACTS DIRECTS SUR LA STRUCTURE DES COMMUNAUTES VEGETALES AUTOCHTONES

Différentes interactions interspécifiques (prédation, compétition, parasitisme, symbiose) régissent la structure et la composition des communautés biologiques naturelles. Une relation essentielle dans la structure des communautés est la compétition, les espèces les plus compétitives pouvant provoquer le déclin ou l'élimination des espèces les moins compétitives. De par ses caractéristiques biologiques, notamment son fort taux de croissance et sa productivité élevée (Batchner, 2000 ; Jianqing *et al.*, 2000 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>), *E. crassipes* constitue généralement une menace pour les espèces végétales aquatiques autochtones.

La forte compétitivité d'*E. crassipes* a été observée à plusieurs reprises en milieu naturel suite à son introduction. En Floride, par exemple, différentes études ont montré que dans de nombreux lacs, *E. crassipes* se développe de façon beaucoup plus importante que certaines macrophytes autochtones, notamment les espèces d'hydrocotyles natives *Hydrocotyle umbellata* et *H. ranunculoides*. En effet, dans certains lacs, la biomasse de la jacinthe d'eau a atteint 259% et 161% de la biomasse de *H. umbellata* et de *H. ranunculoides* respectivement (Toft, 2000 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

De même, au Lac Dianchi dans la province de Yunnan (Chine), les autorités ont constaté une diminution de plus de 60% de la biodiversité en végétaux aquatiques due principalement à l'introduction d'*E. crassipes* : la diversité spécifique végétale est passé de 16 espèces de macrophytes en 1960 à 3 espèces en 1990, avec 8 espèces recensées en 1970 et 5 en 1980 (Jianqing *et al.*, 2000 ; Chu *et al.*, 2006).

1.1.4.1.2 IMPACT DIRECT SUR LES POPULATIONS ANIMALES

Le développement considérable d'*E. crassipes* peut aussi interférer avec les communautés animales autochtones en modifiant la structure des écosystèmes naturels (Batcher, 2000 ; Brendock *et al.*, 2003 ; Burton, 2005 ; Midgley *et al.*, 2006 ;

<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

➤ Invertébrés

Midgley *et al.* (2006) ont comparé les communautés de macro-invertébrés benthiques se développant en présence et en absence d'*E. crassipes* dans deux réservoirs de la rivière New Year en Afrique du Sud. Cette étude a révélé une grande différence des communautés d'invertébrés benthiques se développant sous le tapis végétal formé par l'hydrophyte par rapport aux communautés présentes en pleine eau (tableau 1.1).

Tableau 1.1: Comparaison de l'occurrence et de l'abondance relative des espèces de macro-invertébrés benthiques se développant en présence (EC) et en absence d'*E. crassipes* (PE) (Midgley et al., 2006).

TAXON	OCCURRENCE (%)		ABONDANCE RELATIVE MOYENNE (%)	
	PE	EC	PE	EC
Hydroidea	2	0	0.07	0
Annelida				
Oligochaeta	35	16	0.78	0.32
Glossiphoniidae	52	44	14.48	1.44
Mollusca				
Physidae	7	9	0.15	0.12
Lymnaeidae	7	4	0.07	0.04
Decapoda				
Potamonautidae	23	0	0.82	0
Atyidae	18	9	0.88	0.11
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae	3	0	0.1	0
Caenidae	2	0	0.02	0
Polymitarcyidae	3	0	0.03	0
Odonata				
Coenagrionidae	12	5	0.18	0.05
Aeshnidae	2	0	0.02	0
Libellulidae	8	5	0.1	0.09
Hemiptera				
Corixidae	8	0	0.1	0
Notonectidae	3	0	0.03	0
Pleidae	12	0	0.93	0
Nepidae	3	0	0.05	0
Coleoptera				
Dytiscidae	7	5	0.12	0.09
Hydrophilidae	10	9	0.57	0.09
Diptera				
Chironomidae	53	4	9.73	0.04
Ceratopogonidae	2	0	0.02	0

Les résultats de cette étude mettent en évidence l'effet négatif d'*E. crassipes* sur l'abondance et la diversité des communautés de macro-invertébrés benthiques, principalement marqué par la disparition de deux grands groupes d'insectes en présence d'*E. crassipes*, les éphéméroptères et les hétéroptères, ainsi que par une forte diminution de l'occurrence et de l'abondance moyenne de tous les autres groupes faunistiques, et notamment des diptères.

➤ Poissons

Le développement d'*E. crassipes* semble avoir des impacts antagonistes sur les

populations de poissons autochtones. D'une part, *E. crassipes* peut avoir un effet négatif sur la reproduction des poissons indigènes en induisant une réduction des aires de ponte (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

L'article ne détaille pas ces impacts mais il est vraisemblable que la présence du tapis dense d'*E. crassipes* modifie les conditions du milieu (baisse de la luminosité et de la teneur en oxygène dissous) et entraîne une accumulation de matières organiques sur le substrat. D'autre part, d'après une étude réalisée par Brendock *et al.* (2003) au lac Chivero (Zimbabwe), le développement d'*E. crassipes* pourrait constituer des zones de refuge pour les stades juvéniles des poissons autochtones, en les protégeant de leurs prédateurs potentiels, trop volumineux pour pénétrer dans ces zones de végétation denses.

Au lac Chivero, trois habitats différents sont disponibles : une zone littorale colonisée par *E. crassipes*, ainsi qu'une zone littorale et une zone pélagique dépourvues de jacinthe d'eau. Au cours de leur étude, Brendock *et al.* (2003) ont montré une structuration spatiale différente des populations locales de tilapias, *Oreochromis niloticus* et *Tilapia sparrmanii*, en fonction de la taille des individus. En effet, chez ces 2 espèces, les individus de petite taille se localisent dans les zones littorales colonisées par *E. crassipes* (84 mm en moyenne pour *O. niloticus* et 96 mm pour *T. sparrmanii*) et les plus gros individus dans la zone pélagique (271 mm et 143 mm respectivement), la zone littorale dépourvue d'*E. crassipes* regroupant les individus de taille intermédiaire (145 et 110 mm en moyenne). Cependant, cette distribution spatiale n'est pas aussi marquée pour toutes les espèces présentes dans le milieu. Ainsi, chez l'espèce *Pharyngochromis acuticeps* (Cichlidae), on retrouve dans la zone littorale dépourvue d'*E. crassipes* les petits individus (77,5 mm en moyenne), les individus de taille moyenne dans les habitats envahis par *E. crassipes* (82 mm) et les gros individus dans la zone pélagique (95 mm). Par contre, aucune structuration spatiale des populations de barbeau *Barbus paludinosus* n'est observée dans ce lac.

➤ **Chaîne trophique**

De plus, *E. crassipes* peut bouleverser les réseaux trophiques en induisant une modification de la structure des communautés d'invertébrés aquatiques, et par

conséquent, de celle des populations de poissons prédateurs d'invertébrés. En effet, le système racinaire dense d'*E. crassipes* constitue un support favorable au développement de certaines espèces d'invertébrés aquatiques, et est à l'origine d'une structuration différente de leurs populations (Toft, 2000 ; Brendock *et al.*, 2003 ; Toft *et al.*, 2003 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Cette modification de la composition des communautés d'invertébrés a notamment été mise en évidence au niveau du delta* du fleuve Sacramento-San Joaquin (Toft, 2000 ; Toft *et al.*, 2003). Ces auteurs ont essayé d'appréhender les impacts du développement d'*E. crassipes* sur les communautés de macroinvertébrés aquatiques, et les répercussions de cette influence sur les autres populations animales, en particulier sur les poissons. Ils ont ainsi comparé les populations de macroinvertébrés se développant sur *E. crassipes* et celles occupant la macrophyte indigène *Hydrocotyle umbellata*. Leurs résultats montrent que l'espèce la plus abondante diffère dans les herbiers développés par les 2 macrophytes : dans les zones occupées par *H. umbellata*, on retrouve principalement l'amphipode *Hyaella azteca*, alors que dans les zones riches en *E. crassipes*, l'amphipode *Crangonyx floridanus* domine (cette espèce avait été introduite depuis peu dans le delta).

Cependant, en ce qui concerne la richesse taxinomique et la diversité spécifique, des patterns* variables sont observés entre les deux espèces végétales en fonction de la saison. Au début de l'été, la richesse taxinomique et la diversité spécifique sont plus élevées dans les zones peuplées par *Hydrocotyle umbellata*, alors que cette tendance s'inverse vers la fin de l'été avec le développement important du système racinaire d'*E. crassipes* qui fournit alors un habitat plus vaste que *H. umbellata*.

D'autre part, cette étude a permis de mettre en évidence des différences considérables entre les proies capturées par le poisson *Lepomis macrochirus* ou crapet arlequin (famille des centrarchidés) dans les deux types d'herbiers. En effet, dans des zones riches en *Hydrocotyle umbellata*, ce poisson se nourrit essentiellement de l'amphipode *Hyaella azteca*, espèce majoritaire, alors que dans les zones occupées par *E. crassipes*, le poisson se nourrit principalement de l'amphipode *Gammarus daiberi*, de l'isopode *Asellus hilgendorffii*, du copépode

Pseudodiaptomus forbesi, ainsi que de mollusques gastéropodes et de larves d'insectes, alors que l'invertébré majoritaire de ce milieu, l'amphipode *Crangonyx floridanus*, n'entre pas dans le régime alimentaire du poisson (les systèmes racinaires denses d'*E. crassipes* fournissent probablement un abri efficace pour l'amphipode de petite taille *C. floridanus*, alors inaccessible à ses prédateurs).

Il est intéressant de noter qu'au cours de cette étude, 3 nouvelles espèces de crustacés récemment introduites ont été recensées dans le delta : l'amphipode *C. floridanus* et les deux espèces d'isopodes *Caecidotea racovitzai* et *Asellus hilgendorffii*. En ce qui concerne *C. floridanus*, l'étude démontre que le développement de l'amphipode est fortement lié à celui d'*E. crassipes*. En effet, d'une part, *C. floridanus* atteint de fortes densités dans les zones à fort développement d'*E. crassipes*, où elle constitue l'espèce majoritaire, alors que ses densités restent beaucoup plus faibles dans les zones riches en *H. umbellata*. D'autre part, au cours de l'été 1999, la disparition des populations d'*E. crassipes* dans le delta a provoqué la quasi-disparition de celles de *C. floridanus*. Cet exemple illustre à quel point l'implantation de *C. floridanus* est indissociable de la présence d'*E. crassipes* dans le delta du fleuve Sacramento-San Joaquin, et montre le rôle prépondérant des espèces exotiques dans l'introduction de nouvelles espèces.

Ainsi, l'introduction d'espèces végétales exotiques à caractère envahissant, et notamment d'*E. crassipes*, peut constituer un véritable danger pour les communautés animales et, en particulier, pour les populations d'invertébrés aquatiques, d'une part parce qu'elles peuvent modifier les caractéristiques du milieu (notamment en développant un système racinaire dense), et d'autre part, parce qu'elles peuvent favoriser l'introduction d'espèces d'invertébrés exotiques. La modification des communautés d'invertébrés, compartiment biotique à la base des réseaux trophiques aquatiques, peut alors induire une modification de la structure des populations de poissons prédateurs autochtones (Toft, 2000 ; Toft *et al.*, 2003).

➤ **Oiseaux**

Par la mise en place d'un tapis végétal dense et surtout monospécifique, *E. crassipes* peut aussi interférer avec les populations d'oiseaux inféodés aux

milieux aquatiques, notamment avec les canards. En effet, en contribuant à la raréfaction, voire la disparition de certaines espèces végétales, *E. crassipes* peut bouleverser les réseaux trophiques de ces oiseaux (Burton, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.4.1.3 MODIFICATION DES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU MILIEU ET REPERCUTIONS SUR LES POPULATIONS ANIMALES ET VEGETALES

Hormis cet impact direct sur les populations végétales et animales autochtones, *E. crassipes* peut aussi être à l'origine de modifications importantes des caractéristiques de son nouveau biotope. En effet, le fort développement de l'espèce, et notamment la formation d'un dense tapis végétal à la surface des eaux, va provoquer une modification des caractéristiques physico-chimiques du milieu (diminution de la concentration en nutriments et en oxygène dissous dans la colonne d'eau), une diminution de la pénétration des rayonnements solaires dans l'eau ainsi qu'une augmentation des pertes d'eau à travers l'évapotranspiration (qui peut altérer l'équilibre hydrique de certaines régions). En effet, l'accumulation en profondeur des plants en décomposition de jacinthes d'eau (après leur mort) induit une augmentation des quantités de matières organiques biodégradables présentes dans le milieu et donc une baisse de la concentration en oxygène dissous (phénomène d'eutrophisation) (Penfound & Earle, 1948 ; Ultsch, 1973 ; Batchner, 2000 ; Jianqing *et al.*, 2000 ; Toft, 2000 ; Brendock, *et al.*, 2003 ; Toft *et al.*, 2003 ; Burton, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/>). La modification de la qualité physico-chimique du milieu peut alors provoquer une modification des communautés animales et végétales présentes.

Rommens *et al.* (2003) ont analysé l'impact du développement d'*E. crassipes* sur les caractéristiques physico-chimiques du lac Chivero (Zimbabwe). Afin de mettre en évidence l'effet de l'hydrophyte sur les conditions du milieu, ils ont comparé plusieurs paramètres, tels que la concentration en éléments azotés (ammonium, nitrates et nitrites) et en phosphates, la concentration en oxygène dissous et la demande chimique en oxygène DCO (mesure globale d'appréciation de la pollution organique), entre des zones littorales peuplées par la jacinthe d'eau, des zones littorales dépourvues de la plante et la zone pélagique du lac.

➤ **Teneurs en composés azotés et phosphorés**

Les résultats de cette étude ont montré, d'une part, une baisse de la concentration en composés azotés sous le tapis végétal développé par *E. crassipes* par rapport aux autres zones du lac : le taux d'ammonium est de 0,14 mg N.l⁻¹ dans la zone pélagique et de 0,032 mg N.l⁻¹ dans la zone littorale dépourvue de la macrophyte, alors qu'il est de 0,018 mg N.l⁻¹ en présence d'*E. crassipes*. De même, les teneurs en nitrates sont respectivement de 0,74 mg N.l⁻¹ et de 0,64 mg N.l⁻¹ contre 0,54 mg N.l⁻¹ ; les taux de nitrites passent de 0,017 mg N.l⁻¹ en zone pélagique à 0,11 mg N.l⁻¹ dans les zones littorales (en présence ou absence d'*E. crassipes*). En effet, la jacinthe d'eau se caractérise par des taux élevés d'absorption de composés azotés : elle peut assimiler 1,13 mg de nitrates par heure et par kg de plante et 2,36 mg d'ammonium par heure et par kg de plante. En revanche, la concentration en phosphates du milieu varie peu en présence d'*E. crassipes* (1,13 mg P.l⁻¹ et 1,22 mg P.l⁻¹ dans la zone littorale en présence et en absence de la plante respectivement, et 0,91 mg P.l⁻¹ dans la zone pélagique). Le taux d'assimilation des phosphates par *E. crassipes* est de 0,39 mg par heure et par kg de plante.

➤ **Demande chimique en oxygène**

La présence d'*E. crassipes* dans le milieu est à l'origine d'une augmentation importante de la demande chimique en oxygène, témoignant d'une forte accumulation de matière organique en décomposition (pollution organique). En effet, alors que la demande chimique en oxygène est inférieure à 60 mg/l dans les zones dépourvues d'*E. crassipes*, elle augmente jusqu'à 180,4 mg/l en présence de la macrophyte.

➤ **Teneur en oxygène dissous**

Enfin, le développement du tapis végétal induit une diminution de la teneur en oxygène dissous de l'eau : ce taux est de 92,0% (7,4 mg/l) sous le tapis végétal alors qu'il est de 153,3% (12,2 mg/l) dans les zones littorales dépourvues de jacinthe d'eau et de 149,6% (12,0 mg/l) en zone pélagique.

Différentes études visant à comprendre l'effet du développement d'*E. crassipes* sur les populations de poissons autochtones ont comparé les taux en oxygène dissous entre des zones peuplées par *E. crassipes* et des zones occupées par d'autres espèces végétales (Toft, 2000 ; Toft *et al.*, 2003). Les résultats de ces études ont

montré qu'*E. crassipes* était la seule espèce végétale provoquant une diminution de la concentration en oxygène dissous dans l'eau jusqu'à moins de 5 mg/l, taux en dessous duquel les poissons sont soumis à un stress physiologique. De même, au cours d'une étude réalisée au Texas, un taux en oxygène dissous de 0 mg/l avait été mesuré pendant 3 jours sous un herbier d'*E. crassipes* de 15 m de large (*in* Toft, 2000).

De telles teneurs en oxygène dissous avaient déjà été mises en évidence par Penfound & Earle (1948) dans différents canaux et étangs du delta du Mississippi. En effet, alors que peu de poissons sont capables de tolérer des concentrations en oxygène dissous inférieures à 1 ppm, les auteurs avaient mesuré des teneurs comprises entre 0,1 et 1,5 ppm sous des herbiers d'*E. crassipes* (en fonction de la densité des herbiers et/ou de la présence ou de l'absence de tourbe : 0,1 ppm d'O₂ sous des herbiers denses avec tourbe, 0,5 ppm d'O₂ sous des herbiers denses sans tourbe, et 1,5 ppm d'O₂ à de faibles densités en *E. crassipes*) tandis que dans les zones dépourvues de jacinthe d'eau le taux d'oxygène dissous était proche de 4 ppm (Penfound & Earle, 1948).

Une autre étude réalisée par Ultsch (1973) dans un étang à Alachua County (Floride) a permis de comparer les conditions physico-chimiques de ce milieu en présence et en absence d'*E. crassipes* (en réalité en absence de jacinthe d'eau, il y avait une hydrophyte immergée *Ceratophyllum sp.* ce qui pourrait légèrement biaiser les résultats). Ultsch (1973) a montré des différences importantes au niveau des teneurs en oxygène et en gaz carbonique (CO₂) dissous en fonction de la présence ou de l'absence d'*E. crassipes*. La présence de la jacinthe d'eau induisait une diminution du taux d'oxygène dissous qui passait de 6,4 à 4,2 ppm en surface et de 4,5 à 1,2 ppm en profondeur, s'accompagnant d'une augmentation du taux de CO₂ de 13 à 31 ppm en surface et de 29 à 51 ppm en profondeur.

➤ **Température**

En parallèle, cette étude a permis de montrer des différences de température importantes entre les deux milieux. En présence de la jacinthe d'eau, la température de l'eau est plus élevée en hiver (22°C contre 17°C), tandis qu'elle est plus basse en été (27°C contre 30°C).

➤ **Répercutions sur les populations de poissons**

En provoquant une baisse de la concentration en oxygène dissous dans l'eau, *E. crassipes* est à l'origine d'une modification de la structure des populations de poissons (Penfound & Earle, 1948 ; Ultsch, 1973 ; Toft, 2000 ; Toft *et al.*, 2003 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

Par exemple, Ultsch (1973) montre qu'en été, lorsque la concentration en oxygène dissous est la plus faible (dans la partie supérieure de la colonne d'eau, le taux d'oxygène dissous mesuré était alors de 3,5 ppm sous le tapis végétal développé par *E. crassipes* contre 5,6 ppm en pleine eau ; et en profondeur, le taux d'oxygène était de 0,6 ppm sous les herbiers d'*E. crassipes* contre 2,5 ppm en pleine eau), on trouve préférentiellement des animaux à respiration aérienne (reptiles, amphibiens) dans les milieux occupés par *E. crassipes*. En revanche, en hiver (avec des taux d'oxygène sous les herbiers d'*E. crassipes* compris entre 5,6 ppm en surface et 2,5 ppm en profondeur) certains poissons, notamment des Centrarchidés, occupent ces milieux. D'autre part, en hiver les espèces ectothermes* favorisent les milieux envahis par *E. crassipes* où les températures sont généralement plus élevées que les autres types d'habitats. Ainsi, on peut retrouver l'amphibien *Siren lacertina* (forme d'anguille munie de pattes) en train de se réchauffer sur des herbiers d'*E. crassipes* (Ultsch, 1973).

➤ **Répercutions sur les populations végétales**

Une modification des populations végétales suite à l'altération de la qualité physico-chimique du milieu a également été observée, notamment au Lac Chivero (Zimbabwe) (Brendock *et al.*, 2003). L'implantation d'*E. crassipes* dans ce lac a provoqué un appauvrissement en hydrophytes immergées, espèces végétales abondantes avant l'introduction d'*E. crassipes* (actuellement la seule hydrophyte immergée présente dans le lac est *Lagarosiphon major* mais elle reste rare). Etant donné que ces hydrophytes jouaient un rôle important en diminuant la turbidité des eaux (elles limitaient la remise en suspension des sédiments grâce au développement de leur système racinaire), la raréfaction de ces espèces dans le Lac Chivero a contribué à accentuer la dégradation de ces écosystèmes aquatiques (Brendock *et al.*, 2003).

➤ Répercussions sur le plancton

La modification des conditions physico-chimiques du milieu peut aussi être à l'origine d'une modification des populations de phytoplancton et de zooplancton qui représentent généralement le premier niveau des réseaux trophiques aquatiques (Toft, 2000 ; Toft *et al.*, 2003). Ainsi, l'altération de la qualité du milieu peut interférer avec les chaînes alimentaires induisant une modification des populations animales à tous les niveaux trophiques, des organismes planctoniques jusqu'aux vertébrés prédateurs, en passant par les invertébrés, les amphibiens et les vertébrés herbivores.

1.1.4.2 Impacts économiques causés par *E. crassipes*

La jacinthe d'eau peut être à l'origine de pertes économiques importantes dans les régions où elle se développe, pertes liés à son impact sur des activités économiquement importantes telles que la pêche, le commerce et le tourisme, ainsi qu'aux coûts engendrés par la mise en place de moyens de lutte (Batcher, 2000 ; Jianqing *et al.*, 2000 ; Labrada & Fornasari, 2002 ; Burton, 2005 ; Chu *et al.*, 2006 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

En effet, le développement d'herbiers denses à la surface des plans d'eau et des cours d'eau (dans les zones lenticques) peut entraver la navigation en empêchant les transports fluviaux et l'accostage des bateaux de transport et de pêche commerciale ou sportive (entrave aux activités de pêche, réduction dramatique de la pêche et des sources de nourriture et de revenus pour les populations locales). En Papouasie Nouvelle-Guinée, par exemple, l'obstruction des plans d'eau par *E. crassipes* gêne le transport des marchandises, ainsi que l'accès aux écoles, aux centres de soins et autres services administratifs et sociaux (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>). En se développant dans les canaux, *E. crassipes* fait également obstacle à la circulation de l'eau, favorisant ainsi la sédimentation, les inondations, mais surtout la prolifération d'insectes vecteurs de maladies humaines ou animales, notamment de moustiques ou de mollusques vecteurs de schistosomias. Ainsi, au lac Victoria (Afrique de l'est), les herbiers d'*E. crassipes* constituent des milieux favorables au développement du mollusque Planorbidae *Biomphalaria sudanica*, hôte intermédiaire du vers plat parasite *Schistosoma mansoni* à l'origine de la bilharziose intestinale

(Dugast, 1992 ; Plummer, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

De plus, le développement des herbiers peut induire une réduction de l'activité des centrales hydroélectriques, diminuant ainsi la quantité d'électricité disponible dans le pays et représenter une grave menace pour la production agricole.

1.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication d'*Eichhornia crassipes*

Etant donné les nuisances importantes provoquées par le développement d'*E. crassipes*, des protocoles de lutte contre l'espèce ont été mis en place dans certains pays où elle est devenue envahissante, entraînant un coût économique supplémentaire pour ces pays souvent déjà affectés par la présence de l'espèce (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Toft, 2000 ; Jianqing *et al.*, 2000 ; Labrada & Fornasari, 2002 ; Chu *et al.*, 2006). Par exemple, en Chine, l'arrachage manuel des plants d'*E. crassipes* a été testé comme moyen de lutte au cours des années 1990. En 2000, cette technique qui s'est avérée de faible efficacité a tout de même représenté un coût annuel de 12 millions de dollars. Par la suite les autorités ont lancé un protocole de lutte biologique contre la jacinthe d'eau dont le coût a été estimé à plus d'un million de dollars entre 2002 et 2006 (Jianqing *et al.*, 2000 ; Chu *et al.*, 2006). De même, dans le delta du fleuve Sacramento-San Joaquin (Californie), l'utilisation de produits chimiques pour lutter contre l'invasion d'*E. crassipes* a nécessité un budget annuel d'environ un million de dollars (Toft, 2000).

Les moyens de lutte principalement utilisés contre *E. crassipes* sont d'ordre mécanique, chimique et biologique (Batcher, 2000 ; Burton, 2005 ; Land Protection, 2007 ; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eiccra2.html>; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>). Le choix de la méthode est conditionné par les caractéristiques du site à traiter, ainsi que par les conditions climatiques, le fait que l'espèce présente ou pas une mortalité hivernale, le devenir de l'eau traitée, ainsi que le taux de colonisation par *E. crassipes* (Chu *et al.*, 2006). Afin d'optimiser leur efficacité, il est possible de combiner plusieurs techniques (Land Protection, 2007).

Par ailleurs, étant donné que la jacinthe d'eau se développe principalement dans des régions tropicales, souvent sous-développées, plusieurs modes de valorisation de l'espèce végétale ont été recherchés, notamment en agriculture et en assainissement des eaux usées (Jinqing *et al.*, 2000 ; Petrucio & Esteves, 2000 ; Meerhoff *et al.*, 2002 ; Sunday, 2002 ; Febrero Toussaint *et al.*, 2005 ; Chu *et al.*, 2006 ; Nahlik & Mitsch, 2006 ; Zimmels *et al.*, 2006 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>).

1.1.5.1 Lutte mécanique contre *Eichhornia crassipes*

La lutte mécanique, notamment l'arrachage manuel ou automatique des plants, est la première technique utilisée dans le contrôle d'*E. crassipes*, et a longtemps été privilégiée par rapport aux autres méthodes dans les pays défavorisés (Dugast, 1992). Bien qu'elle puisse être intéressante pour traiter des zones faiblement colonisées par la jacinthe d'eau, cette technique reste difficile à mettre en oeuvre dans des conditions de forte infestation où elle peut présenter un coût économiquement élevé, notamment lorsqu'il est nécessaire de se servir des machines. De plus, cette technique ne présente qu'une efficacité à court terme (Batcher, 2000 ; Burton, 2005 ; Land Protection, 2007 ; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eiccra2.html>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm).

L'arrachage des plants d'*E. crassipes* peut être une bonne alternative de lutte lorsque l'on traite des zones faiblement infestées ou lors de la mise en place précoce d'un moyen de lutte (lors de l'apparition de la plante dans un écosystème non encore colonisé par l'espèce) (Burton, 2005). En effet, cette méthode peut s'avérer efficace lorsque le taux d'arrachage est supérieur au taux de repousse de la plante : celle-ci est capable de doubler sa biomasse en moins de 3 semaines (Toft, 2000 ; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eiccra2.html>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>). Selon les densités à traiter, pour arracher un hectare d'herbiers d'*E. crassipes*, il faut entre 600 et 900 heures d'après Burton (2005), et entre 100 et 300 ouvriers sont nécessaires pour une journée (Dugast, 1992).

Malgré les inconvénients que présente cette technique (principalement son coût élevé et sa faible efficacité), elle a souvent été utilisée pour lutter contre l'invasion par la jacinthe d'eau et a donné des résultats satisfaisants dans diverses régions (Jianqing *et al.*, 2000 ; Burton, 2005). Ainsi, 50 millions de tonnes d'*E. crassipes* ont été arrachées au Nil Blanc en Afrique, et l'arrachage des plants d'*E. crassipes* a permis de prévenir l'invasion du Canal de Panama par l'espèce (Burton, 2005).

1.1.5.2 Lutte chimique contre *Eichhornia crassipes*

Des produits chimiques ont souvent été utilisés pour lutter contre *E. crassipes* (Batcher, 2000 ; Jianqing *et al.*, 2000 ; Chu *et al.*, 2006 ; Land Protection, 2007), présentant des niveaux d'efficacité et de toxicité différents (Batcher, 2000).

Le produit le plus efficace vis-à-vis d'*E. crassipes* et le plus utilisé à l'heure actuelle est l'acide 2,4-dichlorophenoxyacétique (2,4-D), généralement vaporisé sur les plants de jacinthes d'eau à des concentrations comprises entre 1 et 12 kg de 2,4-D/ha (Batcher, 2000). Cependant, même si ce produit est relativement spécifique, il présente une toxicité modérée pour les oiseaux, les poissons et les invertébrés aquatiques.

Le 2,4-D peut se présenter sous plusieurs formes chimiques qui pourront être utilisées en fonction du type de milieu à traiter et correspondant à des niveaux de toxicité variables vis-à-vis des espèces animales. Par exemple, sous la forme d'ester, ce produit est toxique pour les poissons et les invertébrés, alors que sous forme de sels, le 2,4-D est moins toxique pour les animaux aquatiques (Batcher, 2000 ; Land Protection, 2007). Sous la forme d'acide, le 2,4-D sera utilisé pour traiter les eaux naturelles non destinées à usage anthropique, ainsi que les lacs, les ruisseaux, les barrages et les canaux d'évacuation des eaux usées. Sous la forme de sels, le 2,4-D, moins toxique, peut être utilisé pour traiter les canaux d'irrigation et les eaux utilisées par l'industrie (Land Protection, 2007).

D'autres produits sont commercialisés pour lutter contre *E. crassipes* : le Rodeo, composé de glyphosates et utilisé à un taux de 2 kg/ha est un herbicide non sélectif et ne présentant pas de toxicité vis-à-vis des organismes aquatiques (Batcher, 2000) ; les sulfates de cuivre ou les chélates* de cuivre utilisés à des concentrations de 3,5 mg/l agissent comme inhibiteurs de la croissance de la plante

et sont létaux à des taux de 103 mg/kg de poids sec, mais sont toxiques pour les poissons, pour quelques mammifères et pour les invertébrés aquatiques (Batcher, 2000).

Toutefois, ces produits chimiques de lutte contre *E. crassipes* ne sont en général efficaces que dans des zones où le taux d'infestation reste assez faible. En effet, dans les régions fortement colonisées par *E. crassipes*, ce moyen de lutte est inefficace. Ainsi, au Soudan, malgré les nombreuses ressources investies, la lutte chimique n'a pas permis d'éradiquer l'espèce (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm).

L'éradication d'*E. crassipes* par des moyens de lutte chimique a notamment été testée en Chine au cours des années 1990 (Jianqing *et al.*, 2000 ; Chu *et al.*, 2006). Les principaux produits chimiques testés ont été le 2,4-D, le glyphosate et le paraquat, herbicide hautement toxique mais parmi les plus utilisés au monde (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Paraquat>).

Dans cette région, même si une diminution de la densité des populations d'*E. crassipes* a été observée suite aux divers traitements réalisés, l'utilisation de ces herbicides n'a pas permis la mise en place d'un contrôle à long terme de la propagation de la jacinthe d'eau et a représenté un risque écologique important du fait de la pollution engendrée par l'épandage de ces produits. Par la suite, des recherches menées dans le pays ont permis de mettre au point un autre herbicide inhibiteur de la reproduction asexuée d'*E. crassipes*, le KWHO2. Au contraire des autres herbicides utilisés, ce produit a permis un contrôle efficace de l'espèce, en réduisant le nombre de nouveaux rameaux produits par la plante (4 rameaux tous les 26 jours en absence de traitement ; avec du KWHO2 à des doses de 1,5kg/ha, la production des branches chute à 1,3). De plus, ce produit ne présenterait pas de risque écologique car il ne s'est pas avéré toxique, ou polluant au cours de ces essais (Chu *et al.*, 2006). Un recul plus important permettrait de mieux appréhender la toxicité de ce produit.

Ainsi, même si la lutte chimique contre *E. crassipes* est souvent plus efficace et plus simple d'utilisation que la lutte mécanique, de nombreux inconvénients subsistent encore au niveau de l'utilisation des herbicides (Batcher, 2000). En effet, la plupart des produits utilisables à l'heure actuelle ont une sélectivité relativement

faible pour la jacinthe d'eau et représentent une menace pour les autres espèces végétales ou animales (invertébrés aquatiques, poissons, oiseaux) présentes dans le milieu.

1.1.5.3 Lutte biologique contre *Eichhornia crassipes*

A l'inverse des moyens de lutte mécanique et chimique peu efficaces dans l'éradication d'*E. crassipes*, la lutte biologique s'avère être une méthode de contrôle efficace, durable et présentant un faible coût économique. Elle reste donc, à l'heure actuelle, le moyen de contrôle privilégié contre *E. crassipes* (Batcher, 2000 ; Heard & Winterton, 2000 ; Hill & Olckers, 2000 ; Jianging *et al.*, 2000 ; Julien, 2000 ; Labrada & Fornasari, 2002 ; Burton, 2005 ; Chu *et al.*, 2006 ; Land Protection, 2007 ; Wilson *et al.*, 2007 ; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrant/eicra2.html>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm).

Le développement des moyens de lutte biologique contre *E. crassipes* s'est fondé sur la recherche de prédateurs potentiels de la plante dans son aire de répartition d'origine mais également dans d'autres pays où elle était bien représentée (Julien, 2000 ; Labrada & Fornasari, 2002). Les différentes études réalisées depuis le début des années 1960 ont permis de définir de nombreux prédateurs potentiels d'*E. crassipes*. Les premières recherches débutèrent en Uruguay en 1962, suivies par diverses autres, notamment en Inde au début des années 1960, en Guyane, au Surinam et au Brésil en 1968, au sud des Etats-Unis (Floride, Louisiane et Texas) en 1969, aux Antilles et à Belize (Amérique Centrale) à la même époque, en Indonésie au cours des années 1970, au Mexique en 1981 et finalement au Pérou, dans l'Amazonie, en 1999 (Julien, 2000).

Une fois les prédateurs d'*E. crassipes* identifiés, ces agents potentiels de lutte biologique ont été testés afin d'évaluer leur efficacité sur la plante (Julien, 2000) : dans un premier temps, les différentes proies des prédateurs ont été repérées dans le milieu naturel puis confirmées en laboratoire. Dans un deuxième temps, les prédateurs présentant le spectre trophique le plus étroit possible ont été étudiés afin d'évaluer leur spécificité vis-à-vis d'*E. crassipes*. Ces 2 étapes devaient permettre de sélectionner les agents de lutte biologique présentant la meilleure

efficacité dans la lutte contre *E. crassipes* et constituant le moins de risques possible pour les espèces végétales autochtones.

Les coléoptères Curculionidés (charançons) *Neochetina eichhorniae* et *N. bruchi* et le lépidoptère *Niphograpta albiguttalis*, relâchés respectivement dans 32, 30 et 13 pays depuis 1971, figurent parmi les agents de lutte les plus utilisés (Batcher, 2000 ; Julien, 2000) (tableau 1.2).

Tableau 1.2 : Agents de lutte biologique contre *E. crassipes* utilisés, avec les pays et les années d'introduction (d'après Julien, 2000)

	Coléoptère Cucurlionidae		Lépidoptère	Hétéroptère Miridae	Acarien	Lépidoptère
Espèce Pays	<i>Neochetina bruchi</i>	<i>Neochetina eichhorniae</i>	<i>Niphograptia albigutallia</i>	<i>Eccritotarsus catarinensis</i>	<i>Orthogalumna terebrantis</i>	<i>Xubida infusellus</i>
Australia	1990	1975	1977			1981; 1996f
Benin	1992	1991	1993	1999		
China	1996	1996		2000		
Congo	1999	1999				
Cuba	1995					
Egypt	2000	2000				
Fiji		1977				
Ghana	1994	1994	1996			
Honduras	1989	1990				
India	1984	1983			1986	
Indonesia	1996	1979				
Kenya	1995	1993				
Malawi	1995	1995	1996	1996		
Malaysia	1992	1983	1996			
Mexico	1995	1972				
Mozambique	1972	1972				
Myanmar		1980				
Nigeria	1995	1993				
Panama	1977		1977			
Philippines	1992	1992				
PNG	1993	1986	1994			1996
Rwanda	2000	2000				
Solomon Islands		1988				
South Africa	1989	1974	1990	1996		
Sri Lanka		1988				
Sudan	1979	1978	1980			
Taiwan	1993	1992				
Tanzania	1995	1995				
Thailand	1991	1979	1995			1999
Uganda	1993	1993				
USA	1974	1972	1977			
Vietnam	1996	1984				
Zambia	1997	1971; 1996	1971; 1997	1997	1971	
Zimbabwe	1996	1971	1994	1999		
Total	30	32	13	6	2	3

En Afrique, où les plantes aquatiques envahissantes, et notamment *E. crassipes*

restent un véritable fléau, la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture) en collaboration avec différentes institutions internationales a réalisé une vaste étude dans différentes régions pour maîtriser la propagation de la jacinthe d'eau : au Ghana en 1994-1996 et dans le bassin de la Volta en 2000 (Ghana, Burkina Faso, Togo), au Mali en 1996-1997 et dans le bassin du Niger en 2000 (Bénin, Mali, Nigeria, Niger), en Ouganda, au Kenya, au Rwanda, en Tanzanie, au lac Victoria (Afrique de l'est) en 1993-1994 et en Côte d'Ivoire entre 1994-1999 (Labrada & Fornasari, 2002).

Les principaux axes de ce projet étaient de :

- 1) réaliser un état des lieux de la prolifération d'*E. crassipes* dans les pays africains ;
- 2) déterminer les moyens de lutte les plus adaptés ;
- 3) former du personnel pour la mise en œuvre d'un programme de contrôle d'*E. crassipes* ;
- 4) mettre en place des élevages locaux ou régionaux d'agents de lutte biologique (en particulier *N. eichhorniae* et *N. bruchi*) et organiser des campagnes de lutte ;
- 5) réaliser des campagnes de sensibilisation du grand public aux dommages causés par *E. crassipes* afin de limiter la dissémination volontaire de l'espèce.

En règle générale, la mise en application de ce projet a abouti à la maîtrise de la propagation d'*E. crassipes* sur le continent africain. Cependant, des résultats variables sont observés en fonction des régions. Par exemple, au Lac Victoria, au cours des 5 années de lutte contre *E. crassipes* à l'aide des charançons *N. eichhorniae* et *N. bruchi*, 60% de la prolifération de la jacinthe d'eau a été résorbée. En revanche, au Ghana ou en Côte d'Ivoire, même si le protocole de lutte biologique a permis d'aboutir à un certain contrôle de l'espèce, la mise en œuvre de moyens mécaniques et d'agents de lutte chimiques complémentaires a été nécessaire (Labrada & Fornasari, 2002).

1.1.5.3.1 UTILISATION DES CHARANÇONS *NEOCHETINA EICHHORNIAE* ET *NEOCHETINA BRUCHI*

➤ Généralités

Les insectes les plus utilisés dans la lutte biologique contre *E. crassipes* sont les charançons du genre *Neochetina* (Julien, 2000). *N. eichhorniae* a été utilisé pour la première fois en 1971 en Zambie et au Zimbabwe et *N. bruchi* en 1974 aux Etats-

Unis (tableau 1.2). L'utilisation de ces charançons a été un succès puisque sur les 32 pays où il a été introduit, *N. eichhorniae* ne s'est pas acclimaté dans trois pays seulement (Philippines, Taiwan et Vietnam) et dans trois autres, l'acclimatation de l'insecte est encore en cours d'évaluation (Egypte, Congo et Rwanda) (Julien, 2000). En ce qui concerne *N. bruchi* introduit dans 30 pays (tableau 1.2), l'espèce ne s'est pas établie dans quatre localités (au Panama, à Taiwan, au Vietnam et en Zambie) et son acclimatation est en cours d'évaluation dans trois autres (en Egypte, au Congo et au Rwanda) (Julien, 2000). Parmi les pays où les charançons se sont bien acclimatés, *N. eichhorniae* a permis la mise en place d'un contrôle des populations d'*E. crassipes* dans 13 pays entre les années 1971 et 1995 (avec 2 pays en cours d'évaluation et 7 où il n'y pas eu de suivi), et *N. bruchi* dans 11 pays entre les années 1974 et 1996 (avec 4 pays en cours d'évaluation et 7 sans suivi) (Julien, 2000).

L'efficacité de ces charançons dans le contrôle des populations d'*E. crassipes* a été confirmée par une étude expérimentale réalisée par Heard & Winterton (2000). Ces derniers ont comparé le taux de croissance d'*E. crassipes* en présence et en absence de leurs prédateurs. Les résultats de l'étude ont montré qu'aussi bien *N. eichhorniae* que *N. bruchi* provoquent une diminution de la taille des plants d'*E. crassipes*, de leur biomasse, du nombre de rameaux produits, de la taille des feuilles, de la longueur des pétioles et du rapport tiges/racines (Heard & Winterton, 2000).

Le cycle de développement de ces deux espèces de charançons est assez proche (Julien, 2000). Les œufs sont pondus sous l'épiderme des feuilles et des pétioles des plants d'*E. crassipes* (environ 900 œufs pour les femelles de *N. eichhorniae* en plusieurs pontes et entre 300 et 700 œufs chez *N. bruchi*). Les œufs se développent dans la plante et éclosent au bout d'environ 7 jours chez *N. bruchi* et de 10 jours pour *N. eichhorniae*, et ne se développent qu'à des températures minimales de 15°C et 20°C respectivement. Suite à l'éclosion, les larves se nourrissent des tissus intérieurs de la plante (tiges et pétioles en particulier) pour pouvoir poursuivre leur développement. Le développement larvaire des deux espèces de coléoptères passe par trois stades et dure entre 60 et 90 jours pour *N. eichhorniae* et environ 33 jours pour *N. bruchi*. Au terme du dernier stade larvaire, la larve migre vers les racines où elle fabrique un cocon pour se

transformer en nymphe puis en adulte au bout de 20 jours.

Au stade adulte, les coléoptères mesurent 4 à 5 mm et sont de couleur grise en ce qui concerne *N. eichhorniae* et marron pour *N. bruchi*. Ils ont une activité nocturne et continuent à se nourrir des feuilles et des pétioles de la plante. La longévité de ces espèces varie entre 140 et 300 jours pour *N. eichhorniae*, et est d'environ 100 jours pour *N. bruchi*. Ces coléoptères ont un cycle biologique d'une durée de 96 à 120 jours et de 72 à 96 jours respectivement (Julien, 2000 ; Mille, 2005).

Ces charançons peuvent ainsi causer des dommages importants sur les plants d'*E. crassipes* au cours des différents stades de leur développement. La prédation de la plante, notamment par les stades adultes des insectes, provoque la formation de blessures importantes au niveau de l'épithélium des feuilles, des pétioles et des tiges stolonifères. Ces blessures induisent alors un affaiblissement des plants et facilite leur attaque par des organismes pathogènes. De plus, les dommages causés dans les tissus internes de la plante par les stades larvaires provoquent le pourrissement des tiges, des pétioles et des bourgeons, ainsi que l'imbibition* des tiges induisant un enfoncement progressif des plants.

Les dommages causés par les charançons sur *E. crassipes* conduisent dans un premier temps à une diminution de la croissance des plants (au niveau des feuilles et des stolons en particulier), puis provoquent la mortalité de la plante (Julien, 2000). Cependant, bien qu'étant des agents de lutte très efficaces contre *E. crassipes*, l'effet des charançons est avéré au bout de plusieurs années et est étroitement dépendant des conditions environnementales telles que le climat, la température, l'hydrologie, l'état phytosanitaire de la plante et le nombre d'insectes relâchés. On se reportera à l'étude de Julien (2000) pour plus de détails.

Par exemple, l'espèce *N. bruchi* est plus sensible à l'état et la qualité des plants d'*E. crassipes* que *N. eichhorniae*. Ainsi, dans des zones où les plants sont de mauvaise qualité, *N. eichhorniae* sera l'espèce dominante. En revanche, *N. bruchi* se développe mieux que *N. eichhorniae* dans des conditions eutrophes, et sera donc l'espèce prépondérante pour des milieux pollués ou riches en nutriments (eutrophisés) (Julien, 2000 ; Heard & Winterton, 2000). Par ailleurs, bien que les deux espèces de charançons possèdent des caractéristiques biologiques très proches, leur action dans la lutte biologique contre *E. crassipes* est souvent

complémentaire, ce qui explique qu'elles aient été relâchées ensemble dans la plupart des pays (Julien, 2000 ; Burton, 2005). Par exemple, en Australie *N. eichhorniae* est l'agent de contrôle le plus efficace mais il est inactif au cours de l'hiver, alors que, pendant cette saison, *N. bruchi* reste actif (Burton, 2005).

➤ Exemples d'utilisation des charançons du genre *Neochetina* dans la lutte contre *E. crassipes*

Les charançons du genre *Neochetina*, plus particulièrement l'espèce *N. eichhorniae*, se sont acclimatés dans la majorité des régions du monde où ils ont été introduits en tant qu'agents de lutte biologique contre la jacinthe d'eau (Julien, 2000 ; Hill & Olckers, 2000 ; Burton, 2005 ; Wilson *et al.*, 2007). On retrouve ces coléoptères en Amérique du Sud et au sud des Etats-Unis, notamment en Floride et en Honduras, en Afrique du Sud, en Australie, aux îles Fidji et en Papouasie Nouvelle-Guinée, en Asie du Sud et du Sud-Est, notamment en Inde, au Japon, en Malaisie et en Thaïlande (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm).

En Australie, 4 agents de lutte biologique contre *E. crassipes* ont été introduits depuis 1975 : principalement, *N. eichhorniae* en 1975 et *N. bruchi* en 1990, mais aussi les lépidoptères *Neograpta albiguttalis* en 1977 et *Xubida infusellus* en 1981 et 1996. Les deux espèces de charançons *Neochetina* se sont avérées être les plus efficaces contre *E. crassipes*. De plus, ces deux espèces sont complémentaires étant donné que l'espèce la plus agressive *N. eichhorniae* est inactive au cours de l'hiver, saison durant laquelle le contrôle des populations d'*E. crassipes* est assuré par *N. bruchi* (Burton, 2005 ; Land Protection, 2007). Dans le Pacifique, l'utilisation de *N. eichhorniae* dans la lutte biologique contre *E. crassipes* a aussi été efficace en Papouasie Nouvelle-Guinée, aux îles Fidji et au Vanuatu (Mille, 2005).

Au Lac Victoria (Afrique de l'est), *E. crassipes* est observée pour la première fois en 1989. Très rapidement, l'hydrophyte se développe jusqu'à couvrir, à la fin des années 1990, des dizaines de milliers d'hectares du lac. En 1995, *N. eichhorniae* et *N. bruchi* sont introduits dans le lac afin de freiner la propagation d'*E. crassipes*. Bien que la progression d'*E. crassipes* se maintienne entre 1995 et début 1999 (temps nécessaire à l'acclimatation des coléoptères), à partir de la fin de l'année 1999, le déclin des populations végétales commence et atteint un niveau d'occupation inférieur à 1000 ha dès le début des années 2000. L'introduction des charançons a donc permis la mise en place d'un moyen de contrôle durable et

efficace des populations de jacinthe d'eau dans le Lac Victoria (Wilson *et al.*, 2007).

En Afrique du Sud, *N. eichhorniae* s'est avérée particulièrement efficace pour l'élimination d'*E. crassipes* dans le barrage de New Year's près d'Alicedale (Hill & Olckers, 2000). En 1990, ce barrage était recouvert à 80% par *E. crassipes*. Suite au lâcher de 200 adultes de *N. eichhorniae* en 1990, la colonisation par la jacinthe d'eau ne représentait plus que 10% de la surface du barrage de New Year's en 1994, et la taille des plants restants avait considérablement diminué, passant d'environ 35 cm à 10-20 cm de haut. Toutefois, en 1998, suite à une crue importante, *E. crassipes* recouvre à nouveau 80% de la surface du barrage. Les populations de *N. eichhorniae* présentes sur le site permettent un contrôle rapide de la progression de la plante, dont les populations reviennent en 2000 à un niveau de colonisation de moins de 10% de la surface du barrage. Ainsi, l'introduction de *N. eichhorniae* dans le barrage de New Year's a permis la mise en place d'un contrôle durable des populations d'*E. crassipes* sur ce site (Hill & Olckers, 2000).

Cependant, malgré le grand nombre d'agents de lutte biologique introduits dans différents sites en Afrique du Sud (*N. eichhorniae*, *N. bruchi*, *N. albiguttalis*, *E. catarinensis*, *C. piaropi* et *O. terebrantis*), le barrage de New Year's reste la seule localité du pays où une régulation de la progression des populations d'*E. crassipes* a pu se faire. Plusieurs facteurs semblent expliquer les échecs observés dans les autres localités : les conditions climatiques de la région (hivers froids avec des alternances de crues et de sécheresse limitant l'établissement des agents de lutte) ; les fortes concentrations en nutriments dans les milieux aquatiques traités permettant une repousse rapide de la plante ; l'interférence avec d'autres moyens de lutte, notamment des herbicides. A l'inverse, le barrage de New Year's est caractérisé par un climat semi-aride et chaud avec des températures de l'eau rarement inférieures à 10°C, le milieu est relativement oligotrophe et *N. eichhorniae* est le seul agent de lutte biologique ayant été utilisé dans cette localité (Hill & Olckers, 2000).

De même, en Chine, à Wenzhou (Province de Zhejiang), des résultats variables ont été obtenus en fonction des sites traités (Jianqing *et al.*, 2000 ; Chu *et al.*, 2006). Un protocole de lutte biologique avait été mis en place en 1995 dans 4 sites

colonisés par *E. crassipes*. Les charançons *N. eichhorniae* et *N. bruchi* avaient été introduits dans ces localités à des densités de 1000 insectes par km². Dans deux d'entre eux, un contrôle de la progression d'*E. crassipes* a très rapidement été observé avec au cours des trois années qui ont suivi une diminution de 90% du taux de colonisation par la jacinthe d'eau. En revanche, dans les deux autres sites, aucun contrôle du développement des populations de la jacinthe d'eau n'a été observé (Jianqing *et al.*, 2000 ; Chu *et al.*, 2006). Les auteurs ne mentionnent pas les raisons liées à ces échecs.

1.1.5.3.2 UTILISATION DU LEPIDOTERE *NIPHOGRAPTA ALBIGUTTALIS*

L'insecte lépidoptère *N. albiguttalis* a également été assez souvent utilisé en tant qu'agent de contrôle biologique d'*E. crassipes* (Tableau 1.2) (Julien, 2000 ; http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss>; <http://plants.ifas.ufl.edu/seagrants/eiccra2.html>). *N. albiguttalis* a été introduit pour la première fois en Zambie en 1971, puis a été implanté dans 12 autres pays. L'espèce s'est acclimatée dans 6 des 13 pays et a contribué au contrôle des populations d'*E. crassipes* dans 2 d'entre eux (son action est encore en cours d'évaluation dans 3 pays) (Julien, 2000). *N. albiguttalis* s'est notamment bien établie dans le sud des Etats-Unis en Floride, en Louisiane et au Mississippi, ainsi qu'au Soudan, en Afrique du Sud et en Australie (http://www.hear.org/pier/species/eichhornia_crassipes.htm).

Les adultes de *N. albiguttalis* mesurent 6 à 10 mm de long avec une envergure alaire de 17 à 25 mm, et ont une coloration pouvant aller du jaune or au gris charbon avec des motifs blancs, marrons et noirs. Les femelles adultes pondent leurs œufs (en moyenne 370 par femelle) dans les feuilles des plants jeunes et sains d'*E. crassipes*, principalement au niveau de blessures. L'éclosion a lieu 3-4 jours après la ponte, elle libère des larves qui vont se développer en 16-21 jours en passant par 5 stades larvaires différents, se nourrissant des tissus internes des plantes. La nymphe se développe en 5-7 jours avant de se transformer en adulte. Au stade adulte, *N. albiguttalis* a une durée de vie de 4-9 jours. La durée du cycle biologique du lépidoptère est comprise entre 21 et 28 jours (Julien, 2000).

Chez *N. albiguttalis*, ce sont principalement les stades larvaires qui causent des dommages à *E. crassipes*. En effet, les larves creusent les tissus de la plante,

notamment les pétioles, ce qui conduit, à terme, au flétrissement et au pourrissement des pétioles et des feuilles des plants infectés. Cependant, les résultats obtenus avec le lépidoptère dans la lutte biologique contre la jacinthe d'eau sont plus limités que ceux obtenus avec les charançons *N. eichhorniae* et *N. bruchi*. En effet, les oeufs de *N. albiguttalis* sont pondus préférentiellement sur les plants jeunes et sains qui se trouvent en périphérie du tapis végétal développé par *E. crassipes*. Ainsi, *N. albiguttalis* semble plutôt agir sur l'élargissement du tapis végétal, en limitant la croissance des stolons situés à la périphérie du tapis végétal, qui ont la croissance la plus rapide et sont responsables de l'invasion du milieu par l'espèce (Julien, 2000).

1.1.5.3.3 AUTRES AGENTS DE LUTTE POTENTIELS

Bien que les charançons *N. eichhorniae* et *N. bruchi* et le lépidoptère *N. albiguttalis* soient les insectes les plus utilisés dans la lutte biologique contre *E. crassipes*, d'autres arthropodes ont été testés, principalement l'hétéroptère miridae *Eccritotarsus catarinensis*, le lépidoptère *Xubida infusellus* et l'acarien *Orthogalumna terebrantis*, (Tableau 1.2) (Batcher, 2000 ; Julien, 2000).

L'hétéroptère *Eccritotarsus catarinensis* a été introduit 6 fois en tant qu'agent de lutte contre *E. crassipes* : la première fois en 1996 en Afrique du Sud et au Malawi, puis en 1997 en Zambie, en 1999 au Zimbabwe et au Bénin et en 2000 en Chine. Une fois installées, les nymphes et adultes de cet insecte se nourrissent des feuilles d'*E. crassipes* provoquant ainsi leur chlorose*, induisant à terme une diminution de l'activité photosynthétique, puis une baisse de la croissance et de la reproduction de la plante.

Le lépidoptère *Xubida infusellus* a été introduit dans 3 pays pour lutter contre *E. crassipes* : la première fois en 1971 en Australie, puis en 1996 en Papouasie Nouvelle-Guinée et en 1999 en Thaïlande. Les femelles adultes de ce lépidoptère pondent leurs œufs sur les feuilles d'*E. crassipes*. Suite à leur éclosion au bout de 6 jours, les larves pénètrent dans les feuilles et les pétioles et creusent des tunnels allant jusqu'aux stolons, causant ainsi un flétrissement progressif des plants attaqués, ce qui aboutira à la mortalité de la plante. *X. infusellus* s'attaque principalement aux plants les plus âgés d'*E. crassipes* et peut donc être utilisée en complément du lépidoptère *N. albiguttalis* qui préfère les jeunes plants.

Utilisé seul, l'acarien *Orthogalumna terebrantis* s'est avéré être inefficace dans la lutte contre *E. crassipes*. Il a été introduit dans deux pays : en Zambie en 1971 et en Inde en 1986. Les nymphes de cette espèce creusent des galeries le long des veinules des feuilles pour permettre la sortie de l'adulte, ce qui provoque la dessiccation des feuilles (Julien, 2000).

Certaines espèces de poissons ont également été testées en tant qu'agents de lutte contre *E. crassipes*, notamment la carpe herbivore *Ctenopharyngodon idella* et les tilapias *Tilapia melanopleura* et *Oreochromis mossambicus*. Ces poissons, cependant, se sont avérés assez inefficaces dans le contrôle de la plante. En effet, ces poissons herbivores (ou parfois en partie herbivores) ne sont pas spécifiques d'*E. crassipes* et peuvent représenter un risque potentiel pour les espèces végétales autochtones. D'autre part, ils peuvent à leur tour présenter un caractère envahissant, notamment la carpe herbivore ou le tilapia *O. mossambicus* (Batcher, 2000).

A l'heure actuelle, la recherche de nouveaux agents de lutte biologique contre *E. crassipes* se tourne de plus en plus vers l'utilisation de pathogènes naturels de la plante (Charudattan, 2001). En effet, au niveau mondial, de tels agents biologiques sont déjà utilisés pour contrôler la progression spatiale d'une vingtaine de mauvaises herbes. Environ 70 espèces de pathogènes d'*E. crassipes* sont connus, parmi lesquels 15 espèces ont d'ores et déjà été testées en tant qu'agent de lutte biologique.

Principalement, trois espèces de champignons *Acremonium zonatum*, *Alternaria eichhorniae* et *Cercospora piaropi* ont révélé en laboratoire des caractéristiques intéressantes pour la lutte biologique contre *E. crassipes*. En effet, ces pathogènes peuvent causer des lésions importantes sur les feuilles d'*E. crassipes*, provoquant ainsi une diminution de la biomasse de la plante, sans toutefois aboutir à sa mortalité. L'utilisation de ces pathogènes est principalement orientée vers une application couplée à d'autres techniques de lutte, biologique ou chimique. Par exemple, l'utilisation de *Acremonium zonatum* a souvent été associée avec celle de l'acarien *Orthogalumna terebrantis* ; et le champignon *Cercospora piaropi* est principalement étudié pour être utilisé en tant que bioherbicide appliqué en complémentarité avec les charançons *Neochetina spp.* (Charudattan, 2001).

Cependant, bien que prometteuse, l'utilisation des pathogènes comme agents de contrôle biologique contre *E. crassipes* est encore à un stade expérimental.

1.1.5.4 Valorisation d'*Eichhornia crassipes*

Au niveau mondial, *E. crassipes* se développe de façon importante dans la zone tropicale, et en particulier dans de nombreux pays en voie de développement. Etant donné les coûts économiques élevés liés à la présence et à la lutte contre cette hydrophyte envahissante, de nombreux essais de valorisation de la plante ont été développés, notamment en agriculture, ainsi qu'en assainissement des eaux usées (étant donné la capacité de l'espèce à absorber les nutriments présents dans l'eau, notamment les composés azotés, et les métaux lourds) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=70&sts=sss> ; Heard & Winterton, 2000 ; Batchner, 2000 ; Mille, 2005; Jianqing *et al.*, 2000 ; Petrucio & Esteves, 2000 ; Meerhoff *et al.*, 2002 ; Nahlik & Mitsch, 2006).

1.1.5.4.1 AGRICULTURE

En Chine, la jacinthe d'eau a été très utilisée entre 1950 et 1970 comme aliment pour les animaux d'élevage, mais aussi comme engrais biologique. Cependant, avec l'amélioration du niveau de vie depuis les années 1980, cette utilisation a peu à peu été abandonnée. Actuellement, l'espèce est utilisée uniquement comme ressource alimentaire dans les élevages de canards dans certaines provinces chinoises et est en cours d'évaluation pour son efficacité dans l'assainissement des eaux usées (Jianqing *et al.*, 2000). En Afrique de l'ouest, *E. crassipes* a été utilisée comme aliment dans les élevages de chèvres naines pour essayer d'optimiser ces élevages et combattre ainsi les problèmes de malnutrition (Sunday, 2002). L'espèce a également été utilisée dans des élevages de cochons en Amérique du Sud (Febrero Toussaint *et al.*, 2005). *E. crassipes* apparaît être une espèce efficace et rentable (faible coût) quand elle est utilisée en tant que ressource alimentaire dans des fermes d'élevage.

1.1.5.4.2 ASSAINISSEMENT DES EAUX USEES

En ce qui concerne l'assainissement des eaux usées, une étude réalisée par Petrucio & Esteves (2000) au Brésil a permis de montrer qu'*E. crassipes* est particulièrement bien adaptée pour absorber les composés azotés et phosphorés présents dans les

eaux eutrophes. Cette étude a révélé des taux d'absorption élevés en azote et en phosphore: entre 416 et 2 316 mg/m²/j pour l'azote total (soit une réduction de la charge en azote de 50 à 96%) et entre 50 et 542 mg/m²/j pour le phosphore (soit réduction de la teneur en phosphore comprise entre 36 et 90%). Les résultats obtenus ont montré une grande variabilité en fonction des caractéristiques des milieux étudiés, notamment de leur concentration initiale en azote et en phosphore. D'autre part, cette étude a souligné l'importance de certaines caractéristiques physico-chimiques des eaux permettant d'optimiser l'utilisation de la plante dans le traitement des effluents. En effet, le taux de croissance de la jacinthe d'eau semble être optimal pour des concentrations allant jusqu'à 5,5 mg/l d'azote et 1,06 mg/l de phosphore, et le meilleur taux d'absorption en azote et en phosphore par la plante est observé lorsque le ratio N : P est compris entre 2,3 et 5 (Petrucio & Esteves, 2000).

Des études ont récemment été réalisées pour développer l'utilisation d'*E. crassipes* dans l'assainissement des eaux usées dans de nombreuses régions tropicales et subtropicales telles qu'au Costa Rica (Nahlik & Mitsch, 2006), en Uruguay (Meerhoff *et al.*, 2002), ou en Israël (Zimmels *et al.*, 2006). L'utilisation d'*E. crassipes* dans l'assainissement des eaux usées n'est réellement envisageable que dans les régions tropicales. En effet, l'efficacité de la plante est directement corrélée à sa croissance : plus celle-ci est importante, plus la plante éliminera les éléments polluants de l'eau (notamment les composés azotés et phosphorés). Ainsi, dans les régions tempérées où la croissance de la jacinthe d'eau est plus faible et/ou saisonnière (inhibée en dessous de 10°C), l'hydrophyte s'avère inefficace dans l'assainissement des eaux usées. Par exemple, Urbanc-Bercic & Gaberscik (1989) ont montré qu'en Yougoslavie, en août, quand la température extérieure était de 25°C avec un ensoleillement de 1,96 kJ/cm², le taux moyen de prélèvement de phosphore dissous par la jacinthe d'eau était de 36,96 mg/kg de poids sec/jour, alors qu'en octobre, à une température de 10°C et un ensoleillement de 0,5 kJ/cm², ce taux de prélèvement n'était plus que de 1,62 mg/kg de poids sec/jour (Urbanc-Bercic & Gaberscik, 1989). Au cours d'une étude visant à évaluer l'efficacité d'*E. crassipes* dans le lagunage à macrophytes à Marrakech (Maroc), Mandi *et al.* (1992) ont montré que les rendements d'*E. crassipes* dans les lagunages à Marrakech sont meilleurs en été qu'en hiver,

avec une élimination de 87% de la charge organique (DCO) et de 95% des matières suspension totales (MEST) en été contre 62% et 82% d'élimination respectivement en hiver.

La jacinthe d'eau intervient aussi bien dans la phase d'élimination de la pollution dissoute (nitrates et phosphates en particulier) que dans l'élimination des germes (bactéries fécales et organismes parasites). Dans le lagunage à macrophytes à Marrakech (Maroc), Mandi *et al.* (1992) ont mesuré une diminution de 98,1% et 96,6% des coliformes et streptocoques fécaux respectivement et de 100% des œufs d'helminthes parasites.

Les principales caractéristiques conférant à *E. crassipes* cette capacité à assainir les eaux usées sont :

- les propriétés de filtration et d'absorption de son système racinaire : le système racinaire extensif de la jacinthe d'eau lui permet de piéger des particules en suspension de toute nature. Celles-ci représentant un support de choix pour la majorité des bactéries, ces dernières se trouvent éliminées par ce mécanisme ;
- l'accélération de la vitesse de sédimentation des particules en suspension dans l'eau, les jacinthes d'eau empêchant les mouvements horizontaux de l'eau ;
- la possibilité pour la jacinthe d'eau de produire des substances chimiques ayant un effet bactériostatique et/ou bactéricide (Mandi *et al.*, 1992).

Une deuxième caractéristique intéressante d'*E. crassipes* dans l'épuration des eaux usées est sa capacité à assimiler des métaux lourds. En effet, la jacinthe d'eau présente la capacité d'absorber et de stocker certains métaux présents dans le milieu tels que le cuivre, le cadmium, le chrome, le nickel et le plomb (El-Gendy *et al.*, 2006). Ces auteurs ont montré qu'*E. crassipes* peut accumuler 0,96% du poids sec de ses racines en cuivre, 0,83% en chrome et 0,50% en cadmium (pour des facteurs de bioconcentration¹ respectifs de 2100, 1300 et 1400²). En revanche, *E.*

¹ Le facteur de bioconcentration (BCF) correspond au rapport de la concentration d'un métal lourd accumulé dans les tissus de la plante par rapport à la concentration initiale de ce métal lourd dans l'effluent. $BCF = \text{Concentration du métal dans le tissu de la plante (mg/kg)} / \text{Concentration}$

crassipes présente un mauvais taux de bioaccumulation du nickel et du plomb : elle ne peut accumuler que 0,17% du poids sec de ses racines en nickel et 0,16 % en plomb, avec des facteurs de bioconcentration respectifs de 700 et 1800.

initiale du métal dans l'effluent (mg/l)

² En sachant qu'une plante est considérée comme étant un bon bioaccumulateur lorsqu'elle peut accumuler au moins 0,5% de son poids sec en métaux lourds avec un BCF minimum de 1000

1.2 DIAGNOSTIC DE L'INVASION D'*EICHHORNIA CRASSIPES* EN NOUVELLE CALEDONIE

1.2.1 Historique de l'introduction et réglementation

Eichhornia crassipes a été introduite en Nouvelle-Calédonie comme plante ornementale au début du 20^{ème} siècle. En 1911, elle est répertoriée à Canala, en 1914 à Oubatche (Pouébo), en 1950 à Bourail (MacKee, 1994 ; Mille, 2005).



**Figure 1.4 : Photographies de la jacinthe d'eau (*E. crassipes*) en Nouvelle Calédonie
(plan d'eau du golf de Tina, Hytec, 24/03/2009)**

En Nouvelle Calédonie, l'importation des végétaux est réglementée depuis 1992. *E. crassipes* est interdite à l'importation dès 1996. Le tableau 1.3 reprend les textes réglementaires visant cette espèce et la nature des interdictions.

Tableau 1.3 : Historique des textes s'appliquant à *Eichhornia crassipes* en Nouvelle Calédonie

Référence du texte	Délibération n° 112/CP du 18/10/96 modifiée (annexe le : organismes nuisibles interdits à l'importation)	Arrêté n° 2007-4901/GNC du 23/10/2007 Liste des organismes végétaux nuisibles interdits à la détention et au transport	Code de l'environnement de la province Nord (24/10/2008) Liste des espèces envahissantes (chapitre IV)	Code de l'environnement de la province Sud (20/03/2009) Liste des espèces envahissantes (titre V)	Délibération n° 5-2009/APS du 18 février 2009 Lutte contre les espèces exotiques envahissantes
Nature de l'interdiction	Importation	Détention et transport	Introduction dans le milieu naturel, production, détention, transport, utilisation, colportage, cession, mise en vente ou achat		

La province Nord a adopté un code de l'environnement le 24/10/2008 et la province Sud le 20/03/2009. Ces codes comportent des mesures visant à lutter contre les espèces exotiques envahissantes dont la jacinthe d'eau (*E. crassipes*) fait partie. Ils interdisent notamment « l'introduction dans le milieu naturel de manière volontaire ou par négligence ou imprudence, la production, la détention, le transport, l'utilisation, le colportage, la cession, la mise en vente, la vente ou l'achat de tout ou partie d'un spécimen vivant, ainsi que de ses produits ».

1.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale d'*Eichhornia crassipes*

1.2.2.1 Recueil des données d'observation d'*E. crassipes* en milieu naturel

La carte des observations de la jacinthe d'eau en Nouvelle Calédonie (figure 1.5) a été réalisée à partir de la base de données issue de Hytec et Mary (2006), élaborée dans le cadre de la synthèse sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douce de la Nouvelle Calédonie.

D'autres informations ont pu être collectées lors de l'enquête de terrain menée en 2008 sur la tortue de Floride. En effet, lors de cette enquête, toutes les personnes contactées ont été questionnées à propos des observations qu'elles auraient pu faire sur les autres espèces étudiées lors de la présente étude et, en particulier, sur la jacinthe d'eau. Les principales personnes à l'origine de l'information sont issues

des services techniques provinciaux en charge de l'agriculture.

Enfin, une étude menée en 2009 par l'IRD et le CIRAD sur les espèces végétales envahissantes de la Grande Terre a permis de compléter la répartition cartographique de l'espèce et de mettre à jour les données contenues dans l'herbier de l'IRD (Hequet, Le Corre *et al.*, 2010). L'inventaire a consisté à recenser la présence d'espèces végétales envahissantes le long des routes et des pistes de la Grande Terre. Par conséquent, les observations d'espèces en rivière sont rares, hormis celles qui figurent dans l'herbier. L'étude a mis en œuvre la méthode américaine de NaturServe (Morse, Randal *et al.*, 2004; Randal, Morse *et al.*, 2008) afin d'évaluer le degré de dangerosité des plantes introduites. Ainsi, 200 espèces végétales envahissantes ont été dénombrées dont 100 jugées prioritaires. Cette étude a mis en exergue la problématique des espèces envahissantes en Nouvelle Calédonie puisque, par exemple et à titre de comparaison, la Guyane ne comporte que 2 à 3 espèces potentiellement envahissantes (Vanessa Hequet, IRD, comm. pers.).

La figure 1.5 présente les points d'observation d'*E. crassipes* établis à partir des données collectées par l'IRD et des autres sources d'information précitées.

NB : En aucun cas, ces informations ne permettent d'établir une carte exhaustive de la distribution actuelle de la jacinthe d'eau sur la Grande Terre puisque la présente étude se limitait à exploiter les bases de données existantes.

1.2.2.2 Les différents milieux colonisés et distribution spatiale

Les données collectées ont été classées en fonction des milieux colonisés (couleur d'étiquette différente). Ainsi, 4 types de milieu ont été distingués :

- la rivière (étiquette bleue) lorsque la plante se trouvait dans un cours d'eau, en eau douce, en amont de la zone de remontée d'eau salée, ou dans un bras mort de rivière,
- l'eau saumâtre, dans la partie aval des rivières soumise à l'influence marine (étiquette grise),
- le plan d'eau douce (étiquette verte) pour les mares, retenues collinaires ou retenues de barrage hydroélectrique (Yaté) ou à vocation d'irrigation (Tamoia),
- milieu non précisé (étiquette jaune).

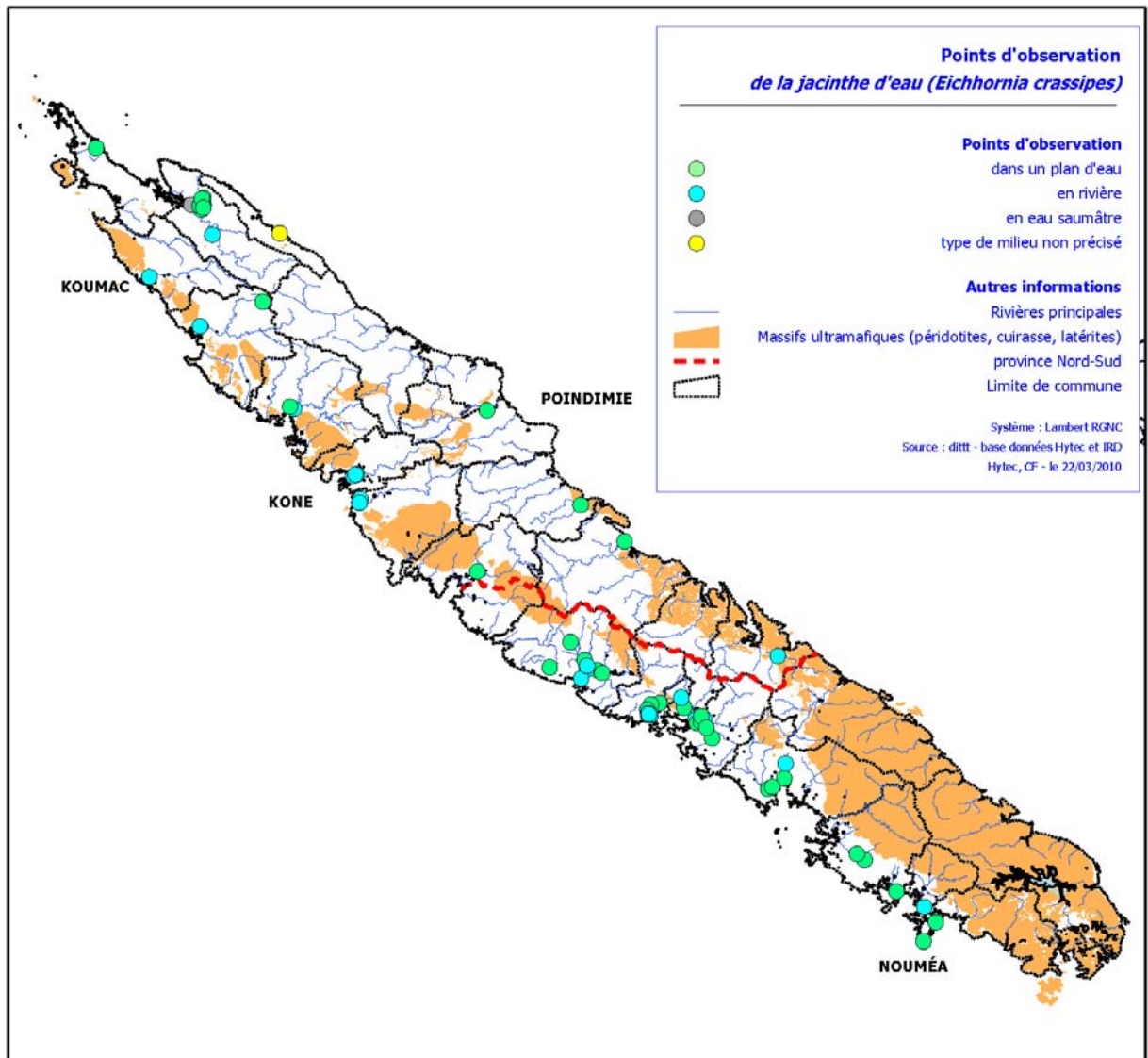


Figure 1.5 : Carte de la distribution spatiale et des milieux colonisés par *Eichhornia crassipes* sur la Grande Terre

Une seule observation a été faite en eau saumâtre sur le Diahot par Y. Racine, technicien en charge de l'irrigation à l'antenne de la DDEE à Koumac (comm. pers.). Cette observation est surprenante pour une espèce connue pour être exclusivement inféodée aux eaux douces et pourrait être expliquée par des fortes pluies ayant entraîné des crues avec dérive du tapis végétal vers l'aval. Toutes les autres observations d'*E. crassipes* ont été faites en eau douce, soit dans des plans d'eau, soit dans les cours inférieurs des rivières ou dans des bras morts de celles-ci.

Les données collectées ne permettent pas d'apprécier le taux de recouvrement du plan d'eau ou du cours d'eau par la jacinthe d'eau.

1.2.2.2.1 PLANS D'EAU NATURELS

Les plans d'eau naturels dans lesquels la présence de la jacinthe d'eau a été signalée ou observée (figure 1.5) sont des marais et marécages en limite de mangrove, notamment dans la région de La Foa à Bourail sur la côte Ouest, ou dans le marais de Balagam à Ouégoa, ou encore dans certains marais de la côte Est (Ponérihouen, Houailou).

1.2.2.2.2 PLANS D'EAU ARTIFICIELS

Les plans d'eau artificiels dans lesquels la présence de la jacinthe d'eau a été signalée ou observée (figure 1.5) sont des retenues d'eau situées en majorité dans des talwegs. Ces ouvrages servent, soit à réaliser du soutien d'étiage pour des cours d'eau naturels (retenues de la Tamoa et Yophil à Païta par exemple), soit à créer des points d'eau pour l'irrigation ou l'abreuvement du bétail : c'est le cas des retenues collinaires qui se situent relativement loin à l'intérieur des terres et qui présentent, pour certaines, de la jacinthe d'eau (tribu de Ouéholle à Kaala Gomen dans la chaîne).

En revanche, tous les plans d'eau artificiels ne sont pas colonisés par la jacinthe d'eau. Ainsi, la retenue récente de Ouaménie à Boulouparis, créée en 1996, est encore dépourvue de toute végétation aquatique.

1.2.2.2.2 COURS D'EAU

Les cours d'eau dans lesquels la présence de la jacinthe d'eau a été signalée ou observée (figure 1.5) sont les principaux cours d'eau de la côte Ouest de la Grande Terre, situés majoritairement sur substrat volcano-sédimentaire : rivières Koumac, louanga, Temala, Voh, Koné, Pouembout, pour la province Nord et rivières Néra, Moindou, La Foa, Oua Ya pour la province Sud. Les rivières sur substrat ultramafique (« minier ») ne sont a priori pas colonisées par la jacinthe d'eau (figure 1.5). La jacinthe d'eau privilégie les zones dépourvues de courant ou les bras morts de ces cours d'eau.

E. crassipes colonise préférentiellement les eaux douces des cours inférieurs des rivières de la Grande Terre ou de leurs bras morts. Les résultats de l'enquête confirment la présence de l'espèce uniquement dans les zones d'eaux calmes (mares) ou à faible courant : cours inférieur des rivières, en particulier lorsque celles-ci présentent des obstacles à l'écoulement des eaux (barrages antisel de Koné, La Foa, Moindou, Nindia et Pouembout). L'espèce se localise majoritairement sur la côte Ouest et ne semble pas coloniser les zones sur substrat ultramafique (zones minières).



Figure 1.6 : Barrage anti-sel de la rivière Koné avec herbiers d'*E. crassipes* (photo N. Mary, étiage 2000)

1.2.2.3 Reproduction d'Eichhornia crassipes en Nouvelle Calédonie

Il n'existe pas de données relatives à la reproduction d'*E. crassipes* en Nouvelle Calédonie. La plante est régulièrement observée en fleur (figures 1.4 et 1.6) et la capacité de recolonisation rapide des cours d'eau après les crues est certainement liée aux capacités reproductives très efficaces de la plante (reproduction végétative en particulier). Aucune information n'est disponible sur les graines et leur dissémination, même au niveau de l'herbier de l'IRD (voir annexe 1.1).

1.2.3 Menaces d'*Eichhornia crassipes* sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie

E. crassipes a deux effets majeurs sur les écosystèmes où elle est introduite : une modification des caractéristiques physico-chimiques du milieu et la compétition avec les espèces végétales autochtones. Ces différents effets peuvent induire une modification de la structure des communautés végétales et animales autochtones (cf paragraphe 1.1.4).

1.2.3.1 Menaces pour les plans d'eau

1.2.3.1.1 PLANS D'EAU NATURELS

Il n'existe aujourd'hui aucune donnée écologique sur les plans d'eau naturels de Nouvelle Calédonie (Hytec & Mary, 2006). Il est, par conséquent, difficile de connaître l'impact d'*E. crassipes* lorsque la plante colonise ces plans d'eau jusqu'à recouvrir l'intégralité de leur surface, comme c'est le cas pour les marais et marécages en limite de mangrove de la région de La Foa à Bourail sur la côte Ouest ou le marais de Balagam à Ouégoa ou encore ceux de la côte Est (Ponérihouen, Houailou).

1.2.3.1.2 RETENUES D'EAU ARTIFICIELLES

Dans le cas de la retenue de Tamoia, la présence de jacinthe d'eau gêne les écoulements, notamment en aval des lâchers. Lorsque ces retenues servent à l'irrigation, la jacinthe d'eau n'obstrue pas les crépines d'aspiration contrairement aux joncs et algues filamenteuses (E. Capdeville, DDR province Sud, comm. pers.). Les agriculteurs doivent toutefois arracher les plants au moment de la mise en place des ouvrages.

1.2.3.2 Menaces pour les cours d'eau

Au niveau des cours d'eau équipés de barrages anti-sel, généralement, la totalité de la retenue en amont du barrage est recouverte d'herbiers de jacinthe d'eau à l'été. Ces ouvrages ont été mis en place à partir de 1979 afin d'augmenter le potentiel hydroagricole des terrains limitrophes. En aval des villages et des zones agricoles, ces cours d'eau reçoivent une quantité importante de matières organiques provenant des effluents domestiques, mais aussi des activités agricoles. Ainsi, à l'été, le développement d'*Eichhornia crassipes* dans les retenues en

amont des barrages anti sel est favorisé par la stagnation de l'eau enrichie en nutriments (voir figure 1.7). Lors des épisodes pluvieux importants (crues), l'eau surverse sur l'ouvrage et les forts courants entraînent les herbiers d'*Eichhornia crassipes* vers la mer.

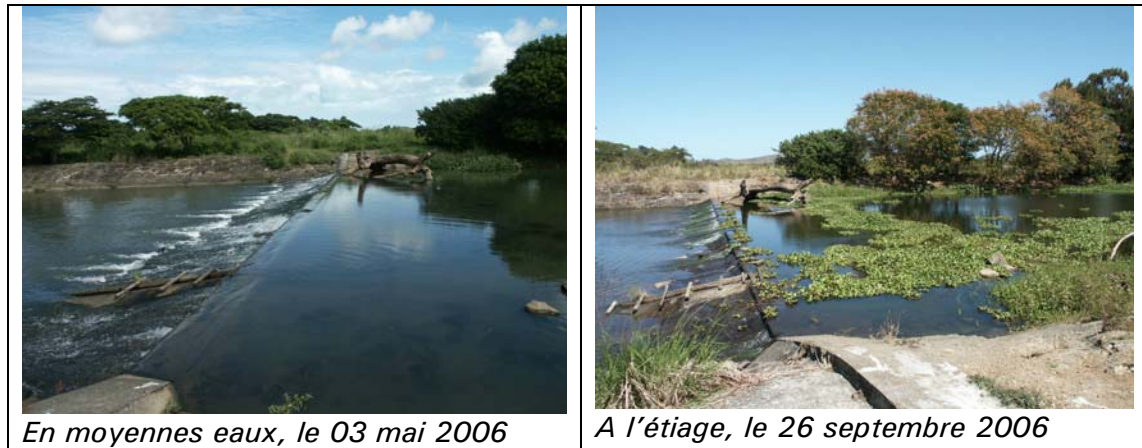


Figure 1.7 : Evolution du taux de recouvrement de la jacinthe d'eau dans la retenue située en amont du barrage antisel de la rivière Moindou (photos Hytec)

L'enrichissement en polluants divers dans les retenues situées en amont des barrages anti-sel crée, en plus du barrage lui-même, une barrière de pollution qui favorise le développement d'*E. crassipes* et limite les migrations des poissons et des crustacés décapodes³. Le seul barrage anti-sel à être équipé d'une passe à poisson est celui de la rivière Moindou ; son efficacité n'a jamais été démontrée.

Pour les autres cours d'eau tels que la rivière Koumac ou la rivière Ouégoa, la jacinthe d'eau colonise le cours inférieur, en particulier les bras morts, en période d'étiage lorsque le débit est faible. Ainsi, après les crues, on retrouve des plants de jacinthe d'eau sur les plages de Koumac au niveau de l'embouchure de la rivière Koumac (M. Berger, chef d'antenne de la DDEE à Koumac, comm. pers.).

³ La majorité des poissons et crustacés de Nouvelle Calédonie sont diadromes amphidromes : les femelles pondent dans l'eau douce de très nombreux ovules fertilisés ensuite par les mâles. Après l'éclosion, entraînées par le courant, les larves gagnent la mer où la durée de leur séjour est variable. Les jeunes alevins retournent ensuite dans l'eau douce pour y poursuivre leur croissance (Marquet et al, 2003).

La présence de la jacinthe d'eau dans les cours d'eau, que ce soit en amont des barrages anti-sel ou au niveau des bras morts, semble être une résultante de la stagnation des eaux, couplée à un apport important de nutriments. Le contrôle des rejets d'effluents en rivière serait un préalable à toute action de lutte ou de contrôle de la propagation de la jacinthe d'eau.

1.2.4 Impacts économiques d'*Eichhornia crassipes* sur les activités humaines

1.2.4.1 Impact positif/valorisation

Malgré les nombreuses possibilités de valorisation de la plante, tant en agriculture comme plante fourragère ou engrais qu'en assainissement des eaux usées liée à la capacité de la plante d'absorber les nutriments et notamment les composés azotés et les métaux lourds, il n'existe pas de valorisation de cette plante par les agriculteurs en Nouvelle Calédonie (F. Portal, DDEE province Nord antenne de Pouembout, comm. pers.) ou dans le traitement des eaux usées.

1.2.4.2 Impact négatif

Mac Kee (1994) mentionne qu'*E. crassipes* est présente en masses serrées, là où des rivières à courant faible ou des mares lui offre des sites favorables à son développement, mais n'obstrue pas les cours d'eau autant que dans d'autres pays tropicaux.

Lors de l'enquête de terrain menée en 2008 sur la tortue de Floride, les services provinciaux en charge de l'agriculture ont été interrogés sur les éventuelles nuisances qu'occasionne la jacinthe d'eau pour les agriculteurs et, plus particulièrement pour l'irrigation. Il semble que la jacinthe d'eau soit surtout gênante dans les mares et les retenues car dans les rivières, les populations végétales sont régulées par les crues.

Le recouvrement par *Eichhornia crassipes* peut engendrer différentes nuisances dans les plans d'eau, naturels ou artificiels, utilisés pour l'agriculture. Par exemple, dans la retenue de Tamoia, la présence de la jacinthe d'eau perturbe les écoulements notamment en aval des lâchers (E. Capdeville, DDR province Sud, comm. pers.). C'est également le cas dans la rivière Ouégoa où la présence de la jacinthe d'eau gêne les écoulements (Y. Racine, technicien en charge de l'irrigation

à l'antenne de la DDEE à Koumac, comm. pers.).

Lorsque ces retenues servent à l'irrigation, la jacinthe d'eau ne gêne pas les crépines d'aspiration situées soit au fond, soit entre deux eaux et sous le tapis de jacinthes, contrairement aux joncs et algues filamenteuses (E. Capdeville, DDR province Sud et F. Portal, DDEE province Nord antenne de Pouembout, comm. pers.). Les agriculteurs doivent toutefois l'arracher au moment de la mise en place des ouvrages. Un problème peut survenir lorsque l'envasement du cours d'eau ou du plan d'eau oblige l'agriculteur à positionner les crépines au niveau des racines de jacinthe. C'était notamment le cas pour la rivière Pouembout, en amont du barrage antisel. Après des crues importantes fin 2007 - début 2008, des embâcles (troncs, branches) et de la vase se sont accumulés dans le lit du cours d'eau. Un agriculteur a dû remonter la crépine et devait plonger régulièrement pour la nettoyer. Depuis le curage du lit, ce problème a disparu.

1.3 STRATEGIES DE SUIVI ET DE CONTROLE D'*EICHHORNIA CRASSIPES* DANS LE CONTEXTE INSULAIRE CALEDONIEN

Jusqu'à son interdiction de commercialisation dès 2008 en province Nord (code environnement de la province Nord du 24 octobre 2008) et en 2009 en province Sud (code environnement du 20 mars 2009), la jacinthe était vendue par des particuliers auprès des animaleries qui les revendaient ensuite aux particuliers. Les carpes Koï présentes dans les bassins semblent assurer un bon contrôle de la croissance d'*E. crassipes* (un propriétaire d'animalerie à Nouméa, comm. pers.). De même, un agriculteur a constaté que les oies qu'il élevait avaient mangé toutes les jacinthes d'eau du bras mort de la rivière situé à proximité de l'élevage (R. Neuret, antenne de la DDE à Pouembout, comm. pers.).

L'adoption de la réglementation en 2007 (arrêté n° 2007-4899/GNC du 23 octobre 2007 interdisant la détention et le transport d'*E. crassipes*) puis la mise en place des codes de l'environnement dans chaque province permet de fournir les bases réglementaires pour un contrôle de la dissémination de l'espèce sur la Grande Terre. Une campagne de communication serait utile pour informer le grand public de ces mesures et les sensibiliser au risque de dispersion à l'échelle locale des espèces envahissantes.

Les différents moyens de lutte pouvant être utilisés contre *E. crassipes* sont assez

peu efficaces sur le long terme et peuvent représenter eux même des menaces écologiques importantes : toxicité non négligeable des herbicides ; agents de lutte biologique pouvant occasionner des nuisances importantes, notamment dans le cas où eux aussi deviendraient envahissants.

Il est donc primordial d'établir d'abord un bilan des nuisances réelles d'*E. crassipes* en Nouvelle-Calédonie avant de se lancer dans la mise en place de moyens de lutte. En effet, les conclusions de l'enquête menée au cours de notre étude semblent démontrer qu'il n'y a pas de nuisance majeure de l'espèce dans les milieux dulçaquicoles de la Nouvelle Calédonie et que les facteurs de développement d'*E. crassipes* dans les retenues et les cours d'eau semblent davantage liés à des apports massifs et non contrôlés de nutriments (effluents agricoles et domestiques) qu'au caractère invasif de l'espèce.

La présente étude souligne l'importance de la mise en place de mesures préventives afin de contrôler la propagation d'E. crassipes et d'éviter sa prolifération sur l'île. Ces mesures concernent, d'une part, la sensibilisation du public aux dangers de la prolifération d'espèces végétales exogènes et, d'autre part, le suivi régulier de la progression de l'espèce en Nouvelle Calédonie, en essayant d'éradiquer tout nouveau foyer végétal par arrachage manuel par exemple. Une amélioration du contrôle des rejets d'effluents en rivière (domestiques et agricoles) devrait également contribuer à améliorer la situation.

Si les nuisances occasionnées par l'espèce s'avéraient avoir un impact économique justifiant la mise en place de moyens de contrôle, des moyens de lutte biologique pourraient être envisagés puisque ce sont les seuls potentiellement efficaces sur le long terme à ce jour. Les milieux concernés pour une lutte biologique devront présenter des conditions environnementales stables sur le plan hydrologique et physique afin de favoriser l'établissement des agents de lutte. Ainsi, les rivières sujettes à des crues et soumises à des apports importants de nutriments favorisant une repousse rapide des plants de jacinthe d'eau ne semblent pas présenter des conditions satisfaisantes pour ces tests. Seuls les plans d'eau oligotrophes avec des conditions environnementales stables (température et niveau de l'eau notamment) pourraient faire l'objet d'essais. Il conviendra alors d'évaluer le risque associé à ces introductions biologiques, en préalable à leur autorisation.

Les charançons du genre *Neochetina* sont spécifiques à la lutte contre *E. crassipes* et ne représenteraient donc pas une menace pour les autres espèces végétales. En effet, la spécificité de *N. eichhorniae* sur la jacinthe d'eau a été démontrée sur 274 espèces végétales appartenant à 77 familles (Mille, 2005). Toutefois, il reste important de connaître l'impact de cette nouvelle espèce de coléoptère sur les autres insectes ou animaux (modification de la chaîne alimentaire, compétition pour les niches écologiques, etc) et tester la spécificité de l'espèce de charançon sur les autres espèces végétales calédoniennes. Ceci s'avère complexe dans la mesure où toutes les espèces végétales ne sont pas encore connues en Nouvelle Calédonie.

**ETUDE DU CARACTERE INVASIF DE QUELQUES ESPECES
ANIMALES ET VEGETALES INTRODUITES DANS LES
MILIEUX DULÇAQUICOLES EN NOUVELLE CALEDONIE**

PARTIE 2 :

HYDRILLA VERTICILLATA (L.F.) ROYLE



Hydrilla verticillata en Nouvelle Calédonie – rivière Kouaré retenue du barrage hydroélectrique (mars 2009) (photo Hytec)

Merci de référencer l'étude de la manière suivante :

Hytec, Mary N., 2010. Etude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie : 1/ *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), 2/ *Hydrilla verticillata* (hydrille verticillée), 3/ *Melanoides tuberculata* (mélanoïde), 4/ *Trachemys scripta elegans* (tortue de Floride), 5/ *Oreochromis mossambicus* (tilapia du Mozambique), 6/ *Micropterus salmoides* (black bass à grande bouche). Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres.

TABLE DES MATIERES

Table des matières.....	i
Liste des tableaux.....	ii
Liste des figures	ii
2. <i>Hydrilla verticillata</i> (L.F.) Royle.....	79
2.1 Etat de l'art.....	79
2.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques.....	79
2.1.1.1 Brève description.....	79
2.1.1.2 Modes de reproduction d' <i>H. verticillata</i>	82
2.1.2 Préférences écologiques d' <i>H. verticillata</i>	84
2.1.2.1 Habitat	84
2.1.2.2 Préférences à l'égard de facteurs abiotiques.....	84
2.1.2.3 Conclusion	86
2.1.3 Dynamique de progression spatiale d' <i>Hydrilla verticillata</i>	87
2.1.3.1 Territoires d'origine.....	87
2.1.3.2 Mode et moyens de dispersion	88
2.1.3.3 Distribution géographique dans le monde.....	89
2.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages	94
2.1.4.1 Impacts écologiques causés par <i>Hydrilla verticillata</i>	95
2.1.4.2 Impacts économiques causés par <i>Hydrilla verticillata</i>	98
2.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication d' <i>Hydrilla verticillata</i>	99
2.1.5.1 Lutte mécanique	100
2.1.5.2 Lutte chimique	101
2.1.5.3 Lutte biologique	102
2.1.5.4 Exemple de l'éradication d' <i>H. verticillata</i> dans le réservoir hydroélectrique de Santee Cooper en Caroline du Sud.....	105
2.1.5.5 Conclusions et recommandations	106
2.2 Diagnostic de l'invasion d' <i>Hydrilla verticillata</i> en Nouvelle-Calédonie	109
2.2.1 Historique de l'introduction.....	109
2.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale d' <i>Hydrilla verticillata</i>	109
2.2.2.1 Recueil des données d'observation d' <i>H. verticillata</i> en milieu naturel.....	109
2.2.2.2 Les différents milieux colonisés et distribution spatiale	111
2.2.2.3 Reproduction d' <i>Hydrilla verticillata</i> en Nouvelle Calédonie	114
2.2.3 Menaces d' <i>Hydrilla verticillata</i> sur la biodiversité de la Nouvelle- Calédonie.....	114
2.2.3.1 Menaces pour les plans d'eau	115
2.2.3.2 Menaces pour les cours d'eau	116
2.2.4 Impacts d' <i>Hydrilla verticillata</i> sur les activités humaines	117
2.2.4.1 Impact positif/valorisation.....	117
2.2.4.2 Impact négatif	117
2.3 Stratégies de suivi et de contrôle d' <i>Hydrilla verticillata</i> dans le contexte insulaire calédonien	117

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 2.1	Photographies de l'herbier de l'IRD (Novembre 2007)
ANNEXE 2.2	Synonymes

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Historique des textes s'appliquant à <i>Hydrilla verticillata</i> en Nouvelle Calédonie	109

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : <i>H. verticillata</i> . (a) et (b). appareil végétatif; (c), turions; (d) : tubercules et turions	81
Figure 2.2 : <i>Egeria densa</i> (Brazilian elodea), <i>Hydrilla verticillata</i> et <i>Elodea canadensis</i>	82
Figure 2.3 : Distribution d' <i>Hydrilla verticillata</i> dans le territoire nord américain (d'après Jocono & Richerson, 2003).	94
Figure 2.4 : Carte de la distribution spatiale et des milieux colonisés par <i>Hydrilla verticillata</i> sur la Grande Terre	111
Figure 2.5 : Herbiers d'hydrille verticillé (<i>H. verticillata</i>) sur la retenue d'eau de la centrale hydro-électrique de Néaoua, commune de Houailou (Hytec, 07/11/2002).....	112
Figure 2.6 : Herbiers d' <i>Hydrilla verticillata</i> sur la rivière Moindou en amont d'un radier (photo Hytec, 26/09/2006)	113
Figure 2.7 : Evolution du taux de recouvrement de l'hydrille verticillé dans la retenue située en amont du barrage hydroélectrique de Kouaré à Thio (photos Hytec).....	116

2. *HYDRILLA VERTICILLATA* (L.F.) ROYLE

2.1 ETAT DE L'ART

H. verticillata (L.F.) Royle est une phanérogame* aquatique appartenant à la famille des Hydrocharitaceae. Cette famille est composée de 17 genres principalement d'eau douce (3 genres uniquement se trouvent en mer). Etant donné leur résistance et leur tolérance aux conditions du milieu, plusieurs genres de la famille des Hydrocharitaceae sont utilisés en tant que plantes ornementales en aquariophilie dont le genre *Hydrilla*, qui n'est composé que de l'espèce *H. verticillata*. Cette hydrophyte* vit totalement immergée. Elle est généralement fixée au substrat bien que des fragments de plante puissent persister en un stade flottant (Pieterse, 1981; Cook & Lüönd, 1982; Langeland, 1996).

L'espèce *H. verticillata*, communément appelée hydrille verticillé (Florida elodea, hydrilla, oxygen weed, water thyme, water weed dans la littérature anglaise), est aussi connue sous les noms scientifiques de *Serpicula verticillata*, *Val(II)isneria verticillata*, *Udora verticillata* ou *Elodea verticillata* (cf annexe 2.2).

2.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques

2.1.1.1 Brève description

H. verticillata est constituée de longues tiges fines qui s'étendent du substrat, où elle se fixe par de minces racines non ramifiées, jusqu'à la surface de l'eau. Ses tiges peuvent atteindre 9 mètres de long (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp>). Une fois à la surface du cours d'eau ou du plan d'eau, elles se ramifient abondamment pour former une sorte de couverture herbacée en surface.

D'une couleur vert pâle, les tiges sont recouvertes sur toute leur longueur de petites feuilles organisées de façon régulière et répétée en verticilles* composés de 3 à 8 feuilles (jusqu'à 12 feuilles ont été observées chez des spécimens d'Indonésie (Pieterse, 1981)). Les feuilles d'*H. verticillata* font entre 2 et 4 mm de large et 6 à 20 mm de long. Elles portent des petites épines sur leur pourtour et sur leur face inférieure ce qui leur donne un aspect denté et rugueux. A la base des feuilles se trouvent des petites écailles (critère spécifique au genre *Hydrilla* parmi les

PARTIE 2/6 – *HYDRILLA VERTICILLATA* (L.F.) ROYLE

Hydrocharitaceae) (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html> ;

Pieterse, 1981; Cook & Lüönd, 1982; Cook, 1990) (figure 2.1).

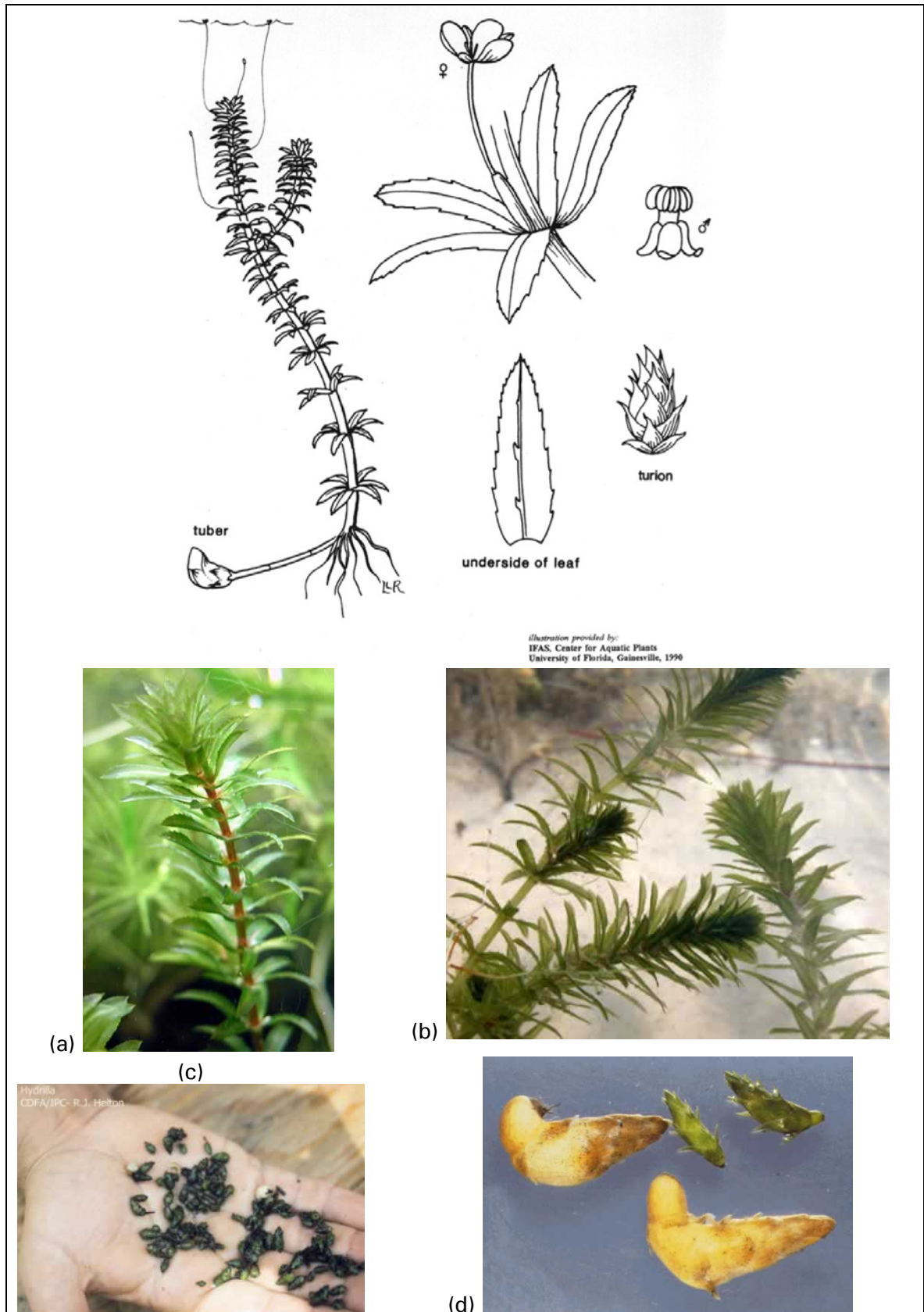


Figure 2.1 : *H. verticillata*. (a) et (b). appareil végétatif; (c), turions; (d) : tubercules et turions (<http://www.lucidcentral.org/keys/FNW/FNW%20seeds/html/large%20image%20pages/Hydrilla%20verticillata%20li.htm#image6>)

L'espèce *H. verticillata* comprend deux types de plantes : une forme dioïque* (pieds mâles et femelles distincts) et une forme monoïque* (organes mâles et femelles sur les mêmes fleurs). Les inflorescences d'*H. verticillata* se forment au bout des tiges : les fleurs femelles qui flottent en surface sont petites, simples, blanches, portées par de longues tiges filiformes, s'insérant à la base des feuilles de l'extrémité des tiges. Les fleurs mâles, petites et verdâtres, sont insérées à proximité de la base des feuilles apicales (<http://www.owl.net.rice.edu/~bios316/Hydrilla%20verticillata.pdf>). A maturité, les fleurs mâles se détachent des tiges et flottent sur l'eau pour aller polliniser les fleurs femelles.

Remarque :

H. verticillata peut être confondue avec deux autres espèces d'Hydrocharitaceae : *Egeria densa* et *Elodea canadensis* (figure 2.2). Certains caractères permettent de distinguer les trois espèces. Ainsi, un des critères morphologiques distinctif d'*H. verticillata* est la présence des petites écailles à la base des feuilles (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>). De plus, les 3 espèces se distinguent par le nombre de feuilles composant les verticilles, bien que la variabilité entre les individus au sein d'une espèce puisse rendre délicate l'identification. En effet, *H. verticillata* présente généralement entre 3 et 8 feuilles par verticille, les verticilles de *E. densa* sont composés de 4 ou 5 feuilles, alors que *E. canadensis* ne présente que 3 feuilles par verticille (<http://www.owl.net.rice.edu/~bios316/Hydrilla%20verticillata.pdf>). Enfin, *H. verticillata* est la seule des trois espèces à produire des tubercules* et des turions* (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>).

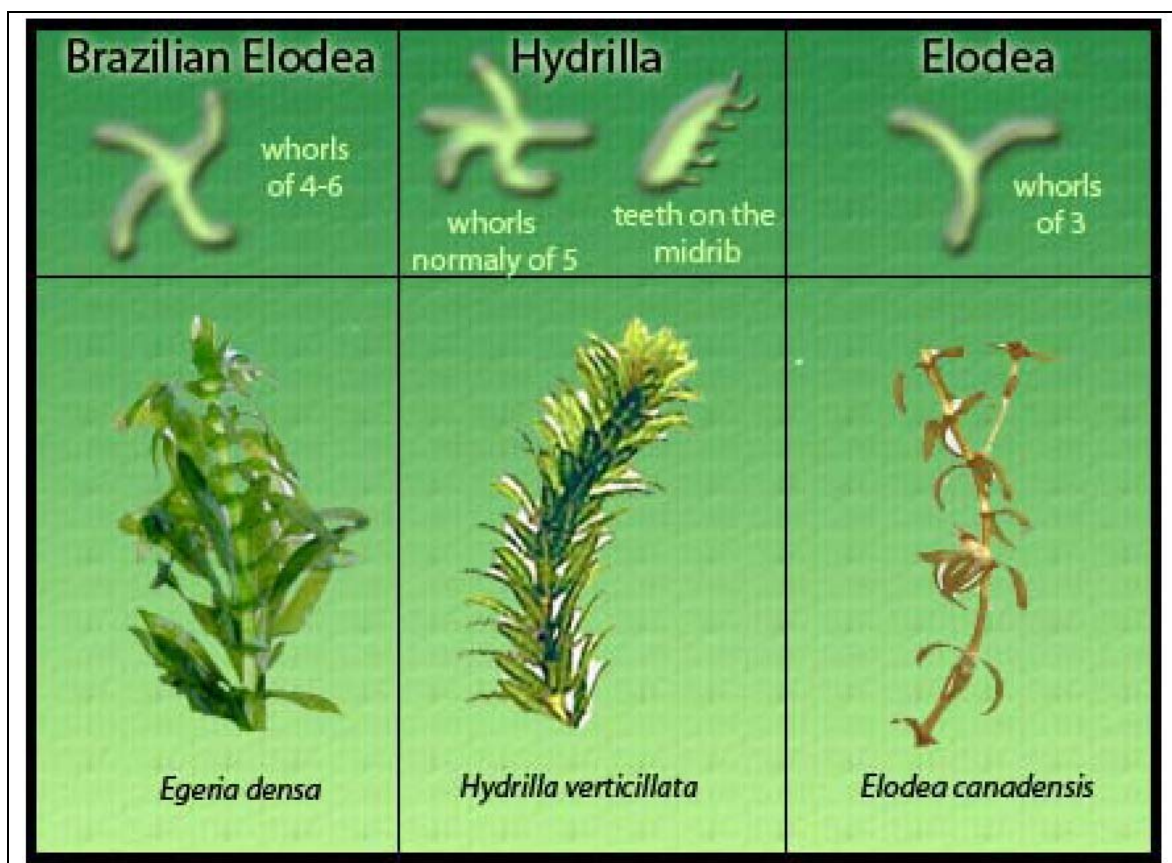


Figure 2.2 : *Egeria densa* (Brazilian elodea), *Hydrilla verticillata* et *Elodea canadensis* (http://explorebiodiversity.com/problem_plants/sidepics/elodea-hydrilla-egeria.jpg)

En Nouvelle-Calédonie, seule *H. verticillata* a été recensée dans les écosystèmes aquatiques (Hytec & Mary, 2006). Cette affirmation est toutefois biaisée faute de données sur les milieux d'eaux douces et en particulier sur les milieux lentiques.

2.1.1.2 Modes de reproduction d'*H. verticillata*

Bien que pouvant se reproduire de façon sexuée*, *H. verticillata* n'utilise que très rarement ce type de reproduction pour favoriser le mode de reproduction asexuée* (ou multiplication végétative (Langeland, 1996; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=272&sts>)).

En effet, *H. verticillata* développe, au niveau du substrat, des stolons* en surface et des rhizomes* enfouis dans le sédiment, structures à partir desquelles la plante peut s'étaler latéralement pour aller envahir les zones adjacentes. De ces structures partiront des tiges qui se développeront jusqu'à la surface de l'eau.

De plus, *H. verticillata* est capable de produire des organes de réserve lui permettant de résister aux conditions défavorables de l'environnement (caractéristiques du genre *Hydrilla*). D'une part, à la partie terminale des rhizomes et des stolons se forment des tubercules* pouvant se trouver jusqu'à 30 cm en profondeur. Ces tubercules font 5 à 10 mm de long et ont généralement une coloration allant du blanc cassé au jaune (tant qu'ils n'ont pas pris la coloration foncée de la matière organique contenue dans les sédiments). D'autre part, au niveau des tiges peuvent se former des turions* qui en atteignant la maturité tombent sur le substrat. Ces turions sont des structures très compactes et épineuses de 5 à 8 mm de long et ont une coloration vert foncé.

Les tubercules et les turions sont abondamment produits pendant l'automne et permettent à *H. verticillata* de pallier aux conditions environnementales défavorables, notamment en hiver. En effet, ces structures de résistance peuvent rester en dormance dans le substrat pendant plusieurs années. De plus, elles peuvent survivre dans des conditions de froid et de sécheresse et résister à l'ingestion et la régurgitation par les oiseaux (Langeland, 1996). De par l'ensemble de ces caractéristiques, ces structures constituent un très bon moyen de dispersion de l'espèce. Des estimations montrent qu'un tubercule introduit dans un nouveau territoire peut produire environ 5 000 à 6 000 nouveaux tubercules par m² de terrain, et qu'un turion peut produire près de 3 000 nouveaux turions par m² de terrain (*in* Langeland, 1996; <http://www.owl.net.rice.edu/~bios316/Hydrilla%20verticillata.pdf>).

Enfin *H. verticillata* peut se reproduire par fragmentation à partir notamment des tiges (bouturage naturel). En effet, si des fragments de tiges comportant quelques feuilles sont arrachés d'un pied, ils peuvent être emportés par le courant et s'implanter dans une zone non encore colonisée par l'espèce. En se posant sur le fond, le fragment de tige peut reconstituer une plante entière en produisant des racines, puis des feuilles.

Enfin, l'espèce peut se comporter comme une plante vivace* ou annuelle*, notamment en fonction de la localité où elle vit : par exemple au sud des Etats-Unis, elle est majoritairement vivace et persiste pendant l'hiver, alors qu'au nord des Etats-Unis, elle est généralement annuelle et développe tubercules et turions lui

permettant de résister à l'hiver et à partir desquels repartira la plante au printemps (Jocono & Richerson, 2003).

2.1.2 Préférences écologiques d'*H. verticillata*

2.1.2.1 Habitat

H. verticillata se rencontre en général dans les plans d'eau ou dans les zones lenticules des rivières, présentant des eaux relativement chaudes (www.hear.org/pier/species/hydrilla_verticillata.htm). Ainsi, elle se développe aussi bien dans les milieux naturels, tels que les lacs, les mares, les rivières ou les zones de source, que dans des milieux artificiels comme les barrages-réservoirs, les canaux ou les fossés. Bien qu'étant *a priori* une espèce d'eau douce, *H. verticillata* peut également se rencontrer dans des milieux saumâtres ayant une salinité* pouvant aller jusqu'à 7‰ (7mg/l NaCl) (Langeland, 1996).

L'espèce préfère généralement les eaux peu profondes (profondeur comprise entre 0,50 et 3 mètres environ) et développe la majorité de ses tiges entre la surface et le substrat. Cependant dans certains milieux où les eaux sont particulièrement claires, *H. verticillata* peut se développer jusqu'à 15 mètres de profondeur (Langeland, 1996).

2.1.2.2 Préférences à l'égard de facteurs abiotiques

2.1.2.2.1 TEMPERATURE

En ce qui concerne les amplitudes thermiques tolérées par l'espèce, nous pouvons trouver *H. verticillata* dans des eaux allant de 10-15°C jusqu'à un maximum de 30°C, son optimum thermique de croissance se trouvant entre 20 et 27°C (<http://www.owl.net.rice.edu/~bios316/Hydrilla%20verticillata.pdf>). C'est donc une espèce eurytherme*. De par la gamme thermique qu'elle supporte, l'espèce se développe aussi bien dans des régions tropicales, environnements privilégiés par l'espèce, que dans certaines régions plus tempérées du globe (Langeland, 1996). On peut ainsi la rencontrer dans des zones tropicales telles que les îles du Pacifique Sud (Polynésie Française, Fidji, Nouvelle-Calédonie ...) ou le Sud Est Asiatique (Indonésie, Malaisie, ...) (www.hear.org/pier/species/hydrilla_verticillata.htm), que dans des régions beaucoup plus tempérées, notamment en Europe où l'espèce est présente en Pologne, en Lituanie, en Irlande et en Autriche (Cook, 1982).

2.1.2.2.2 LUMINOSITE

La lumière est un paramètre essentiel pour la survie et la croissance des végétaux étant donné qu'elle constitue la source énergétique indispensable à la photosynthèse. Dans les milieux aquatiques, la disponibilité de la lumière se trouve réduite par rapport à celle du milieu terrestre, notamment par la présence de particules en suspension, d'origine minérale ou animale (Gu, 2006). Ainsi, l'efficacité à exploiter cette ressource est primordiale pour les végétaux aquatiques.

H. verticillata a développé une bonne capacité à exploiter la lumière. En effet, l'espèce possède une plasticité morphologique importante qui va lui permettre de s'étendre à la surface de l'eau pour former un "tapis végétal" lui permettant ainsi de capter le maximum de lumière arrivant en surface. Cette capacité à s'étaler à la surface s'accroît lorsque *H. verticillata* se trouve dans des zones ombragées, où elle peut alors favoriser ce type de croissance horizontale au détriment même d'une augmentation de sa biomasse. Ainsi, bien que pouvant se développer à différentes profondeurs, *H. verticillata* se développe le plus entre la surface et une profondeur de 50 cm, zone où la lumière est la plus abondante. En effet, 50% de sa biomasse se trouve généralement comprise dans cette tranche de profondeur (Gu, 2006). De plus, la prolifération en surface d'*H. verticillata* limite la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau ce qui peut empêcher le développement d'autres espèces végétales. Certains auteurs estiment à 95% cette réduction de lumière à 30 cm de profondeur (*in* Van *et al.*, 1998).

Enfin, *H. verticillata* a développé la capacité à utiliser de très faibles quantités de lumière. Elle est capable de se développer dans des zones de faible ensoleillement, présentant uniquement 1% de luminosité (Langeland, 1996). Cette efficacité à exploiter au maximum la lumière et à s'adapter aux faibles conditions d'ensoleillement, permettent, d'une part, à *H. verticillata* de se développer dans des zones sombres et à des profondeurs où d'autres végétaux aquatiques ne trouveraient pas l'énergie nécessaire pour croître, et d'autre part, à réaliser la photosynthèse durant une plus large période journalière que les autres espèces (Langeland, 1996).

2.1.2.2.3 NUTRIMENTS

Comme tous les végétaux aquatiques, *H. verticillata* présente la capacité de prélever les nutriments dissous dans le milieu par absorption directe à travers le système foliaire (et non seulement ceux contenus dans les sédiments au moyen des racines comme le font les végétaux terrestres) (Gu, 2006). Bien que préférant les milieux eutrophes* (riches en nutriments), *H. verticillata* peut également se développer dans des environnements oligotrophes* (pauvres en nutriments). Gu (2006) a montré qu'*H. verticillata* se développe six fois plus vite dans des milieux eutrophes qu'oligotrophes alors que *Vallisneria americana* (Michx.), plante aquatique testée dans la lutte biologique contre *H. verticillata*, ne croît que deux fois plus vite en conditions eutrophes qu'oligotrophes.

2.1.2.2.4 PH

H. verticillata a la capacité de tolérer une large gamme de pH, pouvant aller, dans les lacs étudiés en Floride, de 5,7 à 8,5 avec un pH optimal proche de la neutralité (7) (Gu, 2006). Afin de s'adapter aux variations du pH et notamment aux conditions de pH élevé lorsque le CO₂ devient limitant, *H. verticillata* est capable de capter le carbone sous forme d'ions bicarbonates (HCO₃⁻) (Gu, 2006 ; Langeland 1996).

2.1.2.3 Conclusion

H. verticillata a la capacité de résister à des variations importantes des paramètres de son milieu (lumière, pH, concentration en nutriments), même lorsque ceux-ci deviennent hostiles à d'autres espèces végétales. D'autre part, le mode de reproduction asexuée utilisé préférentiellement par l'espèce lui permet de se reproduire très rapidement et de coloniser de nouveaux territoires, aussi bien via le développement des stolons et des rhizomes, que par la dispersion grâce notamment au bouturage naturel, ainsi qu'à la production de structures de résistance, les turions et les tubercules. Ces caractéristiques écologiques et de reproduction confèrent à *H. verticillata* une compétitivité supérieure à celle des autres espèces végétales aquatiques, à l'origine de son caractère envahissant.

2.1.3 Dynamique de progression spatiale d'*Hydrilla verticillata*

2.1.3.1 Territoires d'origine

De nombreuses controverses existent encore en ce qui concerne l'origine exacte d'*H. verticillata*. Tous les auteurs s'accordent cependant à dire que l'origine de l'espèce (aussi bien pour sa forme dioïque que pour sa forme monoïque) se trouve dans une zone géographique allant du sud de l'Asie au nord de l'Australie. Pour tous également, la forme monoïque de l'espèce serait originaire de Corée. Les controverses concernent plus spécifiquement l'origine des plants femelles de la forme dioïque. Pour Madeira *et al.* (1997) cette forme serait originaire du sud de l'Inde, alors que Schmitz *et al.* (1991) semblent plutôt pencher pour une origine au Sri Lanka. Quant à la forme dioïque mâle, elle trouverait son origine au nord de l'Australie (Hofstra *et al.*, 2000).

En ce qui concerne leur dispersion, chacune des formes d'*H. verticillata* va coloniser une zone géographique particulière. En effet, alors qu'en Nouvelle-Zélande la seule forme présente est la forme dioïque mâle (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=272&sts>), les formes monoïque et dioïque femelle de l'espèce sont toutes deux présentes dans toutes les autres régions colonisées. Dans ces territoires, les deux formes d'*H. verticillata* présentent une distribution globalement différente (bien qu'il n'y ait pas de limite bien marquée pour chacune de ces formes). Ainsi, étant donné que la forme monoïque est mieux adaptée aux climats tempérés que la forme dioïque femelle (les plants monoïques produisent des tubercules plus rapidement, en particulier lorsque la photopériode diminue), on retrouvera cette forme dans les zones plus tempérées de la distribution de l'espèce, alors que la forme dioïque femelle sera préférentiellement présente dans les zones tropicales (Langeland, 1996 ; <http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>). La forme dioïque mâle serait localisée uniquement en Nouvelle-Zélande et en Australie.

Par exemple aux Etats-Unis, la forme dioïque femelle d'*H. verticillata* est présente dans les états du sud (Caroline du Sud), où l'espèce se comporte comme une plante pérenne, tandis que la forme monoïque de l'espèce se développe dans les états plus nordiques et se comporte comme une plante annuelle (Jocono & Richerson, 2003). Cependant, il est possible de trouver quelques populations de la forme dioïque

femelle d'*H. verticillata* dans certains états plus nordiques, notamment en Caroline du Nord ou en Virginie.

2.1.3.2 Mode et moyens de dispersion

Principalement originaire du sud de l'Asie et du nord de l'Australie, *H. verticillata* est aujourd'hui présente sur tous les continents hormis l'Antarctique (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=272&sts>). La distribution géographique actuelle d'*H. verticillata* est le reflet de ses capacités de propagation et d'adaptabilité importantes. Deux aspects différents sont à considérer lorsqu'on s'intéresse à la propagation d'une espèce exotique envahissante : d'une part, sa dispersion à l'échelle mondiale permettant de coloniser de nouveaux territoires, généralement dues à des facteurs anthropiques ; d'autre part, sa dispersion à l'échelle locale qui permet à cette espèce de créer différentes populations adjacentes au sein d'un même territoire.

2.1.3.2.1 DISPERSION A L'ECHELLE MONDIALE

L'introduction d'*H. verticillata* dans de nouveaux territoires est généralement considérée comme accidentelle, principalement causée par deux actions anthropiques.

D'une part, *H. verticillata*, de même que d'autres espèces d'Hydrocharitaceae, a été exportée au niveau mondial comme plante décorative d'aquarium. Une fois importée, la plante semble avoir été relâchée, volontairement ou accidentellement, dans le milieu naturel, où elle a pu trouver des conditions favorables à son installation et à son développement. L'utilisation d'*H. verticillata* en aquariophilie est par conséquent à l'origine de sa présence sur tous les continents. Ce mode d'introduction semble être le plus probable et c'est notamment celui qui a été retenu en ce qui concerne l'introduction de l'espèce en Floride à la fin des années 1950 (<https://www.denix.osd.mil/denix/Public/ES-Programs/>).

D'autre part, une action involontaire semble également pouvoir expliquer la propagation de l'espèce. Les différents organes de multiplication végétative d'*H. verticillata* (tubercules et turions) présentent une résistance considérable (plusieurs jours hors de l'eau) ce qui leur permet d'être transportés sur de longues distances (Langeland, 1996). Ces organes ainsi que les boutures naturelles peuvent

par exemple contaminer d'autres plantes aquatiques destinées à l'exportation. Ce mode d'introduction a notamment été observé aux Etats-Unis où un lot de nénuphars contaminé par *H. verticillata* est à l'origine de l'introduction de l'espèce en Californie, ainsi que dans les lacs Pipe et Lucerne au sud-est de Seattle (Washington) (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/>). Ces organes spécialisés peuvent également être transportés dans des filets de pêche ou sur des navires, facilitant ainsi la dispersion d'*H. verticillata*.

2.1.3.2.2 DISPERSION A L'ECHELLE LOCALE

Lorsque *H. verticillata* est introduite dans un nouveau territoire, elle se propage très rapidement. La multiplication végétative constitue le principal atout favorisant son expansion, et ce quelque soit la forme présente (dioïque ou monoïque). D'une part, dès son installation, *H. verticillata* produit de nombreux stolons et rhizomes qui vont permettre à l'espèce de développer un tapis végétal dense en surface de l'eau qui, dans les cas les plus extrêmes, exclut la présence de toute autre espèce (Langeland, 1996). D'autre part, *H. verticillata* va coloniser des zones éloignées de son site d'introduction grâce aux structures de dispersion qu'elle met en place et qui seront entraînées par le courant (tubercules, turions, fragments de tiges et stolons). La capacité des tubercules et des turions à résister à l'ingestion et à la régurgitation par les oiseaux contribue également à l'expansion de l'espèce.

2.1.3.3 Distribution géographique dans le monde

Bien qu'*H. verticillata* soit une espèce fortement envahissante, il existe peu de données sur la progression spatiale de l'espèce dans les différentes localités où elle a été introduite. Aujourd'hui *H. verticillata* est présente sur tous les continents (hormis l'Antarctique), où elle s'est généralement bien acclimatée et développée au point de devenir dans certaines régions un véritable fléau (Langeland, 1996; Binimelis *et al.*, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=272&sts>).

2.1.3.3.1 PACIFIQUE ET ASIE

Un suivi réalisé par l'organisme PIER (Pacific Island Ecosystems at Risk) met en évidence une large distribution d'*H. verticillata* dans la région Pacifique (www.hear.org/pier/species/hydrilla_verticillata.htm). L'espèce, originellement présente

en Australie, se trouve aujourd'hui aussi bien en Nouvelle-Zélande que dans les principales îles du Pacifique.

En Nouvelle-Zélande, *H. verticillata* est principalement présente dans la partie nord-est de l'île du Nord, dans la baie de Hawke, où on la trouve notamment dans les lacs Tutira, Waikapiro, Opouahi et Eland (Hofstra *et al.*, 2000 ; 1999). L'apparition d'*H. verticillata* en Nouvelle-Zélande semble être due à un seul évènement d'introduction à partir de plants d'origine australienne (Hofstra *et al.*, 2000).

Au sud ouest du Pacifique, nous trouvons l'espèce au Japon, aux Philippines et à Taïwan. Dans le sud est du Pacifique, *H. verticillata* a été observée aux îles Fidji (dès le début des années 1960 dans la rivière la plus importante de l'île, la Rewa River (Vereivalu, 1989)), à Hawaï, en Polynésie Française, aux îles Guam, en Papouasie Nouvelle-Guinée et en Nouvelle-Calédonie (www.hear.org/pier/species/hydrilla_verticillata.htm).

D'autre part, ces mêmes sources révèlent également une distribution généralisée d'*H. verticillata* en Asie du sud. En effet, l'espèce a été observée en Chine, en Corée du Sud, en Inde, en Indonésie, à Singapour, au Cambodge, à Taïwan, au Vietnam ou encore en Malaisie.

2.1.3.3.2 EUROPE ET AFRIQUE

En ce qui concerne les continents africain et européen, *H. verticillata* est présente de façon globale sur l'ensemble des 2 territoires mais se concentre généralement sous forme de populations isolées éparses (Cook & Lüönd, 1982, Pietersen, 1981).

En Europe, le statut d'*H. verticillata* est incertain (Cook & Lüönd, 1982). D'un point de vue historique, l'espèce a été observée en Europe dès la première moitié du 18^{ème} siècle, notamment au Nord de la Pologne et en Lituanie (Cook & Lüönd, 1982). En 1934, *H. verticillata* est observée en Irlande à Rusheenduff Lough (County Galway). De plus, l'espèce a probablement été introduite en Autriche en 1961, où elle se développe dans des sources d'eaux chaudes autour de Villach (Cook & Lüönd, 1982). En Angleterre, une population d'*H. verticillata* avait été observée en 1914 à Esthwaite Water mais elle avait disparu en 1945 probablement à cause d'un phénomène d'eutrophisation du milieu (Cook & Lüönd, 1982). En

Europe, on rencontre l'espèce jusqu'à 50° degré de latitude nord en Pologne et en Russie (Langeland, 1996).

Sur le continent africain, deux situations coexistent. D'une part, des populations probablement naturalisées* d'*H. verticillata* ont été observées dès 1863 en Afrique centrale, au Burundi, en Ouganda, au Zaïre et en Zambie (Cook & Lüönd, 1982; Madeira *et al.*, 2007). D'autre part, des plants introduits ont été observés le long de la côte ouest du continent, notamment en Côte d'Ivoire et aux îles Canaries (Cook & Lüönd, 1932), ainsi qu'au sud du continent africain dès le début des années 1960 (Madeira *et al.*, 2007; Henderson, 2006).

En 1961, des populations introduites d'*H. verticillata* ont été observées au Mozambique, dans la rivière Nkomati. En 1963, l'espèce apparaît en Afrique du Sud, dans la région sucrière du Tongaat. Puis dès le début des années 2000, *H. verticillata* atteint le barrage Pongolopoort à Jozini (province Kwazulu-Natal) où elle est observée pour la première fois en 2002. En 2006, *H. verticillata* occupait déjà 4,25% de la superficie du barrage (soit 680 ha sur les 16 000 ha totaux), avec une progression de l'ordre de 1,06% par an, et elle semblait avoir atteint de nouveaux cours d'eau dans la province de Kwazulu-Natal (Henderson, 2006; Coetzee, 2006; <http://www.gisp.org/publications/newsletter/GISPnewsletterfr7.pdf>). Une telle progression de l'espèce peut s'avérer critique au niveau de ce barrage, étant donné l'importance touristique de ce site (<http://www.gisp.org/publications/newsletter/GISPnewsletterfr7.pdf>). D'après l'analyse RAPD* (Amplification aléatoire d'ADN polymorphe) réalisée par Madeira *et al.* (2007), *H. verticillata* semble avoir été introduite en Afrique du Sud à partir de plants importés d'Indonésie ou de Malaisie.

Finalement, *H. verticillata* a aussi été recensée au niveau de l'Océan Indien, à l'île de La Réunion et à l'île Maurice. Elle ne semble cependant pas être présente à Madagascar (Cook & Lüönd, 1982).

2.1.3.3 AMERIQUE

L'espèce est présente aussi bien en Amérique du Nord, où sa progression a été la plus étudiée à l'heure actuelle, qu'en Amérique du Sud où de nombreuses études sont en cours.

En Amérique du Sud, les données fournies par l'organisme PIER mentionnent la présence d'*H. verticillata* au Mexique, au Panama, au Venezuela et en Colombie (Binimelis *et al.*, 2005; www.hear.org/pier/species/hydrilla_verticillata.htm). D'autres études ont également révélé la présence de l'espèce au Guatemala où elle a été recensée au niveau de la côte sud du pays en 1990, ainsi que plus récemment au niveau de la rivière Dulce et du lac Izabal en 2001, où *H. verticillata* avait alors envahi 3,22% des milieux, soit 2 190 ha (Arrivilaga, 2002, Binimelis *et al.*, 2005). De nombreux pêcheurs confirment cependant que l'espèce était déjà présente dans le lac depuis une quinzaine d'années environ. *H. verticillata* a probablement été introduite en Amérique du Sud depuis les Etats-Unis, et notamment la Floride, où l'espèce a connu une très forte expansion dès le milieu du XX^{ème} siècle. Cette introduction a pu se faire par le biais de bateaux ou d'oiseaux inféodés aux milieux aquatiques.

Aux Etats-Unis, de nombreuses études ont été réalisées pour comprendre comment *H. verticillata* a été introduite et comment l'espèce s'est propagée dans une grande partie du pays (Langeland, 1996; Madeira *et al.*, 2000; Jocono & Richerson, 2003; <http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>; <https://www.denix.osd.mil/denix/Public/ES-Programs/Conservation/Invasive/wetlands.htm>).

Au moins deux phases distinctes d'introduction d'*H. verticillata* sont vraisemblablement à l'origine de l'expansion de l'espèce sur le territoire américain (Langeland, 1996). La première phase d'introduction s'est produite entre le milieu et la fin des années 1950 en Floride, aux alentours de Tampa et de Miami, où a été introduite la forme dioïque femelle de l'espèce, certainement à partir d'une contamination par des plantes ornementales d'aquarium dispersées dans le milieu naturel. Depuis, la progression de l'espèce n'a pu être stoppée et elle colonise aujourd'hui tout le sud de l'Amérique depuis la Floride jusqu'en Californie. D'après des données fournies par le Florida Department of Natural Resources, la majeure partie des bassins versants de la Floride était déjà contaminée par *H. verticillata* en 1970 ; en 1988, 20 000 ha étaient envahis par la plante et 40 000 ha en 1995 (l'espèce était alors présente dans 43% des milieux aquatiques de Floride) (Langeland, 1996).

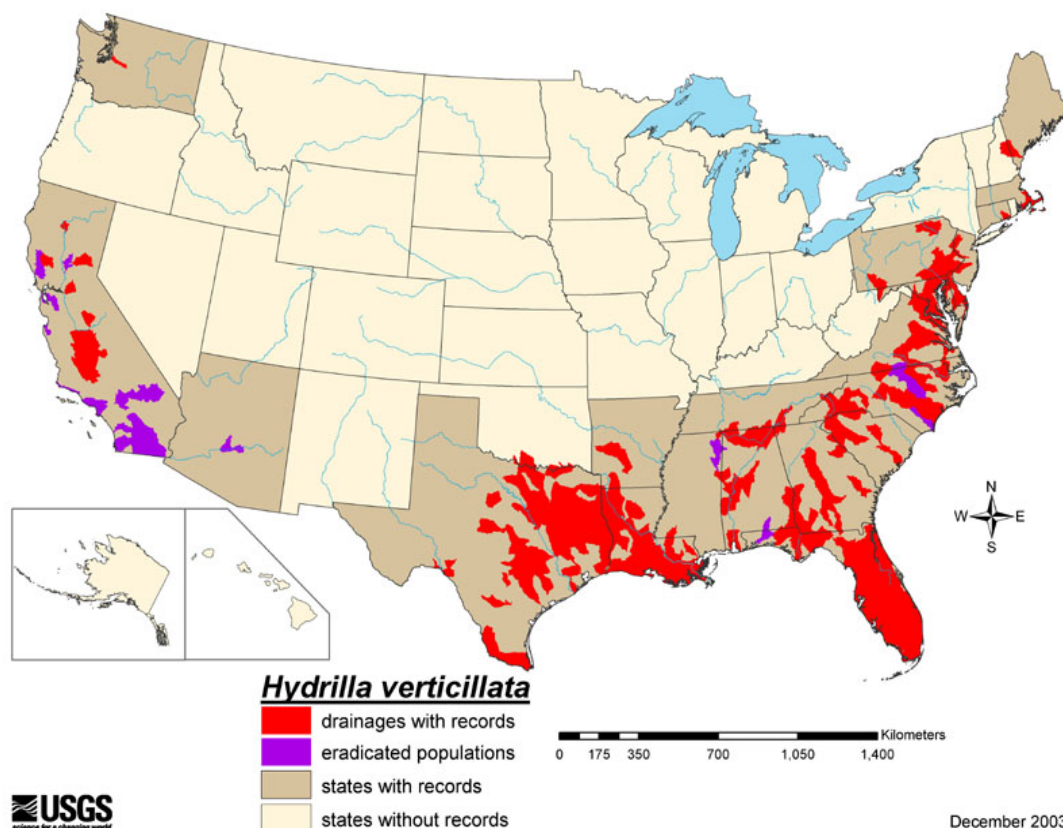
La deuxième phase d'introduction semble s'être produite vers 1980 à Washington DC dans le bassin versant de la rivière Potomac, où aurait été introduite la forme

monoïque d'*H. verticillata*. Cette espèce s'est rapidement propagée dans la rivière Potomac jusqu'à couvrir environ 1500 hectares en 1985. Le mode d'introduction de la forme monoïque de l'espèce aux Etats-Unis reste cependant inconnu (Jocono & Richerson, 2003; <http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>).

Par la suite, en 1993, la forme monoïque d'*H. verticillata* a également été introduite en Californie, par l'importation de lots de nénuphars contaminés par *H. verticillata* provenant du Maryland. En 1994, *H. verticillata* a atteint le plus grand lac de la Californie, le Lac Clear (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>). Puis, en 1995, un autre lot de nénuphars contaminé par *H. verticillata* est à l'origine de l'introduction de la forme monoïque de l'espèce dans les lacs Pipe et Lucerne (Washington) (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>).

Depuis ces deux principaux événements d'introduction, *H. verticillata* a progressivement envahi les différents états du sud des Etats-Unis, tels que la Georgie, l'Alabama, la Virginie, la Caroline du Sud, le Tennessee, le Mississippi, la Louisiane, l'Arkansas, le Texas, l'Arizona et la Californie. De plus, *H. verticillata* s'est propagée dans plusieurs Etats de la Côte Est des Etats-Unis, notamment la Caroline du Nord, le Maryland, le Delaware et la Pennsylvanie, le New Jersey, le Connecticut, le Massachusetts et le Maine (Jocono & Richerson, 2003), ainsi qu'à l'ouest dans l'état de Washington, où semble *a priori* s'être installée la frontière nord de l'invasion d'*H. verticillata* sur le continent Nord Américain.

Au total, en 2003, *H. verticillata* avait contaminé 690 cours d'eau correspondant à 190 bassins versants localisés dans 21 états des Etats-Unis (Figure 2.3) (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>; Jocono & Richerson, 2003).



En rouge, les bassins versants où *H. verticillata* a été recensée ; en violet, les zones où des populations de l'espèce ont été éradiquées ; en marron, les états où des populations ont été observées ; en beige, les états où aucun recensement d'*H. verticillata* n'a été effectué.

Figure 2.3 : Distribution d'*Hydrilla verticillata* dans le territoire nord américain (d'après Jocono & Richerson, 2003).

2.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages

Lors de l'introduction d'une espèce exotique* dans un nouvel écosystème, les principales préoccupations vont être, d'une part, de comprendre comment l'espèce introduite va évoluer dans le milieu ; et d'autre part, de connaître l'influence de cette espèce sur son nouvel écosystème, aussi bien vis-à-vis des espèces végétales et animales autochtones* (indigènes*) que vis-à-vis des caractéristiques du milieu.

Dans le cas d'*H. verticillata*, l'espèce a été à l'origine de nuisances considérables dans les territoires où elle a été introduite, nuisances aussi bien d'ordre écologique qu'économique. Celles-ci ont surtout été étudiées aux Etats-Unis (Jocono & Richerson, 2003 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=272&sts>), en Afrique du Sud

(<http://www.gisp.org/publications/newsletter/GISPnewsletterfr7.pdf>) et au Guatemala (Arrivillaga, 2002; Binimelis *et al.*, 2005). Cependant, *H. verticillata* devrait provoquer globalement les mêmes impacts quelque soit la région colonisée, la recherche bibliographique réalisée dans le cadre de cette étude indiquant des effets similaires de la plante dans l'ensemble des régions étudiées (<http://www.owlnet.rice.edu/~bios316/Hydrilla%20verticillata.pdf> ; Langeland, 1996; Getsinger *et al.* 2005).

2.1.4.1 Impacts écologiques causés par *Hydrilla verticillata*

Lors de son introduction dans un nouvel écosystème, *H. verticillata* peut avoir un impact majeur sur la structure des populations végétales et animales autochtones, ainsi que sur les caractéristiques physico-chimiques de son nouvel environnement.

2.1.4.1.1 INFLUENCE SUR LA STRUCTURE DES POPULATIONS VEGETALES AUTOCHTONES

De par sa plasticité biologique (eurythermie, faibles exigences vis-à-vis des conditions de son habitat, mode de reproduction asexuée), *H. verticillata* est particulièrement adaptée pour l'invasion de nouveaux territoires et elle est extrêmement compétitive vis-à-vis des autres plantes. En effet, dans les différentes localités où elle a été introduite, *H. verticillata* a souvent connu une forte expansion provoquant la disparition des espèces végétales indigènes.

Aux Etats-Unis, par exemple, plusieurs plantes aquatiques ont été supplantées par *H. verticillata*. Parmi ces espèces, nous pouvons citer le céleri sauvage (*Vallisneria americana*) (Jocono & Richerson, 2003) ou l'élodée dense (*Egeria densa*). En 1980, l'élodée occupait 6 000 ha du lac Marion en Caroline du Sud et en 1982, elle avait disparu suite à l'introduction d'*H. verticillata* (*in* Hofstra *et al.*, 1999).

Au lac Seminole (Floride), *H. verticillata* est à l'origine de la disparition d'espèces comme le cornifle nageant (*Ceratophyllum demersum*) ou la *Cobomba sp.*, le myriophylle en épis (*Myriophyllum spicatum*) ou encore le potamot *Potamogeton illinoensis* (Hofstra *et al.*, 1999). Ces auteurs ont comparé la compétitivité d'*H. verticillata* avec celle de 4 autres plantes aquatiques envahissantes de Nouvelle-Zélande : 3 espèces d'élodées (*Egeria densa*, *Lagarosiphon major* et *Elodea canadensis*) et le cornifle nageant (*Ceratophyllum demersum*) et ont montré qu'une

fois installée dans un biotope, *H. verticillata* était l'espèce la plus compétitive pour coloniser un milieu.

En Amérique du Sud, l'impact d'*H. verticillata* sur les espèces végétales autochtones a également été mis en évidence au Guatemala, au lac Izabal où *H. verticillata* est à l'origine d'une compétition avec des espèces végétales indigènes telles que *Chara phoetida*, *Potamogeton sp.* ou *Vallisneria sp* (Binimelis *et al.*, 2005). Ces végétaux étant des composants majeurs du régime alimentaire des lamantins, ces populations animales, déjà en danger, connaissent un déclin important.

2.1.4.1.2 INFLUENCE SUR LES POPULATIONS ANIMALES

Peu d'études ont été réalisées permettant de comprendre l'influence d'*H. verticillata* sur les populations animales autochtones. L'espèce semble interférer différemment avec la faune piscicole, les macroinvertébrés benthiques ou les oiseaux inféodés aux milieux aquatiques.

Le type d'impact d'*H. verticillata* sur les communautés de poissons indigènes dépend principalement du taux de développement de l'hydrophyte. En effet, lorsque les herbiers qu'elle développe sont moyennement denses (recouvrant environ 30% de la surface d'un plan d'eau), ceux-ci constituent des zones d'abri pour certaines espèces de poissons, telles que le black bass (*Micropterus salmoïdes*), les protégeant ainsi de leurs prédateurs, ou formant des nurseries pour les stades juvéniles de ces poissons. Dans ce cas, l'habitat conditionné par *H. verticillata* s'avère bénéfique pour les populations de poissons locales (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=272&sts>).

En revanche, lorsque la couverture végétale développée par *H. verticillata* est plus importante, l'hydrophyte aura principalement un impact négatif sur les populations piscicoles. En effet, le taux en oxygène dissous reste en permanence faible dans la colonne d'eau, diminuant fortement durant la nuit (respiration des organismes, augmentation des quantités de matières organiques biodégradables présentes dans le milieu). Ces conditions sont alors défavorables au maintien des populations piscicoles (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html> ; Getsinger *et al.*, 2005; Jocono & Richerson, 2003).

En ce qui concerne la macrofaune benthique, Colon-Gaud *et al.* (2004) ont comparé l'influence de deux hydrophytes* aquatiques (l'espèce exotique *H.verticillata* et l'espèce indigène *Ceratophyllum demersum*) sur les communautés d'invertébrés benthiques dans le cours inférieur de la rivière Atchafalaya (Louisiane). Les auteurs n'ont pas pu montrer de différence importante au niveau de la composition des populations d'invertébrés benthiques (Hydracariens, mollusques Gastéropodes, insectes hétéroptères, coléoptères, diptères, éphéméroptères, odonates et lépidoptères) dans les herbiers constitués par les 2 hydrophytes. Cependant, d'après les auteurs, la colonisation progressive et continue du bassin versant de la rivière Atchafalaya par *H. verticillata* a réduit la diversité des habitats fournis par les macrophytes aux macroinvertébrés phytophiles et a induit une hypoxie* permanente dans les herbiers de macrophytes sur de grandes parties du littoral, avec des impacts significatifs sur la distribution verticale des macroinvertébrés.

Enfin, *H. verticillata* semble avoir un impact positif sur les populations d'oiseaux inféodés à l'eau, tels que les canards, étant donné que la plante fait partie de leur alimentation notamment au cours de l'hiver (Langeland, 1996; Getsinger *et al.*, 2005; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=272&sts>).

2.1.4.1.3 INFLUENCE SUR LES MILIEUX

Dans les zones à forte densité en *H. verticillata*, des modifications de la composition physico-chimique de l'eau peuvent être constatées telles qu'une augmentation importante de la température et du pH, ainsi qu'une diminution de la teneur en O₂ dissous (Langeland, 1996; Jocono & Richerson, 2003). Ces variations de la qualité physico-chimique de l'eau peuvent contribuer à l'élimination de certaines espèces végétales indigènes.

De plus, les proliférations végétales peuvent provoquer, dans certains cas, un ralentissement de l'eau dans les rivières ou les canaux et même, dans les cas les plus extrêmes, une obstruction totale des cours d'eau. Ces obstacles à l'écoulement de l'eau favorisent la mise en place de zones stagnantes favorables, notamment, au développement des moustiques. En Amérique du Sud ou en Afrique, ces insectes sont des vecteurs de parasites provoquant de graves maladies telles que le paludisme (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=272&sts>;

Binimelis *et al.*, 2005; Getsinger *et al.*, 2005). Dans ces régions, le développement massif d'*H. verticillata* peut être à l'origine de sérieux problèmes de santé publique.

Au barrage-réservoir de Ross River en Australie, Hearnden & Kay (1997) ont évalué l'importance d'*H. verticillata* sur le développement de différentes espèces de moustiques, vecteurs d'arbovirus* (virus de Ross River, virus de Barnah Forest, encéphalite de Murray Valley ou virus de Kunjin). Au cours de cette étude, ils ont montré que 7 espèces de moustiques se développent dans les milieux colonisés par *H. verticillata* où elles peuvent atteindre une densité de larves 1,64 fois supérieure que celle atteinte sur les plantes de bordure du plan d'eau. La propagation d'*H. verticillata* (25,7% de la surface couverte en avril 1991 et 37,5% en septembre 1992) pourrait favoriser un développement plus important de ces espèces de moustiques (Hearnden & Kay, 1997).

Cependant, *H. verticillata* peut également avoir des effets bénéfiques. En effet, dans les zones où elle prolifère, l'espèce permet une augmentation de la clarté de l'eau, en limitant notamment la mise en suspension de particules du substrat et le développement du phytoplancton (Langeland, 1996; Jocono & Richerson, 2003; Binimelis *et al.*, 2005). Ces aspects favorables ont incité à introduire volontairement l'espèce dans les milieux aquatiques de certaines régions des Etats Unis (Langeland, 1996).

2.1.4.2 Impacts économiques causés par *Hydrilla verticillata*

Une étude réalisée en 2006 par le programme mondial sur les plantes envahissantes a montré que ces dernières sont à l'origine de pertes économiques importantes dans les pays où elles ont été introduites, pertes qui peuvent atteindre une ampleur considérable dans les pays émergents. En effet, cette étude a estimé que les dommages causés par les plantes envahissantes* peuvent représenter près de 50% du PIB dans les pays développés (31% au Royaume Unis, 48% en Australie et 53% aux Etats-Unis) et même dépasser 100% du PIB dans les pays émergents : 78% en Inde, 96% en Afrique du Sud et jusqu'à 112% au Brésil (<http://www.gisp.org/publications/newsletter/GISPnewsletterfr7.pdf>).

Etant donné la forte expansion d'*H. verticillata* dans les régions où elle a été introduite, il est probable que l'espèce contribue de façon considérable à ces pertes financières. Deux causes principales en sont à l'origine : l'interférence de l'espèce

avec les activités anthropiques et la mise en place des traitements de contrôle et d'éradication.

En effet, d'une part, les proliférations végétales peuvent perturber les activités touristiques et commerciales de la région colonisée (Langeland, 1996 ; Binimelis *et al.*, 2005). Les herbiers denses d'*H. verticillata* constituent une gêne pour la navigation professionnelle et pour les activités de loisir (nautisme, ski nautique, baignade) dont ils restreignent l'espace ou qu'ils contraignent fortement : encombrement des hélices et gouvernails, résistance à l'avancement, difficulté à ramer ou pagayer, limitation de la pêche commerciale et sportive, diminution des stocks de poissons, limitation des zones de baignade.... En conséquence, les régions tropicales où prolifère actuellement *H. verticillata* sont particulièrement affectées par sa présence, qui induit une réduction importante des profits engendrés par les activités touristiques et commerciales. Par exemple en Floride, au Lac Orange, les gains générés grâce à ces activités avaient été évalués à environ 11 millions de dollars avant la présence d'*H. verticillata* ; suite à sa prolifération, ces gains sont devenus négligeables (Langeland, 1996 ; <https://www.denix.osd.mil/denix/Public/ES-Programs/Conservation/Invasive/wetlands.html>);).

D'autre part, l'utilisation de moyens de lutte contre *H. verticillata* représente un coût économique important supplémentaire dans les régions colonisées. En Floride, par exemple, pays où la prolifération de l'espèce est considérable, des budgets importants ont été alloués à la lutte contre la plante : 38,5 millions de dollars entre 1980 et 1993, 10 millions de dollars en 1994-1995, et 14,5 millions de dollars en 1995-1996 étant donnée la progression spatiale de l'espèce (Langeland, 1996; <https://www.denix.osd.mil/denix/Public/ES-Programs/Conservation/Invasive/wetlands.html>). En Caroline du Sud, où plus de 20 000 ha sont colonisés par *H. verticillata*, 2,5 millions de dollars sont nécessaires chaque année pour lutter contre l'espèce (Kirk & Henderson, 2006).

2.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication d'*Hydrilla verticillata*

Au vu de l'ampleur des nuisances provoquées par *H. verticillata* dans un territoire colonisé, de nombreuses études ont été réalisées afin de trouver des moyens de lutte efficaces permettant d'éliminer l'espèce (Doyle *et al.*, 2002; Getsinger *et al.*, 2005; Kirk & Henderson, 2006; Wheeler & Center, 2007; Doyle *et al.*, 2007). Les

principales recherches sont entreprises par des laboratoires américains, notamment en Floride où la prolifération d'*H. verticillata* semble être la plus importante. Ces recherches concernent des méthodes d'éradication directes d'ordre mécanique (arrachage manuel, labourage) ou chimique (empoisonnement) et des méthodes indirectes (lutte biologique). L'utilisation de ces techniques dépend de la nature du milieu traité (lacs, canaux d'irrigation, ...) mais également de leur coût (Langeland, 1996; Arrivillaga, 2002; Getsinger *et al.*, 2005).

2.1.5.1 Lutte mécanique

La lutte mécanique consiste à détruire les plants d'*H. verticillata* principalement par le labourage de fond des zones infestées et l'arrachage manuel des plants. En plus de leur coût économique élevé (jusqu'à 2500 dollars par ha), ces techniques semblent peu adaptées pour éradiquer *H. verticillata* et ne présentent qu'une efficacité à court terme (Langeland, 1996). En effet, elles favorisent la multiplication végétative de l'espèce en libérant des fragments de tiges, de rhizomes ou de stolons pouvant être facilement transportés par le courant, contribuant ainsi à la propagation de la plante plutôt qu'à son éradication. De plus, ces techniques ne permettent pas de détruire les tubercules enfouis dans le sol qui vont générer de nouvelles plantes. Enfin, un des principaux inconvénients du labourage est la faible sélectivité que présente la technique en détruisant également la majorité des espèces végétales et animales autochtones présentes dans le milieu colonisé.

Cependant, dans certains cas, l'utilisation de méthodes mécaniques peut être adaptée : dans les bassins de retenue et les canaux d'alimentation en eau pour les besoins domestiques, ces systèmes devant être totalement dépourvus d'espèces végétales ; au niveau des zones de prolifération d'*H. verticillata* où le risque de propagation est négligeable et où les espèces endémiques ou indigènes sont quasi-inexistantes ; dans les cours d'eau rapides où l'utilisation d'herbicides est inefficace.

Enfin, l'arrachage manuel des plants est conseillé lors d'une première introduction de l'espèce pour les herbiers peu développés. En effet, l'arrachage précoce des plants d'*H. verticillata* avant sa prolifération et avant la production de tubercules pourrait permettre d'empêcher l'implantation de l'espèce dans un nouveau territoire.

2.1.5.2 Lutte chimique

La lutte chimique contre *H. verticillata* est actuellement le moyen d'éradication le plus répandu. Plusieurs types d'herbicides ont été testés aux Etats-Unis pour lutter contre l'espèce qui s'avèrent efficaces à moyen terme et qui ont été validés par l'Association de Protection de l'Environnement Américaine (EPA). Les principaux herbicides utilisés à l'heure actuelle sont ceux à base de cuivre, de diquat, d'endothall ou de fluridone (Langeland, 1996; Binimelis *et al.*, 2005; Getsinger *et al.*, 2005).

Les produits à base de cuivre, diquat et endothall sont des herbicides de contact à action rapide utilisés généralement pour éliminer l'espèce de façon relativement sélective. En effet, un système de tuyauterie est mis en place sous les feuilles d'*H. verticillata* pulvérisant l'herbicide (sous forme liquide) qui sera alors directement absorbé par la plante et permettra son éradication.

Les herbicides à base de fluridone, à action lente, sont efficaces uniquement pour traiter la totalité d'un plan d'eau ou d'un cours d'eau infesté par *H. verticillata*. L'efficacité de ces herbicides vis-à-vis de la plante dépendra de la quantité de produit utilisée, ainsi que du nombre et de la durée des traitements. Bien que le fluridone soit un produit assez cher et peu sélectif, il est à l'heure actuelle l'herbicide le plus utilisé pour lutter contre *H. verticillata* (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>). Cependant, dans différents lacs de Floride où les populations d'*H. verticillata* sont régulièrement traitées avec ce produit, des résistances au fluridone commencent à apparaître (Koschnick *et al.*, 2006).

Malgré les bons résultats obtenus avec ces différents herbicides, deux problèmes majeurs subsistent : d'une part, ces traitements restent inefficaces sur le long terme et doivent donc être réalisés régulièrement dans les zones colonisées (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html> ; Langeland, 1996; Getsinger *et al.*, 2005) ; d'autre part, les tubercules sont insensibles à ces traitements et les zones traitées peuvent être rapidement recolonisées par des plants issus des tubercules (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html> ; Getsinger *et al.*, 2005).

2.1.5.3 Lutte biologique

Dans le cas d'une lutte biologique, on ne cherche pas à éliminer l'espèce envahissante mais à limiter sa propagation en introduisant un facteur de contrôle (en général, un insecte). Pour mettre au point ce type de méthode, il est nécessaire de commencer par étudier l'espèce envahissante dans son milieu d'origine, où elle est souvent peu développée pour connaître l'espèce et les facteurs qui en limitent l'expansion. Il faut ensuite tester la méthode et en évaluer le coût. Quelque soit la qualité de ces travaux préparatoires, le passage à la mise en œuvre comporte toujours une part de risque, notamment celui que l'agent de lutte puisse devenir à son tour une espèce envahissante, et la décision d'introduire ou non cette nouvelle espèce est toujours difficile à prendre (<http://www.x-environnement.org/jr/JR06/courchamp.htm>).

Les recherches sur les insectes pouvant être utilisés en tant qu'agent de lutte biologique contre *H. verticillata* ont démarré en 1971 au cours d'une coopération entre l'Université de Floride et le Département d'Agriculture des Etats-Unis (Bennett & Buckingham, 2000). En 1971, ces recherches étaient focalisées sur l'Inde et le Pakistan ; en 1981 elles concernaient toute la région Indo-Pacifique ; au cours des années 1990, elles se sont étendues à l'Asie (Chine, Corée, Japon, Thaïlande et Vietnam). Sur les 25 espèces d'insectes herbivores d'*H. verticillata* recensées au cours de ce programme, quatre ont été testées comme agent de lutte biologique contre la plante aux Etats-Unis : deux espèces de coléoptères Cucurlionidae du genre *Bagous* : *B. hydrillae* originaire de l'Australie et *B. affinis* originaire du Pakistan, de l'Inde et de la Thaïlande ; ainsi que deux espèces de diptères Ephydridae du genre *Hydrellia* originaires d'Australie : *H. pakistanae* et *H. balciunasi* (Langeland, 1996; Bennett & Buckingham, 2000 Getsinger *et al.*, 2005; <http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>).

2.1.5.3.1 EFFICACITE DES COLEOPTERES *BAGOUS* SP.

Wheeler & Center (2007) ont testé l'efficacité des coléoptères *Bagous affinis*, *B. hydrillae* et *B. restrictus* (espèce native des Etats-Unis) en tant qu'agents de lutte contre *H. verticillata*. Les adultes de ces insectes aquatiques se nourrissent des feuilles et des tiges de la plante, et les larves se développent dans ses tubercules, ou sur ses tiges, selon l'espèce d'insecte. Malgré leur capacité à se développer sur *H. verticillata*, les essais d'introduction de *B. affinis* et *B. hydrillae* ont échoué. Ces

espèces ne se sont acclimatées ni en Floride, ni au Texas, ni en Californie, où elles avaient été libérées (Wheeler & Center, 2007). En ce qui concerne *B. restrictus*, même si cette espèce est indigène au territoire américain, elle ne se nourrit d'*H. verticillata* qu'en absence de son hôte privilégié, qui n'a pas encore été déterminé précisément mais qui semblerait être une hydrophyte du genre *Potamogeton* (Wheeler *et al.*, 2007). Ainsi, malgré les caractéristiques intéressantes de ces coléoptères qui détruisent notamment les tubercules d'*H. verticillata*, facteurs importants de la propagation et de la résistance de l'espèce envahissante, ces insectes ne sont pas adaptés pour lutter contre *H. verticillata*, du moins aux Etats-Unis.

2.1.5.3.2 EFFICACITE DES DIPTERES *HYDRELLIA SP.*

D'après les différentes études réalisées sur ces diptères, la mouche mineuse de feuilles, *Hydrellia pakistanae*, serait l'espèce la plus efficace pour lutter contre *H. verticillata* (Van *et al.*, 1998; Doyle *et al.*, 2002, 2007). En effet, cette mouche herbivore est à l'origine de dégâts importants sur les feuilles du végétal : dans le milieu naturel, 5 à 40% environ des feuilles peuvent être endommagées par les larves du diptère (*in* Doyle *et al.*, 2002). Introduite pour la première fois en Floride en 1987, *H. pakistanae* s'est bien acclimatée au sud des Etats-Unis et est aujourd'hui présente de la Floride à la Californie (Center *et al.*, 1997). En revanche, l'introduction d'*H. balciunasi* a échoué (Bennett & Buckingham, 2000).

Doyle *et al.* (2002) ont étudié l'impact d'*H. pakistanae* sur le développement d'*H. verticillata*, en comparant la croissance, la reproduction et l'efficacité photosynthétique de cette dernière en présence et en absence de l'herbivore. En conditions de forte infestation par *H. pakistanae*, *H. verticillata* présente une diminution d'environ 30% de sa biomasse, une baisse de près de 55% de sa production en tubercules (avec une masse en tubercules diminuée de 60%), ainsi qu'une baisse importante de son efficacité photosynthétique par rapport aux plants témoins (ces proportions varient en fonction des études réalisées et des densités en *H. pakistanae*) (Van *et al.*, 1998; Doyle *et al.*, 2002).

Des études ont été réalisées pour comprendre l'influence d'*H. pakistanae* sur la compétitivité d'*H. verticillata* vis-à-vis des espèces végétales autochtones, normalement supplantées lors de l'introduction de l'espèce envahissante. Ces

études, menées sur *H. verticillata* et l'hydrophyte *Vallisneria americana* - espèce indigène des Etats-Unis - présentent des résultats différents selon la densité en *H. pakistanae* utilisée. En effet, pour Doyle *et al.* (2007) utilisant des densités en *H. pakistanae* proches de celle rencontrées dans le milieu naturel, *H. verticillata* reste l'espèce la plus compétitive, malgré une diminution de sa croissance et de sa production en tubercules. En revanche, si les densités de la mouche *H. pakistanae* sont beaucoup plus importantes que celles habituellement trouvées dans le milieu naturel, un développement beaucoup plus important de *V. americana* est constaté (Van *et al.*, 1998). En effet, dans ce cas là, la totalité des feuilles d'*H. verticillata* en surface du plan d'eau sont dévorées par le prédateur, permettant ainsi la prolifération de *V. americana*, alors que dans la première étude, les densités plus faibles de l'herbivore permettent le maintien des herbiers denses d'*H. verticillata* à la surface des lacs, ce qui induit probablement un blocage de la croissance de *V. americana*.

Toutes les études soulignent cependant le rôle intéressant d'*H. pakistanae* en tant que facteur de contrôle des populations d'*H. verticillata*. En effet, l'herbivore permet de diminuer la croissance et la reproduction de la plante, et donc sa prolifération dans des nouveaux territoires. D'autre part, *H. pakistanae* s'attaque de façon très spécifique à *H. verticillata*, et ne présente pas de danger vis-à-vis de certaines espèces végétales autochtones des Etats-Unis telles que *Vallisneria americana* (Van *et al.*, 1998). L'efficacité d'*H. pakistanae* pour éliminer *H. verticillata* reste encore à prouver dans le milieu naturel.

2.1.5.3.3 AUTRES AGENTS DE LUTTE BIOLOGIQUE

D'autres espèces d'insectes dont les larves se nourrissent des feuilles d'*H. verticillata* sont connues mais se sont avérées peu efficaces en matière de lutte biologique (Langeland, 1996). C'est le cas du papillon de nuit *Paraponyxa diminutalis*, introduit accidentellement aux Etats-Unis, ou de différentes espèces de gastéropodes performantes en conditions expérimentales, mais inefficaces comme agents de lutte biologique contre *H. verticillata* dans le milieu naturel.

Hormis ces invertébrés, une espèce de poisson a également été testée pour lutter contre l'hydrophyte : il s'agit de la carpe herbivore *Ctenopharyngodon idella* Val. (Langeland, 1996; Getsinger *et al.*, 2005; Kirk & Henderson, 2006). Ce poisson,

d'origine asiatique s'est avéré être le meilleur élément de lutte contre *H. verticillata*. En effet, au cours d'une campagne d'éradication d'*H. verticillata* au Lac Baldwin en Floride, qui était infesté à 79% par la plante, le lâcher de deux lots de carpes herbivores a suffi pour éradiquer l'espèce végétale du site. Le même type de programme est utilisé actuellement au Imperial Irrigation District de Californie (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/hydrilla.html>).

Cependant, malgré les bons résultats obtenus avec la carpe en tant qu'agent de lutte biologique, des précautions importantes sont à prendre. D'une part, la carpe herbivore est une espèce non sélective se nourrissant de toutes les espèces végétales présentes dans le milieu colonisé, ce qui implique le risque d'élimination des espèces autochtones. D'autre part, la carpe herbivore est elle-même une espèce introduite à caractère envahissant, dont les populations doivent donc être rigoureusement contrôlées. Ainsi aux Etats-Unis, n'est autorisée que l'utilisation d'une souche triploïde et stérile de l'espèce, qui ne risque donc pas de proliférer dans les zones où elle est introduite (Langeland, 1996; Getsinger *et al.*, 2005).

2.1.5.4 Exemple de l'éradication d'*H. verticillata* dans le réservoir hydroélectrique de Santee Cooper en Caroline du Sud

Le contrôle de l'invasion d'*H. verticillata* dans les lacs de Santee Cooper en Caroline du Sud entre 1982 et 2004 reste un bon exemple montrant l'efficacité des moyens de lutte contre *H. verticillata*, ainsi que les effets néfastes de ces moyens de lutte, en particulier sur les espèces autochtones (Kirk & Henderson, 2006).

Le réservoir de Santee Cooper en Caroline du Sud couvre environ 69 000 ha et est composé principalement de 2 lacs, le lac Marion et le lac Moultrie, ainsi que d'un canal associé. Ce réservoir est utilisé, depuis 1941, pour le commerce, la navigation, l'approvisionnement en eau et pour la production d'électricité.

En 1982, *H. verticillata* est introduite dans le lac Marion, où elle occupe rapidement toute la surface du lac. Elle devient alors problématique pour la navigation, ainsi que pour la production d'électricité : en 1991, par exemple, une touffe d'*H. verticillata* est aspirée par les grilles d'entrée d'eau de la centrale hydroélectrique de St. Stephen ce qui provoque le blocage des turbines et donc l'arrêt de la production d'énergie. Il s'en suit également la plus grande mortalité de poissons jamais observée en Caroline du Sud, notamment 20 esturgeons (espèce menacée

Acipenser brevirostrum), ainsi qu'une perte économique de plus de 4 millions de dollars.

Etant donné la prolifération de l'espèce, des moyens de lutte contre *H. verticillata* sont rapidement mis en place dans le réservoir de Santee Cooper. Dans un premier temps, les lacs sont traités annuellement au moyen d'herbicides, tels que Aquathol K® et Diquat®. Cependant, malgré les 12 millions de dollars investis dans ces traitements, *H. verticillata* continue à occuper 55% de la surface du réservoir Santee Cooper, soit une superficie d'environ 38 000 ha.

Suite à cet échec, une tentative de lutte biologique est réalisée en introduisant des carpes herbivores triploïdes (*Ctenopharyngodon idella*). Entre 1989 et 1996, 768 500 individus sont lâchés dans les lacs. En 1997, *H. verticillata* était éliminée du réservoir de Santee Cooper, et ce pour un coût minime d'environ 25 dollars par ha, soit moins de 2 millions de dollars au total.

Cependant, étant donné le régime alimentaire relativement diversifié de la carpe, un déclin important de toutes les espèces végétales autochtones est observé, si bien qu'en 2004 uniquement 6% de la surface totale des lacs était occupée par de la végétation (soit environ 4 000 ha). Cette diminution importante de la densité végétale provoqua le déclin des populations de black bass (*Micropterus salmoides*) et de celles des oiseaux inféodés au milieu aquatique présents au réservoir de Santee Cooper.

2.1.5.5 Conclusions et recommandations

De nombreuses études sont en cours pour améliorer les techniques de lutte chimique et mécanique existantes, afin de limiter leur coût d'utilisation et augmenter leur efficacité sur le long terme (Koschnick *et al.*, 2006).

En ce qui concerne les méthodes biologiques, à l'heure actuelle, le meilleur moyen de contrôle d'*H. verticillata*, offrant une régulation à long terme, semble être la lutte biologique au moyen de la carpe herbivore *Ctenopharyngodon idella* Val., malgré la faible spécificité de celle-ci pour *H. verticillata*, le risque qu'elle représente pour les espèces indigènes et la possibilité de prolifération du poisson. Les études réalisées ces dernières années nous orientent également de plus en plus vers le rôle majeur joué par les insectes en tant qu'agents de lutte biologique, et plus particulièrement

le diptère Ephydridae *H. pakistanae*. De prochaines études permettront sans doute d'identifier l'impact réel de cette mouche sur *H. verticillata* dans le milieu naturel.

De nos jours, la meilleure solution reste encore la prévention de l'introduction d'*H. verticillata* dans des zones vierges de l'espèce (Langeland, 1996; Binimelis *et al.*, 2005; Getsinger *et al.*, 2005). Pour ce faire, quelques règles simples peuvent être appliquées telle que celle consistant à bien nettoyer tout matériel ayant été en contact avec l'espèce (bateaux, filets de pêche, ...) avant de l'utiliser à nouveau (Binimelis *et al.*, 2005; Getsinger *et al.* 2005).

D'autre part, la mise en place de réseaux de surveillance pourrait permettre de détecter rapidement la présence d'*H. verticillata* dans des zones précédemment vierges. Cette détection précoce permettrait d'engager des moyens de lutte efficaces lorsque les herbiers sont peu développés, tels que l'arrachage manuel des plants (en évitant la propagation des fragments de tiges pouvant coloniser les zones adjacentes) ou l'utilisation ponctuelle d'herbicides. Ces méthodes, parfois simples, peuvent éviter l'implantation d'*H. verticillata* dans de nouveaux milieux (Langeland, 1996; Getsinger *et al.*, 2005).

2.2 DIAGNOSTIC DE L'INVASION D'*HYDRILLA VERTICILLATA* EN NOUVELLE-CALÉDONIE

2.2.1 Historique de l'introduction

Aucune donnée n'a été retrouvée sur l'introduction de cette plante en Nouvelle Calédonie. En 1966, elle est répertoriée à Nouméa dans une mare artificielle de la vallée des Colons, en 1967 à Canala dans la rivière La Crouen près de la station thermale (toujours présente en 1991), en 1970 dans un ruisseau forestier à courant rapide du col d'Amieu et en 1977 à Bourail dans la rivière Néra près du pont de la RT1 (MacKee, 1994).

En Nouvelle Calédonie, l'importation des végétaux est réglementée depuis 1996. *H. verticillata* est interdite à l'importation à partir de 2007. La province Nord a adopté un code de l'environnement le 24/10/2008 et la province Sud le 20/03/2009. Ces codes comportent des mesures visant à lutter contre les espèces exotiques envahissantes mais l'hydrille verticillé n'est pas mentionné. Les seules dispositions réglementaires s'appliquant à cette espèce datent de 2007 (arrêté n° 2007-4901/GNC du 23/10/2007). Elles concernent l'ajout de cette espèce à l'annexe 1 de la délibération n° 112 fixant la liste des organismes nuisibles interdits à l'importation. Le tableau 2.1 reprend les textes réglementaires visant cette espèce et la nature des interdictions.

Tableau 2.1 : Historique des textes s'appliquant à *Hydrilla verticillata* en Nouvelle Calédonie

Référence du texte	Délibération n° 112/CP du 18/10/96 modifiée (annexe le : organismes nuisibles interdits à l'importation)
Nature de l'interdiction	Importation

2.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale d'*Hydrilla verticillata*

2.2.2.1 Recueil des données d'observation d'*H. verticillata* en milieu naturel

La carte des observations de l'hydrille verticillé en Nouvelle Calédonie (figure 2.4) a été réalisée à partir de la base de données issue de Hytec et Mary (2006), élaborée dans le cadre de la synthèse sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douce de la Nouvelle Calédonie.

D'autres informations ont pu être collectées lors de l'enquête de terrain menée en 2008 sur la tortue de Floride. En effet, lors de cette enquête, toutes les personnes contactées ont été questionnées à propos des observations qu'elles auraient pu faire sur les autres espèces étudiées lors de la présente étude et, en particulier, sur l'hydrille verticillé. Les principales personnes à l'origine de l'information sont issues des services techniques provinciaux en charge de l'agriculture.

Enfin, une étude menée en 2009 par l'IRD et le CIRAD sur les espèces végétales envahissantes de la Grande Terre a permis de compléter la répartition cartographique de l'espèce et de mettre à jour les données contenues dans l'herbier de l'IRD (Hequet, Le Corre *et al.*, 2010). L'inventaire a consisté à recenser la présence d'espèces végétales envahissantes uniquement le long des routes et des pistes de la Grande Terre. Par conséquent, les observations d'espèces en rivière sont rares, hormis celles qui figurent dans l'herbier. L'étude a mis en œuvre la méthode américaine de NaturServe (Morse, Randal *et al.*, 2004; Randal, Morse *et al.*, 2008) afin d'évaluer le degré de dangerosité des plantes introduites. Ainsi, 200 espèces végétales envahissantes ont été dénombrées dont 100 jugées prioritaires. Cette étude a mis en exergue la problématique des espèces envahissantes en Nouvelle Calédonie puisque, par exemple et à titre de comparaison, la Guyane ne comporte que 2 à 3 espèces potentiellement envahissantes (Vanessa Hequet, IRD, comm. pers.).

La figure 2.4 présente les points d'observation d'*H. verticillata*. Elle a été établie à partir des données collectées par l'IRD et des autres sources d'information précitées.

NB : En aucun cas, ces informations ne permettent d'établir une carte exhaustive de la distribution actuelle de l'hydrille verticillé sur la Grande Terre puisque la présente étude se limitait à exploiter les bases de données existantes.

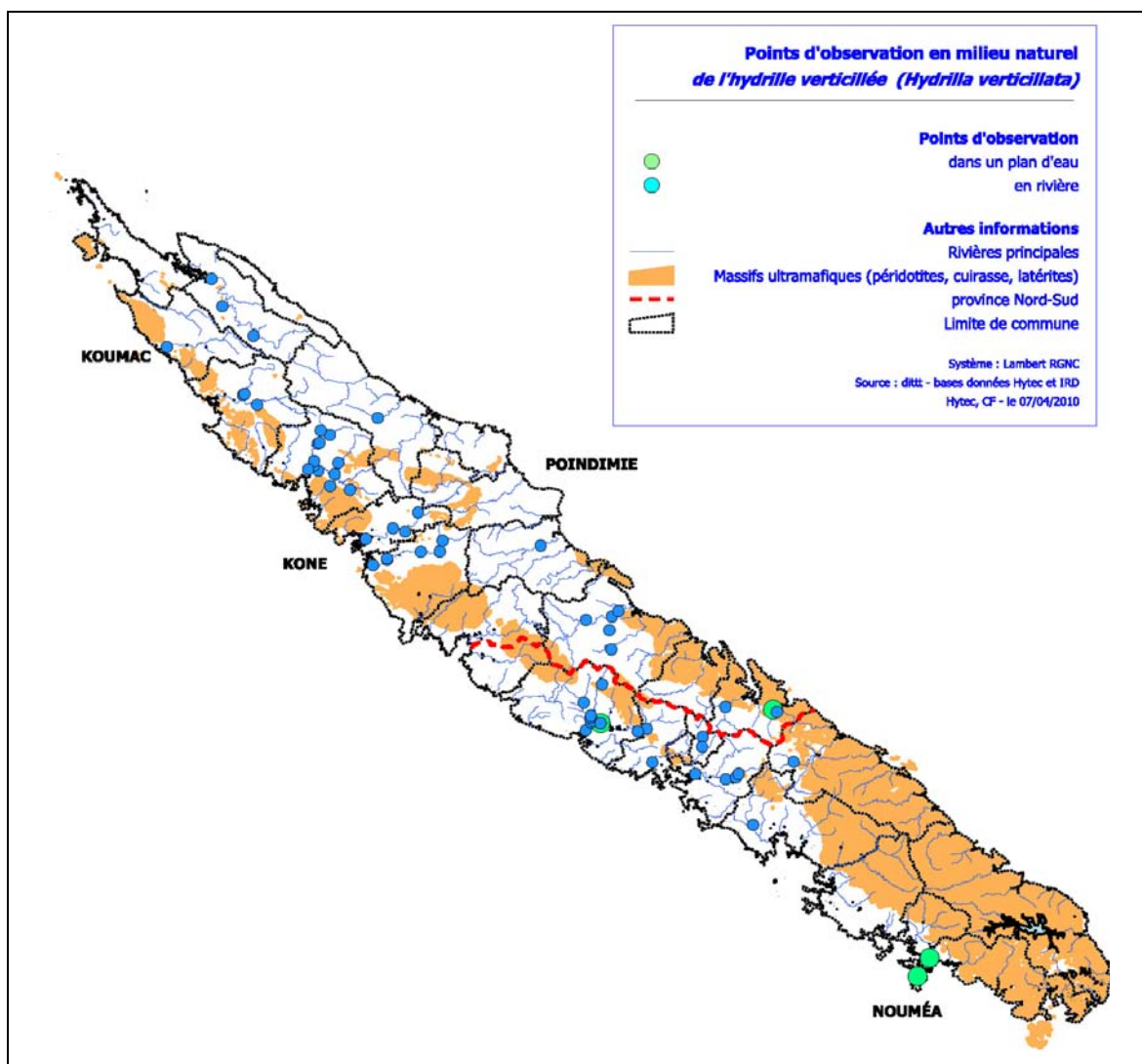


Figure 2.4 : Carte de la distribution spatiale et des milieux colonisés par *Hydrilla verticillata* sur la Grande Terre

2.2.2.2 Les différents milieux colonisés et distribution spatiale

Les données collectées ont été classées en fonction des milieux colonisés (couleur d'étiquette différente). Ainsi, 2 types de milieu ont été distingués :

- la rivière (étiquette bleue) lorsque la plante se trouvait dans un cours d'eau, en eau douce, en amont de la zone de remontée d'eau salée, ou dans un bras mort de rivière,
- le plan d'eau douce (étiquette verte) pour les mares, retenues collinaires ou retenues de barrage hydroélectrique ou à vocation d'irrigation.

Aucune observation n'a été faite en eau saumâtre.

La majorité des observations d'*H. verticillata* a été faite en rivière. Seulement cinq observations concernent des plans d'eau, dont quatre correspondent aux données de l'herbier du Muséum d'Histoire Naturelle de Paris et pour partie à l'herbier de l'IRD à Nouméa :

- mare artificielle de la vallée des Colons en 1966 (MacKee 14782, herbier MNHN),
- mare artificielle à Nouméa, 10 km en amont du village en 1980 (MacKee 38205, herbiers IRD et MNHN),
- marécage dans la vallée de la rivière Boghen à Bourail en 1988 (Hoogland & Jérémie 12773, herbier MNHN),
- marécage à Nakety (Canala) en 1991 (Jérémie *et al.* 1944, herbier MNHN).

2.2.2.2.1 PLANS D'EAU NATURELS

Les plans d'eau naturels dans lesquels l'hydrille verticillé a été observé sont des marécages des basses plaines de la côte Est (Nakéty à Canala) en décembre 1991 et des marécages de la côte Ouest (Boghen à Bourail) en novembre 1988. Ces observations correspondent à deux collectes effectuées pour le compte du Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris.

2.2.2.2.2 PLANS D'EAU ARTIFICIELS

Les plans d'eau artificiels dans lesquels la présence de l'hydrille verticillé a été signalée ou observée sont des mares artificielles à Nouméa et la retenue d'eau en amont du barrage hydroélectrique de Néaoua (Houailou) depuis une quinzaine d'années (voir figure 2.5).



Figure 2.5 : Herbiers d'hydrille verticillé (*H. verticillata*) sur la retenue d'eau de la centrale hydro-électrique de Néaoua, commune de Houailou (Hytec, 07/11/2002)

Enercal nous confirme aussi sa présence sur le plan d'eau du barrage hydroélectrique de la Thu (commune de Houailou) depuis 5 à 6 ans, soit 2005-2006. L'ouvrage a été réalisé vers 1989.

2.2.2.2.3 COURS D'EAU

On observe l'hydrille verticillé dans l'ensemble des cours d'eau de la Grande Terre, côte Est et côte Ouest, principalement sur substrat volcano-sédimentaire (figure 2.4), notamment dans les rivières Diahot, Koumac, Iouanga, Temala, Voh, Koné, Pouembout, Poya, Houailou, Hienghène pour la province Nord et dans les rivières Néra, Moindou, La Foa, Kouaré (affluent Thio), Boghen pour la province Sud. Même si l'hydrille verticillé privilégie les zones lenticques (berges des cours d'eau), on la retrouve du cours inférieur au cours supérieur (jusqu'à 400 m d'altitude), dans des petits cours d'eau en milieu forestier (Col d'Amieu) à courant rapide ou lent. Les rivières sur substrat ultramafique (« minier ») ne semblent pas être colonisées par l'hydrille verticillé (figure 2.4).



Figure 2.6 : Herbiers d'*Hydrilla verticillata* sur la rivière Moindou en amont d'un radier (photo Hytec, 26/09/2006)

***H. verticillata* colonise préférentiellement les eaux douces des rivières de la Grande Terre. L'espèce privilégie les zones d'eaux calmes ou à faible courant : berges des rivières du cours inférieur au cours supérieur. L'espèce n'a pas été observée sur substrat ultramafique (zones minières).**

2.2.2.3 Reproduction d'*Hydrilla verticillata* en Nouvelle Calédonie

Il n'existe pas de données relatives à la reproduction d'*H. verticillata* en Nouvelle Calédonie. J-Jérémie (MNHN) ne peut affirmer sous quelle forme (dioïque ou monoïque, cf paragraphe 2.1.1.1) se trouve l'espèce en Nouvelle Calédonie. L'examen des spécimens de l'herbier, sous réserve de la présence de plants fertiles, permettrait peut être de le savoir. Des plants dioïques femelles sont présents dans l'herbier de l'IRD à Nouméa (voir annexe 2.1). La capacité de recolonisation rapide des cours d'eau après les crues est certainement liée aux capacités reproductives très efficaces de la plante (reproduction végétative en particulier) et notamment à la présence de ses structures de résistance (tubercules, turions).

2.2.3 Menaces d'*Hydrilla verticillata* sur la biodiversité de la Nouvelle-Calédonie

La revue de littérature réalisée en première partie mentionne que dans certains cas, l'hydrille verticillé peut avoir un impact positif sur les milieux colonisés. En effet, les habitats constitués par les herbiers d'*Hydrilla verticillata* peuvent servir de zone de nurseries ou d'abri aux juvéniles de certains poissons et la plante peut servir de nourriture aux oiseaux d'eau (canards). En outre, la plante contribue à limiter les taux de matières en suspension dans l'eau et à favoriser, de ce fait, la croissance du phytoplancton. Aucune étude réalisée à ce jour ne permet de mettre en évidence ces effets positifs dans les eaux douces en Nouvelle Calédonie.

Par contre, *H. verticillata* a deux effets majeurs sur les écosystèmes où elle est introduite : une modification des caractéristiques physico-chimiques du milieu et la compétition avec les espèces végétales autochtones. Ces différents effets peuvent induire une modification de la structure des communautés végétales et animales autochtones (cf paragraphe 2.1.4.1).

J.-Jérémie (MNHN) a observé *H. verticillata* dans plusieurs rivières, mares et marécages de Nouvelle Calédonie, et souvent en association avec d'autres espèces

végétales telles que : *Eichhornia crassipes*, *Ludwigia octovalvis*, *Polygonum spp.*, *Lemna aequinoctialis*, *Potamogeton spp.*, *Ottelia ovalifolia*, *Azolla pinnata*, *Najas graminea*, *Nymphoides indica*, *Chara sp.*, *Typha domingensis*, *Ipomoea aquatica*, *Salvinia auriculata*, *Nymphaea sp.* Parmi ces taxons, seuls *Ottelia ovalifolia* et 2 à 3 espèces de *Potamogeton* peuvent être considérés comme indigènes. J.-Jérémie a observé *H. verticillata* surtout dans des rivières localisées entre Nakéty et Bourail (13 observations), le long de la Rivière Koné (2 observations) et dans 2 petites mares artificielles dans le sud, près de Nouméa (J.-Jérémie, comm. pers. septembre 2007).

2.2.3.1 Menaces pour les plans d'eau

2.2.3.1.1 PLANS D'EAU NATURELS

Il existe aujourd'hui très peu de données écologiques et/ou biologiques sur les plans d'eau naturels de Nouvelle Calédonie (Hytec & Mary, 2006). Il est, par conséquent, difficile de connaître l'impact d'*H. verticillata* lorsque la plante colonise ces milieux jusqu'à recouvrir l'intégralité de leur surface. Les données collectées ne permettent pas d'apprécier le taux de recouvrement du plan d'eau ou du cours d'eau par la plante et encore moins d'affirmer que l'hydrille recouvre en totalité un plan d'eau, même épisodiquement.

2.2.3.1.2 RETENUES D'EAU ARTIFICIELLES

Dans le cas le barrage hydroélectrique de Néaoua, la présence de l'hydrille n'a pas occasionné de nuisances sur la production d'électricité ou la gestion des ouvrages associés. Un entretien a été effectué en 2010 autour de la prise d'eau avec arrachage manuel des plants mais aucune mesure n'a été prise pour limiter la progression de la plante ou l'éradiquer. Sa présence pourrait à terme poser des problèmes sur le fonctionnement de la centrale (Jeremy Pellerin, Enercal, comm. pers.).

C'est surtout au barrage de la Thu qu'*Hydrilla verticillata* pose des problèmes (S. Roussin, Enercal, comm. pers.). En effet, la retenue est peu profonde (environ 2 m) et la prise d'eau est située à moins d'un mètre par rapport à la surface. Par conséquent, les tiges d'*Hydrilla verticillata* bouchent la grille de protection de la prise d'eau.

2.2.3.2 Menaces pour les cours d'eau

Alors que la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) est principalement présente au niveau des cours d'eau équipés de barrages anti-sel jusqu'à recouvrir la totalité de la retenue en amont du barrage à l'étiage, aucune source d'information ne mentionne la présence d'*Hydrilla verticillata* au niveau des barrages anti-sel.

En revanche, le développement d'*H. verticillata* dans les cours d'eau en amont des ouvrages d'art et retenues des barrages hydroélectriques est favorisé par la stagnation de l'eau enrichie en nutriments (voir figure 2.7). Lors des épisodes pluvieux importants (crues), l'eau surverse sur l'ouvrage et les forts courants entraînent les herbiers d'*H. verticillata* vers l'aval. En absence d'ouvrage faisant obstacle à l'écoulement des eaux, *H. verticillata* se développe par touffes le long des berges où le courant est moins fort.

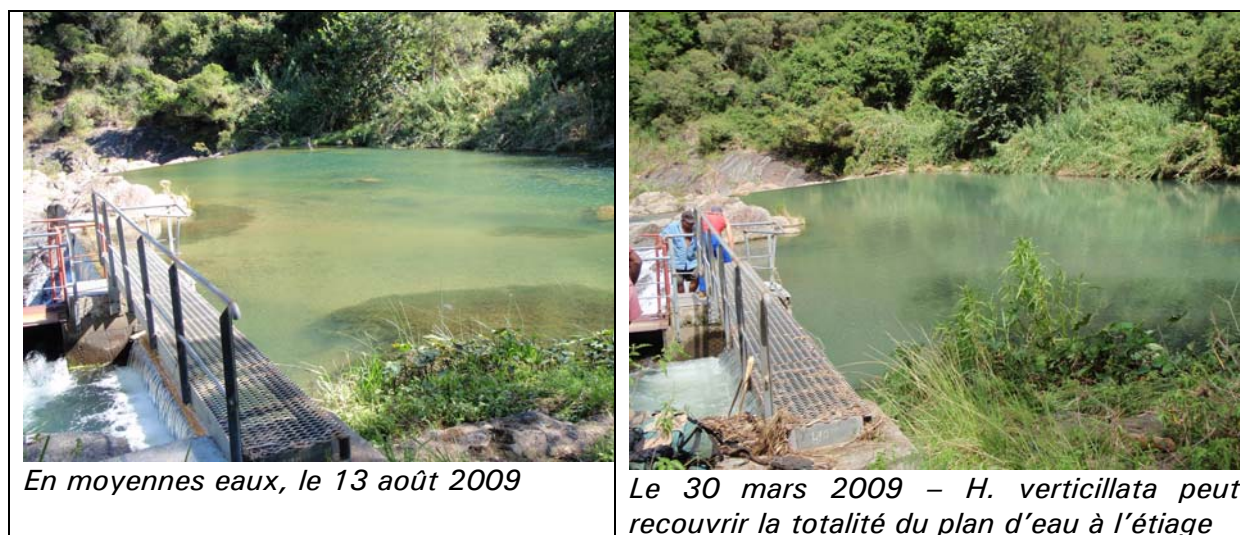


Figure 2.7 : Evolution du taux de recouvrement de l'hydrille verticillé dans la retenue située en amont du barrage hydroélectrique de Kouaré à Thio (photos Hytec)

La présence de l'hydrille verticillé dans les cours d'eau semble être une résultante de la stagnation des eaux, parfois couplée à un apport de nutriments, soit dans les zones lenticques (à faible courant), soit en amont d'ouvrages faisant obstacle à l'écoulement des eaux. Lors des épisodes pluvieux importants, les herbiers disparaissent puis recolonisent à nouveau la section de cours d'eau.

2.2.4 Impacts d'*Hydrilla verticillata* sur les activités humaines

2.2.4.1 *Impact positif/valorisation*

Il n'existe pas de valorisation de cette plante en Nouvelle Calédonie. Les chevaux mangeraient l'hydrille lors des périodes de grande sécheresse sur la rivière louanga à Kaala-Gomen (R. Neuret, DDEE province Nord antenne de Pouembout, comm. pers.).

2.2.4.2 *Impact négatif*

Le recouvrement par *Hydrilla verticillata* peut engendrer différentes nuisances dans les plans d'eau, naturels ou artificiels, utilisés pour l'agriculture ou pour la production d'hydroélectricité. Les plus grandes concentrations de l'hydrille ont été observées sur les barrages des ouvrages hydroélectriques de Kouaré (commune de Thio), de Thu et de Néaoua (commune de Houailou) (voir figures 2.5 et 2.7). Les services en charge de l'exploitation de ces ouvrages ne déplorent toutefois aucun dysfonctionnement du fait de la présence de la plante malgré des problèmes d'obstruction des prises d'eau et des densités croissantes. Ils sont toutefois conscients que des mesures devront être prises pour limiter leur dispersion et les gênes occasionnées par la densité des plants autour des prises d'eau.

2.3 STRATEGIES DE SUIVI ET DE CONTROLE D'*HYDRILLA VERTICILLATA* DANS LE CONTEXTE INSULAIRE CALEDONIEN

Les informations collectées ne permettent pas, malgré l'omniprésence de l'hydrille verticillé dans les cours d'eau de la Grande Terre et dans certains plans d'eau, de conclure que cette espèce constitue une nuisance justifiant de mettre en œuvre des moyens de lutte.

La revue de littérature met en exergue que les différents moyens de lutte pouvant être utilisés contre *H. verticillata* sont assez peu efficaces sur le long terme et peuvent même engendrer des menaces écologiques importantes : toxicité non négligeable des herbicides ; agents de lutte biologique potentiellement envahissants.

Il est donc primordial d'établir un inventaire exhaustif des zones colonisées et de leur degré d'envahissement, ainsi qu'un bilan des nuisances réelles occasionnées par *H. verticillata* en Nouvelle-Calédonie avant de se lancer dans la mise en place de

moyens de lutte. En effet, les conclusions de l'enquête menée au cours de notre étude semblent démontrer qu'il n'y a pas de nuisance majeure de l'espèce dans les milieux dulçaquicoles de la Nouvelle Calédonie.

Dans le cadre d'une démarche préventive, il est également fortement recommandé de :

- signaler l'apparition d'*H. verticillata* dans de nouveaux sites,
- limiter sa propagation en prenant des mesures réglementaires : inscription sur la liste des espèces nuisibles interdites à la détention et au transport (compétence Nouvelle Calédonie) et sur la liste des espèces envahissantes du code de l'environnement de chaque province,
- mener des campagnes de communication pour informer le grand public de ces mesures et le sensibiliser au risque de la dispersion des espèces envahissantes à l'échelle locale.

Enfin, tout matériel de pêche utilisé en rivière devra faire l'objet d'un nettoyage minutieux après intervention sur une rivière colonisée par *H. verticillata* (nettoyage des filets et des bottes).

La présente étude souligne l'importance de la mise en place de mesures préventives afin de contrôler la propagation d'*H. verticillata* et d'éviter sa prolifération sur l'île. Ces mesures concernent, d'une part, la sensibilisation du public aux dangers de la prolifération d'espèces végétales exogènes et, d'autre part, le suivi régulier de la progression de l'espèce en Nouvelle Calédonie, en essayant d'éradiquer tout nouveau foyer végétal par arrachage manuel par exemple.

Si les nuisances occasionnées par l'espèce s'avéraient avoir un impact économique justifiant la mise en place de moyens de contrôle, des moyens de lutte chimique ou biologique pourraient être envisagés. Les milieux concernés pour une lutte biologique devront présenter des conditions environnementales stables sur le plan hydrologique et physique afin de favoriser l'établissement des agents de lutte. Ainsi, les rivières sujettes aux crues et soumises à des apports importants de nutriments favorisant une repousse rapide des herbiers ne semblent pas présenter des conditions satisfaisantes pour ces tests. Il conviendra alors d'évaluer le risque associé à ces introductions biologiques, en préalable à leur autorisation.

**ETUDE DU CARACTERE INVASIF DE QUELQUES ESPECES
ANIMALES ET VEGETALES INTRODUITES DANS LES
MILIEUX DULÇAQUICOLES EN NOUVELLE CALEDONIE**

PARTIE 3 :

MELANOIDES TUBERCULATA (MULLER, 1774)



Melanoides tuberculata en Nouvelle Calédonie (J-P Pointier)

Merci de référencer l'étude de la manière suivante :

Hytec, Mary N., 2010. Etude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie : 1/ *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), 2/ *Hydrilla verticillata* (hydrille verticillée), 3/ *Melanoides tuberculata* (mélanoïde), 4/ *Trachemys scripta elegans* (tortue de Floride), 5/ *Oreochromis mossambicus* (tilapia du Mozambique), 6/ *Micropterus salmoides* (black bass à grande bouche). Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres.

TABLE DES MATIERES

Table des matières.....	i
Liste des figures	ii
3. <i>Melanoides tuberculata</i> (Muller, 1774)	119
3.1 Etat de l'art.....	119
3.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques de <i>M. tuberculata</i>	119
3.1.1.1 Brève description.....	119
3.1.1.2 Modes de reproduction	121
3.1.1.3 La différenciation des morphes.....	123
3.1.2 Préférences écologiques de <i>M. tuberculata</i>	124
3.1.2.1 Habitat	124
3.1.2.2 Préférences à l'égard des facteurs abiotiques	125
3.1.2.3 Traits d'histoire de vie* des différents morphes de <i>M. tuberculata</i>	128
3.1.3 Dynamique de la progression spatiale de <i>Melanoides tuberculata</i>	131
3.1.3.1 Territoires d'origine.....	131
3.1.3.2 Mode de dispersion de <i>M. tuberculata</i>	131
3.1.3.3 Territoires colonisés.....	132
3.1.3.4 <i>M. tuberculata</i> aux Petites Antilles : une invasion bien documentée.....	135
3.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages	141
3.1.4.1 Impact de <i>M. tuberculata</i> sur la santé publique.....	141
3.1.4.2 Impacts écologiques de <i>M. tuberculata</i>	148
3.1.5 Moyens de lutte pouvant être mis en place pour l'éradication de <i>Melanoides tuberculata</i>	149
3.1.5.1 La modification du biotope	150
3.1.5.2 Lutte chimique contre <i>M. tuberculata</i>	151
3.1.5.3 Lutte biologique contre <i>M. tuberculata</i>	152
3.1.5.4 Conclusions.....	153
3.2 Diagnostic de l'invasion de <i>Melanoides tuberculata</i> en Nouvelle Calédonie.....	155
3.2.1 Historique de l'introduction.....	155
3.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale de <i>Melanoides tuberculata</i> en milieu naturel.....	156
3.2.2.1 Recueil des informations	156
3.2.2.2 Distribution spatiale de <i>Melanoides tuberculata</i> en Nouvelle-Calédonie	157
3.2.3 Reproduction de <i>Melanoides tuberculata</i> en Nouvelle Calédonie.....	159
3.2.4 Impacts écologiques de <i>Melanoides tuberculata</i> en Nouvelle Calédonie.....	159
3.2.4.1 Impact de <i>M. tuberculata</i> sur la santé publique.....	159
3.2.4.2 Menaces de <i>Melanoides tuberculata</i> sur la biodiversité en Nouvelle Calédonie.....	159
3.3 Stratégies de suivi et de contrôle de <i>Melanoides tuberculata</i> dans le contexte insulaire calédonien	160
3.4 Conclusions	161

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 : Morphe de <i>M. tuberculata</i> en Nouvelle-Calédonie. (a) Schéma N. Mary. (b) Photos J.P. Pointier (les coquilles mesurent 17,2 et 17,3 mm respectivement).....	120
Figure 3.2 : Evolution de la distribution des différents morphes de <i>M. tuberculata</i> et autres Thiaridés recensés en Martinique entre 1979 et 2003 (Cartes réalisées par J.P. Pointier)	137
Figure 3.3 : Distribution des différents morphes de <i>M. tuberculata</i> en Guadeloupe en 1992 : cercles gris pour le morphe PAP, cercles blancs pour le morphe GOS, cercles noirs pour le morphe FAL et cercles hachurés pour le morphe MAD (Pointier & Delay, 1995)	140
Figure 3.4 : Cycle d'un schistosome (trématode) parasite provoquant la schistosomiase ou bilharziose (http://fr.wikipedia.org/wiki/Image:Schistosomiasis_Life_Cycle.jpg)	142
Figure 3.5 : Distribution spatiale des observations de <i>Melanoides tuberculata</i> en rivière sur la Grande Terre entre 1997 et 2009	158

3. *MELANOIDES TUBERCULATA* (MULLER, 1774)

3.1 ETAT DE L'ART

Melanoides tuberculata (Muller, 1774) est un mollusque gastéropode aquatique de la famille des Thiariidés. Les Thiariidés constituent une famille de gastéropodes prosobranches* aquatiques largement répandus dans les eaux douces tropicales (Pointier *et al.*, 2003). L'espèce *M. tuberculata*, communément appelée malais ou mélandoïde (<http://www.aquabase.org>), est également connue sous les noms scientifiques de *M. tuberculatus*, *Nerita tuberculata*, *Thiara tuberculata* ou *T. tuberculatus* (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=14). Originaire de l'Afrique de l'est et du Moyen Orient, *M. tuberculata* est aujourd'hui présent dans toute la ceinture tropicale (Pointier *et al.*, 2003).

3.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques de *M. tuberculata*

3.1.1.1 Brève description

L'espèce *M. tuberculata* constitue en réalité un complexe de nombreux morphes* différents regroupés sous le nom de *M. tuberculata* (Pointier *et al.*, 2003). Il y aurait de par le monde plus d'une cinquantaine de morphes (Pointier, comm. pers.). Ces différents morphes se distinguent par la forme, la coloration ou les sculptures de leur coquille. La coquille de *M. tuberculata* présente une forme conique allongée avec au moins 5 spires dont la taille augmente régulièrement de la pointe vers l'ouverture. Il n'y a pas de différence entre les parties jeunes et plus âgées de la coquille dont l'apex est en général émoussé. L'opercule est peu spiralé. Bien que la coloration de la coquille soit très variable en fonction des morphes (beige à marron), elle présente habituellement des marbrures verticales d'une coloration rouge brun plus marquée par rapport au reste de la coquille. Elle est également caractérisée par des sculptures en relief fines et serrées qui suivent l'enroulement des spires (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=14) (figure 3. 1).

Les différents morphes sont identifiés par un code à trois lettres se rapportant généralement au nom de la localité où le morphe a été identifié pour la première fois. Par exemple en Martinique, 8 morphes ont été recensés jusqu'à présent, dont le morphe MAD pour la rivière Madame, le morphe CPF pour le site rivière Coulisse Petit Fond, le morphe FAL pour la rivière Falaise, le morphe PDC pour le site Pont

de Chaîne sur la rivière Madame. De même, en Guadeloupe, le morphe PAP se rapporte à Pointe-à-Pitre et le morphe GOS à la zone de Gosier.

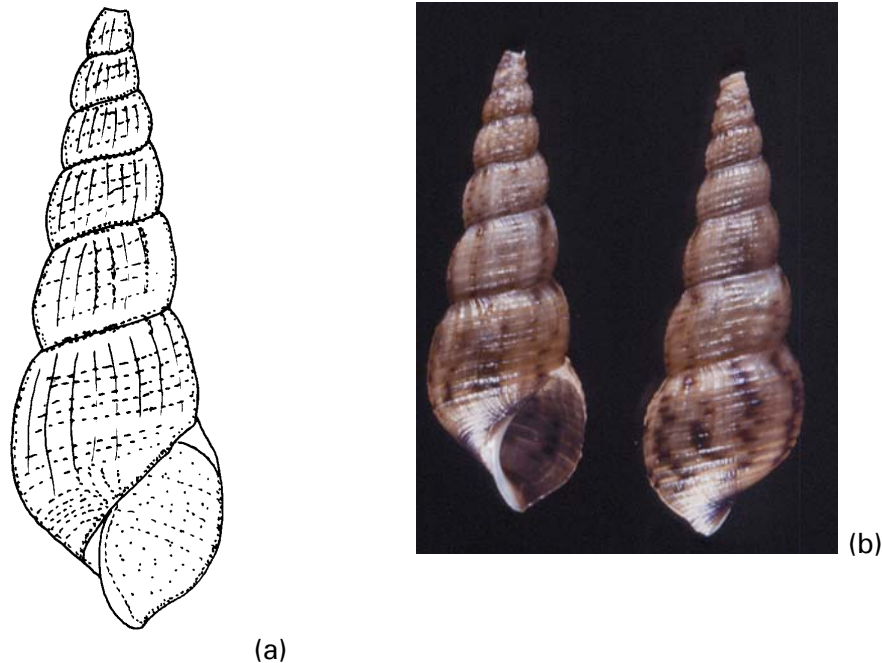


Figure 3.1 : Morphe de *M. tuberculata* en Nouvelle-Calédonie. (a) Schéma N. Mary. (b) Photos J.P. Pointier (les coquilles mesurent 17,2 et 17,3 mm respectivement)

La taille maximale de la coquille de *M. tuberculata* qui varie en fonction des morphes mesure en général une trentaine de millimètres. Dans certains cas, *M. tuberculata* peut atteindre une taille plus importante : ainsi, au Texas, dans un trou d'eau profond (3 à 3,70 m de profondeur) du cours supérieur du ruisseau Las Moras, certains individus collectés atteignaient une taille de l'ordre de 70 à 80 mm (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=14). Les individus mâles possèdent généralement une coquille de forme plus allongée que les femelles (Pointier *et al.*, 2003).

Le corps du mollusque en lui-même présente une forme oblongue avec une constriction ventrale qui délimite le pied de l'animal. De cette constriction, partent

les tentacules longs et fins avec, à leur extrémité, des yeux simples (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=14).

3.1.1.2 Modes de reproduction

M. tuberculata se reproduit principalement durant la saison des pluies, même si la reproduction ne s'arrête pas complètement pendant la saison sèche (Pointier *et al.*, 1993a). L'espèce se caractérise par un mode de reproduction très particulier. Elle est, en effet, principalement parthénogénétique* et vivipare.

L'espèce est également polyploïde* (généralement la règle chez les espèces animales parthénogénétiques). La polyploïdie caractérise les espèces qui ont perpétué et fixé dans leur génome une ou plusieurs duplications supplémentaires de leurs chromosomes (<http://fr.wikipedia.org/>). Ainsi tout le lot chromosomique est représenté plusieurs fois. Dans le cas de *M. tuberculata*, la majorité des morphes introduits en Martinique se caractérisent par une hexaploïdie (ils sont 6n) c'est-à-dire que chaque chromosome est présent en 6 exemplaires (P. David, comm. pers.).

3.1.1.2.1 LA PARTHENOGENESE

La parthénogenèse* est un mode de reproduction asexuée n'impliquant qu'un seul parent (la femelle) et ayant pour résultat un ou plusieurs descendants présentant le même génotype que le gamète femelle (<http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/>). Par ce type de reproduction, les femelles de *M. tuberculata* donnent naissance à d'autres femelles à partir d'œufs non fécondés, ce qui génère la formation de clones identiques à la mère. Chaque morphe peut donc être considéré comme une lignée de clones représentés par un seul génotype*¹ (Samadi *et al.*, 1999). En revanche, les différents morphes de *M. tuberculata* sont génétiquement différents entre eux (Samadi *et al.*, 1999 ; Facon *et al.*, 2003). Ces différences génétiques confèrent aux morphes des traits d'histoire de vie* différents (cf paragraphe 3.1.2.3).

3.1.1.2.2 LA REPRODUCTION SEXUEE

Dans le cas de la reproduction sexuée, la fécondation se fait entre un "gamète" femelle non réduit (qui n'a pas effectué de division méiotique) et un gamète mâle

¹ En réalité il y a un génotype majoritaire et quelques individus présentant un génotype rare dû aux mutations ponctuelles lors de la réplication de l'ADN

réduit (qui a subi les deux divisions de méiose générant les gamètes). La fécondation produit des individus hybrides avec un niveau de polyploïdie supérieur à celui des morphes parents (ils sont généralement nanoploïdes (9n) (P. David, comm.pers.)) (Samadi *et al.*, 1999). Ces morphes hybrides peuvent par la suite se reproduire également par parthénogenèse et constituer ainsi une nouvelle lignée hybride.

Bien que la parthénogenèse soit le mode de reproduction privilégié par *M. tuberculata*, la reproduction sexuée existe dans le milieu naturel mais reste marginale. En effet, au cours de différentes études réalisées aux Antilles par Pointier *et al.* (2003), des individus mâles ont été identifiés dans différentes populations de *M. tuberculata* en Martinique. La présence de ces mâles, en proportion variable suivant les populations, laisse présumer d'un rôle, même minime, de la reproduction sexuée chez *M. tuberculata*. Cela a été confirmé par la découverte de morphes hybrides dans certaines rivières de la Martinique (Samadi *et al.*, 1999 ; Pointier *et al.*, 2003). En effet, le morphe CPF résulterait d'un croisement entre les morphes introduits FAL et PAP, et le morphe FDF d'un croisement entre les morphes introduits FAL et PDC (Samadi *et al.*, 1999). Cependant, pour certains morphes, des individus mâles n'ont jamais encore été observés. Par exemple, les mâles ont été identifiés pour les morphes MAD, PAP et PDC, mais pas encore pour le morphe FAL (Samadi *et al.*, 1999).

De plus, dans certaines populations, notamment en Afrique du Nord, lieu d'origine de l'espèce, la reproduction sexuée semble être de règle. En effet, au cours de leur étude, Samadi *et al.* (1999) montrent que pour les populations de *M. tuberculata* d'Oman (OMW) et du Maroc (MOF) chaque individu analysé correspond à un génotype différent, et ce malgré le faible effectif étudié (les génotypes rares devraient donc être d'autant plus rares). Ainsi, *M. tuberculata* semble se reproduire de façon sexuée dans ses territoires d'origine et privilégier la parthénogenèse dans les zones d'introduction. Cela dit, la présence d'une reproduction sexuée chez *M. tuberculata* ne peut être certifiée qu'en Martinique par la présence des morphes hybrides. Au Maroc ou à Oman, bien que ce type de reproduction soit fortement présumé, le manque de preuves ne permet pas de le confirmer (Samadi *et al.*, 1999 ; Facon *et al.*, 2005).

3.1.1.2.3 LA VIVIPARITE

M. tuberculata est une espèce vivipare : les œufs produits sont incubés dans une poche placée sur la face dorsale du corps de la femelle (et par conséquent sous la coquille), où ils se développent jusqu'à atteindre la taille nécessaire pour poursuivre leur croissance hors de la poche incubatrice (Pointier *et al.*, 2003). La taille d'éclosion des juvéniles est variable en fonction du morphe : par exemple, en Martinique, ils mesurent environ 4,3 mm pour le morphe MAD, 2,43 mm pour PAP et 2,35 mm pour FAL (Pointier *et al.*, 1992).

3.1.1.2.4 CONCLUSION

La capacité à se reproduire par parthénogenèse ou de façon sexuée confère à *M. tuberculata* un avantage intéressant pour sa propagation. D'une part, la parthénogenèse représente un avantage certain puisqu'elle limite pour l'espèce les coûts énergétiques liés à la reproduction. En effet, elle réduit l'effort lié à la recherche d'un partenaire, ainsi que le coût énergétique représenté par la production de mâles, puisqu'ils n'interviennent pas dans la reproduction. D'autre part, la reproduction sexuée permet à *M. tuberculata* d'augmenter sa variabilité génétique ce qui lui est indispensable pour pouvoir s'adapter aux modifications de son environnement (Samadi *et al.*, 1999). Ainsi, l'espèce a développé le meilleur système reproductif lui permettant de se multiplier rapidement tout en prévoyant son adaptation aux changements environnementaux ou à la colonisation de nouveaux milieux.

3.1.1.3 La différenciation des morphes

Il est difficile de savoir combien de morphes différents composent l'espèce *M. tuberculata*. A l'heure actuelle, au moins une quarantaine de morphes ont été répertoriés tout au long de la ceinture tropicale (Pointier *et al.*, 2003). Cependant, il est probable que de nombreux morphes soient encore inconnus et non identifiés, notamment en Aise du sud-est (Pointier, comm. pers.).

Bien qu'ils présentent tous la morphologie caractéristique de *M. tuberculata*, les morphes se distinguent entre eux par des variations de coloration, de taille ou de sculpture de la coquille : au moins deux de ces caractères diffèrent par paire de morphes considérée (Samadi *et al.*, 1999). En revanche, au sein d'un même morphe, tous les individus sont morphologiquement semblables, le mode de

reproduction parthénogénétique donnant naissance à des clones identiques à la mère (Samadi *et al.*, 1999).

Enfin, une étude phylogénétique a été menée par Facon *et al.* (2003) comparant le matériel génétique de 27 morphes de *M. tuberculata* récoltés dans 40 populations réparties sur toute la ceinture tropicale. Cette étude a montré que *M. tuberculata* n'est pas un taxon homogène mais contient plusieurs clades² relativement divergents de morphes. Trois d'entre eux semblent être caractéristiques de différentes parties du monde : l'un de Afrique (Kenya, Cote d'Ivoire), l'Océan Indien (Madagascar, Seychelles) et du Moyen Orient (Israël, Oman), un autre du Pacifique (Polynésie Française) et enfin, un autre de l'Asie du Sud-est (Thaïlande, Vietnam, Brunei) (Facon *et al.*, 2003).

Cependant, certains morphes peuvent être rencontrés dans plusieurs régions. Le morphe VEL, par exemple, identifié au Venezuela, a également été observé à Cuba ou en Martinique, et les morphes MAD ou PAP originaires de Martinique et Guadeloupe respectivement sont généralement présents dans les différentes îles des Antilles. De même, plusieurs morphes différents peuvent être présents dans une même localité.

3.1.2 Préférences écologiques de *M. tuberculata*

3.1.2.1 Habitat

M. tuberculata est un gastéropode saprophyte* détritivore* se nourrissant habituellement de détritits ou de matières organiques animales et végétales en décomposition, ainsi que d'algues épiphytes* (Duggan, 2002). L'espèce se développe préférentiellement sur des supports de type sableux ou vaseux, riches en matières organiques, mais a également été signalée sur des substrats de type rocheux (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=14).

L'espèce peut se rencontrer dans de nombreux types de milieux lotiques et lentiques, aussi bien d'eau douce tels que des mares, des étangs, des lacs, des bassins, des ruisseaux, des rivières, des canaux d'irrigation, des tarodières irriguées (Futuna) ou même des sources thermales, que dans des eaux saumâtres* (mangroves, estuaires) (Pointier *et al.*, 1992 ;

http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=14; <http://aquat1.ifas.ufl.edu/> ; Mary *et al.*, 2006).

Généralement, *M. tuberculata* préfère les eaux peu profondes, allant de 0,6 à 1,2 mètre, mais elle peut occasionnellement se développer dans des eaux plus profondes, jusqu'à 3 ou 4 mètres. Dans les cours d'eau, l'espèce vit principalement dans les zones de bordure (Pointier *et al.*, 1994 ; Samadi *et al.*, 1997 ; Dussart & Pointier, 1999).

M. tuberculata serait un gastéropode à activité nocturne. Durant la journée, les individus peuvent vivre cachés sous des plantes en décomposition ou sous des galets, et même s'enfouir dans la vase (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=14). Il est tout de même fréquent de les trouver posés sur des substrats sédimentaires (cailloux, galets) le long des berges ou accrochés sur des herbiers de macrophytes (constat personnel en Nouvelle-Calédonie).

3.1.2.2 Préférences à l'égard des facteurs abiotiques

3.1.2.2.1 TEMPERATURE

M. tuberculata est un mollusque gastéropode tropical. Il se développe donc généralement dans des eaux relativement chaudes, de température comprise entre 18 et 32°C (Mitchell & Brandt, 2005). Cette gamme de température peut cependant varier en fonction des localités étudiées, de la taille des individus et donc probablement en fonction des morphes présents. Aux Etats-Unis, *M. tuberculata* se développe dans des eaux dont la température est comprise entre 18 et 25°C (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet2.php?toc_id=144) ; au Maroc, on peut le rencontrer dans des eaux comprises entre 27 et 29°C (Laamrani *et al.*, 1997) ; aux Emirats Arabes Unis, dans des eaux dont la température varie entre 21 et 31°C (*in* Duggan, 2002) ; en Nouvelle-Zélande, l'espèce est présente dans des sources thermales à 30°C environ, mais ne semble pas se développer dans des sources où la température excède les 33°C (Duggan, 2002).

² Groupe de taxons ayant une origine monophylétique commune (un ancêtre commun), le clade contient ainsi cet ancêtre commun et la totalité de ses descendants (www.aquaportail.com)

3.1.2.2.2 SALINITE

M. tuberculata peut se développer aussi bien dans des milieux d'eau douce que dans des eaux saumâtres, où elle peut supporter des salinités élevées : jusqu'à 30 ‰ ce qui correspond à une teneur en sels de 30 g/l.³ C'est notamment le cas dans de nombreux estuaires de la Floride (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet2.php?toc_id=144; <http://aquat1.ifas.ufl.edu/mcmollus.html>). De même, en Martinique, elle occupe les zones d'arrière mangrove (Pointier, comm. pers.).

3.1.2.2.3 OXYGENE DISSOUS

L'espèce est capable de se développer dans des milieux à faible teneur en oxygène dissous, ce qui explique que l'on puisse la rencontrer dans des environnements fortement pollués (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet2.php?toc_id=144 ; Pointier & Delay, 1995 ; Rocha-Miranda & Martins-Silva, 2006).

3.1.2.2.4 VITESSE DU COURANT

La distribution de *M. tuberculata* le long des cours d'eau est influencée par la vitesse du courant. Dussart & Pointier (1999) ont comparé les performances hydrodynamiques des coquilles de deux mollusques prosobranches Thiaridés : *M. tuberculata* et *Tarebia granifera*, présents en Martinique, ainsi que celles de deux morphes de *M. tuberculata* introduits sur cette île, les morphes MAD et PAP. Cette étude avait pour objectif d'étudier la résistance de ces espèces au courant. Ainsi, les auteurs ont mesuré la résistance exercée par des coquilles vides en bon état des deux espèces face à des courants de force variable, en conditions expérimentales. Les résultats obtenus semblent mettre en évidence que les coquilles de *M. tuberculata*, quelque soit le morphe considéré, possèdent des performances hydrodynamiques inférieures à celles de *T. granifera*. *M. tuberculata* résisterait moins bien aux forts courants, bien que cette résistance augmente avec la taille des individus (Dussart & Pointier, 1999).

Les résultats obtenus semblent être corrélés à la distribution spatiale de l'espèce dans les cours d'eau. En effet, *M. tuberculata* se positionne généralement dans les zones de bordure des cours d'eau, quelque soit la vitesse du courant, alors que *T. granifera* se place au centre des cours d'eau en condition de courant faible et

³ Rappelons que la teneur en sels moyenne des eaux marines est de 35 g/l de NaCl (35‰) (Ramade, 1998)

migre vers les bordures lorsque les courants deviennent plus forts, notamment en période de crue (Pointier *et al.*, 1994 ; Samadi *et al.*, 1997 ; Dussart & Pointier, 1999).

De plus, une étude récente réalisée sur trois lignées de Thiaridae apparues en Martinique depuis les années 1980 (le morphe PAP de *M. tuberculata*, *Melanoides amabilis* et *Tarebia granifera*) montre que ces escargots remontent activement la rivière, d'aval vers l'amont. Ces mouvements actifs permettent aux animaux de coloniser l'amont de la rivière et de compenser les possibles retours en aval liés à la dérive* et aux crues (surtout en saison humide). Sur l'ensemble des sites étudiés, *T. granifera* tend à remonter le courant plus rapidement que *M. amabilis*, et cette dernière plus rapidement que PAP. Cette migration devrait être interprétée comme une adaptation à la persistance en milieu courant plutôt que comme une stratégie de colonisation (David, comm. pers.).

3.1.2.2.5 SECHERESSE

M. tuberculata est capable de tolérer certaines contraintes liées aux facteurs abiotiques de son environnement et cela selon le morphe considéré. Ainsi, une étude récente a testé la résistance des 6 morphes de *M. tuberculata* présents en Martinique (PAP, FAL, MAD, PDC, CPF et FDF) à différentes conditions de sécheresse du milieu (Facon *et al.*, 2004). Cette étude, réalisée en laboratoire, montre que d'une façon générale, *M. tuberculata* est capable de résister à une sécheresse temporaire du milieu.

La résistance du gastéropode à la sécheresse est corrélée à trois facteurs principaux :

1. le stade de développement des individus : en effet, au laboratoire les juvéniles ont résisté à une sécheresse de quelques heures seulement (3 et 15 heures ont été testées), alors que les adultes ont pu résister jusqu'à 1 mois de sécheresse.
2. la taille des individus : les individus les plus gros étant moins sensibles à la sécheresse que les petits individus, probablement parce que moins sensibles à une perte en eau.

3. le type de morphe étudié : en effet, parmi les 6 morphes étudiés, tous ne présentaient pas les mêmes capacités de résistance aussi bien au stade juvénile qu'adulte. Chez les juvéniles, le morphe le plus résistant (MAD) supporte une sécheresse pendant une durée 10 fois supérieure à celle tolérée par le morphe le moins résistant (PAP). Parmi les adultes, les individus les plus résistants, appartenant également au morphe MAD, ont supporté 24 jours de sécheresse contre 5 jours pour le morphe le moins résistant FAL, soit une résistance 4 fois supérieure pour le morphe MAD (Facon *et al.*, 2004).

Cette variabilité de la résistance des différents morphes de *M. tuberculata* aux contraintes de l'environnement conditionne la distribution spatiale des populations dans le milieu naturel. En effet, les morphes les plus sensibles à la sécheresse sont généralement dominants dans les zones humides permanentes, alors que les morphes les plus résistants à ce paramètre dominant dans les zones humides temporaires (Facon *et al.*, 2004).

3.1.2.3 Traits d'histoire de vie* des différents morphes de *M. tuberculata*

3.1.2.3.1 VARIATION DES TRAITS D'HISTOIRE DE VIE ENTRE LES MORPHES

En 1992, Pointier *et al.* étudient les traits d'histoire de vie* de trois morphes introduits de *M. tuberculata* aux Antilles (MAD, PAP et FAL), dans le but d'évaluer et de comparer leur longévité, leur croissance et leur fécondité.

En ce qui concerne la survie, les auteurs mettent en évidence de faibles différences entre les différents morphes. Les individus les plus âgés des populations étudiées présentent une mortalité plus élevée que les individus les plus jeunes, quelque soit le morphe considéré (Pointier *et al.*, 1992). En conditions expérimentales, *M. tuberculata* a une durée de vie d'environ quatre années. En milieu naturel, la longévité de l'espèce semble varier en fonction de la localité étudiée. En effet, en Guadeloupe et à Hong Kong, la durée de vie de *M. tuberculata* est estimée entre 2 et 2,5 ans alors qu'en Malaisie, elle a été estimée à 3,5 ans (*in* Pointier *et al.*, 1993a).

D'autre part, l'étude a permis de montrer des différences de croissance entre les 3 morphes, MAD et FAL présentant un taux de croissance inférieur à celui du morphe PAP (Pointier *et al.*, 1992). Dans le milieu naturel, la croissance des individus varie

en fonction de la localité considérée. Par exemple, il suffirait de 5 mois à *M. tuberculata* pour atteindre 12 mm pendant la saison la plus chaude au Tchad (26 à 32°C), alors qu'il lui faut 16 à 17 mois pour atteindre 15 mm en Malaisie et environ 14 mois pour atteindre 20 mm en Guadeloupe et à Hong Kong (*in* Pointier *et al.*, 1993a) ; le taux de croissance serait donc de 2,4 mm par mois au Tchad, de 0,9 mm par mois en Malaisie et de 1,4 mm par mois en Guadeloupe.

Enfin, en ce qui concerne la fécondité, mesurée par l'âge de première reproduction, ainsi que par le nombre et la taille des descendants produits, le morphe MAD diffère des morphes PAP et FAL. En effet, ces derniers atteignent la maturité sexuelle plus précocement que MAD : au laboratoire, les morphes PAP et FAL se sont reproduits vers la 19^{ème} semaine de croissance et le morphe MAD vers la 21^{ème} semaine seulement. De plus, les morphes PAP et FAL produisent plus de descendants que le morphe MAD, mais à l'éclosion les juvéniles de MAD présentent une taille supérieure à celle des juvéniles de PAP et FAL (4,30 mm pour les juvéniles MAD contre 2,43 mm et 2,35 mm respectivement pour les juvéniles PAP et FAL) (Pointier *et al.*, 1992).

Les résultats obtenus au cours de cette étude semblent être assez proches des traits d'histoire de vie de *M. tuberculata* dans le milieu naturel (Pointier *et al.*, 1992), bien qu'ils soient probablement surestimés en conditions expérimentales (Pointier *et al.*, 1993a). Ces différences de traits d'histoire de vie observées entre les 3 morphes de *M. tuberculata* ne semblent pas être corrélées à l'environnement des morphes mais plutôt déterminées génétiquement. En effet, les morphes FAL et MAD, qui présentent des traits d'histoire de vie différents, notamment en ce qui concerne leur taux de fécondité, cohabitent dans les mêmes milieux (Pointier *et al.*, 1992).

3.1.2.3.2 CAS PARTICULIER : LA VIGUEUR HYBRIDE

Au cours des années 1990, deux nouveaux morphes de *M. tuberculata* ont été découverts en Martinique, les morphes CPF et FDF, formes hybrides entre les morphes introduits PAP et FAL et les morphes introduits PDC et FAL respectivement. De nombreuses études ont montré que les individus hybrides d'une espèce envahissante sont généralement plus compétitifs que leurs parents (*in* Facon *et al.*, 2005). Afin de tester cette hypothèse en ce qui concerne *M. tuberculata*, Facon *et al.* (2005) ont dans un premier temps observé la progression spatiale des

formes hybrides en Martinique, et dans un deuxième temps, comparé différents traits d'histoire de vie entre les morphes hybrides et les morphes parents.

En ce qui concerne la progression spatiale des morphes hybrides CPF et FDF, deux faits sont observés. D'une part, les morphes hybrides ont provoqué le déclin de leurs morphes parents dans le site où ils sont originellement apparus. D'autre part, depuis son apparition sur l'île, le morphe CPF s'est propagé dans la Rivière Coulisse, où il était apparu originellement, puis a colonisé d'autres cours d'eau, notamment les rivières Simon, Lorrain et Saint-Pierre, alors que le morphe FDF est resté localisé à la zone de la rivière Madame où il était apparu initialement.

Ces résultats concordent avec la théorie selon laquelle les hybrides sont plus compétitifs que leurs parents étant donné que les deux morphes hybrides sont à l'origine de la raréfaction des morphes parents. Cependant, bien que le morphe CPF semble être une forme plus invasive que FDF, il est important de signaler l'introduction sur l'île, dès le début des années 1990, de deux nouvelles espèces de Thiaridés, *Tarebia granifera* en 1991 et *Melanoides amabilis* en 1997 (Facon et al., 2005), qui présentent une compétitivité supérieure à celle de *M. tuberculata*. Ces espèces sont donc probablement responsables d'un ralentissement de la propagation du morphe CPF en Martinique (plus aucun cours d'eau n'a été colonisé par ce morphe depuis 1996), ainsi que de la localisation du morphe hybride FDF sur son site d'apparition étant donné que lorsque celui-ci apparaît en 1995, *T. granifera* est déjà présente en Martinique.

L'étude des traits d'histoire de vie permet de souligner les différences biologiques entre les morphes hybrides et leurs morphes parents. Globalement, on observe une augmentation de la taille et de la croissance des juvéniles hybrides contre une diminution du nombre de juvéniles produits. En effet, le morphe CPF présente un taux de croissance et une taille, à la naissance, puis à 300 jours et à la première reproduction, supérieurs à ceux de ses morphes parents, et un âge de première reproduction intermédiaire entre les deux parents. Le morphe hybride FDF n'a quant à lui que les tailles à la naissance et à 300 jours qui sont supérieures à celles des morphes parents ; il présente des caractéristiques intermédiaires entre les deux parents pour le taux de croissance, et la taille et l'âge à la première reproduction. Les 2 morphes hybrides présentent une fécondité inférieure à celle de leurs morphes parents.

Les résultats de cette étude soulignent ainsi que les formes hybrides possèdent des traits d'histoire de vie différents de ceux des morphes parents. Ces traits d'histoire de vie semblent conférer aux hybrides une compétitivité supérieure à celle de leurs morphes parents. En effet, les morphes les plus compétitifs restent ceux qui produisent les juvéniles les plus gros à la naissance. Le rôle des traits d'histoire de vie dans l'augmentation de la compétitivité semble être confirmée par le fait que l'hybride CPF, qui présente la plus forte différence des traits d'histoire de vie par rapport à ceux de ses morphes parents, est plus compétitif que l'hybride FDF, qui a des traits d'histoire de vie plus proches de ceux de ses parents (Facon *et al.*, 2005).

3.1.3 Dynamique de la progression spatiale de *Melanoides tuberculata*

3.1.3.1 Territoires d'origine

M. tuberculata a été décrit par Müller à la fin du 18^{ème} siècle, à partir d'individus prélevés dans la région du Coromandel en Inde. L'espèce serait originaire de l'Afrique de l'est et du Moyen Orient. Mais, étant donné la forte propagation de l'espèce dans toutes les régions tropicales du globe, il est difficile de définir avec certitude son lieu d'origine exacte (Pointier *et al.*, 2003).

3.1.3.2 Mode de dispersion de *M. tuberculata*

3.1.3.2.1 DISPERSION A L'ECHELLE MONDIALE

Peu de données permettent de certifier le mode de dispersion de *M. tuberculata* tout au long de la zone tropicale. Deux actions anthropiques semblent être plus particulièrement associées à la rapide propagation de l'espèce : une action d'introduction accidentelle par le biais de plantes ornementales d'aquarium contaminées par *M. tuberculata*, et une action volontaire résultant de l'introduction de *M. tuberculata* en tant qu'agent de lutte biologique contre *Biomphalaria glabrata*, un mollusque gastéropode.

En effet, d'une part, *M. tuberculata* aurait été introduit dans les régions tropicales en association avec des plantes décoratives d'aquarium, puis libéré volontairement ou accidentellement dans le milieu naturel en même temps que celles-ci (Pointier & Delay, 1995 ; <http://nis.gsmfc.org/nis factsheet.php?toc id=14>). Cette hypothèse semble être confirmée par le fait que la propagation du mollusque aux Caraïbes a

connu une forte progression au cours des années 1960, époque où l'importation d'articles d'aquariophilie augmentait dans la région (Pointier, 1999). La propagation de l'espèce a principalement été facilitée par la capacité de celle-ci à se développer dans des milieux fortement anthropisés, voire pollués, tels que des bassins de rétention, des lacs artificiels ou des canaux d'irrigation (Pointier & Delay, 1995 ; Rocha-Miranda & Martins-Silva, 2006).

D'autre part, de nombreuses introductions volontaires de *M. tuberculata* ont été réalisées aux Caraïbes (aux Antilles plus particulièrement) et en Amérique Latine, l'espèce s'étant avérée être un agent de lutte biologique très efficace contre *Biomphalaria glabrata*, gastéropode aquatique pulmoné*. Ce mollusque est l'hôte intermédiaire* du parasite *Schistosoma mansoni*, vers plat responsable de la bilharziose intestinale (Pointier & McCullough, 1989 ; Pointier, 1993 ; Pointier *et al.*, 1989 ; 1991a ; 1991b ; 1993 ; 1994 ; Pointier & Jourdan, 2000 ; Pointier, 2001 ; Guimarães *et al.*, 2001).

3.1.3.2 DISPERSION A L'ECHELLE LOCALE

Dans les différentes régions où il a été introduit, *M. tuberculata* a généralement, colonisé tous les milieux disponibles, où il est devenu l'espèce dominante de gastéropode. C'est ce qu'ont observé Pointier & Marquet (1990) en Polynésie Française, Pointier *et al.* (1993b) en Martinique, Pointier & Delay (1995) en Guadeloupe ou Pointier & McCullough (1989) au Honduras. Cependant, il est encore difficile de savoir quels facteurs favorisent l'installation et la dispersion de l'espèce à l'échelle locale (Pointier & Delay, 1995).

3.1.3.3 Territoires colonisés

Malgré l'importante distribution de *M. tuberculata* dans la zone tropicale (il semble que l'espèce soit aujourd'hui présente dans toute la ceinture tropicale), peu d'information existe concernant la propagation de l'espèce d'une région à l'autre, sauf dans les Antilles où un suivi régulier a permis de suivre précisément l'installation des différents morphes dans la région, notamment en Guadeloupe (Pointier & Delay, 1995) et en Martinique (Pointier *et al.*, 1993b).

3.1.3.3.1 PACIFIQUE ET ASIE**> Océan Pacifique**

Bien qu'ayant été signalé dès 1937 dans l'Océan Pacifique, la distribution spatiale de *M. tuberculata* dans cette région reste peu connue (Facon *et al.*, 2003). Entre 1982 et 1985, Pointier & Marquet (1990) réalisent un inventaire de la faune malacologique* de la Polynésie Française. Des campagnes de collecte sont effectuées dans les différents archipels polynésiens et montrent que *M. tuberculata* est particulièrement bien implanté dans les archipels de la Société et des Marquises.

Dans l'archipel de la Société, *M. tuberculata* a été observé dans de nombreux cours d'eau des îles de Tahiti, Moorea, Huahine, Raiatea, Tahaa, Bora-Bora et Maupiti (Pointier & Marquet, 1990). Dans les Marquises, l'espèce est également fortement représentée dans les îles de Nuku-Hiva, Hiva-Oa, Ua-Huka, Ua-Pou, Tahuata et Fatu-Hiva (Pointier & Marquet, 1990 ; Gibon & Fossati, 1991). D'autre part *M. tuberculata* est également présent dans les archipels des Australes, des Gambier et des Tuamotu. Aux Australes, *M. tuberculata* a été recensé dans les îles de Tubuaï, Raivavae et Rapa, où il est fréquent dans les tarodières (Pointier & Marquet, 1990 ; Englund, 2003). Dans les Gambier, *M. tuberculata* a été récoltée dans l'île de Mangareva. Enfin, aux Tuamotu, l'espèce a été recensée dans deux bassins des îles de Rangiroa et de Mururoa (Pointier & Marquet, 1990). *M. tuberculata* aurait été introduit en Polynésie Française avec des plants de taros apportés par les populations polynésiennes pionnières (Pointier & Marquet, 1990). Enfin, l'espèce est également présente à Wallis et Futuna (Mary *et al.*, 2006).

De plus, la présence de *M. tuberculata* a été signalée à Hawaï, ainsi qu'aux îles Cook, sur Rarotonga et aux Tonga, notamment à Vava'u et Tongatapu (Cowie, 2000 ; Englund & Preston, 2002). Vers la fin des années 1990, *M. tuberculata* apparaît en Australie (Facon *et al.*, 2003) et en Nouvelle-Zélande en 2001 où l'espèce est observée pour la première fois à Golden Spring dans la zone volcanique de Taupo, introduite probablement par le biais de plantes d'aquarium relarguées dans le milieu. Cependant, étant donné que les températures minimales tolérées par l'espèce sont comprises entre 18 et 21°C (cf paragraphe 3.1.2.2), *M. tuberculata* ne pourrait se développer en Nouvelle-Zélande que dans les sources thermales (Duggan, 2002). Enfin, *M. tuberculata* semble être bien représentée en Mélanésie. En effet, Starmühlner (1976) a recensé l'espèce aux îles Fidji, aux îles Salomon,

aux Samoa, en Nouvelle Guinée, dans l'archipel de Bismarck, à Guam, aux Etats Fédérés de Micronésie, ainsi qu'en Nouvelle-Calédonie et aux Vanuatu (Cowie, 2000).

➤ **Asie**

M. tuberculata est bien représentée au Moyen Orient (Iran, Irak, Israël, Oman) et dans toute la ceinture tropicale asiatique : Asie du Sud (Inde, Andaman et Sri Lanka), Asie de l'Est (Chine et Japon) ainsi qu'en Asie du Sud-Est (Thaïlande, Vietnam, Brunei, Indonésie, Philippines) (Starmühlner, 1976 ; Pointier *et al.*, 2003).

3.1.3.3.2 AFRIQUE ET OCEAN INDIEN

➤ **Afrique**

M. tuberculata, qui est originaire de l'Afrique de l'est, est aujourd'hui recensé au Maroc, en Côte d'Ivoire, au Nigeria, au Zaïre et au Kenya (Pointier *et al.*, 2003).

➤ **Océan Indien**

Plusieurs études permettent de donner une vue globale de la répartition de *M. tuberculata* dans l'Océan Indien (Starmühlner, 1976 ; 1979). L'espèce a été recensée à Madagascar (Starmühlner, 1976) ainsi que dans différentes îles de l'océan Indien, où elle peut occuper les rivières jusqu'à une altitude de 700 m environ (Starmühlner, 1979). Aux Comores, l'espèce a été observée sur l'île d'Anjouan (Starmühlner, 1979) et plus récemment à Mayotte (Pointier *et al.*, 2003 ; Collectif, 2007). Dans les Mascareignes, *M. tuberculata* est régulièrement récoltée depuis le début des années 1970 à la Réunion (Grac *et al.*, 2001). Aux Seychelles, *M. tuberculata* est une espèce très abondante dans les cours d'eau de l'île de Mahé, notamment au niveau des cours inférieurs des rivières et des estuaires, mais elle n'a pas été recensée sur les îles de Praslin et de La Digue (Starmühlner, 1979).

3.1.3.3.3 AMERIQUE ET CARAÏBES

➤ **Etats-Unis**

En ce qui concerne les Etats-Unis, *M. tuberculata* a été observé pour la première fois au Texas en 1964, puis en Floride en 1966 et en Louisiane en 1975 (Pointier & McCoulogh, 1989 ; Pointier *et al.*, 2003). L'introduction de *M. tuberculata* aux Etats-Unis serait vraisemblablement due au commerce de plantes d'aquarium. Le

mollusque aurait été amené originellement à San Francisco en Californie par un commerçant d'aquariophilie, puis elle aurait été commercialisée en Floride à partir de 1937 (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=14).

➤ **Amérique du Sud**

En Amérique latine, *M. tuberculata* semble avoir connu une propagation beaucoup plus importante qu'aux Etats-Unis, en relation notamment avec la lutte biologique contre *Biomphalaria glabrata*, bien représenté sur ce continent (Pointier *et al.*, 1994 ; Guimarães *et al.*, 2001 ; Pointier *et al.*, 2003). En 1966, *M. tuberculata* est observé pour la première fois à Porto Rico, puis l'espèce se propage très rapidement dans la partie centrale de l'Amérique latine. En 1971, *M. tuberculata* atteint le Panama. En 1972 il est introduit au Venezuela. Une étude réalisée dans la région littorale centrale du Venezuela montre une propagation rapide de l'espèce dans les rivières depuis 1975, accompagnée d'une autre espèce de mollusque Thiaridé, *Thiara granifera*, ce qui a provoqué la disparition de *B. glabrata* dans la région (Pointier *et al.*, 1994). En 1980, *M. tuberculata* atteint le Honduras, puis le Mexique et le Brésil en 1986 (Guimarães *et al.*, 2001). Depuis cette époque, l'espèce a également été recensée en Colombie, au Pérou et en Equateur (Pointier *et al.*, 2003).

➤ **Les Caraïbes**

La propagation de *M. tuberculata* dans les Caraïbes, et notamment aux Petites Antilles, a été bien documentée par Pointier et ses collaborateurs (Pointier, 1989; Pointier *et al.*, 1993b; Pointier *et al.*, 1995 ; Pointier & Delay, 1995 ; Samadi *et al.*, 1999 ; Pointier *et al.*, 2003). En 1975, *M. tuberculata* est observée pour la première fois aux Petites Antilles sur l'île de la Dominique. En 1979, l'espèce apparaît pour la première fois en Martinique et en Guadeloupe ; elle est introduite entre 1978 et 1980 à l'île de Sainte Lucie comme agent de lutte biologique. Au début des années 1980, *M. tuberculata* atteint les Grandes Antilles, notamment Cuba en 1983, puis la République Dominicaine en 1986 (Pointier *et al.*, 2003).

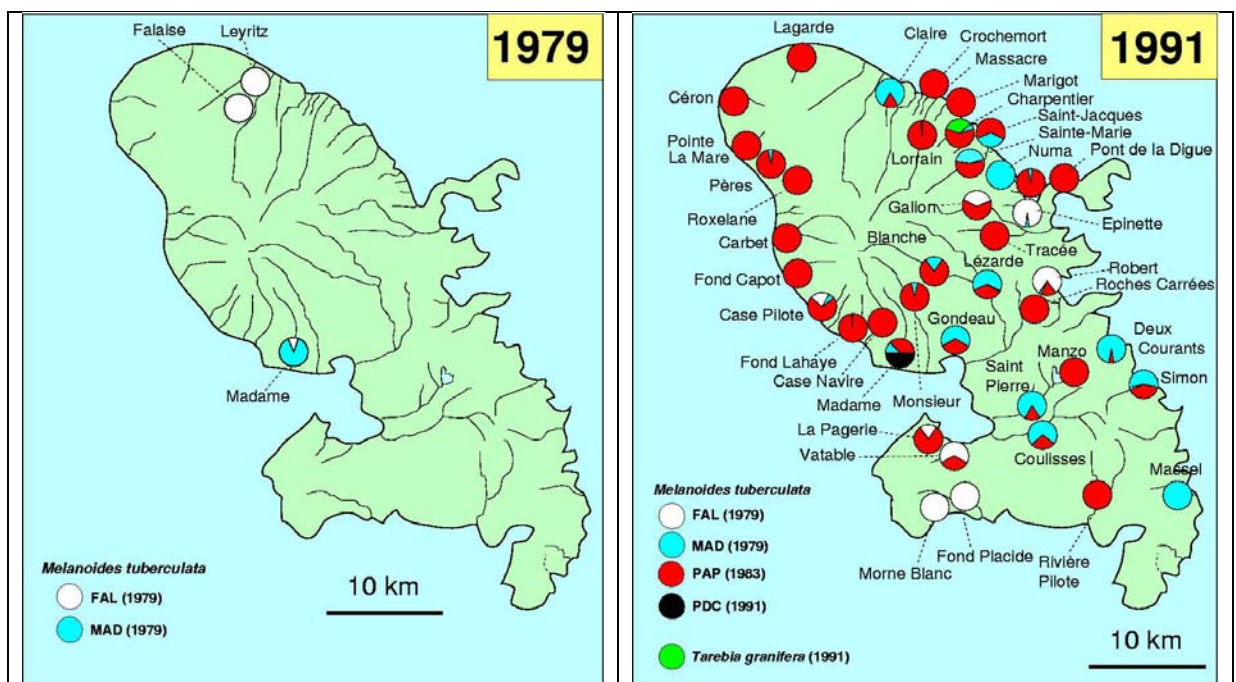
3.1.3.4 *M. tuberculata* aux Petites Antilles : une invasion bien documentée

La Martinique et la Guadeloupe sont les deux îles des Petites Antilles où la propagation de *M. tuberculata* a été le plus étudiée. Les nombreux relevés réalisés par Pointier et ses collaborateurs depuis une trentaine d'années (plus de 200

stations échantillonnées annuellement) ont permis de suivre l'apparition et la propagation des différents morphes de *M. tuberculata* introduits sur ces îles essentiellement par le biais de l'aquariophilie (Pointier, 1989; Pointier *et al.*, 1993b; Pointier *et al.*, 1995 ; Pointier & Delay, 1995 ; Samadi *et al.*, 1999 ; Pointier *et al.*, 2003).

3.1.3.4.1 CAS DE LA MARTINIQUE

M. tuberculata apparaît en Martinique pour la première fois en 1979 simultanément au niveau de la rivière Madame à Fort-de-France et dans deux cours d'eau localisés au nord de l'île (Pointier *et al.*, 1993b). L'espèce a probablement été introduite accidentellement par le biais de plantes décoratives d'aquarium contaminées par le mollusque et relâchées dans le milieu naturel. Rapidement trois morphes différents sont identifiés par Pointier (1989) : dès 1979, le morphe MAD à la rivière Madame et le morphe FAL au niveau des rivières Falaise et Madame (figure 3.2); puis en 1983 le morphe PAP, qui avait été introduit en 1979 à Pointe-à-Pitre (Guadeloupe). Enfin, un quatrième morphe de *M. tuberculata* est introduit en Martinique en 1990, le morphe PDC recensé au Pont de Chaîne sur la Rivière Madame (Samadi *et al.*, 1999 ; Pointier, 1999). Sur l'île, *M. tuberculata* connaît une propagation rapide : en 1986, l'espèce a déjà colonisé 37 sites ; en 1991, 41 sites (figure 3.2). En 1993, *M. tuberculata* est le gastéropode dominant des milieux lotiques* et lenticques* martiniquais (Pointier *et al.*, 1993b).



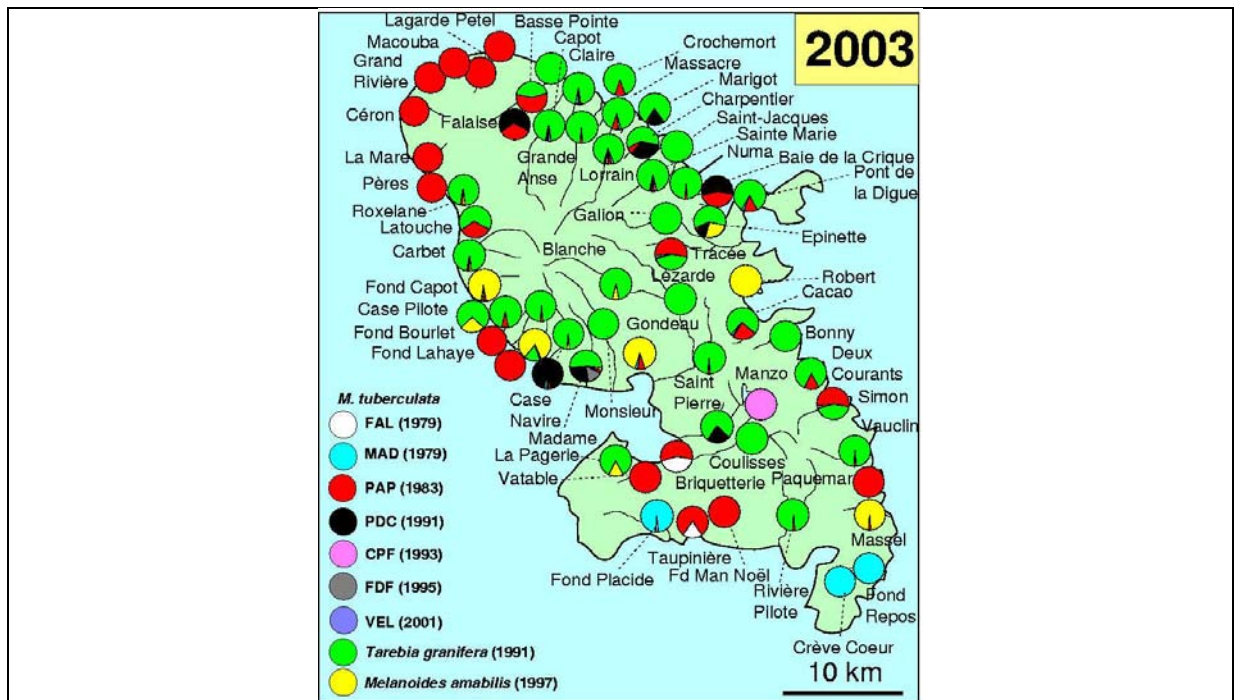


Figure 3.2 : Evolution de la distribution des différents morphes de *M. tuberculata* et autres Thiaridés recensés en Martinique entre 1979 et 2003 (Cartes réalisées par J.P. Pointier)

Cependant, les suivis réguliers réalisés entre 1979 et 1992 révèlent une évolution différente de la distribution des trois morphes introduits MAD, PAP et FAL présents sur l'île durant cette période (Pointier *et al.*, 1993b) (Figure 3.2). En effet, en 1987, le morphe FAL est le plus répandu en Martinique où il est recensé dans 37 sites, le morphe MAD étant présent dans 22 sites et le morphe PAP, moins répandu, uniquement dans 17 sites (Pointier, 1989). Puis, un changement rapide de la distribution spatiale des trois morphes se produit : d'une part, entre 1986 et 1992, les populations de FAL diminuent de façon drastique (en 1992, ce morphe n'est présent que dans 2 sites au sud de l'île). D'autre part, la régression du morphe FAL s'accompagne d'une augmentation de la propagation des deux autres morphes, le morphe PAP devenant dominant en Martinique en 1991 (Pointier *et al.*, 1993b). Les causes de la régression des populations du morphe FAL restent encore obscures, mais il s'agirait vraisemblablement des conséquences d'une compétition inter-morphes, étant donné que les sites où FAL persiste encore sont monomorphes (Pointier *et al.*, 1993b).

De plus, au cours de cette période, un changement de la composition des populations de *M. tuberculata* s'opère. En effet, en 1986, 12 sites sur 37 au total

présentent des populations composées par deux morphes différents et les trois morphes cohabitent dans un seul site (32,4% des sites sont donc polymorphes). Cette distribution polymorphe de l'espèce semble ensuite se généraliser : en 1990, 22 sites sur 41 sont polymorphes (soit 53,7%) ; et en 1992, 25 sites sur les 41 sont composés de populations polymorphes (soit 61%) (Pointier et *al.*, 1993b).

Au cours des années 1990, apparaissent en Martinique deux formes hybrides de *M. tuberculata* (Samadi et *al.*, 1999). En 1993, est observée la première forme hybride CPF au niveau du site Coulisse à Petit Fond (Pointier, 1999). CPF est l'hybride des morphes FAL et PAP. En 1997, un deuxième hybride est identifié au Pont de Chaîne à la rivière Madame, le morphe FDF, forme hybride entre FAL et PDC. A cette époque, la population de *M. tuberculata* en Martinique est donc composée de six morphes différents : les quatre morphes introduits PAP, MAD, FAL et PDC ; ainsi que les deux morphes hybrides FDF et CPF (Samadi et *al.*, 1999 ; Facon et *al.*, 2003).

De plus, deux espèces de Thiaridés très proches de *M. tuberculata* seront introduites sur l'île en 1991 et en 1997 respectivement : il s'agit de *Thiara (Tarebia) granifera* et de *Melanoides amabilis* (Pointier et *al.*, 2003 ; Facon et *al.*, 2005). En réalité, *M. amabilis* serait également un morphe de *M. tuberculata* et non pas une espèce distincte (David, comm. pers.). Enfin, en 2001, un cinquième morphe de *M. tuberculata*, le morphe VEL, est introduit en Martinique. Ces dernières espèces (ou morphes) ont vraisemblablement été introduites involontairement, via le commerce des plantes d'aquarium contaminées par les mollusques et relâchées dans le milieu naturel.

En 2003, plus d'une soixantaine de sites sont colonisés par ces Thiaridae, avec une nette dominance de *Tarebia granifera* et du morphe PAP de *M. tuberculata* présents dans une quarantaine et une trentaine de sites respectivement. Les morphes FAL, MAD, CPF, FDF et VEL étaient faiblement représentés (moins de 3 sites), le morphe PDC présent dans une dizaine de sites et le morphe *M. amabilis* dans une quinzaine de sites (figure 3.2).

Des études récentes montrent que, dans les milieux dulçaquicoles de la Martinique, les différents morphes et Thiaridés recensés ne persistent pas dans un même site mais se caractérisent par des séquences de remplacement hiérarchique en relation avec leur compétitivité. Cette dynamique de remplacement d'une souche par l'autre

est prédictible c'est-à-dire que l'on peut prévoir dans chaque site quel morphe ou quelle espèce succèdera à une autre au cours du temps. Les Thiaridés ont ainsi été classés en fonction de leur compétitivité croissante qui représente leur ordre de succession dans un site :

FAL < PAP < MAD < PDC < FDF < CPF < *T. granifera* < *M. amabilis*

←—————→
Morphes de *Melanoides tuberculata*

3.1.3.4.2 CAS DE LA GUADELOUPE

M. tuberculata est identifié pour la première fois en Guadeloupe, en 1979, dans un canal urbain à Pointe-à-Pitre. Le morphe trouvé est identifié en tant que PAP (Pointier & Delay 1995). Très rapidement, *M. tuberculata* est introduit dans différents sites de l'île pour tester sa compétitivité et ses capacités de lutte biologique vis-à-vis du mollusque Planorbidae *Biomphalaria glabrata*, planorbe vecteur de bilharziose intestinale aux Antilles : en 1981 dans un étang à Grande Terre ; en 1984, dans huit sites localisés en bordure d'une forêt marécageuse à Grande Terre et dans sept ruisseaux et canaux à Basse Terre ; en 1985, dans différents cours d'eau de l'île de la Désirade (cf paragraphe 3.1.4.1).

Une fois implantée dans ces sites, *M. tuberculata* se propage rapidement sur l'ensemble de l'île. En 1984, le morphe PAP est majoritaire, présent sur 10 sites à Grande Terre et sur 7 sites à Basse Terre. La même année, un nouveau morphe (GOS) est découvert dans le ruisseau de Poucet dans la zone de Gosier à Grande Terre. En 1986, le morphe PAP est recensé dans 17 sites à Grande Terre et dans 23 sites à Basse Terre, et le morphe GOS atteint le Grand Etang à Basse Terre. A cette époque, deux autres morphes introduits sont recensés en Guadeloupe : le morphe FAL dans la rivière Nogent à Basse Terre et dans 2 bassins sur l'île de Marie Galante et le morphe MAD dans une zone marécageuse de l'île de Marie Galante. En 1992, *M. tuberculata* a colonisé tous les habitats disponibles en Guadeloupe (Figure 3.3). Le morphe PAP qui reste encore dominant est présent dans 26 sites à Grande Terre et dans 39 sites à Basse Terre. Le morphe GOS est présent à Basse Terre au Grand Etang et dans 2 ruisseaux, ainsi que dans 4 sites à Grande Terre. Quant au morphe FAL, il est présent dans 3 ruisseaux à Basse Terre.

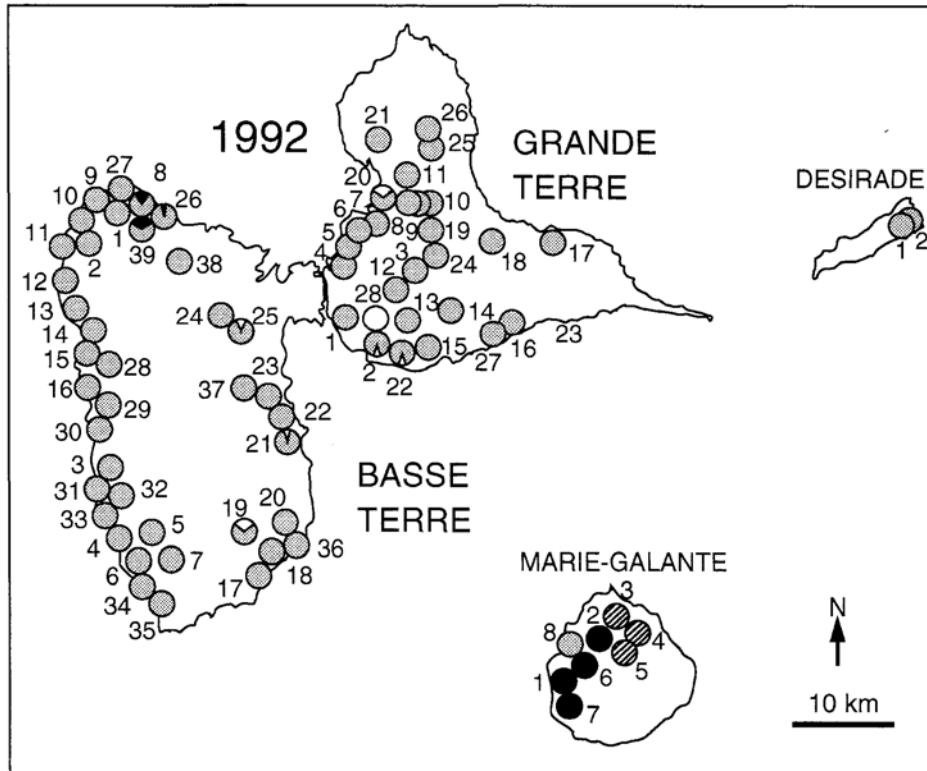


Figure 3.3 : Distribution des différents morphes de *M. tuberculata* en Guadeloupe en 1992 : cercles gris pour le morphe PAP, cercles blancs pour le morphe GOS, cercles noirs pour le morphe FAL et cercles hachurés pour le morphe MAD (Pointier & Delay, 1995)

A cette période, plusieurs populations cohabitent également sur l'île de Marie Galante : le morphe FAL dans 4 sites (3 étangs et un ruisseau), le morphe MAD dans 3 sites (2 étangs et une mare) et le morphe PAP n'est présent que dans un réservoir d'eau. Sur l'île de la Désirade, deux populations de *M. tuberculata* sont recensées composées du morphe PAP. Actuellement, *M. tuberculata* est le gastéropode aquatique le plus répandu dans les milieux lotiques et lenticques de la Guadeloupe. Il n'existe aucune forme hybride en Guadeloupe, celles-ci n'ont été observées qu'en Martinique.

3.1.3.4.3 CONCLUSION

En Martinique comme en Guadeloupe, une pression d'introduction permanente, due principalement à l'aquariophilie, explique la variété des morphes de *M. tuberculata* occupant les milieux dulçaquicoles (à ce jour huit morphes différents coexistent en Martinique). Cette pression d'introduction constante augmente la diversité

génétique de l'espèce, la rendant ainsi extrêmement compétitive dans les milieux qu'elle colonise.

Les morphes MAD et PAP restent les plus répandus dans l'archipel des Caraïbes. Le morphe MAD est présent en Guadeloupe, en Martinique, à l'île de la Dominique, à l'île de Sainte Lucie, à Cuba, et en République Dominicaine ; le morphe PAP en Guadeloupe, en Martinique, et en République Dominicaine. En revanche, les morphes FAL et GOS sont peu répandus aux Antilles, présents en Martinique et en Guadeloupe pour FAL, et en Guadeloupe et en République Dominicaine pour GOS (Pointier *et al.*, 1993b ; Pointier & Delay, 1995).

3.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages

A l'heure actuelle, les études réalisées pour connaître l'impact de *M. tuberculata* sur les écosystèmes et les usages se sont principalement axées sur l'effet positif de *M. tuberculata* sur la santé publique, notamment en tant qu'agent de lutte biologique contre le planorbe *Biomphalaria glabrata*. Ce mollusque est l'hôte intermédiaire* du parasite *Schistosoma mansoni*, vers plat responsable de la bilharziose intestinale (Pointier & McCullough, 1989 ; Pointier, 1993 ; Pointier *et al.*, 1989 ; 1991a ; 1991b ; 1993 ; 1994 ; Pointier & Jourdane, 2000 ; Pointier, 2001 ; Guimarães *et al.*, 2001). Peu d'études concernent les impacts écologiques de l'espèce (Pointier & McCullough, 1989 ; Pointier, 1999 ; Rocha-Miranda & Martins-Silva, 2006).

3.1.4.1 Impact de *M. tuberculata* sur la santé publique

Bien que *M. tuberculata* s'avère être un agent de lutte biologique très efficace contre *Biomphalaria glabrata*, les mollusques aquatiques sont des hôtes intermédiaires privilégiés dans les cycles parasitaires. Ainsi, l'introduction de *M. tuberculata* dans des foyers parasitaires importants peut nuire à la santé publique si l'espèce devient hôte intermédiaire de parasites pathogènes (Pointier, 1999 ; Rochas-Miranda & Martins-Silva, 2006 ; <http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/ad792f10.htm>).

3.1.4.1.1 RÔLE DES MOLLUSQUES DANS LA TRANSMISSION DES MALADIES PARASITAIRES

Les parasites sont des organismes vivants qui vivent obligatoirement dans (ou sur) un autre être vivant, l'hôte, duquel ils vont puiser les ressources nécessaires à leur

développement et à leur reproduction. De nombreux parasites présentent un cycle de développement hétéroxène*, c'est-à-dire comportant deux ou plus de deux hôtes (d'espèce différente) qui se succèdent obligatoirement. L'hôte est dit "intermédiaire" quand il héberge la forme asexuée du parasite et "définitif" quand il héberge la forme sexuée du parasite. De nombreux cycles parasitaires présentent comme hôte intermédiaire un mollusque gastéropode aquatique. Dans ce cas, le premier stade larvaire du parasite pénètre généralement dans le mollusque où il se multiplie et se développe jusqu'à donner un deuxième stade larvaire qui quittera le mollusque pour aller à la rencontre soit d'un deuxième hôte intermédiaire, soit de son hôte définitif. Par exemple, pour la bilharziose intestinale, le premier stade larvaire (ou miracidium) de *Schistosoma mansoni* pénètre dans le mollusque *Biomphalaria glabrata* (hôte intermédiaire obligatoire) où il se multiplie et se développe jusqu'à atteindre un deuxième stade intermédiaire, le cercaire, qui quitte le mollusque pour aller infester l'homme (hôte définitif) (Figure 3.4).

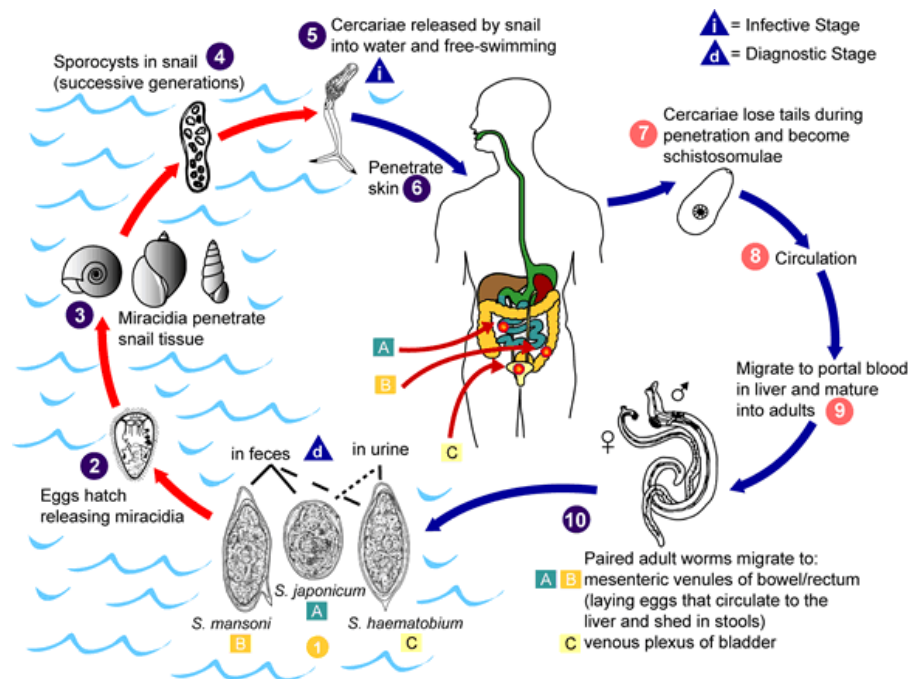


Figure 3.4 : Cycle d'un schistosome (trématode) parasite provoquant la schistosomiase ou bilharziose

(http://fr.wikipedia.org/wiki/Image:Schistosomiasis_Life_Cycle.jpeg)

3.1.4.1.2 *M. TUBERCULATA*, AGENT DE LUTTE BIOLOGIQUE CONTRE *B. GLABRATA*

Suite à l'introduction accidentelle de *M. tuberculata* dans les Antilles, les chercheurs ont rapidement observé une diminution des populations du mollusque Planorbidae *B. glabrata* dans les zones d'introduction. De nombreuses études ont ainsi été mises en place pour tester l'efficacité de *M. tuberculata* en tant qu'agent de lutte biologique contre *B. glabrata* en Guadeloupe (Pointier & McCoullough, 1989), dans l'île Désirade (Pointier *et al.*, 1991a), en Martinique (Pointier *et al.*, 1989a), à l'île de Sainte Lucie (Pointier, 1993), au Venezuela (Pointier *et al.*, 1991b, 1994) et au Brésil où l'élimination de *B. glabrata* a été efficace (Guimarães *et al.*, 2001 ; Pointier & Jourdan, 2000).

M. tuberculata et *B. glabrata* diffèrent par leurs traits d'histoire de vie (Pointier *et al.*, 1992; 1993a). *M. tuberculata* présente une stratégie d'histoire de vie caractérisée par une durée de vie longue, un taux de croissance lent et une fécondité relativement faible (on parle de stratégie démographique de type K)*. Au contraire, *B. glabrata* se caractérise par une durée de vie plus courte, un taux de croissance rapide et un taux de fécondité élevé (stratégie de type r)*. La différence des stratégies démographiques adoptées par ces 2 espèces conditionne une différence de compétitivité qui sera exploitée lors de la mise en place d'un protocole de lutte biologique. Ainsi *M. tuberculata* est l'espèce la plus compétitive dans des milieux stables où il établit alors une population avec des densités élevées durables. En revanche, *B. glabrata* sera l'espèce la plus compétitive dans des milieux instables ou éphémères, milieux où *M. tuberculata* ne parvient pas à s'établir (Pointier *et al.*, 1989a).

➤ **Exemple de la Martinique**

En 1983, *M. tuberculata* est utilisé comme agent de lutte biologique contre *B. glabrata* dans deux ensembles de cressonnières en Martinique, sites importants de transmission de *S. mansoni* (Pointier *et al.*, 1989a). Avant 1983, *B. glabrata* était fortement représenté dans ces 2 milieux où il atteignait des densités moyennes comprises entre 45 et 256 individus/m² (ainsi qu'une autre espèce *Biomphalaria straminea* avec des densités de 2 à 30 individus/m²). En janvier 1983, 700 individus de *M. tuberculata* sont introduits dans chacun des sites à des densités de 1 à 3 individus/m² et de 1 à 6 individus/m² respectivement. Il s'en suit une multiplication très rapide de *M. tuberculata* dans les 2 sites où les populations

atteignent 178 et 325 individus/m² en novembre 1983 et un maximum de 9 941 et 13 388 individus/m² en octobre 1984. Ce fort développement de *M. tuberculata* s'accompagne d'une diminution drastique des densités moyennes des populations de *B. glabrata* qui chutent à respectivement 153 et 41 individus/m² en novembre 1983, et à 4 et 0 individus/m² en octobre 1984. En octobre 1985, *B. glabrata* a totalement disparu des 2 sites. Le même scénario est observé pour *B. straminea* (Pointier et *al.*, 1989a). Les facteurs qui induisent cette baisse de population de *B. straminea* sont encore mal connus, vraisemblablement une compétition pour l'espace.

Suite à cette étude, *M. tuberculata* a été introduit dans toutes les cressonières de Martinique (considérés comme les derniers sites de transmission de *S. mansoni*), ce qui a permis l'éradication de la bilharziose intestinale sur l'île (Pointier et *al.*, 1989a ; Pointier & Théron, 2006).

➤ Exemple de la Guadeloupe

La lutte biologique contre *B. glabrata* débute en 1981 en Guadeloupe. *M. tuberculata* est d'abord introduit à Grande Terre dans un étang présentant de fortes densités en *B. glabrata*. Très rapidement, *M. tuberculata* se développe dans l'étang et les populations de *B. glabrata* régressent. En effet, une diminution de 86% des populations de *B. glabrata* est observée neuf mois après l'introduction de *M. tuberculata*, de 94% au bout de 2 ans et de 98% au bout de 3 ans. L'introduction du nénuphar *Nymphaea sp.* dans cet étang, en 1984 suite au cyclone Klaus, représente cependant un milieu plus favorable au développement de *B. glabrata* que de *M. tuberculata* : en effet le végétal fournit un support et une source de nourriture pour *B. glabrata*, mais en colonisant le substrat, devient un habitat défavorable au développement de *M. tuberculata* qui est un mollusque benthique préférant les substrats de type vaseux et sableux (Lévêque et Pointier, 1976). La présence de ce nénuphar stoppe la progression de *M. tuberculata* et limite ainsi le déclin de la population de *B. glabrata*. En 1986, le déclin des populations de cette espèce n'est plus que de 83% (Pointier & McCullough, 1989).

Dans un deuxième temps, en 1984, *M. tuberculata* est introduit dans différents canaux et ruisseaux de Basse Terre, foyers importants de la parasitose. Dans ces milieux très stables, *M. tuberculata* se développe très rapidement et supprime les populations de *B. glabrata* originellement présentes qui se raréfient.

Enfin, au cours de la même année, *M. tuberculata* est introduit dans des sites d'arrière mangrove à Grande Terre. Ces sites constituent parmi les principaux foyers de développement du parasite *S. mansoni* notamment par la présence de rats qui peuvent agir en tant qu'hôte réservoir du parasite (hôte dans lequel le parasite peut aussi se reproduire, sans constituer pour autant l'hôte définitif de l'espèce, ce qui lui permet de se maintenir dans le milieu en absence de l'hôte définitif). Les conditions environnementales particulières de ces foyers parasitaires (régulièrement asséchés et donc instables) limitent cependant le développement de *M. tuberculata*. Ainsi, ces zones marécageuses restent des habitats favorables au développement de *B. glabrata* et encore aujourd'hui parmi les foyers principaux de transmission de *S. mansoni* en Guadeloupe (Pointier & McCoullough, 1989 ; Pointier & Théron, 2006).

Malgré la très faible prévalence* de la bilharziose intestinale sur l'île de la Désirade (un seul enfant de sept ans infesté jusqu'à présent), et bien que le parasite n'ait pu être collecté ni dans le milieu naturel, ni dans des mollusques, *M. tuberculata* a été introduit sur l'île en 1985 pour agir de façon préventive contre *B. glabrata*. Les spécimens en provenance de Pointe-à-Pitre ont été introduits dans les rares cours d'eau contenant des mollusques vecteurs. Etant donné la stabilité temporelle de ces cours d'eau (conditions abiotiques stables), milieu similaires à ceux de la Martinique, *M. tuberculata* a pu s'installer dans ces différents sites, et *B. glabrata* a rapidement été éradiqué de l'île (Pointier et al., 1991a).

➤ **Exemple du Venezuela**

Dès la moitié du 20^{ème} siècle, le Venezuela met en place des moyens de lutte contre *B. glabrata* afin d'éradiquer la bilharziose intestinale qui atteignait 40% de prévalence dans ce pays. Les premiers moyens utilisés furent des traitements molluscides. Bien qu'étant relativement efficaces, ces traitements étaient particulièrement coûteux et ne présentaient qu'une efficacité à court terme, les mollusques réinfectant les sites traités peu de temps après la fin des traitements. Ainsi, un protocole de lutte biologique fut mis en place pour éradiquer *B. glabrata* de façon durable. Deux scénarios différents furent observés en fonction de la région d'introduction de *M. tuberculata*.

En effet, l'espèce fut d'abord introduite, en 1987, dans 20 sites différents de la région du lac Valencia (comprenant des étangs et réservoirs artificiels, des rivières

et des ruisseaux, ainsi que des canaux urbains), zone particulièrement affectée par la parasitose. Cependant, l'utilisation de *M. tuberculata* en tant qu'agent de lutte contre *B. glabrata* fut un échec dans 15 des 20 sites étudiés, soit parce que *M. tuberculata* ne s'est pas acclimaté, soit parce qu'il n'est pas entré en compétition avec *B. glabrata* (Pointier et al., 1991b).

Les principaux facteurs expliquant cet échec sont de type abiotique. D'une part, la présence de périodes de sécheresse régulières, de courants trop violents ou l'excès de pollution auraient empêché l'installation de *M. tuberculata* (Pointier et al., 1991b). D'autre part, les caractéristiques du milieu ont limité la compétition entre *M. tuberculata* et *B. glabrata*, notamment la présence d'espèces végétales conférant un refuge pour *B. glabrata*, ainsi que l'abondance de ressources trophiques (limitant la compétition entre les deux mollusques vis-à-vis de leur nourriture) (Pointier et al., 1991b).

De plus, *M. tuberculata* et *T. granifera* ont été introduits accidentellement dans des rivières de la région littorale centrale du Venezuela, entraînant l'éradication des populations de *B. glabrata* qui s'y trouvaient (Pointier et al., 1994). En effet, la stabilité temporelle des cours d'eau a été favorable à l'installation et à la propagation de ces 2 espèces de Thiaridés qui ont supplanté les populations de *B. glabrata* existantes (Pointier et al., 1994).

➤ Conclusions

Tous ces exemples montrent combien les facteurs environnementaux conditionnent la compétitivité de *M. tuberculata*. L'espèce, caractérisée par une stratégie démographique de type K, sera d'autant plus compétitive que son biotope sera stable (conditions hydrodynamiques relativement homogènes dans le temps, faibles variations thermiques de l'eau, crues et/ou assèchements peu fréquents). Dans ces conditions de milieux stables, les populations de *M. tuberculata* peuvent s'établir et développer de fortes densités. En revanche, les milieux instables ou éphémères (crues ou assèchements fréquents, courants violents, ..) sont particulièrement défavorables à l'espèce qui n'est plus compétitive. Ses populations sont alors supplantées par celles de mollusques présentant une stratégie démographique de type r. Ainsi, il est impératif de bien connaître les facteurs abiotiques d'un milieu avant de mettre en place tout protocole de lutte biologique, les facteurs environnementaux influençant la compétitivité des espèces.

Biomphalaria glabrata a disparu de Martinique principalement en raison de l'invasion par des mollusques Thiaridae et qui sont entrés en compétition avec *B. glabrata*. Cette disparition est également liée au fait que les eaux douces martiniquaises sont principalement courantes et offrent peu de milieux lenticules propices à *Biomphalaria glabrata*. Celui-ci était restreint à des milieux minoritaires: mares isolées, milieux artificiels liés à l'agriculture (cressonnières, canaux, réservoirs), et infiltrations en bord de rivière. Son éviction par les espèces invasives était donc relativement facile.

En revanche, en Guadeloupe, *B. glabrata* ne s'est pas éteinte malgré la présence des Thiaridae et de *B. straminea*. Le paysage est très différent, les milieux d'eau douce principaux étant les mares, très nombreuses sur toute la surface de l'île, et des zones d'arrière mangrove (forêts et prairies régulièrement inondées d'eau douce). *B. glabrata* a cependant nettement régressé depuis les années 1980 en raison de l'introduction volontaire, à des fins de lutte biologique, d'un escargot d'origine Vénézuélienne, au style de vie très bien adapté aux milieux lenticules : *Marisa cornuarietis* (Pointier, comm. pers.).

3.1.4.1.3 *M. TUBERCULATA*, MOLLUSQUE HÔTE INTERMÉDIAIRE D'AUTRES PARASIToses

A l'opposé de son rôle majeur dans la lutte contre le mollusque vecteur de la bilharziose intestinale, *M. tuberculata* peut également intervenir comme hôte intermédiaire de certaines parasitoses humaines ou animales.

- En Asie, *M. tuberculata* est responsable de la transmission du parasite trématode* *Centrocestus formosanus*. Les hôtes définitifs de *C. formosanus* sont principalement des oiseaux piscivores. Les œufs qui sont émis dans le milieu par ces derniers éclosent et libèrent un premier stade larvaire nageant, le miracidium. Celui-ci infeste son premier hôte intermédiaire, *M. tuberculata*, dans lequel se développent ensuite les cercaires. Ces derniers quittent le mollusque pour aller infester un deuxième hôte intermédiaire obligatoire, un poisson, notamment la carpe noire *Mylopharyngodon piceus*, dans lequel le parasite s'enkyste pour former les métacercaires (Pointier, 1999). Les oiseaux piscivores sont infestés en consommant les poissons parasités. Aux Etats-Unis, *C. formosanus* peut provoquer des maladies animales aussi bien chez son hôte définitif (le canard) que chez son deuxième hôte intermédiaire (un poisson) (Rocha-Miranda & Martins-Silva, 2006). Le parasite est également responsable de la maladie des points noirs chez les Cichlidés, dont fait

partie le tilapia, des lacs d'Afrique orientale (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/ad792f10.htm>).

D'autre part, le parasite *C. formosanus* peut provoquer des maladies humaines : en Asie, par exemple, il est responsable d'une affection intestinale transmise à l'homme par la consommation de carpe noire non cuite. En 1979, le parasite a été introduit dans des élevages de carpes au Mexique, où *M. tuberculata* était présent. Etant donné que dans cette région la carpe est rarement consommée crue, les risques de transmission à l'homme ont été mineurs (Pointier, 1999).

En Martinique et en Guadeloupe, le parasite *C. formosanus* n'a jusqu'à présent jamais été trouvé dans les différents morphes répertoriés (Pointier, comm. pers.).

- En Extrême Orient et en Asie (Chine, Vietnam, Laos, Corée), *M. tuberculata* est également responsable de la transmission de différents types de parasitoses : la douve du poumon causée par le trématode *Paragonimus westermani* et la douve de Chine causée par le trématode *Clonorchis sinensis* (Pointier, 1999 ; Guimarães *et al.*, 2001 ; Rocha-Miranda & Martins-Silva, 2006). Ces 2 parasites présentent le même cycle que *C. formosanus* (pour ces 2 parasites trématodes, le premier hôte intermédiaire est un mollusque aquatique, le deuxième hôte intermédiaire un crustacé ou un poisson et l'hôte définitif l'homme). *P. westermani* est transmis à l'homme quand il consomme des crustacés infestés par des métacercaires. Une fois chez l'homme, il atteint le système respiratoire et peut provoquer des affections pulmonaires graves. *C. sinensis* est transmis à l'homme quand celui-ci consomme des poissons contaminés, puis le parasite s'installe dans les canaux biliaires de l'homme.

3.1.4.2 Impacts écologiques de *M. tuberculata*

Peu d'études concernent les impacts écologiques de *M. tuberculata* sur son environnement. Le principal effet de *M. tuberculata*, étant donné sa forte compétitivité, reste qu'il peut supplanter d'autres espèces de mollusques aquatiques autochtones. Par exemple, l'introduction accidentelle de *M. tuberculata* au Texas en 1964 a provoqué le déclin des populations du mollusque endémique *Goniobasis canalensis* (Pleuroceridae) qui se raréfie au New Braunsfels à partir de 1971 (Pointier & McCullough, 1989). De même, en Amérique latine, l'introduction

de *M. tuberculata* en 1980 au lac Yojoa (Honduras) a induit la disparition des deux espèces de mollusques autochtones : le Planorbidae *Biomphalaria havanensis* et le Pachychilidae *Pachychilus largillierti*. En seulement 5 ans, *M. tuberculata* est devenu l'espèce dominante du lac (Pointier & McCullough, 1989). Au bassin de la rivière Paraña, au Brésil, où *M. tuberculata* n'a été observé pour la première fois qu'au début des années 2000, l'espèce semble déjà représenter une menace pour les espèces indigènes des genres *Biomphalaria* et *Pomacea* (Ampullariidae). En effet, ces espèces ont disparu des cours d'eau où *M. tuberculata* était présent alors qu'elles sont fréquentes dans les autres cours d'eau (Rocha-Miranda & Martins-Silva, 2006).

En revanche, d'après les résultats des suivis réalisés par Pointier et ses collaborateurs en Martinique et en Guadeloupe, *M. tuberculata* n'aurait pas d'impact direct sur la faune malacologique autochtone des deux îles (Pointier *et al.*, 1998; Pointier, 1999, 2001). En Martinique notamment, cinq autres espèces de prosobranches cohabitent avec *M. tuberculata* et *Tarebia granifera* : *Pomacea glauca*, *Nerililia succinea*, *Neritina virginea*, *N. punctulata* et *Potamopyrgus parvulus* dans les milieux dulçaquicoles (Pointier *et al.*, 1998).

Cependant, *M. tuberculata* pourrait représenter une menace importante aux Grandes Antilles, notamment à Cuba et dans la République Dominicaine où il existe plusieurs espèces de Thiaridés et de Pleuroceridés endémiques qui pourraient être supplantées par *M. tuberculata* (Pointier, 1999). A Cuba, les populations de plusieurs espèces de mollusques ont disparu dès la fin des années 1990, à cause de la présence de *Tarebia granifera* (espèce très proche de *M. tuberculata*). Ainsi, le Pleurocidé endémique *Pschychilus violaceus* a disparu dans plusieurs rivières localisées autour de Santiago. Dans la province de Pinar del Rio, deux espèces endémiques de Thiaridés, *Hemisinus brevis* et *H. cubanicus*, sont aujourd'hui menacées (Pointier, 1999). L'introduction de *M. tuberculata* pourrait augmenter l'impact de *Tarebia granifera* sur les écosystèmes.

3.1.5 Moyens de lutte pouvant être mis en place pour l'éradication de *Melanoïdes tuberculata*

Aucun protocole de lutte n'existe pour limiter la propagation de *M. tuberculata* dans les nouveaux territoires qu'il colonise, l'espèce étant généralement introduite volontairement (lutte biologique). Néanmoins, plusieurs procédés de lutte ont été

testés sur d'autres espèces de mollusques aquatiques, responsables notamment de parasitoses humaines (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/AD792F21.htm#ch19.5>). Ces différentes méthodes pourraient être testées sur *M. tuberculata* pour en limiter la propagation lorsque l'espèce devient nuisible.

Trois principaux moyens de lutte existent pour lutter contre les mollusques vecteurs de parasites : l'introduction d'un facteur rendant le biotope hostile à l'espèce cible ; l'utilisation de traitements chimiques molluscides et l'utilisation d'agents de lutte biologique (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/AD792F21.htm#ch19.5>). Le choix de la technique à utiliser se fait généralement en fonction du type d'habitat et du résultat attendu.

3.1.5.1 *La modification du biotope*

Les mollusques aquatiques sont généralement assez exigeants vis-à-vis de leur habitat, notamment en ce qui concerne la courantologie et le type de végétation présente dans le milieu. Dans certains cas, un changement des caractéristiques de son environnement peut rendre un biotope hostile à une espèce. Par exemple, dans les piscicultures, la végétation des bassins est éliminée afin d'éviter la prolifération de certains mollusques vecteurs de parasites (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/AD792F21.htm#ch19.5>).

Ce type de contrôle pourrait être utilisé pour lutter contre *M. tuberculata*, d'autant plus que diverses études ont déjà montré que la végétation pouvait avoir un impact sur les populations de *M. tuberculata* (Pointier & McCullough, 1989). *Par exemple (voir l'exemple d'introduction de M. Tuberculata en Guadeloupe page 24), lorsque M. tuberculata est introduit dans un étang de Grande Terre (Guadeloupe) afin de lutter contre B. glabrata, les populations de ce dernier déclinent rapidement au profit de celles de M. tuberculata (en 3 ans, 98% des populations de B. glabrata ont disparu). Cependant, en 1984, une nouvelle espèce de nénuphar du genre Nymphaea colonise l'étang et conditionne alors un habitat plus favorable à B. glabrata qu'à M. tuberculata. En effet, ce nénuphar fournit un support et une source de nourriture favorable à B. glabrata, mais défavorable au développement de M. tuberculata, mollusque benthique préférant les substrats de type vaseux et sableux (Lévêque et Pointier, 1976). Ainsi, l'apparition de cette espèce végétale a stoppé la progression de M. tuberculata dans l'étang et a donc bloqué le succès de la lutte biologique (Pointier & McCullough, 1989).*

3.1.5.2 Lutte chimique contre *M. tuberculata*

Afin de se débarrasser des mollusques nuisibles, plusieurs traitements molluscides ont été testés, présentant des taux d'efficacité et de toxicité variables (aussi bien pour les mollusques que pour les autres espèces aquatiques) (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/AD792F21.htm#ch19.5>).

Le sulfate de cuivre ($\text{CuSO}_4 - 5\text{H}_2\text{O}$) est un molluscide largement utilisé dans les étangs piscicoles (il est également utilisé comme algicide). Ce produit est très efficace mais sa toxicité vis-à-vis des poissons varie en fonction de la dureté* des eaux : dans les eaux dures (concentration en ion calcium $[\text{Ca}^{2+}]$ supérieures à 50 mg/l et $\text{pH} > 7$), les poissons tolèrent des concentrations en sulfate de cuivre supérieures à 10 ppm, alors que dans les eaux acides présentant une dureté inférieure à 12 mg/l de Ca^{2+} , ils supportent une concentration de 3 ppm seulement (dans des eaux douces le produit reste en solution dans l'eau, alors que dans des eaux dures il précipite rapidement). La toxicité aiguë* de ce traitement pour les mollusques est comprise entre 6 et 24 ppm pour une exposition d'une heure (ces concentrations sont potentiellement toxiques pour les poissons). Ce produit peut également être appliqué en continu à basses concentrations : il est toxique pour les mollusques à des concentrations de l'ordre de 1 ppm dans des eaux dures, et entre 0,125 et 0,3 ppm dans les eaux très douces (toxicité chronique*). L'efficacité de ce traitement diminue dans des milieux riches en matières organiques (milieux de prédilection de *M. tuberculata*) (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/AD792F21.htm#ch19.5>).

D'autres produits alternatifs existent sur le marché. Les formes solubles de carbonate de cuivre (CuCO_3 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$) à des concentrations de 30 g/m² et d'oxyde de cuivre (Cu_2O) entre 5 et 10 ppm sont des traitements efficaces et peu agressifs pour les poissons. De plus, ces produits ont un effet résiduel important dans le milieu ce qui constitue un avantage majeur dans la lutte contre les mollusques (ils vont permettre d'éliminer leur descendance). Cependant, cet effet résiduel peut également interférer avec l'écosystème tout entier en bloquant la productivité naturelle du milieu. L'effet de ces produits sur la méiofaune ou la macrofaune benthique n'est pas précisé (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/AD792F21.htm#ch19.5>).

D'autres traitements à base de carbamates, notamment le Rhodiacid à des concentrations de 20 g/m² ou le Sevin entre 0,10 à 0,15 g/m², sont assez efficaces et inoffensifs pour les poissons. En revanche, le Baylucide à 5% en granules est un toxique stomacal efficace mais qui peut s'avérer toxique pour les poissons benthiques.

L'utilisation de ces traitements chimiques présente deux inconvénients majeurs : d'une part, leur coût est en général élevé ; d'autre part les produits chimiques présentent une faible efficacité à long terme et sont rarement spécifiques aux mollusques et encore moins monospécifiques. Ces traitements doivent donc être appliqués régulièrement afin d'éviter la réimplantation des mollusques (Pointier et al., 1991b). De plus, ces différents traitements chimiques présentent une faible spécificité vis-à-vis de l'espèce à éradiquer et vont donc pouvoir être toxiques pour différentes espèces présentes dans le milieu (aussi bien des espèces d'invertébrés que de vertébrés).

3.1.5.3 Lutte biologique contre *M. tuberculata*

La lutte biologique présente une efficacité à long terme. Deux types d'agents de lutte biologique peuvent être introduits dans le milieu : des compétiteurs ou des prédateurs malacophages (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/AD792F21.htm#ch19.5>).

En ce qui concerne les compétiteurs, étant donné les caractéristiques écologiques de *M. tuberculata* et sa forte compétitivité en général, seules quelques espèces de mollusques peuvent être utilisées en lutte biologique. Nous pouvons citer en particulier une espèce de Thiaridé proche de *M. tuberculata* : *Tarebia granifera*. Celle-ci, plus compétitive que *M. tuberculata*, en limite généralement la propagation lorsqu'elles cohabitent. Par exemple, en Martinique, *T. granifera* est à l'origine de la disparition des populations de *M. tuberculata* dans certains sites où ce mollusque avait constitué l'espèce dominante (Pointier et al., 1998 ; Facon et al., 2005).

D'autre part, des espèces malacophages peuvent être introduites pour lutter contre *M. tuberculata*. Par exemple, des poissons de la famille des cichlidés, notamment les espèces *Astatorheochromus alluadi* et *Haplochromis sp.* du lac Victoria situé en Afrique de l'est (entre le Kenya, l'Ouganda et la Tanzanie), sont connues pour être prédatrices de *M. tuberculata* (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/ad792f10.htm>).

3.1.5.4 Conclusions

Plusieurs inconvénients caractérisent la lutte contre les mollusques nuisibles (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/ad792f10.htm>). D'une part, la mise en place des protocoles de lutte reste difficile, notamment lorsqu'il s'agit de traiter d'importantes étendues. D'autre part, les différentes techniques existantes ne sont pas sans danger pour l'environnement. L'utilisation de produits chimiques ou la modification des caractéristiques du biotope peuvent provoquer des bouleversements importants dans les écosystèmes aquatiques, se traduisant par des conséquences dramatiques sur ces écosystèmes : par exemple, les pesticides utilisés peuvent s'avérer toxiques pour les autres espèces aquatiques (notamment pour les poissons) (<http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/AD792F21.htm#ch19.5>). En ce qui concerne la lutte biologique, le risque majeur reste l'introduction d'espèces exotiques pouvant également devenir envahissantes et nuisibles. L'introduction de *M. Tuberculata* comme agent de lutte biologique en est l'exemple le plus approprié.

Par ailleurs, les différentes techniques n'ont pas un effet ciblé sur *M. tuberculata* mais peuvent affecter d'autres espèces, notamment de mollusques, présentes dans le milieu. Ainsi, elles pourraient accélérer la disparition de certaines espèces autochtones, voire endémiques (principale nuisance causée par *M. tuberculata*). Enfin, à l'heure actuelle aucune certitude réelle n'existe quant à l'efficacité de ces procédés de lutte contre *M. tuberculata*. Des études sont nécessaires pour tester l'efficacité de ces différentes techniques sur l'espèce, et connaître leur impact réel sur son environnement.

3.2 DIAGNOSTIC DE L'INVASION DE *MELANOIDES TUBERCULATA* EN NOUVELLE CALEDONIE

3.2.1 Historique de l'introduction

L'espèce *M. tuberculata*, décrite par Müller à la fin du 18^{ème} siècle à partir d'individus prélevés en Inde, serait originaire de l'Afrique de l'est, du Moyen Orient ou de la Malaisie. En effet, étant donné sa forte présence dans toutes les régions tropicales du globe, il est difficile de définir avec certitude le lieu exact de son origine (Pointier *et al.*, 2003).

L'espèce a été signalée dès 1863 en Nouvelle-Calédonie par Gassies, sous plusieurs synonymes : *Melania matheroni*, *Melania lancea*, *Melania mageni*, *Melania canalis*, *Melania montrouzieri* (Gassies, 1863 ; Starmühlner, 1976).

Cowie (2001), dans sa revue des espèces de mollusques introduits dans le Pacifique, qualifie *Melanoides tuberculata* d'espèce cryptogène*, c'est à dire que son statut, indigène ou introduit, est incertain dans la région. Sa présence ancienne (attestée en Nouvelle Calédonie depuis le milieu du 19^{ème} siècle) ne peut certainement pas s'expliquer par une vague d'introduction qui serait liée par exemple à l'aquariophilie, telle que celle observée lors des dernières décennies dans de nombreuses régions tropicales du monde (Antilles par exemple). D'autre part, P. Bouchet (comm. pers.) a récolté dans le lagon des Chesterfield des coquilles vides de *Melanoides tuberculata*, qu'il considère comme des coquilles datant du dernier glaciaire (période de niveaux marins bas) puisqu'il n'y a pas d'eau douce aux Chesterfield aujourd'hui. Cette observation tendrait à confirmer l'indigénat de *M. tuberculata* dans l'ouest du Pacifique (P. Bouchet, comm. pers.)⁴. Le statut de l'espèce n'est cependant pas le même dans d'autres archipels du Pacifique Sud. Par exemple, l'espèce est sans aucun doute introduite en Polynésie Française.

⁴ Dans une île, plus qu'ailleurs, le fait de statuer sur le caractère indigène (natif) ou introduit d'une espèce animale ou végétale peut s'avérer délicat pour plusieurs raisons. L'une d'elle est manifestement liée à une connaissance encore insuffisante de la flore et/ou de la faune de l'île et de son contexte biogéographique, écologique et dynamique. Une autre raison a trait à la grande difficulté, voire l'impossibilité, de juger du caractère indigène ou introduit de certaines espèces, lorsqu'elles ne sont pas endémiques. Il s'agit par exemple de plantes faisant l'objet d'une utilisation ancienne par l'homme, ou de plantes de milieux herbacés plus ou moins secondarisés qui se trouvent dans leur aire globale d'indigénat

En réalité, *Melanoides tuberculata* est une espèce clonale, ses différents morphes présentant des traits d'histoire de vie et une dynamique de colonisation différents (Facon *et al.* 2003, cf paragraphe 3.1.2.3). Des morphes indigènes naturellement présents dans l'ouest du Pacifique pourraient donc coexister en Nouvelle Calédonie avec des morphes qui auraient été introduits plus récemment (lors de ces dernières décennies), par le biais de l'aquariophilie notamment.

Les récents travaux, réalisés par N. Mary (Ethyc'O) de valorisation de la collection de la macrofaune benthique collectée en Nouvelle Calédonie entre 1996 et 2008 ont permis de montrer, avec l'aide de Jean-Pierre Pointier, malacologue à l'Université de Perpignan, qu'il y aurait sur la Grande Terre un morphe majoritaire de *M. tuberculata*. Celui-ci s'apparenterait au morphe GOS présent en Guadeloupe (Pointier, comm. pers.).

De plus, deux autres espèces du même genre ont été reportées en Nouvelle Calédonie : il s'agit de *Melanoides arthurii* (Brot, 1871) et de *Melanoides lambertii* (Crosse, 1869) (Starmühlner, 1970).

L'espèce est interdite à l'importation depuis 1968 (délibération n° 67 du 26/01/68).

3.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale de *Melanoides tuberculata* en milieu naturel

3.2.2.1 Recueil des informations

L'ensemble des données qui a permis d'établir la carte de la distribution spatiale de *M. tuberculata* (figure 3.5) provient des travaux effectués dans le cadre de la valorisation de la collection de macrofaune benthique réalisée par le bureau d'étude Ethyc'O (N. Mary) dans le cadre d'une convention avec la DAVAR.

Ces travaux se rapportent aux échantillons de faune benthique qui ont été collectés entre 1996 et 2008 lors d'études effectuées à la demande de la DAVAR, la Province Sud, la Province Nord, certaines collectivités territoriales (Mairie de Thio) et plusieurs organismes privés (Falconbridge, Goro Nickel, Aime NC....) afin de caractériser la qualité biologique des cours d'eau de la Grande Terre. Ils concernent

mais pour lesquelles aucune preuve certaine n'atteste de leur présence antérieurement à l'arrivée de l'homme. Plus d'une centaine d'espèces végétales sont dans ce cas à l'île de la Réunion (Boullet, 2007).

plus de 850 observations en rivière obtenues pour la majorité d'entre elles en période d'étiage (une observation correspondant à un site de rivière échantillonné à une date précise), et localisées principalement sur l'ensemble de la Grande Terre. La majorité de ces stations ont été échantillonnées par N.Mary et C.Flouhr (Hytec).

NB : En aucun cas, ces informations ne permettent d'établir une carte exhaustive de la distribution actuelle de *M. tuberculata* sur la Grande Terre puisque la présente étude se limitait à exploiter les bases de données existantes. Ainsi, les données qui ont permis de réaliser la carte de distribution de *M. tuberculata* se rapportent essentiellement à des études réalisées en rivière. Or, la revue de littérature a montré que l'espèce pouvait occuper des milieux d'eaux saumâtres (salinité jusqu'à 30 ‰) et/ou lentiques (mares, étangs, lacs, bassins, ..). Ces types de milieux ayant été peu prospectés jusqu'à présent, il n'est pas possible de renseigner sur les capacités réelles de colonisation de l'espèce en Nouvelle Calédonie dans ces milieux.

3.2.2.2 Distribution spatiale de *Melanoides tuberculata* en Nouvelle-Calédonie

Chaque point de la figure 3.5 correspond à une observation effectuée en rivière parfois à plusieurs reprises (plusieurs années de suite). La localisation des observations a généralement été relevée au GPS lors des prélèvements effectués sur le terrain (précision de 30 m).

M. tuberculata se localise principalement dans les cours moyens et inférieurs des cours d'eau de la côte ouest, de Nouméa jusqu'à Koumac (régions de Yahoué, Karikoué, Toutouta, Moindou, Nessadiou, Pocquereux, Boghen, Douencheur, Farino, Pouembout, Koné, Témala, Faténaoué, Voh, Iouanga, Koumac). On la trouve également dans la rivière Diahot.

Sur la côte Est, elle se situe essentiellement dans les régions de Tchamba, Tiwaka, Houailou et Thio. Elle coexiste souvent avec une autre espèce de Thiaridae *Melanoides lambertii* (cf figure 3.5).

Il semblerait que *M. tuberculata* occupe principalement les rivières drainant des substrats volcano-sédimentaires. Elle a, en effet, été rarement prélevée dans des cours d'eau drainant des terrains ultrabasiques. Ainsi, sur 129 observations réalisées en rivières sur substrat ultramafique entre 1997 et 2006, seulement 3 observations concernaient l'espèce pour un total de moins de 20 individus (Mary N

&vHytec., 2007). Il est important de rappeler ici que le facteur essentiel de dispersion du gastéropode est lié à sa capacité à remonter activement la rivière, de l'aval vers l'amont, ce qui permet aux animaux de coloniser l'amont de la rivière et de compenser les mouvements vers l'aval dus à la dérive* et aux crues (surtout en saison humide) (David, comm. pers.).

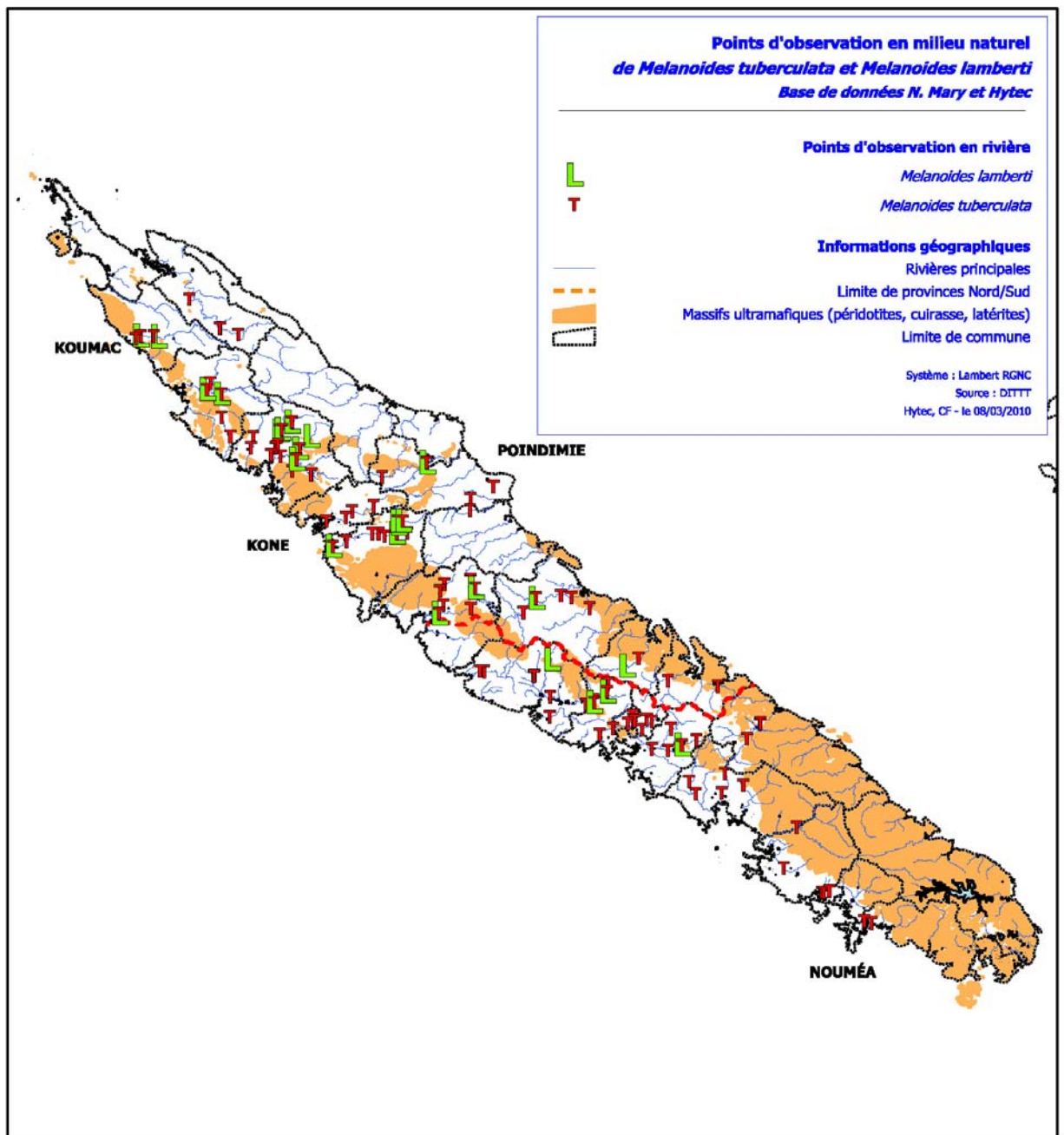


Figure 3.5 : Distribution spatiale des observations de *Melanoides tuberculata* en rivière sur la Grande Terre entre 1997 et 2009

3.2.3 Reproduction de *Melanoides tuberculata* en Nouvelle Calédonie

Le fait qu'un seul morphe de *M. tuberculata* soit majoritairement représenté dans les échantillons recueillis dans les cours d'eau (Pointier, comm. pers.) suggère que l'espèce se reproduit principalement par parthénogénèse en Nouvelle Calédonie (cf. paragraphe 3.1.1.2).

D'après Pointier *et al.*, (1993a), *M. tuberculata* se reproduit principalement durant la saison des pluies, même si la reproduction ne s'arrête pas complètement pendant la saison sèche. En Nouvelle Calédonie, l'écologie des macroinvertébrés benthiques étant encore peu connue, la(es) saison(s) de reproduction de *M. tuberculata* n'a jamais été identifiée.

3.2.4 Impacts écologiques de *Melanoides tuberculata* en Nouvelle Calédonie

3.2.4.1 Impact de *M. tuberculata* sur la santé publique

Quand elle est introduite dans des régions à foyers parasitaires importants, *M. tuberculata* peut nuire à la santé publique si elle devient hôte intermédiaire de parasites pathogènes (trématodes* essentiellement) (Pointier, 1999; Rochas-Miranda & Martins-Silva, 2006 ; <http://www.fao.org/docrep/008/ad792f/ad792f10.htm>). Par exemple, aux Etats-Unis, *M. tuberculata* est responsable de la transmission du parasite trématode *Centrocestus formosanus*, qui provoque des pathologies aussi bien chez son hôte définitif (le canard) que chez son deuxième hôte intermédiaire (un poisson) (Rocha-Miranda & Martins-Silva, 2006). Ce même parasite peut également être pathogène à l'homme en Asie (affection intestinale transmise par la consommation de carpe noire non cuite). Pour la Nouvelle Calédonie, nous n'avons aucune information précise concernant la présence de ce type de parasitose en relation avec *M. tuberculata* (E. Bourguet, Institut Pasteur, comm. pers.).

3.2.4.2 Menaces de *Melanoides tuberculata* sur la biodiversité en Nouvelle Calédonie

Etant donné sa forte compétitivité, le principal impact écologique de *M. tuberculata* sur son environnement est qu'il peut supplanter certaines espèces de mollusques aquatiques autochtones, notamment de la famille des Thiaridae (élimination ou

déclin des populations). C'est, par exemple, ce que l'on observe à Cuba et dans la République Dominicaine où il existe plusieurs espèces de Thiaridés et de Pleuroceridés endémiques qui pourraient être supplantées par *M. tuberculata* (Pointier, 1999).

En revanche, en Martinique et en Guadeloupe, les différents suivis réalisés par Pointier et ses collaborateurs ne semblent mettre en évidence aucun impact majeur de *M. tuberculata* sur la faune malacologique autochtone des deux îles (Pointier *et al.*, 1998; Pointier, 1999, 2001). En Martinique notamment, cinq autres espèces de prosobranches cohabitent avec *M. tuberculata* et *Tarebia granifera* : *Pomacea glauca*, *Nerililia succinea*, *Neritina virginea*, *N. punctulata* et *Potamopyrgus parvulus* (Pointier *et al.*, 1998).

En Nouvelle Calédonie, selon P. Bouchet (comm. pers.), *M. tuberculata* ne devrait pas être considérée comme une espèce "à risque", du fait que la situation n'est pas comparable à celle des petites Antilles ou celle de la Polynésie. En effet, aux Antilles Françaises, il n'y a jamais eu de Thiaridae indigène à part *Thiara amarula* (présente essentiellement dans la partie terminale des rivières à courant rapide, avec une vaste répartition s'étendant de l'Océan Indien à la Polynésie). *M. tuberculata* s'y comporte donc comme une espèce invasive

En Nouvelle-Calédonie, en revanche, il existe des Thiaridae endémiques dans les eaux douces, qui coexistent souvent avec *M. tuberculata* : il s'agit par exemple de *Melanoides lamberti* bien représentée sur la côte ouest (cf. figure 3.5) et de *Melanopsis frustulum* présente sur l'ensemble de la Grande Terre. Le fait que ces deux espèces endémiques de Thiaridae occupent la même niche écologique que *M. tuberculata* laisse suggérer que cette dernière ne constituerait pas une menace pour les autres espèces de la même famille.

3.3 STRATEGIES DE SUIVI ET DE CONTROLE DE *MELANOIDES TUBERCULATA* DANS LE CONTEXTE INSULAIRE CALEDONIEN

La revue de littérature a souligné qu'il existait trois principaux moyens de lutte contre les mollusques vecteurs de parasites : l'introduction d'un facteur rendant le biotope hostile à l'espèce cible ; l'utilisation de traitements chimiques molluscides et l'utilisation d'agents de lutte biologique. Le choix de la technique à utiliser se fait

généralement en fonction du type d'habitat et du résultat attendu. Cependant, la mise en place des protocoles de lutte reste difficile, notamment lorsqu'il s'agit de traiter d'importantes étendues. D'autre part, les différentes techniques existantes ne sont pas sans danger pour l'environnement. L'utilisation de produits chimiques ou la modification des caractéristiques du biotope peuvent provoquer des bouleversements importants dans les écosystèmes aquatiques, se traduisant par des conséquences parfois dramatiques : par exemple, les pesticides utilisés peuvent s'avérer toxiques pour les autres espèces aquatiques (notamment pour les poissons). En ce qui concerne la lutte biologique, le risque majeur reste l'introduction d'espèces exotiques pouvant également devenir envahissantes et nuisibles. L'introduction de *M. tuberculata* comme agent de lutte biologique dans les milieux dulçaquicole des Antilles Françaises en est un exemple flagrant.

Par ailleurs, les différentes techniques n'ont pas un effet ciblé sur *M. tuberculata* mais peuvent affecter d'autres espèces, de mollusques notamment, présentes dans le milieu. Ainsi, elles pourraient accélérer la disparition d'espèces autochtones, voire endémiques. Enfin, à l'heure actuelle aucune certitude réelle n'existe quant à l'efficacité de ces procédés de lutte visant *M. tuberculata*. Des études sont nécessaires pour tester l'efficacité de ces différentes techniques sur l'espèce, et connaître leur impact réel sur l'environnement.

En NouvelleCalédonie, étant donné les effets méconnus et parfois nuisibles de ces traitements de lutte, il semble primordial d'établir préalablement à la mise en place de moyens de lutte, un bilan des nuisances réelles occasionnées par *M. tuberculata* sur l'environnement. Les conclusions de notre étude démontrent que l'espèce ne constituerait pas une menace pour les autres espèces de mollusques, d'autant plus qu'elle serait cryptogène* et répertoriée sur la Grande Terre depuis plus d'un siècle. Elle ne semble pas non plus être impliquée dans des parasitoses.

3.4 CONCLUSIONS

L'espèce *M. tuberculata* se localise principalement dans les cours moyens et inférieurs des rivières drainant des substrats volcano-sédimentaires et coexiste souvent avec les espèces de Thiaridae *Melanoidea lambertii* et *Melanopsis frustulum*, endémiques à la Nouvelle Calédonie.

En Nouvelle Calédonie, son statut indigène ou introduit reste incertain, étant donné que sa présence est attestée sur la Grande Terre depuis le milieu du 19^{ème} siècle. Notre étude met ainsi en exergue la difficulté de trancher sur le caractère natif ou introduit d'une espèce animale et/ou végétale, en contexte insulaire. Les raisons en sont principalement une connaissance encore insuffisante de la biodiversité de l'île et de son contexte biogéographique, écologique et dynamique (Boullet, 2007). Ainsi, dans sa synthèse, Cowie (2001) parle d'espèces de mollusques qui auraient été introduites durant la Préhistoire. De même, en Polynésie Française, Pointier & Marquet (1990) considèrent que *M. tuberculata* aurait été introduit avec des plants de taros apportés par les populations polynésiennes pionnières quand ?.

Il est cependant important de rester vigilant, comme le souligne J.P. Pointier (comm. pers.), quant à la pression d'introduction constante de morphes de *M. tuberculata*, dans les milieux d'eau douce, telle que celle observée depuis 30 ou 40 ans aux Antilles Françaises (cf paragraphe 3.1). En Martinique comme en Guadeloupe, cette pression d'introduction due principalement à l'aquariophilie, explique la variété des morphes de *M. tuberculata* occupant les milieux dulçaquicoles (à ce jour une dizaine de morphes différents coexistent en Martinique). Cette pression d'introduction augmente la diversité génétique de l'espèce, la rendant ainsi très compétitive dans les milieux qu'elle colonise. D'autres espèces de la famille des Thiaridae telles que *Thiara granifera*, non répertoriée en Nouvelle Calédonie et extrêmement compétitive, pourraient également constituer une menace pour la faune des mollusques indigènes insulaires.

En Nouvelle Calédonie, il est probable que les magasins d'aquariophilie vendent des plantes décoratives importées (d'Asie ?), en association avec des mollusques dont *M. tuberculata*. Ces mollusques exogènes peuvent se retrouver dans les milieux naturels assez rapidement, si aucune campagne de sensibilisation du public n'a lieu, sur les dangers de la prolifération d'espèces animales introduites quand elles sont relâchées dans la nature.

Enfin, selon les spécialistes interrogés durant notre étude, il reste indispensable de réaliser un inventaire complet des mollusques des rivières calédoniennes pour apprécier le nombre de morphes de *M. tuberculata* actuellement présents dans les eaux douces. Cet inventaire doit comporter une méthodologie précise permettant de

faire des analyses moléculaires, afin de préciser le nombre de morphes de l'espèce existant en Nouvelle Calédonie. Cela permettrait également de faire un état des lieux de l'ensemble des espèces de mollusques présentes actuellement dans les milieux dulçaquicoles, puisque peu de données récentes existent sur ce groupe faunistique, mis à part le travail concernant les Hydrobiidae des sources et des suintements (Haase et Bouchet, 1998) et les collectes d'invertébrés benthiques réalisées dans le cadre de la réalisation d'indices biotiques (IBNC et IBS) depuis 1997 uniquement sur les eaux douces en milieu courant.

**ETUDE DU CARACTERE INVASIF DE QUELQUES ESPECES
ANIMALES ET VEGETALES INTRODUITES DANS LES
MILIEUX DULÇAQUICOLES EN NOUVELLE CALEDONIE**

PARTIE 4 :

TRACHEMYS SCRIPTA ELEGANS (SEIDEL, 2002)



Tortue de Floride dans un bassin sur terrain privé (photo C. Flouhr)

N° 2007 IB 02_4/6
C. FLOUHR

Septembre 2010 – version finale B_1
N. MARY

Merci de référencer l'étude de la manière suivante :

Hytec, Mary N., 2010. Etude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie : 1/ *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), 2/ *Hydrilla verticillata* (hydrille verticillée), 3/ *Melanoides tuberculata* (mélanoïde), 4/ *Trachemys scripta elegans* (tortue de Floride), 5/ *Oreochromis mossambicus* (tilapia du Mozambique), 6/ *Micropterus salmoides* (black bass à grande bouche). Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres.

Liste des tableaux	ii
Liste des figures	iii
4. <i>Trachemys scripta elegans</i> Seidel, 2002	165
4.1 Etat de l’art.....	165
4.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques	167
4.1.1.1 Description de <i>T. scripta elegans</i>	167
4.1.1.2 Différences morphologiques entre <i>T. scripta elegans</i> , <i>T. scripta scripta</i> et <i>T. scripta trootii</i>	169
4.1.1.3 Biologie.....	170
4.1.2 Préférences écologiques de <i>T. scripta elegans</i>	177
4.1.2.1 Habitat	177
4.1.2.2 Facteurs abiotiques.....	178
4.1.2.3 Conclusion	184
4.1.3 Dynamique de la progression spatiale de <i>T. scripta elegans</i>	184
4.1.3.1 Territoires d’origine.....	184
4.1.3.2 Mode et moyens de dispersion	185
4.1.3.3 Distribution géographique dans le monde.....	187
4.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages	194
4.1.4.1 Impacts écologiques causés par <i>T. scripta elegans</i>	194
4.1.4.2 Impacts de <i>T. scripta elegans</i> sur la santé publique.....	197
4.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l’éradication de <i>T. scripta elegans</i>	198
4.1.5.1 L’exemple de la région Ile de France	198
4.1.5.2 Interdiction d’importation de <i>T. scripta elegans</i>	199
4.1.5.3 Ramassage des individus relâchés dans le milieu naturel	202
4.1.5.4 Education du grand public	202
4.2 Diagnostic de l’invasion de <i>Trachemys scripta elegans</i> en Nouvelle Calédonie.....	205
4.2.1 De leur introduction à leur interdiction de vente en province Sud	205
4.2.1.1 Historique de l’introduction	205
4.2.1.2 Commerce de <i>T. scripta elegans</i> en Nouvelle Calédonie	206
4.2.1.3 Elevage de <i>T. scripta elegans</i> en Nouvelle Calédonie	207
4.2.1.4 Mesures d’interdiction en province Sud	208
4.2.2 Déclarations et abandons de tortues de Floride en province Sud	209
4.2.2.1 Déclarations des tortues auprès de la DENV (Province Sud)	209
4.2.2.2 Abandons de tortues auprès du PZF.....	213
4.2.3 Milieux colonisés et distribution spatiale de <i>T. scripta elegans</i> en milieu naturel.....	218
4.2.3.1 Recueil des informations	218
4.2.3.2 La distribution spatiale des tortues à temps rouges en milieu naturel.....	219
4.2.3.3 Les différents milieux colonisés	221
4.2.4 Reproduction de <i>T. scripta elegans</i> en Nouvelle Calédonie	224
4.2.5 Régime trophique de <i>T. scripta elegans</i> en Nouvelle Calédonie	226
4.2.6 Impacts écologiques de <i>T. scripta elegans</i> en Nouvelle Calédonie	226
4.2.6.1 Menaces de <i>T. scripta elegans</i> sur la biodiversité en	

Nouvelle Calédonie	226
4.2.6.2 Impacts de <i>T. scripta elegans</i> sur la santé humaine.....	227
4.3 Stratégies de suivi et de contrôle de <i>T. scripta elegans</i> dans le contexte insulaire calédonien	229
4.3.1. Contexte réglementaire	229
4.3.1.1 Importation de la tortue de Floride	229
4.3.1.2 Elevage, commercialisation et détention de la tortue de Floride	230
4.3.2. Mesures d'accompagnement	231
4.3.2.1 Récupération dans le milieu naturel	232
4.3.2.2 Actions de sensibilisation	233
4.4 Conclusion : <i>T. scripta elegans</i> dans le contexte insulaire calédonien	234

LISTE DES ANNEXES

Annexe 4.1 : Courriel d'information du service des milieux terrestres de la direction de l'environnement de la province Sud du 09 juillet 2008

Annexe 4.2 : Brochure de la province Sud « Je protège l'environnement »

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 : Evolution de la classification des sous-espèces de <i>Trachemys scripta</i> entre les années 1990 et 2000	166
Tableau 4.2 : Historique des textes s'appliquant à <i>Trachemys scripta elegans</i> en Nouvelle Calédonie	205
Tableau 4.3 : Déclaration des tortues à la province Sud entre janvier et juin 2008 (en vert, le nombre de tortues déclarées supérieur à 6 ou localisées hors province Sud - en jaune, le nombre minimum à confirmer en fonction du sexe)	210
Tableau 4.4 : Enregistrement des tortues déposées au parc zoologique et forestier (PZF) entre février et juin 2008 (en grisé, les tortues trouvées en milieu naturel et reportées sur la carte de la figure 4.6)	214
Tableau 4.5 : Répartition par type de milieu des tortues de Floride observées en milieu naturel en Nouvelle Calédonie (enquête terrain de juin-juillet 2008)	221
Tableau 4.6 : Données comparatives sur la reproduction de <i>T. scripta elegans</i> entre la revue de littérature et les informations collectées en Nouvelle Calédonie	225

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1 : Photo de <i>T. scripta elegans</i> (photo Wayne Van Devander).....	168
Figure 4.2 : Distribution des populations autochtones (en marron) et introduites (en rouge et rose) de <i>T. scripta elegans</i> aux Etats-Unis (d'après Somma et al., 2007). HUC (hydrologic unit code) 6 correspond aux données par bassin versant et HUC 8 aux relevés sur une unité hydrographique.....	193
Figure 4.3 : Différences morphologiques entre <i>T. scripta scripta</i> , <i>T. scripta troostii</i> et <i>T. scripta elegans</i> (http://www.question-tortue.com/identification-et-sexage/27-trachemys-scripta.html).....	201
Figure 4.4 : Photos de carapaces et de plastrons de <i>T. scripta elegans</i> en Nouvelle Calédonie (C. Flouhr).....	215
Figure 4.5 : Annonce parue dans Les Nouvelles Calédoniennes entre le 20 et 27 juin 2008.....	219
Figure 4.6 : Carte des observations de <i>T. scripta elegans</i> en milieu naturel sur la Grande Terre	220
Figure 4.7 : Carte des observations de <i>T. scripta elegans</i> dans le Grand Nouméa	223
Figure 4.8 : Modèles de nasses utilisées pour la capture de <i>T. scripta elegans</i>	233

4. *TRACHEMYS SCRIPTA ELEGANS* SEIDEL, 2002

4.1 ETAT DE L'ART

Trachemys scripta elegans est une tortue de la famille des Emydidae. Cette famille de tortues aquatiques est composée de 10 genres différents regroupés dans deux sous-familles, les Emydinae et les Deirochelyinae, le genre *Trachemys* appartenant à la deuxième sous-famille (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Emydidae>). *T. scripta elegans*, communément appelée tortue de Floride ou tortue à tempes rouges (ou dans la littérature anglaise red-eared slider, red-eared slider terrapin ou elegant terrapin), est aussi connue sous les noms scientifiques de *Chrysemys scripta* var. *elegans* Boulenger 1889, *Emys elegans* Wied 1839, *E. holbrooki* Gray 1844, *E. sanguinolenta* Gray 1855, *Pseudemys scripta elegans* Stebbins 1985 ou *Trachemys lineata* Gray 1873.

A l'heure actuelle, il persiste de nombreuses controverses sur la systématique des espèces du genre *Trachemys* et notamment sur le nombre de sous-espèces appartenant à l'espèce *T. scripta*. Il existerait vraisemblablement 26 "formes" de tortues classées dans le genre *Trachemys*. Pour certains auteurs (jusqu'à la fin des années 1990), 15 ou 16 de ces formes seraient des sous-espèces de *T. scripta* (Arvy & Servan, 1995 ; Servan & Arvy, 1997) ; alors que le courant de pensée actuel ne reconnaîtrait que 3 sous-espèces, *T. scripta elegans*, *T. scripta scripta* et *T. scripta troostii*, les autres sous-espèces précédemment classées dans l'espèce *T. scripta* ayant été élevées au rang d'espèces ou classées comme sous-espèces d'autres espèces du genre *Trachemys* (tableau 4.1) (Bour, 2003 ; Bringsøe, 2006 ; Somma *et al.*, 2007).

Parmi ces espèces, *T. scripta elegans* a été de loin la plus importée sur le marché français (et mondial) jusqu'en novembre 1997, date à laquelle un règlement européen a interdit son importation sur tout le territoire de la Communauté européenne (Servan & Arvy, 1997). Depuis cette époque, ce sont majoritairement les deux autres sous-espèces *T. scripta scripta* et *T. scripta troostii* qui sont importées en Europe depuis l'Amérique du Nord (Bringsøe, 2006).

Tableau 4.1 : Evolution de la classification des sous-espèces de *Trachemys scripta* entre les années 1990 et 2000

Systématique de Bour (2003)		Systématique de Arvy & Servan (1995)	
Espèces	Sous-espèces	Espèces	Sous-espèces
<i>Trachemys scripta</i>	<i>scripta</i> <i>elegans</i> <i>troostii</i>	<i>Trachemys scripta</i>	<i>Scripta</i> <i>elegans</i> <i>troostii</i>
<i>Trachemys nebulosa</i>	<i>nebulosa</i> <i>hiltoni</i>		<i>nebulosa</i> <i>hiltoni</i>
<i>Trachemys gaigeae</i>	<i>gaigeae</i> <i>hartwegi</i>		<i>gaigeae</i> <i>hartwegi</i>
<i>Trachemys yaquia</i>			<i>yaquia</i>
<i>Trachemys ornata</i>			<i>ornata</i>
<i>Trachemys taylori</i>			<i>taylori</i>
<i>Trachemys venusta</i>	<i>venusta</i> <i>cataspila</i> <i>grayi</i>		<i>venusta</i> <i>cataspila</i> <i>grayi</i>
<i>Trachemys emoli</i>			<i>emolli</i>
<i>Trachemys callirostris</i>	<i>callirostris</i> <i>chichiriviche</i>		<i>callirostris</i> <i>chichiviriche</i>

Morphologiquement, les trois sous-espèces *T. scripta elegans*, *T. scripta scripta* et *T. scripta troostii* présentent les mêmes caractéristiques générales typiques de l'espèce (décrites dans la partie 4.1.1.2) mais elles se distinguent par leur pattern de coloration, caractéristique chez chacune d'entre elle (Bringsøe, 2006 ; Somma *et al.*, 2007). D'autre part, bien que fréquentant le même type d'habitat (paragraphe 4.1.2.1), ces trois sous-espèces présentent une distribution différente aux Etats-Unis, lieu d'origine de l'espèce (Bringsøe, 2006 ; Somma *et al.*, 2007 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208). Ainsi, *T. scripta elegans*, sous-espèce la plus répandue, est présente dans toute la vallée du Mississippi : de l'Illinois et l'Indiana au nord vers le Golfe du Mexique au sud, où elle s'étend de l'Alabama au Nouveau Mexique. En revanche, *T. scripta scripta* vit plutôt le long de la côte orientale des Etats-Unis, du sud-est de la Virginie au nord de la Floride, et *T. scripta troostii*, sous-espèce la moins répandue, se localise préférentiellement dans le sud-est du Kentucky, le sud-ouest de la Virginie, le Tennessee et le nord-est de l'Alabama.

Depuis les années 1970, *T. scripta elegans* est devenue une espèce très prisée en tant qu'animal domestique. Cet engouement a été à l'origine d'un important essor

du commerce de l'espèce, suite notamment au développement de fermes d'élevage intensif de ces tortues au sud des Etats-Unis. La forte commercialisation de *T. scripta elegans* a contribué à la propagation rapide de l'espèce au niveau mondial : environ 50 millions de tortues auraient été exportées des Etats-Unis entre la fin des années 1980 et les années 1990, les principaux continents importateurs étant l'Europe (notamment la France, l'Italie et l'Espagne) et l'Asie (notamment la Corée du Sud, le Japon et Hong Kong) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts> ; Cadi & Joly, 2004 ; Bringsøe, 2006 ; Prévot-Julliard *et al.*, 2007a).

Suite à l'acquisition de ces tortues, les propriétaires souvent mal informés sur les caractéristiques de l'espèce (croissance et longévité) finissent par abandonner leur mascotte dans le milieu naturel. L'abandon massif des tortues à tempes rouges a été à l'origine de leur introduction dans les milieux naturels de nombreux pays. L'ampleur de ce phénomène a conduit à la mise en place d'une réglementation très stricte en ce qui concerne l'importation de *T. scripta elegans* au niveau mondial, cette espèce ayant même été interdite à l'importation dans de nombreux pays dès la fin des années 1990, en particulier en Union Européenne depuis novembre 1997 (Prévot-Julliard *et al.*, 2007a).

4.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques

4.1.1.1 Description de *T. scripta elegans*

T. scripta elegans est facilement identifiable par la forme et la coloration de sa carapace (Guyot Jackson, 2003a ; Bringsøe, 2006 ; Somma *et al.*, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). D'une part, l'espèce possède une carapace de forme ovoïde, présentant une coloration vert foncé à marron, avec des bandes noires et jaunes sur les écailles. Cette coloration de la carapace est généralement plus claire chez les jeunes tortues où elle est plutôt vert jaune, puis elle devient plus foncée chez les mâles mélaniques* plus âgés. D'autre part, le plastron*, partie ventrale de la carapace, présente une coloration jaunâtre uniforme avec des taches sombres sur chacune des écailles (figure 4.1).

Sur le corps, *T. scripta elegans* présente également une coloration particulière. En effet, l'espèce exhibe des bandes jaunes sur un fond vert au niveau des pattes, du

cou et de la tête. De plus, à l'arrière de l'œil, *T. scripta elegans* présente une tache rouge, pouvant être parfois orange, caractéristique principale permettant de la distinguer de *T. scripta scripta* et de *T. scripta trootii* (Guyot Jackson, 2003a ; Bringsøe, 2006; Somma *et al.*, 2007; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>) (figure 4.1).



Figure 4.1 : Photo de *T. scripta elegans* (photo Wayne Van Devander)

T. scripta elegans fait partie des tortues de taille moyenne, la taille maximale de la carapace mesurée chez cette espèce étant de 29 cm. Chez les femelles adultes, la carapace atteint généralement une longueur de 20 cm, alors que celle des mâles, plus petits, atteint une longueur comprise entre 13 et 15 cm (Bringsøe, 2006; Somma *et al.*, 2007; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). Sur un échantillon de plus de 3 000 femelles matures étudiées par J.K. Tucker au sud de l'Illinois, la taille des individus était comprise entre 15,7 et 29,5 cm pour un poids de 870 g à 3 510 g, la taille et le poids moyens étant de 22,8 cm et de 3 213 g respectivement (Guyot Jackson, 2003a). D'autre part, au cours d'un autre suivi réalisé dans l'Illinois, au niveau d'une rive proche du fleuve Mississippi et du ruisseau Piasa, la taille moyenne de la carapace de 115 femelles capturées était de 179 mm, alors que celle de 155 mâles était de

136 mm (Reehl *et al.*, 2006).

Un dimorphisme sexuel relativement marqué chez *T. scripta elegans* permet d'identifier assez facilement les individus mâles des individus femelles (Guyot Jackson, 2003a ; Bringsøe, 2006 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts> ; [http://fr.wikipedia.org/wiki/Tortue de Floride](http://fr.wikipedia.org/wiki/Tortue_de_Floride)). D'une part, les mâles et les femelles se différencient par la taille, ces dernières étant généralement plus grandes. D'autre part, les tortues mâles et femelles se distinguent par la forme du plastron, qui est bombé chez les femelles et plutôt concave chez les mâles, avec l'ouverture cloacale plus en retrait par rapport au bord du plastron chez ces derniers. De plus, les tortues mâles ont des griffes beaucoup plus longues que celles des femelles, qui leur servent à s'agripper à la femelle lors de l'accouplement. Enfin, les individus mâles et femelles peuvent être identifiés par la taille de la queue, celle-ci étant plus longue chez les mâles.

4.1.1.2 Différences morphologiques entre *T. scripta elegans*, *T. scripta scripta* et *T. scripta troostii*

Morphologiquement, *T. scripta elegans* ressemble aux deux autres sous-espèces de *T. scripta*, *T. scripta scripta* et *T. scripta troostii*. Les trois sous-espèces peuvent être principalement distinguées par le pattern de coloration de chacune d'entre elles (Bringsøe, 2006; Somma *et al.*, 2007). En effet, leur principale différence est la couleur de la tache colorée présente à l'arrière de l'œil, critère distinctif de l'espèce *T. scripta*. Chez *T. scripta elegans*, cette tache est de couleur rouge, parfois orange, alors qu'elle est jaune chez les deux autres sous-espèces *T. scripta scripta* et *T. scripta troostii* (Bringsøe, 2006; Somma *et al.*, 2007).

D'autre part, les 3 sous-espèces se différencient par la coloration de la carapace et du plastron. En ce qui concerne la carapace, les écailles pleurales des sous-espèces *T. scripta elegans* et *T. scripta troostii* présentent une barre jaune transversale, alors qu'elle est verticale chez *T. scripta scripta* (Bringsøe, 2006). De plus, le plastron de *T. scripta scripta* présente une coloration jaune avec une tache foncée sur les deux écailles les plus antérieures, alors que chez *T. scripta elegans* et chez *T. scripta troostii*, chacune des écailles du plastron affiche une tache sombre sur un fond jaune (Bringsøe, 2006). Enfin, les sous-espèces *T. scripta elegans* et *T. scripta troostii* peuvent être distingués par les marbrures qu'elles présentent sur le menton.

En effet, ces marbrures sont relativement fines chez *T. scripta elegans*, alors qu'elles sont plus larges chez *T. scripta troostii* (Bringsøe, 2006).

4.1.1.3 Biologie

4.1.1.3.1 HIBERNATION

T. scripta elegans étant une espèce ectotherme, son développement et son activité sont influencés par la température extérieure, et notamment par la température de l'eau. Afin de limiter les dépenses énergétiques liées à l'adaptation des individus à la température extérieure, *T. scripta elegans* peut hiberner dans les régions tempérées où elle se développe (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Hibernation>). En revanche, dans les régions tropicales où elle vit, *T. scripta elegans* n'effectue pas d'hibernation (les températures n'étant pas assez basses), mais l'espèce pourrait subir une période d'estivation pendant la période la plus sèche de l'année (A. Cadi, comm. pers.).

La durée et l'entrée en période d'hibernation, directement liées à la température de l'eau, sont variables en fonction des localités et des années. *T. scripta elegans* cesserait son activité pour des températures de l'eau et de l'air inférieures à 10°C (Guyot Jackson, 2003b). Ainsi, en Illinois, l'espèce est active de la fin avril jusqu'au début de l'hiver lorsque les températures de l'air sont comprises entre 10 et 37°C (Costa, 2005 ; Guyot Jackson, 2003b). Cependant, au Texas, des individus ont été observés nageant dans une eau à 2,4°C (Guyot Jackson, 2003b). Lors de journées ensoleillées en hiver, il n'est pas rare de voir des tortues se réchauffer au soleil (Arvy & Servan, 1995).

Pour hiberner, *T. scripta elegans* s'enfonce dans la vase au fond de l'eau, les tortues d'eau douce supportent 7 à 25 fois mieux l'anorexie que les autres reptiles (Arvy & Servan, 1995).

4.1.1.3.2 REPRODUCTION

➤ Caractéristiques générales de la reproduction de *T. scripta elegans*

Comme pour la plupart des reptiles, *T. scripta elegans* est une espèce sexuée ovipare. L'âge de la maturité sexuelle varie en fonction du sexe des individus. Les tortues mâles atteignent la maturité sexuelle lorsque leur plastron présente une

longueur d'environ 9 à 10 cm, entre leur 2^{ème} et 5^{ème} année de vie, alors que les femelles l'atteignent plus tardivement, entre 5 et 8 ans, quand leur plastron présente une taille comprise entre 15 et 19,5 cm (Arvy & Servan, 1995 ; Guyot Jackson, 2003b ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208). Les périodes d'accouplement et de ponte varient selon les climats sous lesquels vivent les différentes populations. Ainsi la période de reproduction commence au printemps et peut s'étendre jusqu'à l'automne (Costa, 2005 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208).

Dans les régions tempérées, *T. scripta elegans* se reproduit au cours du printemps / début de l'été, juste après la fin de l'hibernation. L'accouplement est précédé par une parade nuptiale complexe qui se déroule dans l'eau. Afin de s'attirer les faveurs de la femelle, le mâle se place devant elle, tend ses pattes antérieures parallèlement à sa tête et fait vibrer ses longues griffes en effleurant la tête de sa partenaire. S'ensuit alors l'accouplement qui durera une quinzaine de minutes (http://fr.wikipedia.org/wiki/Tortue_de_Floride ; Guyot Jackson, 2003b; Bringsøe, 2006).

Bien que la reproduction ait généralement lieu au printemps, *T. scripta elegans* peut également s'accoupler en automne. Dans ce cas, le sperme est « stocké » dans la femelle pour féconder les œufs au printemps suivant, lorsque les conditions deviendront plus favorables à la ponte (Bringsøe, 2006). Le sperme pourrait ainsi être stocké pendant une période de 2 ans (Feldman, 2007).

➤ Ponte

La période de ponte s'étend généralement entre avril et juillet (Guyot Jackson, 2003b). Elle est vraisemblablement déclenchée par une température « seuil » de l'eau (Arvy & Servan, 1995 ; Costa, 2005), et par l'augmentation de la température extérieure (Tucker, 1997). D'autres facteurs environnementaux semblent également entrer en jeu, notamment la pluviométrie, bien qu'il soit encore difficile de comprendre leur effet (Tucker, 1997). Ainsi, la date de ponte varie en fonction de la localité. Le maximum des pontes a lieu vers mai-juin aux Etats-Unis (Bringsøe, 2006), vers la mi-juin au sud de la France (Cadi *et al.*, 2004), alors qu'en Ile de France *T. scripta elegans* semble plutôt pondre ses œufs fin juillet / début août (Prévot-Julliard *et al.*, 2002).

Par année, le nombre de pontes par animal dépend de plusieurs paramètres qui lui sont intrinsèques (taille, bilan énergétique, ...) et extrinsèques (climat, environnement). *T. scripta elegans* a généralement au moins deux pontes par an, mais peut en avoir jusqu'à cinq (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208 ; Arvy & Servan, 1995 ; Bringsøe, 2006 ; Somma *et al.*, 2007). Les populations nordiques de l'espèce, généralement de plus petite taille, n'ont habituellement que 2 à 3 pontes par an (Guyot Jackson, 2003b).

La taille d'une ponte de *T. scripta elegans* varie en fonction de la taille de la femelle (plus elle est grosse, plus la ponte sera importante) (Arvy & Servan, 1995). *T. scripta elegans* peut pondre, en général, entre 2 et 23 oeufs avec un maximum de 30, la taille moyenne d'une ponte en milieu naturel étant de 6 à 11 oeufs (Bringsøe, 2006 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). Le nombre d'oeufs par ponte varie en fonction des localités étudiées (Guyot Jackson, 2003b ; Bringsøe, 2006). Ainsi, au sud de la Louisiane, *T. scripta elegans* pond 7 à 13 oeufs (Guyot Jackson, 2003b; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208), en Illinois, l'espèce pond 3 à 30 oeufs, avec une moyenne de 13 oeufs par nid (Guyot Jackson, 2003b), et au sud de la France, les pontes sont composées de 4 à 11 oeufs à Pierrelatte et de 4 à 15 à Vergèze (dans le Gard) (Cadi *et al.*, 2004). Les oeufs, d'une coloration blanchâtre, ont une taille de 23,5 à 44,2 mm de long sur 18,4 à 24,6 mm de large, pour un poids compris entre 6 et 15 grammes (Bringsøe, 2006; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208).

➤ Incubation

Les oeufs sont pondus dans un nid creusé par la femelle hors de l'eau, sur un sol meuble et ensoleillé présentant une hygrométrie propice à leur développement, à une profondeur variable (entre 12 et 26 cm selon les auteurs). La profondeur du nid est corrélée à la taille de la femelle : dans l'Illinois, des femelles mesurant en moyenne 209 mm (entre 187 et 225 mm) creusent des nids d'une profondeur moyenne de 138 mm (entre 115 et 167 mm) (Tucker, 1997). La femelle peut s'éloigner jusqu'à 1,6 km de l'eau pour trouver un site adéquat pour la ponte (http://fr.wikipedia.org/wiki/Tortue_de_Floride ; Bringsøe, 2006 ; Costa, 2005).

La durée d'incubation des oeufs est thermo-dépendante. En effet, le temps

d'incubation peut varier entre 55 et 80 jours pour des températures comprises entre 22 et 30°C ; à 30°C, les jeunes tortues peuvent éclore au bout de 70 jours (Guyot Jackson, 2003b). Comme pour la plupart des tortues, le sexe des juvéniles est déterminé par la température d'incubation des œufs : à de basses températures (inférieures à 27°C) se forment les mâles et, à des températures plus élevées (supérieures à 29°C), les femelles. Des températures variables pendant la période d'incubation semblent aussi former des femelles (Cadi *et al.*, 2004 ; Prévot-Julliard *et al.*, 2002 ; <http://tortue.floride.u-psud.fr/situation.htm>; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208).

A l'éclosion, qui a lieu généralement vers la fin de l'été / début d'automne (de la fin août à début septembre en Illinois d'après Arvy & Servan (1995)), la carapace des juvéniles de la tortue à tempes rouges présente une taille moyenne de l'ordre de 25 à 27 mm (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). Les juvéniles restent en dormance dans le nid tout au long de l'automne et de l'hiver, pendant environ 8 mois dans l'Illinois (Tucker, 1999b). Au cours de cette période, ils se nourrissent de leurs réserves vitellines afin de grossir avant de quitter le nid vers le début du printemps, en avril-mai, pour aller rejoindre le milieu aquatique (Tucker, 1999a).

➤ **Emergence du nid des juvéniles**

Les facteurs environnementaux stimulant l'émergence des juvéniles suite à la période de dormance hivernale dans le nid sont encore peu identifiés. Néanmoins, la température semble jouer un rôle prépondérant. D'une part, il semblerait que l'inversion du gradient des températures du sol entre la surface et la profondeur serait un des facteurs déclenchant cette émergence. En effet, au cours de l'automne et l'hiver, lorsque la température du sol est plus chaude en profondeur qu'en surface, les juvéniles restent dans le nid ; alors qu'à partir du printemps, lorsque la température devient plus chaude en surface, les juvéniles émergent du nid (Tucker, 1997 ; Tucker, 1999b). Cette corrélation entre inversion du gradient thermique du sol et émergence des juvéniles existe aussi chez une espèce proche à la tortue à tempes rouges, l'espèce nord-américaine *Chrysemys picta*. Les juvéniles de *T. scripta elegans* émergeraient du nid lorsque la température du sol à 10 cm de profondeur est supérieure à celle à 25 cm de profondeur (Tucker, 1999b). D'autre part, l'élévation de la température de l'air durant le printemps semble aussi être un

facteur important stimulant l'émergence des juvéniles.

Hormis la température, il semblerait que la pluviométrie joue aussi un rôle important dans l'induction de l'émergence des juvéniles de la tortue à tempes rouges. Cependant, cette influence n'a pas encore été clairement mise en évidence.

4.1.1.3.3 CROISSANCE

T. scripta elegans présente une courbe de croissance de type asymptotique (ce qui est assez caractéristique chez les tortues) : les juvéniles ont une croissance rapide jusqu'à leur maturité sexuelle, puis on observe un ralentissement de leur taux de croissance (Tucker, 2001a). La recapture en 1994 et 1995 de 9 individus adultes qui avaient été marqués dans les années 1970 dans le lac Stump en Illinois a permis d'estimer un taux de croissance annuel chez *T. scripta elegans* de 1,6 mm par an (compris entre 0,3 et 3,0 mm par an suivant les individus) dans ce milieu. Ces individus, qui mesuraient en moyenne 181,6 mm (entre 150 et 205 mm) dans les années 1970, mesuraient 215,5 mm (de 204 à 209) en 1994-1995 (Tucker & Moll, 1997).

Comme pour les autres traits d'histoire de vie* de *T. scripta elegans*, la croissance de l'espèce est également influencée par la température extérieure. En règle générale, la croissance de l'espèce est supérieure dans les régions tropicales par rapport aux régions tempérées (Arvy & Servan, 1995 ; Tucker *et al.*, 1999).

Bien qu'il n'y ait pas eu d'étude directement réalisée pour comparer la différence de croissance de l'espèce entre régions tropicales et tempérées, Tucker *et al.* (1999) ont comparé la croissance de populations de *T. scripta elegans* dans l'Illinois, en zone tempérée, à différentes populations tropicales (Panama, Costa Rica et Belize) d'une autre espèce de tortue proche de la tortue à tempes rouges, *Trachemys venusta* (longtemps considérée comme une sous-espèce de *T. scripta* : *T. scripta venusta*). Au cours de cette étude, les auteurs ont capturé des individus âgés de 1 à 10 ans pour *T. scripta elegans* dans l'Illinois et *T. venusta* au Panama, de 1 à 7 ans pour *T. venusta* au Belize et de 1 à 5 ans seulement pour *T. venusta* au Costa Rica. Les résultats de l'étude ont révélé une différence de la taille entre ces deux espèces et entre les différentes populations de *T. venusta*, dès l'éclosion et jusqu'au stade adulte : à l'émergence les individus les plus petits sont ceux de

l'espèce *T. scripta elegans* avec une taille moyenne de 31,2 mm, ceux de l'espèce *T. venusta* étant plus grands avec une taille moyenne de 36,0 mm au Belize, de 36,5 au Panama et de 41,8 mm au Costa Rica ; à 5 ans, les tortues à tempes rouges ont atteint une taille de 152,1 mm et pour l'espèce *T. venusta*, de 168,4 mm, 186,0 mm et 221,0 mm respectivement (Tucker *et al.*, 1999).

La différence de taille observée entre ces deux espèces de tortues du genre *Trachemys* ainsi qu'entre les différentes populations de *T. venusta* serait liée à une croissance supérieure des tortues en milieu tropical par rapport aux milieux tempérés. En effet, dans les régions tropicales, la période de croissance plus longue des individus (marquée par des températures favorables, même si on observe tout de même un ralentissement de la croissance pendant les saisons les plus fraîches et l'absence d'hibernation) et la productivité plus régulière des biotopes permettent une meilleure croissance des espèces (Arvy & Servan, 1995 ; Tucker *et al.*, 1999).

D'autre part, en ce qui concerne les différences de croissance entre les populations de *T. venusta*, celles-ci seraient également probablement liées à des variations de la productivité des milieux (Tucker *et al.*, 1999). Les résultats de cette étude, bien que ne concernant pas directement *T. scripta elegans*, permettent de penser que des différences de croissance similaires pourraient être observées entre les populations de *T. scripta elegans*, notamment celles introduites dans des régions tropicales et celles introduites en régions tempérées.

En milieu naturel, *T. scripta elegans* a un taux de survie annuel* relativement élevé. En effet, sur 306 femelles marquées au début des années 1970 dans le lac Stump en Illinois par Tucker & Moll (1997), 9 ont été recapturées entre 1994 et 1995, soit un taux de survie annuel minimum de 85,2% (le taux de migration n'est pas connu) (Tucker & Moll, 1997).

4.1.1.3.4 REGIME TROPHIQUE

T. scripta elegans peut être considérée comme une espèce omnivore* bien que son régime trophique varie au cours du temps, les juvéniles étant plutôt carnivores alors qu'au stade adulte, les tortues seront préférentiellement herbivores (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208 ; Arvy & Servan, 1995 ; Bringsøe, 2006; Prévot-Julliard *et al.*, 2007; Somma *et al.*, 2007). L'espèce peut se nourrir

de végétaux aquatiques, d'insectes, de mollusques, de crustacés, ainsi que de petits vertébrés (poissons, œufs et têtards d'amphibiens, serpents, oisillons) (Newberry, 1984 ; Arvy & Servan, 1995 ; Guyot Jackson, 2003b ; Prévot-Julliard *et al.*, 2007 ; Somma *et al.*, 2007; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208).

Dans le milieu naturel, *T. scripta elegans* se comporte généralement comme une espèce opportuniste : elle adapte son régime trophique en fonction des ressources nutritives présentes dans son biotope (Guyot Jackson, 2003b). Par exemple, des études du contenu stomacal de tortues à tempes rouges, en Illinois et en Louisiane, ont montré une composition différente des proies ingérées dans ces deux localités : en Illinois, l'espèce se nourrit d'invertébrés décapodes, de diptères et pélécyropodes, ainsi que de quelques végétaux aquatiques (*Myriophyllum sp.*). En Louisiane, le régime trophique des individus étudiés était largement dominé par des invertébrés, des crustacés (ostracodes, isopodes, amphipodes, cladocères, décapodes), des mollusques gastéropodes et des insectes (coléoptères, diptères, hémiptères, homoptères, hyménoptères, odonates, orthoptères) mais était aussi composé de quelques végétaux (notamment des algues et des phanérogames) et de poissons (Arvy & Servan, 1995).

Afin d'identifier le régime trophique de *T. scripta elegans* en France, Prévot-Julliard *et al.* (2007) ont analysé le contenu stomacal de 25 tortues à tempes rouges adultes (7 mâles et 18 femelles) présentes dans deux parcs en Ile de France. Les résultats de cette étude confirment que *T. scripta elegans* est une espèce omnivore, aussi bien en ce qui concerne les mâles que les femelles. En effet, l'analyse des contenus stomacaux a révélé que 21 tortues sur les 25 étudiées avaient ingéré des végétaux (principalement des espèces de Juncaceae, Cyperaceae et Poaceae), 14 tortues des insectes (4 d'entre elles des fourmis terrestres), 7 tortues ont consommé des crustacés et 10 tortues des poissons, notamment des Percomorphidae et des Cyprinidae (d'après l'analyse de leurs écailles). Ces poissons étaient probablement à l'état de cadavres avant ingestion, car certaines écailles avaient un diamètre de 12 mm ce qui correspond à des poissons d'une taille de 20 cm, taille difficilement capturable par les tortues.

Bien qu'aucune différence n'ait été observée dans la consommation de végétaux et de poissons en fonction de la taille des tortues étudiées (celles-ci mesuraient entre

111 et 211 mm), des différences ont été constatées en ce qui concerne la consommation d'invertébrés. En effet, plus les tortues sont grosses, moins elles consomment d'invertébrés. Cette différence est probablement due au fait que plus elles sont grosses, moins elles sont agiles et donc aptes à capturer des invertébrés (Prévot-Julliard *et al.*, 2007b). Ainsi, bien que le régime trophique de l'espèce semble légèrement varier au cours de sa vie, *T. scripta elegans* reste une espèce omnivore.

Trois facteurs principaux semblent intervenir dans l'évolution du régime trophique de *T. scripta elegans* au cours de son développement (passage d'un régime essentiellement carnivore à un régime préférentiellement herbivore à l'âge adulte) : 1) une économie des dépenses énergétiques nécessaires à la recherche active et à la capture des proies ; 2) une diminution des besoins en acides aminés et en calcium pour les individus adultes par rapport aux jeunes tortues ; 3) un changement des aires de chasse, les tortues adultes fréquentant moins les eaux peu profondes autour des zones de végétation aquatique riches en proies (Arvy & Servan, 1995).

Enfin, il semblerait que l'espèce soit capable de résister pendant plusieurs mois sans manger (Newberry, 1984).

L'espèce n'a généralement aucun prédateur dans les milieux où elle a été introduite (A. Cadi, comm. pers).

4.1.2 Préférences écologiques de *T. scripta elegans*

4.1.2.1 Habitat

T. scripta elegans peut être observée dans des milieux aquatiques variés, mais elle privilégie les zones d'eaux calmes. Elle vit dans tous les milieux d'eau douce, tels que des lacs, des étangs, des mares, des marais, des roselières*, des canaux, des rivières et des fleuves à faible courant, et peut également être observée dans des eaux saumâtres, notamment dans des étangs côtiers (Bringsøe, 2006 ; http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts;http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208).

T. scripta elegans est une espèce ectotherme* : elle ne peut pas réguler activement

sa température corporelle qui suit les variations de la température extérieure. Cette caractéristique intervient dans le choix de son habitat. L'espèce recherche principalement dans son biotope des zones riches en rochers ou en souches, sur lesquels elle va pouvoir se réchauffer. En effet, afin de maintenir une température corporelle élevée, *T. scripta elegans* doit se réchauffer régulièrement au soleil (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208).

Bien que pouvant survivre dans des milieux anthropisés, *T. scripta elegans* semble tout de même préférer les milieux naturels (Bringsøe, 2006). En effet, dans les régions où l'espèce a été introduite, les individus ont souvent été relâchés dans des parcs ou dans des cours d'eau proches des villes. Ainsi, dans la région du Rhin et de la Ruhr en Allemagne (grande région industrielle), une mortalité importante de l'espèce a été observée (Bringsøe, 2006). Celle-ci est probablement liée au fait que les milieux anthropisés comportent moins de zones rocheuses permettant à l'espèce de se réchauffer et qu'ils sont moins riches en nourriture (végétation et faune associée) et en oxygène (pollution). Cet élément reste essentiel à l'espèce notamment au cours de l'hibernation, la respiration se faisant alors par voie cutanée (Bringsøe, 2006).

4.1.2.2 Facteurs abiotiques

4.1.2.2.1 TEMPERATURE

La température est un des facteurs abiotiques essentiel dans le développement et la survie des tortues. En effet, de nombreux traits d'histoire de vie* de *T. scripta elegans*, notamment la survie et la reproduction, sont influencés par la température extérieure. Ainsi, ce paramètre reste l'un des principaux facteurs qui détermine le choix d'un habitat et la distribution de l'espèce.

➤ Température et survie de l'espèce

En milieu naturel, *T. scripta elegans* peut vivre dans des eaux allant de 1 à 40°C. Le préférendum thermique de l'espèce est de 28-29°C, avec une activité optimale à des températures de l'eau comprises entre 25 et 30°C. *T. scripta elegans* rentre en hibernation lorsque la température de l'eau descend en dessous de 10°C (Arvy & Servan, 1995 ; Costa, 2005).

Etant une espèce ectotherme*, *T. scripta elegans* adopte deux stratégies différentes afin de s'adapter aux conditions thermiques, tout au long de l'année. Tout d'abord, dans les régions tempérées, *T. scripta elegans* rentre en hibernation en se maintenant enfouie dans la vase au fond de l'eau afin de limiter ses dépenses énergétiques (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Hibernation>). Puis, dès sa sortie d'hibernation, l'espèce s'expose régulièrement au soleil afin de capter la chaleur fournie par les rayonnements solaires, ce qui lui permet d'augmenter sa température corporelle (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208). Ces comportements sont essentiels à la survie de l'espèce et lui permettent de résister à une certaine variabilité des conditions thermiques de son environnement.

Cependant, malgré cette stratégie adaptative face aux conditions thermiques, la tortue à tempes rouges reste sensible aux basses températures. En effet, aussi bien aux Etats-Unis qu'en Europe, une forte mortalité de l'espèce est observée dans les régions les plus nordiques, notamment dans le Michigan (Etats-Unis) et dans les pays du nord de l'Europe (Allemagne, Danemark, Suède, ...) (Bringsøe, 2006; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208). Cette sensibilité de l'espèce aux basses températures (activité optimale à des températures de l'eau inférieures à 25°C, entrée en hibernation pour des températures inférieures à 10°C, ...) conditionne sa répartition géographique. Aux Etats-Unis, par exemple, la frontière la plus nordique de *T. scripta elegans* semble se trouver dans l'Etat de l'Illinois et en Europe, la limite d'implantation de l'espèce semble être le nord de la France. Au-delà de ces frontières, dans le Michigan ou dans les pays nordiques de l'Europe par exemple, certaines populations peuvent s'établir mais sans pouvoir se reproduire et présentent une forte mortalité (Cadi *et al.*, 2004 ; Bringsøe, 2006, Prévot-Juillard *et al.*, 2002).

Suite à l'éclosion des œufs, les juvéniles de *T. scripta elegans* passent leur premier hiver dans le nid (en milieu terrestre), dans une phase de dormance, avant d'émerger du nid pour aller rejoindre le milieu aquatique. La température extérieure de cette période de dormance est essentielle à la survie des individus. En effet, au cours de cette période, le développement des individus se poursuit, leur taille et leur poids augmentent (ils consomment leurs réserves vitellines).

Un suivi réalisé par Willette *et al.* (2005) entre 1994 et 2003 au niveau de la rivière

Illinois dans le comté de Jersey (Illinois) a permis de corréler la survie des individus à la température de l'air durant cette période de dormance. Si les juvéniles de *T. scripta elegans* sont soumis à des températures trop élevées, il y a une surconsommation des réserves vitellines (due à une accélération du métabolisme). Or, la disponibilité de ces réserves vitellines influence la taille des individus et leurs capacités locomotrices (ils sont plus petits lorsque les températures sont plus élevées). Les résultats de ce suivi ont montré que les années où la température extérieure hivernale (entre septembre et avril) est la plus élevée, la masse des réserves vitellines est plus faible par rapport aux années avec des températures hivernales plus faibles : les hivers 1998/1999 et 1999/2000 lorsque les températures de l'air étaient de 8,02 et 8,07°C, la masse des réserves vitellines étaient de 0,01 g, alors que suite à l'hiver 2002/2003 lorsque la température extérieure moyenne était de 6,08°C la masse moyenne des réserves vitellines était de 0,03 g (Willette *et al.*, 2005).

Or, ces 2 paramètres (taille et capacités locomotrices) sont essentiels à la survie des individus lors de leur migration du nid vers le milieu aquatique : plus les tortues sont grosses, plus leurs capacités locomotrices seront élevées, et moins elles seront exposées aux prédateurs, ce qui augmente leurs chances de survie. En effet, l'émergence du nid est une étape critique pour l'espèce car les juvéniles sont directement exposés à leurs prédateurs (oiseaux, mammifères, ...) (Willette *et al.*, 2005).

Des périodes de dormance des juvéniles sont aussi observées dans les régions chaudes où se développe *T. scripta elegans* (bien que moins importantes que dans les régions froides), notamment au sud des Etats-Unis, au Panama, en Australie, au Japon et en Afrique du Sud. Les mécanismes adaptatifs permettant à *T. scripta elegans* de tolérer des températures élevées au cours des périodes de dormance dans ces régions sont encore inconnus (Willette *et al.*, 2005).

D'autre part, s'ils sont soumis à des températures trop basses, une mortalité importante des individus peut survenir (Willette *et al.*, 2005). Etant donné que dans ses localités d'origine *T. scripta elegans* est rarement exposée à des températures très basses, l'espèce ne semble pas avoir développé d'adaptation lui permettant de résister aux températures hivernales (production de composés cryoprotecteurs, de

protéines de nucléation de la glace, de molécules antigél par exemple). En effet, une étude réalisée par Churchill et Stoney (1992), visant à comparer la résistance de juvéniles de *T. scripta elegans* élevés en Louisiane et de juvéniles d'une espèce de tortue canadienne, *Chrysemis picta*, montre une résistance moindre de *T. scripta elegans* au gel par rapport à *C. picta*. En effet, *T. scripta elegans* supporte une congélation à -2,5°C pendant 6 heures uniquement, alors que *C. picta* survit jusqu'à 11 jours de congélation dans les mêmes conditions thermiques. Cependant, les auteurs de cette étude se sont intéressés à la résistance de tortues élevées en Louisiane, au sud des Etats-Unis ; il est probable que les tortues originaires de zones plus nordiques, notamment de l'Illinois, soient plus résistantes à la congélation, car acclimatées à des températures plus basses dans leur milieu naturel (Churchill & Stoney, 1992).

➤ **Température et reproduction de l'espèce**

Un deuxième trait d'histoire de vie de *T. scripta elegans* fortement influencé par la température extérieure est sa reproduction. En effet, les températures de l'air et du sol jouent un rôle essentiel au cours des différentes phases de la reproduction de l'espèce (Cadi *et al.*, 2004 ; Willette *et al.*, 2005 ; Chen, 2006 ; Feldman, 2007 ; Somma *et al.*, 2007 ; Prévot-Juillard *et al.*, 2007 ; <http://tortue.floride.u-psud.fr/situation.htm> ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

D'une part, comme chez de nombreux reptiles, la détermination du sexe des individus n'est pas génétique mais est directement influencée par la température d'incubation : les températures du nid inférieures à 27°C génèrent des mâles, alors que les températures plus élevées (supérieures à 29°C) ou fluctuantes des femelles (Cadi *et al.*, 2004 ; Willette *et al.*, 2005 ; Prévot-Juillard *et al.*, 2002 ; <http://tortue.floride.u-psud.fr/situation.htm> ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208). Ainsi, pour que cette espèce puisse se reproduire, la température ambiante doit permettre la maturation d'individus des deux sexes. A l'heure actuelle, cette condition ne semble être remplie que dans certains sites d'introduction de l'espèce, notamment au sud des Etats-Unis (Somma *et al.*, 2007), aux Caraïbes (Perry *et al.*, 2007), dans le sud de l'Europe (Cadi *et al.*, 2004; Prévot-Juillard *et al.*, 2002, 2007), ainsi que dans certaines îles du Pacifique (Chen, 2006; Feldman, 2007 ;

<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). Il n'existe pas de données concernant la Nouvelle Calédonie dans la littérature étudiée.

Hormis la détermination du sexe des individus, la température d'incubation des œufs influence également la durée d'incubation (Feldman, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). Pour permettre le développement embryonnaire, la température d'incubation des œufs ne peut être inférieure à 22°C (Feldman, 2007). De plus, la durée d'incubation est directement corrélée à la température du nid : par exemple le temps d'incubation des œufs varie de 55 à 80 jours pour des températures comprises entre 22 et 30°C (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

Enfin, l'inversion saisonnière du gradient thermique du sol (pendant l'hiver la température du sol en profondeur est supérieure à celle en surface, alors qu'au printemps la situation s'inverse) et l'augmentation de la température de l'air au cours du printemps semblent être des facteurs essentiels stimulant l'émergence des juvéniles de *T. scripta elegans* : les juvéniles quitteraient le nid lorsque la température du sol à 10 cm de profondeur est supérieure à celle à 25 cm de profondeur, et lorsque la température extérieure est en moyenne comprise entre 11 et 17°C pour les minimales, et 23 et 26°C pour les maximales (Tucker 1997 ; Tucker, 1999b).

4.1.2.2.2 HYGROMETRIE DU SOL

Lors de l'incubation des œufs, l'hygrométrie du sol est le deuxième facteur abiotique essentiel qui conditionne la survie des individus. Les œufs de *T. scripta elegans* sont à coquille perméable. Ainsi, durant l'incubation, les œufs échangent de l'eau avec le milieu environnant, ce qui influence la taille des juvéniles de *T. scripta elegans* à l'éclosion (Filoramo & Janzen, 1999, 2002 ; Willette *et al.*, 2005). Généralement les individus qui ont été incubés dans les milieux humides sont plus gros que ceux incubés dans les milieux plus secs (en relation avec les pertes d'eau vers le milieu extérieur). De plus, il semblerait qu'une meilleure hydratation des œufs conduirait à de meilleures capacités locomotrices des juvéniles (Filoramo & Janzen, 2002). L'hygrométrie du sol semble donc être un facteur abiotique essentiel impliqué dans le choix de l'habitat et la distribution spatiale de *T. scripta elegans*.

4.1.2.2.3 REGIME HYDROLOGIQUE DES COURS D'EAU

Une étude réalisée par Tucker (1999a) au niveau de la rivière Illinois et des lacs Swan et Stump semble mettre en évidence un rôle important du régime hydrologique des cours d'eau sur la reproduction de *T. scripta elegans*. L'auteur a réalisé un suivi du taux de reproduction de l'espèce pendant cinq années consécutives, de 1992 à 1997. Il constate que le taux de reproduction de *T. scripta elegans* est plus faible durant les années qui suivent des périodes de crue (1993, 1995, et 1996) que lors des années qui suivent des périodes plus sèches (1994 et 1997). En effet, le nombre d'œufs par ponte, ainsi que la masse des œufs ont été inférieurs au cours des années 1994 et 1997 (suivant les années de crues de 1993, 1995 et 1996) à ceux observés en 1995 (suivant une saison sèche de 1994). Cette baisse du taux de reproduction peut atteindre 20%. Ainsi, bien qu'étant préliminaires (un plus long suivi serait nécessaire pour tirer des conclusions plus fiables), ces données semblent bien montrer le rôle primordial du régime hydrologique des milieux aquatiques dans la reproduction de *T. scripta elegans*. Cette baisse du taux de reproduction après les crues semble être due à un moins bon accès à la nourriture lors des périodes de crues. En effet, les réserves énergétiques allouées à la reproduction sont stockées par les individus au cours de l'année antérieure : pour la reproduction de 1994, les réserves nécessaires ont été réalisées au cours de l'année 1993 (crues) (Tucker, 1999a).

Cependant, il semblerait que la survie des juvéniles de *T. scripta elegans* soit augmentée au cours des années de crue. En effet, une étape critique de la survie des juvéniles est leur migration lors de l'émergence du nid vers le milieu aquatique, étape au cours de laquelle ces juvéniles sont fortement exposés aux prédateurs. Etant donné qu'en période de crue la distance à parcourir entre ces deux habitats est diminuée, la survie des stades juvéniles de *T. scripta elegans* serait accrue (Tucker, 1999a).

Ainsi, comme les crues tendent à diminuer le taux de reproduction mais à augmenter la survie des juvéniles, il est probable que les effets antagonistes de ce facteur abiotique tendent vers un état d'équilibre, et qu'il n'intervient pas drastiquement dans la régulation de la taille des populations sauvages de *T. scripta elegans* (Tucker, 1999a).

4.1.2.2.4 SALINITE

T. scripta elegans est capable de se développer dans des milieux à salinité variable. En effet, on peut rencontrer l'espèce dans des milieux aussi bien d'eau douce que saumâtres (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts> ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208).

Cependant, bien qu'elle puisse supporter une certaine salinité du milieu, *T. scripta elegans* ne semble pas pouvoir se maintenir durablement dans des milieux saumâtres (A. Cadi, comm. pers.). Il n'a pas été possible de trouver dans la littérature étudiée des valeurs de salinité indiquant la tolérance de l'espèce aux eaux salées.

4.1.2.3 Conclusion

La capacité de propagation d'une espèce exotique envahissante est directement liée à ses caractéristiques écologiques. En ce qui concerne *T. scripta elegans*, le principal facteur environnemental conditionnant sa répartition géographique est la température extérieure (aussi bien de l'eau que de l'air). En effet, la tortue à tempes rouges étant une espèce ectotherme, tout son cycle de développement est influencé par la température. Ainsi, étant donné la gamme thermique tolérée par l'espèce, celle-ci est principalement envahissante dans les régions tropicales et intertropicales, voire sous des climats tempérés doux. Cependant, l'impact de l'espèce est relativement faible dans les régions tempérées où elle est introduite, les basses températures limitant sa reproduction. En revanche, lorsque *T. scripta elegans* est introduite dans un biotope où les températures lui sont favorables, ses capacités d'adaptation, notamment son régime alimentaire opportuniste et une certaine tolérance à la température et à la salinité du milieu, lui permettent de se maintenir et se propager dans ce nouveau territoire.

4.1.3 Dynamique de la progression spatiale de *T. scripta elegans*

4.1.3.1 Territoires d'origine

T. scripta elegans est originaire du sud des Etats-Unis, principalement des états autour de la vallée du Mississippi. On retrouve l'espèce dans les états de l'Illinois et de l'Indiana au nord, jusqu'au Golfe du Mexique au sud ; le long de la frontière sud des Etats Unis, la répartition de l'espèce s'étend de l'Alabama jusqu'à l'est du

Nouveau Mexique (Figure 4.2) (Somma *et al.*, 2007; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

4.1.3.2 Mode et moyens de dispersion

4.1.3.2.1 DISPERSION A GRANDE ECHELLE

La dispersion à grande échelle de *T. scripta elegans* débute dans les années 1970 avec la commercialisation massive de l'espèce en tant qu'animal domestique, suite au développement de l'élevage intensif aux Etats-Unis (entre la fin des années 1950 et les années 1960, plus de 150 fermes d'élevage voient le jour) (Bringsøe, 2006 ; Prévot-Julliard *et al.*, 2007a ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>; <http://tortue.floride.u-psud.fr>). En effet, le faible coût d'achat de *T. scripta elegans* ainsi que la facilité d'élevage de l'espèce, vendue sous le nom de « tortue naine », ont fait exploser les ventes de cette espèce au niveau mondial (Prévot-Julliard *et al.*, 2007a). Ainsi, au cours des années 1980, 1 à 2 millions de tortues à tempes rouges ont été exportées annuellement dans le monde, 3 à 4 millions par an entre 1990 et 1995, et pour la seule année 1996, près de 7,9 millions de tortues ont été exportées depuis les Etats-Unis, dont 2,2 millions vers l'Europe (Bringsøe, 2006). Au total, entre 1988 et 1994, environ 26 millions de tortues à tempes rouges ont été exportées depuis les Etats Unis (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208), et plus de 50 millions entre 1989 et 1997, principalement vers l'Europe et l'Asie (Cadi & Joly, 2004).

Cependant, étant donné la longévité de cette espèce (plusieurs dizaines d'années (Prévot-Julliard *et al.*, 1997)) ainsi que la forte croissance de celle-ci (elle atteint plus de 20 cm à l'âge adulte et n'a alors plus l'aspect d'une tortue naine (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts> ; Bringsøe, 2006; Somma *et al.*, 2007)), de nombreux propriétaires lassés de leur animal de compagnie les ont alors relâchés dans le milieu naturel (Bringsøe, 2006 ; Prévot-Julliard, *et al.*, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

La commercialisation intense de l'espèce, suivie de son abandon massif en milieu naturel ont conduit à la propagation de *T. scripta elegans* au niveau mondial. A l'heure actuelle, cette espèce est présente aussi bien aux Etats-Unis et en Amérique

du Sud, qu'en Europe ou en Asie, ainsi que dans le Pacifique (Buden *et al.*, 2001 ; Martinez Silvestre *et al.*, 2003 ; Prévot-Julliard *et al.*, non publié ; Cadi *et al.*, 2004 ; Ota *et al.*, 2004 ; Wittenberg, 2005 ; Bringsøe, 2006 ; Chen, 2006 ; Perry *et al.*, 2007 ; Somma *et al.*, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

4.1.3.2.2 DISPERSION A L'ECHELLE LOCALE

Il est difficile d'appréhender la capacité de *T. scripta elegans* à se propager localement. En effet, au moins deux facteurs essentiels sont à considérer lorsqu'on s'intéresse à ce type de dispersion de l'espèce : sa capacité à se reproduire et le lâcher régulier d'individus dans le milieu naturel. Etant donnée l'influence de la température extérieure sur sa reproduction et l'ensemble de son développement, des doutes persistent quant à la capacité de la tortue à tempes rouges à se reproduire dans de nombreuses localités d'introduction. A l'heure actuelle, en Europe où *T. scripta elegans* est largement répandue, la reproduction de l'espèce n'a pu être confirmée que dans les régions les plus au sud du continent, notamment dans le sud de la France et en Espagne (Da Silva & Blasco, 1995 ; Martinez Silvestre *et al.*, 2003 ; Cadi *et al.*, 2004), où les températures ambiantes pendant la période de reproduction permettent d'engendrer des individus des deux sexes (facteur essentiel à l'installation durable de l'espèce).

Comme *T. scripta elegans* peut se reproduire dans ces pays tempérés, il est fort probable que l'espèce soit d'autant plus capable de se reproduire dans les régions tropicales et sub-tropicales où elle a été introduite, telles que les îles du Pacifique sud ou le sud de l'Asie, comme c'est notamment le cas à Taiwan (Chen, 2006 ; Shiau *et al.*, 2006) ou encore en Australie (Queensland) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). En effet, dans ces régions tropicales, les conditions environnementales (régime hydrique, température, ...) se rapprochent considérablement de celles des localités d'origine de *T. scripta elegans* (Filoramo & Janzen, 1999, 2002 ; Willette *et al.*, 2005).

Cependant, des limites de la reproduction de *T. scripta elegans* sont observées également dans le Pacifique, notamment en Nouvelle-Zélande où le climat est tempéré et où *T. scripta elegans* n'est capable de se reproduire que dans des conditions semi-naturelles, notamment dans des nids extérieurs placés près d'une

source de chaleur permettant de les réchauffer au cours de la nuit (Feldman, 2007). En effet sur ce territoire, les températures extérieures trop basses ne permettent pas la reproduction naturelle de l'espèce, même si des nids ont été observés en milieu naturel (mais dont les œufs étaient morts) (Feldman, 2007).

En ce qui concerne la distribution de l'espèce dans les localités les plus nordiques, peu de données permettent de penser que *T. scripta elegans* soit capable de s'y reproduire. En effet, bien que des pontes aient été occasionnellement observées au nord de l'Europe, notamment dans le nord de la France, en Ile de France (Prévot-Julliard *et al.*, non publié), ainsi qu'au Danemark et en Allemagne (Bringsøe, 2006), il y a peu de probabilités pour que l'espèce puisse se maintenir naturellement dans ces régions (aussi bien en ce qui concerne la survie des œufs suite à la ponte, que la production des deux sexes en milieu naturel). Ainsi dans ces localités, la présence de populations « durables » de *T. scripta elegans* n'est vraisemblablement due qu'au lâcher régulier d'individus dans le milieu naturel, corrélé à la longévité des individus de l'espèce (plusieurs dizaines d'années) (Bringsøe, 2006).

4.1.3.3 Distribution géographique dans le monde

A l'heure actuelle, *T. scripta elegans* est présente sur tous les continents, aux Etats-Unis, en Amérique du Sud, en Europe, en Asie, en Afrique et en Australie, et dans le Pacifique (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). Cependant, de par ses caractéristiques reproductives principalement, *T. scripta elegans* ne peut pas être considérée comme s'étant acclimatée dans toutes les localités où elle a été introduite. En effet, on peut considérer que cette espèce s'est acclimatée dans une région d'introduction quand elle est capable de s'y reproduire, et donc d'y maintenir des populations de façon durable.

4.1.3.3.1 PACIFIQUE ET ASIE

T. scripta elegans est largement répandue dans la zone couvrant le sud-est asiatique et le Pacifique (Buden *et al.*, 2001 ; Ota *et al.*, 2004 ; Beauvais *et al.*, 2006 ; Chen, 2006 ; Feldman, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

Dès 1970, *T. scripta elegans* a été observée en Asie du sud-est, année où l'espèce a été introduite en Corée du Sud. L'introduction de *T. scripta elegans* en milieu

naturel dans ce pays a été provoquée par le lâcher de tortues, soit par des propriétaires lassés de leur animal de compagnie, soit lors de cérémonies religieuses bouddhiques, notamment la cérémonie de remerciement, au cours de laquelle les bouddhistes doivent libérer un animal captif. Suite à des lâchers massifs de l'espèce jusqu'aux années 1990 en Corée du Sud, *T. scripta elegans* devient rapidement une menace pour la faune et la flore autochtones, à tel point qu'en décembre 2001, l'espèce est désignée comme étant nuisible pour les écosystèmes naturels, et donc interdite d'importation (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

A la fin des années 1980 et au début des années 1990, *T. scripta elegans* est observée au Japon, notamment sur l'archipel Ryūkyū, où l'espèce a été introduite au niveau de plusieurs îles de cet archipel, certainement à la suite de lâchers de tortues domestiques (Ota *et al.*, 2004).

A Taiwan, *T. scripta elegans* est également une espèce largement répandue. Au cours des années 1990, l'espèce est introduite sur l'île pour être commercialisée en tant que tortue domestique, ainsi que pour son utilisation au cours des cérémonies bouddhiques. Ainsi, entre 1994 et 1997, 182 200 tortues sont importées depuis les Etats-Unis (Chen, 2006). A l'heure actuelle *T. scripta elegans* est l'espèce de reptile domestique la plus répandue à Taiwan. En effet, elle vient en tête des 10 espèces de reptiles les plus vendues à Taiwan (plus de 3 700 tortues à tempes rouges sur près de 7 000 reptiles présents en animaleries en 2004-2005) (Shiau *et al.*, 2006). On retrouve actuellement l'espèce principalement dans le nord et le centre de l'île (espèce observée respectivement sur 20 et sur 9 sites), alors qu'elle est quasi absente au sud et absente à l'est de Taiwan (respectivement 1 et 0 individus observés) (Chen, 2006). Il existe des populations de l'espèce qui se reproduisent à l'état sauvage sur Taiwan. Malgré sa propagation sur cette île, *T. scripta elegans* ne semble pas avoir un impact négatif sur les populations de tortues indigènes, principalement parce qu'elle a été introduite dans des sites fortement anthropisés, milieux hostiles aux populations indigènes (Chen, 2006).

Au cours des années 1994, *T. scripta elegans* est également observée en Thaïlande, puis en 1997 au Lac Hoan Kiem au Vietnam (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

Dans le Pacifique, *T. scripta elegans* a été recensée sur différentes îles. Dès les années 1960, *T. scripta elegans* a été introduite en Australie. L'espèce s'acclimate dans le Queensland, où elle se reproduit et se propage rapidement. A l'heure actuelle, *T. scripta elegans* est devenu l'espèce de tortue la plus commune des milieux aquatiques de cette région et est à l'origine de la supplantation de certaines espèces de tortues indigènes (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

En Nouvelle-Zélande, *T. scripta elegans* a été importée jusqu'à l'interdiction de son importation dans les années 1965 car elle était à l'origine de salmonelloses qui n'existaient pas auparavant sur ce territoire. Avant l'interdiction de 1965, 30 000 spécimens avaient été importés et vendus en Nouvelle-Zélande. Après 1965, et jusqu'aux alentours des années 1985, la contrebande liée à cette espèce a permis l'introduction supplémentaire de 1 000 à 2 000 spécimens par an sur l'île. Depuis, il existe en Nouvelle-Zélande des éleveurs « clandestins » de *T. scripta elegans* qui produisent et vendent environ 2 000 tortues par an. Cependant, étant donné les bonnes conditions d'élevage, aucun cas de salmonellose n'a été associé à ce commerce (Feldman, 2007).

Dans le Pacifique, *T. scripta elegans* a été introduite en Micronésie. L'espèce a été observée à Guam où elle est probablement capable de se reproduire (des nids ont été observés le long de la rivière Ugum) (McCoid, 1992 ; 1993) ; ainsi que dans les îles Caroline où une femelle a été collectée en 1997, femelle probablement introduite en tant que tortue domestique qui se serait échappée dans les années 1980 (Buden *et al.*, 2001 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). *T. scripta elegans* est aussi présente sur l'île de Saipan (McCoid, 1992) et à Hawaï (Buden *et al.*, 2001 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). Au cours des années 1990, *T. scripta elegans* a été introduite en Nouvelle Calédonie, principalement sur la Grande Terre (Beauvais *et al.*, 2006). Aucune information n'est disponible quant à son acclimatation dans ces îles (en particulier concernant la reproduction).

4.1.3.3.2 EUROPE

T. scripta elegans est une espèce cosmopolite en Europe. On la retrouve aussi bien

au sud de l'Europe, où elle semble s'être bien acclimatée et où la reproduction de l'espèce en milieu naturel a été observée (Da Silva & Blasco, 1995 ; Martinez Silvestre *et al.*, 2003 ; Cadi *et al.*, 2004 ; Prévot-Julliard *et al.*, non publié), qu'au nord de l'Europe où les populations ne semblent pas être capables de se reproduire et donc de s'implanter durablement. Les populations de tortues sont donc maintenues par le lâcher régulier de nouveaux individus dans le milieu naturel (Bringsøe, 2006).

Au sud de l'Europe, *T. scripta elegans* est introduite en France au cours des années 1970, suite à l'importation massive de l'espèce pour être commercialisée comme animal domestique. Entre 1985 et 1994, en moyenne 400 000 tortues à tempes rouges étaient importées en France annuellement, avec un maximum de 1 878 809 tortues en 1989/1990 (Servan & Arvy, 1997). Ainsi, au total, plus de 4 millions de tortues à tempes rouges ont été importées entre 1989 et 1997 (Prévot-Julliard *et al.*, 2007b). A l'heure actuelle, la présence de l'espèce a été signalée dans quasiment tous les départements métropolitains (Servan & Arvy, 1997 ; Prévot-Julliard *et al.*, non publié), ainsi qu'en Corse dès la fin des années 1990, où *T. scripta elegans* peut devenir, en cas de naturalisation*, une menace importante pour la tortue indigène *Emys orbicularis* (Cistude d'Europe) qui est très abondante sur cette île (Roche & Mattei, 1997).

Dans le sud de la France, la confirmation des capacités de reproduction de *T. scripta elegans* en milieu naturel accentue l'inquiétude vis-à-vis de la menace que cette espèce représente pour les tortues autochtones, notamment *Emys orbicularis*, qui est actuellement déjà menacée par l'altération de son milieu de vie (Servan & Arvy, 1997 ; Prévot-Julliard *et al.*, 20??).

Dans le sud européen, *T. scripta elegans* a également été observée dans toute la péninsule ibérique. Depuis 1996, *T. scripta elegans* est régulièrement observée dans le Parc Naturel de Foix-Garraf, en Catalogne (nord-est de l'Espagne). Les suivis réguliers réalisés sur ce site ont permis de mettre en évidence la présence de nids, d'oeufs et de juvéniles de *T. scripta elegans* et de révéler la capacité de l'espèce à se reproduire en Espagne (Martinez Silvestre *et al.*, 2003). Dans le sud-ouest de l'Espagne, *T. scripta elegans* a été recensée en Extremadura depuis les années 1990 et est probablement capable de s'y reproduire (des individus en pleine parade

nuptiale ont été observés en milieu naturel) (Da Silva & Blasco, 1995). La présence de *T. scripta elegans* a également été signalée dans différentes villes italiennes, notamment à Milan, à Modène et à Turin, où l'espèce serait vraisemblablement capable de se reproduire (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

Au nord de l'Europe, *T. scripta elegans* a été observée dès le début des années 1980, suite là également à l'importation de l'espèce pour la commercialisation en tant qu'animal domestique. *T. scripta elegans* a été recensée en Suisse, où elle est fortement présente dans les villes (Wittenberg, 2005), en Allemagne, au Danemark, en Suède, en Finlande, en Pologne et en Lituanie (Bringsøe, 2006). Cependant, bien qu'étant largement répandues dans le nord de l'Europe, il semble peu probable que des populations acclimatées de l'espèce puissent s'installer. En effet, *T. scripta elegans* ne semble pas être capable de se reproduire à ces latitudes, les populations sauvages ne seraient donc entretenues que par le lâcher régulier de tortues domestiques (Bringsøe, 2006).

4.1.3.3 AFRIQUE

Sur le continent africain, *T. scripta elegans* a été observée en Afrique du Sud, notamment dans des rivières et des barrages à Pretoria, dans des étangs du Zoo de Johannesburg, près de Silverton, ainsi que dans la Réserve « Bluff Nature » à Durban où des gardes ont indiqué que la propagation de l'espèce s'accroît dans cette région (Newberry, 1984). En Afrique du Sud, des individus captifs dans de larges bassins extérieurs à Transvaal se reproduisent, ce qui laisse supposer que la reproduction y est aussi possible en milieu naturel. De plus, l'espèce s'est bien acclimatée dans l'hémisphère sud même si son territoire d'origine se situe dans l'hémisphère nord. Ainsi, alors qu'aux Etats-Unis l'espèce se reproduit de mars à septembre, en Afrique du Sud la saison de reproduction se situe d'août à février (saison correspondant au printemps et à l'été dans l'hémisphère sud) (Newberry, 1984). Si *T. scripta elegans* poursuit son développement en Afrique du Sud, l'espèce pourrait devenir une menace pour la tortue autochtone *Pelomedusa subfura* du fait que les deux espèces exploitent le même type d'habitat (Newberry, 1984).

4.1.3.3.4 AMERIQUE DU NORD

T. scripta elegans est originaire des Etats-Unis (vallée du Mississippi, depuis l'Indiana jusqu'au Golfe du Mexique, où l'espèce s'étend de l'est du Nouveau Mexique jusqu'à l'Alabama) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts> ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208 ; Somma *et al.*, 2007). Dans certaines régions des Etats-Unis, les populations natives et introduites de l'espèce se côtoient (Figure 4.2).

En effet, *T. scripta elegans* a été introduite dans de nombreux états vraisemblablement suite à l'abandon de tortues domestiques en milieu naturel. A l'heure actuelle, l'espèce est recensée tout le long de la côte Est des Etats-Unis, depuis le Maine jusqu'en Floride, en passant par New York, le New Jersey, le Massachusetts, le Connecticut, la Pennsylvanie, le Maryland, la Virginie, et la Caroline du Nord et du Sud. On retrouve également des populations introduites de l'espèce dans le Michigan, le Wisconsin et le Nebraska. Sur la côte Ouest des Etats-Unis, *T. scripta elegans* est présente dans les états de Californie, de l'Oregon, et de Washington, mais aussi dans le Colorado et l'Arizona. De plus, dans certains états, des populations natives et introduites de l'espèce semblent cohabiter ; c'est notamment le cas dans l'Indiana, au Texas (notamment à l'ouest de Brewster, à Culberson Counties et à Hudspeth) et au Nouveau Mexique (Somma *et al.*, 2007) (Figure 4.2).

Aux Etats-Unis, les populations introduites de *T. scripta elegans* se sont bien acclimatées et se reproduisent dans de nombreux états du sud où l'espèce est exotique. Dans certains états, notamment New York, le Maryland, la Californie et Washington, l'espèce est actuellement devenue envahissante (Somma *et al.*, 2007). L'espèce ne semble pas s'être acclimatée dans les états les plus nordiques, notamment dans le Maine, le Wisconsin et le Nebraska.

En revanche, dans ses localités d'origine du Sud des Etats-Unis, le prélèvement massif de tortues à tempes rouges en milieu naturel, afin d'approvisionner les fermes d'élevage qui se sont développées, est à l'origine d'un déclin important des populations natives de *T. scripta elegans*.

Deux autres sous-espèces de *T. scripta* sont présentes sur le territoire américain,

T. scripta scripta et *T. scripta troostii* (Bringsøe, 2006 ; Somma *et al.*, 2007 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208). L'élargissement de la distribution de *T. scripta elegans* aux Etats-Unis peut contribuer à la mise en place de zones de contact entre ces sous-espèces, où peuvent alors apparaître des phénomènes d'hybridation entre sous-espèces. C'est notamment le cas en Virginie où il existe des zones d'hybridation entre *T. scripta elegans* et *T. scripta scripta* (Hutchinson, 1992). Ces zones d'hybridation pourraient aussi se situer dans différents états du sud des Etats-Unis, notamment en Floride où, suite à son introduction, *T. scripta elegans* cohabite avec l'espèce native *T. scripta scripta* ; ou encore au Nouveau Mexique où elle cohabite avec *T. scripta gaigae* (Hutchinson, 1992; Somma *et al.*, 2007) renommée *T. gaigae* (Bour, 2003).

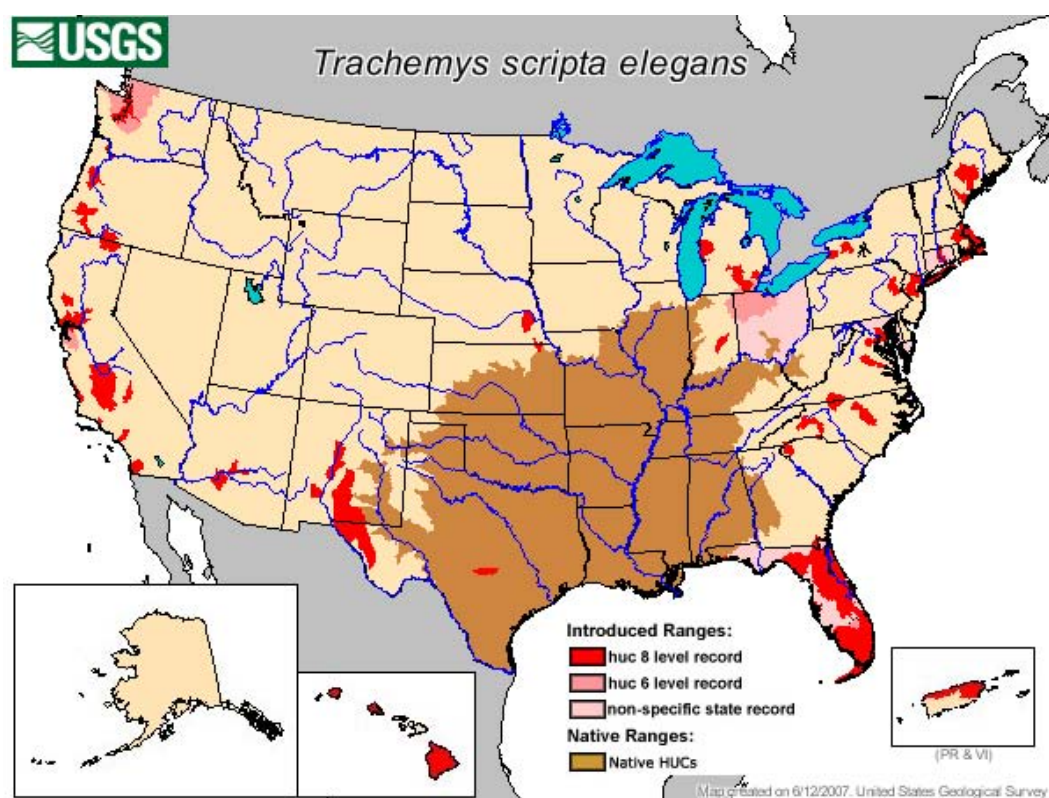


Figure 4.2 : Distribution des populations autochtones (en marron) et introduites (en rouge et rose) de *T. scripta elegans* aux Etats-Unis (d'après Somma *et al.*, 2007). HUC (hydrologic unit code) 6 correspond aux données par bassin versant et HUC 8 aux relevés sur une unité hydrographique

En Amérique du nord, *T. scripta elegans* est aussi présente au Canada, où l'espèce a été observée dans deux localités de l'Ontario. Il semblerait là aussi que l'espèce se soit bien établie bien que quelques doutes subsistent quant à sa capacité à se

reproduire à ces latitudes (Somma *et al.*, 2007).

4.1.3.3.5 AMERIQUE DU SUD ET CARAÏBES

T. scripta elegans est également bien représentée dans toute la région sud américaine et aux Caraïbes. On retrouve l'espèce au Brésil, ainsi que sur de nombreuses îles de cette région, telles que les Bahamas, les Bermudes, le Costa Rica, les Iles vierges britanniques et la Guadeloupe (Somma *et al.*, 2007; Perry *et al.*, 2007; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). A Tortola, dans les Iles Vierges britanniques, *T. scripta elegans* a été observée pour la première fois dans les années 1980-1990 suite à la construction d'un étang au J.R. O'Neal Botanic Garden. Par la suite, les suivis réalisés sur le site ont révélé la présence de juvéniles de tortue à tempes rouges dès 1998, puis en 2003. A l'heure actuelle, la population de *T. scripta elegans* sur ce site est bien établie et l'persiste durablement dans le parc (Perry *et al.*, 2007).

4.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages

Une fois introduite en milieu naturel, différents types de nuisances peuvent être occasionnées par *T. scripta elegans*. D'une part, étant donné ses capacités d'adaptation (régime omnivore et opportuniste, flexibilité à la température et à la salinité du milieu, taux de reproduction relativement élevé), l'introduction de *T. scripta elegans* dans de nouvelles localités peut être à l'origine de phénomènes de compétition ou de prédation vis-à-vis d'espèces autochtones (Cadi & Joly, 2003, 2004; Bringsøe, 2006; Nagano *et al.*, 2006; Somma *et al.*, 2007; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208). D'autre part, *T. scripta elegans* peut avoir un impact important sur la santé humaine et animale en tant que vecteur de maladies animales ou humaines, telles que la salmonellose (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>; <http://www.agriculture.gov.fr/spip/IMG/pdf/salmonelloses190905net.pdf> ; Nagano *et al.*, 2006; Somma *et al.*, 2007).

4.1.4.1 Impacts écologiques causés par *T. scripta elegans*

A l'heure actuelle, et malgré la propagation importante de cette espèce dans le

monde, peu de données permettent de comprendre l'impact réel de *T. scripta elegans* sur les espèces autochtones et sur les écosystèmes (Bringsøe, 2006; Somma *et al.*, 2007). Il semblerait que l'espèce ait deux impacts majeurs : la compétition et la prédation (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208 ; Cadi & Joly, 2003, 2004 ; Somma *et al.*, 2007).

En ce qui concerne la prédation, *T. scripta elegans* est une espèce omnivore, préférentiellement carnivore lorsqu'elle est jeune, puis plutôt herbivore à l'âge adulte. Ainsi, l'espèce peut se nourrir d'insectes, notamment de larves et d'adultes d'odonates, ainsi que d'oiseaux, de poissons ou d'amphibiens. Une prédation excessive sur certaines espèces indigènes pourrait aboutir à une menace pour celles-ci, notamment si ces espèces sont par ailleurs menacées par les activités anthropiques (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

La compétition de *T. scripta elegans* vis-à-vis des populations de tortues indigènes a été observée à plusieurs reprises : d'une part, avec *Clemmys marmorata*, espèce indigène de la côte ouest des Etats-Unis (Etats de Californie et de Washington) qui semble entrer en compétition avec *T. scripta elegans* pour la nourriture et pour le choix des sites d'exposition au soleil disponibles (Somma *et al.*, 2007; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>) , d'autre part, avec la cistude d'Europe, *Emys orbicularis*, espèce originaire du sud de l'Europe, notamment d'Italie, de la Péninsule Ibérique et de sud de la France (Servan & Arvy, 2007 ; Cadi & Joly, 2003, 2004). En effet, *T. scripta elegans* présente des caractéristiques biologiques plus compétitives que la cistude d'Europe (Servan & Arvy, 1997) : la tortue à tempes rouges est généralement plus grande qu'*E. orbicularis*, aussi bien au stade adulte qu'à la naissance ; elle présente de meilleures capacités reproductives (nombre d'œufs par ponte plus élevé, œufs de plus grande taille) et atteint généralement des densités plus élevées que l'espèce européenne (environ 100 individus par hectare pour la tortue à tempes rouges aux Etats-Unis contre 15 individus par hectare pour la cistude d'Europe) (Servan & Arvy, 1997).

De plus, Cadi & Joly (2003, 2004) ont mis en évidence, en conditions expérimentales, une compétition entre *T. scripta elegans* et *E. orbicularis* lorsque

ces espèces se trouvent en sympatrie* aboutissant à une perte de poids et une mortalité importante de la cistude d'Europe. Bien que ces études n'aient pas permis d'identifier précisément les facteurs de compétition entre les deux espèces, il semble évident qu'un de ces facteurs, du moins en milieu expérimental, est l'optimisation du choix des sites de réchauffement des espèces. *T. scripta elegans* utilise les meilleurs sites disponibles au détriment d'*E. orbicularis*. Bien que les résultats de ces études ne puissent pas être directement extrapolés aux conditions des milieux naturels (étant donné les fortes densités de tortues utilisées au cours de l'expérience comparativement à celles moins élevées observées en milieu naturel), ils permettent néanmoins de révéler que dans des conditions de compétition entre les deux espèces, *E. orbicularis* serait affectée par la présence de *T. scripta elegans*. Ainsi, étant donné que la cistude d'Europe est actuellement classée comme une espèce menacée, ces études permettent de souligner l'importance de réguler, voire interdire, les importations d'individus de *T. scripta elegans* car la présence de cette espèce en Europe pourrait accentuer le déclin des populations indigènes d'*E. orbicularis*.

De plus, il semble essentiel de prendre en compte l'effet potentiellement compétitif de *T. scripta elegans* sur les populations de tortues autochtones quand on s'intéresse à l'introduction de cette espèce dans des régions tropicales ou subtropicales. En effet, étant donné que le taux de reproduction et de survie de l'espèce est intimement lié aux conditions environnementales (notamment l'hygrométrie des sols et la température extérieure aussi bien en milieu aquatique que lors de l'incubation des œufs en milieu terrestre), il est fort probable que *T. scripta elegans* sera d'autant plus agressive que les conditions environnementales seront proches de celles de sa localité d'origine. Ainsi, l'impact de *T. scripta elegans* sur les espèces autochtones pourrait être plus accentué dans des régions telles que l'Asie du Sud ou le Pacifique, où l'espèce a déjà été introduite dans de nombreuses localités (Chen, 2006).

Cependant, une étude réalisée à Taiwan par Chen (2006) ne permet pas de montrer un réel effet de *T. scripta elegans* sur les populations de tortues indigènes à l'heure actuelle, malgré la forte distribution de l'espèce dans certaines parties de l'île. Cette faible compétition entre *T. scripta elegans* et les espèces indigènes semble être liée au fait que *T. scripta elegans* a principalement été introduite dans des sites

fortement perturbés par l'homme, déjà défavorables au développement des espèces indigènes. Ainsi cette répartition différentielle de *T. scripta elegans* et des espèces autochtones à Taiwan semble pour l'instant limiter la compétition entre les espèces de tortues. La disponibilité en ressources trophique ne semble pas entrer en jeu dans la compétition entre tortues d'espèces différentes.

4.1.4.2 Impacts de *T. scripta elegans* sur la santé publique

Un deuxième aspect important à considérer, lorsqu'on s'intéresse à l'introduction de *T. scripta elegans*, est la possibilité de l'espèce à intervenir comme vecteur de pathologies humaines et animales (Bringsøe, 2006; Nagano *et al.*, 2006 ; Somma *et al.*, 2007; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). En effet, *T. scripta elegans* peut développer des pathologies au sein des élevages intensifs d'où elle sera exportée qui seront ensuite transmises lors de son introduction dans un nouveau territoire, soit aux espèces animales autochtones, soit aux humains.

La capacité de *T. scripta elegans* à intervenir dans la transmission de pathologies a contribué à ce que l'espèce soit classée parmi les espèces nuisibles de classe 1 en Australie (ces espèces ne sont pas encore communes dans le pays mais potentiellement dangereuses d'un point de vue économique, social et écologique (http://www.nrw.qld.gov.au/pests/pest_animals/declared/index.html)), conduisant alors à un niveau de surveillance maximum impliquant leur éradication du territoire australien (http://www.nrw.qld.gov.au/pests/pest_animals/pdf/slider_turtle_warn.pdf; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>).

T. scripta elegans peut également intervenir dans la transmission de pathogènes humains. En particulier, l'espèce a été à l'origine de l'infestation de plusieurs personnes par des salmonelloses, principalement par *Salmonella enterica* (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=208; http://www.agriculture.gov.fr/spip/IMG/pdf/salmonelloses_190905net.pdf ; Nagano *et al.*, 2006). En effet, les tortues de certains élevages ont été nourries avec des denrées en mauvais état (détritus de laitue, pain moisi, ...) favorables au développement de bactéries, notamment des salmonelles. Ainsi, de nombreuses tortues ont été contaminées par ces pathogènes

et les ont transmises à leurs nouveaux propriétaires par contact (principalement lorsque les enfants portent les mains à la bouche après avoir caressé les tortues, ou lorsqu'ils amènent la tortue directement à la bouche) (ces tortues constituaient des porteurs sains de la maladie) (Newberry, 1984 ; Bringsøe, 2006).

Plusieurs cas de salmonelloses liés à *T. scripta elegans* ont ainsi été recensés de par le monde depuis la forte commercialisation de l'espèce. Récemment, en 2005, deux cas graves de salmonellose, causés par *Salmonella enterica*, ont été observés au Japon (Nagano *et al.*, 2006) : un nourrisson de 15 mois a développé une méningite suite à l'infection par cette bactérie, et quelque mois plus tard, une fillette de 6 ans a été hospitalisée suite à une gastroentérite sévère avec septicémie causée également par cette bactérie. Dans ces deux cas, les enfants avaient comme animal domestique des tortues à tempes rouges : dans le premier cas, la tortue était porteuse de la bactérie *S. enterica* ; dans le second cas, des échantillons d'eau de l'aquarium n'ont pas pu être analysés mais la tortue semble être le vecteur le plus probable de la maladie (Nagano *et al.*, 2006).

Suite à des contaminations similaires observées au Japon en 1975 dans une famille, où une femme âgée de 75 ans et un garçon de 7 ans avaient été infestés par *S. enterica*, une étude épidémiologique avait été réalisée dans différentes animaleries. Cette étude avait révélé la présence de *S. enterica* dans l'eau des bassins des tortues à tempes rouges dans 4 des 12 animaleries étudiées (*in* Nagano *et al.*, 2006).

4.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication de *T. scripta elegans*

En ce qui concerne l'éradication de *T. scripta elegans*, trois principales voies de lutte ont été considérées jusqu'à présent : la prévention en interdisant l'importation de l'espèce, la récupération des individus relâchés dans le milieu naturel et l'éducation des acquéreurs potentiels (Bringsøe, 2006 ; Prévot-Julliard *et al.*, 2007a).

4.1.5.1 L'exemple de la région Ile de France

Afin de mieux gérer les populations de *T. scripta elegans* introduites en France, un programme d'étude et de gestion des populations de tortues à tempes rouges a été lancé en Ile de France entre 2002 et 2006 par le laboratoire « Ecologie,

Systématique et Evolution » de l'Université Paris Sud en collaboration avec le laboratoire « Anthropologie de la Nature » de l'Université de Liège (Belgique) (<http://tortue.floride.u-psud.fr>). Ce programme comportait trois axes principaux : 1) l'étude de l'impact de *T. scripta elegans* sur les milieux naturels et le potentiel de propagation de l'espèce ; 2) la sensibilisation du grand public aux conséquences de l'abandon de cette espèce dans le milieu naturel ; 3) un programme adapté de gestion des populations de tortues à tempes rouges déjà introduites en métropole.

La mise en place de ce programme a permis de mieux comprendre les impacts de *T. scripta elegans* sur les écosystèmes naturels. En effet, les résultats expérimentaux obtenus ont révélé que *T. scripta elegans* n'a qu'un impact mineur sur les écosystèmes naturels en Ile de France. D'une part, les résultats ont montré que l'espèce n'est pas aussi vorace que cela avait été prédit auparavant, et d'autre part qu'elle ne représente pas un risque majeur pour la cistude d'Europe, *E. orbicularis*, qui est plus menacée par les activités anthropiques que par la présence de *T. scripta elegans* (Prévot-Julliard *et al.*, 2007a, 2007b). Cette meilleure compréhension des impacts de *T. scripta elegans* sur les écosystèmes naturels a permis d'adapter les moyens de contrôle de l'espèce. Les efforts ont donc été préférentiellement orientés vers la prévention de la propagation de l'espèce (plutôt que vers son élimination). Dans un premier temps, la mise en place de ce programme a contribué à la création de nombreux centres d'adoption pour ces tortues afin de limiter leur abandon dans la nature par des propriétaires désabusés. Dans un deuxième temps, ce projet a abouti à la création de malles éducatives visant à sensibiliser les plus petits aux dangers potentiels du lâcher de ces tortues dans les milieux naturels (<http://tortue.floride.u-psud.fr>).

4.1.5.2 Interdiction d'importation de *T. scripta elegans*

Suite à la propagation rapide de cette espèce, de nombreux pays ont assez rapidement stoppé son importation. Par exemple, dans l'Union Européenne, l'importation de *T. scripta elegans* est interdite depuis novembre 1997, notamment pour limiter l'impact de l'espèce sur la cistude d'Europe. De même, en Australie, *T. scripta elegans* a été classée en 2001 parmi les espèces nuisibles de classe 1 par le Queensland Land Protection (http://www.nrw.qld.gov.au/pests/pest_animals/declared/index.html), qui prévoit l'éradication totale de l'espèce du territoire australien avec

interdiction de possession de *T. scripta elegans* sauf à des fins éducatives ou de recherche. Enfin, en Nouvelle-Zélande, l'importation de l'espèce est interdite depuis 1965 (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts> ; http://www.nrw.qld.gov.au/pests/pest_animals/pdf/slider_turtle_warn.pdf ; Feldman, 2007).

A l'heure actuelle, l'interdiction de l'importation de *T. scripta elegans* pour sa commercialisation en tant qu'animal domestique semble être le meilleur moyen pour en limiter la propagation au niveau mondial. Cependant, dans de nombreuses régions, et notamment en Europe, suite à l'interdiction d'importation de *T. scripta elegans*, le commerce des espèces exotiques s'est tourné vers l'importation d'autres espèces de tortues du genre *Trachemys*, notamment vers les sous espèces *T. scripta scripta*, et dans une moindre mesure, *T. scripta troostii* (Bringsøe, 2006) (voir figure 4.3).

A noter que depuis janvier 2006, la vente de l'ensemble des tortues *T. scripta* est interdite dans toutes les animaleries de France, et leur détention réglementée (<http://www.patrimoine-naturel-savoie.org/cistude.php>).

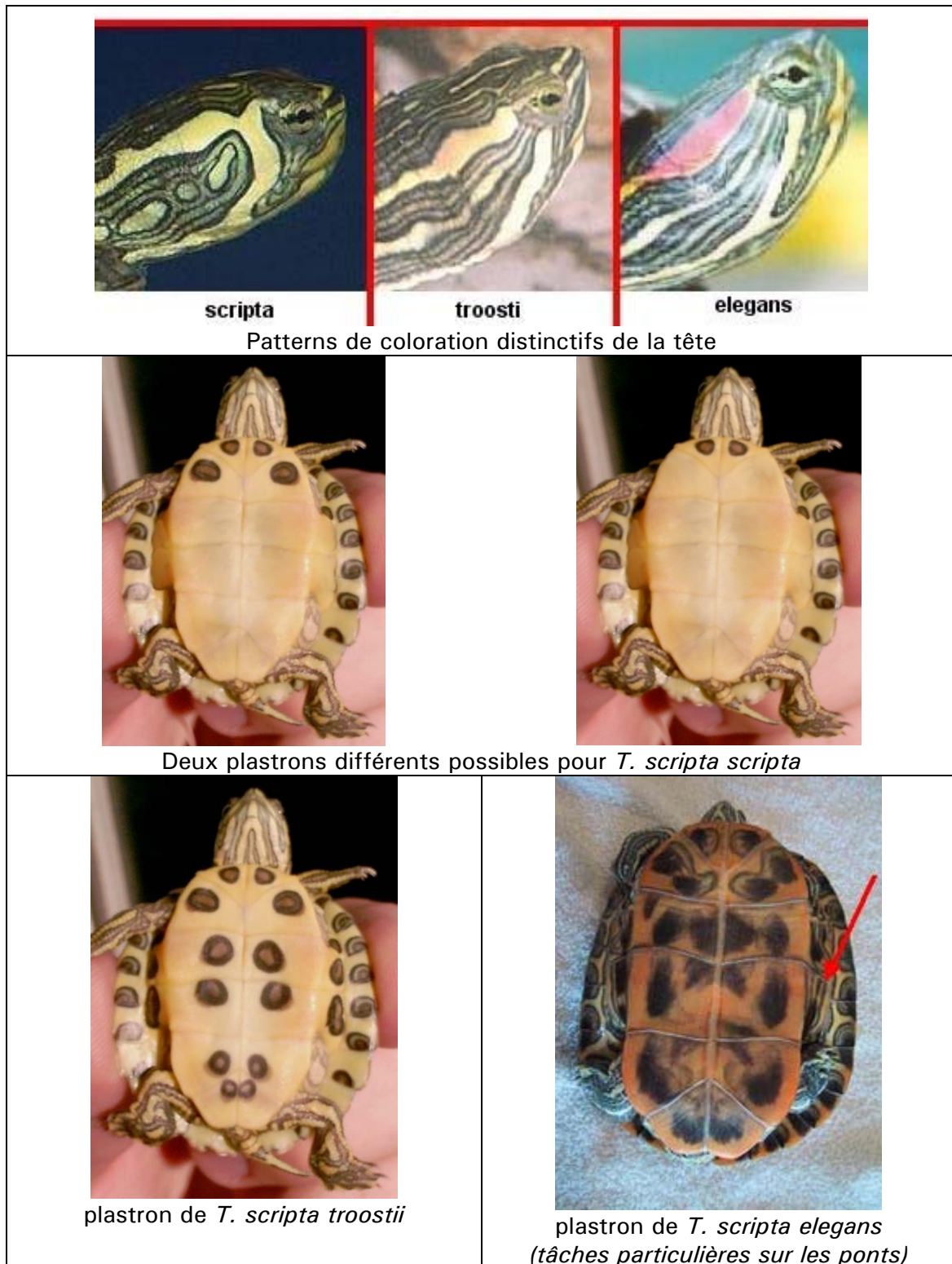


Figure 4.3 : Différences morphologiques entre *T. scripta scripta*, *T. scripta troostii* et *T. scripta elegans* (<http://www.question-tortue.com/identification-et-sexage/27-trachemys-scripta.html>)

4.1.5.3 Ramassage des individus relâchés dans le milieu naturel

Afin de limiter les impacts de *T. scripta elegans* sur les écosystèmes naturels, des campagnes de collecte des individus abandonnés ont été organisées dans certaines zones d'introduction de l'espèce (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>). Par exemple en Californie, 18 pièges à tortues ont été placés dans le lac Phoenix et 8 dans le lac Alpine afin de prélever un maximum de tortues. D'autre part, en Lubuskie (Pologne), entre les années 1995 et 2000, 10 des 32 tortues observées en cohabitation avec *E. orbicularis*, ont été récoltées et amenées dans un centre d'adoption créé pour ces tortues. Ce même type de collecte de spécimens de *T. scripta elegans* libérés dans le milieu naturel a été testé à Modène (Italie) afin d'éviter que l'espèce puisse devenir une menace pour l'espèce native *E. orbicularis*.

Cependant, la mise en place de campagnes de collecte implique entre autre la création de structures capables de recueillir ces animaux. En France, notamment, plusieurs centres d'adoption de « la tortue de Floride » ont été créés afin de recueillir les tortues récupérées dans le milieu naturel, ainsi que directement les tortues abandonnées par leurs propriétaires pour éviter que ceux-ci ne les relâchent dans le milieu naturel (<http://tortue.floride.u-psud.fr>). En 2006, 20 de ces centres avaient déjà vu le jour en France (Prévot-Julliard *et al.*, 2007a).

4.1.5.4 Education du grand public

Les moyens de lutte mis en oeuvre pour réguler les populations introduites de *T. scripta elegans* ne seront d'aucune utilité tant que l'abandon d'individus de cette espèce dans le milieu naturel par des propriétaires désabusés perdurera. En effet, étant donné l'ampleur de ces abandons et la longévité de l'espèce, cet aspect est un des premiers à prendre en considération. Dans un premier temps, dans les pays où la commercialisation de l'espèce est encore en vigueur, tout nouveau acquéreur devrait être mis au courant de ce qu'implique l'acquisition d'un tel animal, qui n'a, d'une part, rien d'une tortue naine comme il tend à être vendu, et, d'autre part, qui peut avoir une longévité de plusieurs dizaines d'années. Une telle information vis-à-vis des acheteurs pourrait décourager nombreux des acquéreurs potentiels (<http://tortue.floride.u-psud.fr>).

Dans un deuxième temps, il est primordial de sensibiliser le grand public aux

dangers que peut représenter *T. scripta elegans* pour les espèces autochtones et les écosystèmes naturels. Cette campagne de sensibilisation devrait s'accompagner de la création de centres d'adoption permettant aux propriétaires qui souhaitent tout de même se débarrasser de leur mascotte de pouvoir la déposer dans ces centres plutôt que de la libérer dans le milieu naturel (Bringsøe, 2006; Prévot-Julliard *et al.*, 2007a; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts> ; <http://tortue.floride.u-psud.fr>).

En Europe, plusieurs exemples ont montré que l'ouverture de centres d'adoption des tortues de Floride constitue une alternative efficace face à leur abandon dans le milieu naturel. Les premiers centres d'adoption qui ont vu le jour au cours des années 1990 sont les centres « Protection et Récupération des tortues » en Suisse, et en France le centre de Vergèze dans le Gard, et des bassins mis à disposition du public dans la Ferme aux Crocodiles dans la Drôme. Par la suite, grâce à l'initiative du Programme pour la Tortue de Floride, 15 nouveaux centres ont été créés en France entre 2002 et 2006 (<http://tortue.floride.u-psud.fr>). Bien évidemment, l'ouverture de ces centres d'adoption ne résout que partiellement le problème de la lutte contre *T. scripta elegans*, car elle n'interpellerait que les propriétaires les plus sensibilisés au respect de l'environnement, soit moins de 20% des propriétaires de tortues à tempes rouges (Prévot-Julliard *et al.*, 2007a; <http://tortue.floride.u-psud.fr>).

4.2 DIAGNOSTIC DE L'INVASION DE *TRACHEMYS SCRIPTA ELEGANS* EN NOUVELLE CALEDONIE

4.2.1 De leur introduction à leur interdiction de vente en province Sud

4.2.1.1 Historique de l'introduction

Le commerce de l'espèce *T. scripta elegans* en tant qu'animal domestique a débuté dans les années 1970 avec une propagation rapide de l'espèce au niveau mondial suite au développement de l'élevage intensif aux Etats-Unis (Bringsøe, 2006). Son importation a été interdite en Union Européenne en novembre 1997 (Prévot-Julliard *et al.*, 2007a). En Nouvelle Calédonie, l'importation des animaux est réglementée par un texte datant de 1968 (délibération n° 67 du 26/01/1968). Seuls certains mammifères domestiques, oiseaux et poissons exotiques d'eau douce pour aquarium sont autorisés à l'importation (arrêté n°77-466/CG du 06/12/1977). Les autres animaux tels que la tortue de Floride sont par conséquent interdits à l'importation. Il est donc vraisemblable que les tortues présentes en Nouvelle Calédonie aient été introduites par des particuliers. La date probable de leur arrivée est variable selon les sources, s'échelonnant entre 10 (Beauvais *et al.*, 2006) et 20 ans (J-L. d'Auzon, ASNNC, comm. pers.).

Le tableau 4.2 reprend les textes réglementaires visant cette espèce et la nature des interdictions.

Tableau 4.2 : Historique des textes s'appliquant à *Trachemys scripta elegans* en Nouvelle Calédonie

Référence du texte	Dél. 67 du 26/01/68 Conditions d'introduction en NC d'animaux	Dél. 61-2007/APS du 15/11/2007 (abrogée par dél. 5-2009) Lutte contre la dissémination des tortues de Floride (<i>Trachemys scripta</i>)	Code de l'environnement de la province Nord (24/10/2008) Liste des espèces envahissantes (chapitre IV)	Code de l'environnement de la province Sud (20/03/2009) Liste des espèces envahissantes (titre V)	Délibération n° 5-2009/APS du 18 février 2009 Lutte contre les espèces exotiques envahissantes
Nature de l'interdiction	Importation	Introduction dans le milieu naturel, production, détention, transport, utilisation, colportage, cession, mise en vente ou achat			

Suite à l'enquête réalisée dans le cadre de cette étude permettant d'identifier les observations de tortues de Floride en milieu naturel, la présence la plus ancienne de tortue remonterait à 1983 au parc zoologique et forestier (PZF) (C. Matton, employé au PZF, comm. pers.). En effet, à cette époque, des tortues de Floride se trouvaient en présentation dans un petit bassin clôturé par du grillage et renfermant également des tortues terrestres. L'origine de ces tortues de Floride reste inconnue. Il n'y avait alors pas de tortues dans les lacs du PZF. En 1985-1986, les tortues terrestres ont été volées et les tortues de Floride jetées dans les lacs du parc.

En 1990, les tortues de Floride étaient toujours présentes dans le lac du PZF (F. Gimat, SIVAP, comm. pers.). Le lac le plus grand du parc est équipé d'un système de déversoir constitué d'une buse, dont les eaux se rejettent en contrebas dans un talweg qui rejoint le quartier des Portes de Fer. Il n'est pas impossible que certaines tortues se soient échappées à ce niveau d'autant plus que la population de tortues du PZF a considérablement augmenté suite aux apports volontaires effectués depuis de nombreuses années par des détenteurs de tortues.

La province Sud alertée en 2000 de l'expansion de la tortue de Floride en milieu naturel par les associations de protection de l'environnement, Action Biosphère (Mermoud, 2000) et l'association de sauvegarde de la nature néo-calédonienne, a mené des actions de sensibilisation auprès des animaleries et des particuliers. Elle a notamment élaboré une série de brochures sur le thème « Je protège l'environnement » dont une aborde les dangers de rejeter des espèces aquatiques « dans la nature » (annexe 4.2).

4.2.1.2 Commerce de *T. scripta elegans* en Nouvelle Calédonie

L'espèce est commercialisée à Nouméa depuis environ quinze ans, voire davantage, par des magasins spécialisés dans la vente d'animaux vivants et une pépinière. On dénombrait 4 points de vente de tortue de Floride à Nouméa juste avant l'entrée en vigueur de la délibération interdisant leur vente (délibération n°61-2007/APS du 15/11/2007). Tous s'approvisionnaient auprès d'élevages privés localisés en Nouvelle Calédonie. Le prix d'une tortue pouvait atteindre environ 8 500 XPF il y a 10-15 ans. Il est passé à 4 500 XPF en 2006 et a chuté à 1 500 XPF la même année, vraisemblablement du fait du nombre important de spécimens offerts à la

vente et d'une saturation de la demande. On peut supposer que le nombre d'abandons dans le milieu naturel a également augmenté depuis 2006, mais aucune source ne permet de le vérifier.

Les plus fortes ventes sont observées au moment des fêtes de fin d'année ce qui confirme le caractère ludique associé à cet animal. En moyenne, sur 7 points de vente interrogés dans le Grand Nouméa, les ventes de tortues de Floride se situaient entre 2 et 20 spécimens par mois depuis avril 2006 pour 4 d'entre eux. Deux magasins n'en commercialisaient pas, le propriétaire de l'un d'eux étant fortement opposé à la présence des tortues à tempes rouges en Nouvelle Calédonie. Pour le septième magasin qui était en activité entre 2000 et 2003, les ventes atteignaient en moyenne 50 tortues par mois. Il est possible d'estimer qu'entre novembre 2006 et novembre 2007, environ 400 juvéniles de *T. scripta elegans* ont été vendues par les commerces de Nouméa. Ce chiffre sous-estime largement la réalité puisqu'il ne prend pas en compte les ventes faites de particulier à particulier ou par les élevages directement aux particuliers.

En effet, que ce soit en province Nord ou en province Sud, de nombreuses ventes sont effectuées par des particuliers. Ceux-ci élèvent les tortues et les vendent soit directement par annonce, soit sur les marchés (Pont des Français, foire de Bourail). Une école primaire de la côte Est en aurait même vendues (M. Brinkert, comm. pers.). Les ventes continueraient encore malgré leur interdiction (délibération n°61-2007/APS du 15/11/2007) par voie d'annonce de particulier à particulier ou sur les marchés locaux (pont des Français) (M. Palix, Aquapassion – M. Aria, Minizoo – M. Lucas, aquarium Nouméa, comm. pers.). Il y avait encore récemment (juin 2008) une annonce sur le site internet du gratuit pour la vente d'une tortue à tempes rouges au prix de 6 000 F (<http://www.legratuit.nc>).

4.2.1.3 *Elevage de T. scripta elegans en Nouvelle Calédonie*

Plusieurs sites d'élevages ont été signalés au cours de l'enquête de terrain. En province Nord, à Touho (2 élevages), à Poindimié (1 élevage) (M. Brinkert, comm. pers.) et à Koumac où un particulier en déposerait dans un commerce du village (M. Berger, DDEE, comm. pers.). En province Sud, plusieurs élevages existent dans les communes suivantes du Grand Nouméa : Nouméa, Païta et Mont Dore.

Un des éleveurs interrogé, référencé en tant qu' « éleveur » dans la suite du rapport, déclare posséder des tortues depuis environ 20 ans. Il possède actuellement entre 200 et 300 tortues dans un enclos pourvu d'un bassin. Cette personne a beaucoup voyagé en Asie pour se former à l'élevage de tortues. Les connaissances acquises et son expérience seraient utiles pour connaître la façon dont les tortues de Floride se sont adaptées (en captivité) au climat de Nouvelle Calédonie.

4.2.1.4 Mesures d'interdiction en province Sud

Un texte voté par la province Sud en novembre 2007 (délibération n°61-2007/APS du 15/11/2007) a interdit, sur l'ensemble du territoire de la province Sud, « l'introduction volontaire dans le milieu naturel, l'élevage, la détention, l'utilisation, le colportage, le transport, la cession, la mise en vente, la vente et l'achat » des tortues de l'espèce *Trachemys scripta*. Il prévoyait la déclaration des tortues par son propriétaire et en limitait la détention à raison de 6 spécimens jusqu'à leur mort. *A priori*, ce chiffre est à considérer par personne, le texte n'étant pas clair sur ce point. Ce texte a été abrogé par la délibération de février 2009 (voir tableau 4.2) qui prévoit des mesures pour les espèces exotiques envahissantes en général.

La communication menée en parallèle à l'adoption de ce texte par la province Sud n'a semble-t-il pas été suffisante malgré des annonces passées dans la presse locale dans un article sur la mangrove de Rivière Salée (LNC, 2008) ou dans des revues à diffusion plus restreinte telles que Journal Vert de janvier 2008 (première page) et Courrier Sud de décembre 2007 et avril 2008. Toutes ces annonces sont parues après adoption du texte. Elles ont complètement occulté les principaux intéressés que sont les commerces et les élevages privés. Un commerçant dit en avoir été informé par des clients qui lui ont « montré un article dans un journal ». Un des éleveurs interrogé n'a pas caché son mécontentement suite à la perte de revenu engendrée par l'interdiction de vente des tortues de Floride qui lui assurait une source de revenus non négligeable (entre 300 000 F et 400 000 F/mois en plus de sa retraite de 37 000 F/mois). Il attend une compensation financière de la part de la province Sud et conserve, pour l'instant, plusieurs centaines de tortues dont il n'assure plus la vente.

4.2.2 Déclarations et abandons de tortues de Floride en province Sud

La Direction de l'Environnement de la province Sud (DENV) est chargée de la mise en application de la délibération n°61-2007/APS du 15/11/2007 et un groupe de travail a été créé pour définir les conditions de suivi des animaux déclarés, ainsi que les mesures à prendre pour l'accueil des tortues abandonnées. La délibération prévoit uniquement « la cession des animaux au parc zoologique et forestier (PZF) en vue de leur élimination ». Ce dernier point semble limiter les abandons volontaires de tortues (plusieurs personnes s'interrogent sur leur devenir ou affirment que le personnel du parc les euthanasie). La nécessité de créer un véritable centre d'accueil qui pourrait être à vocation pédagogique est à l'étude par ce groupe de travail. Le choix de la localisation de ce centre devra prendre en compte la « mauvaise réputation » acquise par le PZF. L'aquarium n'accueille plus les tortues et conseille aux personnes qui les contactent pour se débarrasser d'une tortue de s'adresser au PZF (M. Lucas, comm. pers.).

4.2.2.1 Déclarations des tortues auprès de la DENV (Province Sud)

Les déclarations des tortues que les personnes souhaitent conserver, dans la limite de 6 spécimens, sont enregistrées à la DENV. Les informations collectées portent sur le nombre d'individus détenus, leur sexe (lorsqu'il est connu), le milieu dans lequel vivent les tortues (intérieur/extérieur) et les coordonnées des propriétaires. Le tableau 4.3 montre les effectifs enregistrés depuis janvier 2008 et concernent 76 déclarations. Hormis 3 déclarations (en vert dans le tableau) portant sur un nombre de tortues supérieur au minimum autorisé, le nombre de tortues déclaré par personne varie entre 1 et 6 pour des animaux dont l'âge peut aller jusqu'à 15-18 ans. Ceci confirme le fait que les premières tortues auraient été introduites en Nouvelle Calédonie 10 à 20 ans auparavant.

Les informations collectées à la DENV ont permis de connaître la répartition géographique des tortues déclarées, d'estimer le pourcentage de tortues ayant atteint la maturité sexuelle ainsi que le risque de retrouver certains de ces spécimens en milieu naturel. Le nom et le numéro de téléphone des propriétaires n'ont pas été reportés dans le tableau 4.3 afin de conserver l'anonymat des informations collectées.

Tableau 4.3 : Déclaration des tortues à la province Sud entre janvier et juin 2008
(en vert, le nombre de tortues déclarées supérieur à 6 ou localisées hors province Sud - en jaune, le nombre minimum à confirmer en fonction du sexe)

Données issues des déclarations					Exploitation des données	
Commune	Nombre de tortues	Lieu	Age	Mâle / Femelle	Nb de tortues ayant atteint la maturité sexuelle (mâle > 3 ans – femelles > 6 ans)	Milieu * (fermé /ouvert)
Boulouparis	2	EXT/BASSIN		F		ouvert
Bourail	4	extérieur	10 ans		4	ouvert
Bourail	4	extérieur	5 ans	4 F	0	ouvert
Bourail	2	extérieur	2 ans	2 M	0	ouvert
Bourail	6	bassin clôturé				fermé
Bourail	1	INTERIEUR/BAC				fermé
Bourail	4	PARC/EXT	?	?		ouvert
Bourail	3	bassin	5, 6 ans		1	ouvert
Bourail	2	bassin	12 ans		2	ouvert
Bourail	5	Ext/bassin	5, 10 ans	2 M et 3 F	2	ouvert
Dumbéa	5	bassin	7 ou 6 ans	M et F	1	ouvert
Dumbéa	2	intérieure		M et F		fermé
Dumbéa	1	extérieur		F		ouvert
Dumbéa	4	parc extérieur	7ans et 4 ans		4	ouvert
Dumbéa	6	parc fermé	15 ans	3f	6	fermé
Dumbéa	6	aquarium				fermé
Dumbéa	2	bassin	12ans		2	ouvert
Dumbéa	6	extérieur				ouvert
Dumbéa	1	EXTÉRIEUR	6 ANS	M	1	ouvert
Dumbéa	12	EXTÉRIEUR	7 ans, 8 ans, 9 ans	M, F	12	ouvert
Dumbéa	2	EXT/BASSIN	?	?		ouvert
Dumbéa	2	BASSIN FERME	4 ANS	M	2	fermé
Dumbéa	2	EXT/	5 ANS			ouvert
Dumbéa	3	AQUARIUM				fermé
Farino	3					
Koumac	6	bassin		3f 3m		ouvert
La Foa	6	extérieur	5 ans	Femelle	0	ouvert
La Foa	1	interieur	4 ans			fermé
Mont-Dore	1	intérieur	8-9 ans		1	fermé
Mont-Dore		extérieur				ouvert
Mont-Dore	6	extérieur	3 ans		0	ouvert
Mont-Dore	6	extérieure	9 ans, 10 ans, 10 ans et 4 ans	M / F	6	ouvert
Mont-Dore	3	INTERIEUR				fermé
Mont-Dore	2	INTERIEUR				fermé
Mont-Dore	1	EXTÉRIEUR				ouvert
Nouméa	2	extérieur	3 ans			ouvert
Nouméa	2	extérieur	3 ans			ouvert
Nouméa	2	intérieur	5 ans	M et F	1	fermé
Nouméa	4	extérieur				ouvert
Nouméa	2	extérieur	4 ans			ouvert
Nouméa	5	intérieur	1 à 4 ans			fermé
Nouméa	4	extérieur				ouvert
Nouméa	4	extérieur	2 ans		0	ouvert
Nouméa	3	bassin				ouvert
Nouméa	19	bassin				ouvert

PARTIE 4/6 – TRACHEMYS SCRIPTA ELEGANS SEIDEL, 2002

Nouméa	1	ACQUARIUM	6 ANS	M	1	fermé
Nouméa	1	extérieure				ouvert
Nouméa	1	extérieure	6 ans		1	ouvert
Nouméa	1	intérieure				fermé
Nouméa	2	extérieure				ouvert
Nouméa	2	extérieure				ouvert
Nouméa	1	acquarium				fermé
Nouméa	2	extérieur/bassin	6 m et 4 ans			ouvert
Nouméa	6	BASSIN	15 ans 6 mois	M et F	6	ouvert
Nouméa	3	BASSIN	15 ans 6 mois	M et F	3	ouvert
Nouméa	5	BASSIN				ouvert
Nouméa	1	INTERIEUR				fermé
Nouméa	1	interieur	7 ans		1	fermé
Nouméa	2	extérieure		M & F		ouvert
Nouméa	2	EXT/BASSIN	?	?		ouvert
Nouméa	4	EXT/BASSIN		2M 2F		ouvert
Nouméa	2	Balcon/BASSIN	5/6 ANS	M/F	2	ouvert
Nouméa	8	BASSIN	2ET 7 ANS	4 M 4 F	1	ouvert
Nouméa	4	EXT/Bassin	6 et 2 ans	m & f	1	ouvert
Nouméa	4	Int/ENCLOS	?	?		fermé
Nouméa	6	EXT/BASSIN	4 ans	F	0	ouvert
Nouméa	1	EXTÉRIEUR				ouvert
Nouméa	2	EXTÉRIEUR		M et F		ouvert
Nouméa	2	AQUARIUM	8 ans	?	2	fermé
Nouméa	1	extérieur				ouvert
Nouméa	4	EXT/BASSIN	18ans, 10 ans	M et F	4	ouvert
Païta	2	intérieur	1 an		0	fermé
Païta	1	extérieure	15 ans	M	1	ouvert
Thio	4	interieur		M		fermé
Thio	6	BENE FERME	?			fermé
Yaté	2	extérieur	5 ans	M et F	1	ouvert
TOTAL PS : 75 déclarations	245				69	

4.2.2.1.1 REPARTITION GEOGRAPHIQUE DES TORTUES DECLAREES

Les tortues ayant fait l'objet d'une déclaration sont représentées sur l'ensemble du territoire de la province Sud à l'exception des communes de l'Île des Pins, de Moindou et de Sarraméa. Sur les 76 déclarations :

- 59 concernent le Grand Nouméa (14 Dumbéa, 7 Mont Dore, 2 Païta et 36 Nouméa) pour un total de 192 tortues,
- 17 la brousse (Boulouparis, Bourail, Farino, La Foa, Thio, Yaté) pour un total de 55 tortues.

Hormis une déclaration en province Nord à Koumac (la délibération n'a été votée qu'en province Sud, ce qui pose le problème de la coordination des trois provinces sur des actions de ce type), 80% des déclarations et des effectifs déclarés se

situent dans le Grand Nouméa.

4.2.2.1.2 MATURITE SEXUELLE DES TORTUES DECLAREES

L'âge de la maturité sexuelle est variable en fonction du sexe, se situant entre 2 et 5 ans pour les mâles et 5 à 8 ans pour les femelles. Ces données issues de la revue bibliographique (paragraphe 4.1) restent générales et ne proviennent pas d'études réalisées localement. En l'absence d'information plus précise sur l'âge de la maturité sexuelle des tortues de Floride en Nouvelle Calédonie, ce sont ces fourchettes d'âge qui ont été retenues. Dans un souci de simplification lorsque le sexe est connu, toutes les tortues de plus de trois ans et cinq ans, respectivement pour les mâles et les femelles, ont été considérées comme sexuellement matures.

Les informations collectées sur l'âge sont considérées comme fiables dans la mesure où l'acquisition des tortues s'est faite, dans la majorité des cas, quelques semaines après l'éclosion. Pour le sexe, seules les personnes faisant la différence entre les deux sexes ont pu fournir ce renseignement (critères fondés sur la longueur des griffes essentiellement). Ces informations ne sont connues que pour 33 déclarations (sur les 76 enregistrées), soit pour 114 tortues en province Sud (le fichier reste donc incomplet à ce niveau). Il est fortement conseillé dans l'avenir, pour un meilleur suivi des tortues déclarées, d'enregistrer les données relatives à chaque tortue pour avoir des informations plus précises sur chaque spécimen. Ainsi, 69 tortues sur 114, soit 60%, ont atteint ou sont proches de la maturité sexuelle.

4.2.2.1.3 RISQUE DE RETROUVER DES TORTUES ADULTES OU LEURS JUVENILES DANS LE MILIEU NATUREL

Ce risque a été considéré comme fort lorsque les tortues sont entreposées à l'extérieur d'une habitation dans une enceinte non clôturée, et faible lorsqu'elles sont détenues à l'intérieur d'une habitation ou à l'extérieur mais dans une enceinte close. Ainsi, 23 personnes en province Sud déclarent détenir des tortues dans un milieu fermé (intérieur ou bassin extérieur clos) contre 50 en extérieur. Seulement 1 déclaration ne contient pas cette information.

4.2.2.1.4 CONCLUSIONS

Bien que l'ensemble des informations recueillies ne soient pas complètes, ni

vérifiées, il est possible de tirer les conclusions suivantes :

- environ 80% des tortues déclarées (192 individus) se situent dans la Grand Nouméa,
- elles ont été répertoriées sur l'ensemble du territoire de la province Sud à l'exception de l'île des Pins, Moindou et Sarraméa,
- 60% des tortues dont on connaît l'âge et le sexe ont atteint ou sont proches de la maturité sexuelle,
- 68 % des propriétaires ayant fait la déclaration (179 tortues) gardent leurs tortues à l'extérieur de chez eux *a priori* dans un espace non clos,
- 31% des propriétaires ayant fait la déclaration (63 tortues) gardent leurs tortues à l'intérieur de leur habitation ou à l'extérieur, dans un milieu clôturé.

Il est recommandé pour un meilleur suivi des tortues déclarées d'enregistrer des informations relatives à chaque spécimen et non pas à chaque propriétaire.

4.2.2.2 *Abandons de tortues auprès du PZF*

Suite à la parution de la délibération provinciale, le parc zoologique et forestier (PZF) a accueilli les tortues dont les propriétaires voulaient se débarrasser. Le tableau 4.4 présente les statistiques relatives à ces abandons depuis février 2008. Les informations collectées portent sur la taille, le nombre d'individus et leur origine. Ce fichier reste anonyme.

Les informations collectées ont permis de connaître l'origine géographique des tortues abandonnées et d'estimer le pourcentage de tortues ayant atteint la maturité sexuelle. Il y a eu 28 apports volontaires entre février et juin 2008, soit 119 tortues dont 8 avaient été trouvées en milieu naturel. Les agents du parc ont constaté une diminution des apports volontaires depuis mai 2008.

Tableau 4.4 : Enregistrement des tortues déposées au parc zoologique et forestier (PZF) entre février et juin 2008 (en grisé, les tortues trouvées en milieu naturel et reportées sur la carte de la figure 4.6)

Données issues du PZF sur les tortues abandonnées				Info pour rapport complété par Hytec d'après données PZF	
Date dépôt	Taille approximative (longueur carapace en cm)	Quantité	Commune	Commune	Nb de tortues ayant atteint la maturité sexuelle (non si < 10 cm, qq soit le sexe)
30/04/2008	23 cm	1	Particulier Dumbéa	Dumbéa	1
06/05/2008	13 cm	1	Particulier Mont Dore	Mont Dore	0
26/03/2008	23	1	trouvée à Plum	Mont Dore	1
06/05/2008	7 cm (2), 6 cm (2), 5 cm (2), 4 cm (11)	17	Particulier Nouméa	Nouméa	0
04/03/2008	7 cm	1	trouvée à Logicoop	Nouméa	0
12/02/2008	7 cm	1	lot IRD	Nouméa	0
04/06/2008	5, 6 et 7 cm	3	Particulier Nouméa	nouméa	0
02/05/2008	10 et 15 cm	2	Particulier Nouméa	Nouméa	0
12/05/2008	16 cm	1	Trouvée à Rivière Salée	Nouméa	0
27/03/2008	23	1	trouvée à Montagne Coupée	Nouméa	1
09/05/2008	11 cm	2	Particulier Nouméa	Nouméa	0
19/03/2008	25 cm	1	trouvée à Logicoop	Nouméa	1
23/05/2008	10 et 11 cm	2	Trouvées au 4èmeKm	Nouméa	0
10/05/2008	13 cm	1	Particulier Nouméa	Nouméa	0
11/05/2008	18 cm	1	Particulier Nouméa	Nouméa	0
02/04/2008	14 ; 11	2	trouvées Nouméa + Dumbéa	Nouméa + Dumbéa	0
13/03/2008	15 cm	1	trouvée au lac de Yaté	Yaté	0
21/03/2008	3 cm	3	particulier		0
21/03/2008	8 cm	10	particulier		0
05/03/2008	15 cm	1	particulier		0
18/03/2008	3 cm	25	particulier		0
05/03/2008	20 cm	3	particulier		3
12/03/2008	10, 10, 12, 18, 20 cm	5	particulier		1
18/03/2008	20 cm	9	particulier		1
28/03/2008	3×22 ; 3×20 ; 3×18; 15 ; 10	11	particulier		6
03/02/2008	20 cm	4	élevage		4
20/02/2008	25 cm	5	particulier		5
02/03/2008	5, 8, 15, 20 cm	4	particulier		1
TOTAL PS : 28 abandons		119	dont 8 trouvées en milieu naturel		25
TOTAL Gd Nouméa : 16 abandons		38	dont 7 trouvées en milieu naturel		4

4.2.2.2.1 ORIGINE GEOGRAPHIQUE DES TORTUES ABANDONNEES

Sur les 28 apports volontaires, 16 proviennent du Grand Nouméa (38 tortues), 1 du lac de Yaté (1 tortue récupérée dans le lac) et pour 11 apports, l'origine

géographique des anciens propriétaires n'est pas précisée.

4.2.2.2.2 MATURITE SEXUELLE DES TORTUES ABANDONNEES

La maturité sexuelle des tortues peut être établie en considérant la taille de leur plastron. Les mâles des tortues à tempes rouges sont matures lorsque la longueur du plastron atteint 9-10 cm et les femelles lorsqu'elle atteint 15-20 cm. Ces données issues de la revue bibliographique en phase 1 restent générales et ne proviennent pas de sources locales. En l'absence d'information précise sur la taille du plastron atteinte à la maturité sexuelle pour chaque sexe en Nouvelle Calédonie, ce sont ces fourchettes de taille qui ont été retenues.

Dans un souci de simplification, le sexe n'ayant pas été noté, toutes les tortues de plus de 20 cm ont été considérées comme sexuellement matures, même si la mesure de la taille des tortues déposées au PZF a été réalisée sur la carapace dont la longueur est légèrement supérieure au plastron (voir Figure 4.4).



Figure 4.4 : Photos de carapaces et de plastrons de *T. scripta elegans* en Nouvelle Calédonie (C. Flouhr)

Sur 119 tortues abandonnées, seulement 25 avaient atteint ou étaient proches de la maturité sexuelle, soit 20% seulement. La méconnaissance du sexe des tortues et les hypothèses prises (individus matures s'ils avaient une carapace de longueur supérieure ou égale à 20 cm) tendent à sous-évaluer ce chiffre qui est difficilement exploitable.

4.2.2.2.3 CONCLUSIONS

Les informations collectées en ce qui concerne les tortues remises au PZF

confirment que la majorité d'entre elles proviennent du Grand Nouméa dont quelques individus ont été récupérés en milieu naturel. Ces observations en milieu naturel ont été reportées sur la carte lorsqu'elles sont localisables précisément et lorsqu'il n'y a pas déjà d'autres observations précises dans le secteur où la tortue a été trouvée. Ainsi, seule la tortue trouvée au niveau du lac de Yaté figure sur la carte de la figure 4.6.

4.2.2.3 *Recommandations pour le suivi des tortues déclarées et l'enregistrement des données relatives aux tortues abandonnées*

Toutes ces informations ne concernent que la province Sud qui est actuellement la seule collectivité à avoir adopté une réglementation sur la détention et la vente des tortues. La province Nord devrait prochainement adopter un texte similaire (J-J. Cassan, comm. pers.). Il serait intéressant d'uniformiser la collecte des informations entre le PZF et le secrétariat de la DENV en établissant un fichier renseignant pour chaque tortue, et non pas chaque propriétaire, les informations suivantes :

- la taille du plastron en cm (partie ventrale),
- le sexe (fondé sur le critère des griffes pour les individus de plus de 6 mois – plus longues chez les mâles et recourbées),
- l'origine (achetée, trouvée) ; lorsqu'elle a été trouvée, le lieu, la date et le type de milieu (terrestre, plan d'eau, rivière, embouchure de rivière ou mangrove, fossé d'assainissement, ...),
- l'âge (en mois ou années),
- pour les déclarations : le lieu de détention (extérieur ou intérieur de l'habitation) et pour l'extérieur, la présence ou l'absence de clôture.

La réalisation d'une courbe de croissance (elle est de type asymptotique) serait utile pour le suivi des populations recueillies en milieu naturel afin d'estimer leur âge. En effet, la croissance des tortues est supérieure en milieu tropical à celle observée en milieu tempéré du fait des températures plus élevées (plus favorables) et d'une productivité plus régulière des biotopes (Arvy & Servan, 1995 ; Tucker *et al.*, 1999).

Il est évident que les statistiques de vente fournies par les commerces du Grand Nouméa (plus de 400 juvéniles de tortues de Floride vendues en 2007 et

vraisemblablement autant les années précédentes) sont très largement supérieures aux déclarations enregistrées et abandons effectués au PZF (total de 245 déclarées + 119 abandonnées en province Sud soit 364 tortues). Ce chiffre de 400 tortues ne prend pas en compte les ventes de particulier à particulier ou par les élevages privés à des particuliers. Il est également vraisemblable que de nombreux propriétaires n'ont pas mis en application le texte voté récemment. En effet, très peu de tortues de moins d'un an figurent dans les déclarations ou les abandons au parc zoologique et forestier alors qu'il s'est vendu plus de 400 juvéniles en 2007.

Le vétérinaire interrogé au cours de l'enquête de terrain a mentionné que les particuliers n'osaient pas déclarer leur(s) tortue(s), notamment dans le cas où celle(s)-ci s'échapperait(ent), ils ne veulent pas être tenus pour responsables. Ce vétérinaire a également constaté qu'il était moins sollicité actuellement, surtout à cette époque de l'année (août à septembre) où les jeunes tortues peuvent présenter des œdèmes liés au froid. La tortue de Floride est désormais considérée comme un animal interdit et l'amalgame est fait entre l'interdiction liée à sa commercialisation et les mesures restrictives liées à sa détention qui est autorisée, mais sous certaines conditions.

La communication menée en parallèle à l'adoption du texte législatif par la province Sud n'a semble-t-il pas été suffisante et a complètement occulté les principaux intéressés que sont les commerces et les centres d'élevage privés. Un courriel a récemment été envoyé à tous les commerces de Nouméa par la DENV (annexe 4.1), aux associations environnementales (CIE, Mocamana, ASNNC, SCO, WWF, Conservation International...), à tous les vétérinaires du territoire et aux administrations suivantes : direction de l'enseignement de la province Sud, direction des affaires alimentaires et rurales (DAVAR) et en particulier au service d'inspection vétérinaire, alimentaire et phytosanitaire (SIVAP), MIJ (mission d'insertion des jeunes), BIJ (Bureau d'Information Jeunesse), parc zoologique et forestier, parc de la rivière Bleue. Le formulaire de déclaration devrait prochainement figurer sur le site internet de la Province Sud.

4.2.3 Milieux colonisés et distribution spatiale de *T. scripta elegans* en milieu naturel

4.2.3.1 Recueil des informations

Une enquête a été effectuée afin de recenser les observations de tortues de Floride en milieu naturel, que celles-ci soient toujours présentes ou pas dans le lieu indiqué. Dans certains cas, elles ont été recueillies et confiées à des proches ou ramenées au parc zoologique et forestier. L'enquête a consisté, d'une part, à recueillir par le « bouche à oreille » les observations de tortues en milieu naturel et à questionner les points de vente (animaleries et pépinières) et les personnes ayant élevé des tortues pour les revendre, soit directement à des particuliers (petites annonces, marchés, foires, etc.), soit aux commerces spécialisés. D'autre part, les personnes ayant soit une bonne connaissance des milieux d'eau douce, soit une sensibilité à la protection de l'environnement ont également été interrogées. Ce sont, en particulier, les personnels des services provinciaux en charge de l'environnement et de l'agriculture (irrigation en particulier) qui ont une bonne connaissance du terrain et/ou des milieux dulçaquicoles, les associations de sauvegarde de la nature, les pêcheurs, le personnel de l'aquarium de Nouméa et bien sûr celui du parc zoologique et forestier.

Enfin, il est apparu intéressant d'étendre la consultation au public et à l'ensemble des provinces. C'est la raison pour laquelle une annonce (voir figure 4.5) a été insérée dans la presse locale (Les Nouvelles Calédoniennes) pour 3 parutions avec une photo de *Trachemys scripta elegans*. Ce mode de consultation n'a pas donné les résultats escomptés puisqu'il n'y a eu en tout que 7 appels téléphoniques mais les informations collectées viennent utilement compléter la base de données déjà constituée.

Appel à témoin : Avez-vous observé des tortues de Floride dans la nature ?

La tortue de Floride (« tortue d'aquarium ») est une espèce envahissante des eaux douces. Ne la rejetez pas dans la nature, elle menace notre biodiversité !



Les provinces s'intéressent à toute observation de ces tortues **dans le milieu naturel (rivières, plans d'eau, mangroves, ...)**.

Le bureau d'études HYTEC est chargé d'étudier cette espèce et de recenser les observations la concernant. Merci de contacter **Charlotte** au **95.68.55**.

Figure 4.5 : Annonce parue dans Les Nouvelles Calédoniennes entre le 20 et 27 juin 2008

Cette annonce a permis de réaliser une affiche sur le même modèle qui a été adressée à tous les subdivisions des provinces Sud et Nord mais aussi aux vétérinaires et à quelques magasins qui commercialisaient les tortues de Floride.

4.2.3.2 La distribution spatiale des tortues à tempes rouges en milieu naturel

La figure 4.6 montre la répartition géographique de *T. scripta elegans* en milieu naturel sur la Grande Terre. Les points d'observation découlent directement de l'enquête décrite ci-dessus et ne sont pas exhaustifs. Chaque point correspond à une observation effectuée par une personne distincte. La précision du point varie selon que l'observation a été relevée au GPS suite à une visite de terrain (précision de 10 m) ou que la position nous a été signalée de façon très approximative (embouchure de la Ponérihouen par exemple).

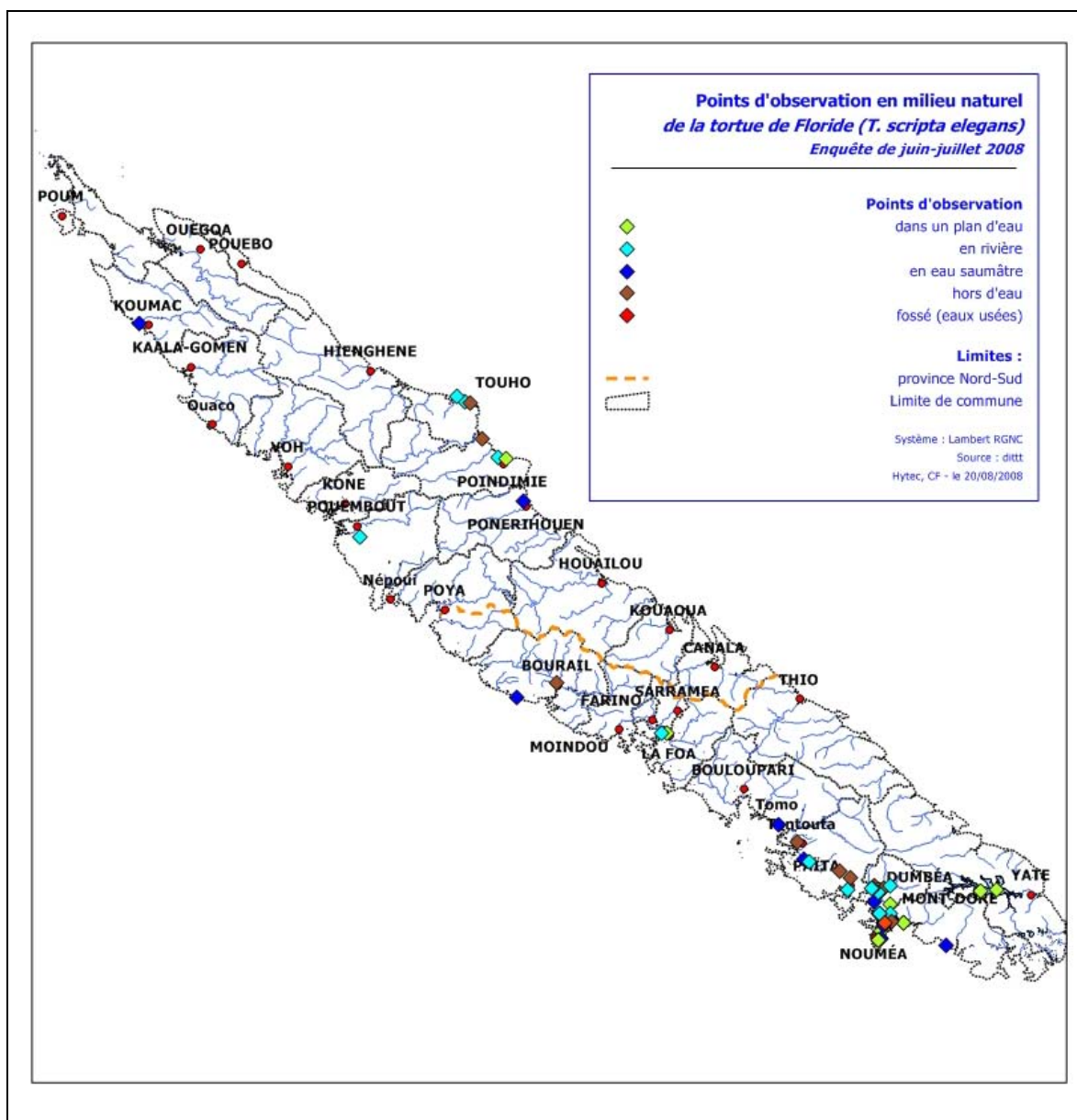


Figure 4.6 : Carte des observations de *T. scripta elegans* en milieu naturel sur la Grande Terre

Il n'y a aucune information relative à la commercialisation ou à l'observation de *T. scripta elegans* dans la province Iles, à l'île des Pins et à Bélep. En province Nord, ce sont surtout les agents des services provinciaux qui sont à la source des informations sur la présence de centres d'élevage ou sur l'observation de tortues à tempes rouges dans le milieu naturel. Ainsi, sur la côte Est, Martin Brinkert de la direction du développement économique et de l'environnement (DDEE) éradique les tortues dans la région Poindimié-Touho et a signalé de nombreuses observations de tortues dans les embouchures des rivières de cette région, ainsi que quelques

centres d'élevage privés. La tortue de Floride vivrait dans l'embouchure de la rivière Koumac et serait vendue ponctuellement dans les commerces de Koumac (M. Berger, DDEE, comm. pers.).

4.2.3.3 Les différents milieux colonisés

Sur la carte de la figure 4.6, il est apparu utile de distinguer les milieux dans lesquels les observations ont pu être faites. Ainsi, 5 types de milieu ont été distingués :

- le milieu terrestre, lorsque la tortue se trouvait hors d'eau (route, piste essentiellement),
- la rivière lorsque la tortue se trouvait dans l'eau ou sur les berges d'un cours d'eau mais en dehors de la zone de remontée d'eau salée,
- le plan d'eau douce pour les mares et retenues collinaires ou retenues de barrage hydroélectrique (Yaté) ou à vocation d'irrigation (Tamoá),
- l'eau saumâtre pour les observations dans la mangrove ou dans les embouchures de rivière,
- les fossés d'eaux usées pour les observations dans les fossés et canaux d'assainissement servant à la fois à l'évacuation des eaux usées et des eaux pluviales, donc des milieux fortement anthropisés.

Le tableau suivant montre le nombre d'observations dans chaque type de milieu.

Tableau 4.5 : Répartition par type de milieu des tortues de Floride observées en milieu naturel en Nouvelle Calédonie (enquête terrain de juin-juillet 2008)

Type de milieu	Saumâtre	Rivière	Plan d'eau	Terrestre	Eaux usées	Total
Province Nord	2	4	1	2	0	9 (15%)
Province Sud	11	12	9	9	8	49 (85%)
(dt dans Gd Nouméa)	(10)	(11)	(7)	(8)	(8)	44 (76%)
Total	13 (22%)	16 (28%)	10 (17%)	11 (19%)	8 (14%)	58

Même si le nombre d'observations (58) ne permet pas d'effectuer des statistiques, on peut tout de même noter que les observations de *T. scripta elegans* :

- se situent en majorité (76%) dans les communes du Grand Nouméa (Nouméa, Païta, Mont Dore et Dumbéa) et en province Sud (85%) ;
- sont réparties dans les différents milieux avec une prédominance des observations en rivière (28% des observations),
- se situent presque toutes (69%) en cours inférieur des rivières (eau douce ou eau saumâtre) ou à proximité de celles-ci (observations en milieu terrestre).

Hormis quelques observations dans des plans d'eau (lac de Yaté, lac du parc zoologique et forestier, lac de la Pépinière à Dumbéa, lac de la Tamoia), toutes les observations ont été faites à proximité de zones d'habitations, voire en milieu anthropisé (fossé d'écoulement des eaux usées). Au niveau des fermes aquacoles qui se situent généralement dans des sites à accès limité et où le tilapia, apprécié par *T. scripta elegans* (voir § 4.3.2.1), est pourtant abondant, aucune observation de tortue n'a été réalisée (B. Fao, DDR ; J. Herlin, IFREMER, comm. pers.).

Les résultats de l'enquête confirment la capacité de *T. scripta elegans* à vivre dans tous les types de milieu (plan d'eau, cours d'eau, fossé) quelque soit leur degré de pollution ou de salinité et uniquement dans les zones d'eaux calmes ou à faible courant. D'après A. Cadi (comm. pers.), bien qu'elle puisse supporter une certaine salinité du milieu, *T. scripta elegans* ne semble pas pouvoir se maintenir durablement dans des milieux saumâtres. Aucune donnée d'observation ne nous permet de confirmer ce point en Nouvelle Calédonie.

L'enquête a permis de mettre en évidence dans le Grand Nouméa des zones où la tortue de Floride était plus abondante : mangrove de Rivière Salée, embouchure de la Yahoué, affluent de la rivière Dumbéa dans le secteur compris entre le Calvaire et Katiramona, ainsi que la quarantaine à Koutio au niveau du péage (voir figure 4.7).

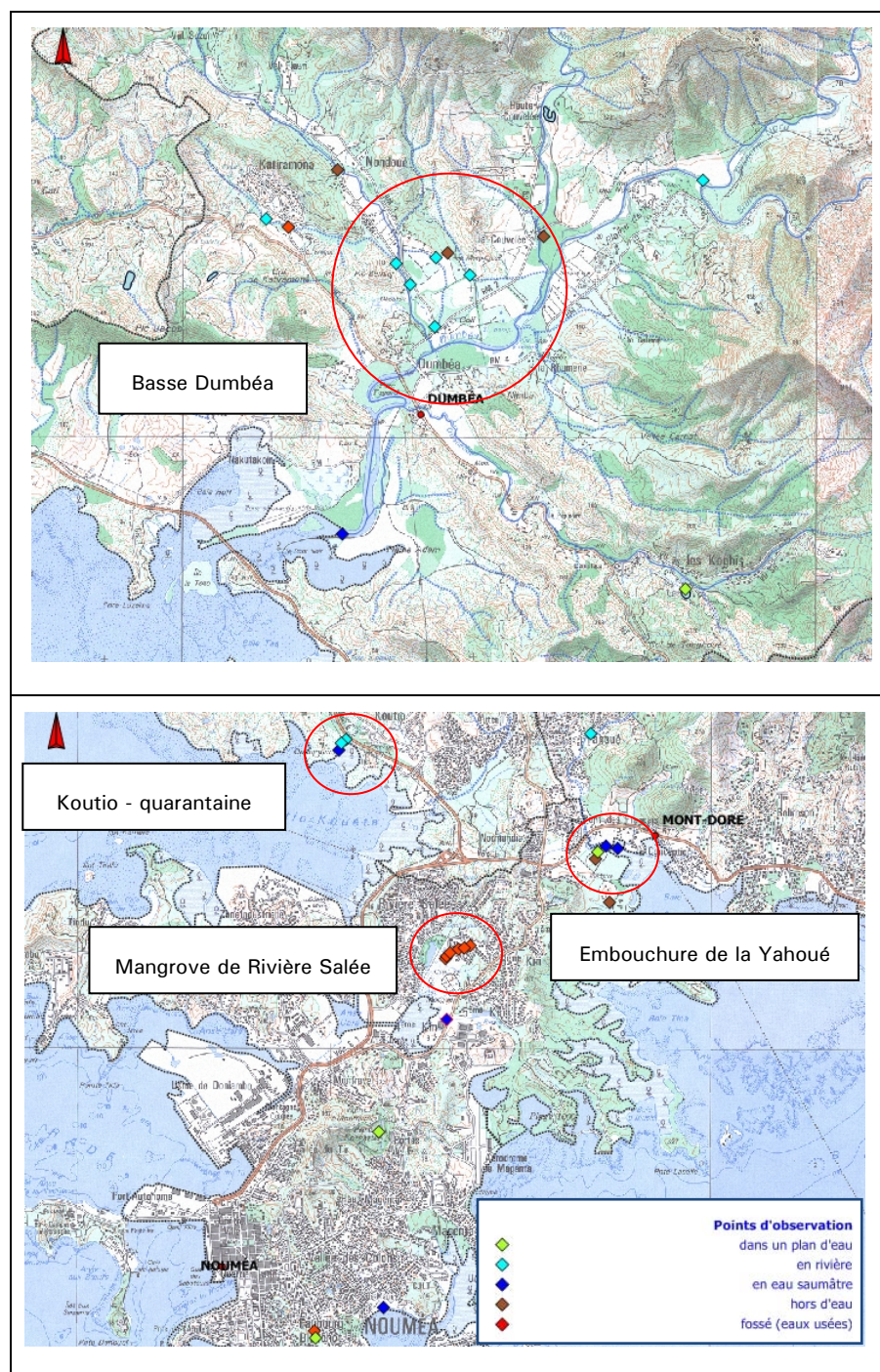


Figure 4.7 : Carte des observations de *T. scripta elegans* dans le Grand Nouméa

Au niveau de la mangrove de Rivière Salée, l'Association de Sauvegarde de la Nature Néo Calédonienne (ASNNC) mène des actions de communication et de nettoyage dans le but de redonner « un poumon » à cet écosystème fragilisé par l'urbanisation et ses conséquences (déchets, rejets d'eaux usées, endigage, etc). Une pêche massive visant à éradiquer la tortue de Floride de cette zone est prévue en fin d'année 2008 (M. Lorfanfant, ASNNC, comm. pers.).

4.2.4 Reproduction de *T. scripta elegans* en Nouvelle Calédonie

La tortue de Floride a la capacité de se reproduire en Nouvelle Calédonie au sein des élevages privés qui ont contribué à approvisionner les commerces de Nouméa depuis 10 à 20 ans. En milieu naturel, seules quelques rares observations laissent supposer que la tortue puisse se reproduire, mais sans toutefois pouvoir le confirmer de manière certaine.

Ainsi, plusieurs juvéniles ont été aperçus lors du défrichage d'une haie à 100 m de la rivière Yahoué, sur le terrain d'une association, dans la zone industrielle de Normandie (enquête terrain). Or, dans cette rivière, des tortues sont régulièrement observées depuis l'année 2000. De plus, le bassin de cette même association, où se trouvent également plusieurs tortues de Floride, se situe à 100 m de cette haie. Un adulte en présence de jeunes a également été observé dans un arroyo de la mangrove de Rivière Salée à Nouméa. A part ces informations éparses collectées lors de l'enquête de terrain et malgré l'affirmation de nombreuses personnes que la tortue de Floride se reproduirait en milieu naturel, les données permettant de le confirmer avec certitude sont rares.

Au lac de la pépinière de Dumbéa, un riverain a observé à plusieurs reprises des tortues faire des nids (trous humides creusés dans la terre, d'environ 5 cm de diamètre) et des juvéniles de quelques centimètres de long dans le lac vers décembre-janvier qui disparaissaient ensuite (E. Lombardi, comm. pers.). La prédation par les tortues adultes ou les anguilles également présentes dans le lac pourrait expliquer la disparition de ces juvéniles. Au lac du parc zoologique et forestier qui contient également de nombreuses tortues à tempes rouges et des anguilles, aucun juvénile n'a été observé malgré le fait que des tortues adultes aient été observées à terre, ainsi que des nids.

La reproduction en captivité de *T. scripta elegans* ne fait cependant aucun doute. Un particulier a vu une tortue creuser un trou dans une zone de sable située en hauteur à proximité d'un bassin clôturé et a trouvé un œuf enterré, mais aucun juvénile (B. Hervouet, comm. pers.).

Dans un élevage du Grand Nouméa ayant 200 à 300 tortues, un lit de sable a été aménagé pour la ponte et chaque année 400 à 500 juvéniles sortent des œufs 77

jours après la ponte (éleveur, comm. pers.). Chaque tortue pond 7 à 9 œufs en septembre-octobre. Il est possible d'observer, dans certains cas, une deuxième ponte en cours d'année. Pour éviter la prédation des juvéniles par les adultes, l'éleveur a installé une clôture autour du bassin pour éviter que les juvéniles ne retombent dans celui-ci. La femelle fait un trou dans le sable de la profondeur de sa nageoire qu'elle humecte et rebouche après la ponte. Il est difficile de trouver des mâles pour la reproduction car ce sont essentiellement des femelles qui naissent. En effet, la revue bibliographique mentionnait qu'à température élevée (ce qui est le cas durant la période de septembre – décembre en Nouvelle Calédonie), ce sont surtout des femelles qui naissent. Une période d'hibernation de 5-6 mois durant laquelle les tortues mangent moins est observée en Nouvelle Calédonie pendant la période fraîche (éleveur, comm. pers.).

Le tableau suivant effectue une comparaison des données écologiques issues de la revue de littérature effectuée en première partie de cette étude avec les informations collectées pour la Nouvelle Calédonie durant l'enquête de terrain, mais qui restent à compléter par une étude spécifique auprès des éleveurs encore en place (mais illégaux aujourd'hui) et un suivi des populations en milieu naturel (informations sur les individus collectés – voir § 4.2.2.3).

Tableau 4.6 : Données comparatives sur la reproduction de *T. scripta elegans* entre la revue de littérature et les informations collectées en Nouvelle Calédonie

	Revue de littérature	Nouvelle Calédonie
Reproduction	Au printemps en région tempérée, voire en automne (le sperme peut être « stocké » dans la femelle pour féconder les œufs au printemps suivant)	En septembre-octobre
Nombre de pontes par an	au moins deux pontes par an, mais il peut y en avoir jusqu'à cinq	1 à 2 pontes/an
Nombre d'œufs par ponte	entre 2 et 23 œufs avec un maximum de 30, la taille moyenne d'une ponte en milieu naturel étant de 6 à 11 œufs	7 à 9 en captivité
Temps d'incubation (fonction de la température extérieure)	entre 55 et 80 jours pour des températures comprises entre 22 et 30 °C ; à 30 °C, les jeunes tortues peuvent éclore au bout de 70 jours	77 jours sur le Grand Nouméa
Sexe des juvéniles	à basses températures (< 27 °C) se forment les mâles et, à températures plus élevées (> 29 °C), les femelles. Des températures variables pendant la période d'incubation semblent aussi former des femelles.	Femelles essentiellement

4.2.5 Régime trophique de *T. scripta elegans* en Nouvelle Calédonie

Les personnes interrogées confirment que *T. scripta elegans* présente un régime trophique opportuniste. Elle peut en particulier se nourrir de :

- boyaux de canards (E. Lombardi comm. pers., 2008),
- tilapias présents en abondance dans les cours inférieurs des rivières autour de Nouméa, ainsi que dans les lacs du parc zoologique et forestier et de Yaté,
- croquettes pour chiens ou aliments pour poissons (éleveur, 2008).

4.2.6 Impacts écologiques de *T. scripta elegans* en Nouvelle Calédonie

4.2.6.1 Menaces de *T. scripta elegans* sur la biodiversité en Nouvelle Calédonie

Les tortues de Floride adultes n'ont généralement aucun prédateur dans les milieux où elles sont introduites (A. Cadi, comm. pers.). En revanche, les juvéniles de tortues sont plus vulnérables. En Nouvelle Calédonie, ils peuvent faire l'objet d'une prédation, soit par les adultes de tortues à tempes rouges (ce qui a été confirmé par un éleveur), soit par d'autres animaux (rapaces, reptiles, anguilles, chiens) qui pourraient aussi manger ou détruire les œufs. Un particulier a vu par exemple « un chien déchiqueter une tortue à terre ».

La revue de littérature effectuée en première partie de cette étude mentionne que peu de données permettent de comprendre l'impact réel de *T. scripta elegans* sur les espèces autochtones et sur les écosystèmes. Il semblerait que l'espèce ait deux impacts majeurs : la compétition vis-à-vis des populations de tortues indigènes et la prédation (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=71&fr=1&sts>; Cadi & Joly, 2003, 2004 ; Somma *et al.*, 2007).

En l'absence de tortue d'eau douce indigène à la Nouvelle Calédonie (Hytec & Mary, 2006), l'impact écologique de *T. scripta elegans* sur les milieux se traduira par de la prédation sur les espèces animales autochtones. Aucune information n'est disponible sur le régime trophique de *T. scripta elegans* en milieu naturel en Nouvelle Calédonie. Les seules informations collectées sur les spécimens en captivité confirment le caractère omnivore et opportuniste de l'espèce (§ 4.2.5) et concordent avec les données recueillies dans la partie 4.1. Selon la bibliographie, *T. scripta elegans* est une espèce omnivore, préférentiellement carnivore lorsqu'elle

est jeune, s'alimentant alors surtout d'invertébrés (en particulier d'insectes), puis plutôt herbivore à l'âge adulte. L'espèce peut se nourrir d'insectes, mais également d'oiseaux, de poissons ou d'amphibiens en milieu naturel.

Ainsi, une prédation excessive sur certaines espèces indigènes ou endémiques (en particulier sur les insectes) pourrait aboutir à une menace pour celles-ci, notamment si ces espèces sont par ailleurs menacées par les activités anthropiques (<http://www.issg.org/database/species/>).

L'inventaire de la faune et de la flore des milieux dulçaquicoles de Nouvelle Calédonie (Hytec & Mary, 2006) soulignait le niveau de connaissance taxonomique variable des différents groupes faunistiques de ces milieux, mais le fort taux d'endémisme caractérisant certains taxons, notamment les insectes aquatiques (les trichoptères et les éphéméroptères, par exemple, présentent un taux d'endémicité proche de 100%). Cette étude précisait également le manque de connaissance sur la flore et la faune des milieux lenticques, milieux que *T. scripta elegans* affectionne particulièrement.

4.2.6.2 Impacts de *T. scripta elegans* sur la santé humaine

T. scripta elegans est responsable de la transmission de pathologies animales et humaines. Parmi les risques les plus importants, figure la transmission aux hommes, par contact, de la salmonellose liée à la bactérie *Salmonella enterica*. Les tortues sont des porteurs sains de cette maladie qu'elles peuvent contracter au sein d'élevages où les conditions d'hygiène sont mauvaises (la salmonelle peut être présente dans l'eau des bassins ou dans de la nourriture de mauvaise qualité) (*in* Nagano *et al.*, 2006).

Le taux de transmission de cette maladie par les tortues est généralement assez faible et implique principalement un contact très étroit et intime avec l'animal (porté à la bouche, embrassé, ou si on porte les doigts à la bouche sans les avoir lavés). Ainsi, pour évaluer le risque de transmission de cette maladie par les spécimens de *T. scripta elegans* présents sur le territoire calédonien, il est important de savoir quelles ont été les conditions d'élevage des tortues.

Les salmonelloses sont des maladies provoquées par de nombreuses bactéries (ou salmonelles) différentes. Ces maladies ne sont pas soumises à déclaration

obligatoire en Nouvelle Calédonie sauf pour le suivi de cas groupés ou pour certaines formes bien spécifiques (par exemple *Salmonella enteridis* au sein des élevages avicoles). Ces maladies se manifestent d'abord sous forme de troubles digestifs pouvant dégénérer rapidement en septicémie (infection du sang et répercussion sur certains organes pouvant donner des méningites, etc.) (S. Laumond-Barney, DASS, comm. pers.). Il est souvent impossible de connaître l'historique et encore moins l'origine de ces maladies en Nouvelle Calédonie.

Le service vétérinaire de la Nouvelle Calédonie en charge de la santé animale (SIVAP) n'effectue pas de suivi des sites d'élevage de tortues (S. Martin, vétérinaire SIVAP, comm. pers.). Il n'a donc pas été possible d'obtenir une liste des centres d'élevage de tortues de Floride existant en Nouvelle Calédonie et encore moins de connaître leur état sanitaire.

L'éleveur contacté n'a mentionné aucune maladie au sein de son élevage si ce n'est le blanchissement des yeux des tortues lié à une eau trop souvent renouvelée (il est conseillé de maintenir une eau moyennement turbide pour éviter ce phénomène). Cet éleveur n'a jamais fait appel à un vétérinaire. Ainsi, il semble important de confirmer l'absence de bactéries dans l'eau des bassins d'élevage afin d'éviter les cas de salmonelloses transmissibles par la tortue de Floride.

Par ailleurs, le vétérinaire contacté au cours de l'étude, spécialisé dans les animaux de compagnie, n'a jamais visité d'élevage de tortues. Selon lui, les principales maladies des tortues en captivité seraient liées au froid. Dans 90% des cas, c'est un œdème palpébral (yeux gonflés) qui touche les jeunes tortues en saison fraîche (août-septembre). Aucune autre pathologie susceptible d'être transmise à l'homme n'a été observée par ce vétérinaire (L. Vignon, comm. pers.).

Enfin, aucune information n'a été trouvée dans la littérature sur le risque associé à une morsure de l'animal qui peut survenir lorsqu'il se sent menacé et qui peut inciter certains propriétaires à s'en débarrasser, tel que le présente un site internet australien sur la tortue de Floride (http://www.dpi.qld.gov.au/cps/rde/xchg/dpi/hs.xsl/4790_8289_ENA_HTML.htm).

L'éleveur contacté ne s'est jamais fait mordre et précise que la tortue « n'est naturellement pas agressive ».

4.3 STRATEGIES DE SUIVI ET DE CONTROLE DE *T. SCRIPTA ELEGANS* DANS LE CONTEXTE INSULAIRE CALEDONIEN

En ce qui concerne l'éradication de *T. scripta elegans*, trois principales voies de lutte ont été explorées jusqu'à présent à travers le monde : la prévention en interdisant l'importation de l'espèce, la récupération des individus relâchés dans le milieu naturel et l'éducation des acquéreurs potentiels (Bringsøe, 2006 ; Prévot-Julliard et al., 2007a). Pour la Nouvelle Calédonie, compte tenu du caractère potentiellement invasif de *T. scripta elegans*, tous les moyens de lutte devront être mis en œuvre pour limiter son expansion dans le milieu naturel. Plus tôt des actions seront mises en place, moins l'ampleur de la tâche et les coûts associés seront importants.

4.3.1. Contexte réglementaire

4.3.1.1 Importation de la tortue de Floride

La réglementation de la Nouvelle Calédonie prévoit depuis 1968 l'interdiction d'importation de tortues dans le territoire quelque soit l'espèce (délibération n° 67 du 26/01/1968). Elle se fonde sur le fait que tout importateur (y compris les particuliers) doit procéder à une demande d'autorisation d'importation en préalable à l'importation d'animaux.

Cette réglementation s'applique à l'ensemble du territoire et outre les contrôles des déclarations transmises par les importateurs et particuliers, des contrôles sont effectués aux différents points d'entrée de la Nouvelle Calédonie : ports ou aéroports. Ainsi, le centre des colis postaux fait l'objet de contrôles réguliers par le service phytosanitaire (SIVAP) à l'aide de chiens dressés pour détecter animaux et végétaux.

Un texte plus récent visant à renforcer la **biosécurité aux frontières internationales de la Nouvelle Calédonie** (délibération n° 238 du 15/12/2006) prévoit que tout port ou aéroport international doit être titulaire d'un agrément sanitaire délivré par arrêté du gouvernement de la Nouvelle Calédonie, dénommé « arrêté d'agrément sanitaire ». A l'heure actuelle, les textes d'application accompagnant cette délibération n'ont pas encore été votés et aucun port ou aéroport n'est titulaire de cet agrément.

L'arrêté d'agrément sanitaire décrit les caractéristiques des réseaux de surveillance dont la mise en place au sein de la zone portuaire ou aéroportuaire est jugée nécessaire. Préalablement à la mise en place des réseaux de surveillance, un inventaire des espèces ciblées (potentiellement dangereuses pour l'environnement) doit être réalisé conformément aux prescriptions des services compétents. Le texte en visant les services compétents, rappelle les compétences de chaque collectivité de Nouvelle Calédonie et, en particulier, celles des provinces en matière d'environnement. C'est, par conséquent, à leur initiative que ces listes d'espèces pourront être complétées par les noms des espèces menaçant la biodiversité de la Nouvelle Calédonie.

Lors de l'enquête sur le terrain, deux spécimens d'une autre espèce de tortue (non identifiée) et vraisemblablement importés illégalement ont été vus dans un magasin où ils sont exposés mais non offerts à la vente. Il est aussi important de s'assurer qu'aucune autre espèce de tortue n'est présente sur le territoire.

L'établissement de listes d'espèces ciblées par les provinces de Nouvelle Calédonie compétentes en matière d'environnement est donc une priorité.

4.3.1.2 *Elevage, commercialisation et détention de la tortue de Floride*

La province Sud, en votant un texte interdisant notamment l'introduction volontaire de la tortue de Floride dans le milieu naturel, sa commercialisation (achat ou vente) et en réglementant sa détention, va plus loin que la simple interdiction d'importation. Le texte ne vise pas uniquement la sous-espèce *T. scripta elegans* mais concerne l'espèce *T. scripta* en général et s'applique, par conséquent, à ses autres sous-espèces. Les sanctions prévues, une amende de 1 073 985 F pour toute infraction au texte, sont largement dissuasives.

Après 6 mois de mise en œuvre de cette délibération, on constate que le nombre des déclarations et des abandons recensés par le service environnement (DENV) représente un très faible pourcentage par rapport aux tortues potentiellement présentes sur le territoire (statistiques des ventes et des élevages). Une partie de cet échec semble lié pour partie au manque de communication de la part de la province Sud malgré quelques articles dans la presse locale et dans des revues spécialisées mais aussi à une crainte des propriétaires qui pensent devoir garantir

que la tortue ne s'échappera pas de chez eux. Ce texte n'est, par ailleurs, applicable que sur le seul territoire de la province Sud.

Des mesures d'accompagnement et de suivi viendront utilement compléter ces dispositions réglementaires ainsi qu'une meilleure communication sur ces textes. Il est indispensable que des mesures identiques soient prises par les autres provinces pour éviter une échappée des élevages interdits vers la province Nord et la province des Iles. La province Nord est d'ores et déjà en voie d'adopter un texte similaire.

4.3.2. Mesures d'accompagnement

Les actions phares proposées sont calquées sur les moyens mis en œuvre en France notamment. Elles vont cibler, d'une part, la récupération des individus dans le milieu naturel et, d'autre part, l'éducation des propriétaires de tortue(s) afin d'éviter l'abandon de leur animal de compagnie dans le milieu naturel et en les orientant vers des centres d'accueil. L'ouverture de ces centres d'adoption en métropole ne résout que partiellement le problème de la lutte contre *T. scripta elegans*, car elle n'interpelle que les propriétaires les plus sensibilisés au respect de l'environnement, soit moins de 20% des propriétaires de tortues à tempes rouges (Prévot-Julliard *et al.*, 2007a; <http://tortue.floride.u-psud.fr>).

Il est aussi nécessaire d'informer les propriétaires de tortues sur les risques d'évasion de leur animal domestique. L'éleveur contacté a entouré son bassin d'une tôle enfoncée de 50 cm dans la terre pour éviter que les tortues ne creusent pour s'échapper.

Des campagnes de sensibilisation auprès du grand public ont été mises en œuvre en métropole, de façon à éviter les lâchers et à décourager les achats. Deux arguments ont été employés lors de ces campagnes : (1) les tortues sont porteuses de salmonelles et peuvent être dangereuses pour les enfants et (2) les tortues sont des carnivores féroces qui détruisent la biodiversité dans les plans d'eau où elles sont relâchées (Prévot-Julliard *et al.*, 2007a). De tels arguments ne sont pas adaptés au contexte calédonien puisque aucun cas de salmonellose lié aux tortues n'a pu être mis en évidence en Nouvelle Calédonie. L'éleveur interrogé confirmait le caractère non agressif des tortues à tempes rouges, et le vétérinaire contacté au cours de l'étude expliquait que, comme pour tout animal domestique porteur potentiel de la

salmonellose, des règles d'hygiène s'imposaient après un contact avec une tortue, en particulier le lavage des mains (L. Vignon, comm. pers.).

Il en est de même pour leur impact sur la biodiversité qui n'est pas démontré et qui dépendra de leur densité en milieu naturel, mais aussi de leur répartition géographique par type de milieu.

Un suivi des spécimens retrouvés en milieu naturel serait utile pour estimer les densités des populations présentes et améliorer nos connaissances sur leur régime trophique. Il est intéressant de noter que les résultats expérimentaux obtenus lors des études menées en métropole ont révélé que *T. scripta elegans* n'a qu'un impact mineur sur les écosystèmes naturels en Ile de France. D'une part, les résultats ont montré que l'espèce n'est pas aussi vorace que cela avait été prédit auparavant, et d'autre part qu'elle ne représente pas un risque majeur pour la cistude d'Europe. Cette meilleure compréhension des impacts de *T. scripta elegans* sur les écosystèmes naturels permettra d'adapter les moyens de contrôle de l'espèce. Les efforts doivent être préférentiellement orientés vers la prévention de la propagation de l'espèce (plutôt que vers son élimination).

4.3.2.1 *Récupération dans le milieu naturel*

Afin de limiter les populations de tortues présentes dans le milieu naturel et leur impact potentiel sur ces écosystèmes, il serait souhaitable d'organiser des campagnes de collecte des individus abandonnés dans le milieu naturel.

Les moyens à mettre en œuvre sont simples et ont déjà été éprouvés, soit intentionnellement (pêche dans le lac du parc zoologique et forestier), soit au détriment de certains pêcheurs qui ont retrouvé des tortues dans leur nasse. La nasse à crabe avec comme appât du tilapia ou des têtes de crevettes a déjà fait ses preuves. Deux modèles de nasse de dimension identique (0,85 m x 0,55 m) ont déjà été testés, l'une avec une grande maille (3 cm x 3 cm) et l'autre avec une maille plus petite (maille 1 cm x 1 cm). La première donne de meilleurs résultats que la seconde et est conseillée pour la capture des tortues à tempes rouges (voir figure 4.8).

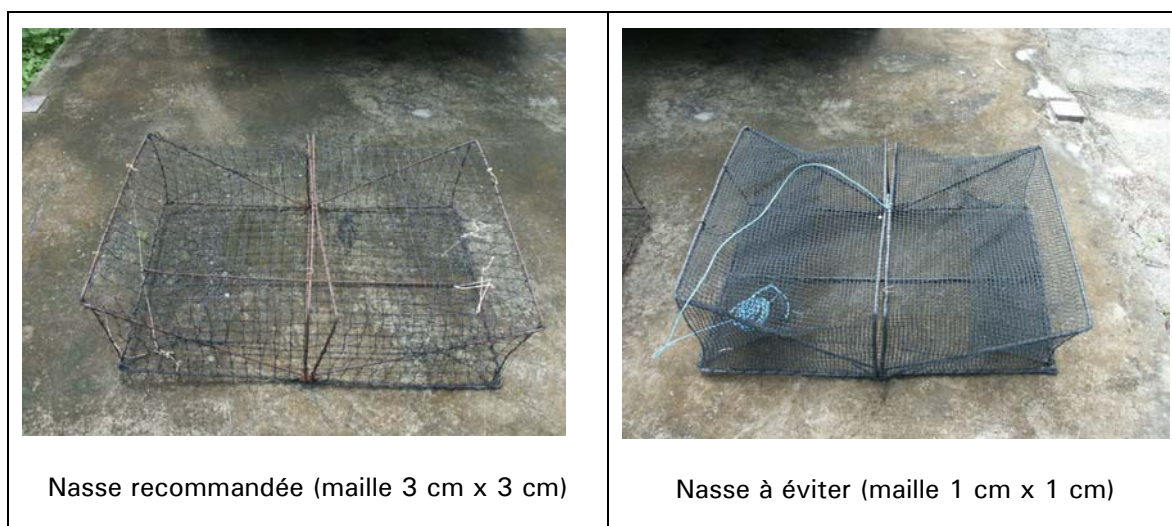


Figure 4.8 : Modèles de nasses utilisées pour la capture de *T. scripta elegans*

Un particulier ayant essayé la pêche à l'épuisette (il capturait les tortues pour en faire de la soupe) a mentionné que les tortues finissaient par se méfier et étaient de plus en plus difficiles à capturer.

Cependant, la mise en place de campagnes de collecte de tortues à tempes rouges implique, entre autre, la création de structures capables de recueillir ces animaux ou de les euthanasier dans des conditions sanitaires satisfaisantes dans le but de leur élimination.

4.3.2.2 Actions de sensibilisation

L'information et l'éducation du grand public sont essentielles pour limiter les abandons des tortues à tempes rouges dans le milieu naturel. Ces actions doivent viser le grand public mais également les « anciens sites d'élevage de tortue » afin de trouver une solution satisfaisante à la perte économique liée à l'interdiction de la commercialisation de l'espèce.

Dans le cadre insulaire calédonien, et étant donné le fort taux d'endémisme de la faune de cette île, notamment en ce qui concerne les insectes, proies privilégiées de *T. scripta elegans*, il semble essentiel de mettre en place des centres d'adoption de cette espèce pour que :

- d'une part, les propriétaires désabusés ne se débarrassent pas de leur mascotte dans le milieu naturel, mais puissent la déposer dans des centres

spécialisés en sachant qu'elle y sera bien traitée,

- d'autre part, tous les individus observés dans le milieu naturel soient recueillis et confinés dans ces centres.

Il sera difficile de changer les mentalités et notamment la mauvaise image du parc zoologique et forestier qui euthanasie les tortues abandonnées. Un autre site devrait donc être proposé avec le choix pour l'ancien propriétaire de la déposer dans ce site avec ou sans contrepartie financière, ou de l'euthanasier. Les coûts de fonctionnement d'un centre de ce type seraient à évaluer en préalable afin que la collectivité gestionnaire du centre ou le subventionnant puisse garantir son fonctionnement sur du long terme (durée de vie des tortues pouvant atteindre 50 ans).

4.3.2.2 *Actions auprès des élevages*

Les actions prioritaires en terme de prévention sont à mener auprès des centres d'élevage de tortues de Floride, tous privés, qui n'ont pas été informés des mesures réglementaires prises par la province Sud mais mis devant le fait accompli. Il n'existe pas à l'heure actuelle de liste de ces centres qui devraient être recensés car représentant les plus fortes concentrations de tortue. Une réflexion devra être menée sur les pertes économiques et les moyens à mettre en œuvre auprès des éleveurs pour stopper ces élevages dans des conditions économiques et environnementales satisfaisantes.

4.4 CONCLUSION : *T. SCRIPTA ELEGANS* DANS LE CONTEXTE INSULAIRE CALEDONIEN

L'introduction des premières tortues à tempes rouges en Nouvelle Calédonie a vraisemblablement été réalisée il y a une vingtaine d'années, par le fait de particuliers. Les enquêtes effectuées au cours de notre étude ont montré que jusqu'en 2007, l'espèce était commercialisée à Nouméa par plusieurs animaleries et une pépinière. Tous s'approvisionnaient auprès d'élevages privés localisés en Nouvelle Calédonie (province Nord, Grand Nouméa), dans la mesure où l'importation de tortues est interdite depuis 1968. Ainsi, environ 400 juvéniles de *T. scripta elegans* auraient été vendus par ces commerces entre novembre 2006 et novembre 2007. De plus, en province Nord et en province Sud, des tortues à

tempes rouges ont été, et seraient encore, vendues par des particuliers, par voie d'annonce publicitaire ou sur les marchés locaux.

La délibération n°61-2007/APS du 15/11/2007 interdit désormais, sur l'ensemble du territoire de la province Sud, l'introduction volontaire de la tortue de Floride dans le milieu naturel, sa commercialisation (achat ou vente) et elle en régit la détention : maximum de 6 spécimens par propriétaire ; déclaration des tortues obligatoire auprès de la Direction de l'Environnement de la province Sud (DENV) ; possibilité de cession des tortues au parc zoologique et forestier (PZF) en vue de leur élimination. Ainsi, depuis janvier 2008, 76 déclarations ont été enregistrées à la DENV représentant un total de 245 tortues. Les informations collectées permettent de montrer que 80% des tortues déclarées se localisent dans la Grand Nouméa ; 60% de celles dont l'âge et le sexe sont connus ont atteint ou sont proches de la maturité sexuelle et que 68 % des propriétaires de tortues ayant procédé à la déclaration (179 tortues) conservent leurs tortues à l'extérieur de chez eux, *a priori* dans un espace non clos.

De plus, 119 tortues (résultant de 28 apports volontaires) ont été recueillies entre février et juin 2008 au parc zoologique et forestier (PZF), la majorité d'entre elles provenant du Grand Nouméa. Il semble intéressant d'uniformiser la collecte des informations entre le PZF et le secrétariat de la DENV en établissant un fichier renseignant pour chaque tortue, et non pas par propriétaire, les informations suivantes : taille de la carapace en cm (mesure effectuée face dorsale, au niveau de la ligne médiane de la carapace de la tête à la queue) ; sexe (fondé sur le critère des griffes pour les individus de plus de 6 mois – elles sont plus longues chez les mâles et recourbées) ; origine (achetée, trouvée en milieu naturel) ; âge (en mois ou années) ; pour les déclarations, le lieu de détention [intérieur ou extérieur avec, dans ce cas, la présence ou l'absence de clôture].

L'enquête de terrain recensant les observations de tortues de Floride en milieu naturel montre que celles-ci sont aperçues en majorité dans les communes du Grand Nouméa (76%), souvent en cours inférieur de rivières (eau douce ou eau saumâtre) ou à proximité de celles-ci. De plus, certains secteurs du Grand Nouméa (mangrove de Rivière Salée, embouchure de la Yahoué, affluent de la rivière Dumbéa, quarantaine à Koutio) semblent particulièrement envahis. Les résultats de

cette enquête confirment la capacité de *T. scripta elegans* à vivre dans tous les types de milieux (plans d'eau, cours d'eau, fossés) quelque soit leur degré de pollution ou de salinité (eau douce, eau saumâtre, eaux usées) et uniquement dans les zones d'eaux calmes ou à faible courant.

On peut considérer que *T. scripta elegans* s'est acclimatée dans une région d'introduction quand elle est capable de s'y reproduire, et donc d'y maintenir des populations de façon durable. En Nouvelle Calédonie, la température de l'air est favorable à la survie et à la reproduction de l'espèce. Son régime alimentaire opportuniste et la tolérance élevée qu'elle présente à la salinité du milieu devraient lui permettre de se maintenir et de se propager.

Ainsi, l'espèce se reproduit avec certitude au sein des élevages privés qui ont contribué à approvisionner les commerces de Nouméa depuis une vingtaine d'années. En revanche, aucune étude scientifique ne permet de confirmer de manière certaine que la tortue puisse se reproduire en milieu naturel malgré l'observation des juvéniles à terre ou de tortues en train de creuser des nids, mais toujours dans un contexte privé (lac ou bassin). Les températures élevées lors de la nidification (septembre à décembre) semblent privilégier le développement des femelles, ce qui pourrait limiter les capacités reproductives de l'espèce « dans la nature ». Ces informations restent toutefois à vérifier par un suivi des individus déclarés ou abandonnés en recueillant les informations relatives à leur taille, leur sexe et à leur âge.

De plus, aucune information n'est disponible sur le régime trophique de *T. scripta elegans* en milieu naturel en Nouvelle Calédonie. Les seules informations collectées sur les spécimens en captivité confirment le caractère omnivore et opportuniste de l'espèce. Le fait que l'espèce soit capable de moins s'alimenter pendant la saison fraîche représente un atout supplémentaire pour la colonisation de nouveaux milieux.

La présence de *T. scripta elegans* dans tous les milieux aquatiques quelque soit le degré de salinité de l'eau ou de pollution peut constituer une menace pour la biodiversité de ces écosystèmes, surtout s'il est confirmé que l'espèce peut se reproduire en milieu naturel. De plus, quelques observations de tortues en dehors des milieux aquatiques et de nombreux entretiens font référence au fait « qu'une

tortue a réussi à s'échapper de son enclos ». Ces informations confirment la capacité de *T. scripta elegans* à se déplacer temporairement en dehors des milieux aquatiques et éventuellement à coloniser d'autres secteurs limitrophes.

Compte tenu du manque de données disponibles, il est difficile d'évaluer l'impact écologique de *T. scripta elegans* sur la biodiversité de la Nouvelle Calédonie. Mais d'ores et déjà il est possible d'affirmer que tous les facteurs sont réunis pour que *T. scripta elegans* survive, se reproduise et se déplace d'une localité à l'autre et soit donc potentiellement invasive au détriment des organismes dont elle se nourrit (faune, flore). Une prédation excessive sur certaines espèces indigènes ou endémiques (en particulier les insectes aquatiques) pourrait aboutir à une menace pour celles-ci, notamment si ces espèces sont par ailleurs menacées par les activités anthropiques (<http://www.issg.org/database/species/>). Compte tenu des richesses écologiques de la Nouvelle Calédonie, le principe de précaution s'impose.

T. scripta elegans peut être à l'origine de transmission de pathologies animales et humaines, et en particulier de salmonelloses qu'elle peut contracter au sein d'élevages où les conditions d'hygiène sont mauvaises. Aucune pathologie de ce type n'a jusqu'à présent été observée en Nouvelle Calédonie, et comme avec la majorité des animaux domestiques porteurs potentiels de salmonelloses, un minimum de règles d'hygiène s'impose après le contact avec une tortue (lavage de mains).

En ce qui concerne l'éradication de *T. scripta elegans* de la Nouvelle Calédonie, plusieurs moyens de lutte existent : la prévention en interdisant l'importation de l'espèce (elle est déjà interdite à l'importation), la récupération des individus relâchés dans le milieu naturel et l'éducation des acquéreurs potentiels. Compte tenu du caractère potentiellement invasif de *T. scripta elegans*, l'ensemble de ces moyens de lutte doivent être mis en œuvre pour limiter son expansion en Nouvelle Calédonie.

L'établissement de listes d'espèces ciblées par les provinces de Nouvelle Calédonie compétentes en matière d'environnement est donc une priorité. Elles permettront, dans le cadre de l'élaboration des arrêtés d'agrément sanitaire prévus par la nouvelle réglementation relative à la biosécurité aux frontières, de renforcer les moyens de surveillance dans les ports et aéroports et limiter ainsi le risque

d'introduction d'une espèce envahissante.

Les textes réglementaires interdisant l'importation et/ou la vente de tortues à tempes rouges en Nouvelle Calédonie devraient être accompagnés de campagnes de communication permettant une meilleure compréhension de ces lois par les animaleries, les centres d'élevage privés et les propriétaires de tortues. A l'heure actuelle, une confusion persiste entre l'interdiction liée à la commercialisation des tortues à tempes rouges et les mesures restrictives liées à leur détention qui est autorisée, mais sous certaines conditions. De nombreux propriétaires de tortues à tempes rouges refusent de les déclarer, craignant d'être tenus responsables si les tortues s'échappent de chez eux. Il faudra aussi surveiller l'apparition éventuelle d'autres espèces de « substitution » qui seraient importées illégalement puisque le texte provincial qui interdit l'élevage et la commercialisation des tortues cible l'espèce *T. scripta* et *a fortiori* ses 3 sous espèces (*elegans*, *troosti*, *scripta*).

Afin de limiter la propagation des populations de tortues dans le milieu naturel et leur impact potentiel sur les écosystèmes, il reste important d'organiser des campagnes de collecte des individus abandonnés ou qui se sont échappés. La nasse à crabe à grande maille, avec comme appât des poissons (tilapia) ou des croquettes pour chien, semble être un bon engin de capture des tortues à tempes rouges. Ces tortues pourraient être recueillies dans un centre spécialisé qui servirait également de centre d'adoption pour celles dont les propriétaires veulent se décharger. Les coûts d'investissement et de fonctionnement d'un tel centre devront être pris en compte sur du long terme compte tenu de la longévité des tortues (environ 50 ans).

Enfin, des mesures urgentes doivent être prises vis-à-vis des élevages de tortue lesquels continuent à produire des jeunes tortues. Les dispositions réglementaires prises en province Sud en 2009 pour interdire leur commercialisation ont été mises en place sans aucune concertation avec les éleveurs qui se retrouvent du jour au lendemain dans une impasse, sans source de revenus et avec des tortues en âge de se reproduire et des juvéniles qu'ils ne peuvent plus commercialiser. La connaissance acquise par ces éleveurs sur cette espèce notamment les conditions de leur reproduction en Nouvelle Calédonie reste une source d'information unique qu'il serait dommage de ne pas valoriser au profit de la lutte contre cette espèce envahissante.

**ETUDE DU CARACTERE INVASIF DE QUELQUES ESPECES
ANIMALES ET VEGETALES INTRODUITES DANS LES
MILIEUX DULÇAQUICOLES EN NOUVELLE CALEDONIE**

PARTIE 5 :

OREOCHROMIS MOSSAMBICUS (PETERS, 1852)



Oreochromis mossambicus en Nouvelle Calédonie (photo publiée avec l'autorisation d'E. Vigneux)

**N° 2007 IB 02_5/6
C. FLOUHR**

**Septembre 2010 – version finale B_1
N. MARY**

Merci de référencer l'étude de la manière suivante :

Hytec, Mary N., 2010. Etude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie : 1/ *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), 2/ *Hydrilla verticillata* (hydrille verticillée), 3/ *Melanoides tuberculata* (mélanoïde), 4/ *Trachemys scripta elegans* (tortue de Floride), 5/ *Oreochromis mossambicus* (tilapia du Mozambique), 6/ *Micropterus salmoides* (black bass à grande bouche). Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres.

TABLE DES MATIERES

Table des matières.....	i
Liste des annexes	ii
Liste des figures	ii
Liste des tableaux.....	ii
5. <i>Oreochromis mossambicus</i> Peters, 1852.....	239
5.1 Etat de l'art.....	239
5.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques	239
5.1.1.1 Description de l'espèce	239
5.1.1.2 Reproduction	242
5.1.1.3 Croissance et traits d'histoire de vie	247
5.1.1.4 Régime trophique d' <i>O. mossambicus</i>	250
5.1.2 Préférences écologiques d' <i>O. mossambicus</i>	251
5.1.2.1 Habitat	251
5.1.2.2 Préférences à l'égard de facteurs abiotiques.....	253
5.1.2.3 Conclusion	259
5.1.3 Dynamique de progression spatiale d' <i>O. mossambicus</i>	259
5.1.3.1 Territoires d'origine.....	259
5.1.3.2 Mode et moyens de dispersion	259
5.1.3.3 Distribution géographique dans le monde.....	261
5.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages	271
5.1.4.1 Impacts écologiques causés par <i>O. mossambicus</i>	271
5.1.4.2 Impacts économiques causés par <i>O. mossambicus</i>	279
5.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication d' <i>O. mossambicus</i>	282
5.1.5.1 Capture d' <i>O. mossambicus</i>	283
5.1.5.2 Introduction d'agents de lutte biologique	283
5.1.5.3 Essais d'élimination d' <i>O. mossambicus</i> par l'application de traitements chimiques.....	284
5.1.5.4 Contrôle de la progression spatiale d' <i>O. mossambicus</i> en milieu naturel.....	286
5.2 Diagnostic de l'invasion d' <i>O. mossambicus</i> en Nouvelle Calédonie.....	287
5.2.1 De leur introduction à la réglementation des importations et de la pêche en eau douce	287
5.2.1.1 Historique de l'introduction.....	287
5.2.1.2 Réglementation relative à l'importation d'espèces animales en Nouvelle Calédonie.....	289
5.2.1.3 Code de l'environnement des provinces.....	289
5.2.1.4 Réglementation de la pêche en eaux terrestres	290
5.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale d' <i>O. mossambicus</i>	290
5.2.2.1 Recueil des informations	290
5.2.2.2 Distribution spatiale du tilapia en milieu naturel et milieux colonisés	291
5.2.2.3 Régime trophique en Nouvelle Calédonie	295

5.2.2.4	Reproduction en Nouvelle Calédonie	296
5.2.3	Menaces d' <i>Oreochromis mossambicus</i> sur la biodiversité de la Nouvelle Calédonie	297
5.2.4	Impacts d' <i>Oreochromis mossambicus</i> sur les activités humaines	298
5.2.4.1	Impact positif	298
5.2.4.2	Impact négatif	299
5.3	Stratégies de suivi et de contrôle d' <i>Oreochromis mossambicus</i> dans le contexte insulaire calédonien	299

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 5.1	Le lac de Néaoua – Synthèse des données disponibles sur le milieu physique et biologique
ANNEXE 5.2	Résultats des pêches effectuées sur le lac de Néaoua – nov. 2002 (Falconbridge, 2003)
ANNEXE 5.3	Résultats des pêches effectuées sur le lac de Yaté – nov. 2002 et janv. 2003 (Falconbridge, 2003)

LISTE DES FIGURES

Figure 5.1 :	<i>O. mossambicus</i> (http://www.akwafoto.pl/fotoreport/katowice2003/inne.php http://en.wikipedia.org/wiki/Oreochromis_mossambicus)	240
Figure 5.2 :	Distribution d' <i>O. mossambicus</i> aux Etats-Unis. (d'après Nico, 2007). HUC (hydrologic unit code) 6 correspond aux données par bassin versant (en rouge) et HUC 8 aux relevés sur une unité hydrographique (en rose). Les zones en rose plus clair correspondent aux états où aucun individu n'a été recensé (http://nas.er.usgs.gov/about/hucs.asp)	270
Figure 5.3 :	Photographies de tilapia (<i>O. mossambicus</i> et <i>S. occidentalis</i> (copyright E. Vigneux in Marquet et al, 2003) en Nouvelle Calédonie	288
Figure 5.4 :	Carte de quelques observations du tilapia et de l'espèce <i>O. mossambicus</i> en milieu naturel en Nouvelle Calédonie	293
Figure 5.5 :	Carte de quelques observations du tilapia (<i>S. occidentalis</i>) en milieu naturel en Nouvelle Calédonie.....	294

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 5.1 :	Historique des textes s'appliquant à <i>Oreochromis mossambicus</i> en Nouvelle Calédonie	289

5. *OREOCHROMIS MOSSAMBICUS* PETERS, 1852

5.1 ETAT DE L'ART

Oreochromis mossambicus Peters, 1852 appartient à la famille des Cichlidae. Le genre *Oreochromis* est composé de 37 espèces différentes originaires de la zone éthiopienne, certaines d'entre elles étant subdivisées en sous-espèces (notamment l'espèce *O. niloticus* comportant les 2 sous-espèces *O. n. baringoensis* et *O. n. vulcani* et l'espèce *O. urolepsis* composée des 2 sous-espèces *O. u. hornorum* et *O. u. urolepsis*). Afin d'améliorer les performances aquacoles des espèces du genre *Oreochromis*, plusieurs croisements ont été effectués en conditions d'élevage, notamment *O. andersoni* x *O. mossambicus*, *O. aureus* x *O. niloticus*, *O. karongae* x *O. mossambicus*, *O. niloticus* x *O. mossambicus*, *O. u. hornorum* x *O. mossambicus* et *O. u. urolepsis* x *O. mossambicus* (http://www.cbif.gc.ca/pls/itiscanext?taxa=&p_format=&p_ifx=&p_lang=fr&v_tsn=170014; http://www.ncbi.nlm.nih.gov/Taxonomy/Browser/wwwtax.cgi?lin=s&p=has_linkout&id=8139). Au total, le genre *Oreochromis* comporterait 40 à 50 espèces et sous-espèces (<http://fr.wikipedia.org/wiki/oreochromis>). Les genres *Tilapia*, *Sarotherodon* et *Oreochromis* constituent le groupe de poissons couramment appelés « tilapias » (<http://fr.wikipedia.org/wiki/oreochromis>).

L'espèce *O. mossambicus*, communément appelée tilapia du Mozambique (Mozambique tilapia dans la littérature anglaise), a également été citée sous les noms scientifiques suivants : *Chromis dumerillii* Steindachner, 1864 ; *Chromis mossambicus* (Trewavas, 1983) ; *Chromis natalensis* Weber, 1897 ; *Chromis niloticus* (Trewavas, 1983) ; *Chromis vorax* Pfeffer, 1893 ; *Sarotherodon mossambicus* (Peters, 1852) ; *Tilapia arnoldi* Gilchrist & Thompson, 1917 ; *Tilapia mossambica* (Peters, 1852) ; *Tilapia natalensis* (Trewavas, 1983) ; et *Tilapia vorax* (Trewavas, 1983) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

5.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques

5.1.1.1 Description de l'espèce

O. mossambicus est caractérisé par un corps ovoïde aplati latéralement (Marquet *et al.*, 2003) dont l'allure générale peut varier légèrement en fonction de la

disponibilité en nourriture du milieu (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>). Chez ce tilapia, le profil de la tête varie en fonction du sexe et du stade de développement des individus : les femelles et les juvéniles ont un profil plutôt droit, alors qu'il devient concave chez les mâles reproducteurs dû à l'élargissement des mâchoires. Cette espèce présente généralement un museau allongé avec une large bouche terminale, des dents courtes et fines, et des lèvres épaisses (Marquet *et al.*, 2003; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3> ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195) (figure 5.1).

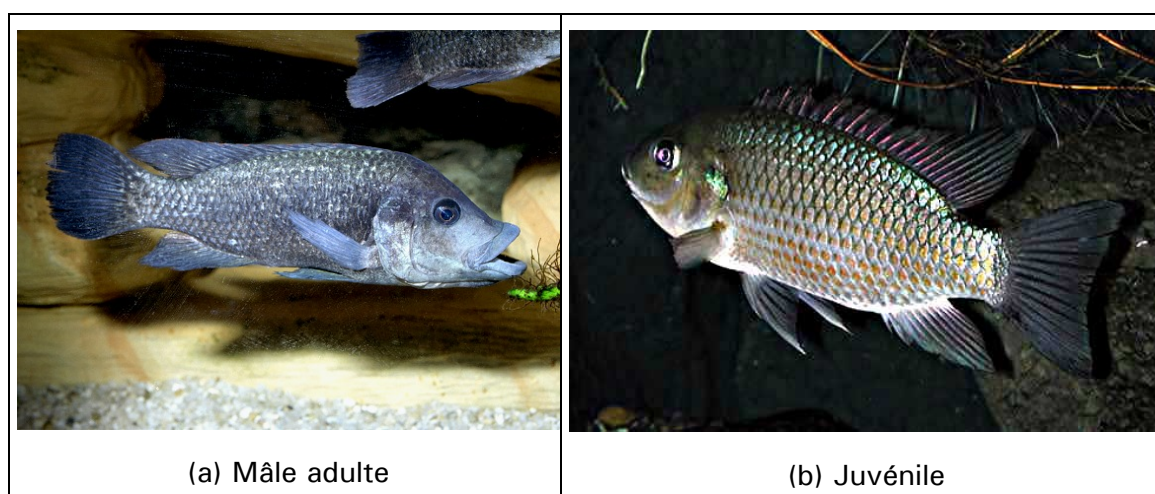


Figure 5.1 : *O. mossambicus*
<http://www.akwafoto.pl/fotoreport/katowice2003/inne.php>
http://en.wikipedia.org/wiki/Oreochromis_mossambicus

Chez les femelles, les juvéniles et les mâles non reproducteurs, la robe d'*O. mossambicus* présente une coloration allant du gris argenté au gris vert, parfois bleutée, avec la partie ventrale grise. Cette robe présente généralement de 5 à 8 marbrures verticales, particulièrement visibles chez les juvéniles et est ornée de 2 à 5 taches en position médio-latérale ou parfois dorsale. La coloration des nageoires est généralement plus claire voire blanchâtre, mouchetée de taches plus sombres. Chez les mâles reproducteurs, la robe prend une coloration uniforme plus foncée et devient alors marron à bleu foncée, voire même noire, avec des taches blanches sous la tête et des traits rouges au bord des nageoires caudale et dorsale (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>). (cf figure 5.1).

O. mossambicus possède entre 28 et 31 vertèbres, un maximum d'individus présentant 30 vertèbres. A la base du premier arc branchial, l'espèce porte entre 14 et 20 branchiospines* (17 ou 18 chez la majorité des individus), ces branchiospines étant généralement courtes et épaisses. La nageoire dorsale de l'espèce est composée de 15 à 18 rayons épineux, suivis de 10 à 13 rayons mous, plus longs que les précédents. La nageoire anale est composée de 3 ou 4 rayons épineux suivis de 7 ou 12 rayons mous. Les nageoires pectorales sont composées d'un rayon épineux et de 11 à 15 rayons mous, et les nageoires pelviennes d'un rayon épineux suivi de 5 rayons mous (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>). En Nouvelle Calédonie, les individus récoltés se caractérisent par la présence de 15-16 rayons épineux suivis de 10-12 rayons mous au niveau de la nageoire dorsale et de 3-4 rayons épineux et de 9-10 rayons mous pour la nageoire anale (Marquet *et al.*, 2003).

Enfin, les écailles d'*O. mossambicus* ont une forme arrondie et sont plus petites sur la partie ventrale du corps de l'animal que sur ses flancs et l'opercule*. La ligne latérale est constituée de 29 à 32 écailles, il y en a généralement entre 17 et 23 sur la partie supérieure de cette ligne (discontinue chez les Cichlidés) et 10 à 17 dans la partie inférieure (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3> ; Marquet *et al.*, 2003).

Remarque : *O. mossambicus* peut être confondu avec deux autres espèces de tilapias : *Oreochromis aureus* duquel il se distingue par le nombre de branchiospines (il y en a entre 14 et 20 chez *O. mossambicus*, avec une majorité des individus ne possédant que 17-18 branchiospines à la base du premier arc branchial, et entre 18 et 26 chez *O. aureus*) ; et *Sarotherodon melanotheron*, dont il se distingue par la coloration de la tête. Chez *S. melanotheron*, la partie inférieure du menton est noire et l'opercule doré, alors que chez *O. mossambicus* la partie inférieure de la tête et l'opercule ont une coloration généralement argentée (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195). Cela dit, les deux espèces *O. aureus* et *S. melanotheron* ne sont pas présentes en Nouvelle Calédonie.

En revanche, en Nouvelle Calédonie, un autre tilapia, *Sarotherodon occidentalis*, est bien représenté dans les cours d'eau de la Grande Terre (Marquet *et al.*, 2003).

Bien que présentant une allure générale semblable (corps ovoïde aplati latéralement, robe jaune-argentée avec des bandes transversales sombres, ...), diverses caractéristiques morphologiques permettent de distinguer *S. occidentalis* de *O. mossambicus*. D'une part, ces espèces se différencient par le profil de la tête des individus adultes, ce profil étant concave chez *O. mossambicus* et convexe chez *S. occidentalis*. D'autre part, la forme de la nageoire caudale est tronquée chez *O. mossambicus* et émarginée chez *S. occidentalis*. De plus, la taille des écailles est aussi un critère distinctif entre ces deux espèces de tilapias : alors que chez *O. mossambicus* les écailles sont plus petites sur le ventre que sur les flancs des individus, chez *S. occidentalis* les écailles ventrales et celles des flancs présentent une taille identique. Enfin, les deux tilapias se distinguent également par leur taille. En effet, les individus d'*O. mossambicus*, pouvant atteindre une taille entre 35 et 40 cm, sont généralement plus gros que ceux de l'espèce *S. occidentalis* dont la taille maximale est de 29 cm (Marquet *et al.*, 2003).

Originaire de la côte ouest africaine s'étendant du Sénégal jusqu'au Libéria (en passant par la Guinée-Bissau, la Guinée et la Sierra Leone), *S. occidentalis* semble avoir été introduite dans peu de régions dont la Nouvelle Calédonie et le Vanuatu, où l'espèce aurait été importée accidentellement mélangée à des stocks d'*O. mossambicus* (P. Keith, comm. pers. ; <http://www.fishbase.org/Country/CountryList.cfm?ID=1414&GenusName=Sarotherodon&SpeciesName=occidentalis>).

5.1.1.2 Reproduction

O. mossambicus est une espèce gonochorique*, ovipare et à fécondation externe. Cette espèce se caractérise par une ponte benthique* et une incubation buccale des œufs et des alevins (Marquet *et al.*, 2003 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>).

5.1.1.2.1 PARAMETRES INFLUENÇANT LA REPRODUCTION

La saison de reproduction varie en fonction de la localité, cette variation étant principalement corrélée à la température de l'eau qui doit être généralement supérieure à 20°C pour que la reproduction puisse avoir lieu (Philippart & Ruwet, 1982). Ainsi, au Lac Sibaya, en Afrique du Sud, la période de reproduction

d'*O. mossambicus* s'étend de septembre à mars (quand les températures de l'eau sont comprises entre 20 et 26°C) avec un maximum de l'activité sexuelle entre septembre et décembre. De même, au Lac Chicamba (Mozambique), la reproduction a lieu au cours de l'été, entre septembre et mai, lorsque les températures de l'eau sont supérieures à 24°C (Weyl & Hecht, 1998). A Brisbane (Australie), la période de reproduction s'étend d'octobre à avril lorsque la température de l'eau est supérieure à 23-24°C (Arthington & Milton, 1986).

En revanche, dans le réservoir de Plover Cove (Hong Kong), où se situe la limite extrême nord du tilapia du Mozambique en raison des conditions thermiques (la température de l'eau est inférieure à 20°C et il n'y a pas de croissance durant les 3 - 4 mois d'hiver), la saison du frai* se situe entre mai et octobre (Philippart & Ruwet, 1982). Enfin, dans les régions tropicales, les conditions climatiques optimales pour l'espèce favorisent sa reproduction tout au long de l'année (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195), par exemple au lac artificiel de Parakrama Samudra au Sri Lanka (De Silva & Chandrasoma, 1980).

Hormis la température de l'eau, d'autres facteurs environnementaux influencent l'entrée en période de reproduction de l'espèce, notamment la luminosité et la photopériode ou encore la pluviométrie (Philippart & Ruwet, 1982 ; De Silva & Chandrasoma, 1980). Ces caractéristiques abiotiques régulent les périodes de reproduction de l'espèce. Par exemple, au Sri Lanka, où les conditions thermiques favorisent la reproduction de l'espèce tout au long de l'année, un pic de reproduction est observé en août, mois le plus sec de l'année. Cette préférence pour la saison sèche est certainement liée au fait qu'au cours de cette période, le niveau de l'eau étant plus bas et les courants plus faibles, la surface disponible pour la construction des nids est plus importante et il y a moins de risques d'ensablement des nids (De Silva & Chandrasoma, 1980). Au contraire, au lac Chicamba (Mozambique), les variations du niveau de l'eau ne semblent pas influencer la reproduction de l'espèce, les pontes étant régulières tout au long de la saison chaude (Weyl & Hecht, 1998).

5.1.1.2.2 CARACTERISTIQUES DU CYCLE BIOLOGIQUE D'*O. MOSSAMBICUS*

O. mossambicus se caractérise par un cycle de reproduction relativement court. En effet, en fonction des conditions environnementales, l'espèce peut produire une

nouvelle descendance toutes les 4 à 6 semaines (Arthington & Mitchell, 1986). Ainsi, étant donnée la durée de la période de reproduction de l'espèce (de 6 mois à l'ensemble de l'année lorsque les conditions sont favorables), les femelles d'*O. mossambicus* peuvent effectuer plusieurs pontes au cours d'une saison de reproduction. Par exemple, au Lac Sibaya (Afrique du Sud) où la saison de reproduction s'étend de septembre à mars, 3 à 4 pontes sont observées par saison de reproduction (Philippart & Ruwet, 1982) ; dans les conditions plus défavorables du réservoir de Plover Cove (Hong Kong) (températures inférieures à 20°C), au moins 2 pontes sont réalisées par an entre mai et octobre (Philippart & Ruwet, 1982) ; au Queensland, où la période de reproduction s'étend de septembre-octobre à mars-avril, *O. mossambicus* présente 4 périodes de pontes (Arthington & Mitchell, 1986) ; et enfin, au Sri Lanka, où *O. mossambicus* peut se reproduire tout au long de l'année, il y a quatre périodes de pontes importantes (De Silva & Chandrastoma, 1980).

5.1.1.2.3 PONTE

Au début de la période de reproduction, le mâle creuse le nid dans lequel les ovules de la femelle seront pondus puis fécondés. Ces nids, d'un diamètre variable (20 à 142 cm), sont généralement creusés dans des zones où la végétation est moyennement développée voire éparse, sur des fonds sableux ou vaseux, et à des profondeurs comprises entre 41 cm et 8,5 m (le plus souvent entre 50 cm et 5 m) (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195 ; Philippart & Ruwet, 1982). Suite à la parade nuptiale, les femelles d'*O. mossambicus* viennent pondre leurs ovules dans ces nids, où par la suite les mâles iront les féconder. La coloration des œufs varie en fonction du type de milieu : ils sont de couleur jaune brillant à brun en eau douce et plus pâles en milieu saumâtre ou en milieu marin (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>).

Le nombre d'ovules pondus par femelle varie en fonction de la localité et de la taille de la femelle. En moyenne, 50 à 1800 œufs peuvent être pondus par femelle (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>). Quelques exemples de la littérature présentent les chiffres suivants : le

nombre maximum d'ovules pondus par une femelle de 25 cm à Hong Kong a été de 1 754 (Hodgkiss & Man, 1978) ; au Sri Lanka, De Silva & Chandrasoma (1980) indiquent un nombre d'ovules pondus par femelle variant entre 360 et 1 775 ; dans des lacs artificiels en Australie, des tilapias introduits ont produit en moyenne 2 107 ovules par femelle (lac de Tingalpa) et 1 360 ovules par femelle (barrage de North Pine), avec des moyennes respectives de 438 et 490 ovules par 100 g de poids frais de femelles (Arthington & Milton, 1986) (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

5.1.1.2.4 INCUBATION DES OEUFs

Après la fécondation, la femelle d'*O. mossambicus* aspire les œufs qu'elle incube dans sa bouche jusqu'à ce que les alevins soient suffisamment gros pour survivre seuls, soit généralement jusqu'à ce qu'il aient une taille de 9 à 10 mm. Les œufs éclosent après 3 à 5 jours d'incubation selon la température de l'eau. Après l'éclosion, les alevins poursuivent leur développement pendant 10 à 14 jours dans la bouche maternelle (phase de « maturation »). Puis ils en sortent, mais restent à proximité de la femelle durant environ une semaine encore, s'abritant dans sa bouche en cas de danger (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

5.1.1.2.5 CROISSANCE ET MATURE SEXUELLE

Une fois indépendants, les alevins et juvéniles d'*O. mossambicus* se nourriront le jour dans des eaux peu profondes, et iront se réfugier la nuit à des profondeurs plus importantes (principalement pour échapper à leurs prédateurs potentiels) (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>). En effet, comme chez la plupart des autres espèces de poissons, les stades juvéniles d'*O. mossambicus* présentent un taux de mortalité plus élevé que celui des adultes, dû notamment à la prédation par d'autres espèces piscicoles.

Chez *O. mossambicus*, la maturité sexuelle est généralement atteinte pour une taille de 15-16 cm chez les femelles et de 17-18 cm chez les mâles, généralement à un âge d'environ 1 à 2 ans (Arthington & Milton, 1986 ; Weyl & Hecht, 1998 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195). Cependant, la taille et l'âge de la maturité sexuelle peuvent varier en fonction des conditions environnementales.

Ainsi, en élevage, les femelles peuvent atteindre leur maturité sexuelle à une taille comprise entre 6 et 10 cm et les mâles à une taille comprise entre 7 et 13 cm, soit à l'âge de 2 ou 3 mois (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>). En revanche, en milieu naturel, la maturité sexuelle sera atteinte plus tardivement à des tailles plus importantes. Au Lac Chicamba au Mozambique, par exemple, les femelles atteignent la maturité sexuelle à 22 cm et les mâles à 25 cm environ, à un âge moyen d'environ 2 ans (Weyl & Hecht, 1998). De même, *O. mossambicus* atteint la maturité sexuelle à environ un an au barrage de Plover Cove à Hong Kong, à un âge compris entre 12 et 15 mois à Brisbane (Australie), ou entre 1 et 2 ans au lac Sibaya en Afrique du Sud (Arthington & Milton, 1986). Chez cette espèce, la croissance étant plus rapide chez les mâles que chez les femelles, les femelles atteignent la maturité sexuelle à des tailles inférieures à celles des mâles : à une taille de 15 cm pour les femelles et de 27,5 cm pour les mâles au Sri Lanka, de 16,2 cm et 17,8 cm respectivement à Plover Cove (Hong Kong), et à 8 cm pour les femelles et 10 cm pour les mâles au Lac Sibaya (De Silva & Chandrasoma, 1980).

5.1.1.2.6 CONCLUSION

O. mossambicus présente de nombreuses caractéristiques qui en font une espèce particulièrement prolifique, facteur essentiel à l'origine de son caractère envahissant. D'une part, la présence d'une période de reproduction assez longue (d'environ 6 mois mais pouvant s'étendre toute l'année lorsque les conditions environnementales sont favorables) couplée à un cycle de reproduction court (environ 6 semaines) permettent à *O. mossambicus* d'effectuer plusieurs pontes par saison de reproduction. D'autre part, le nombre important d'ovules pondus par femelle (jusqu'à 2 000 par ponte) suivi de la protection de la descendance par la femelle au cours des premières semaines de vie (augmentant ainsi le taux de survie des juvéniles) favorisent un recrutement important des juvéniles à chaque génération. Enfin, la capacité de l'espèce à atteindre la maturité sexuelle plus rapidement en fonction des conditions environnementales (avec la présence de populations naines dans les milieux peu favorables au développement de l'espèce) permet à *O. mossambicus* d'accélérer son entrée en période de frai, favorisant ainsi la reproduction de l'espèce dans des milieux instables ou défavorables.

5.1.1.3 Croissance et traits d'histoire de vie

5.1.1.3.1 TAILLE ET TAUX DE CROISSANCE DES INDIVIDUS

La taille moyenne des individus adultes d'*O. mossambicus* est généralement comprise entre 35 et 40 cm pour un poids compris entre 700 g et 2,5 kg, la moyenne étant de 38 cm et la taille maximale observée de 43,2 cm chez un individu capturé dans le marais de Inyamiti en Afrique du sud (Marquet *et al.*, 2003 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

Chez cette espèce, le taux de croissance des juvéniles est très rapide : par exemple, au Lac Chicamba (Mozambique), les individus atteignent leur taille adulte en 3 ans seulement (pattern de croissance caractéristique de nombreuses espèces de Cichlidés) (Weyl & Hecht, 1998). De plus, la croissance est généralement plus rapide chez les mâles que chez les femelles. Cette croissance rapide des individus permet à l'espèce d'une part de limiter les pertes d'effectifs par prédation (les petits individus étant les plus vulnérables) et, d'autre part, d'atteindre rapidement la maturité sexuelle, ce qui favorise ainsi une reproduction précoce des individus (avantage notamment dans les milieux hostiles).

La croissance et la taille des individus d'*O. mossambicus* peut varier en fonction des conditions environnementales, notamment en fonction de la température et de la qualité de l'eau, ou de la disponibilité en nourriture. Par exemple, les adultes d'*O. mossambicus* dans le Golfe du Mexique sont relativement petits avec une taille comprise entre 14 et 22 cm, la taille maximale observée étant de 36 cm (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

En ce qui concerne la température, l'optimum thermique de croissance de l'espèce est de 30°C (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195), avec un ralentissement rapide de la croissance en dessous de 25°C (Riedel *et al.*, 2002). Pour ce qui est de la disponibilité en ressources trophiques, des populations naines d'*O. mossambicus* ont été observées dans les milieux pauvres en nourriture, notamment dans le Lac Sibaya (Afrique du Sud) où la taille moyenne des individus adultes est de 10 cm pour les femelles et de 12 cm pour les mâles, les tailles moyennes à la maturité sexuelle étant respectivement de 6,8 cm et de 10,4 cm (au lieu de 15-16 cm pour les femelles et 17-18 pour les mâles en général) (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195). Dans le Lac Sibaya, la fluctuation

du niveau de l'eau et les faibles ressources nutritives disponibles semblent être à l'origine de la faible croissance des individus (Arthington & Milton, 1991). A l'opposé, dans certains milieux saumâtres, des populations d'*O. mossambicus* peuvent atteindre des tailles de 35 cm en 8 mois seulement (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

5.1.1.3.2 LONGEVITE DES INDIVIDUS

En milieu naturel, *O. mossambicus* présente généralement une longévité comprise entre 3 et 10 ans (Weyl & Hecht, 1998 ; Riedel *et al.*, 2002), l'âge maximal (11 ans) ayant été observé chez un individu capturé en Afrique du Sud (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>). La longévité de l'espèce est également influencée par la qualité de l'environnement. Ainsi, dans des conditions extrêmes, la survie de l'espèce est diminuée : par exemple, la longévité d'*O. mossambicus* est inférieure à 5 ans dans des sources chaudes à Hong Kong ou dans le Salton Sea en Californie (lac salé artificiel dans le désert du Colorado) (Riedel *et al.*, 2002). Différentes études ont montré que lorsque la salinité est élevée, *O. mossambicus* augmente sa consommation de nourriture (Watanabe, 1989) et ralentit son métabolisme (Ron *et al.*, 1995). Ainsi, il semblerait que l'augmentation des fortes salinités du Salton Sea a amené les populations locales d'*O. mossambicus* à se comporter comme une espèce à croissance rapide et à longévité réduite (Riedel *et al.*, 2002).

5.1.1.3.2 TRAITS D'HISTOIRE DE VIE ET QUALITE DES MILIEUX

Chez *O. mossambicus*, les traits d'histoire de vie* des individus (taille et âge à la maturité sexuelle, durées de vie et de reproduction, nombre et taille des œufs, ...) varient en fonction de la qualité du milieu où ils se développent. James & Burton ont réalisé en 1992 une étude dans la région du Cap (Afrique du Sud) pour comparer certaines caractéristiques reproductives de populations d'*O. mossambicus* dans 4 sites caractérisés par des qualités mésologiques différentes : "Bradshaw's Mill Dam", un barrage-réservoir oligotrophe et encaissé, où peu d'habitats sont disponibles pour l'alimentation du tilapia ; "Rufanes Pool", un petit plan d'eau à forte turbidité caractérisé par une stratification thermique marquée et un régime hydrique irrégulier ; "Kowie Lagoon", une zone marécageuse présentant de fortes variations de la température et de la salinité de l'eau mais restant assez favorable

au développement de l'espèce ; et "Mill Farm Dam", un barrage-réservoir constituant un habitat très favorable à l'espèce.

Les auteurs remarquent que dans les deux sites de plus mauvaise qualité ("Bradshaw's Mill Dam" et "Rufanes Pool"), les populations d'*O. mossambicus* atteignent la maturité sexuelle plus rapidement, en 2 et 1 ans respectivement, à des tailles de 168 et 110 mm pour les mâles (ce qui équivaut à des poids respectifs de 170 et 40 g) et à des tailles de 186 et 118 mm pour les femelles (239 et 49 g respectivement). En revanche, dans les deux autres milieux plus favorables à l'espèce ("Kowie Lagoon" et "Mill Farm Dam"), les individus atteignent la maturité sexuelle plus tardivement, à 3 ans environ, et présentent des tailles moyennes de 223 mm pour les mâles et de 212 mm pour les femelles à "Kowie Lagoon" (avec des poids respectifs de 410 et de 345 g) et à des tailles moyennes de 265 mm pour les mâles et 263 mm pour les femelles à "Mill Farm Dam" (poids respectifs de 842 et 820 g), les plus petits individus observés à "Mill Farm Dam" ayant la même taille que les plus gros de "Bradshaw's Mill Dam".

Cette relation entre l'âge de la maturité sexuelle et la qualité du milieu a déjà été mise en évidence dans d'autres milieux : ainsi, au Lac Sibaya (Afrique du Sud), à cause de conditions environnementales difficiles (variation du niveau de l'eau, faible disponibilité en ressources nutritives), les populations d'*O. mossambicus* atteignent la maturité sexuelle à 100 mm en moyenne pour les mâles et 80 mm pour les femelles en 1 ou 2 ans (*in* James & Bruton, 1992). De même, dans des sources chaudes du Parc Naturel de Kruger en Afrique du Sud, les femelles peuvent atteindre la maturité sexuelle à des tailles très faibles (35 mm), ou encore après 3,5 mois seulement dans certains étangs de Hawaï (James & Burton, 1992).

D'autre part, la durée de vie et de reproduction de l'espèce varient également en fonction de la qualité du milieu. Ainsi, *O. mossambicus* vit durant 5 ans environ à "Bradshaw's Mill Dam" alors qu'il peut vivre jusqu'à 10 ans à "Mill Farm Dam". De plus, l'espèce se reproduit durant 2 à 3 ans seulement à "Bradshaw's Mill Dam" alors qu'il peut se reproduire pendant 6 à 7 ans dans les autres habitats étudiés (James & Bruton, 1992).

En conclusion, les résultats de cette étude montrent que les traits d'histoire de vie d'*O. mossambicus* dépendent de la qualité de son environnement (James & Bruton,

1992). Dans des environnements de mauvaise qualité (milieux oligotrophes, ressources trophiques limitées, conditions de température et de salinité variables, régime hydrique irrégulier, ...), l'espèce atteint la maturité sexuelle plus précocement mais produit en général des œufs de plus petite taille (2,41 mm, 2,82 mm et 2,87 mm à "Rufanes Pool", "Bradshaw's Mill Dam" et "Kowie Lagoon" respectivement contre 3,48 mm à "Mill Farm Dam") (James & Bruton, 1992). De plus, les durées de vie et de reproduction de l'espèce sont plus élevées dans des milieux de qualité favorable à son développement.

5.1.1.4 Régime trophique d'*O. mossambicus*

O. mossambicus est une espèce omnivore. En effet, l'espèce peut aussi bien se nourrir de végétaux (algues, macrophytes aquatiques, phytoplancton) que d'animaux (zooplancton, insectes, crevettes, petits poissons pour les plus gros individus), ou encore être détritivore* et se nourrir de matières organiques en décomposition. En général, les alevins et juvéniles sont omnivores avec des tendances carnivores, alors que les adultes sont essentiellement herbivores ou détritivores (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3> ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; Marquet *et al.* 2003, Philippart & Ruwet, 1982).

Dans le milieu naturel, le régime trophique d'*O. mossambicus* peut varier en fonction de différents paramètres environnementaux, tels que le type et la quantité de nourriture disponible, la compétition avec d'autres espèces de poissons ou la saison (Philippart & Ruwet, 1982). C'est en général une espèce opportuniste d'un point de vue trophique. Par exemple, au Lac Sibaya (Afrique du Sud), les individus adultes capturés le long de la zone littorale, en marge de la végétation, se nourrissent principalement de diatomées, de débris végétaux et de vase, alors que les individus capturés en pleine eau consomment essentiellement des insectes aériens, notamment des coléoptères et des hémiptères (Philippart & Ruwet, 1982).

A Hong Kong, Philippart & Ruwet (1982) ont comparé l'activité et le régime alimentaire des populations d'*O. mossambicus* dans le réservoir Plover Cove au cours d'une année. Les auteurs montrent une variabilité saisonnière de l'activité trophique de l'espèce : celle-ci est moins active dans sa recherche de nourriture au cours de la saison froide, en janvier et février (température de l'eau de 16-17°C

environ), mais présente une activité trophique maximale entre juillet et septembre (quand les températures sont comprises entre 27 et 30°C). Cependant, cette étude n'a pas révélé de variation saisonnière du régime trophique chez *O. mossambicus*, qui reste principalement composé de vase et de débris végétaux tout au long de l'année (plus de 80% de son alimentation).

Enfin, au Sri Lanka, *O. mossambicus* pourrait se comporter en tant que phytophage, zoophage ou détritivore en fonction de la disponibilité des ressources trophiques (*in* Weliange & Amarasinghe, 2003). Cependant, cette tendance n'a pas été confirmée par ces auteurs qui ont analysé le régime trophique de différentes espèces de poissons en fonction du niveau de l'eau dans 3 barrages-réservoirs du Sri Lanka (les réservoirs Minneriya, Udawalawe et Victoria). En effet, les résultats de cette étude ont montré qu'*O. mossambicus* (présent uniquement dans le réservoir Minneriya) est essentiellement détritivore ou phytoplanctivore, même si en période d'élévation du niveau de l'eau, de nombreuses macrophytes sont immergées et donc disponibles pour son alimentation, et qu'au cours de la baisse des eaux, la matière végétale en décomposition est alors majoritaire (Weliange & Amarasinghe, 2003). Les auteurs n'ont pas pu mettre en évidence de changement du régime alimentaire en fonction de la taille des individus (contenu stomacal analysé uniquement pour les individus de taille comprise entre 9 et 21 cm).

5.1.2 Préférences écologiques d'*O. mossambicus*

5.1.2.1 Habitat

5.1.2.1.1 TYPES DE MILIEUX COLONISES

O. mossambicus est un poisson eurytope* : en effet, l'espèce peut se développer dans de nombreux types d'habitats aquatiques de faible et de moyenne altitude (elle est généralement absente des milieux aquatiques de haute altitude). L'espèce se rencontre aussi bien dans des milieux d'eau douce, tels que des lacs, des étangs, des cours d'eau, ou des canaux et des bassins artificiels, que dans des milieux saumâtres ou marins, notamment dans des marécages, des lacs côtiers, des lagunes et des estuaires (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195 ; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>). Bien que pouvant se développer dans des

milieux marins, l'espèce reste principalement inféodée aux eaux continentales (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>).

Dans tous ces milieux, l'espèce montre une nette préférence pour les secteurs d'eaux calmes ou à faible vitesse de courant (cf paragraphe 5.1.2.2.3).

5.1.2.1.2 SUBSTRAT

Dans l'ensemble de ses habitats, *O. mossambicus* préfère les substrats de type sableux ou vaseux, même si elle peut se développer dans des zones riches en végétaux, notamment dans les parties lenticules des cours d'eau, ou dans des canaux et des bassins envahis de macrophytes aquatiques (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>).

5.1.2.1.3 PROFONDEUR

O. mossambicus semble être mal adaptée pour supporter les fortes pressions en profondeur et resterait donc préférentiellement localisée dans des zones de faible profondeur. En milieu naturel, la profondeur maximale à laquelle l'espèce a été observée est de 12 mètres (Philippart & Ruwet, 1982 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>). En règle générale, adultes et juvéniles d'*O. mossambicus* se comportent différemment vis-à-vis de la profondeur du milieu : les adultes ont tendance à descendre en profondeur avec l'arrivée des basses températures, alors que les juvéniles, mieux adaptés à la vie en profondeur, passent généralement la journée en surface (entre 0,15 et 1 m) - moment où ils sont le plus actifs dans leur recherche de nourriture - puis descendent en profondeur la nuit pour s'abriter de leurs prédateurs (au-delà de 1m) (Philippart & Ruwet, 1982). Ce comportement a été observé au Lac Sibaya (Afrique du Sud) où les juvéniles d'*O. mossambicus* plongent en profondeur la nuit pour éviter leur principal prédateur, le poisson chat *Clarias gariepinus* (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195). De plus, la capacité d'*O. mossambicus* à résister aux fortes profondeurs semble être influencée par la température ambiante. En effet, à 30°C, *O. mossambicus* pourrait descendre jusqu'à 20 m, alors qu'à 15°C, il ne pourrait pas aller au-delà de 7 m (*in* Philippart & Ruwet, 1982).

5.1.2.2 Préférences à l'égard de facteurs abiotiques

5.1.2.2.1 TEMPERATURE

Comme toutes les espèces de poissons, *O. mossambicus* est une espèce ectotherme*, les caractéristiques de développement de l'espèce (survie, croissance, reproduction) sont donc influencées par la température de l'eau. Ainsi, étant d'origine tropicale, l'espèce restera relativement inféodée aux milieux aquatiques ayant des températures élevées. Espèce eurytherme également - pouvant tolérer une large gamme de températures (5 à 40°C environ) – l'amplitude thermique optimale d'*O. mossambicus* reste comprise entre 17 et 35°C (Philippart & Ruwet, 1980 ; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>).

On peut distinguer trois gammes thermiques permettant de comprendre les capacités d'adaptation d'*O. mossambicus* aux températures de l'eau :

- la gamme de températures tolérées par l'espèce dans ses localités d'origine : entre 17°C et 35°C ;
- la gamme de températures tolérées par l'espèce dans ses localités d'introduction et en élevage : 14°C à 39°C ;
- les limites physiologiques de l'espèce (températures au-delà desquelles l'espèce ne survit pas) : en dessous de 5-8°C et au-delà de 42°C (Philippart & Ruwet, 1980). En dehors de cette gamme de températures, les limites de développement et de survie de l'espèce sont rapidement atteintes comme le montrent différents auteurs (Pierce *et al.*, 1985 ; Riedel *et al.*, 2002).

Pierce *et al.* (1985) ont comparé la croissance d'alevins d'*O. mossambicus* (après leur phase de "maturation" dans la bouche maternelle) dans des eaux à des températures de 25°C, 30°C et 35°C. Cette phase de développement est particulièrement importante pour la survie de l'espèce. En effet, c'est durant cette période que se mettent en place les capacités sensorielles, motrices et physiologiques des individus, principalement en fonction de leur taille (plus ils sont gros, mieux ils pourront s'alimenter) et des ressources trophiques disponibles. Ainsi, à ce stade de développement, une bonne croissance des individus semble essentielle pour optimiser leur survie. Les résultats obtenus par Pierce *et al.* (1985) montrent qu'*O. mossambicus* présente les taux de croissance les plus élevés à

25°C et à 30°C, ce taux diminuant fortement à 35°C (taux de croissance respectifs de 0,076, 0,077 et 0,048 g/jour). D'autre part, à des températures inférieures à 25°C, *O. mossambicus* présente un ralentissement rapide de son métabolisme et de sa croissance (Riedel *et al.*, 2002). La croissance d'*O. mossambicus* est donc fortement influencée par la température de l'eau, l'espèce présentant le taux de croissance le plus élevé à des températures comprises entre 25 et 30°C.

Hormis leur effet sur la croissance, les températures de l'eau, et principalement les basses températures, affectent directement la survie de l'espèce. En effet, à des températures inférieures à 15-16°C, *O. mossambicus*, soumis à un stress thermique, cesse de s'alimenter ; des températures comprises entre 5,5 et 12°C (en fonction des localités) sont létales pour l'espèce (Riedel *et al.*, 2002). De plus, la reproduction de l'espèce est également affectée par les températures extérieures, *O. mossambicus* n'étant capable de se reproduire qu'à des températures supérieures à 20-22°C (Riedel *et al.*, 2002)¹.

Enfin, chez *O. mossambicus*, la gamme d'amplitude thermique tolérée peut varier en fonction du stade de développement des individus. En effet, les alevins et juvéniles supportent une amplitude thermique plus importante que les adultes. Au Lac Sibaya (Afrique du Sud), par exemple, les juvéniles d'*O. mossambicus* (présentant une longueur inférieure à 15 cm) peuvent se développer à des températures de l'eau comprises entre 16,5 et 39°C (avec un optimum thermique de croissance compris entre 19 et 35°C), alors que les adultes ne survivront qu'à des températures comprises entre 19 et 32°C, l'optimum thermique étant alors situé entre 22 et 30°C (Philippart & Ruwet, 1982).

La distribution géographique d'*O. mossambicus* est donc directement liée aux tolérances thermiques de l'espèce. Par exemple, les populations recensées à Port Elizabeth, le long de la côte sud-est de l'Afrique, se localisent à une latitude de 33°S, cette latitude étant la plus basse pour laquelle des populations

¹ Les poissons étant des espèces ectothermes, les basses températures de leur biotope induisent un ralentissement de l'activité enzymatique, et donc une réduction de l'osmorégulation. Ainsi, à de faibles températures, les poissons seraient moins capables d'osmoréguler et leur survie est donc moindre (Whitfield *et al.*, 2006).

d'*O. mossambicus* ont été répertoriées. La présence de l'espèce dans des eaux côtières à une telle latitude s'explique essentiellement par la présence d'un courant chaud, le courant des Aiguilles, qui permet de réchauffer les eaux (Philippart & Ruwet, 1982).

D'autre part, les tolérances thermiques de l'espèce conditionnent également sa répartition altitudinale. En effet, *O. mossambicus* est généralement absente des milieux aquatiques d'altitude pour lesquelles les eaux sont généralement plus froides (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>), bien que la distribution altitudinale de l'espèce diffère selon les localités. Ainsi, alors qu'*O. mossambicus* vit dans des plans d'eau à 2 400 m d'altitude en Equateur, l'espèce ne peut pas survivre à des altitudes supérieures à 1 220 m en cours supérieur de la rivière Limpopo en Afrique australe (Philippart & Ruwet, 1982).

5.1.2.2.2 SALINITE

O. mossambicus est une espèce fortement euryhaline, c'est-à-dire qu'elle est capable de supporter une grande amplitude de la salinité des eaux et donc de s'adapter aux variations de la teneur en sels de son biotope. En effet, *O. mossambicus* possède un système osmorégulateur*² particulièrement bien développé, ce qui lui permet de se développer aussi bien dans des milieux d'eau douce, que dans des milieux saumâtres ou marins, et même en conditions hypersalines, c'est-à-dire dans les biotopes dont la salinité excède de beaucoup celle de l'eau de mer (rappelons que la teneur moyenne en sels des eaux marines est de 35 ‰) (Philippart & Ruwet, 1982 ; Whitfield, 1999 ; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3> ; http://nis.gsmfc.org/nis_fact_sheet.php?toc_id=195 ; El-Sayed, 2006).

O. mossambicus peut se développer dans des eaux de salinités comprises entre 0

² A l'inverse des autres vertébrés aquatiques, les poissons sont en "contact direct" avec le milieu extérieur via les branchies par lesquelles de nombreux échanges s'exercent entre le milieu intérieur (les liquides intracellulaires des poissons) et le milieu extérieur. Ces échanges sont régis par la salinité du biotope. En effet, en eau douce, l'entrée massive d'eau (via les branchies) provoque une diminution de la concentration ionique dans les tissus des poissons ; en revanche, en milieu salé, l'eau a tendance à passer des branchies vers le milieu extérieur provoquant ainsi une augmentation de la concentration ionique dans les tissus des poissons. Etant donné que le maintien d'une pression osmotique constante est essentiel pour la survie de toute espèce animale, les poissons ont développé un système physiologique leur permettant d'équilibrer leur concentration ionique par osmorégulation. Cependant, tous les poissons ne possèdent pas les mêmes capacités osmorégulatrices et ne vont donc pas pouvoir faire face de la même manière aux changements de salinité du milieu (Whitfield *et al.*, 2006).

et 120 ‰. De plus, bien que l'espèce présente un optimum halin d'environ 17,5‰, elle peut se reproduire dans des eaux dont la salinité atteint 49‰, et ses alevins se développer à des salinités jusqu'à 69‰ (El-Sayed, 2006 ; http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts;http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

Whitfield (1999) et Whitfield *et al.* (2006) ont étudié les populations piscicoles de la réserve estuarienne de St Lucia (Afrique du Sud). Cet estuaire est composé de trois lacs principaux (North Lake, South Lake et False Bay) reliés à la mer par un long canal sinueux de 20 km de long et de 100 à 200 m de large (The Narrows). En fonction de la quantité d'eaux marines apportées par le canal, des précipitations ou de la sécheresse, les eaux des lacs présentent de fortes variations de salinité pouvant aller de 0 à 120‰. Les recensements effectués dans ces lacs, pour différentes conditions de salinité, ont révélé que, parmi l'ensemble des espèces de poissons présentes (aussi bien des poissons d'eau douce, que d'eaux saumâtres ou marins), *O. mossambicus* est l'espèce la mieux adaptée pour faire face aux changements de salinité du milieu. En effet, la diversité ichthyologique des lacs diminue fortement avec l'augmentation de la salinité, et *O. mossambicus* reste la seule espèce présente dans l'écosystème lorsque la salinité atteint 110‰ (Whitfield *et al.*, 2006).

De plus, *O. mossambicus* a été recensée dans les lacs North et False Bay lorsque leur salinité était comprise entre 70 et 120‰ alors que même les poissons marins n'y étaient plus représentés. Enfin, lorsque le niveau des lacs est très bas (suite à la fermeture du canal et/ou à des périodes de sécheresse), deux types de milieu très différents apparaissent : des flaques d'eau douce riches en macrophytes le long de la rive orientale de ces lacs et des milieux hypersalins. *O. mossambicus* a été recensé dans ces deux types d'habitats et semble être la seule espèce capable de se reproduire dans des conditions hypersalines. En effet, en 1969-1970, des juvéniles d'*O. mossambicus* ont été observés dans la partie nord des lacs North et False bay présentant des conditions hypersalines, alors qu'il semblerait que chez les autres espèces piscicoles, la reproduction se soit stoppée dès que la salinité est devenue élevée (à moins de 50‰) (Whitfield *et al.*, 2006). Tous ces exemples confirment bien qu'*O. mossambicus* est particulièrement bien adaptée pour survivre dans des milieux de salinité élevée et/ou variable.

Cependant, *O. mossambicus* résisterait mal aux changements brusques de la salinité du milieu. En effet, l'espèce peut tolérer une salinité de 120‰ lorsque la teneur en sels augmente progressivement dans le milieu, mais elle ne résiste pas à des salinités supérieures à 27‰ si on la transfère directement d'un milieu d'eau douce vers un milieu salé (El-Sayed, 2006). En milieu naturel, *O. mossambicus* est donc fréquent dans les estuaires ouverts temporairement, où la salinité varie progressivement (l'espèce migrant généralement vers les parties hautes de l'estuaire où la salinité reste plus faible) mais est absent des estuaires ouverts où des changements brusques de la salinité peuvent survenir (Whitfield & Blaber, 1979 ; Philippart & Ruwet, 1982).

Remarque : Relation Salinité – Température

La salinité du milieu est un facteur environnemental qui influence fortement la survie d'*O. mossambicus* en présence de basses températures, l'espèce étant capable de mieux résister à de plus faibles températures en milieu salé qu'en milieu dulçaquicole (Philippart & Ruwet, 1982 ; Riedel *et al.*, 2002 ; El-Sayed, 2006 ; Whitfield *et al.*, 2006 ; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

Par exemple, en Floride, *O. mossambicus* peut supporter, en milieu salé, des températures de l'ordre de 11 °C, températures qui lui sont létales en eau douce (El-Sayed, 2006 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195). De même, en Afrique du Sud, suite à une période froide pendant l'hiver 1978, la température du lac d'eau douce Bhangazi (situé à l'est de la réserve de St Lucia) avait chuté en dessous des 13 °C, ce qui avait provoqué une forte mortalité des populations d'*O. mossambicus*, alors que celles des lacs de St Lucia avaient résisté à des températures similaires, en raison de la forte salinité des eaux (Whitfield *et al.*, 2006).

5.1.2.2.3 COURANTOLOGIE

En milieu naturel, *O. mossambicus* se développe préférentiellement dans les milieux lenticques* tels que les étangs, les marécages, les lacs côtiers, les lagunes ou les estuaires, ainsi que dans les zones calmes des cours d'eau

(<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3> ; Whitfield & Blaber, 1979 ; Philippart & Ruwet, 1982). Par exemple, le long de la rivière Shire au Malawi, *O. mossambicus* se développe abondamment le long des berges, mais est absent dans la partie centrale du cours d'eau où les courants sont plus importants (Philippart & Ruwet, 1982).

Cette préférence d'*O. mossambicus* pour les zones lenticques conditionne fortement la distribution spatiale de l'espèce, notamment au niveau des zones estuariennes, où l'espèce est généralement fréquente. Une étude réalisée par Whitfield & Blaber (1979) dans différents estuaires d'Afrique du Sud montre la préférence d'*O. mossambicus* pour les estuaires fermés, milieux peu courants. En effet, l'espèce est présente dans les systèmes estuariens fermés de Nhlangwe et de St Lucia (courants compris entre 250 et 510 m/h et entre 20 et 210 m/h respectivement), ainsi que dans les zones de bordure du canal reliant les lagunes de Nhlangwe et Sifungwe où la vitesse du courant est de l'ordre de 110 m/h, mais elle est absente dans la partie centrale du canal où la vitesse atteint 2000 m/h, ainsi que dans les estuaires ouverts de Umgeni et Kosi où les vitesses de courant sont respectivement de 1270 m/h et entre 810 et 1300 m/h (Whitfield & Blaber, 1979).

De même, dans l'estuaire West Kleinmond, *O. mossambicus* est devenue l'espèce majoritaire après 18 mois de fermeture de l'estuaire (95% des individus collectés) alors que l'espèce était rare quand l'estuaire était ouvert (Whitfield & Blaber, 1979). D'autres facteurs peuvent également expliquer la faible présence de l'espèce dans l'estuaire avant sa fermeture, notamment la forte fluctuation de la salinité du milieu et la faible disponibilité en nourriture (Whitfield & Blader, 1979).

5.1.2.2.4 OXYGENE

Parmi les tilapias, *O. mossambicus* est une des espèces les plus résistantes aux faibles teneurs en oxygène dissous dans l'eau. En effet, elle peut supporter des taux en oxygène dissous très faibles, de l'ordre de 0,1 ppm (Philippart & Ruwet, 1982 ; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>). De plus, il semblerait que lorsque ce taux devient trop faible, l'espèce serait capable d'utiliser l'oxygène atmosphérique (<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3>).

5.1.2.3 Conclusion

De part ses préférences écologiques (espèce eurytope*, eurytherme* et euryhaline*), *O. mossambicus* peut coloniser de nombreux types d'habitats. En effet, l'espèce peut se développer dans des milieux d'eau douce, saumâtres ou marins, mais également résister à des conditions stressantes de son biotope, telles que de fortes salinités ou de faibles teneurs en oxygène dissous (conditions généralement défavorables au développement des espèces animales). De plus, les caractéristiques biologiques de l'espèce, notamment sa croissance rapide et son taux de reproduction élevé, favorisent sa propagation rapide dans de nouveaux habitats. La capacité de l'espèce à adapter sa biologie en fonction des conditions environnementales constitue un avantage supplémentaire à sa propagation (dans des conditions difficiles, elle atteindra par exemple la maturité sexuelle plus rapidement et à de plus petites tailles).

5.1.3 Dynamique de progression spatiale d'*O. mossambicus*

5.1.3.1 Territoires d'origine

O. mossambicus est originaire de la côte sud-est de l'Afrique. La zone de distribution de l'espèce s'étend du delta de la Zambézi au nord (grand fleuve d'Afrique australe qui s'écoule de la Zambie au Mozambique où il se jette dans l'Océan Indien) jusqu'à la Rivière Bushman's près de Port Elizabeth (Afrique du Sud) au sud, en passant par le Malawi (où il trouve sa localité la plus nordique dans la zone des cascades de Kapachera dans la rivière Shire), le Mozambique, le Zimbabwe, le Swaziland et le royaume du Lesotho. Dans ces régions, *O. mossambicus* se développe principalement dans les cours inférieurs des rivières et dans les zones côtières (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

5.1.3.2 Mode et moyens de dispersion

5.1.3.2.1 DISPERSION A GRANDE ECHELLE

O. mossambicus est actuellement une espèce fortement répandue dans toutes les régions tropicales et subtropicales du globe. Plusieurs activités anthropiques ont contribué à la dispersion de l'espèce (Steffens & Hilge, 1999 ; Eldredge, 2000 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>

; <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3> ; De Silva *et al.*, 2004 ; Canonico *et al.*, 2005 ; Nico, 2007).

Les aquariophiles ont été responsables des premières introductions d'*O. mossambicus* hors Afrique (Lever, 1996). L'espèce est arrivée à Hong Kong avec les importations liées à l'aquariophilie avant 1940, depuis Singapour et les Etats-Unis.

D'autre part, *O. mossambicus* a principalement été introduit pour développer l'aquaculture dans des régions tropicales souvent pauvres telles que l'Asie du sud-est (Indonésie, Thaïlande, Malaisie, Philippines) (Randall, 1987 ; Steffens & Hilge, 1999 ; Eldredge, 2000 ; De Silva *et al.*, 2004 ; Canonico *et al.*, 2005). En effet, les caractéristiques écologiques et biologiques des tilapias, et notamment d'*O. mossambicus*, en ont fait des espèces de choix dans les élevages piscicoles. Ainsi, les tilapias sont rapidement devenus une ressource économique essentielle pour les populations humaines dans les régions tropicales (Steffens & Hilge, 1999 ; De Silva *et al.*, 2004).

De plus, *O. mossambicus* a également été introduit dans de nombreux milieux naturels afin d'augmenter les stocks de poissons exploitables par les populations locales et pour favoriser ainsi le développement de la pêche artisanale (De Silva *et al.*, 2004 ; Canonico *et al.*, 2005). Dans la seule région d'Asie et du Pacifique, la production aquacole des tilapias (principalement les espèces *O. niloticus* et *O. mossambicus*) a été évaluée à 1,2 millions de tonnes en 2002, et la pêche a été estimée à plus de 120 000 tonnes (De Silva *et al.*, 2004).

O. mossambicus a également été introduit dans de nombreux milieux naturels ainsi que des lacs artificiels dans le but d'approvisionner ces milieux en cette espèce utilisée dans la pêche sportive ou encore en tant qu'espèce ornementale (VanPel, 1959 ; Randall, 1987 ; Nelson & Eldredge, 1991 ; Eldredge, 2000 ; Canonico *et al.*, 2005 ; Nico, 2007).

Enfin, *O. mossambicus* a également été introduit dans certaines régions tropicales en tant qu'agent de lutte biologique, aussi bien contre des espèces végétales que contre des insectes (notamment pour lutter contre les moustiques et les diptères chironomidés) (Randall, 1987 ; Nelson & Eldredge, 1991 ; Eldredge, 2000 ;

Canonico *et al.*, 2005 ; Nico, 2007).

5.1.3.2 DISPERSION LOCALE

Etant donné ses capacités d'adaptation à des conditions environnementales variables (eurythermie*, euryhalinité*), *O. mossambicus* a pu s'établir dans les différents pays où il a été introduit. Dans ces pays, l'espèce a envahi les milieux aquatiques naturels, soit directement après y avoir été introduite volontairement, soit indirectement après s'être échappée de fermes aquacoles. Une fois libérée dans les écosystèmes naturels, les fortes capacités reproductives de l'espèce (court cycle de reproduction, capacité à se reproduire plusieurs fois dans l'année), ont contribué à sa propagation rapide dans ces nouvelles localités.

5.1.3.3 Distribution géographique dans le monde

A l'heure actuelle, l'espèce existe sur tous les continents. En effet, on la retrouve dans les écosystèmes aquatiques d'Asie, d'Océanie, d'Afrique, d'Europe et d'Amérique du Sud et du Nord. L'espèce a également été recensée dans plusieurs îles du Pacifique, de l'Océan Indien et de la mer des Caraïbes. Elle est particulièrement bien répandue dans les zones tropicales (Lever, 1996 ; <http://www.fao.org/fi/website/> ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

5.1.3.3.1 ASIE

➤ Asie du sud-est

L'Asie du sud-est a été la première région, hors de l'Afrique, où *O. mossambicus* a été introduit, afin de développer l'aquaculture et la pêche artisanale. Aux cours des années 1939–1940, l'espèce est introduite sur l'île de Java (Indonésie) pour être élevée dans des fermes aquacoles. Depuis cette époque, l'aquaculture de ce tilapia y est restée importante (près de 55 000 tonnes produites sur l'île en 1997). Puis, durant les années 1940-1950, l'élevage d'*O. mossambicus* se développe rapidement dans le sud-est asiatique. Ainsi, l'espèce est exportée de l'Indonésie à Singapour en 1943 (Devambez, 1964) et en Malaisie entre 1943 et 1945 ; de la Malaisie en Thaïlande en 1949 ; de la Thaïlande aux Philippines en 1950 (Devambez, 1964) ; des Philippines et de l'Afrique au Vietnam en 1951 et 1955 et en Birmanie en 1953 ; du Vietnam vers le Cambodge en 1980 et de la

Thaïlande et le Japon vers le Laos en 1955 (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; De Silva *et al.*, 2004 ; <http://www.fao.org/fi/website/>).

➤ **Asie de l'est**

O. mossambicus est également introduite à Taiwan en 1944 depuis l'Indonésie, puis à Hong Kong vers la fin des années 1940 depuis la Thaïlande et Singapour. En 1953 et 1954, l'espèce est exportée depuis la Thaïlande vers la Corée et le Japon, puis en 1957 du Vietnam vers la Chine.

➤ **Asie du sud**

Dès le début des années 1950, *O. mossambicus* est exporté vers l'Asie du Sud. En 1951, l'espèce est introduite au Pakistan (depuis l'Indonésie et la Thaïlande) et en 1954 au Bangladesh. En 1952, *O. mossambicus* est introduit depuis l'Afrique de l'est au Sri Lanka où il devient rapidement la principale ressource piscicole dans les eaux douces continentales (De Silva & Chandrosoma, 1980). Cette même année, des individus en provenance du Sri Lanka et de la Thaïlande sont introduits en Inde où l'exploitation de l'espèce s'intensifie au cours des années 1960, jusqu'à provoquer une réduction de la biodiversité, ainsi qu'une modification de la structure des peuplements de poissons autochtones (Sugunan, 2000). En 1965, l'espèce sera introduite aux Maldives, puis au Népal en 1985.

➤ **Moyen-Orient**

Dans les années 1960, *O. mossambicus* est exportée vers le Moyen Orient, notamment vers Israël en 1966 depuis la Thaïlande, ainsi que vers l'Arabie Saoudite et la Jordanie (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; <http://www.fao.org/fi/website/>).

5.1.3.3.2 OCEANIE

Dans cette région, *O. mossambicus* a été recensé en Australie, en Mélanésie, en Polynésie, en Micronésie et à Hawaï (Nelson & Eldredge, 1991 ; Arthington & Blühdorn, 1995; Eldredge, 2000 ; Englund, 2003 ; De Silva *et al.*, 2004; Morgan *et al.*, 2004; Mary *et al.*, 2006; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; <http://www.fao.org/fi/website/>).

➤ **Australie**

En Australie où *O. mossambicus* aurait été importé originellement en tant qu'espèce ornementale d'aquarium, le tilapia est recensé dans de nombreuses régions dès 1978 (Arthington & Blühdorn, 1994, 1995 ; Morgan *et al.*, 2004). A l'heure actuelle, l'espèce est présente dans tous les états australiens : au Queensland (notamment à Yeppon, à Townsville et à Cairns) ; en Nouvelle Galle du Sud ; dans le Territoire du Nord ; en Australie du Sud ; à Victoria ; et en Australie Occidentale où l'espèce reste actuellement limitée au bassin versant de Pilbara (Arthington & Blühdorn, 1995 ; Morgan *et al.*, 2004 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>). On retrouve en Australie une lignée pure d'*O. mossambicus* et des formes hybrides (localisées uniquement dans le Cairns) entre *O. mossambicus* et *O. niloticus*, et *O. hornorum* et/ou *O. aureus* (Arthington & Blühdorn, 1994).

Dans ce pays, *O. mossambicus* est considéré comme une espèce nuisible et reste interdit d'importation dans plusieurs états (en particulier dans l'Australie du Sud et l'Australie Occidentale) (Arthington & Blühdorn, 1995).

➤ **Mélanésie**

Dans les îles du Pacifique Sud, *O. mossambicus* est l'espèce exogène qui a été le plus importée : selon Eldredge (2000), l'espèce a été introduite dans 19 états au minimum, principalement au cours des années 1950, afin de développer l'exploitation commerciale de ce tilapia (aquaculture et pêche) ou à des fins de lutte biologique contre des espèces nuisibles.

Dès 1954, *O. mossambicus* est introduit, à partir d'individus originaires de Malaisie, aux îles Fidji (Viti Levu et Vanua Levu en particulier) et en Papouasie Nouvelle-Guinée dans des bassins à Bomana Gaol (Port Moresby) dans la région Centrale du pays. A l'heure actuelle, l'espèce est présente dans 15 des 18 provinces de la Papouasie Nouvelle-Guinée (les régions de Southern Highlands, Manus et Milne Bay en sont encore épargnées) (Glucksman *et al.*, 1976).

En 1955, des poissons originaires des Philippines sont introduits en Nouvelle Calédonie (Devambez, 1964; Marquet *et al.*, 2003), d'où des individus seront exportés l'année suivante vers le Vanuatu (notamment aux îles Efate et Tanna). Enfin, en 1957, *O. mossambicus* est introduit à Guadalcanal aux îles Salomon, et

de là, vers d'autres îles de cet archipel, notamment à Malaita, à Santa Anna et à Rennel (Nelson & Eldredge, 1991 ; Eldredge, 2000; De Silva *et al.*, 2004 ; <http://www.fao.org/fi/website/> ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

➤ **Polynésie**

Au cours des années 1950, *O. mossambicus* est introduit à Niue, à Tuvalu, ainsi qu'en Polynésie Française, notamment à Tubuaï dans l'archipel des Australes (Englund, 2003). En 1955, *O. mossambicus* est exporté depuis Fidji vers les îles Cook, les Tonga et les Samoa Occidentales d'où l'espèce sera introduite aux Samoa Américaines en 1957. En 1966, l'espèce arrive à Wallis et Futuna (Eldredge, 2000 ; De Silva *et al.*, 2004 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; <http://www.fao.org/fi/website/>).

➤ **Micronésie**

O. mossambicus est introduit dès le début des années 1950 en Micronésie à partir d'individus originaires des Philippines, notamment dans les îles Guam en 1954, et dans les Mariannes du Nord en 1955 (principalement à Saipan et à Pagan). En 1958 et 1963, *O. mossambicus* est introduit dans l'archipel des Kiribati à partir d'individus probablement originaires des îles Hawaï et de Fidji : l'espèce est notamment introduite à Tarawa (archipel des îles Gilbert) et dans les îles Fanning et Washington (archipel des îles de la Ligne).

Au cours des années 1960, *O. mossambicus* est également introduit dans l'état insulaire de Nauru en tant qu'agent de lutte biologique contre les moustiques vecteurs de parasitoses, mais la rapide propagation de l'espèce sur l'île en fait une source de nuisances importante pour les élevages locaux de poisson-lait (*Chanos chanos*). Pendant les années 1970, *O. mossambicus* est importé dans les Etats Fédérés de Micronésie (îles Carolines).

Enfin, en 2003, *O. mossambicus* est observé dans des bassins artificiels aux Palaos où il semblerait que l'espèce ne se soit pas encore acclimatée en milieu naturel. Afin d'éviter sa propagation dans l'île, des protocoles de lutte chimique ont été mis en place (les bassins contaminés ont été traités à la roténone en 2003 et 2006) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

➤ **Hawaï**

O. mossambicus est importé dans les îles Hawaï (à Oahu en particulier) en 1951 et en 1952, à partir d'individus élevés à Singapour, dans un but de lutte biologique contre les moustiques et certaines mauvaises herbes aquatiques, notamment dans des canaux d'irrigation, mais également en vue de son utilisation en tant qu'appât pour la pêche au thon *Katsuwonus pelamis* (activité pour laquelle l'espèce s'est avérée inefficace) (Randall, 1987 ; Nelson & Eldredge, 1991). A l'heure actuelle, l'espèce est présente dans les principales îles de l'archipel, notamment à Kaua'i, Maui, Moloka'i et Oahu (dans la baie de Kane'ohe et à Pearl Harbor) (Randall, 1987 ; Eldredge, 2000; Nico, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

Remarque : Dans la majorité des îles du Pacifique où *O. mossambicus* a été introduite, l'espèce est considérée comme un véritable fléau, entrant généralement en compétition avec les espèces autochtones. La mise en place de moyens d'éradication de l'espèce a été envisagée à plusieurs reprises (notamment à Tarawa et à Nauru) (Eldredge, 2000).

5.1.3.3 AFRIQUE ET OCEAN INDIEN➤ **L'Afrique**

Sur ce continent dont *O. mossambicus* est originaire (côte sud-est), l'espèce a été exportée vers d'autres pays principalement pour développer l'aquaculture et la pêche artisanale (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; Avit *et al.*, 1999 ; Collectif, 2004 ; <http://www.fao.org/fi/website/>). L'espèce est exportée, pour la première fois, en 1947 de l'Afrique du Sud vers la Namibie. Puis, elle sera introduite en 1953 en Afrique centrale (Congo) depuis l'Afrique du Sud ; en Afrique du nord en Egypte en 1954 (à partir de poissons originaires de la Thaïlande), en Algérie en 1961, puis en Tunisie en 1966 (individus originaires du Congo) ; mais également en Afrique Orientale, principalement au Kenya en 1961 et 1981 (depuis le Zimbabwe), en Ouganda en 1962 (depuis la Tanzanie) et au Burundi.

Enfin, *O. mossambicus* a également été exporté dans le Golfe de Guinée, notamment en Côte d'Ivoire en 1982 (à partir d'individus en provenance du Mozambique), ainsi qu'au Bénin en 1979 et 1984 (depuis la Côte d'Ivoire), et en

Afrique du Sud où se côtoient populations natives et introduites de l'espèce.

➤ **L'Océan Indien**

O. mossambicus est recensé dans plusieurs îles de l'Océan Indien : à l'île Maurice, à la Réunion (comm. pers. Gérard Marquet) et aux Seychelles où l'espèce a été importée d'Asie au cours des années 1940-1950 (<http://www.fao.org/fi/website/> ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

5.1.3.3.4 EUROPE

O. mossambicus a également été importé sur le continent européen (Royaume Uni, Russie, République Tchèque, Malte par exemple), principalement pour développer l'aquaculture et mener des recherches scientifiques sur l'espèce. Cependant, sur ce continent, les conditions climatiques semblent défavorables à la survie de l'espèce (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>; <http://www.fao.org/fi/website/>).

5.1.3.3.5 AMERIQUE DU SUD ET CARAÏBES

O. mossambicus a été abondamment importé dans de nombreux pays d'Amérique latine et de la Mer des Caraïbes, principalement au cours des années 1950 et 1960, afin de développer l'exploitation commerciale liée à l'espèce (aquaculture et pêche). A l'heure actuelle, elle est fortement représentée dans les milieux dulçaquicoles naturels de cette région (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; <http://www.fao.org/fi/website/>).

➤ **Amérique du Sud**

Dès 1950, *O. mossambicus* est introduit au Panama ; puis en 1951 en Guyane et en 1953 en Colombie, à partir d'individus en provenance de Haïti et de la Jamaïque respectivement ; en 1955, au Surinam ; en 1956, au Guatemala ; en 1958, au Honduras (à El Salvador et à Porto Rico) depuis le Guatemala et les Etats-Unis principalement ; en 1959, au Vénézuëla où l'importation débute avec l'introduction de reproducteurs provenant de l'île de Trinidad et Tobago (Perez *et al.*, 2003).

La forte implantation de l'espèce dans le continent se poursuit au cours des années 1960, notamment avec son introduction au Costa Rica en 1960, au Mexique en

1964 (depuis les Etats-Unis), au Nicaragua en 1969 (depuis El Salvador) puis au Brésil. Enfin, *O. mossambicus* est exporté du Panama vers le Pérou en 1981, du Brésil en Bolivie en 1983 et en Argentine en 1988. L'espèce a également été recensée en Equateur et au Paraguay, d'où elle a été exportée vers l'Argentine (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts;> <http://www.fao.org/fi/website/>).

➤ **Les Caraïbes**

En 1949, l'espèce est introduite dans l'île Sainte Lucie depuis la Malaisie. Des individus d'*O. mossambicus* de Sainte Lucie seront par la suite exportés en Jamaïque, à Grenade et à Trinidad et Tobago en 1949, puis à la Barbade, à l'île Dominique et en Martinique en 1950. En 1951, l'espèce est introduite à Haïti à partir d'individus issus de la Jamaïque, puis de là, des individus sont exportés vers la République Dominicaine en 1953. Au cours des années 1960, l'espèce est introduite aux Bahamas, puis à Cuba en 1968. Par la suite, *O. mossambicus* s'implante à Antigua et à Barbuda, ainsi qu'en Guadeloupe où il constitue actuellement l'espèce dominante des cours d'eau de Grande Terre (on la retrouve dans les communes du Moule, de Baie Mahaut, Anse Bertrand, Petit Canal, Lamentin, Morne à l'Eau et Goyave) (BIOS, 2002).

5.1.3.3.6 LES ETATS-UNIS

Comme sur les autres continents, l'importation d'*O. mossambicus* aux Etats-Unis s'est généralement déroulée entre les années 1950 et 1990, principalement pour développer l'aquaculture et la pêche sportive ou commerciale, ainsi que pour lutter contre des végétaux aquatiques envahissants. L'espèce est actuellement principalement représentée dans la partie sud du territoire, le long de sa frontière avec l'Amérique latine et autour du Golfe de Mexique, bien que quelques populations aient été recensées dans des états plus nordiques (Nico, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts;> http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

Au sud du territoire américain, l'espèce a été introduite de la Floride à la Californie en passant par la Georgie, l'Alabama, le Texas et l'Arizona (Figure 5.2). *O. mossambicus* est introduit en Floride pour la première fois au cours des années 1960 dans le comté de Dade (par la suite, il sera introduit dans les comtés de

Brevard, de Indian River, de Palm Beach, de Lee, de Hillsborough et de Alachua, ainsi que dans le Parc National des Everglades). Il existe probablement en Floride, dans des canaux du comté de Dade, des populations hybrides de tilapias entre les espèces *O. mossambicus* et *O. aureus* (http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

O. mossambicus fut également introduit en Georgie durant les années 1970, mais ne se serait pas acclimaté et semble avoir disparu pendant les années 1980. De même, en Alabama où des individus d'*O. mossambicus* avaient été maintenus dans des bassins au cours des années 1950 et 1960 à des fins de recherches scientifiques, mais l'espèce aurait disparu.

Au Texas, *O. mossambicus* est fortement répandue, notamment dans la région de San Antonio où l'espèce a été introduite au cours des années 1950. Dans cet état, elle a également été recensée dans les comtés de Bexar, de Hays, de Caldwell et de Limestone, ainsi que dans la rivière San Marcos et les lacs Canyon (Parc Patters Creak) (dans cette rivière et dans ces lacs, les individus pourraient être des hybrides entre *O. mossambicus* et *O. aureus*) et Spring. Dans l'Arizona, où *O. mossambicus* a été introduit au début des années 1960, l'espèce est particulièrement bien implantée dans le bassin du Colorado (notamment au niveau de la rivière Gila), mais également dans le comté de Yuma. Elle aurait aussi été présente dans les rivières San Carlos (dans les comtés de Gila et Graham) et Salt (dans le comté de Maricopa); puis aurait disparu lors de fortes crues.

Enfin, en Californie, une forme hybride de tilapia entre *O. mossambicus* et *O. urolepis hornorum* a colonisé entre 1965 et 1967 le lac salé de Salton Sea dans le désert du Colorado, après s'être échappée accidentellement d'une ferme aquacole et de canaux d'irrigation où les poissons avaient été introduits pour lutter contre des espèces végétales envahissantes. Dans ce lac, l'espèce hybride a colonisé principalement les exutoires des cours d'eau se jetant dans le lac, ainsi que les zones en bordure du lac et est rapidement devenue l'espèce de poisson majoritaire. Cependant, au début des années 2000, on assiste à une forte mortalité piscicole, causée probablement par une forte augmentation de la salinité des eaux, et les populations de ce tilapia hybride sont passées de près de 14 millions d'individus en 2000 à 12 individus seulement en 2003 (9 millions d'individus en

2001 et 75 000 en 2002) (Caskey *et al.*, 2007). Dans l'état californien, *O. mossambicus* a également été signalé dans plusieurs localités depuis les années 1970, notamment dans les rivières Los Angeles, San Gabel et Santa Ana en 1974, et au lac Success dans le comté d'Imperial en 1989.

Plus au nord des Etats Unis, l'espèce a été importée dès le début des années 1960 dans l'état de l'Illinois, mais une forte mortalité hivernale en aurait limité l'implantation. *O. mossambicus* a également été signalée en 1977 dans l'état du Colorado, principalement dans des sources d'eaux chaudes de haute altitude, au niveau du bassin versant de la rivière Rio Grande (après que l'espèce se soit échappée d'une ferme piscicole locale). Près de la frontière avec le Canada, au Montana, *O. mossambicus* avait également été introduite en 1962-1963 dans l'étang de Pend Orielle mais la destruction du plan d'eau aurait favorisé l'éradication de l'espèce. Dans l'Idaho, l'espèce est signalée dans les eaux thermales de la rivière Snake et dans les sources chaudes de Barney (comté de Custer) depuis 1985. De plus, des formes hybrides entre *O. mossambicus* et *O. urolepsis* ont été observées près des sources chaudes de la rivière Bruneau dans le comté d'Owyhee, après que ces individus hybrides se soient échappés d'une ferme aquacole locale.

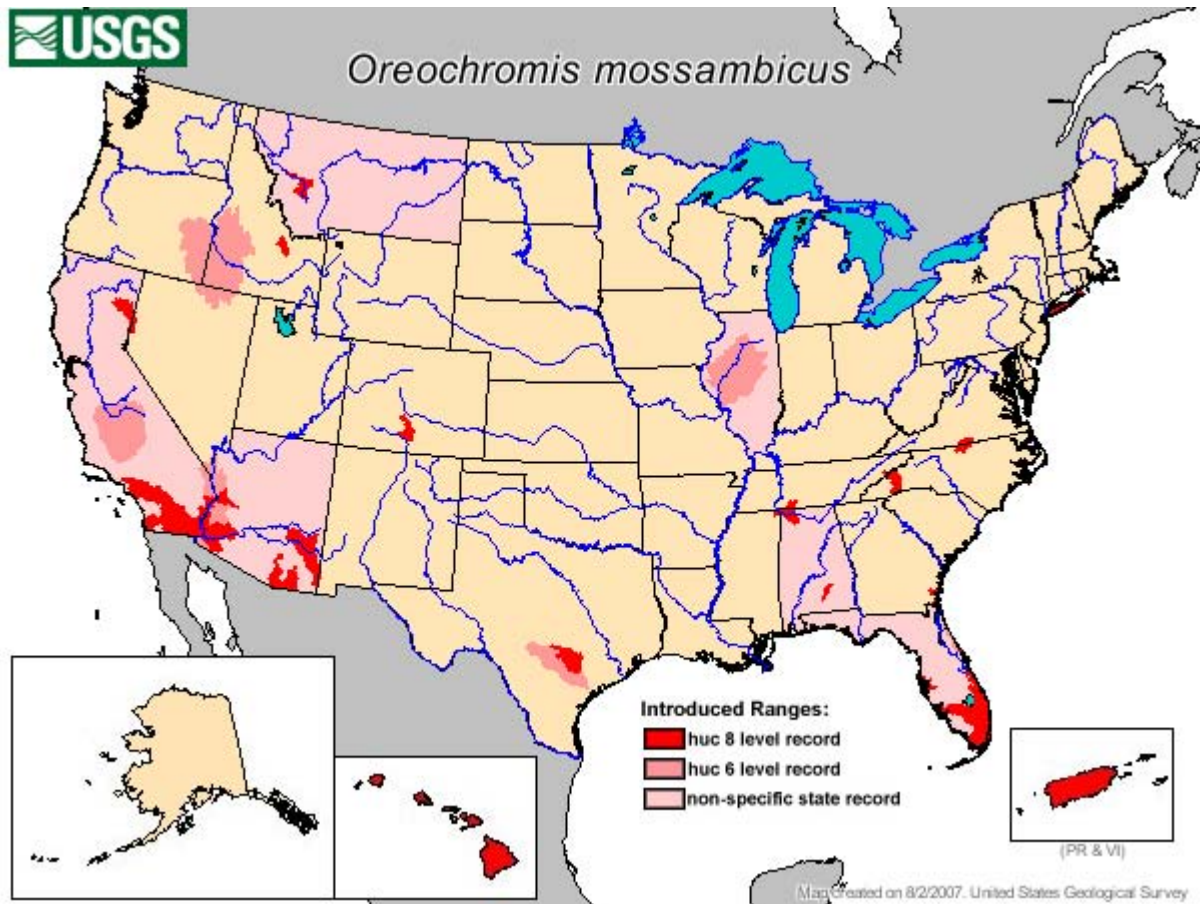


Figure 5.2 : Distribution d'*O. mossambicus* aux Etats-Unis. (d'après Nico, 2007).
HUC (hydrologic unit code) 6 correspond aux données par bassin versant (en rouge) et HUC 8 aux relevés sur une unité hydrographique (en rose). Les zones en rose plus clair correspondent aux états où aucun individu n'a été recensé (<http://nas.er.usgs.gov/about/hucs.asp>)

Enfin, *O. mossambicus* a également été introduit le long de la côte orientale des Etats-Unis : dans les étangs Hyco et Julian en Caroline du nord en 1965 (d'où elle disparaît au début des années 1970) ; ainsi qu'à New York où un individu avait été collecté dans un étang du Parc Hall au cours de l'été 1976. Cependant, le tilapia semble peu adapté pour survivre dans ces états plus nordiques, et semblerait avoir disparu de la plupart d'entre eux, en particulier de l'Illinois, du Montana, de la Caroline du Nord et de New York.

A l'heure actuelle, *O. mossambicus* est bien établi dans six états du territoire américain : l'Arizona, la Californie, le Colorado, la Floride, l'Idaho et le Texas. D'autre part, l'espèce a été ponctuellement observée dans les milieux aquatiques de trois autres états : l'Alabama, l'Illinois et l'état de New York. En revanche, elle a

disparu des états de Georgie, du Montana et de la Caroline du Nord, états où l'espèce était bien établie dans le passé (Nico, 2007).

Conclusion : Depuis le début des années 1940, *O. mossambicus* a été distribué de part le monde pour développer l'aquaculture et s'est acclimaté dans de nombreuses régions tropicales (Lever, 1996). Les tilapias qui se sont établis dans les eaux naturelles de leurs régions d'introduction ont été considérés soit comme une ressource économique bénéfique par les populations locales, soit comme des pestes en raison des diverses nuisances et perturbations occasionnées, notamment sur la faune indigène (Beveridge & McAndrew, 2000).

Dans de nombreux cas, l'espèce s'est acclimatée à partir de l'introduction d'un faible nombre de spécimens, ce qui a pour conséquence que les individus présentent un patrimoine génétique pauvre. Par exemple, seulement 3 mâles et 1 femelle d'*O. mossambicus* auraient survécu dans le stock importé depuis la Thaïlande jusqu'aux Philippines en 1949. De même, les populations de la Papouasie Nouvelle-Guinée, bien représentées dans le bassin versant de la Rivière Sepik proviennent de 250 individus d'*O. mossambicus* envoyés depuis la Malaisie en 1954. Enfin, l'espèce *O. mossambicus*, maintenant largement représentée dans les îles du Pacifique, proviendrait de 14 individus seulement qui auraient survécu d'un lot de 60 juvéniles envoyés à Honolulu en 1951. Une fois établis, les tilapia se sont cependant révélés impossibles à éradiquer, malgré plusieurs tentatives dans certaines îles, où ils occupent actuellement les estuaires (Beveridge & McAndrew, 2000).

5.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages

5.1.4.1 Impacts écologiques causés par O. mossambicus

En règle générale, l'introduction de poissons exotiques en milieu naturel s'accompagne de nuisances écologiques plus ou moins importantes selon les espèces. Eldredge (2000) a réalisé un bilan des principaux impacts causés par les poissons exotiques dans leur nouvel environnement. Il s'agit principalement :

- d'une altération de la qualité de l'habitat, notamment par la modification des caractéristiques physico-chimiques du milieu et/ou de la structure des

communautés végétales présentes. En effet, les tilapias peuvent provoquer une augmentation de la turbidité des eaux par un comportement fouisseur et de reproduction sur le fond.

- d'une modification des réseaux trophiques au sein des écosystèmes par l'introduction, soit de nouvelles proies potentielles, soit de nouveaux prédateurs (compétition trophique avec les espèces indigènes) ;
- d'un changement de la distribution spatiale des espèces, les espèces exotiques pouvant occuper les niches habituellement utilisées par les espèces natives (sites de nidification par exemple, compétition pour l'espace) ;
- de cas d'hybridation avec les espèces autochtones ;
- d'apport de pathologies (introduction de parasites et de nouveaux pathogènes d'origine virale ou bactérienne).

Comme pour toute autre espèce exotique, l'introduction d'*O. mossambicus* dans de nouvelles localités a occasionné diverses nuisances et perturbations, principalement d'ordre écologique (prédation, compétition vis-à-vis des espèces autochtones, apports de pathogènes) (Arthington & Blühdorn, 1994 ; Simpson *et al.*, 1998 ; Eldredge, 2000 ; Fuselier, 2001; Morgan *et al.*, 2004 ; Canonico *et al.*, 2005 ; Nico, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts;>http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195).

5.1.4.1.1 COMPETITION ET PREDATION PAR *O. MOSSAMBICUS*

➤ Vis-à-vis des poissons indigènes

La compétition entre *O. mossambicus* et les espèces piscicoles indigènes peut concerner l'exploitation de différentes ressources, telles que la nourriture ou l'accès aux sites de nidification (Eldredge, 2000; Fuselier, 2001; Morgan *et al.*, 2004; Nico, 2007 ; http://nis.gsmfc.org/nis_factsheet.php?toc_id=195 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>). D'autre part, *O. mossambicus* peut avoir un effet négatif sur les espèces indigènes par la prédation de leurs œufs.

Ainsi, dans la région de Pilbara (Australie Occidentale), ces deux types de

compétition ont été observés. En effet, alors que la majorité des poissons indigènes des rivières de la région sont piscivores, *O. mossambicus* y est détritivore. Le tilapia entre en compétition pour ses ressources trophiques avec l'unique autre espèce de poisson détritivore, l'espèce native *Craterocephalus cuneiceps* (Morgan *et al.*, 2004). D'autre part, dans cette région hydrographique, le principal impact d'*O. mossambicus* sur les espèces indigènes est lié à la forte agressivité du tilapia dans la défense de son territoire au cours de la période de reproduction. En effet, comme *O. mossambicus* est généralement l'espèce la mieux représentée dans les cours d'eau, son comportement agressif provoque la dispersion des populations de poissons autochtones et donc une modification de la structure des communautés piscicoles locales (Morgan *et al.*, 2004). Ce comportement agressif chez *O. mossambicus* a également été signalé à Hawaï, où l'espèce représenterait une menace pour les populations locales de mulets à grosse tête (*Mugil cephalus*) (Eldredge, 2000 ; Nico, 2007), espèce avec laquelle le tilapia semble également être en compétition vis-à-vis de la nourriture (Randall, 1987).

Au Mexique, *O. mossambicus* représente une menace pour les athérines* endémiques *Chirostoma bartoni* au lac de "La Alberca", où l'introduction du tilapia a accentué le déclin des populations d'athérines. D'autre part, au lac Chichancanab (Yucatan), *O. mossambicus*, introduit dans les années 1980, menace directement les populations locales de Cyprinidés du genre *Cyprinodon* (Fuselier, 2001 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>). En effet, alors que 4 espèces de *Cyprinodon* étaient bien représentées dans le lac en 1978 (33 individus de *C. beltrani*, 26 de *C. labiosus*, 11 de *C. maya* et 2 de *C. simus* prélevés lors d'un coup de seine de 10 m), une seule espèce, *C. beltrani*, est bien représentée dans le lac en 1996. Sur la même station échantillonnée qu'en 1978 (mais avec un effort d'échantillonnage beaucoup plus important), 325 individus de *C. beltrani*, 1 de *C. labiosus*, 9 de *C. maya* et aucun de *C. simus* ont été collectés en 1996. Au total, 909 individus de *C. beltrani*, 14 de *C. labiosus*, 11 de *C. maya* et 1 de *C. simus*, ainsi que 212 individus d'*O. mossambicus* ont été prélevés tout au long de la campagne d'échantillonnage réalisée au lac Chichancanab en 1996 (Fuselier, 2001). De plus, une étude expérimentale a permis de montrer qu'*O. mossambicus* pourrait induire un changement de l'habitat des espèces de *Cyprinodon* encore présentes dans le lac. L'espèce *C. maya*, en particulier, vivant

généralement dans la colonne d'eau, se rapproche du substrat en présence d'*O. mossambicus* (Fuselier, 2001).

D'autres exemples de compétition entre *O. mossambicus* et des espèces piscicoles autochtones ont été signalés dans le monde. En Inde, le tilapia est considéré comme étant la principale espèce introduite nuisible d'un point de vue écologique. En effet, l'introduction de l'espèce dans différents lacs a entraîné un déclin important des populations de cyprinidés indigènes (dont celles de *Puntius sp.*) (Keith, 2005). *O. mossambicus* y est à l'origine d'une réduction de la biodiversité (notamment dans le Sud de l'Inde), ainsi que d'un bouleversement de la structure des communautés animales dans la rivière Amaravathy (région du Tamil Nadu) (<http://www.issg.org/database/species/>). Aux Philippines, l'introduction des tilapias *O. mossambicus* et *O. niloticus* semble avoir contribué au déclin des populations de cyprinidés du lac Lanao, ainsi que du gobiidé endémique *Mistichthys luzonensis* au lac Bui (Canonico *et al.*, 2005).

En Nouvelle Calédonie, le tilapia semble être un des facteurs responsable de la disparition de l'espèce endémique *Galaxias neocaledonicus* (Eldredge, 2000 ; Keith, 2002, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>). Aux Bahamas, dans les lacs Cunningham et Killarney, *O. mossambicus* est en compétition avec l'espèce de cyprinidé autochtone *Cyprinodon laciniatus* (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

Enfin, Au Venezuela, *O. mossambicus* a connu une très forte propagation depuis son introduction dès la fin des années 1950. Dans le bassin versant de la rivière Manzanares où l'espèce a été introduite en 1964, un suivi réalisé en 1976 avait inventorié la présence d'*O. mossambicus* uniquement dans 4 sites sur 47 sites prospectés : au niveau de l'estuaire, dans la lagune de « los Patos » et dans les rivières Cancamure et Guaranache. En 2001, l'espèce a été recensée dans 23 des 47 stations prospectées (Perez *et al.*, 2003). Cette propagation d'*O. mossambicus* dans le réseau hydrographique de Manzanares s'est accompagné d'un déclin important des populations de poissons autochtones, les alevins et stades juvéniles de ces poissons étant des proies du tilapia. Ainsi, dans la lagune de « los Patos », où 23 espèces avaient été répertoriées en 1965, 10 espèces étaient recensées en 1977 contre 3 seulement en 2001 (*O. mossambicus*, *Cyprinodon darboni* et

Poecilia reticulata). Ce fort déclin a probablement été favorisé par la dégradation de la qualité du milieu observée au cours de ces dernières décennies, les trois espèces inventoriées en 2001 étant celles les plus résistantes à la pollution du milieu (Perez *et al.*, 2003). De même au Nicaragua, l'introduction de différentes espèces de tilapias (*O. mossambicus*, *O. niloticus* et *O. aureus*) a contribué au déclin de près de 80% des espèces de Cichlidés natives ; notamment au Lac Apoya (principal lac volcanique du pays) où la présence d'*O. niloticus* est responsable de la quasi-disparition de la macrophyte *Chara sp.*, habitat essentiel pour les populations de Cichlidés locales (Canonico *et al.*, 2005).

➤ **Vis-à-vis des populations d'invertébrés autochtones**

O. mossambicus est une espèce omnivore capable d'adapter son régime trophique en fonction des ressources trophiques disponibles dans son biotope. De plus, à certains stades de son développement, l'espèce peut s'alimenter d'invertébrés benthiques.

Simpson *et al.* (1998) ont analysé, en conditions expérimentales, l'impact des juvéniles d'*O. mossambicus* sur la composition de la faune benthique du lac Salton Sea (Californie) à différentes conditions de salinités des eaux. Dans ce lac, la macrofaune* benthique est dominée par les crustacés gammarus *Gammarus mucronatus* et les insectes hétéroptères Corixidae *Trichocorixa reticulata* ; et la méiofaune* principalement représentée par les copépodes *Cletocampus deitersi*, des nématodes, des ciliés et divers autres protistes* (foraminifères, amibes, ...). Dans un premier temps, les auteurs ont constitué des milieux artificiels clos présentant des caractéristiques abiotiques (salinités de 39‰ et 57‰) et biologiques (composition animale) comparables à celles du lac Salton Sea. Dans un deuxième temps, ils ont comparé l'évolution de la composition faunistique dans ces milieux artificiels en présence et en absence d'*O. mossambicus* (Simpson *et al.*, 1998).

Les auteurs ont montré que les juvéniles d'*O. mossambicus* provoquent une modification de la composition spécifique du milieu. En effet, les juvéniles s'alimentent principalement de macro-invertébrés, et plus particulièrement de gammarus. Ainsi, en absence d'*O. mossambicus*, les populations de *Gammarus mucronatus* ont représenté 99% et entre 20 et 50% du zoobenthos du milieu (à des salinités de 39‰ et 57‰ respectivement), alors qu'en présence

d'*O. mossambicus*, les populations du gammare ne représentent plus que 19% et 1% du zoobenthos (Simpson *et al.*, 1998). Cette forte prédation d'*O. mossambicus* sur les gammares limite la compétition de ces derniers avec les autres espèces d'invertébrés présentes, et notamment avec la méiofaune. La présence d'*O. mossambicus* favorise donc la prolifération de certains micro-invertébrés (nématodes et copépodes), et le rapport de la densité de la méiofaune sur celle de la macrofaune augmente considérablement en présence du tilapia (Simpson *et al.*, 1998).

Bien que ces résultats obtenus en conditions expérimentales ne soient pas directement extrapolables au milieu naturel, cette étude permet tout de même de comprendre combien l'introduction d'un nouveau prédateur dans un environnement naturel - dans ce cas *O. mossambicus* dans le lac Salton Sea - peut bouleverser la composition faunistique du milieu, aussi bien par une action directe de prédation sur les espèces présentes, que par une action indirecte en modifiant les relations trophiques entre les espèces indigènes. Toutefois, au cours de cette étude, les auteurs ne se sont intéressés qu'aux impacts des juvéniles d'*O. mossambicus* sur les communautés benthiques. Il serait également intéressant d'étudier l'effet des adultes, ceux-ci étant essentiellement herbivores et détritivores comme la majorité des invertébrés du lac Salton Sea. Les tilapias adultes devraient donc alors avoir un impact différent de celui observé pour les juvéniles sur les communautés benthiques (Simpson *et al.*, 1998). Cependant aucune étude analysant l'impact des tilapias adultes sur les communautés benthiques en milieu naturel ou expérimental ne semble avoir été réalisée à l'heure actuelle.

➤ **Vis-à-vis des populations d'oiseaux inféodés aux milieux aquatiques**

Dans certains milieux, l'introduction d'*O. mossambicus* a provoqué le déclin des populations d'oiseaux autochtones, déclin vraisemblablement lié à une surexploitation des ressources nutritives par le tilapia. Par exemple, à Saipan (îles Marianne du Nord dans le Pacifique Sud), *O. mossambicus* serait à l'origine du déclin des populations de la poule d'eau *Gallinula chloropus guarni* (Eldredge, 2000). De même, à l'île Rennell aux îles Salomon, l'introduction de tilapias (dont *O. mossambicus*) a occasionné l'extinction des deux espèces de canards indigènes *Anas sperciliosa* et *A. gibberifrons* (Eldredge, 2000). De plus, au lac Niuafi'ou

Crater (Tonga), l'introduction d'*O. mossambicus* a induit une baisse des populations d'algues vertes présentes dans le milieu, ce qui a provoqué le déclin des populations indigènes de canards (Eldredge, 2000 ; Keith, 2005). Enfin, à Hawaï, l'introduction de tilapias dans des zones humides représentant des sites de nidification pour diverses espèces d'oiseaux (notamment des foulques, des échassiers et des canards) a causé une diminution drastique des populations de ces oiseaux (plus de 50%), les tilapias étant entrés en compétition avec ces derniers vis-à-vis de leurs ressources trophiques (Eldredge, 2000).

A l'opposé, dans certaines localités, la présence d'*O. mossambicus* semble avoir contribué à l'apparition de nouvelles espèces. Par exemple, au lac Tegano (îles Salomon), l'introduction du tilapia a été suivie par l'apparition de populations de balbuzards pêcheurs (*Pandion haliaetus melvillensis*), oiseaux qui jusqu'à présent n'étaient présents qu'en bord de mer (Eldredge, 2000).

➤ **Conclusions**

Bien que l'introduction d'*O. mossambicus* dans une nouvelle localité soit souvent à l'origine d'importants changements dans la composition faunistique des écosystèmes, d'autres facteurs, principalement anthropiques (modification de la qualité du milieu, pollution, surexploitation des espèces, ...), peuvent également expliquer le déclin de certaines espèces autochtones (De Silva *et al.*, 2004). Par exemple, au lac Buhi (Philippines), l'introduction d'*O. mossambicus* a été associée à l'extinction du gobie endémique *Mistichthys luzonensis*, mais bien qu'*O. mossambicus* soit un prédateur de ce poisson, plusieurs facteurs anthropiques ont vraisemblablement participé au déclin du Gobiidae : la mise en place d'un barrage sur ce lac, l'augmentation de la pression de pêche et la présence de bateaux motorisés détruisant les herbiers de *Vallisneria*, sites propices de ponte pour l'espèce *M. luzonensis* (De Silva *et al.*, 2004).

Ainsi, afin de mieux appréhender les impacts causés par un poisson allochtone sur les populations indigènes, il est essentiel de considérer l'éventualité d'actions synergiques entre les impacts liés à l'espèce exotique et l'influence des facteurs anthropiques. En effet, différents exemples montrent qu'*O. mossambicus* peut avoir un impact limité sur les populations autochtones (De Silva *et al.*, 2004). Au Sri Lanka, par exemple, des populations d'*O. mossambicus* et de poissons endémiques

cohabitent sans véritable interaction (ni prédation, ni compétition).

De même, au niveau du barrage North Pine à Brisbane en Australie (milieu eutrophe riche en macrophytes aquatiques), des suivis réalisés durant les années 1980 et 1990 n'ont pas révélé d'impact réel d'*O. mossambicus* sur les espèces natives avec lesquelles il cohabite, notamment le poisson chat *Tandanus tandanus* et *Leipotherapon unicolor*, que ce soit en conditions de faible niveau de l'eau dans le réservoir (végétation dominée par *Hydrilla verticillata* et autres macrophytes aquatiques), ou lors de la montée des eaux dans le barrage (inondation de la végétation terrestre qui devient alors une ressource trophique disponible). Cependant, le régime trophique d'*O. mossambicus* n'interfère pas avec celui des espèces locales. Dans ce milieu, *O. mossambicus* se comporte principalement en tant qu'herbivore alors que *Tandanus tandanus* et *Leipotherapon unicolor* sont respectivement brouteur et omnivore opportuniste (Arthington & Blühdorn, 1994). Toutefois, il pourrait s'établir une compétition pour l'occupation des zones de ponte entre *O. mossambicus* et le poisson chat. Cet aspect n'a pas été étudié (Arthington & Blühdorn, 1994).

5.1.4.1.2 APPORT DE PARASITOSE

Plusieurs exemples démontrent le rôle d'*O. mossambicus* dans l'apport de nouvelles pathologies, ou dans sa contribution à transmettre des pathologies déjà présentes dans son biotope (Eldredge, 2000 ; Riedel *et al.*, 2002 ; Caskey *et al.*, 2007).

Dans la baie de Kaneohe sur l'île de Oahu (Hawaii), par exemple, une étude épidémiologique a révélé que les populations exotiques d'*O. mossambicus* étaient infestées par le monogène* marin *Neobenedenia melleni*, alors qu'une étude épidémiologique réalisée en 1968 n'avait pas recensé ce monogène sur l'île où *O. mossambicus* était déjà présent (Eldredge, 2000). L'introduction du monogène *N. melleni* dans de nouvelles localités peut s'avérer particulièrement dangereuse étant donné que le parasite ne présente pas de spécificité envers un hôte. En effet, *N. melleni* aurait été identifié, en milieu naturel, sur 27 espèces de poissons appartenant à 18 genres de 14 familles différentes réparties dans 3 ordres (Deveney *et al.*, 2001). En Australie, *N. melleni* a été observé dans des fermes d'élevage de barramundis *Lates calcarifer* (poisson d'eaux douces et saumâtres de la famille des Latidae), où quatre individus analysés étaient infestés par le parasite.

Le parasite a également été observé sur des sérioles *Seriola demerili* (poissons marins benthopélagiques de la famille des Carangidae) au Japon (Deveney *et al.*, 2001). Ainsi, étant donnée la faible spécificité de *N. melleni* vis-à-vis de ses hôtes, une fois introduit dans un nouvel environnement, le parasite pourrait infester plusieurs espèces de poissons présentes dans le milieu, dont des espèces indigènes.

D'autre part, dans le lac Salton Sea en Californie, *O. mossambicus* a été impliqué dans la transmission de la bactérie responsable du botulisme aviaire (*Clostridium botulinum*) aux populations d'oiseaux piscivores locales, notamment aux pélicans d'Amérique (*Pelecanus erythrorhynchos*) et aux pélicans bruns (*P. occidentalis*) (Riedel *et al.*, 2002 ; Caskey *et al.*, 2007). Dans ce lac, des études épidémiologiques ont montré qu'*O. mossambicus* pouvait être infesté par d'autres bactéries, notamment celles des genres *Vibrio** et *Streptococcus** (Riedel *et al.*, 2002).

5.1.4.2 Impacts économiques causés par *O. mossambicus*

Dans de nombreuses régions tropicales et subtropicales, les tilapias, dont *O. mossambicus*, ont généralement été introduits volontairement au cours des années 1950-1960 afin de développer l'aquaculture et la pêche. Ces introductions ont souvent permis un essor économique des régions pauvres (Steffens & Hilge, 1999 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>; De Silva *et al.*, 2004).

5.1.4.2.1 AQUACULTURE

En aquaculture tropicale, les tilapias font partie des espèces les plus importantes élevées en eau chaudes (Steffens & Hilge, 1999 ; De Silva *et al.*, 2004). L'élevage des tilapias s'est considérablement développé entre les années 1970 et 2000. La production annuelle mondiale de ce groupe de poissons est passée ainsi d'environ 28 000 tonnes en 1970 à 1,5 millions de tonnes en 2002 (représentant une valeur d'environ 18 milliards de dollars). De même, à l'échelle de l'Asie et du Pacifique, cette production est passée de 23 000 tonnes en 1970 à près de 1,2 millions de tonnes en 2002, dont près de 1 170 000 de tonnes ont été produites par les pays du sud-est asiatique et la Chine (soit 78% de la production mondiale) (De Silva *et al.*, 2004).

Parmi les différentes espèces de tilapias, *O. mossambicus* constitue la deuxième espèce la plus exploitée après *O. niloticus*. Ce dernier représentait, en 1995, 72% de la production mondiale de tilapias (Canonico *et al.*, 2005), et en 2002, 90% de la production de tilapias en Asie et dans le Pacifique (De Silva *et al.*, 2004). En effet, parmi les 15 pays tropicaux où les tilapias sont élevés, *O. mossambicus* est l'espèce la plus exploitée dans 5 de ces pays et *O. niloticus* domine la production des 10 autres pays (Steffens & Hilge, 1999 ; De Silva *et al.*, 2004). Le principal pays producteur d'*O. mossambicus* est l'Indonésie : en 1997, sur près de 62 000 tonnes de l'espèce produites, 54 500 provenaient de l'Indonésie (soit plus de 87% de la production mondiale) (Steffens & Hilge, 1999) ; et en 2002, plus de 50 000 tonnes d'*O. mossambicus* ont été produites par l'Indonésie, ce qui équivalait à plus de 90% de la production mondiale de ce poisson (De Silva *et al.*, 2004).

Au niveau mondial, 6 espèces de tilapias sont principalement exploitées en aquaculture (avec une production par région supérieure à 100 tonnes en 2002) : *O. niloticus* (dans 7 régions en Amérique du Nord, 4 en Amérique du Sud, 13 en Afrique et 10 dans l'ensemble Asie/Pacifique), *O. mossambicus* (dans 2 régions en Amérique du Nord, 5 en Asie/Pacifique et 1 en Amérique du Sud et Afrique), *O. aureus* (3 régions d'Amérique du Nord), *O. spilurus* (1 pays de l'ensemble Asie/Pacifique), *O. andersoni* (dans 1 pays d'Afrique), et *Tilapia zillii* (dans 1 pays d'Afrique) (De Silva *et al.*, 2004).

A l'heure actuelle, l'aquaculture des tilapias, dominée par *O. niloticus*, continue à se développer principalement en Amérique du Sud et en Afrique, notamment en Afrique du Nord : en Egypte, la production de tilapias est passée de 2 500 tonnes en 1970 à près de 168 000 tonnes en 2002, ce pays devenant ainsi le deuxième producteur mondial après la Chine (qui avait produit plus de 700 000 tonnes en 2002, soit 47% de la production mondiale) (De Silva *et al.*, 2004).

Cependant, afin d'optimiser les conditions d'élevage des tilapias et d'augmenter leur productivité et leur résistance aux pathologies, les aquaculteurs optent de plus en plus pour l'exploitation de souches hybrides. Dans ce but, de nombreux hybrides ont été créés et par exemple, en qui concerne *O. mossambicus*, des croisements ont été réalisés avec les espèces *O. niloticus*, *O. hornorum* et *O. macrochir* (Steffens & Hilge, 1999 ; De Silva *et al.*, 2004).

5.1.4.2.2 PECHE ARTISANALE

Dans de nombreuses régions tropicales (et particulièrement en Asie et dans le Pacifique), les tilapias constituent également une importante ressource pour la pêche artisanale dans les eaux intérieures. En effet, ces espèces de poissons ont été directement introduites dans des milieux aquatiques naturels afin d'augmenter les stocks de poissons exploitables par les populations locales (Steffens & Hilge, 1999 ; De Silva *et al.*, 2004 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>). Au cours des deux dernières décennies, la pêche des tilapias a doublé au niveau mondial et elle continue encore à progresser (De Silva *et al.*, 2004). En 2002, la pêche des espèces *O. mossambicus* et *O. niloticus* a été évaluée à 616 000 tonnes dont 20% en provenance d'Asie et du Pacifique (le plus grand exploitant étant l'Afrique).

Cette pêche constitue aujourd'hui la principale ressource économique de certains pays de l'Asie du Sud-Est (Sri Lanka, Indonésie, Philippines) et du Pacifique Sud (Papouasie Nouvelle-Guinée, îles Salomon). Au Sri Lanka, où l'on compte près de 15 000 pêcheurs, *O. mossambicus* et *O. niloticus* représentent quasiment les seules espèces pêchées, avec près de 1000 kg par an et par hectare (De Silva *et al.*, 2004). D'autre part, en Papouasie Nouvelle Guinée, alors que l'aquaculture reste peu développée par manque d'infrastructures adaptées, la pêche artisanale constitue la principale activité économique pouvant être développée au niveau de la rivière Sepik, avec 3 000 à 5 000 tonnes de tilapias prélevées annuellement (soit 50% de la pêche totale). Dans ce pays, cette activité génère environ 11 500 emplois (De Silva *et al.*, 2004).

Cette pêche artisanale des tilapias (principalement *O. mossambicus* et *O. niloticus*) constitue une activité importante dans d'autres îles du Pacifique où ces poissons représentent la principale source de protéines pour les populations locales : par exemple dans les îles Cook, Tonga et Salomon où la pêche d'*O. mossambicus* au lac Tegano permet la subsistance de 600 personnes appartenant à 4 villages vivant dans les environs du lac (De Silva *et al.*, 2004).

Cependant, dans certains pays, *O. mossambicus* peut également causer des nuisances économiques importantes lorsque, suite à son introduction, il surclasse des espèces indigènes économiquement essentielles. Par exemple, à Nauru,

O. mossambicus est en compétition avec l'espèce native *Chanos chanos* provoquant ainsi l'effondrement de la production piscicole de cette espèce (Nelson & Eldredge, 1991 ; De Silva *et al.*, 2004 ; Keith, 2005 (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>)). De même, à Fanafuti (Tuvalu), à Tarawa et à Kiribati, *O. mossambicus* nuit aux élevages de *Chanos chanos*, et à Tongatapu (îles Tonga) aux élevages de mulets *Mugil cephalus* (Keith, 2005). Cependant, par rapport aux gains financiers générés par l'exploitation d'*O. mossambicus*, les pertes économiques causées par cette espèce très compétitive restent négligeables (De Silva *et al.*, 2004).

5.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication d'*O. mossambicus*

A l'heure actuelle, peu d'information existe concernant les moyens de lutte contre *O. mossambicus*, l'espèce ayant généralement été introduite volontairement afin de développer l'aquaculture et/ou la pêche.

Plusieurs moyens de lutte contre *O. mossambicus* ont été analysés à Nauru (Micronésie). Les moyens de lutte proposés reposent principalement sur des méthodes de contrôle utilisées en élevage pour réguler la croissance des populations de tilapias. Sept techniques principales sont utilisées (Fortes, 2005) :

- le prélèvement périodique des alevins et juvéniles présents dans les bassins,
- l'élevage en cage qui limite la reproduction des poissons en favorisant la dispersion des œufs non-fécondés dans le milieu,
- l'élevage à forte densité qui limite la reproduction,
- la mise en place de cultures mono-sexuelles : celles-ci peuvent être obtenues par la séparation manuelle des deux sexes, par l'application de traitements hormonaux favorisant le développement d'un seul sexe, par la création de formes hybrides mono-sexuées, ou encore par manipulation génétique,
- la stérilisation des individus,
- le contrôle biologique de l'espèce, principalement en introduisant des poissons prédateurs qui vont réguler la taille des populations en capturant les alevins et juvéniles,
- l'utilisation de produits chimiques toxiques pour ces poissons.

Parmi ces différentes techniques, 3 sont applicables en milieu naturel pour contrôler les populations de tilapias, et notamment celles d'*O. mossambicus* : la capture périodique des alevins, juvéniles et adultes ; l'introduction d'agents de lutte

biologique, notamment de prédateurs potentiels des tilapias ; et l'utilisation de produits chimiques (Fortes, 2005). Cependant, ces différents moyens de lutte permettent principalement de réduire et de limiter localement les populations d'*O. mossambicus*, l'éradication de l'espèce étant quasiment impossible en milieu naturel une fois que ses populations sont établies. De ce fait, plusieurs pays ont d'ores et déjà limité, voire interdit, l'importation d'*O. mossambicus* et des espèces de tilapias en général. En Australie, l'importation de ces espèces est interdite depuis 1963 (Arthington & Blühdorn, 1994).

5.1.5.1 Capture d'*O. mossambicus*

Un moyen de réguler la taille des populations d'*O. mossambicus* en milieu naturel, et donc de limiter la propagation de l'espèce, est de prélever régulièrement aussi bien les stades alevins et juvéniles de l'espèce que les formes adultes. Plusieurs techniques de capture semblent être adaptées à ce type de protocole, notamment l'utilisation de filets ou la pêche électrique.

Cependant, cette méthode de lutte présente plusieurs inconvénients. D'une part, la mise en place de cette technique en milieu naturel s'avère coûteuse (besoin de matériel de prélèvement et de personnel) et difficile. En effet, les techniques de capture utilisées ne sont pas spécifiques aux tilapias : toutes les espèces de poissons présentes dans les milieux traités sont donc prélevées. Ainsi, le prélèvement des poissons doit être accompagné d'un tri *a posteriori* afin de ne collecter que les spécimens d'*O. mossambicus*. D'autre part, cette technique de lutte ne peut être utilisée que dans des milieux restreints, il serait impossible de mettre en place une telle méthode au niveau d'une rivière, d'un bassin versant, ou d'une région.

5.1.5.2 Introduction d'agents de lutte biologique

Afin de contrôler les populations de tilapias en aquaculture, des protocoles de lutte biologique ont été mis en place dans des fermes aquacoles de différents pays (Etats-Unis, Afrique de l'Est, Philippines) (Fortes, 2005). Ces différents protocoles concernent principalement l'introduction de prédateurs potentiels qui vont réguler les populations de tilapias par la prédation des alevins et des juvéniles.

Plusieurs espèces de prédateurs ont été testées pour la lutte biologique contre les

tilapias. Aux Etats-Unis, des populations du tilapia *O. aureus* ont été régulées par l'introduction du black bass à grande bouche *Micropterus salmoides*. De même, aux Philippines, des populations de tilapias maintenues dans des bassins de l'Université des Philippines à Viscayas (Leganes, Iloilo) ont été régulées par l'introduction de différents prédateurs : les tarpons *Elops hawaiiensis* et *Megalops cyprinoides*, et le baramundi *Lates calcarifer* (ces trois espèces peuvent être utilisées dans des milieux saumâtres présentant des salinités comprises entre 2 et 10‰), avec un rapport prédateur-proie respectif de 1/20, 1/10 et 1/10. D'autres espèces de poissons peuvent être utilisées en tant qu'agent de lutte contre les tilapias en eau douce, notamment des Perciformes (*Channa striata*, *Lates niloticus*) ou les Cichlidés *Hemichromis fasciatus* et *Cichlasoma managuense*, ainsi que plusieurs espèces de poissons chats du genre *Clarias* ou encore les espèces *Ophiocephalus stricta* et *O. obscuris* (Fortes, 2005).

Cependant, lors de la mise en place d'un protocole de lutte biologique contre une espèce nuisible, il faut considérer le risque que l'agent biologique puisse lui-même devenir envahissant et nuisible dans les écosystèmes où il est introduit. En effet, dans le cas de la lutte biologique contre *O. mossambicus* par l'introduction d'un poisson prédateur, ce dernier peut également consommer les espèces indigènes, constituant un risque considérable lorsque certaines espèces autochtones sont déjà menacées. Toutefois, il est possible de limiter ce risque en adaptant préalablement le protocole aux caractéristiques du milieu à traiter (densité et taille des poissons à traiter). Ainsi, on peut adapter le choix du prédateur en fonction de la taille des individus d'*O. mossambicus* présents dans le milieu (introduire les prédateurs les plus petits possibles) et estimer le nombre de prédateurs à introduire en fonction de la densité des populations de tilapias. Ces précautions devraient permettre de minimiser les impacts des prédateurs introduits sur les populations locales (Fortes, 2005).

5.1.5.3 Essais d'élimination d'*O. mossambicus* par l'application de traitements chimiques

Aux îles Palaos (Micronésie), des essais d'éradication d'*O. mossambicus* ont été développés dans différents bassins afin d'éviter que l'espèce ne se propage dans les milieux aquatiques naturels de l'île (<http://www.issg.org/database/species/>). Le

protocole de lutte utilisé s'est appuyé sur un produit chimique, la roténone³, qui provoque rapidement la paralysie respiratoire et la mort par asphyxie des poissons (des essais préalables d'élimination d'*O. mossambicus* par des explosifs et du chlore avaient échoué).

Ainsi, fin 2003, les quatre étangs d'une île infestés par *O. mossambicus* furent traités avec le pesticide. Au total, 38 800 individus étaient retrouvés morts au cours des 48 heures qui suivirent l'application du produit, permettant ainsi l'éradication de l'espèce (l'élimination fut confirmée lors d'un suivi réalisé début 2006).

Cependant, en août-septembre 2006, de nouveaux individus d'*O. mossambicus* furent observés dans un des étangs traités. Il est difficile de savoir si des individus avaient été introduits à nouveau dans l'étang, ou si certains individus avaient pu échapper au traitement en se réfugiant dans un ruisseau communiquant avec l'étang. Afin d'éviter la propagation d'*O. mossambicus*, le traitement à la roténone fut réalisé à nouveau. Après deux jours, 300 individus morts furent récupérés. Un second traitement était prévu fin 2006 afin de s'assurer de l'éradication totale de l'espèce.

La roténone semble être un produit efficace pour lutter contre *O. mossambicus*. En effet, le produit permet d'éliminer aussi bien les stades adultes que larvaires, ainsi que les œufs, permettant ainsi l'éradication durable de l'espèce des milieux contaminés (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>). Toutefois, des essais d'éradication à grande échelle d'*O. mossambicus* par ce traitement ont échoués en Australie (à Queensland et Townsville), ainsi qu'à Nauru (Fortes, 2005).

Hormis la roténone, traitement le plus répandu, d'autres produits chimiques peuvent être appliqués pour lutter contre *O. mossambicus*, notamment le chlorure de potassium (KCl) (à des doses comprises entre 100 et 200 ml/l pendant 24 heures), l'hydroxyde de calcium (CaOH), les chélates de cuivre (à une concentration de

³ La roténone est une molécule organique naturelle complexe douée de propriétés insecticides. Elle est extraite des racines et autres organes végétaux de diverses légumineuses (genres *Derris* originaire de Malaisie, ou encore *Lonchocarpus* originaire d'Amazonie). Ce neurotoxique est utilisé de longue date par les peuples aborigènes pour capturer les poissons des rivières en introduisant dans les eaux une macération de racines de ces plantes. Les poissons paralysés par la roténone flottent

2 mg/l pendant 48 heures) ou encore le ROCCAL (Benzolkonium chloride) (Fortes, 2005).

Cependant, ces différents produits chimiques peuvent avoir des effets néfastes pour l'environnement : en particulier, ils présentent une faible spécificité vis-à-vis de l'espèce cible du traitement et agissent sur l'ensemble des espèces de poissons présentes dans le milieu. Par exemple, lors de l'application de la roténone en 2003 dans les différents étangs infestés par *O. mossambicus* aux îles Palaos, 200 poissons autres que qu'*O. mossambicus* avaient été repêchés morts. Ces produits seraient donc efficaces pour traiter uniquement des milieux confinés (bassins artificiels par exemple) contenant essentiellement l'espèce dont on veut se débarrasser.

5.1.5.4 *Contrôle de la progression spatiale d'O. mossambicus en milieu naturel*

A l'heure actuelle, il paraît difficile de pouvoir éradiquer *O. mossambicus* des milieux qu'il a colonisés sans provoquer de nuisances majeures sur les biocénoses. Ainsi, la meilleure alternative à la lutte contre l'espèce semble être le contrôle de sa progression spatiale. Cependant, étant données les caractéristiques biologiques de cette espèce particulièrement bien adaptée à l'invasion de nouveaux milieux (notamment un fort taux de reproduction et une croissance rapide), il semble difficile d'arrêter sa progression dans les milieux qu'elle a envahis. Ainsi, le contrôle de la propagation de l'espèce doit être principalement orienté vers une limitation de son introduction dans de nouveaux plans ou cours d'eau. De plus, les efforts de pêches commerciale et/ou sportive doivent être maintenus, afin de continuer à prélever une partie des individus présents dans le milieu naturel, bien que cette mesure ne permette de limiter que très faiblement la progression spatiale de l'espèce (Keith, 2002).

immobiles en surface et peuvent ainsi être facilement capturés (Ramade, 1998).

5.2 DIAGNOSTIC DE L'INVASION D'*O. MOSSAMBICUS* EN NOUVELLE CALÉDONIE

5.2.1 De leur introduction à la réglementation des importations et de la pêche en eau douce

5.2.1.1 Historique de l'introduction

O. mossambicus est importé en Nouvelle Calédonie pour la première fois en 1955 à partir d'individus originaires de Manille (Philippines) (Devambez, 1964 ; <http://www.fao.org/fishery/introsp/1734/en>). Afin de développer l'élevage de l'espèce, 40 individus sont introduits en octobre 1955 au centre agricole de Port Laguerre (Marquet *et al.*, 2003). Par la suite, en mars 1957 et août 1958, l'espèce est introduite dans deux marais à proximité de Yaté (Marquet *et al.*, 2003)., notamment les marais de la rivière Blanche dans l'enceinte du parc de la Rivière Bleue où des plantes ont été délocalisées des zones qui allaient être ennoyées par le lac du barrage (M. Boulet, comm. pers.). Ces marais situés initialement au-dessus du niveau de l'eau des rivières, se retrouvent partie intégrante du lac de Yaté (Van Pel, 1959). Ce dernier a effectivement été rehaussé entre 1955-1959 et l'eau a atteint le niveau du barrage en 1960. L'introduction en 1960 du black bass à grande bouche (*Micropterus salmoides*) avait pour double but de contrôler les populations de tilapias du lac mais aussi de développer la pêche sportive (Devambez, 1960). Le tilapia aurait aussi été introduit pour le développement de la pêche sportive au *Micropterus salmoides* (M. Boulet; comm. pers.).

Depuis, l'espèce s'est bien acclimatée aux milieux aquatiques calédoniens (Gargominy *et al.*, 1996 ; Séret, 1997; Marquet *et al.*, 2003 ; Keith, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts> ; <http://www.fao.org/fi/website/>).

Une autre espèce de tilapia introduite dans le monde pour contrôler l'expansion de la végétation aquatique dont elle se nourrit et pour son élevage, *Tilapia zillii* a été introduite dans les bassins de Port Laguerre en Nouvelle Calédonie en 1959 pour l'élevage (45 alevins en provenance d'Honolulu, Hawaï) (Van Pel, 1959). L'espèce ne s'est pas acclimatée (Marquet *et al.*, 2003 ; Devambez, 1964).

En Nouvelle Calédonie, les deux seules espèces de Cichlidés représentées dans les

milieux d'eau douce sont les tilapias exotiques *O. mossambicus* et *Sarotherodon occidentalis* (espèce probablement introduite par accident en même temps qu'*O. mossambicus*) (Séret, 1997; Keith, 2005). *S. occidentalis* est maintenant très majoritaire dans les eaux douces calédoniennes par rapport à *O. mossambicus* (Marquet *et al.*, 2003) qui est essentiellement présent dans le Sud de la Grande Terre. *S. occidentalis* supporterait mal les fortes salinités (P. Keith, comm. pers.).

La différence taxonomique entre ces deux espèces de tilapias présentes en Nouvelle Calédonie est difficile à effectuer sur de simples critères morphologiques (P. Keith, comm. pers.) (voir § 5.1.1.1). Les personnes interrogées au cours de notre étude ne parviennent pas en général à les différencier. La majeure partie des gens se basent sur la couleur pour distinguer les deux espèces (aspect noirâtre pour *O. mossambicus* et verdâtre pour *S. occidentalis*), mais ce critère varie en fonction de l'état physiologique du poisson (parade, ponte...).

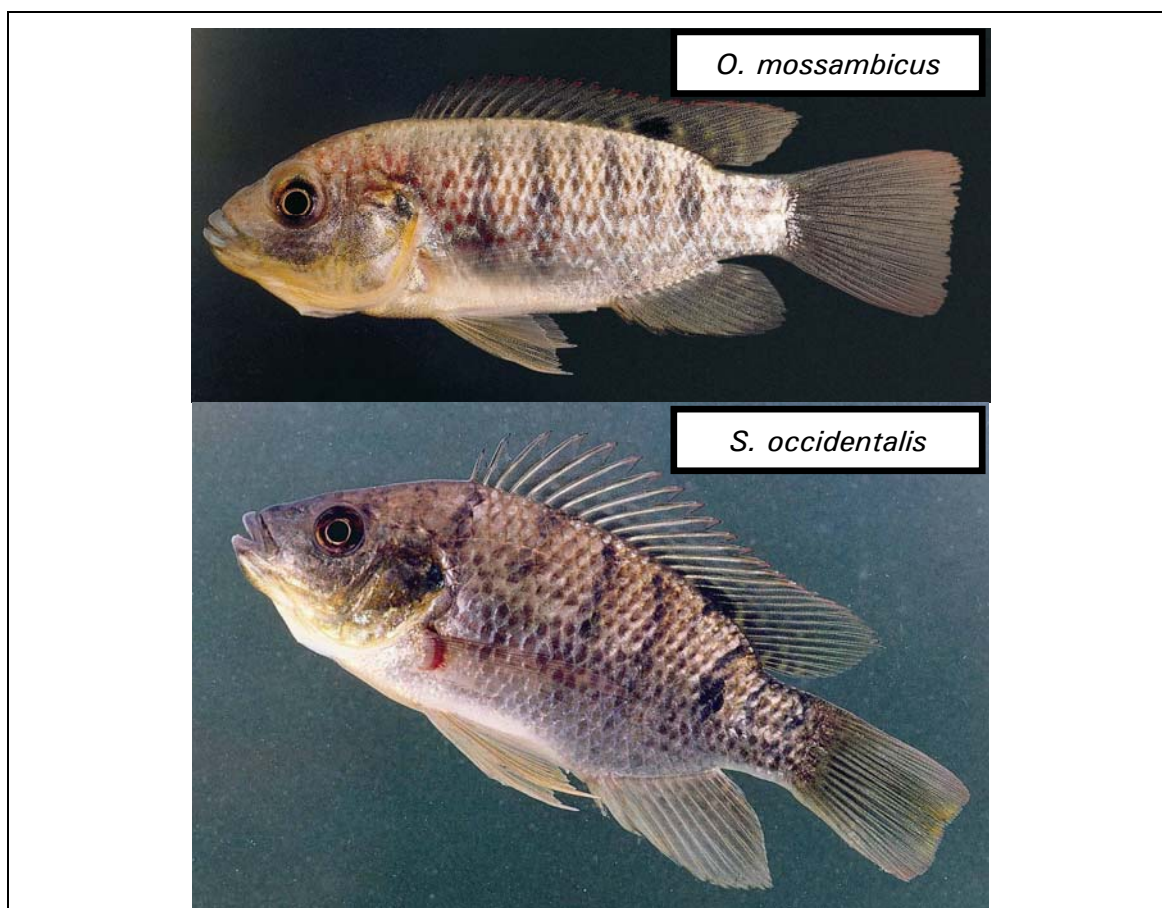


Figure 5.3 : Photographies de tilapia (*O. mossambicus* et *S. occidentalis* (copyright E. Vigneux in Marquet *et al.*, 2003) en Nouvelle Calédonie

5.2.1.2 Réglementation relative à l'importation d'espèces animales en Nouvelle Calédonie

En Nouvelle Calédonie, l'importation des animaux a été réglementée dès 1968. Seuls certains mammifères domestiques et oiseaux sont autorisés à l'importation (délibération n° 67 du 26/01/1968 portant réglementation « des conditions d'introduction en Nouvelle Calédonie d'animaux de toute provenance et des produits d'origine animale »). Une dérogation portant sur les poissons exotiques d'aquarium a été votée en 1977 (arrêté n°77-466/CG du 06/12/1977). Elle fixe la liste des poissons autorisés et les conditions de leur importation. Les tilapias n'en font pas partie et sont, par conséquent, interdits à l'importation depuis 1968. Le tableau 5.1 reprend les textes réglementaires visant cette espèce et la nature des interdictions.

Tableau 5.1 : Historique des textes s'appliquant à *Oreochromis mossambicus* en Nouvelle Calédonie

Référence du texte	Dél. 67 du 26/01/68 Conditions d'introduction en NC d'animaux	Arr. 77-466/CG du 06/12/1977 (dérogation à la dél. 67 du 26/01/68) Autorisation d'importation de poissons exotiques d'eau douce pour aquarium	Code de l'environnement de la province Sud (20/03/2009) Liste des espèces envahissantes (titre V)	Délibération n° 5-2009/APS du 18 février 2009 Lutte contre les espèces exotiques envahissantes
Nature de l'interdiction	Importation	Importation	Introduction dans le milieu naturel, production, détention, transport, utilisation, colportage, cession, mise en vente ou achat	

5.2.1.3 Code de l'environnement des provinces

La province Nord a adopté son code de l'environnement le 24/10/2008 et la province Sud le 20/03/2009.

Ces codes comportent des mesures visant la lutte contre les espèces exotiques envahissantes (chapitre VI du code de l'environnement de la province Nord et au titre V pour celui de la province Sud). Le tilapia (*O. mossambicus*) fait partie de la liste des espèces concernées uniquement en province Sud. Par conséquent, sont interdits uniquement en province Sud, l'introduction dans le milieu naturel de

manière volontaire ou par négligence ou imprudence, la production, la détention, le transport, l'utilisation, le colportage, la cession, la mise en vente, la vente ou l'achat de tout ou partie d'un spécimen vivant, ainsi que de ses produits.

5.2.1.4 Réglementation de la pêche en eaux terrestres

La réglementation de la pêche en eaux terrestres est reprise par les nouveaux codes de l'environnement des provinces (chapitre II) et ne se limite plus aux parties des cours d'eau en eau douce (au-delà des remontées d'eaux salées) comme le prévoyait un article abrogé de l'arrêté n° 916 du 05/07/1955 fixant la réglementation de la pêche en eau douce en Nouvelle Calédonie. Ces codes listent les engins autorisés pour la pêche et interdit toute installation de nature à empêcher entièrement le passage du poisson ainsi que l'utilisation de drogue ou d'appâts de nature à enivrer le poisson ou à le détruire, ainsi que l'usage d'explosifs. Ils déterminent également une taille minimum pour la pêche des poissons (14 cm de longueur totale) et des crevettes (7 cm de longueur totale sans les antennes).

5.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale d'*O. mossambicus*

5.2.2.1 Recueil des informations

N.B. : Les informations collectées ont porté sur les deux espèces de Cichlidés présentes dans les eaux douces de Nouvelle Calédonie, dans la mesure où la différence entre ces deux espèces (*O. mossambicus* et *S. occidentalis*) n'est pas toujours facile à faire. Quand l'espèce n'a pas pu être déterminée, c'est l'appellation « tilapia » qui a été utilisée pour décrire l'observation.

La carte des données d'observation du tilapia en Nouvelle Calédonie a été réalisée à partir de la base de données collectée par Marquet *et al.* (2003) quant à la distribution spatiale d'*O. mossambicus* et de *S. occidentalis* en Nouvelle Calédonie. Celle-ci a ensuite été complétée par les informations recueillies par Hytec et Mary (2006) dans le cadre de la synthèse sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douce de la Nouvelle Calédonie, en particulier, lors des campagnes de pêche menées par la province Nord en partenariat avec l'Ifremer dans le cadre d'une étude sur les anguilles. Les individus des espèces pêchées au cours de ces campagnes ont pu, en majorité, être taxonomiquement validés par P. Keith sur la base des photos des poissons.

D'autres informations ont pu être collectées lors de l'enquête de terrain menée sur la tortue de Floride. En effet, lors de cette enquête, toutes les personnes contactées ont été questionnées à propos des observations qu'elles auraient pu faire sur les autres espèces étudiées lors de la présente étude et, en particulier, sur le tilapia. Les principales personnes contactées sont : les auteurs de l'atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de Nouvelle Calédonie (Marquet *et al.*, 2003) dont P.Keith, la société Enercal qui exploite les barrages de Yaté et de la Néaoua à Houailou, les services techniques provinciaux en particulier en charge du secteur aquacole en province Sud et de l'agriculture en province Nord, l'Ifremer, le personnel des animaleries et de l'aquarium de Nouméa, les associations de sauvegarde de la nature (ASNNC, Point Zéro Baseline), l'association de pêche en eau douce (P. Gozzi), des éleveurs d'écrevisse, un commerçant de Houailou.

Enfin, une mission récente menée en novembre 2009 dans le cadre d'une thèse sur l'évolution de la variabilité morphologique et génétique du tilapia *O. mossambicus* par Cyril Firmat sous la direction de Paul Alibert de l'université de Bourgogne a permis de confirmer la présence de cette espèce en certains points, notamment dans la plaine des Lacs où l'espèce est largement implantée (Cyril Firmat, comm. pers.; Erbio, 2009).

5.2.2.2 *Distribution spatiale du tilapia en milieu naturel et milieux colonisés*

Au cours de cette enquête, les observations collectées sont plus ou moins précises en fonction de la personne à l'origine de l'information. Les figures 5.4 et 5.5 montrent la répartition géographique du tilapia sur la Grande Terre (*O. mossambicus* et *S. occidentalis* ou tilapia lorsque l'espèce n'a pas pu être identifiée).

N.B. : La majorité des localisations des figures suivantes a été confirmée par plusieurs personnes ou par les propriétaires des terrains concernés. Pour certains lieux, une enquête plus poussée permettrait de définir, pour chaque site d'observation, l'espèce de tilapia présente ainsi que la localisation précise des observations. En aucun cas, ces informations ne permettent d'établir une carte exhaustive de la distribution actuelle du tilapia en Nouvelle Calédonie puisque la présente étude se limitait à exploiter les bases de données existantes.

Les données collectées ont été classées en fonction des milieux colonisés (couleur

d'étiquette différente). Ainsi, 4 types de milieu ont été distingués :

- la rivière (étiquette bleue) lorsque le tilapia se trouvait dans l'eau ou au niveau des berges d'un cours d'eau mais en dehors de la zone de remontée d'eau salée,
- le plan d'eau douce (étiquette verte) pour les mares et retenues collinaires ou retenues de barrage hydroélectrique (Yaté) ou à vocation d'irrigation (Tamoia),
- l'eau saumâtre à salée (étiquette grise) pour les observations dans la mangrove, dans les embouchures de rivière ou dans les canaux des fermes de crevettes de la côte Ouest,
- les fossés d'eaux usées (étiquette rouge) pour les observations dans les fossés et canaux d'assainissement servant à la fois à l'évacuation des eaux usées et des eaux pluviales, représentant donc des milieux fortement anthropisés.

N.B. : Le tilapia a été observé dans des fossés d'assainissement autour de Nouméa mais ces fossés subissent l'influence des marées et les observations sont classées dans la catégorie eaux saumâtres. Ce sont les seules observations en milieu anthropisé recueillies au cours de l'enquête.

Les cartes obtenues permettent de faire les constats suivants :

- *S. occidentalis* est présent essentiellement en eau douce, dans les rivières sur l'ensemble de la Grande Terre, les quelques observations en plan d'eau concernent le lac du barrage de la Néaoua à Houailou où ils sont présents depuis au moins 2002 (voir annexes 5.1 et 5.2), un marais à Ouégoa en 1999 (Marquet et al, 2003), le lac de Yaté (J. Manauté, comm. pers. 2009) et lac en Huit (Pöllabauer, 1999).
- *Oreochromis mossambicus*, depuis son introduction en 1957-1958 dans des marais proches du lac de Yaté, a rapidement colonisé le lac dès 1959 après rehaussement du barrage et inondation des zones d'introduction. L'espèce *O. mossambicus* est présente surtout sur la côte Ouest au niveau des marais et chenaux en eau saumâtre des fermes de crevettes de la côte Sud-Ouest, principalement à Moindou. Il est cantonné au périmètre extérieur des fermes

aquacoles, dans le chenal qui collecte les rejets des bassins (J. Herlin, Ifremer Koné, comm. pers., Cyril Firmat, comm. pers.).

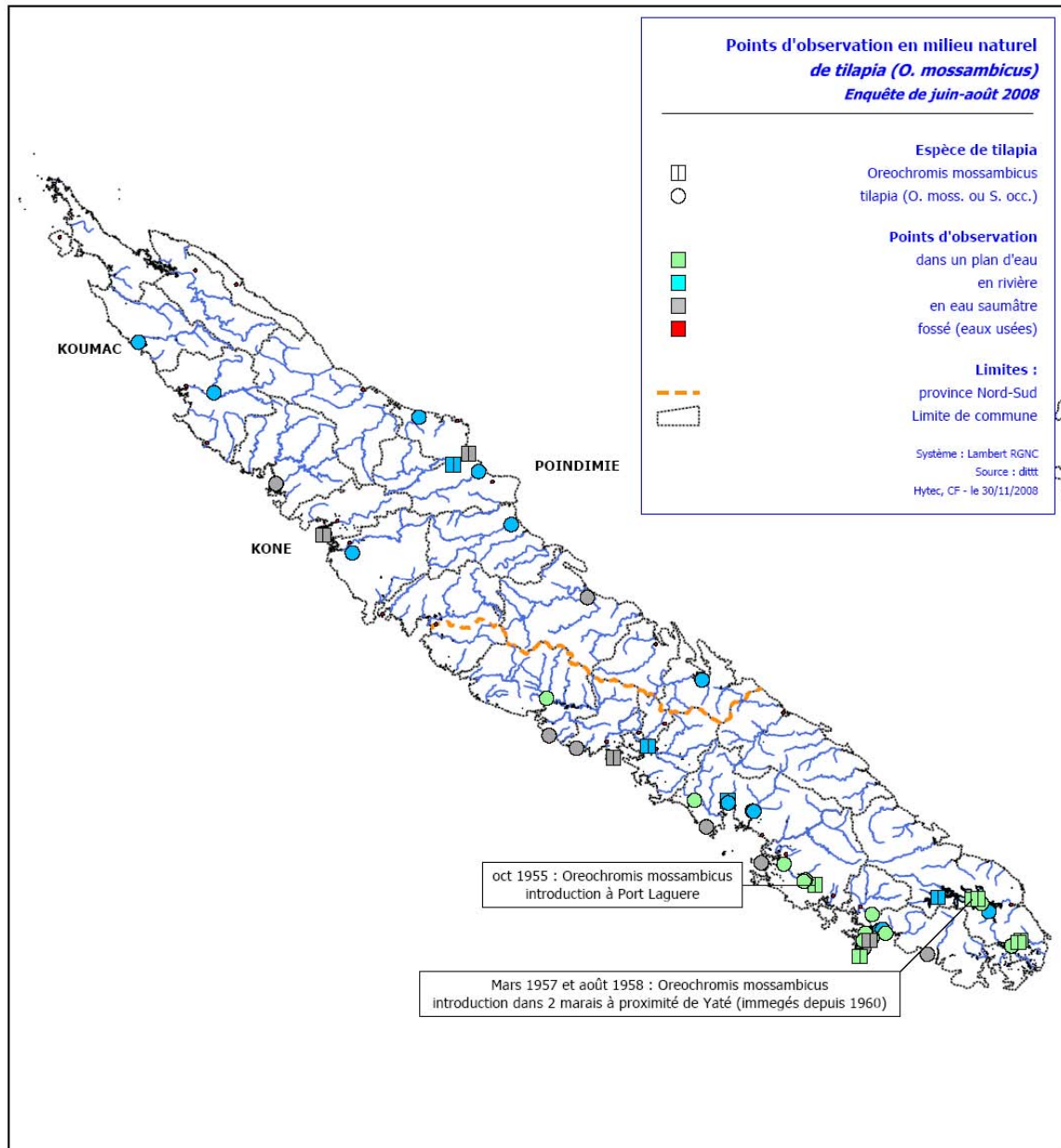


Figure 5.4 : Carte de quelques observations du tilapia et de l'espèce *O. mossambicus* en milieu naturel en Nouvelle Calédonie

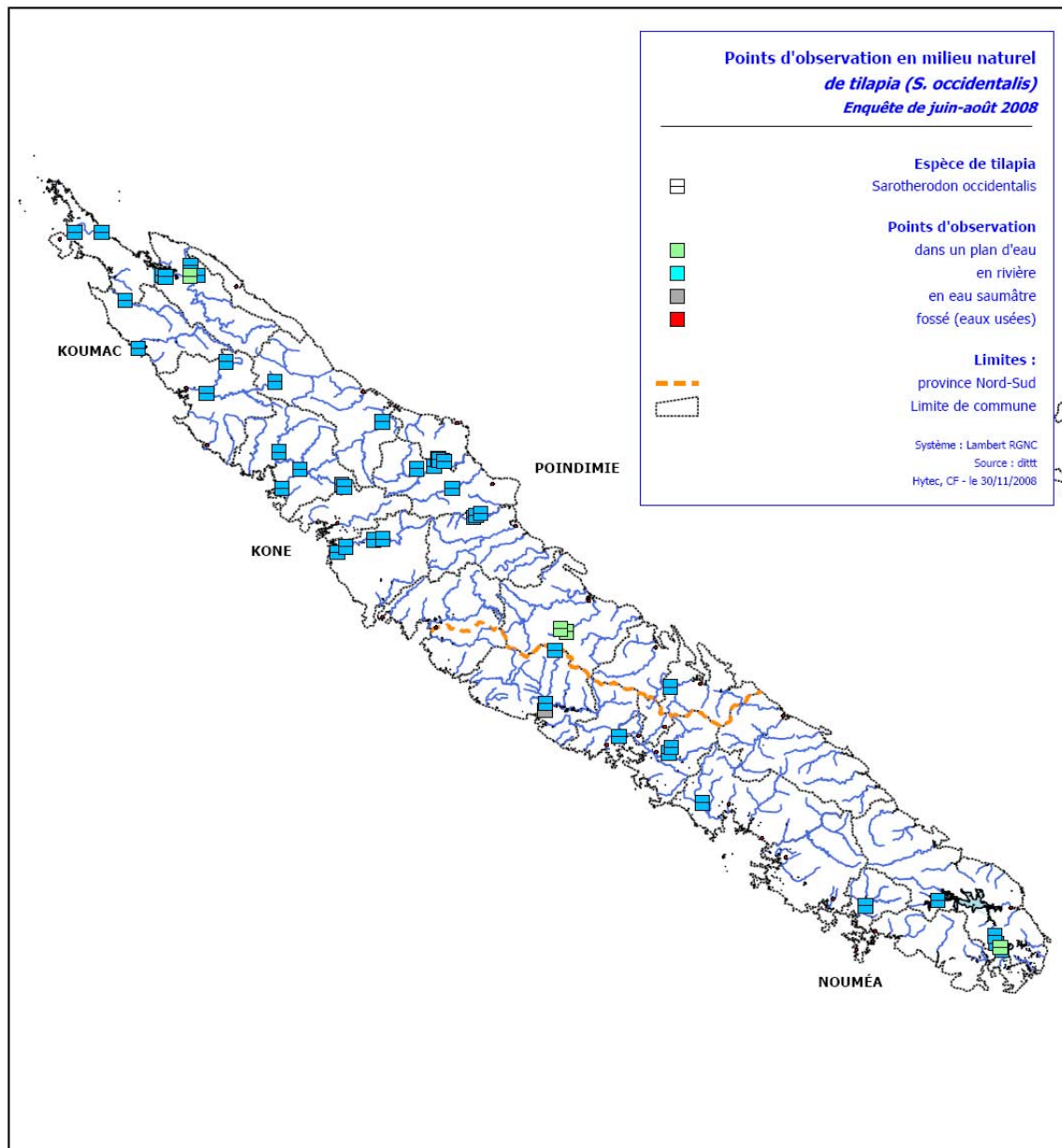


Figure 5.5 : Carte de quelques observations du tilapia (*S. occidentalis*) en milieu naturel en Nouvelle Calédonie

Pour ce qui concerne la province Nord, les deux espèces de tilapia sont présentes dans la majorité des cours d'eau de la côte Ouest et sont consommées par la population. L'espèce *S. occidentalis* se reproduit toute l'année et se retrouve en cours moyen et supérieur des rivières, alors que l'espèce *O. mossambicus* se retrouve plutôt en eau saumâtre (F. Portal, DDRP Pouembout, comm. pers.). Il est vraisemblable que les tilapias signalés en milieu saumâtre (carte figure 5.5) sont de l'espèce *O. mossambicus*, car l'espèce *S. occidentalis* supporterait mal les fortes salinités (P. Keith, comm. pers.), même si elle a parfois été observée à proximité

des fermes de crevettes. Il semble que sur la côte Est, les populations de tilapia (espèce non précisée) aient régressé en particulier sur les rivières Tchamba et Amoa d'où il aurait disparu il y a deux ans avec d'autres espèces de poissons suite notamment à des crues importantes (Cyril Firmat, comm. pers). Un seul spécimen d'*O. mossambicus* a pu être récolté lors de cette mission de terrain (novembre 2009) dans la rivière Tiwaka.

Ainsi, il semble que les deux espèces de tilapia (*Sarotherodon occidentalis* et *Oreochromis mossambicus*) ne fréquentent pas les mêmes milieux hormis dans le lac de Yaté où elles ont été introduites et où on les retrouve encore aujourd'hui (J. Manauté, comm. pers.).

Les résultats de l'enquête confirment la présence des deux espèces de tilapia uniquement dans les zones d'eaux calmes ou à faible courant : plans d'eau (Plaine des Lacs, lac de Yaté) et cours d'eau, saumâtres ou non. L'espèce *O. mossambicus* se retrouve majoritairement dans les zones d'eaux saumâtres de la côte Sud-Ouest, plus ou moins anthropisées, alors que l'espèce *S. occidentalis* préfère les eaux douces des cours moyens et supérieurs des rivières de la Grande Terre. Seul le lac de Yaté abriterait les deux espèces.

5.2.2.3 Régime trophique en Nouvelle Calédonie

L'annexe 5.3 montre les résultats d'une étude réalisée sur les tilapias du lac de Yaté (*a priori O. mossambicus*, aucune photo n'a permis de confirmer le nom de l'espèce pêchée). Les spécimens pêchés ont été pesés et mesurés et la courbe taille-poids dessinée. Les spécimens pêchés sont tous de petite taille (inférieure à 11,5 cm) par rapport aux valeurs habituellement admises dans la littérature (taille maximum de 35 à 40 cm pour *O. mossambicus*) et n'ont *a priori* pas atteint la maturité sexuelle (entre 15 et 18 cm à la maturité en fonction du sexe, vers 1 à 2 ans). La revue de littérature a montré que les juvéniles étaient omnivores avec des tendances carnivores. Harris (1991) mentionne que si le phytoplancton est consommé par le zooplancton, en revanche, le tilapia ne semble pas consommer le zooplancton du lac lequel serait sous-exploité (ce qui reste à confirmer par l'analyse microscopique des contenus stomacaux de tilapias). Van Pel signale la présence du poisson par millions d'individus dans le lac dès 1959, un pêcheur pouvant en attraper quelques centaines en 2 à 3 heures de pêche à la canne avec des vers de

terre comme appât. L'introduction du black bass en 1960 a fortement diminué les populations de tilapias.

Lors de la mission de terrain de novembre 2009 réalisée par l'université de Bourgogne, des formes naines (« stunted ») d'*O. mossambicus* ont été trouvées dans des milieux où les conditions sont *a priori* plus difficiles (milieux fermés notamment). C'est le cas du lac en Y dans lequel hormis une femelle d'*O. mossambicus* de taille normale, les autres individus de l'espèce étaient nombreux et de forme naine. La même observation a été faite à la sortie du chenal de la ferme aquacole de Foué à Koné (eau salée et non saumâtre) où tous les spécimens pêchés étaient de forme naine. La littérature consultée lors de notre étude ne fait pas mention de ce phénomène chez le tilapia.

5.2.2.4 *Reproduction en Nouvelle Calédonie*

Au cours de l'enquête, quelques informations ont été recueillies sur la reproduction des tilapias et en particulier la présence de nids.

Dans les fermes aquacoles, les mâles font un nid en creusant le sédiment en été. Ils préfèrent les zones planes, riches en sédiments aux canaux aux berges marquées comme ceux de la mangrove (J. Herlin, Ifremer Koné, comm. pers.). Dans la plaine des Lacs et au lac de Yaté, des nids d'environ 30 cm de diamètre ont été observés à la faveur d'une baisse du niveau d'eau.

Les données recueillies sont insuffisantes pour connaître les périodes de reproduction du tilapia *O. mossambicus* en Nouvelle Calédonie : observation de juvéniles, d'œufs ou de nids. Il est vraisemblable compte tenu du climat tropical qu'il y ait plusieurs pontes par an, principalement en saison chaude comme le mentionne la revue de littérature.

Il n'existe pas non plus d'information sur une éventuelle hybridation avec *S. occidentalis* que ce soit dans la littérature ou en milieu naturel en Nouvelle Calédonie.

5.2.3 Menaces d'*Oreochromis mossambicus* sur la biodiversité de la Nouvelle Calédonie

L'impact des espèces introduites acclimatées est mal connu, mais probablement non négligeable compte tenu des résultats obtenus lors d'études réalisées sur diverses espèces à travers le monde. Les conséquences pourraient être très importantes dans certaines régions déjà fragilisées, comme la Plaine des Lacs. Certaines espèces autochtones ou endémiques sont d'ores et déjà menacées (*Galaxias*) ou pourraient disparaître rapidement à la moindre modification du milieu car les populations sont réduites et elles doivent effectuer, pour la majorité d'entre elles, deux migrations pour assurer leur cycle biologique (espèces amphidromes) : une première migration après la reproduction, des rivières vers la mer à l'état larvaire, et une seconde migration pour assurer leur croissance, de la mer vers l'amont des rivières, à l'état de juvénile (Keith 2005). Pour les poissons et crustacés du bassin versant du Lac de Yaté qui comprend la Rivière Blanche, la Rivière Bleue, mais aussi la rivière des Lacs et les lacs de la plaine des Lacs, la construction en 1921 d'un barrage sur la rivière Yaté, rehaussé depuis, et la vidange du barrage en 1990 ont du contribuer à diminuer le recrutement de ces espèces.

Au niveau mondial, *S. occidentalis* n'est pas considérée comme étant une espèce envahissante nuisible. En Nouvelle Calédonie, on la retrouve surtout dans les parties lentes des cours d'eau et elle ne mettrait pas pour l'instant en danger les espèces patrimoniales qui sont plutôt rhéophiles (P. Keith, comm. pers.).

O. mossambicus, quant à elle, serait à l'origine de la disparition du *Galaxias neocaledonicus* (Eldredge, 2000 ; Marquet *et al.*, 2003 ; Keith, 2002, 2005), en particulier du lac en Huit (F. Devinck, comm. pers.) ainsi que de caridines endémiques (*Paratya sp.*) (P. Keith, comm. pers.).

G. neocaledonicus est une espèce endémique de Nouvelle Calédonie localisée uniquement dans la région de la Plaine des Lacs en Province Sud, située à 250 m d'altitude, au niveau de deux lacs : le lac en Huit et le Grand Lac (Keith, 2002). *G. neocaledonicus* préfère les eaux fraîches et les fonds rocheux de ces lacs présentant des crevasses et des fissures (Marquet *et al.*, 2003). Cette espèce est menacée suite à l'introduction en 1955 des deux espèces de tilapias

O. mossambicus et *S. occidentalis*, suivie par l'introduction du black bass, *Micropterus salmoides* en 1960. En effet, *G. neocaledonicus* ferait partie des proies consommées par ces prédateurs : les juvéniles de tilapia à tendance carnivore et les black bass dès leur stade juvénile. L'exploitation minière serait aussi une cause de la raréfaction de cette espèce du Sud de la Grande Terre (Keith, 2002).

Il existe peu de données sur la répartition et l'abondance de *G. neocaledonicus* dans le Grand Sud hormis le constat réalisé par l'équipe du Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris que l'espèce est devenue rare dans le lac en Huit. En effet, lors de la mission Pedcal réalisée en 1991, l'équipe de pêche n'a eu aucun mal à capturer cette espèce dans les rivières du Sud alors qu'en 1999, lors d'une nouvelle mission du MNHN, un seul spécimen a été pris après une journée de pêche et non pas dans les cours d'eau où elle avait été capturée en 1991 mais dans le lac en Huit (G. Marquet, comm. pers.). Une étude récente réalisée par le bureau d'études Erbio pour le compte de la province sud sur les espèces invasives des lacs de la Plaine des Lacs, a confirmé la présence du tilapia *O. mossambicus* dans le lac en Huit, le Grand Lac et le lac en Y (Erbio, 2009). La présence majoritaire de l'espèce *S. occidentalis* observée en rivière (en 1991 pour le Sud) peut laisser penser que la forte baisse de la présence du *G. neocaledonicus* du Sud est aussi due à la prédation par cette espèce. Une étude plus approfondie sur la répartition et les stocks de l'espèce *G. neocaledonicus* dans le Sud et des zones qui pourraient encore être protégées devient urgente aujourd'hui. Il reste nécessaire d'étudier l'écologie et la biologie de l'espèce en préalable à tout programme de conservation.

5.2.4 Impacts d'*Oreochromis mossambicus* sur les activités humaines

5.2.4.1 Impact positif

Le tilapia est devenu une source de nourriture pour de nombreux habitants des tribus de la chaîne, en particulier sur la côte Est (il s'agirait *a priori* de l'espèce *S. occidentalis*). Ainsi les habitants des régions de Canala et de Ponérihouen aménagent des retenues d'eau en rivière à l'aide de blocs où ils élèvent ces poissons à des fins de consommation (Jacques Mermoud, comm. pers.). Au barrage de la Néaoua dans lequel il a été introduit dès 1982 lors de la mise en eau du barrage, les gens de la tribu viennent régulièrement le pêcher (L. Blanc Enercal, comm. pers.). Il représente une importante source de nourriture et de revenus pour

les tribus avoisinantes (autoconsommation et vente occasionnelle sur les marchés et petits commerces).

La fréquence de pêche est irrégulière et chaque pêche représente entre 20 et 30 kg de poissons vendus le jour même. Hormis le tilapia, le choix en poisson frais à Houailou se limite à du poisson de mer, plus rare, ou à l'anguille. La chair des tilapias est fade comme celle de tout poisson de rivière mais reste appréciée par les consommateurs (B. Kuter, commerçant de Houailou, comm. pers.).

L'impact de l'introduction de cette espèce semble plutôt positif comme source de protéine et de revenus pour une partie de la population. De nombreux projets ont été développés pour l'aquaculture du tilapia. Une note a été élaborée en 2003 à l'attention de la Chambre d'Agriculture pour définir les conditions d'élevage en bassins de l'espèce *Oreochromis niloticus* du fait de sa « forte productivité par rapport à celle méconnue de l'espèce présente en Nouvelle Calédonie (*O. mossambica*) » (Piroddi, 2003). Le projet serait de nouveau à l'ordre du jour (B. Fao, comm. pers.).

5.2.4.2 Impact négatif

Au niveau des fermes aquacoles localisées en mer (creveticulture), les fermiers mettent des filtres sur la prise d'eau afin de limiter l'entrée de tilapia dans les bassins de crevettes. Les flaques résiduelles dans les bassins vides sont traitées à la roténone ou au chlore avant mise en eau (J. Herlin, Ifremer, comm. pers.).

5.3 STRATÉGIES DE SUIVI ET DE CONTRÔLE D'*OREOCHROMIS MOSSAMBICUS* DANS LE CONTEXTE INSULAIRE CALÉDONIEN

Du fait que l'élimination d'*O. mossambicus* semble impossible, en particulier du Lac en Huit et du Grand Lac où ces espèces ont été introduites, il reste nécessaire d'encourager sa capture et ne pas restreindre la pêche dans ces zones (Keith, 2002). Plus généralement, il convient de ne pas limiter l'effort de pêche sur ces espèces envahissantes.

L'utilisation de la roténone ou de tout autre traitement chimique est à exclure en particulier en milieu ouvert du fait du manque de spécificité de ces traitements.

En parallèle à ces actions sur le terrain, il est nécessaire de revoir la stratégie de

lutte contre les espèces envahissantes (cf introduction) et plus particulièrement :

- renforcer la réglementation relative à l'introduction d'espèces envahissantes,
- limiter la propagation de l'espèce sur le territoire (par la population locale),
- évaluer la présence et la distribution des 2 espèces de tilapia *O. mossambicus* et *S. occidentalis* et savoir les reconnaître,
- déterminer plus précisément les impacts de ces espèces sur la biodiversité,
- cibler les efforts de lutte sur les secteurs encore préservés qui présentent une biodiversité importante et de forts taux d'endémisme.

Ces mesures devront, comme pour les autres espèces envahissantes, être accompagnées de moyens visant à :

- améliorer la connaissance sur les espèces envahissantes (réseau d'information),
- sensibiliser la population aux risques liés à l'introduction d'espèces envahissantes,
- créer localement des collections de référence,
- former le personnel en charge du contrôle aux frontières et de la quarantaine animale, etc (SPREP, 2000).

**ETUDE DU CARACTERE INVASIF DE QUELQUES ESPECES
ANIMALES ET VEGETALES INTRODUITES DANS LES
MILIEUX DULÇAQUICOLES EN NOUVELLE CALEDONIE**

PARTIE 6 :

MICROPTERUS SALMOIDES (LACEPEDE, 1820)



Micropterus salmoides en Nouvelle Calédonie (photo publiée avec l'autorisation d'E. Vigneux)

Merci de référencer l'étude de la manière suivante :

Hytec, Mary N., 2010. Etude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie : 1/ *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), 2/ *Hydrilla verticillata* (hydrille verticillée), 3/ *Melanoides tuberculata* (mélanoïde), 4/ *Trachemys scripta elegans* (tortue de Floride), 5/ *Oreochromis mossambicus* (tilapia du Mozambique), 6/ *Micropterus salmoides* (black bass à grande bouche). Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres.

TABLE DES MATIERES

Table des matières.....	iii
Liste des annexes	iii
Liste des figures	iii
Liste des tableaux.....	iii
6. <i>Micropterus salmoides</i> Lacepède, 1820	301
6.1 Etat de l'art.....	301
6.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques	301
6.1.1.1 Description de l'espèce	301
6.1.1.2 Croissance et reproduction chez <i>M. salmoides</i>	304
6.1.1.3 Régime trophique de <i>M. salmoides</i>	312
6.1.1.4 Avantages compétitifs de <i>M. salmoides</i>	318
6.1.2 Préférences écologiques de <i>M. salmoides</i>	320
6.1.2.1 Habitat	320
6.1.2.2 Préférences à l'égard de facteurs abiotiques.....	321
6.1.2.3 Conclusion	324
6.1.3 Dynamique de progression spatiale de <i>M. salmoides</i>	324
6.1.3.1 Territoires d'origine.....	324
6.1.3.2 Mode et moyens de dispersion	324
6.1.3.3 Distribution géographique dans le monde.....	325
6.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages	334
6.1.4.1 Impacts écologiques causés par <i>M. salmoides</i>	334
6.1.4.2 Impacts économiques causés par <i>Micropterus salmoides</i>	337
6.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication de <i>Micropterus salmoides</i>	338
6.2 Diagnostic de l'invasion de <i>M. salmoides</i> en Nouvelle Calédonie.....	341
6.2.1 De son introduction à la réglementation de la pêche en eau douce	341
6.2.1.1 Historique de l'introduction	341
6.2.1.2 Réglementation relative à l'importation d'espèces animales en Nouvelle Calédonie.....	342
6.2.1.3 Code de l'environnement des provinces.....	343
6.2.1.4 Réglementation de la pêche en eau douce en Nouvelle Calédonie	343
6.2.1.5 Réglementation de la pêche des poissons dans le bassin d'alimentation du barrage de Yaté.....	343
6.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale de <i>M. salmoides</i>	345
6.2.2.1 Recueil des informations	345
6.2.2.2 Distribution spatiale du black bass en milieu naturel	346
6.2.2.3 Les différents milieux colonisés	346
6.2.3 Etat des connaissances sur le black bass en Nouvelle Calédonie	352
6.2.3.1 Paramètres morphométriques des populations de black bass du lac de Yaté	352
6.2.3.2 Reproduction	354

6.2.3.3	Recrutement	356
6.2.3.4	Régime trophique	357
6.2.3.5	Habitat	359
6.2.3.6	L'exploitation des stocks / l'effort de pêche et sa réglementation	360
6.2.4	Menaces de <i>Micropterus salmoides</i> sur la biodiversité de la Nouvelle Calédonie	361
6.2.5	Impacts de <i>Micropterus salmoides</i> sur les activités humaines	362
6.3	Stratégies de suivi et de contrôle de <i>Micropterus salmoides</i> dans le contexte insulaire calédonien	363

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 6.1	Quelques caractéristiques du barrage-réservoir de Yaté (Enercal dans Hytec, 2002)	1
ANNEXE 6.2	Variation du niveau de l'eau dans la retenue de Yaté entre 1983 et 1991 (source : Enercal)	1
ANNEXE 6.3	Le lac de Yaté – Synthèse des données disponibles sur le milieu physique et biologique.....	1
ANNEXE 6.4	Résultats des pêches effectuées sur le lac de Yaté – nov. 2002 et janv. 2003 (Falconbridge, 2003).....	1

LISTE DES FIGURES

Figure 6.1 : Dessin de <i>M. salmoides</i> (http://www.ribe-hrvatske.com/images/Micropterus%20salmoides/untitled.htm)	303
Figure 6.2 : Distribution mondiale de <i>Micropterus salmoides</i> (régions en rouge) (d'après les données du Florida Museum of Natural History, http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html)	326
Figure 6.3 : Distribution des populations autochtones (en marron) et introduites (en rouge et rose) de <i>Micropterus salmoides</i> aux Etats-Unis (d'après Fuller, 2007). HUC (hydrologic unit code) 6 correspond aux données par bassin versant et HUC 8 aux relevés sur une unité hydrographique (http://nas.er.usgs.gov/about/hucs.asp)	332
Figure 6.4 : Photo de <i>M. salmoides</i> (copyright E. Vigneux in Marquet et al, 2003)	342
Figure 6.5 : Limites de la zone où la pêche est autorisée sur le lac de Yaté (source : denv, 2008)	344
Figure 6.6 : Carte des observations de <i>M. salmoides</i> en milieu naturel en province Sud.....	346
Figure 6.7 : Lac de la pépinière à Dumbéa après un traitement au désherbant (août 2008)	352

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 6.1 : Historique des textes s'appliquant à <i>Micropterus salmoides</i> en Nouvelle Calédonie	342
Tableau 6.2 : Données issues de la littérature relatives à la reproduction du black bass en Nouvelle Calédonie	355
Tableau 6.3 : Nombre de permis de pêche en eau douce délivré depuis 2004 par la Province sud (source : DENV 2008)	363

6. *MICROPTERUS SALMOIDES* LACEPEDE, 1820

6.1 ETAT DE L'ART

Micropterus salmoides est un poisson d'eau douce appartenant à la famille des Centrarchidae (ordre des Perciformes). Le genre *Micropterus* est composé de 7 espèces particulièrement recherchées pour la pêche sportive et communément appelées black bass. Parmi ces espèces, deux sont principalement connues : le black bass à petite bouche, *Micropterus dolomieu* et le black bass à grande bouche, *Micropterus salmoides* (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Micropterus>).

M. salmoides, également communément appelé achigan, achigan à grande bouche ou perche truitee (largemouth bass dans la littérature anglophone), a été cité sous les noms scientifiques suivants : *Aplites salmoides* (Lacepède, 1802); *Grystes megastoma* Garlick, 1857; *Huro nigricans* Cuvier, 1828; *Huro salmoides* (Lacepède, 1802); *Labrus salmoides* Lacepède, 1802; et *Perca nigricans* (Cuvier, 1828) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts;> <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>; http://fr.wikipedia.org/wiki/Achigan%C3%A0_grande_bouche).

Deux sous-espèces de *M. salmoides* ont été identifiées en fonction de leur localité d'origine aux Etats Unis : *M. salmoides salmoides* est le black bass à grande bouche du nord des Etats Unis et *M. salmoides floridanus*, le black bass à grande bouche de Floride (Heidinger, 1976; Bruslé & Quignard, 2001; Fuller, 2007; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>). Ces deux sous-espèces se distinguent principalement par la taille de leurs écailles, ainsi que par le nombre d'écailles composant leur ligne latérale (cf. § 6.1.1.1).

6.1.1 Morphologie et caractéristiques biologiques

6.1.1.1 Description de l'espèce

Le corps de *M. salmoides* est robuste, avec une forme oblongue légèrement comprimée latéralement ce qui lui confère un aspect trapu. Le profil de la tête, caractéristique de l'espèce, est à l'origine de son nom commun, le black bass à grande bouche (ou largemouth bass). En effet, *M. salmoides* présente une tête épaisse avec une très large bouche oblique, dont la mâchoire inférieure, plus développée que la supérieure, est proéminente. La mâchoire supérieure s'étend vers

l'arrière de l'œil. Chez cette espèce, l'opercule* est triangulaire, à bords lisses, et recouvert d'écailles (Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Marquet *et al.*, 2003 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>).

La coloration de la robe de *M. salmoides* lui permet de se confondre avec la végétation du milieu. La partie dorsale du corps présente une coloration vert bronze foncée, les flancs étant vert olive et le ventre blanc laiteux à jaune verdâtre. Dans la partie médiane du corps, *M. salmoides* est traversé de l'œil jusqu'à la base de la nageoire caudale par une ligne sombre constituée d'une succession de tâches sombres à contours irréguliers. Les nageoires sont de coloration gris verdâtre : les nageoires dorsale et anale sont légèrement pigmentées, alors que les nageoires pelviennes et les pectorales sont plus claires. Les mâles reproducteurs de *M. salmoides* développent une coloration plus foncée que les femelles et les juvéniles (Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Marquet *et al.*, 2003 ; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>; <http://aqua-culture.blogspot.com/2007/01/largemouth-bass-micropterus-salmoides.html>; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>).

La colonne vertébrale de *M. salmoides* est composée de 30 à 32 vertèbres selon les individus. La nageoire dorsale présente une dizaine de rayons épineux - il y en aurait 9 à 11 d'après Bruslé & Quignard (2001) ou 8 à 10 chez *M. salmoides salmoides* et 9 à 11 chez *M. salmoides floridanus* d'après Heidinger (1976) - et entre 11 et 14 rayons mous. La nageoire caudale, faiblement échancrée, est composée de 17 rayons mous et la nageoire anale de 3 rayons épineux et de 10 à 12 rayons mous. Enfin, les nageoires pectorales présentent 13 à 15 rayons mous et les nageoires pelviennes un rayon épineux et 5 mous. La ligne latérale comporte 60 à 69 écailles (Heidinger, 1976 ; Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Marquet *et al.*, 2003 ; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>).

Remarque : Les 2 sous-espèces *M. salmoides salmoides* et *M. salmoides floridanus* se distinguent d'une part, par le nombre d'écailles composant leur ligne latérale (entre 59 et 65 chez *M. salmoides salmoides* et entre 69 et 73 chez *M. salmoides floridanus*), et d'autre part, par le fait que, sur tout le corps, les écailles

de *M. salmoides floridanus* sont plus petites que celles de *M. salmoides salmoides* (<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/>).



Figure 6.1 : Dessin de *M. salmoides* (<http://www.ribe-hrvatske.com/images/Micropterus%20salmoides/untitled.htm>)

De plus, *Micropterus salmoides* peut être confondu avec deux autres espèces du même genre : *Micropterus dolomieu* et *Micropterus punctulatus*. *M. salmoides* et *M. dolomieu* se distinguent, d'une part, par la forme de la bouche, celle-ci étant plus petite chez *M. dolomieu* (la mâchoire supérieure ne se prolonge pas vers l'arrière de l'œil) ; et d'autre part, par leur taille, *M. dolomieu* étant généralement plus petit que *M. salmoides* (Bruslé & Quignard, 2001). Les espèces *M. salmoides* et *M. punctulatus* se différencient par la nageoire dorsale dont les rayons sont fusionnés chez *M. punctulatus*, ainsi que par la taille de la mâchoire supérieure, également plus petite chez *M. punctulatus* (<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/>).

6.1.1.2 Croissance et reproduction chez *M. salmoides*

6.1.1.2.1 CROISSANCE

M. salmoides se caractérise par un taux de croissance rapide, lui permettant d'atteindre généralement la taille adulte en 3 ans : en effet, il mesure 10 à 15 cm à l'âge d'un an, 20 à 30 cm au bout de la deuxième année et une quarantaine de centimètres à l'issue de la troisième année. Au-delà de cette période, son taux de croissance diminue chaque année pour devenir négligeable vers l'âge de 5 ou 6 ans (Curtis & Wehrly, 2006; <http://aqua-culture.blogspot.com/2007/01/largemouth-bass-micropterus-salmoides.html>). En milieu naturel, *M. salmoides* présente une taille adulte moyenne d'environ 45 cm pouvant aller jusqu'à 60 cm, pour un poids compris entre 1 et 3 kg, le plus gros spécimen observé en milieu naturel étant un individu de 97 cm pesant 10,1 kg, capturé au Lac Montgomery en Georgie (<http://aqua-culture.blogspot.com/2007/01/largemouth-bass-micropterus-salmoides.html>; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>).

Chez le black bass à grande bouche, la croissance est généralement plus longue chez les individus femelles que chez les mâles et la taille diffère également : en effet, alors que les mâles dépassent rarement une quarantaine de centimètres, les femelles peuvent atteindre 56 cm (<http://aqua-culture.blogspot.com/2007/01/largemouth-bass-micropterus-salmoides.html>; Curtis & Wehrly, 2006). Cette différence de croissance entre mâles et femelles a notamment été observée au Lac Manyame au Zimbabwe (Beamish *et al.*, 2005) et au Lac Trasimeno en Italie (Lorenzoni *et al.*, 2002b). Au Lac Manyame, bien qu'ayant un taux de croissance supérieur (les mâles atteignent 50% de la taille adulte en 1,1 an contre 1,7 an pour les femelles), les mâles sont plus petits que les femelles, avec une taille comprise entre 22 et 45 cm (la majorité des individus mesurent entre 22 et 36 cm) alors que les femelles peuvent atteindre 55 cm, les tailles moyennes étant de 31 cm pour les mâles et de 34 cm pour les femelles (Beamish *et al.*, 2005). De même, au Lac Trasimeno, les mâles sont plus petits que les femelles avec une taille comprise entre 13,8 et 32,7 cm alors que les femelles mesurent de 14,7 à 42,9 cm, leurs tailles moyennes étant de 25 cm et 26,4 cm respectivement (Lorenzoni *et al.*, 2002b).

Cette différence de taille entre individus mâles et femelles est observée durant toute la durée de leur développement : ainsi, au Lac Manyame (Zimbabwe), à l'âge

d'un an, les individus mâles mesurent en moyenne 26 cm et les femelles 28 cm ; à 5 ans, les mâles font en moyenne 36 cm et les femelles 42 cm ; et enfin, un individu mâle capturé de 9 ans mesurait 44 cm et une femelle du même âge, 51 cm (Beamish *et al.*, 2005).

Toutefois, en milieu naturel, la croissance de *M. salmoides* serait influencée par les conditions environnementales, notamment la température de l'eau et la richesse trophique du milieu (Heindinger, 1976; Bruslé & Quignard, 2001; Nepveu & Saint-Maxent, 2002). Ainsi, des variations considérables de la croissance des individus peuvent être observées en fonction de la localité où ils vivent. Différentes études ont ainsi permis de mettre en évidence des différences de taille, de croissance et de longévité entre des populations de *M. salmoides*, en particulier au Zimbabwe, au Brésil ou encore en Italie. Beamish *et al.* (2005) ont étudié 478 individus de cette espèce collectés au lac Manyame (Zimbabwe) entre septembre 1997 et juillet 2001 ; Schulz & Leal (2005) 134 individus prélevés en septembre 1999 et 2001 dans un bassin de l'Université de Vale do Rio dos Sinos à Rio Grande do Sul (sud du Brésil) ; et Lorenzoni *et al.* (2002b) 182 spécimens collectés entre avril 2003 et mai 2004 au lac Trasimeno (Italie centrale).

Les individus de plus grande taille ont été observés au Zimbabwe, où les spécimens capturés mesuraient entre 22 et 55 cm (22 à 45 cm pour les mâles et 22 à 55 cm pour les femelles), alors que la population de plus petite taille a été celle d'Italie avec des individus de taille comprise entre 13,8 et 42,6 cm (13,8 à 32,7 pour les mâles et 14,7 à 42,9 cm pour les femelles). Au Brésil, les spécimens capturés ont présenté une taille intermédiaire entre les 2 populations précédentes, comprise entre 21 et 46,6 cm (Lorenzoni *et al.*, 2002b; Beamish *et al.*, 2005; Schulz & Leal, 2005).

Le taux de croissance de *M. salmoides* diffère également selon la localité. En effet, alors que les individus âgés de 1 an mesurent en moyenne 26,7 cm au Zimbabwe, 26,1 cm au Brésil et 15,4 cm en Italie, leur taille moyenne à 3 ans est de 32,4 cm au Zimbabwe, 29,1 cm en Italie, mais déjà 41,5 cm au Brésil, les populations du Zimbabwe et d'Italie n'atteignant 40 cm qu'à l'issue de 5 et 6 ans respectivement. Ainsi, le taux de croissance de *M. salmoides* est plus élevé pour les populations brésiliennes que pour les deux autres populations, même si les plus gros individus

sont observés au Zimbabwe (Lorenzoni *et al.*, 2002b; Beamish *et al.*, 2005; Schulz & Leal, 2005).

De plus, alors qu'au Brésil la taille maximale observée pour *M. salmoides* a été de 43,9 cm, elle est de 51 cm en Italie, 52,9 cm à New York, 58,9 cm au Minnesota et 62,5 cm en Alabama. L'espèce présente le plus fort taux de croissance moyen au Brésil : 3,28 cm/an contre 2,87 cm/an en Italie, 2,79 cm/an à New York, 2,74 cm/an au Minnesota et 3,04 cm/an en Alabama (Schulz & Leal, 2005). Ces différences de taux de croissance et de taille sont liées à la longévité des individus, paramètre qui dépend également de la localité d'origine. En effet, il semblerait que les populations présentant un taux de croissance rapide ont généralement une longévité inférieure à celles ayant un taux de croissance plus lent (Heidinger, 1976).

Ainsi au Brésil, pays où *M. salmoides* présente le taux de croissance le plus élevé, les individus sont les plus petits et leur survie est courte, l'espèce vivant au maximum trois ans. En revanche, dans les autres localités d'introduction, la durée de vie des individus est plus longue : l'espèce a une longévité de 7 ans au lac Trasimeno (Italie) et de 9 ans au lac Manyame (Zimbabwe) (Lorenzoni *et al.*, 2002b; Beamish *et al.*, 2005; Schulz & Leal, 2005). De plus, les populations indigènes de *M. salmoides* aux Etats-Unis présentent en général une durée de vie supérieure à celle des populations introduites. Par exemple, l'espèce peut vivre jusqu'à 15 ans au Wisconsin et 11 ans en Louisiane, mais les populations introduites au Japon n'atteindront que 7 ans et seulement 5 ans au Mozambique (Heidinger, 1976; Lorenzoni *et al.*, 2002b; Beamish *et al.*, 2005; Schulz & Leal, 2005).

Les raisons de cette faible longévité ne sont pas bien connues mais il est admis que la diversité génétique des populations introduites est plus faible que celle des populations indigènes des Etats-Unis et du Canada. En effet, au Brésil, les introductions de black bass ont été réalisées il y a plus de 80 ans avec relativement peu d'individus et même si des individus supplémentaires ont été plus récemment importés des Etats-Unis, ceux-ci sont trop peu nombreux pour avoir un effet positif sur l'ensemble des populations de black bass existant au Brésil et les effets de la consanguinité sont toujours hautement probables. De même, plusieurs études menées sur les salmonidés ont montré que la consanguinité pouvait être à l'origine de déficiences immunologiques, d'une baisse de l'âge de la maturité sexuelle chez

les femelles, d'une diminution du nombre d'oocytes produits et d'une augmentation de la mortalité dans les aquacultures (Schulz & Leal, 2005).

Enfin, la durée de vie des individus femelles est en général plus longue que celle des individus mâles (Heidinger, 1976). En milieu naturel, l'âge maximum observé a été de 23 ans (Curtis & Wehrly, 2006; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>).

Remarque : il existe également une différence de croissance entre les deux sous-espèces *M. salmoides salmoides* et *M. salmoides floridanus*, cette dernière atteignant une taille plus importante que *M. salmoides salmoides*. Ainsi, au Lac Manyame, avant l'introduction de *M. salmoides floridanus*, les plus gros spécimens prélevés pesaient 4,3 kg. Après l'introduction de cette sous-espèce, le record est passé à 7,3 kg. De plus, le plus gros spécimen capturé (pesant plus de 10 kg) appartenait à cette sous-espèce (Beamish *et al.*, 2005).

6.1.1.2.2 LA REPRODUCTION

Par opposition à de nombreuses espèces de poissons qui sont hermaphrodites¹, *M. salmoides* est une espèce gonochorique*, c'est-à-dire caractérisée par la présence d'individus mâles et femelles distincts, à ponte benthique et à fécondation externe (Heidinger, 1976 ; Curtis & Wehrly, 2006).

➤ Influence des facteurs environnementaux

Les mâles atteignent la maturité sexuelle à une taille d'environ 22 cm (soit à un poids de 160 g) alors que les femelles l'atteignent à une taille d'environ 25 cm (200 g) (Heidinger, 1976), ce qui correspond à un âge de 3 à 4 ans pour les mâles et de 4 à 5 ans pour les femelles (Curtis & Wehrly, 2006). Cependant, dans les régions tropicales et sub-tropicales où la croissance de l'espèce est plus rapide, *M. salmoides* peut atteindre sa maturité sexuelle précocement, par exemple entre 8 mois et 1 an (Heidinger, 1976).

Chez le black bass à grande bouche, la saison de reproduction (ou frai*) se déroule durant le printemps et l'été, le début de cette période étant généralement déterminée par la température de l'eau qui doit être supérieure à 15°C

¹ Espèces dont les gonades (glandes génitales) des deux sexes se trouvent au sein de chaque individu. La maturation des deux types de gonades peut être simultanée ou successive (<http://www.ifremer.fr/aquaculture/fr/glossaire.htm>)

(<http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385> ;
<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ;
<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html> ;

Heindinger, 1976 ; Curtis & Wehrly, 2006). Par exemple, aux Etats-Unis, la période de frai de *M. salmoides* s'étend d'avril à juin, lorsque la température de l'eau est de l'ordre de 23°C ; en France, elle a lieu durant la même période mais à de plus faibles températures de l'eau (16 à 18°C) ; et en Italie, elle se déroule surtout en mai lorsque la température de l'eau est d'environ 22-23°C (Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Lorenzoni *et al.*, 2002b). En Nouvelle Calédonie, la saison de reproduction du black bass a lieu de la fin avril à juillet lorsque la température de l'eau est comprise entre 15 et 25°C, en eaux peu profondes, dans un nid sur substrat divers (sable, graviers, galets, ...) Marquet *et al.*, 2003).

La durée du frai de *M. salmoides* varie en fonction des régions (Heidinger, 1976 ; Waters & Noble, 2004). En effet, alors que la saison de reproduction dure généralement 2 à 3 mois dans les régions tempérées, elle est beaucoup plus longue dans les régions tropicales où elle peut s'étendre sur 6 mois (Waters & Noble, 2004). Cette différence de durée du frai s'accompagne d'une variation du nombre de pontes : ainsi dans les régions tempérées et subtropicales, *M. salmoides* n'effectue en général qu'une seule ponte, alors qu'il y en aurait plusieurs dans les régions tropicales (Waters & Noble, 2004).

Une étude réalisée à l'étang Lucchetti (Porto Rico) a permis de confirmer que la durée de la saison de reproduction est plus élevée dans les régions tropicales. Waters & Noble (2004) ont étudié le nombre de pontes de 44 spécimens de black bass à grande bouche entre janvier 1998 et juin 1999 (en suivant les mouvements de ces individus grâce à des transmetteurs, les périodes de reproduction étant marquées par une faible activité des mâles). En 1998, deux périodes de reproduction distinctes ont été observées : la première entre la mi-janvier et la mi-avril, la seconde entre la fin mai et la fin juin, ces deux périodes de frai étant séparées par une période où le niveau d'eau de l'étang était particulièrement bas. En effet, dans cette région, l'amplitude thermique reste faible et la température de l'eau de l'étang marque peu de variation au cours de l'année. Or, généralement, l'entrée en période de reproduction est déclenchée par une augmentation sensible

de la température de l'eau. Dans le cas présent, l'entrée en période de frai est stimulée par une augmentation du niveau de l'eau dans l'étang et le frai s'arrête quand le niveau diminue.

Au cours des deux périodes de reproduction observées, les mâles de *M. salmoides* ont construit plusieurs nids, révélant ainsi la présence de plusieurs pontes : durant la première période (mi-janvier à mi-avril), 10% des mâles ont construit un seul nid, 25% des mâles 2 nids, 55% 3 nids et 10% 4 nids. Au cours de la deuxième période (fin mai à fin juin), 33% ont construit 1 seul nid et 50% en ont construits 2 (17% des mâles ne se sont pas reproduits) (Waters & Noble, 2004). Cette étude a permis de confirmer, d'une part, l'importance des facteurs environnementaux sur la stimulation de l'entrée en période de reproduction chez *M. salmoides* (dans ce cas, le niveau de l'eau de l'étang) ; et d'autre part, la réalisation par l'espèce de pontes multiples lorsque les conditions du milieu lui sont favorables : à l'étang Lucchetti, jusqu'à 6 pontes successives peuvent avoir lieu au cours d'une seule saison de reproduction (Waters & Noble, 2004).

Le régime hydrique des cours d'eau joue également un rôle essentiel dans la reproduction de *M. salmoides*. Un suivi réalisé dans la rivière Illinois entre 1990 et 1995 a montré que le nombre de juvéniles produits et recrutés* dans l'année augmentait sensiblement durant les années de crues en comparaison avec celui observé lors des années où le débit de la rivière était faible. Ainsi, au cours des années avec crues (1990, 1993 et 1995), 20% des poissons capturés étaient des juvéniles de l'année, alors que durant les années plus sèches (1991, 1992 et 1994), les juvéniles de l'année ne représentaient que 7% des captures (Raibley *et al.*, 1997). Cette augmentation de la reproduction et du recrutement des juvéniles lors des années avec crues serait due à une meilleure accessibilité aux zones de ponte qu'offrent les plaines d'inondation des rivières, zones peu accessibles durant les années plus sèches, ainsi qu'à la disponibilité d'habitats propices au développement des juvéniles (en particulier, les zones littorales des cours d'eau riches en macrophytes représentent des habitats favorables pour les juvéniles, en les protégeant de leurs prédateurs potentiels et en augmentant les ressources alimentaires disponibles).

D'autre part, le maintien d'un régime hydrique élevé et stable est aussi un facteur important lors de la reproduction (Raibley *et al.*, 1997). En effet, durant l'année

1991, alors que le débit des eaux était élevé au printemps, une brusque diminution du niveau de l'eau lors de la période de frai a induit une baisse importante de la reproduction de l'espèce. Cette baisse serait liée à une faible accessibilité aux zones de ponte les plus favorables par les adultes suite à la baisse du niveau de l'eau, ainsi que probablement au fait qu'une grande partie des alevins aient été entraînés par le courant.

Cette corrélation entre régime hydrique et recrutement des juvéniles a également été mise en évidence dans des lacs artificiels, notamment au barrage-réservoir Normandy dans le Tennessee (Sammons & Bettoli, 2000). Ces auteurs montrent qu'entre 1991 et 1997, le nombre de juvéniles recrutés était supérieur durant les années pluvieuses, lorsque le niveau de l'eau du réservoir était haut (1994 et 1996) par rapport à celui observé durant les années plus sèches (1992 et 1995) ou lors des années ayant présenté une pluviométrie intermédiaire (1991, 1993 et 1997). Plus spécifiquement, leurs résultats soulignent : 1) un plus grand nombre de juvéniles capturés lors des années 1993, 1994 et 1997 par rapport à 1992 et 1995 (le niveau de l'eau anormalement élevé en 1996 avait rendu difficile la capture des juvéniles) ; 2) une corrélation positive entre le nombre d'individus âgés de 1 an capturés et le nombre de jours où le lac était plein l'année précédente (lors du recrutement des juvéniles) ; 3) une proportion au moins deux fois plus importante des poissons de 3 ans ayant éclos durant les années pluvieuses (1994 et 1996) par rapport à ceux ayant éclos lors des années intermédiaires ou sèches. Les résultats de ce suivi montrent bien que la taille des cohortes* est influencée par les conditions hydriques du milieu.

De même, la croissance des individus serait aussi influencée par le régime hydrique : les individus produits durant les années pluvieuses (1994 et 1996) sont 18 à 52% plus grands que ceux produits lors des années plus sèches (1992 et 1993) (durant les années pluvieuses, la croissance des individus est de type bimodale*) (Sammons & Bettoli, 2000).

➤ Fécondation et développement des alevins

Au début de la saison de reproduction, le mâle de *M. salmoides* construit le nid où seront pondus les ovules. Ce nid, en forme de cuvette de 30 à 50 cm de diamètre, creusé à faible profondeur (entre 0,3 et 1,3 m) dans une zone abritée du vent, est

principalement composé de sable, de graviers et/ou de galets (Heidinger, 1976 ; Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Marquet *et al.*, 2003 ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

Le mâle part ensuite à la recherche d'une femelle gravide qu'il attire dans le nid afin qu'elle y pondre ses ovules. Ceux-ci seront par la suite fécondés par le mâle (une femelle peut se reproduire avec plusieurs mâles). Le nombre d'ovules pondus par femelle varie en fonction de la taille de celle-ci (plus elle est grosse, plus elle en pond). Entre 2 000 et 145 000 oocytes* peuvent être pondus par femelle, avec en moyenne 4 400 à 6 000 oocytes/kg de poids frais (Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>). La taille des œufs varie entre 1,3 et 1,8 mm en fonction de la taille de la femelle (Heidinger, 1976 ; Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Marquet *et al.*, 2003).

Après la ponte, le mâle chasse la femelle, puis veille et ventile le nid jusqu'à l'éclosion des œufs qu'il protège des prédateurs potentiels (au cours de cette période, le mâle ne s'alimente pas). La durée d'incubation des œufs dépend de la température de l'eau : entre 3 et 7 jours sont généralement nécessaires avant que les œufs n'éclosent (Heidinger, 1976). Il faudrait 2 jours d'incubation à 28°C, 2 à 3 jours à 18°C, mais 13 jours à 10°C (d'après Heidinger, 1976 ; Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; Marquet *et al.*, 2003 ; Curtis & Wehrly, 2006).

Si les conditions sont optimales, jusqu'à 80% des œufs de *M. salmoides* peuvent éclore (Heidinger, 1976). A l'éclosion, les alevins, transparents, mesurent environ 3 mm de long (Heidinger, 1976; Bruslé & Quignard, 2001; Marquet *et al.*, 2003; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>). Ils restent au fond du nid pendant environ 6 à 7 jours et consomment toutes leurs réserves vitellines. A l'issue de cette période, ils atteignent une taille d'environ 6 mm et acquièrent une coloration vert pâle. Ils peuvent ensuite quitter le nid, mais restent en bancs, sous la protection du mâle, jusqu'à atteindre une taille d'environ

3 cm (ils sont alors âgés d'un mois). Au cours de cette période ils se nourrissent de zooplancton (<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/> ; Curtis & Wehrly, 2006).

Remarque : En milieu naturel, *M. salmoides* peut s'hybrider avec d'autres espèces de centrarchidés telles que le black bass à petite bouche *M. dolomieu*, ou encore avec *Pomoxis nigromaculatu* ou des espèces des genres *Ambloplites* (*A. rupestris*, *A. ariommus* et *A. constellatus*) et *Lepomis* (*L. macrochirus* et *L. gulosus*) (<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>).

Par exemple, aux îles Hawaïi, des individus hybrides entre *M. salmoides* et *Lepomis macrochirus* ont été signalés dans deux étangs de l'île Kauai (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

6.1.1.3 Régime trophique de *M. salmoides*

6.1.1.3.1 CARACTERISTIQUES GENERALES DU REGIME TROPHIQUE DE *M. SALMOIDES*

M. salmoides est un prédateur carnassier redoutable présentant un régime trophique très varié. En effet, il peut aussi bien se nourrir d'invertébrés que de petits vertébrés. Parmi les invertébrés, l'espèce consomme généralement des insectes (éphéméroptères, moustiques, larves de diptères), des vers, des mollusques gastéropodes ou bivalves, ainsi que des crustacés, principalement des crevettes et des écrevisses. En ce qui concerne les petits vertébrés consommés, il s'agit essentiellement d'autres espèces de poissons, d'amphibiens (grenouilles, têtards et salamandres) et de reptiles (tortues), ainsi que de petits mammifères tels que des souris.

M. salmoides se nourrit préférentiellement au lever du jour et à la tombée de la nuit, mais peut s'alimenter tout au long de la journée (Heidinger, 1976 ; Bruslé & Quignard, 2001 ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Marquet *et al.*, 2003 ; Curtis & Wehrly, 2006 ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385> ; <http://aqua-culture.blogspot.com/2007/01/largemouth-bass-micropterus-salmoides.html>).

Le régime trophique de *M. salmoides* évolue avec le stade de développement des individus. Dans un premier temps, suite à l'éclosion, les alevins se nourrissent par

filtration, principalement de zooplancton et de micro-crustacés. Puis à une taille d'environ 5 cm, *M. salmoides* devient prédateur : tout d'abord, les juvéniles capturent des petites proies, notamment des insectes et des petits crustacés. Puis, au fur et à mesure de leur croissance, leur régime trophique évolue : progressivement la taille des proies capturées augmente et les black bass deviennent piscivores. Enfin, au stade adulte, *M. salmoides* capture des proies de plus grande taille, consommant ainsi des écrevisses, des poissons, des amphibiens et des petits vertébrés. Parfois, *M. salmoides* peut se comporter comme une espèce cannibale (<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html> ; <http://aqua-culture.blogspot.com/2007/01/largemouth-bass-micropterus-salmoides.html> ; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385> ; Heidinger, 1976 ; Marquet *et al.*, 2003 ; Curtis & Wehrly, 2006).

Plusieurs études ont permis de confirmer cette évolution du régime trophique de *M. salmoides* au cours de sa croissance, en particulier celle réalisée par Garcia-Berthou (2002) au Lac Bagnoles (Espagne) et celle réalisée par Hickley *et al.* (1994) au Lac Naivasha (Kenya). Ainsi, au lac Bagnoles, Garcia-Berthou (2002) a montré que les alevins de taille inférieure à 25 mm se nourrissent principalement de microcrustacés cladocères et copépodes. A une taille comprise entre 25 et 75 mm, ils s'alimentent d'amphipodes et d'insectes. A partir de 100 mm, les individus commencent à capturer des crustacés et des poissons : entre 100 et 225 mm, ils se nourrissent d'insectes, de crevettes et de petits poissons (principalement des blennies et des gambusies) ; entre 250 et 300 mm, de crevettes, d'écrevisses et de poissons, et à partir de 300 mm, ils consomment préférentiellement des écrevisses et des poissons (principalement des gardons).

De même, au lac Naivasha (Kenya), les alevins d'une taille comprise entre 20 et 60 mm se nourrissent préférentiellement de microcrustacés copépodes et cladocères qui constituaient respectivement 44 et 33% des proies consommées (Hickley *et al.*, 1994). Dans cette classe de taille, certains individus avaient tout de même ingurgité des gambusies *Poecilia reticulata* (correspondant en moyenne à 3% des proies capturées par 17% des individus) et des écrevisses (moins de 1% des proies capturées par 3% des poissons). A une taille comprise entre 60 et 260 mm, les individus présentent le régime trophique le plus varié (composé de 25 proies

différentes contre 5 types de proies pour les poissons plus petits et 13 types pour les plus gros). Cependant, chez ces individus, le bol alimentaire était largement dominé par l'insecte hétéroptère *Micronecta scutellaris*, consommé par 90% des poissons et correspondant à 63% en moyenne des proies capturées. Enfin, à une taille comprise entre 260 et 500 mm, les individus consomment principalement des proies de grande taille, notamment des écrevisses *Procambarus clarkii* (en moyenne 52% des proies consommées par 63% des poissons) mais aussi des amphibiens adultes et des poissons (respectivement 14% et 16% des proies consommées par 19 et 18% des poissons analysés). De plus, dans ce groupe d'individus, la taille des proies consommées augmente avec la taille des poissons.

Au cours de la même étude, Hickley *et al.* (1994) ont étudié la variabilité du régime trophique du black bass à grande bouche, entre 1989 et 1992, dans quatre types d'habitats du lac Naivasha : le milieu pélagique*, une zone littorale rocheuse, une zone riche en macrophytes immergées et une zone de bordure occupée par de la végétation. Malgré une faible variation du nombre de proies capturées dans les différents habitats, le régime trophique de *M. salmoides* reste dominé par l'hétéroptère *M. scutellaris* chez les individus de taille comprise entre 60 et 260 mm quelque soit l'habitat, alors que chez les plus gros individus, le régime trophique est dominé par l'écrevisse *P. clarkii* dans les zones pélagique et littorale rocheuse et par *M. scutellaris* dans les zones colonisées par des végétaux aquatiques. De même, le régime trophique varie peu d'une année à l'autre.

Enfin, un suivi réalisé entre 1983 et 2004 au Lac Paul (Université de Notre Dame, Michigan) a permis de montrer que les animaux terrestres font partie des proies consommées par *M. salmoides* même si en général, ils ne représentent qu'une faible proportion du bol alimentaire (Hodgson & Hansen, 2005). En effet, durant cette étude, le contenu stomacal de 3 873 individus, collectés chaque année entre mai et août, a été analysé. Dans ce lac, le régime trophique de *M. salmoides* est composé de zooplancton (principalement des daphnies), d'insectes benthiques et terrestres, de poissons, de reptiles et amphibiens, ainsi que d'oiseaux et de petits mammifères. Les proies les plus consommées par le black bass sont les invertébrés benthiques (42,3% de la biomasse totale ingérée), ainsi que les poissons (35,8% de la biomasse consommée), les proies les moins exploitées étant les vertébrés terrestres et les invertébrés terrestres, constituant respectivement 12,3% et 9,7%

de la biomasse totale consommée. Globalement, les vertébrés terrestres ne représentaient que 0,03% de l'ensemble des proies capturées par *M. salmoides*.

6.1.1.3.2 INFLUENCE DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX SUR LE REGIME TROPHIQUE DE *M. SALMOIDES*

En milieu naturel, les facteurs environnementaux de type abiotique (saison, température de l'eau, qualité physico-chimique de l'eau) et biotiques (présence d'espèces végétales et animales) peuvent influencer le régime et l'activité trophiques de *M. salmoides*.

➤ La saison

En ce qui concerne la saison, les individus mâles de *M. salmoides* cessent de s'alimenter pendant la période de frai, en particulier au moment de l'incubation des œufs, lorsque pour protéger sa progéniture, le mâle ne quitte pas le nid.

➤ La température de l'eau

L'activité trophique du black bass est influencée par la température de l'eau. Ainsi, cette activité diminue en hiver à des températures inférieures à 5°C, mais également en été, lorsque la température de l'eau dépasse 37°C. De plus, l'activité trophique du black bass serait 3 fois supérieure à 20°C qu'à 10°C (Heidinger, 1976).

Différents auteurs se sont intéressés à la variabilité saisonnière de l'activité trophique de *M. salmoides* en milieu naturel. Ainsi, en 1978, Cochran & Adelman (1982) ont analysé le contenu stomacal d'individus échantillonnés au Lac Rebecca (Minnesota) à différentes saisons. Leur étude a démontré que le poids total du contenu stomacal des individus capturés augmentait à partir de la fin du printemps (3,6 mg/g de poids frais à la mi-mai) pour atteindre le maximum vers la fin de l'été (11,4 mg/g de poids frais fin août), puis diminuait progressivement durant l'automne (10,9 mg/g fin septembre et 10,2 mg/g de poids frais début octobre), l'augmentation de l'alimentation pendant l'été s'accompagnant d'une augmentation du taux de croissance de l'espèce. Les principales proies de *M. salmoides* étaient des poissons (plus de 50% du contenu stomacal), principalement des juvéniles de *Lepomis macrochirus* et de *M. salmoides*, mais aussi des insectes et parfois des amphibiens (dont *Rana pipiens*) (Cochran & Adelman, 1982).

De plus, une étude réalisée au Lac Trasimeno (Italie) a permis de montrer une variation du nombre d'individus de black bass avec l'estomac vide selon la saison (Lorenzoni *et al.*, 2002a). Les auteurs ont montré que le plus grand nombre d'individus ayant l'estomac vide étaient collectés en hiver (42,86%) et le moins grand nombre en été (9,84%), avec des valeurs intermédiaires au printemps et à l'automne (25,35 et 21,21% respectivement). Cette variation temporelle de l'activité trophique de *M. salmoides* est corrélée, d'une part, à un ralentissement de l'activité générale des individus pendant l'automne et l'hiver quand la température de l'eau diminue, et d'autre part, à l'arrêt de l'alimentation de l'espèce durant le frai au printemps (Lorenzoni *et al.*, 2002a).

➤ **La qualité physico-chimique de l'eau**

L'activité trophique de *M. salmoides* est affectée par la salinité et le taux d'oxygène dissous de l'eau : généralement, les individus cessent de s'alimenter à des salinités supérieures à 25‰ et pour des teneurs en oxygène inférieures à 1 mg/l (Heidinger, 1976).

➤ **Influence des conditions biotiques du milieu**

Les caractéristiques biotiques de l'environnement peuvent également influencer le régime trophique du black bass à grande bouche. Celui-ci peut adapter son alimentation en fonction de la quantité des proies disponibles dans le milieu. Ainsi, au lac Trasimeno (Italie), le régime trophique des adultes de *M. salmoides* est principalement composé de crevettes de l'espèce *Palaemonetes antennarius* (93% de l'alimentation du poisson), les poissons et les insectes constituant une faible part du bol alimentaire (respectivement 6,3 et 0,7%). De plus, bien que les poissons constituent l'aliment majoritaire chez les juvéniles âgés de moins d'un an, la consommation de crevettes augmente avec l'âge, constituant près de 90% de l'alimentation des individus de plus de 2 ans (Lorenzoni *et al.*, 2002a).

De même, dans la partie basse du fleuve Guadiana (Portugal), Godinho *et al.* (1997) ont montré que *M. salmoides* consomme préférentiellement les proies les plus abondantes de son biotope, notamment la perche soleil *Lepomis gibbosus* et la gambusie *Gambusia holbrooki*, et en ce qui concerne les invertébrés, des insectes hétéroptères *Micronecta meridionalis* et des crustacés décapodes *Atyaephira desmarestii*. Les auteurs ont également mis en évidence une évolution du régime

trophique de *M. salmoides* en fonction du stade de développement des individus : les juvéniles de taille inférieure à 100 mm consommaient 54,8% d'hétéroptères, 12,1% de crevettes et 11,2% de poissons ; ceux dont la taille était comprise entre 100 et 200 mm capturaient 23,5% d'hétéroptères, 16,3% de crevettes et 49,9% de poissons, alors que les individus d'une taille supérieure à 200 mm consommaient 55% de poissons et 20% d'hétéroptères (Godinho *et al.*, 1997).

D'autre part, le régime trophique de *M. salmoides* peut être influencé par la présence de végétaux aquatiques dans le milieu, en particulier celle d'hydrophytes telles qu'*Hydrilla verticillata*. En effet, les macrophytes constituent des zones d'abri pour les proies potentielles du black bass, limitant ainsi leur prédation par ce poisson, comme l'ont montré Sammons & Maceina (2006). Au Lac Seminole (Georgie), ces auteurs ont comparé le taux de prédation de *M. salmoides* sur les espèces indigènes entre 2000 et 2003, après un traitement au fluridone réalisé en 2000 pour éradiquer *H. verticillata*. Deux zones du lac plus ou moins envahies par l'hydrophyte avaient été traitées : Spring Creek, une zone fortement encombrée où le taux de couverture par *H. verticillata* est passé de 70% en 2000 à 22% en 2001, et la rivière Chattahoochee, zone témoin faiblement colonisée (taux de couverture constant de 26%).

Aucune différence significative n'a été observée en ce qui concerne le type de proies consommées par le black bass avant et après le traitement du lac par le fluridone (pour les 2 zones étudiées). Ainsi, durant toute l'étude, le régime trophique des individus de plus de 30 cm a principalement été composé d'écrevisses et de poissons (en particulier des centrarchidés et des cypriniformes), et celui des poissons de moins de 30 cm de crevettes, d'écrevisses et d'insectes (principalement des odonates et éphémères). En revanche, à Spring Creek en particulier, la diminution de la densité des herbiers s'est accompagnée d'une augmentation de la croissance des black bass, due principalement à une augmentation de leur activité trophique (+ 38% entre 1998 et 2003) ; à la rivière Chattahoochee, l'augmentation a été de 13% seulement.

L'augmentation du taux de croissance de *M. salmoides* à Spring Creek, au lac Seminole, est corrélée à une baisse du nombre d'individus ayant l'estomac vide (diminution totale de 20%) et à un accroissement du nombre de proies par estomac (21% de proies en plus par estomac en moyenne). Ces résultats confirment bien

que la réduction de la couverture végétale par *H. verticillata* au lac Seminole a permis une augmentation de la croissance des individus de *M. salmoides*, non pas par une modification de leur régime trophique mais par une augmentation du taux de prédation (les proies n'étant plus protégées par le tapis végétal) (Sammons & Maceina, 2006).

Cependant, l'impact d'*H. verticillata* sur le régime trophique de *M. salmoides* varie en fonction du stade de développement de ce dernier. Comme l'hydrophyte représente des zones de refuge pour les poissons, sa présence a un impact négatif sur la croissance des black bass adultes qui sont principalement piscivores comme nous venons de le voir (Sammons & Maceina, 2006). En revanche, la présence d'*H. verticillata* favoriserait la croissance et la survie des black bass juvéniles (Tate *et al.*, 2003). En effet, d'une part, l'hydrophyte fournit des zones d'abri pour les alevins et juvéniles de *M. salmoides* limitant ainsi leur prédation par d'autres espèces. D'autre part, l'appareil végétatif* d'*H. verticillata* constitue un support favorable au développement des macroinvertébrés aquatiques, dont se nourrissent préférentiellement les juvéniles. Une étude réalisée aux lacs Lochloosa et Orange (Floride) a confirmé l'effet positif d'*H. verticillata* sur le recrutement et la survie des juvéniles de première année de *M. salmoides* (Tate *et al.*, 2003). Ces auteurs ont montré que l'abondance des juvéniles dans les 2 lacs augmentait avec la densité des herbiers d'*H. verticillata*, ces habitats conférant refuge et ressources alimentaires importantes pour les juvéniles.

6.1.1.4 Avantages compétitifs de *M. salmoides*

Afin de mieux comprendre les caractéristiques biologiques rendant *M. salmoides* plus compétitif que les espèces autochtones dans les localités où il est introduit, Weyl & Hecht (1999) ont étudié différents traits d'histoire de vie* du black bass à grande bouche, en particulier sa survie, sa croissance et sa reproduction au lac Chicamba (Mozambique). *M. salmoides* y est le principal poisson carnassier pêché, représentant 9% des captures par les pêcheurs locaux (le seul autre prédateur est *Clarias gariepinus* qui ne représente que 6% des prises).

Les individus capturés les plus âgés avaient 5 ans au plus, ce qui semble être l'âge maximal atteint par le black bass dans ce lac. De plus, une mortalité importante des individus semble s'y produire, étant donné que seulement 91 spécimens ont été

prélevés dans la classe d'âge généralement la mieux représentée chez les poissons (0 à 1 an).

En ce qui concerne la croissance, aucune différence du taux de croissance n'a été observée entre les individus mâles et femelles de *M. salmoides*. La taille moyenne des individus récoltés a varié entre 29 cm pour les individus âgés de 1 an et 40,2 cm pour les individus âgés de 5 ans (avec 35,4, 38,3 et 39,6 cm en moyenne à 2, 3 et 4 ans respectivement). Ainsi, les populations de *M. salmoides* présentent une croissance rapide, ce qui leur permet, d'une part, d'atteindre la taille adulte vers 2 ans, et, d'autre part, d'atteindre la maturité sexuelle précocement, dès l'âge d'un an avec une taille moyenne de 29 cm pour les femelles et de 30,5 cm chez les mâles.

Enfin, en ce qui concerne la reproduction du black bass, le frai débute dès la fin de l'hiver, stimulée par une augmentation de la température de l'eau et de la durée du jour, et ne dure que 2 mois environ (août et septembre). Sur ce point, *M. salmoides* se distingue des espèces autochtones qui se reproduisent plus tardivement dans la saison (vers la fin de l'année).

L'étude a également permis d'analyser l'évolution du régime trophique de l'espèce tout au long de la croissance des individus. Ainsi, pendant les deux premiers mois, *M. salmoides* se nourrit principalement de petits organismes, notamment de cladocères *Daphnia*, d'insectes hétéroptères *Corixia* et d'autres insectes aquatiques. A l'âge de 4 mois, avec une taille moyenne de 12,2 cm, *M. salmoides* devient progressivement piscivore, mais continue à consommer des insectes aquatiques et terrestres entre 4 et 6 mois. Enfin, à partir de 7 mois, à environ 20 cm, *M. salmoides* devient quasi-exclusivement piscivore. Dans ce lac, les adultes se nourrissent principalement des cichlidés présents dans le milieu.

En conclusion, dans le lac Chicamba, l'entrée en période de reproduction tôt dans la saison et la croissance rapide de l'espèce confèrent à *M. salmoides* des avantages compétitifs certains face aux espèces autochtones (Weyl & Hecht, 1999). En effet, d'une part, la reproduction précoce du black bass permet à ses juvéniles de limiter la compétition avec les autres espèces piscicoles vis-à-vis de la nourriture, les alevins de ces dernières se nourrissant principalement de zooplancton et de petits invertébrés quand les juvéniles du black bass consomment des proies de taille plus

importante. D'autre part, ses caractéristiques biologiques permettent à *M. salmoides* d'atteindre la taille nécessaire à la prédation des juvéniles des poissons autochtones lors du recrutement* de ces derniers. En effet, chez les espèces indigènes, le recrutement des juvéniles a lieu en janvier, période où les juvéniles de *M. salmoides* ont déjà 4 mois et où leur régime trophique passe d'insectivore à piscivore.

6.1.2 Préférences écologiques de *M. salmoides*

6.1.2.1 Habitat

M. salmoides est une espèce benthopélagique* des eaux douces des régions tropicales, subtropicales et tempérées. En milieu naturel, l'espèce peut se développer dans des milieux lotiques et lentiques, mais elle préfère les eaux calmes, notamment les lacs, les étangs et les marais ou les bras morts ainsi que les zones de cours d'eaux présentant moins de courant et plus de profondeur. Dans ces habitats, *M. salmoides* préfère les zones d'eau claire avec une végétation aquatique bien développée près des berges, ce qui lui permet de se protéger de ses prédateurs et de se camoufler pour capturer ses proies. Bien qu'étant préférentiellement inféodée aux milieux dulçaquicoles, *M. salmoides* peut également se développer en milieu saumâtre, en particulier dans les estuaires (<http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html> ; Heidinger, 1976 ; Curtis & Wehrly, 2005 ; Marquet *et al.*, 2003).

En ce qui concerne la profondeur, le black bass à grande bouche vit généralement dans des eaux peu profondes, étant rarement présent au-delà de 5 à 6 m de profondeur bien que, selon Heidinger (1976), des individus auraient été capturés jusqu'à 23 m de profondeur (<http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385> ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>).

En général, *M. salmoides* adapte ses préférences vis-à-vis de la profondeur en fonction du moment de la journée et de la saison. Ainsi, durant la nuit et la matinée, l'espèce reste dans des eaux plus profondes, généralement à l'ombre de la végétation surplombant le milieu (notamment des arbres et des arbustes), alors que

l'après midi il remonte vers la surface pour s'alimenter. D'autre part, dans les régions tempérées, *M. salmoides* vit dans les eaux profondes en hiver, mais préfère les eaux plus chaudes de surface au printemps et en été (<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/>).

6.1.2.2 Préférences à l'égard de facteurs abiotiques

6.1.2.2.1 TEMPERATURE

Comme pour toute espèce ectotherme*, la température de l'eau est un facteur essentiel pour la survie de *M. salmoides*. Cette espèce des régions tropicales et tempérées est eurytherme, elle peut se développer dans des eaux de températures comprises entre 10 et 32°C, son préférendum thermique étant néanmoins situé entre 27,2 et 30°C. Dans les régions où la température de l'eau est inférieure à 10°C en hiver, la propagation de *M. salmoides* reste limitée du fait d'une inhibition de la reproduction (les adultes peuvent survivre mais pas se reproduire) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>).

De nombreuses études ont montré que *M. salmoides* présente une grande tolérance vis-à-vis des températures extrêmes, que ce soit pour les basses ou pour les hautes températures, en fonction de la température du milieu d'acclimatation des individus (Venables *et al.*, 1978 ; Cincotta & Stauffer, 1984 ; Currie *et al.*, 2004). Lorsque les black bass sont acclimatés à des températures élevées, ils peuvent résister à de plus fortes températures et vice-versa. Ainsi, des poissons ayant vécu dans des eaux présentant une température de 34 ou 36°C peuvent supporter des températures allant jusqu'à 38 et 39°C respectivement ; ceux acclimatés à des eaux de 25°C supportent des eaux de température maximale comprise entre 32 et 34°C, alors que les individus acclimatés à de basses températures telles que 6°C et 2°C supporteront des températures maximales de 27°C et 25°C respectivement (Cincotta & Stauffer, 1984).

Currie *et al.* (2004) ont étudié les températures minimales et maximales supportées par trois espèces de poissons, le black bass à grande bouche *M. salmoides*, la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* et le poisson chat *Ictalurus punctulatus*, acclimatés à des températures de 20, 25 et 30°C pour *M. salmoides* et

I. punctulatus, et de 10, 15, 20°C pour *O. mykiss*, ou soumis à des températures variables comprises entre 20 et 30°C pour les premiers et entre 10 à 20°C pour la truite arc-en-ciel (conditions de vie plus proches de celles du milieu naturel).

Les auteurs montrent que la température du biotope joue un rôle prépondérant sur la tolérance des espèces aux températures extrêmes. Ainsi, les black bass, après avoir vécu dans un milieu à 20°C, ont toléré des températures minimales et maximales de 3,2 et 35,4°C respectivement ; à 25°C, les températures minimales et maximales supportées sont de 7,3 et de 36,7°C ; et à 30°C, de 10,7 et 38,5°C respectivement. En conditions de température variable, les poissons ont supporté des températures minimales comprises entre 5,9 et 7,7°C (6,7°C en moyenne) et des températures maximales allant de 35,6 à 37,3°C (en moyenne 36,9°C). Ces résultats soulignent bien la relation existant entre température du milieu d'acclimatation et tolérance aux températures extrêmes, les poissons acclimatés à des températures plus élevées supportant des températures maximale et minimale supérieures à celles tolérées par les individus acclimatés à des températures plus basses.

Cette relation a également été démontrée chez les alevins de *M. salmoides*. En effet, d'après Venable *et al.* (1978), cette tolérance thermique existe déjà chez des individus ayant un poids de 0,18 g. Les auteurs ont montré que les alevins sont capables de supporter une amplitude thermique de 15 à 20°C, selon la température d'acclimatation de leur milieu de vie. Ainsi, les individus acclimatés à 15°C se caractérisent par un taux de survie de 100% lorsqu'ils sont exposés pendant 48 h à des températures comprises entre 10 et 30°C et un taux de mortalité de 100% à des températures supérieures à 35°C. De même, des individus acclimatés à 35°C présentent un taux de survie de 100% à des températures comprises entre 20 et 35°C, et un taux de mortalité de 100% pour des températures inférieures à 15°C ou supérieures à 40°C (température létale quelque soit la température d'acclimatation). Les individus acclimatés à des températures intermédiaires auront des plages de résistance thermique intermédiaires.

6.1.2.2.2 SALINITE

M. salmoides est une espèce sténohaline* généralement inféodée aux milieux d'eau douce, bien que pouvant être rencontrée en milieu saumâtre. En effet, l'espèce peut

être fréquente dans les estuaires dont la salinité ne dépasse pas 12‰ (Heidinger, 1976) (<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html> ; Marquet *et al.*, 2003).

La teneur en sels du milieu influence les caractéristiques biologiques de l'espèce (Heidinger, 1976). En effet, dans des milieux où la salinité est supérieure à 10‰, le taux de reproduction diminue fortement, les œufs pouvant cependant éclore jusqu'à des salinités de 20 à 30‰. D'autre part, le black bass cesse de s'alimenter lorsque la salinité du milieu atteint 25‰.

6.1.2.2.3 PH

M. salmoides présente une faible tolérance vis-à-vis des variations de pH de son biotope : il ne peut se développer que dans des milieux où le pH est compris entre 6,1 et 9,5, les valeurs optimales étant proches de la neutralité (entre 7 à 7,5) (Heidinger, 1976 ; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>).

De part et d'autre de la gamme de pH tolérée par l'espèce, on observe une réduction rapide de sa reproduction dans les milieux où le pH est inférieur à 5-6 ou supérieur à 10 (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; Heidinger, 1976 ;), et ses populations présentent un taux de mortalité de 50% pour des valeurs de pH inférieures à 4,2 ou supérieures à 10,4 (Heidinger, 1976).

6.1.2.2.4 OXYGENE

M. salmoides présente une faible résistance face à une baisse de la teneur en oxygène dissous de son milieu de vie, le seuil critique pour l'espèce étant d'environ 1 mg/l. Cependant, ce seuil peut varier en fonction de la température de l'eau : il sera de 0,92 mg/l, 1,19 mg/l et 1,14 mg/l pour des températures de 25, 30 et 35°C respectivement (Heidinger, 1976).

La baisse du taux en oxygène dissous dans le milieu peut également altérer certaines caractéristiques biologiques de *M. salmoides* telle que sa croissance, qui est diminuée de 25 à 30% pour une concentration en oxygène dissous de 4 mg/l par rapport à celle observée à 8 mg/l d'oxygène. De même, la reproduction et le taux d'éclosion des œufs sont réduits pour des seuils en oxygène dissous de 2, 2,1

et 2,8 mg/l à des températures de 15, 20 et 25°C respectivement (Heidinger, 1976).

6.1.2.3 Conclusion

M. salmoides ne présente pas, au premier abord, les caractéristiques écologiques des espèces envahissantes. En effet, bien qu'eurytherme, l'espèce est inféodée à un type d'habitat particulier : des milieux dulçaquicoles relativement chauds, calmes et faiblement pollués. En revanche, ses caractéristiques biologiques lui confèrent un avantage compétitif certain sur les espèces indigènes et lui permettent de devenir envahissante. En effet, le black bass à grande bouche se caractérise par plusieurs traits particulièrement bien adaptés à l'exploitation d'un nouveau milieu, notamment la capacité à adapter sa croissance, sa reproduction et son régime trophique aux conditions environnementales (cf. § 6.1.1.4).

6.1.3 Dynamique de progression spatiale de *M. salmoides*

6.1.3.1 Territoires d'origine

M. salmoides est originaire de la moitié orientale de l'Amérique du nord. Dans cette région, la distribution du black bass s'étend du sud du Canada - où on retrouve l'espèce de la Baie de Hudson jusqu'au fleuve St Laurent et la région des Grands Lacs - jusqu'au Golfe du Mexique, en passant par le Minnesota et tout le bassin du Mississippi. On retrouve aussi l'espèce le long du Golfe du Mexique (de la Floride jusqu'au nord du Mexique) et le long de la côte Atlantique (de la Caroline du Nord à la Floride) (Figure 6.2) (Curtis & Werhly, 2005 ; Fuller, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; <http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>).

6.1.3.2 Mode et moyens de dispersion

A l'heure actuelle, *M. salmoides* est un poisson d'eau douce fortement répandu dans toutes les régions tropicales, subtropicales et tempérées du globe. Son importation au niveau mondial a débuté dès la fin du 19^{ème} siècle, principalement pour développer la pêche sportive. En effet, ce prédateur d'eau douce est particulièrement apprécié par les pêcheurs à la ligne. Aux Etats-Unis par exemple, *M. salmoides* est considéré comme faisant partie du « top cinq » des poissons d'eau douce les plus recherchés pour la pêche sportive (Curtis & Werhly, 2005 ;

Fuller, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts;>
<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html;>
<http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/SpeciesSummary.php?id=3385>).

Ainsi, afin de développer la pêche sportive de *M. salmoides*, l'espèce a été introduite volontairement dans de nombreux pays, ce qui a contribué à sa propagation au niveau mondial. Par la suite, le black bass a aussi été importé dans différents pays pour essayer de développer la pêche commerciale et l'aquaculture. Dans certains pays, *M. salmoides* a également été introduit en tant qu'agent de lutte biologique, notamment pour éliminer les tilapias (Devambez, 1960 ; Curtis & Werhly, 2005 ; Fuller, 2007 ; [http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts](http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts;) ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/>;<http://filaman.ifm-geomar.de/Summary/>).

6.1.3.3 Distribution géographique dans le monde

Dans la plupart des localités où il a été introduit, le black bass à grande bouche s'est bien acclimaté et ses populations se maintiennent naturellement. A l'heure actuelle, on le retrouve aussi bien en Amérique du Nord d'où il est originaire, qu'en Amérique du Sud et dans les Caraïbes, en Europe, en Afrique et dans l'Océan Indien, ainsi qu'en Asie et dans le Pacifique (Heidinger, 1976 ; [http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts](http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts;);<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>;<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>).

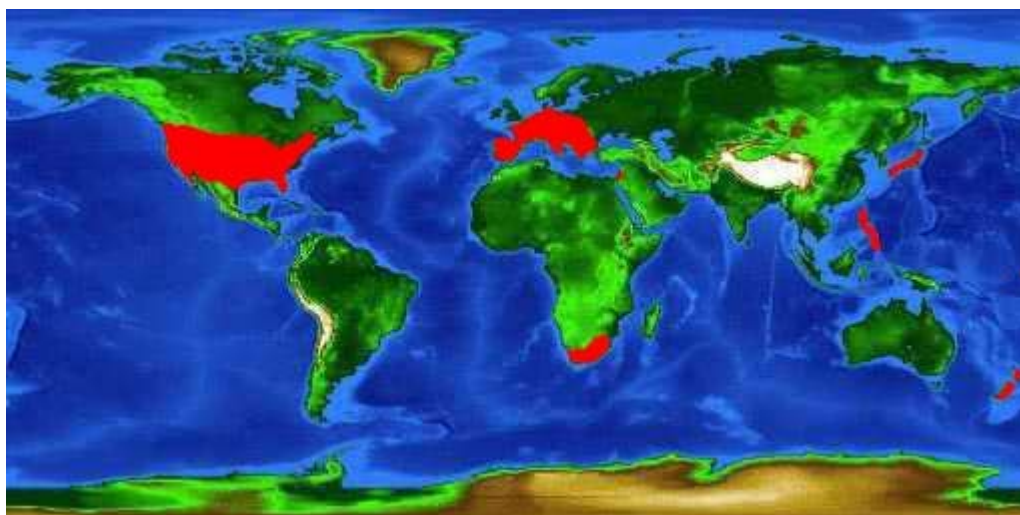


Figure 6.2 : Distribution mondiale de *Micropterus salmoides* (régions en rouge)
 (d'après les données du Florida Museum of Natural History,
<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>)

6.1.3.3.1 PACIFIQUE ET ASIE

L'Asie et le Pacifique n'ont pas connu d'introduction massive de black bass à grande bouche. En effet, en Asie, l'espèce n'a été importée que dans quelques pays d'Asie de l'est et du sud-est, ainsi qu'au Moyen Orient ; dans le Pacifique, elle n'a été introduite que sur quelques îles.

➤ Asie

M. salmoides a principalement été importé en Asie de l'est et du sud-est à partir de poissons originaires des Etats-Unis. L'espèce est introduite pour la première fois sur ce continent en 1907 afin de développer l'aquaculture et la pêche sportive aux Philippines (où elle sera réintroduite en 1915 et 1955). Par la suite, le black bass est introduit en 1925 au Japon et à Hong Kong, en 1963 en Corée, entre 1975 et 1979 à Taiwan, en 1983 en Chine (où il constitue à l'heure actuelle un des principaux poissons cultivés), et en 1984 en Malaisie. Dans la majorité de ces régions, *M. salmoides* s'est vraisemblablement bien établi : en effet, l'espèce se maintient naturellement au Japon, en Corée et aux Philippines, mais ne se serait pas acclimatée en Malaisie (où elle ne se reproduit pas en milieu naturel) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts;><http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>).

D'autre part, des essais d'introduction de l'espèce ont eu lieu au Moyen Orient, notamment en Iran et au Liban, mais ils se sont révélés infructueux (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>).

➤ **Pacifique**

M. salmoides a été introduit dans cette région dès la fin du 19^{ème} siècle. En 1897, 181 spécimens sont importés à Hawaï depuis la Californie pour développer la pêche sportive. Depuis son introduction sur cet archipel, l'espèce s'est bien développée et peut être observée dans des différents étangs des îles Hawaï, Oahu et Kauai (où elle s'hybride avec *Lepomis macrochirus* dans deux étangs).

Quelques décennies plus tard, *M. salmoides* sera de nouveau introduit dans le Pacifique : en 1960, l'espèce est importée d'Hawaï en Nouvelle Calédonie (notamment pour lutter contre le tilapia *Oreochromis mossambicus* et pour développer la pêche sportive (Devambe, 1960)), en 1962 aux îles Fidji et en 1966 aux îles Guam (où l'espèce avait été précédemment stockée par la Marine Américaine au Lac Fena en 1955 mais où les populations ne s'étaient pas maintenues). Dans le Pacifique Sud, *M. salmoides* est également introduit en Polynésie Française, à Wallis et Futuna, et en Nouvelle-Zélande. A l'heure actuelle, l'espèce est bien établie aux îles Hawaï, en Nouvelle Calédonie, à Wallis et Futuna, et aux îles Guam, où des populations se maintiennent naturellement. Cependant, elle ne se serait pas acclimatée aux îles Fidji. (Gargominy *et al.*, 1996 ; Séret, 1997 ; Eldredge, 2000 ; De Garine-Wichatitsky *et al.*, 2005 ; Keith, 2005 ; <http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do> ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html> ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>). Un nouvel essai d'introduction du black bass aux îles Fidji a été réalisé en 1982-1983 à partir de 141 juvéniles pêchés dans le lac de Yaté et envoyés par avion à Fidji où le service des pêches les a introduits dans le lac réservoir de Vaturu (Farman, 1984).

6.1.3.3.2 AFRIQUE ET OCEAN INDIEN

> L'Afrique

Sur ce continent, l'introduction de *M. salmoides* débute en 1928 au Kenya et en Afrique du Sud afin de développer la pêche sportive principalement. Depuis cette époque, *M. salmoides* a été introduit dans de nombreux autres pays et est à l'heure actuelle une espèce fortement représentée sur le continent : on la retrouve aussi bien en Afrique du Nord que sur la côte occidentale, en Afrique Orientale ou en Afrique Australe.

En Afrique du Nord, *M. salmoides* a été introduit depuis l'Europe, principalement depuis la France, au Maroc en 1934, en Egypte en 1949 et en Algérie en 1970. En 1966, l'espèce est exportée du Maroc vers la Tunisie. Dans cette région de l'Afrique, *M. salmoides* s'est acclimaté en Algérie et en Tunisie, où elle se maintient naturellement. En revanche, son introduction a échoué en Egypte et au Maroc, où après une colonisation rapide, les populations ont décliné ; l'espèce est actuellement maintenue dans ces deux pays par des introductions successives (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

Sur la côte occidentale africaine, *M. salmoides* a été introduit depuis la France afin de développer l'aquaculture et la lutte biologique contre le tilapia au Congo en 1955 et au Cameroun en 1956. En 1976, l'espèce est importée au Nigeria à partir de poissons originaires des Etats-Unis. Cependant, l'espèce ne semble pas s'être établie dans cette région de l'Afrique (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

M. salmoides a également été introduit en Afrique Orientale, en particulier au Kenya en 1928-1929 à partir d'individus originaires des Etats-Unis (l'espèce s'est établie au Lac Naivasha). Le black bass a ensuite été exporté du Kenya en Tanzanie en 1956 et en Ouganda en 1960 (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

Enfin, l'Afrique Australe est la région où *M. salmoides* a été le plus fréquemment importé. En 1928, l'espèce est introduite en Afrique du Sud à partir de poissons originaires des Pays Bas, d'où l'espèce sera également exportée au Swaziland en

1933. En Afrique du Sud, la propagation rapide du black bass constitue une menace pour de nombreuses espèces natives. Depuis ce pays, *M. salmoides* sera exporté au Zimbabwe et en Namibie en 1932, puis au Botswana et au Lesotho en 1937. Enfin, *M. salmoides* est exporté du Swaziland au Mozambique en 1947, et du Zimbabwe au Malawi et en Zambie. En Afrique Australe, l'espèce a vraisemblablement trouvé des conditions environnementales favorables à son développement. En effet, ses populations se maintiennent naturellement dans tous les pays où elle a été introduite, à l'exception de la Zambie (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do> ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

➤ L'Océan Indien

M. salmoides a également été introduit dans différentes îles de l'Océan Indien afin de développer la pêche sportive : le poisson arrive ainsi à l'île Maurice en 1949 à partir d'individus originaires des Etats-Unis, puis est introduit en 1951 à Madagascar et en 1994 à l'île de la Réunion, à partir de populations françaises. Sur ces îles, l'espèce s'est bien acclimatée et se reproduit en milieu naturel (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

6.1.3.3 EUROPE

M. salmoides a largement été importé en Europe à la fin du 19^{ème} siècle et au début des années 1900, principalement pour la pêche sportive. Il est introduit pour la première fois sur le continent européen en 1877, en France et en Belgique, à partir d'individus originaires des Etats-Unis. C'est la première fois que l'espèce est exportée hors de son pays d'origine.

A l'heure actuelle, le black bass à grande bouche a une large répartition en Europe (aussi bien en Europe de l'Est et du Nord, qu'en Europe Centrale ou au sud de l'Europe) (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/databases/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

En ce qui concerne l'Europe Centrale, *M. salmoides* sera exporté depuis la Belgique vers les Pays Bas en 1884 ; depuis les Etats-Unis vers l'Allemagne en 1888 (dans ce pays, l'espèce réintroduite en 1930 n'est présente que dans un lac) ; et, en

1890, de l'Allemagne vers la Pologne et des Etats-Unis vers la République Tchèque, où l'espèce est principalement présente dans le fleuve Danube (ce qui lui a permis de coloniser les régions voisines). En 1905, des populations de *M. salmoides* allemandes sont introduites en Hongrie (où l'espèce, réintroduite en 1910 et au cours des années 1950, est principalement recensée dans les bassins de refroidissement des centrales électriques et dans le Danube) et, en 1911, en Autriche, où malgré la forte propagation de l'espèce suite à son introduction, elle n'est actuellement présente que dans deux lacs de la province de Carinthia (les lacs Worthersee et Forstsee). Enfin, l'espèce sera également introduite en Suisse, où son importation devient interdite en 1994, et en Slovaquie (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

En Europe de l'Est, *M. salmoides* est signalé en ex-Yougoslavie depuis 1920, ainsi qu'en Russie, en Biélorussie, en Estonie, en Lettonie, en Lituanie et en Ukraine (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

En Europe du Nord, *M. salmoides* a été exporté de l'Allemagne vers la Finlande et le Danemark en 1893 et en 1901 respectivement (il sera également introduit en Norvège et en Suède des années plus tard). En 1929-1930, il est introduit au Royaume Uni depuis les Etats-Unis (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

Enfin, *M. salmoides* a été massivement introduit dans le sud de l'Europe et s'y est bien acclimaté. Depuis son introduction en France en 1877, l'espèce est répandue au sud et à l'est du pays. En 1897, des populations américaines sont également introduites en Italie où la propagation rapide du black bass est à l'origine du déclin d'espèces de poissons indigènes telles que *Alburnus alburnella*, *Esox lucius* et *Perca fluviatilis* et d'espèces introduites du genre *Lepomis*. En 1956, le black bass à grande bouche est introduit en Espagne, dans les années 1960 au Portugal et en 1971 à Chypre (depuis le Canada) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>; <http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>).

En Europe, *M. salmoides* s'est généralement bien acclimaté dans les différentes régions où il a été introduit, à l'exception de l'Europe du Nord où les conditions

environnementales (principalement les basses températures) ne semblent pas permettre la reproduction de l'espèce. L'espèce se reproduit en milieu naturel dans tous les pays d'Europe Centrale, d'Europe de l'Est et du Sud de l'Europe (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>).

6.1.3.3 AMERIQUE DU SUD ET CARAÏBES

A partir des années 1950, *M. salmoides* est exporté depuis les Etats-Unis vers l'Amérique du Sud et les Caraïbes afin de développer l'aquaculture et la pêche sportive. Dans cette région, *M. salmoides* s'est bien établi et se reproduit naturellement dans la plupart des territoires où il a été introduit : sur 15 pays où il a été importé, *M. salmoides* ne se serait pas acclimaté dans 4 pays seulement (le Brésil, l'Argentine, El Salvador et la République Dominicaine) (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

➤ L'Amérique du Sud

M. salmoides apparaît pour la première fois sur ce continent suite à son introduction vers 1926 au Brésil. Elle sera introduite dans d'autres territoires au cours des années 1950 : en 1954 au Honduras (notamment au Lac Yojoa), en 1955 au Panama, en 1956 en Colombie, en 1957 à El Salvador, en 1958 au Guatemala (en particulier dans les lacs Atitlan et Calderas où il est responsable du déclin des espèces indigènes) et en 1959 en Argentine. En Amérique latine, *M. salmoides* a également été introduit au Mexique, en Bolivie, au Costa Rica et en Equateur (<http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

➤ Les Caraïbes

En Mer des Caraïbes, le black bass à grande bouche est introduit pour la première fois en 1928 à Cuba, où la prédation de l'espèce sur les juvéniles des espèces indigènes, notamment l'espèce endémique *Atractosteus tristoeschus*, est à l'origine du déclin de certaines populations de poissons. Par la suite, *M. salmoides* est introduit à Porto Rico en 1946, en République Dominicaine en 1955 ainsi qu'aux îles Vierges (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; <http://www.fao.org/fi/website/MultiQueryAction.do>).

6.1.3.3.4 LES ETATS-UNIS

Etant donné l'importance économique de la pêche sportive au black bass aux Etats-Unis (30 millions de pêcheurs ; marché estimé à 60 billions de dollars), *M. salmoides* a été introduit dans de nombreux états américains pour développer cette activité. Ainsi, dans ce pays se côtoient des populations autochtones et introduites de l'espèce (figure 6.3) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; Fuller, 2007).

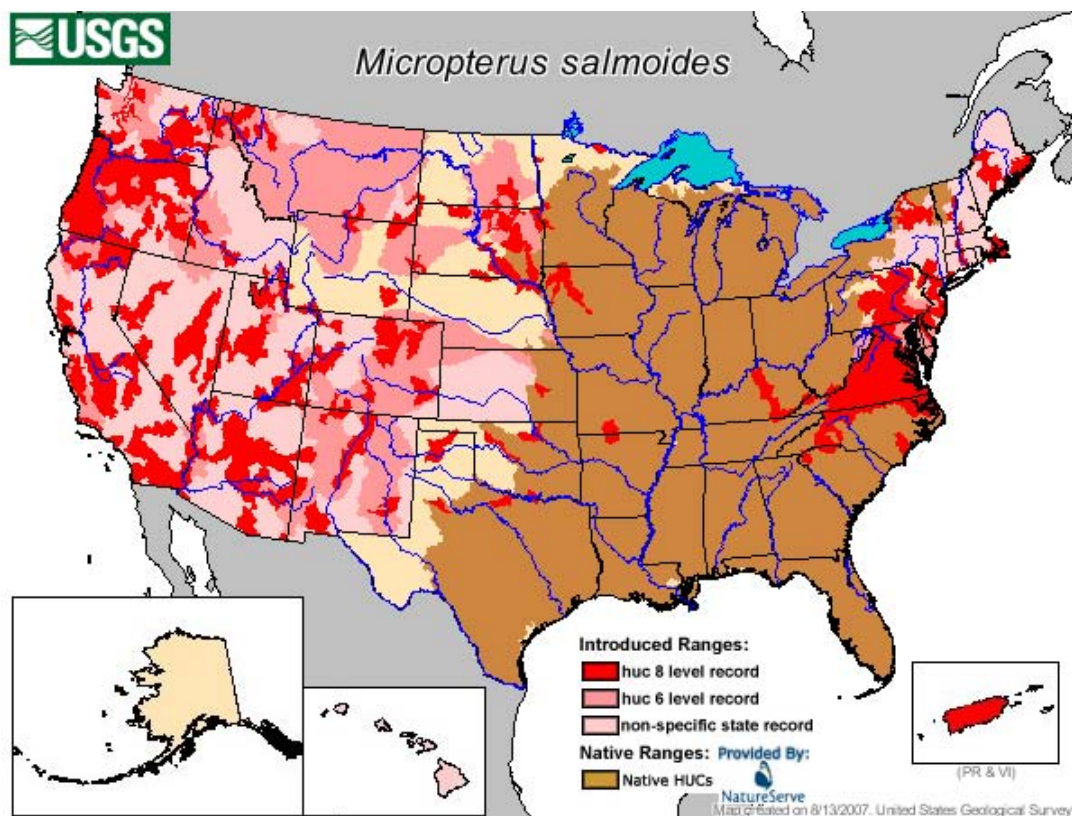


Figure 6.3 : Distribution des populations autochtones (en marron) et introduites (en rouge et rose) de *Micropterus salmoides* aux Etats-Unis (d'après Fuller, 2007). HUC (hydrologic unit code) 6 correspond aux données par bassin versant et HUC 8 aux relevés sur une unité hydrographique (<http://nas.er.usgs.gov/about/hucs.asp>)

M. salmoides a été introduit dans différents états où il n'était pas représenté, principalement dans les états de la moitié ouest des Etats-Unis, du Nouveau Mexique au sud au Dakota au nord jusqu'à la côte Pacifique, ainsi que dans les états de la côte nord Atlantique, du Maine à la Virginie (figure 6.3). Rappelons que l'espèce est originaire de l'est des Etats-Unis (sud du Canada jusqu'au Golfe du Mexique) (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; Fuller, 2007).

De plus, l'espèce a été réintroduite dans certains états d'où elle est originaire (Minnesota, Iowa, Mississippi, Arkansas, Kentucky, Caroline du Nord et Texas) afin de développer la pêche sportive dans des localités supplémentaires (Figure 6.3) (Fuller, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

Etant donné l'impact écologique considérable que peuvent avoir les espèces introduites sur les écosystèmes, plusieurs études récentes ont étudié l'importance de l'extension des espèces de poissons exotiques aux Etats-Unis. D'une part, Schade & Bonar (2005) ont réalisé une étude entre 2000 et 2003 dans 12 états de l'ouest des Etats-Unis (à l'exception du Nouveau Mexique) afin de répertorier les poissons introduits dans les rivières et ruisseaux. Au total, 689 sites ont été échantillonnés représentant une longueur totale de 650 000 km de cours d'eau. Environ 81,2% des cours d'eau (soit 527 800 km en linéaire) contenaient des poissons dont 50,1% (soit 260 000 km) d'espèces exotiques. Parmi les différents états prospectés, l'Idaho était le plus préservé avec uniquement 14,3% des rivières contenant des espèces introduites, alors que l'état le plus « touché » était l'Arizona avec 59,3% de ses rivières contenant des espèces exotiques. *M. salmoides* faisait partie des 15 espèces introduites les plus répandues dans les cours d'eau, ayant été répertorié dans 3% des rivières échantillonnées contenant des poissons (soit sur 19 500 km de rivière).

D'autre part, Olden & Poff (2005) ont analysé les données collectées depuis environ 150 ans concernant la présence d'espèces autochtones et introduites dans la partie basse du bassin versant du Colorado. Leur analyse a montré que *M. salmoides* se situe parmi les espèces ayant la plus rapide propagation dans ce territoire. En effet, introduit dans le bassin du Colorado en 1935, le black bass à grande bouche occuperait actuellement 23,6% des rivières de cette région (d'après des estimations basées sur l'évolution de sa propagation durant les années 1980-1990), alors qu'il n'occupait que 9,2% des cours d'eau avant 1960, 15,3% dans les années 1960, 11,6% dans les années 1970, et 20,6% et 19,9% au cours des années 1980 et 1990 respectivement. Ainsi, dans ce bassin versant, *M. salmoides* aurait une propagation de l'ordre de 34,2 km/an. L'introduction de nombreuses espèces de poissons d'eau douce dans le réseau hydrographique du Colorado (plus de 90 espèces introduites dont la moitié se sont acclimatées) a accentué le déclin des espèces autochtones : sur 31 espèces natives, 25 sont considérées comme

ayant disparues, ou étant menacées ou en danger d'extinction (Olden & Poff, 2005).

6.1.4 Nature des nuisances et des perturbations induites sur les milieux et les usages

6.1.4.1 Impacts écologiques causés par *M. salmoides*

D'un point de vue écologique, les deux principaux impacts de *M. salmoides* sur les populations autochtones sont la compétition et la prédation (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Fuller, 2007).

6.1.4.1.1 PREDATION DES ESPECES AUTOCHTONES

M. salmoides étant un carnassier redoutable, une prédation excessive sur les espèces autochtones dans les milieux d'introduction peut aboutir au déclin, voire à l'extinction de certaines espèces (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts> ; Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Fuller, 2007).

➤ Prédation sur les poissons

Une étude réalisée dans plusieurs lacs des bassins versants Black-et Hollow (Ontario) a permis de confirmer l'importance de la pression de prédation exercée par les black bass, notamment *M. salmoides* et *M. dolomieu*, sur les populations locales de petits poissons (Jackson, 2002). L'auteur a comparé la richesse spécifique* de différents lacs en fonction de la présence ou de l'absence de ces prédateurs. Il montre ainsi que, bien qu'il n'y ait pas de différence significative de la richesse spécifique globale dans les lacs en relation avec la présence ou l'absence des *Micropterus*, la richesse spécifique des cyprinidés est fortement influencée par la présence des black bass : en effet, il y a 2,9 fois moins d'espèces de cyprinidés dans les lacs contenant des black bass que dans ceux où ils sont absents.

Cette étude a révélé que les black bass peuvent également avoir un impact indirect sur les communautés animales (Jackson, 2002). En effet, la prédation des black bass sur les petits poissons provoque un changement de l'habitat et du comportement alimentaire de ces espèces qui préfèrent des habitats plus complexes, notamment avec une densité supérieure en macrophytes aquatiques ou en éléments organiques grossiers (litière, branchages, racines), leur conférant une

meilleure protection vis-à-vis de leurs prédateurs. Cependant, ce type d'habitat se trouve être généralement plus pauvre en ressources nutritives ce qui peut alors accentuer la compétition entre ces petits poissons. D'autre part, les black bass ne sont généralement pas les seuls prédateurs présents dans les lacs. En effet, d'autres espèces de poissons consomment ces petits poissons, en particulier des salmonidés tels que *Salvelinus fontinalis* ou *S. namaycush*.

Ainsi, la présence ou l'absence des black bass peut influencer le régime alimentaire des salmonidés. En effet, en absence de black bass, les petits poissons benthiques, notamment les cyprinidés, représentent 60% des ressources énergétiques des salmonidés, alors qu'en présence des black bass, ils ne représentent plus que 20% de leurs ressources énergétiques. Ainsi, la présence des black bass dans le milieu influence le réseau trophique dans sa totalité, aussi bien à sa base, par la prédation des petites espèces piscicoles qui se nourrissent principalement de plancton et d'invertébrés aquatiques, qu'au sommet de la chaîne alimentaire, en modifiant le régime trophique des autres poissons prédateurs (Jackson, 2002).

En milieu naturel, l'impact de la prédation de *M. salmoides* sur les espèces autochtones a été mis en évidence dans différentes localités où l'espèce a été introduite. Ainsi, à Cuba, une prédation excessive sur les juvéniles de l'espèce endémique *Atractosteus tristoeschus* pourrait conduire au déclin de ses populations (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>). De même, au Mexique, *M. salmoides* interviendrait dans le déclin des populations de certaines espèces indigènes, notamment *Christoma estor* et *Goodea ssp.* au lac Patzcuaro (Mitchoacan) (Keith, 2005). En Bolivie, la prédation et la propagation du black bass à grande bouche ont contribué au déclin des populations de *Megupsilon aporus* et *Cyprinodon alvarezi* à El Potosi (Keith, 2005).

Cette pression de prédation exercée par *M. salmoides* sur les espèces autochtones est également observée en Nouvelle Calédonie où le black bass à grande bouche est en partie responsable du déclin de l'espèce endémique *Galaxias neocaledonicus* (les autres facteurs en cause seraient la prédation par les tilapias *Oreochromis mossambicus* et *Sarotherodon occidentalis* ainsi qu'une augmentation de la dégradation du milieu par les activités minières) (Keith, 2002, 2005 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=131&fr=1&sts>).

A Madagascar, *M. salmoides* semble également avoir eu un fort impact sur les espèces de poissons autochtones (Reinthal & Stiassny, 1991; Keith, 2005) et aurait contribué à la disparition de plusieurs espèces de cichlidés endémiques : en particulier de *Paratilapia polleni* ou encore de *Ptychochromoides betsileanus* dans le lac Itasy. Dans ces milieux, les stades juvéniles de ces cichlidés seraient des proies potentielles de *M. salmoides*. Cependant, d'autres facteurs sont aussi intervenus dans le déclin de ces espèces, notamment la destruction des habitats et l'introduction d'autres espèces de poissons.

Enfin, aux Etats-Unis, où *M. salmoides* est actuellement présent sur tout le territoire, de nombreuses espèces de poissons ont été affectées par la pression de prédation exercée par le black bass, principalement les cyprinidés (proies généralement privilégiées de *M. salmoides*). Parmi ces cyprinidés, on peut citer *Relictus solitarius*, *Rhinichthys osculus oligophorus*, plusieurs espèces du genre *Gila* (*G. bicolor lethoporus*, *G. intermedia* et *G. robusta jordani*) ou encore l'espèce *Lepidomeda albivallis*. La prédation par *M. salmoides* semble aussi avoir provoqué le déclin des Cyprinodontidae *Cyprinodon radiosus*, des Gobiidae *Crenichthys baileyi* ainsi que des Salmonidae *Salvenilus fontinalis* (Fuller, 2007).

➤ **Prédation sur d'autres groupes animaux**

M. salmoides peut également exercer une pression de prédation sur les autres groupes constituant son régime alimentaire, notamment sur des insectes, des amphibiens ou des mammifères. Aux Etats-Unis, par exemple, les centrarchidés dont *M. salmoides*, semblent être à l'origine du déclin de différentes espèces d'amphibiens notamment de la salamandre *Ambystoma californiensis* en Californie ou de la grenouille *Rana chiricahuensis* au sud-est de l'Arizona (Fuller, 2007).

6.1.4.1.2 COMPETITION TROPHIQUE AVEC LES POISSONS AUTOCHTONES

Comme toutes les espèces exotiques à caractère envahissant, *M. salmoides* peut entrer en compétition avec les espèces présentes dans les nouveaux écosystèmes où il est introduit, et notamment avec les autres poissons prédateurs, tels que les brochets, les perches, les sandres ou les salmonidés, avec lesquels il est en compétition pour l'exploitation des ressources nutritives disponibles (Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; Fuller, 2007 ; <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts>).

Ainsi, en Italie, *M. salmoides* serait responsable du déclin de certaines espèces natives telles que le brochet *Esox lucius* (<http://www.issg.org/database/species/>). De même, aux Etats-Unis, le black bass à grande bouche serait en cause dans la disparition des populations de perches *Percopsis omiscomaycus* de la rivière Potomac traversant la Virginie et le Maryland (Fuller, 2007).

L'étude réalisée par Lorenzoni *et al.* (2002a) dans le lac Trasimeno (Italie) permet de comprendre les bases probables de cette compétition trophique entre poissons. En comparant les régimes alimentaires de *M. salmoides* et du brochet *Esox lucius*, les auteurs montrent que dans ce lac, les deux espèces possèdent des régimes trophiques semblables, principalement composés de la crevette *Palaeomonetes antennarius* (93% du bol alimentaire pour *M. salmoides* et 72% pour *E. lucius*) mais avec une plus large proportion de poissons pour *E. lucius* (22,9% contre 6,3% pour *M. salmoides*), les insectes étant des proies minoritaires chez les deux espèces (0,7 et 5,1% pour *M. salmoides* et *E. lucius* respectivement).

Dans ce lac, les deux poissons présentent un fort indice de recouvrement de leur régime trophique, c'est-à-dire que leur régime trophique est constitué principalement des mêmes proies. Cet indice, compris dans ce lac entre 0,65 et 0,92 en fonction du stade de développement des individus, révèle la possibilité d'une compétition interspécifique pour des valeurs supérieures à 0,60, et une très forte similitude des régimes trophiques pour des valeurs supérieures à 0,80. Ainsi, cette étude montre bien que les régimes trophiques de *M. salmoides* et de *E. lucius* sont très proches, ce qui favorise une compétition trophique entre les deux espèces et expliquerait le déclin de certaines populations locales d'*E. lucius*. Cependant, des études complémentaires, comparant notamment le régime alimentaire du brochet *E. lucius* en présence ou en absence de *M. salmoides*, seraient nécessaires pour réellement démontrer la présence d'une compétition trophique entre ces deux espèces (Lorenzoni *et al.*, 2002a).

6.1.4.2 Impacts économiques causés par *Micropterus salmoides*

A l'heure actuelle, il est difficile de dresser un bilan de l'impact économique de *M. salmoides* dans les pays où l'espèce a été introduite par manque de données disponibles sur le sujet. Cependant, étant donné que l'espèce a généralement été introduite au niveau mondial afin de développer la pêche récréative et parfois

l'aquaculture, il est probable que *M. salmoides* ait globalement un effet économique positif dans les régions d'introduction (Nepveu & Saint-Maxent, 2002 ; <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/LargemouthBass.html>).

Aux Etats-Unis, localité d'origine du black bass à grande bouche et où l'espèce est actuellement présente sur tout le territoire, *M. salmoides* fait partie des principales espèces d'eau douce recherchées pour la pêche sportive. En effet, d'après le U.S. Fish & Wildlife Service, 43% des pêcheurs à la ligne d'eau douce pratiqueraient la pêche au black bass, contre 34% pour les centrarchidés des genres *Lepomis*, *Centrarchus*, *Chaenobryttus* et *Exoglossum*, 30% pour le poisson chat et la truite et 28% pour les centrarchidés du genre *Pomoxis*. D'après des estimations du Museum of Natural History de Floride, il y aurait 30 millions de pêcheurs de black bass aux Etats-Unis contribuant au développement d'un marché lié à cette pêche d'une valeur estimée à 60 billions de dollars (<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/LargemouthBass/>).

En Europe, *M. salmoides* semble également être une espèce particulièrement appréciée pour la pêche sportive, notamment en France où il fait l'objet de repeuplements réguliers afin de maintenir des stocks exploitables par les pêcheurs (Nepveu & Saint-Maxent, 2002).

Hormis cette exploitation de l'espèce pour la pêche sportive, les caractéristiques écologiques de *M. salmoides*, principalement son régime trophique piscivore ainsi que ces capacités d'adaptation à différents habitats, ont favorisé l'utilisation de l'espèce comme agent de lutte biologique contre d'autres espèces de poissons et notamment contre le tilapia *Oreochromis mossambicus*. Par exemple, *M. salmoides* a été introduit en 1960 en Nouvelle Calédonie dans le lac de Yaté et les bassins de ses deux affluents afin de limiter la prolifération d'*O. mossambicus* introduit en 1955 dans le même lac (Devambeze, 1960).

6.1.5 Moyens de lutte utilisés pour l'éradication de *Micropterus salmoides*

Il n'existe dans la littérature aucune information à ce sujet. Le black bass à grande bouche est généralement introduit à des fins de pêche sportive pour laquelle il est grandement apprécié. Les principales publications sur les moyens de contrôle des populations de l'espèce s'intéressent au contraire aux moyens permettant de

maintenir les stocks de black bass dans les lacs et réservoirs (Farman, 1984 ; http://www.fish.state.pa.us/pafish/bass_black/00bass_overview.htm).

Néanmoins, il est probable que les différentes méthodes utilisées pour limiter ou éradiquer d'autres espèces de poissons exotiques à caractère envahissant (telles que le tilapia du Mozambique) pourraient également être efficaces pour limiter les populations de black bass. Ainsi, dans les milieux fermés (lacs, réservoirs), des traitements chimiques à base de roténone, ainsi que l'utilisation régulière et périodique de filets et de pièges permettant de capturer les individus seraient envisageables. La lutte biologique au moyen d'une espèce carnassière prédatrice des stades juvéniles de black bass semble plus difficile à mettre en place étant donné que *M. salmoides* est un des derniers maillons de la chaîne trophique.

6.2 DIAGNOSTIC DE L'INVASION DE *M. SALMOIDES* EN NOUVELLE CALÉDONIE

6.2.1 De son introduction à la réglementation de la pêche en eau douce

6.2.1.1 Historique de l'introduction

M. salmoides est la seule espèce de Centrarchidés présente dans les milieux dulçaquicoles de la Nouvelle Calédonie (Séret, 1995). L'espèce a été introduite sur la Grande Terre le 26 juillet 1960 afin de développer la pêche sportive et en tant qu'agent de lutte contre le tilapia devenant envahissant. A cette fin, 19 alevins d'origine hawaïenne ont été introduits dans une zone géographique couvrant le lac de Yaté et le bassin des deux rivières alimentant ce lac (Devambez, 1960). Il n'y a pas plus d'indication sur le lieu exact de l'introduction de ces spécimens. Dans cette région de Nouvelle Calédonie, *M. salmoides* s'est rapidement acclimaté, ce qui fut confirmé par la capture de 2 gros spécimens par le département des Eaux et Forêts en 1963 (Devambez, 1963). Par la suite, des essais d'introduction de l'espèce ont été réalisés à Népoui en 1981 mais l'espèce ne s'y serait pas acclimatée (Gargominy *et al.*, 1996; Marquet *et al.*, 2003; Keith, 2005; M. Kulbicki, comm. pers.). Aucune étude ne mentionne le nom de la sous-espèce introduite en Nouvelle Calédonie : d'après Harris (1991), il pourrait s'agir de *M. s. salmoides* ou de *M. s. floridanus*. Marquet *et al* (2003) précisent pour la description de *M. salmoides* que le nombre d'écailles de la ligne latérale est compris entre 63 et 69, ce qui se rapproche plus des données de la littérature correspondant à *M. s. salmoides* (59 à 65 contre 69 à 73 pour *M. s. floridanus*), mais cela reste toutefois à confirmer. La figure 6.4 montre une photo d'un spécimen pêché en Nouvelle Calédonie par Marquet *et al.* (2003).



Figure 6.4 : Photo de *M. salmoides* (copyright E. Vigneux in Marquet et al, 2003)

6.2.1.2 Réglementation relative à l'importation d'espèces animales en Nouvelle Calédonie

En Nouvelle Calédonie, l'importation des animaux a été réglementée dès 1968. Seuls certains mammifères domestiques et certains oiseaux sont autorisés à l'importation (délibération n° 67 du 26/01/1968 portant réglementation « des conditions d'introduction en Nouvelle Calédonie d'animaux de toute provenance et des produits d'origine animale ».). Une dérogation portant sur les poissons exotiques d'aquarium a été votée en 1977 (arrêté n°77-466/CG du 06/12/1977). Elle fixe la liste des poissons autorisés et les conditions de leur importation. Le black bass n'en fait pas partie et est, par conséquent, interdit à l'importation depuis 1968. Le tableau 6.1 reprend les textes réglementaires visant cette espèce et la nature des interdictions.

Tableau 6.1 : Historique des textes s'appliquant à *Micropterus salmoides* en Nouvelle Calédonie

Référence du texte	Dél. 67 du 26/01/68 Conditions d'introduction en NC d'animaux	Arr. 77-466/CG du 06/12/1977 (dérogation à la dél. 67 du 26/01/68) Autorisation d'importation de poissons exotiques d'eau douce pour aquarium	Code de l'environnement de la province Sud (20/03/2009) Liste des espèces envahissantes (titre V)	Délibération n° 5-2009/APS du 18 février 2009 Lutte contre les espèces exotiques envahissantes
Nature de l'interdiction	Importation	Importation	Introduction dans le milieu naturel, production, détention, transport, utilisation, colportage, cession, mise en vente ou achat	

6.2.1.3 *Code de l'environnement des provinces*

La province Nord a adopté son code de l'environnement le 24/10/2008 et la province Sud le 20/03/2009.

Ces codes comportent des mesures visant la lutte contre les espèces exotiques envahissantes (chapitre VI du code de l'environnement de la province Nord et au titre V pour celui de la province Sud). Le black bass (*M. Salmoides*) fait partie de la liste des espèces concernées uniquement en province Sud. Par conséquent, sont interdits uniquement en province Sud, l'introduction dans le milieu naturel de manière volontaire ou par négligence ou imprudence, la production, la détention, le transport, l'utilisation, le colportage, la cession, la mise en vente, la vente ou l'achat de tout ou partie d'un spécimen vivant, ainsi que de ses produits.

6.2.1.4 *Réglementation de la pêche en eau douce en Nouvelle Calédonie*

La réglementation de la pêche en eaux terrestres est reprise par les nouveaux codes de l'environnement des provinces (chapitre II) et ne se limite plus aux parties des cours d'eau en eau douce (au-delà des remontées d'eaux salées) comme le prévoyait un article abrogé de l'arrêté n° 916 du 05/07/1955 fixant la réglementation de la pêche en eau douce en Nouvelle Calédonie. Ces codes listent les engins autorisés pour la pêche et interdit toute installation de nature à empêcher entièrement le passage du poisson ainsi que l'utilisation de drogue ou d'appâts de nature à enivrer le poisson ou à le détruire, ainsi que l'usage d'explosifs. Ils déterminent également une taille minimum pour la pêche des poissons (14 cm de longueur totale) et des crevettes (7 cm de longueur totale sans les antennes).

6.2.1.5 *Réglementation de la pêche des poissons dans le bassin d'alimentation du barrage de Yaté*

Un premier texte a été adopté en 1966 (délibération n° 357 du 05/07/1966), soit 6 années après l'introduction du black bass et 9 années après l'introduction du tilapia dans le bassin d'alimentation du lac de Yaté. Ce texte délimite la zone à l'intérieur de laquelle la pêche sportive est réglementée : type d'engins et moyens utilisables, capture de jour uniquement, maximum de 5 black bass par personne et par jour, possession d'un permis délivré par le service environnemental de la province Sud

que la pêche ait lieu depuis le bord ou depuis une embarcation. La zone où la pêche est autorisée comprend, d'une part, les lacs et rivières du bassin d'alimentation du barrage de Yaté, à l'extérieur de la réserve spéciale de faune de la Haute-Yaté et, d'autre part, la zone au nord de la route provinciale n° 3 (voir figure 6.5).

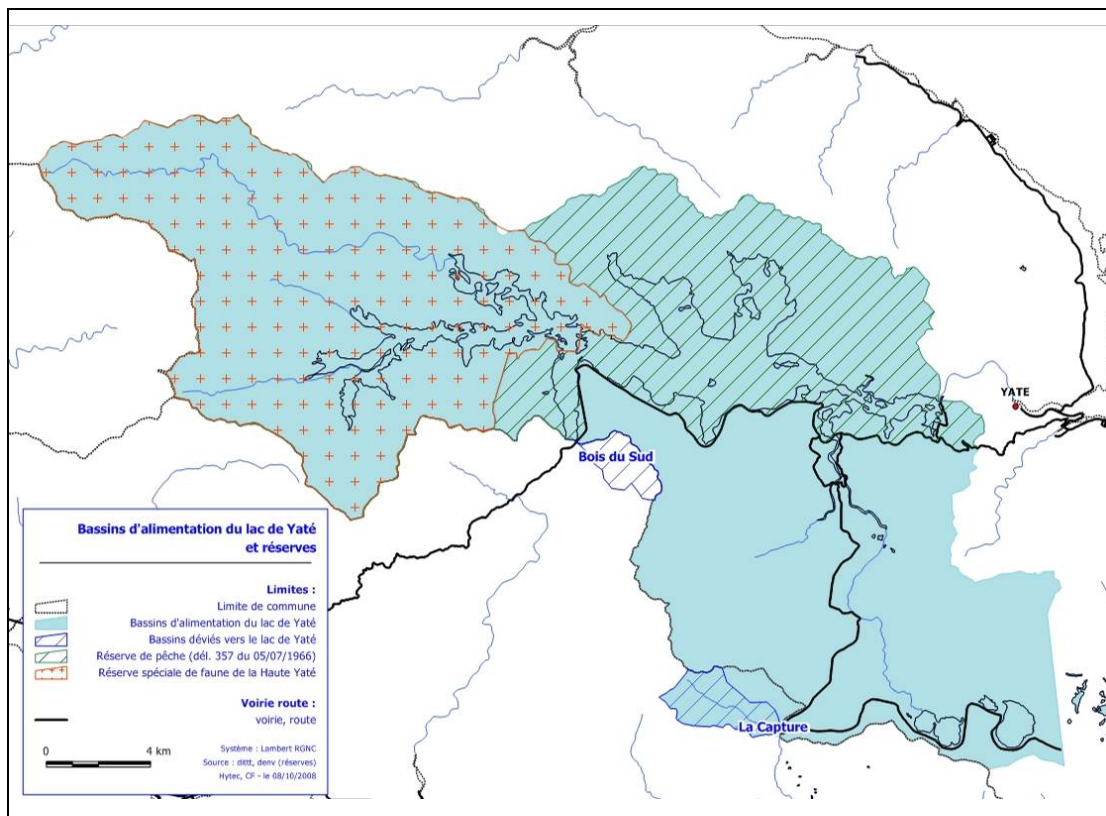


Figure 6.5 : Limites de la zone où la pêche est autorisée sur le lac de Yaté (source : denv, 2008)

La période pendant laquelle la pêche est autorisée va du 1^{er} janvier au 30 septembre. Cette période a été instaurée en 1980 (délibération n° 109 du 09 mai 1980) car le texte initial autorisait la pêche durant toute l'année. De même la limitation du nombre de prises et du temps de pêche (de jour uniquement) a été instaurée en 2003 (arrêté n° 32-2003/APS du 16/10/2003) et n'était pas prévue dans le texte initial. La taille minimale des spécimens autorisée pour les prises est de 25 cm pour le black bass et de 14 cm pour les autres poissons (mesure effectuée entre la pointe de la gueule et la marge de la nageoire postérieure caudale). La vente, l'achat, la commercialisation du poisson pêché sont interdits. L'arrêté prévoit enfin que la gestion de la ressource peut être déléguée à une association agissant dans le domaine de la pêche en eau douce.

La délibération n° 357 du 05/07/1966 modifiée a été abrogée et codifiée dans le code de l'environnement de la province Sud en mars 2009. Les dispositions de ce texte restent par conséquent applicables.

6.2.2 Milieux colonisés et distribution spatiale de *M. salmoides*

6.2.2.1 Recueil des informations

La carte des données d'observation de *M. salmoides* en Nouvelle Calédonie a été réalisée, d'une part, à partir de la base de données collectée par Marquet *et al.* (2003), qui avait ensuite été complétée par les informations recueillies par Hytec & Mary (2006) dans le cadre de la synthèse sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douce de la Nouvelle Calédonie.

D'autre part, ont été également considérées les informations collectées lors de l'enquête de terrain menée sur la tortue de Floride. En effet, lors de cette enquête, toutes les personnes contactées ont été questionnées à propos des observations qu'elles auraient pu faire sur les autres espèces étudiées lors de la présente étude et, en particulier, sur le black bass. Les principales personnes contactées sont : les auteurs de l'atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de Nouvelle Calédonie dont le prof. Philippe Keith (MNHN, Paris), la société Enercal qui exploite le barrage de Yaté, les services techniques provinciaux, le personnel des animaleries et de l'aquarium de Nouméa, les associations de sauvegarde de la nature (ASNNC, Point Zéro Baseline), les auteurs d'articles sur le black bass (Prof. Claude Chauvet, Richard Farman), l'association de pêche en eau douce de la Nouvelle Calédonie, quelques pêcheurs et certains éleveurs d'écrevisses.

Les observations collectées ont été classées en fonction des dates d'observation et des milieux colonisés. Elles sont plus ou moins précises en fonction de la personne à l'origine de l'information. On notera que ces informations ne permettent pas d'établir une carte représentative de la distribution spatiale actuelle de *M. salmoides* en Nouvelle Calédonie, puisque la présente étude se limitait à exploiter les bases de données existantes lesquelles signalaient le black bass uniquement dans le lac de Yaté et dans la rivière Bleue.

Les juvéniles de black bass à grande bouche sont également appréciés par les aquariophiles (animalerie, comm. pers.).

6.2.2.2 Distribution spatiale du black bass en milieu naturel

M. salmoides est une espèce bien répandue dans la région de la Plaine des Lacs au Sud de la Nouvelle Calédonie, notamment dans le lac Yaté et ses affluents et le Lac en Huit. La figure 6.6 montre la répartition géographique du black bass en province Sud. Aucune observation n'a été signalée en province Nord.

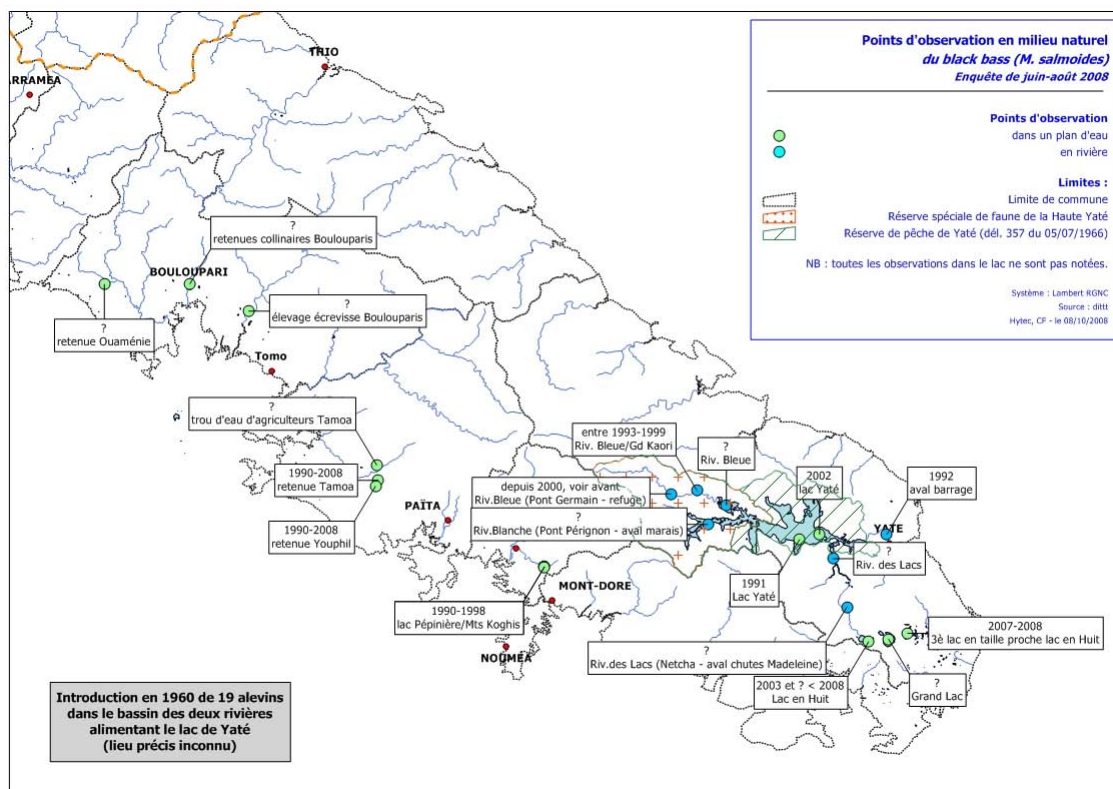


Figure 6.6 : Carte des observations de *M. salmoides* en milieu naturel en province Sud

La majorité des points de la figure 6.6 ont été confirmés par plusieurs personnes ou par les propriétaires des plans d'eau où des black bass ont été recensés. Une enquête plus poussée permettrait de définir la position exacte des retenues collinaires et des élevages d'écrevisses dans lesquels le black bass a été introduit du fait de pêcheurs, mais aussi par les propriétaires eux-mêmes. Cette enquête permettrait aussi de confirmer d'autres sites possibles d'introduction : rivière La Foa, barrage hydro-électrique de la Néaoua (commune de Houailou).

6.2.2.3 Les différents milieux colonisés

Sur la carte de la figure 6.6, il est apparu utile de distinguer les milieux dans lesquels les observations ont pu être faites. Ainsi, 2 types de milieu ont été

distingués :

- la rivière lorsque le black bass se trouvait dans un cours d'eau mais en dehors de la zone de remontée d'eau salée,
- le plan d'eau douce pour les mares et retenues collinaires ou retenues de barrage hydroélectrique (Yaté) ou à vocation d'irrigation (Tamoia).

Rappelons qu'aucune observation n'a été signalée en province Nord.

Initialement présent dans le seul lac de Yaté, *M. salmoides* a été introduit dans d'autres plans d'eau où il se reproduit : certains lacs de la plaine des Lacs et jusqu'à Boulouparis plus au nord (retenues collinaires, retenues des barrages hydro-agricoles de la région de Boulouparis et bassins d'élevage d'écrevisses).

Les observations en rivière se situent toutes dans les cours d'eau qui alimentent le lac de Yaté : Rivière Bleue, Rivière des Lacs et Rivière Blanche. Elles ne concernent que des adultes et remontent à la période de 1993-1999 en ce qui concerne la rivière Bleue (Hytec & Mary, 2006). Elles ont été confirmées et complétées par les agents du parc de la Rivière Bleue (J. Manauté, comm. pers.). Plus particulièrement, *M. salmoides* a été observé dans la Rivière des Lacs (site de Netcha et en aval des chutes), au Pont Pérignon, dans la Rivière Blanche (partie soumise à l'influence du niveau du lac jusqu'en aval de la zone humide) et dans la Rivière Bleue (pont Germain jusqu'au refuge des scientifiques). Un individu a été observé en 1992 en aval du barrage dans la Rivière Yaté après sa vidange totale en 1991 (F. Devinck, comm. pers.). Il est possible que quelques individus soient encore présents en aval du barrage (P. Gozzi, association de pêche en eau douce, comm. pers.).

Les cours d'eau en amont du lac de Yaté étant situés dans la réserve de faune de la Haute Yaté (pêche non autorisée), le nombre d'observations y est moindre que dans la réserve de pêche (voir figure 6.5).

La dissémination de l'espèce en Nouvelle Calédonie continue à être réalisée par certains pêcheurs qui l'introduisent dans tout type de plan d'eau et mettent en danger les espèces aquatiques endémiques (Marquet *et al.*, 2003; Keith, 2005). Pour les élevages d'écrevisses, l'intérêt d'introduire le black bass permet à certains éleveurs de lutter contre le tilapia qui envahit les bassins d'élevage d'écrevisses et à d'autres éleveurs d'améliorer le rendement de l'élevage par l'apport d'une nouvelle espèce pouvant intéresser le consommateur (P. Postic, DDR La Foa,

comm. pers.). Les tilapias se nourrissent d'écrevisses juvéniles ; les black bass « doivent sûrement manger quelques écrevisses mais ils préfèrent les tilapias et en mangeront tant qu'il y en aura » (éleveur d'écrevisses, comm. pers.).

Le black bass en Nouvelle Calédonie semble privilégier les eaux douces et exemptes de pollution : aucune observation n'a été signalée en milieu saumâtre ou dans des zones impactées par les rejets d'eaux usées. Les résultats de notre étude confirment que *M. salmoides* peut s'adapter à de nouveaux milieux et à se reproduire dès qu'il se trouve dans des eaux calmes ou à faible courant, non polluées et relativement chaudes. La température de l'eau du lac de Yaté est de 23-25 °C en novembre (Hytec 2002).

6.2.2.3.1 LA RETENUE D'EAU DU BARRAGE DE YATÉ

Le lac couvre une superficie de 40 km². L'annexe 6.1 présente l'historique du barrage de Yaté et les principales caractéristiques de la retenue d'eau en amont. L'ouvrage est géré par la société Enercal pour la production d'électricité. Il est alimenté par les bassins versants de la Rivière Bleue, de la Rivière Blanche et de la Rivière des Lacs qui culminent à 800 mètres d'altitude (voir figure 6.5). Les pistes et les routes d'accès constituent, avec les anciennes mines, les seuls aménagements susceptibles de polluer les eaux. Depuis 2004, la principale route d'accès au site industriel de Goro Nickel longe le lac et la Rivière des Lacs. Un canal en terre qui capte une partie des eaux du bassin versant de la Rivière des Pirogues complète ces apports, principalement en période de pluie (50 m³/s) au lieu dit « Bois du Sud ». Un autre canal amène les eaux du lieu dit « La Capture » jusqu'au lac par la Rivière des Lacs. La taille des bassins versants collectés par ces canaux reste modeste par rapport à celle du bassin d'alimentation du lac de Yaté (voir figure 6.5). Depuis 2006, l'usine de Goro Nickel s'approvisionne en eau douce dans le lac de Yaté par une prise d'eau située à proximité du barrage en rive droite (débit de 55 200 m³/jour).

Le volume de la retenue d'eau en amont du barrage est régulé par les vannes du barrage. Un limnimètre permet d'enregistrer les fluctuations annuelles du niveau de l'eau dans le lac au niveau du barrage depuis 1959, date de mise en service du nouveau barrage (voir variations du niveau d'eau entre 1983 et 2008 en annexe 6.2).

En 1990, la baisse de productivité et la vidange du lac de Yaté avaient suscité de nombreuses inquiétudes chez les pêcheurs. Il restait dans le lac environ 2 millions de mètres cubes d'eau (annexe 6.1) et la pêche avait été interdite l'année qui avait suivi la remise en eau (Chauvet, 1999). Après remise en eau du barrage, une étude avait permis de montrer que même si le recrutement* pouvait varier d'une année sur l'autre, la population de black bass du lac de Yaté était suffisamment abondante et peu exploitée (Harris, 1991; Chauvet, 1999).

A cette époque, des essais d'introduction de black bass avaient été prévus dans la retenue de la Tamoia mais n'avaient pas eu lieu faute de l'accord du propriétaire de ce plan d'eau (L. Blanc Enercal, comm. pers.). D'autres sites avaient été envisagés pour accueillir des géniteurs de black bass mais aucune translocalisation n'avait eu lieu (P. Gozzi, association de pêche en eau douce, comm. pers.).

Les résultats de ces études ont pu être obtenus grâce au concours de M. Gozzi, président de l'association de pêche sportive, que nous remercions vivement.

6.2.2.3.2 LES AUTRES RETENUES DE BARRAGE HYDRO ELECTRIQUES

Dans les autres réservoirs de barrages hydro-électriques, le black bass ne serait pas présent, en particulier dans la retenue de la Néaoua à Houailou malgré un possible essai d'introduction (L. Blanc, Enercal, comm. pers.). D'après ce dernier, l'eau du barrage serait trop froide. Or, différentes études montrent que les températures mesurées sur la colonne d'eau de la retenue de la Néaoua peuvent être comparables à celles mesurées dans le lac de Yaté durant la même période (21 à 24°C et 23-25°C respectivement) (Falconbridge, 2002 ; Hytec, 2002). De plus, ces plages de valeurs restent comprises dans la fourchette des températures optimales favorables au développement de l'espèce (10 à 32 °C).

6.2.2.3.3 LA RETENUE D'EAU DE LA TAMOA

La retenue d'eau de la Tamoia a été créée en 1988 et le black bass y est présent en abondance depuis 1990 et s'y reproduit (E. Capdeville, DDR, comm. pers.). Il est également présent depuis 2000 dans la retenue Youphil située dans le même périmètre d'irrigation, ainsi que dans les retenues collinaires de Tamoia. La retenue de la Tamoia est peu fréquentée par les pêcheurs car le propriétaire riverain du lac possède un droit de pêche qui a été négocié lors de la vente du terrain d'emprise de

la retenue à la Nouvelle Calédonie. Des femelles gravides y sont observées au mois de novembre et des juvéniles mesurant 15-20 cm de long vers mars-avril. La taille maximale observée pour un individu adulte est d'environ 35 cm. Le tilapia présent dans les deux retenues (Tamoia et Youphil) assure au black bass une source de nourriture avec les crevettes, les insectes et les grenouilles. Le black bass préférerait occuper les bords de la retenue à la zone centrale où l'eau est plus profonde (jusqu'à 12 m de profondeur). Dans ces deux retenues, les eaux sont turbides et peu profondes, même durant l'hiver (E. Capdeville, DDR, comm. pers.).

6.2.2.3.4 LA RETENUE D'EAU DE LA OUAMENIE

La retenue d'eau de la Ouaménie a été créée en 1995 et le black bass y est présent en abondance depuis 1996 et s'y reproduit (A. Mugnier, riverain). Il se nourrit en particulier de tilapias qui étaient présents en quantité importante dès la mise en eau du barrage (J-E. Lombardet, service hydraulique agricole de la province Sud, comm. pers.).

6.2.2.3.5 LE LAC DE LA PEPINIERE A DUMBEA

Ce lac est issu d'une ancienne carrière dont l'exploitation a été arrêtée vers 1970. Un des propriétaires riverain a introduit le black bass dans le lac en 1990 : 20 juvéniles (mesurant 2 cm de long) fournis par le service des Eaux et Forêts, en provenance du lac de Yaté. Les spécimens se sont vite adaptés à leur nouvel environnement et se sont reproduits. L'apparition de la fougère aquatique *Salvinia molesta* dans le lac vers 1998 semble être à l'origine de la disparition du black bass. Le propriétaire a retrouvé des spécimens morts et très maigres (E. Lombardi, riverain, comm. pers.). Ce même propriétaire traite régulièrement le lac à l'aide de désherbant (glyphosate) pour essayer d'éliminer la *Salvinia* mais en vain (figure 6.7).

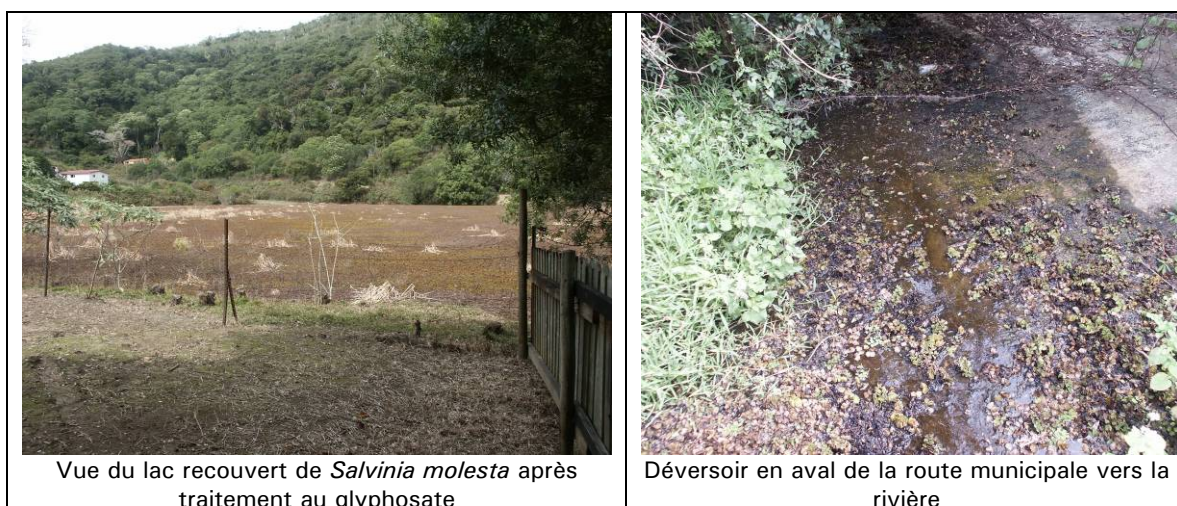


Figure 6.7 : Lac de la pépinière à Dumbéa après un traitement au désherbant (août 2008)

6.2.3 Etat des connaissances sur le black bass en Nouvelle Calédonie

6.2.3.1 Paramètres morphométriques des populations de black bass du lac de Yaté

Trois années après leur introduction dans le lac de Yaté, Devambe (1963) signale la prise d'un adulte mesurant 41 cm pour un poids de 1,4 kg, ainsi que l'observation d'adultes de taille plus importante. Cette taille correspond aux données relevées dans la littérature pour un individu de 3 ans (une quarantaine de centimètres à l'issue de la troisième année, se reporter au paragraphe 6.1.1.2.1).

D'autres études menées entre 1983 et 2003 ont permis d'obtenir des données relatives à la taille et/ou au poids des black bass dans le lac de Yaté. Très peu d'entre elles s'intéressent à la fois aux 2 paramètres (taille et poids).

La taille de spécimens de *M. salmoides* capturés au filet maillant dans le lac entre février et septembre 1983 a oscillé entre 25 et 56 cm (281 observations) et s'est située majoritairement entre 30 et 47 cm (Farman, 1984). Selon l'étude effectuée par le Lervem (1992) sur 61 black bass pêchés dans le lac de Yaté, la taille atteinte par les individus serait de 14 cm au bout d'un an, 25-27 cm au bout de deux ans, 34-38 cm au bout de trois ans et 39-42 cm au bout de 4 ans. L'appréciation de l'âge des black bass pêchés semble avoir été effectuée d'après la lecture des écailles.

Lors de l'étude menée par Falconbridge (2003) ayant pour objectif de prélever dans le lac un nombre suffisant de spécimens de *M. salmoides* en vue d'analyser leur chair en métaux lourds, les données morphométriques recueillies ont permis de tracer une courbe d'ajustement taille-poids de type exponentielle ($r^2 = 0.772$) (annexe 6.4). La campagne de terrain a eu lieu en janvier 2003 en période d'ouverture de la pêche. Le plus gros spécimen prélevé pesait 1,5 kg pour une taille de 48 cm.

Les seules données de croissance comparatives entre femelles et mâles proviennent de l'étude du Lervem (1992). A l'âge de 3 ans, les femelles atteignent une taille moyenne de 37,5 cm alors que les mâles atteignent 33,5 cm. Cette taille est légèrement inférieure aux 40 cm indiqués dans la revue de littérature comme taille moyenne atteinte au bout de 3 années, mais la croissance de *M. salmoides* serait influencée par les conditions environnementales, notamment la température de l'eau et la richesse trophique du milieu (voir partie 6.1).

L'étude menée par Chauvet (1999) a permis d'établir un modèle de croissance du black bass pour le lac de Yaté, lequel traduit une croissance importante en comparaison à celle qui a été décrite dans d'autres régions du monde et, en particulier, en Amérique du Nord d'où l'espèce est originaire. Le sex-ratio est équitable : pour 110 individus dont le sexe a été déterminé, 52 étaient mâles et 58 des femelles (Chauvet, 1999). Les eaux du lac étant oligotrophes (Harris, 1991), la nourriture n'explique pas le fort taux de croissance observé. Il pourrait être dû aux températures du lac qui oscillent entre 24°C et 28°C durant plus de dix mois par an. Cela correspond, en effet, aux valeurs des températures optimales de la croissance de l'espèce (Coutant et DeAngelis, 1983 *in* Chauvet 1999). Ce fort taux de croissance indique une bonne acclimatation de l'espèce en Nouvelle Calédonie (Chauvet, 1999).

Chauvet (1999) a établi, à partir de la lecture d'otolithes sur 110 individus, une relation linéaire entre la taille des otolithes (R) et la longueur du poisson à la fourche (LF) :

$$LF = 8,19 R - 44,17 \text{ (coefficient de corrélation } r = 0,9271).$$

L'annulus de croissance des otolithes se forme en septembre-octobre. D'autres méthodes ont permis d'établir des équations de croissance comparative pour le

black bass dans cette même étude. L'équation de croissance moyenne qui pourrait être retenue est : $LF_t = 53,5 (1 - e^{-0,3 t})$.

La relation entre la longueur à la fourche LF et le poids non éviscéré W est :

$$W = 2.2 \times 10^{-2} \times LF^{2.85} \quad (n = 171 ; r = 0,9771),$$

pour l'intervalle de tailles 20 – 48 cm qui correspond à l'essentiel des individus capturés.

L'espérance de vie de cette population n'excède pas 7 ans (Chauvet, 1999). Cette relation permet d'établir la taille moyenne LF_{moy} des black bass dans le lac (34,8 cm) tandis que Farman (1984) et Harris (1991) donnent respectivement 35,3 cm et 34,2 cm. Bien que l'on ne possède pas les écarts-types associés à ces mesures, Chauvet estime que ces trois valeurs sont comparables.

6.2.3.2 *Reproduction*

Pour la majorité des observations en plan d'eau de la figure 6.6, des juvéniles de black bass ont été observés. Par contre, aucun juvénile n'a été signalé en rivière. Les informations collectées au cours de notre étude concernant la reproduction des black bass en Nouvelle Calédonie sont reprises dans le tableau ci-après.

Tableau 6.2 : Données issues de la littérature relatives à la reproduction du black bass en Nouvelle Calédonie

Site et/ou source	Reproduction	Ponte/œufs	Juvéniles
Lac de Yaté (P. Gozzi, association de pêche en eau douce, comm. pers.)	Reproduction de sept à janv (fermeture de la pêche au black bass) mais dépasse cette période		
Lac de Yaté (Farman, 1984)	Septembre 1983 : capture d'un maximum d'individus avec l'estomac vide		Septembre 1983
Lac de Yaté (Lervem, 1992)		Fin août 1992 : femelles prêtes à pondre (œufs petits et nombreux), certaines ayant déjà pondu	
Lac de Yaté (Chauvet, 1999)		Ponte en été avec un maximum en février	Naissance au mois de mars
Retenue de la Tamoa (E. Capdeville, comm. pers.)		Novembre (femelles gravides)	juvéniles de 15 à 20 cm vers mars- avril (un an d'âge d'après Chauvet, 1999)

Le climat tropical de la Nouvelle Calédonie favorise la reproduction du black bass mais aucune information ne permet de connaître la durée de la période de frai, ni le facteur déclenchant. Il n'est pas non plus possible de savoir si les mâles construisent plusieurs nids au cours d'une saison de reproduction et le nombre de pontes par an. Selon Waters & Noble (2004), la durée du frai de *M. salmoides* dans les régions tropicales peut s'étendre sur 6 mois ce qui permettrait à l'espèce d'effectuer plusieurs pontes durant cette période.

La saison de pêche serait fermée d'octobre à décembre compris, à cause de la saison de reproduction (M. Kulbicki, comm. pers.). D'après les données collectées qui concernent le lac de Yaté (Farman, 1984 ; Lervem, 1992; Chauvet, 1999) et la retenue de la Tamoa, il semble que la période de reproduction du black bass en Nouvelle Calédonie s'étale de juillet à décembre et que la saison de ponte se situe entre fin août et février, des naissances pouvant avoir lieu jusqu'en mars-avril. L'âge de la maturité sexuelle n'est pas connu. Les individus mâles de *M. salmoides*

cessent de s'alimenter pendant la période de frai, en particulier au moment de l'incubation des œufs, lorsque pour protéger sa progéniture, le mâle ne quitte pas le nid (Heidinger, 1976). Farman a constaté que le plus grand nombre individus avec l'estomac vide avait été pêché en septembre 1983 (51 poissons sur un total de 281 poissons pêchés entre février et septembre 1983) et l'étude du Lervem (1992) signale des femelles prêtes à pondre fin août 1992. Cette observation pourrait confirmer que le frai débute en juillet.

De nombreuses personnes ont signalé que la baisse des eaux du lac de Yaté exposait à l'air les nids situés en bordure du plan d'eau (Farman, 1984 ; Harris, 1991). La retenue de la Tamoa a été vidée il y a quelques années ce qui a permis de mettre à nu un nombre important de nids (diamètre de 1 m sur 20-30 cm de profondeur) normalement immergés sous 1 à 1,50 m d'eau (Capdeville, comm. pers). Dans la littérature, la taille des nids de black bass est plus faible, de 30 à 50 cm de diamètre, creusé à faible profondeur (entre 0,3 et 1,3 m) dans une zone abritée du vent (se reporter au paragraphe 6.1.1.2.2). Il reste à confirmer que les nids observés soient bien ceux du black bass et non pas ceux du tilapia également présent dans cette retenue et qui construit aussi des nids dans le substrat pour sa reproduction.

6.2.3.3 *Recrutement*

Les baisses de niveau de l'eau observées au printemps et en été dans le lac de Yaté (voir annexe 6.2) amoindrissent les chances de survie des alevins car ils exposent à l'air les nids et menacent les juvéniles du black bass en réduisant leurs ressources alimentaires et en les exposant plus aux adultes dont ils sont les proies (Farman, 1984). D'après cet auteur, le recrutement est insuffisant dans le lac. Sur l'ensemble des pêches effectuées entre février et septembre 1983, tous les spécimens de *M. salmoides* (281) étaient de taille supérieure à 25 cm avec une prédominance de la catégorie composée des grands individus (15%, 34% et 52% pour les catégories de 20-30 cm, 30-37 cm et de plus de 37 cm respectivement) ce qui est loin des proportions que l'on devrait idéalement trouver pour les mêmes catégories de taille (40-50%, 35-40% et 10-25%) (Farman, 1984). L'insuffisance d'individus dans la catégorie inférieure (moins de 30 cm) est le signe d'un faible recrutement que Farman (1984) explique par le manque de proies et les baisses du niveau de l'eau (cf paragraphe suivant).

Les pourcentages obtenus par classe de taille, calculés d'après les histogrammes de l'étude Lervem (1992), donnent 13%, 60% et 25% respectivement pour les catégories de 20-30 cm, 30-37 cm et de plus de 37 cm respectivement. Même s'ils diffèrent de ceux obtenus par Farman en 1984, ils montrent également la dominance des spécimens de grande taille (entre 33,5 et 37 cm) par rapport à ceux de petite taille et confirment, par conséquent, le faible recrutement des populations de black bass présentes dans le lac de Yaté.

Par contre, en ce qui concerne la reproduction, il semblerait que *M. salmoides* préfère construire ses nids à l'abri des arbres ennoyés, dans les endroits où l'eau est peu profonde. Ainsi, la disparition progressive de ces arbres pourrait avoir un impact sur les populations de *M. salmoides* mais cela resterait à démontrer (Harris, 1991).

Il est admis que la diversité génétique des populations introduites est plus faible que celle des populations indigènes des Etats-Unis et du Canada. La diversité génétique du black bass en Nouvelle Calédonie serait encore plus faible du fait du nombre réduit de spécimens introduits originellement (19 alevins en 1960) et pourrait conduire à une consanguinité dont les effets pourraient être significatifs d'autant plus que ces alevins proviennent d'une population de poissons elle-même introduite à Hawaï. Cependant, les effets de la consanguinité restent à démontrer (Harris, 1991).

6.2.3.4 Régime trophique

L'analyse des contenus stomacaux des black bass pêchés dans le lac de Yaté entre février et septembre 1983 montre la présence à la fois de poissons et de crevettes. Parmi les poissons, Farman (1984) signale la présence de juvéniles de tilapia (*O. mossambicus*) et de black bass (*M. salmoides*). L'auteur signale également l'insuffisance de proies pour un bon développement de la population de black bass dans le lac de Yaté. L'analyse des contenus stomacaux montre que la part tenue par les poissons dans le régime alimentaire des black bass est directement fonction des époques pendant lesquelles des tilapias ou des black bass juvéniles apparaissent dans les eaux du lac (février-juin et septembre respectivement). Le black bass ne se nourrissant pas de crevettes tant que des poissons sont disponibles, il ne reste plus de jeunes tilapias à l'époque où apparaissent les

juvéniles de black bass qui deviennent, à leur tour, la proie favorite des adultes (Farman, 1984).

Harris (1991) confirme que le black bass consomme essentiellement des tilapias, des crevettes, des larves de libellules et des jeunes black bass. Un black bass a été vu en train de sauter pour attraper une libellule adulte près du barrage de Yaté (J. Nething, Enercal, comm. pers.).

Farman (*in* Harris, 1991) mentionne que les crevettes constituent la principale ressource nutritive des black bass lorsque les tilapias ne sont pas disponibles. Cependant, le nombre de crevettes présentes dans le lac semble être limité par le faible nombre d'abri disponible (galets, arbres morts) et par la forte prédation subie par ces organismes.

De même, dans l'étude menée par Chauvet (1999), l'analyse des contenus stomacaux des black bass pêchés dans le lac de Yaté montrait la présence de copépodes (microcrustacés) chez les jeunes black bass, les plus gros individus étant ichtyophages et cannibales (tilapias et juvéniles de black bass) tel que décrit dans la littérature (les juvéniles capturent des petites proies, notamment des insectes et des petits crustacés, puis, au fur et à mesure de leur croissance, la taille des proies capturées augmente et les black bass deviennent piscivores, cf paragraphe 6.1.1.3.1). Lors de l'opération de marquage menée en août 1992 sur les black bass du lac de Yaté, l'analyse des contenus stomacaux avait confirmé la présence de black bass juvéniles mesurant entre 9,5 et 11 cm (Lervem, 1992).

L'oligotrophie des eaux explique sans doute le cannibalisme et surtout les faibles effectifs de la population (Chauvet, 1999). Les analyses physico-chimiques réalisées en 2002 sur les eaux du lac (Falconbridge, 2003) confirment leur faible teneur en nutriments (azote, phosphore et potassium) et la présence de micropolluants minéraux issus du fond géochimique (aluminium, cadmium, chrome, fer, manganèse, nickel), essentiellement sous forme dissoute.

Les fluctuations importantes du niveau du lac, en particulier durant l'été lorsque les apports d'eau ne compensent pas la demande hydroélectrique et l'évapotranspiration, mettent à nu la frange littorale et favorisent l'action érosive des vagues sur les berges et l'apport de sédiments fins dans le lac (Harris, 1991). Ce phénomène, couplé à des sols pauvres dans le bassin versant, pourrait expliquer

la faible productivité primaire observée (phytoplancton et algues). En effet, la mesure des teneurs en pigments chlorophylliens permet d'apprécier la quantité d'algues phytoplanctoniques présente dans un milieu. Dans le cas du Lac de Yaté, les valeurs mesurées sont faibles ($< 1 \mu\text{g/l}$) (Falconbridge, 2003) ce qui souligne que la production primaire du lac est peu importante. Cela s'explique certainement par le caractère oligotrophe des eaux (peu de nutriments, donc peu de développement de phytoplancton).

Enfin, Harris (1991) mentionne que si le phytoplancton est consommé par le zooplancton, en revanche, le tilapia ne semble pas consommer le zooplancton du lac, lequel serait sous-exploité. Ceci reste à confirmer par l'analyse microscopique des contenus stomacaux de tilapias.

6.2.3.5 *Habitat*

Les données d'observation de *M. salmoides* en milieu naturel (figure 6.6) confirment que l'espèce se trouve essentiellement en milieu lénitique (lacs artificiels, bassins d'élevage, lacs de la Plaine des Lacs, lac de la Pépinière à Dumbéa, retenues collinaires), à des profondeurs pouvant aller jusqu'à 12 m (Falconbridge, 2002), mais qu'elle privilégie les zones littorales moins profondes (E. Capdeville, comm. pers). Ces observations sont conformes à ce qui est mentionné dans la revue littéraire (se reporter au paragraphe 6.1.2.1). Le black bass à grande bouche parvient également à remonter les rivières alimentant le lac de Yaté et au-delà des zones influencées par les fluctuations de niveau de l'eau du lac. Des observations en plongée montrent que les black bass se rassemblent préférentiellement dans le fond du talweg tout au long de la vallée submergée, le long des berges rocheuses et dans les bosquets d'arbres recouverts par les eaux (Chauvet, 1999).

En terme d'habitat, les possibilités offertes par le lac de Yaté sont faibles, hormis au niveau des lits des anciennes rivières noyées, le substrat dans le lac étant principalement constitué d'argiles mélangées à de petites particules de grenaille de fer et recouvertes de fines latéritiques formant des croûtes. Le lac est recouvert par endroit d'arbres morts clairsemés (chênes gommés) qui tendent à disparaître avec le temps et la flore aquatique (macrophytes) semble inexistante hormis quelques algues vertes filamenteuses observées en bordure du lac (Harris, 1991). Le lit des

anciens cours d'eau noyés par le lac est constitué de blocs et de galets sur cuirasse (Harris, 1991). La végétation y est rare. Les rivières alimentant le lac offrent plus de perspective en terme d'habitat de par le substrat (blocs, galets) mais aussi par la présence d'une végétation riveraine abondante qui offre des zones d'abri mais aussi un apport de matières organiques végétales sous forme de feuilles mortes, branches ou troncs dans le lit de ces rivières. La présence d'abris profite aussi bien au black bass qui peut se dissimuler pour capturer ses proies qu'aux proies elles-mêmes (crevettes notamment) (Harris, 1991).

6.2.3.6 *L'exploitation des stocks / l'effort de pêche et sa réglementation*

L'enquête menée auprès des pêcheurs en 1982-1983 par Farman (1984) a permis d'estimer à 1 435 le nombre de black bass pêchés en 1982 pour 2 870 heures de pêche, soit 0,5 poisson/heure et un effort de pêche d'environ 1 homme/heure/ha pour la même année ce qui semble être un faible taux d'exploitation pour Harris (1991). Par comparaison, l'effort moyen de pêche, toutes espèces confondues, pour 24 lacs réservoirs aux Etats-Unis est de 12,4 heure/ha et le taux de prise de 0,7 poisson/heure (d'après Farman, 1984). Cependant, Harris (1991) cite des taux possibles de pêche de 0,17 black bass par heure (moyenne américaine sur 85 lacs-réservoirs pour la pêche à la ligne) ou encore que certains auteurs considèrent qu'un taux de prise de 0,3 à 0,5 black bass/heure reste tout à fait correct. Il conclut donc son étude en mentionnant que la pêcherie du black bass en Nouvelle-Calédonie est de bonne qualité, par comparaison avec d'autres données, qu'elle est conséquente et faiblement exploitée et que les poissons ont une taille raisonnable. Selon l'auteur, aucune donnée collectée ne justifie de réglementer la pêche du black bass dans le lac de Yaté si ce n'est pour deux raisons :

- limiter le nombre de prises dans un souci d'éthique vis-à-vis des pêcheurs,
- permettre le financement d'études et la mise en place de moyens de gestion ainsi que le contrôle des pêches via la vente de permis de pêche.

L'étude de marquage réalisée par Chauvet (1999) sur la population de black bass à grande bouche du lac de Yaté a permis de marquer 201 individus qui ont été suivis

durant 5 ans. Le taux de recapture a été de 19.9%. Les effectifs annuels moyens de la population du lac ont été estimés à 27 500 individus, soit 7 ind./ha, dont 45.8% survivent annuellement. La densité moyenne de la population de black bass du lac est faible. En comparaison, certains lacs de Floride contiennent jusqu'à 200 ind./ha.

Chaque année environ 1 400 poissons sont pêchés tandis que plus de 13 500 disparaissent naturellement (Chauvet, 1999). Durant cette étude, une enquête a été réalisée chaque année auprès des pêcheurs à raison de 1 à 2 sorties par mois. Elle a permis de constater que la fréquentation des pêcheurs se limite aux jours fériés de beau temps avec un maximum de 10 pêcheurs sur l'ensemble du lac. Le taux de mortalité par pêche a été estimé sur les trois premières années à 10% en moyenne et la mortalité naturelle à 70% (Chauvet, 1999). Ainsi, le taux d'exploitation par pêche est très faible et la pêche récréative pourrait être augmentée sans modification sensible des effectifs à l'équilibre. Les mortalités d'origine naturelle ont un impact bien supérieur à celui de la pêche puisque chaque année plus de la moitié du stock présent en début d'année disparaît dont 10% imputable à la pêche. Les effectifs limités de la population du lac de Yaté semblent davantage être dus à l'oligotrophie des eaux du lac et à une prédation importante plutôt qu'à une inadéquation des populations de poissons aux autres conditions environnementales ou à des prélèvements par pêche exagérés.

6.2.4 Menaces de *Micropterus salmoides* sur la biodiversité de la Nouvelle Calédonie

La première partie de l'étude a permis de montrer que *M. salmoides* ne présente pas, au premier abord, les caractéristiques écologiques des espèces envahissantes. En effet, bien qu'eurytherme, l'espèce est inféodée à un type d'habitat particulier : des milieux dulçaquicoles relativement chauds, calmes et faiblement pollués. En revanche, ses caractéristiques biologiques lui confèrent un avantage compétitif certain sur les espèces indigènes et lui permettent de devenir envahissante. En effet, le black bass à grande bouche a la capacité d'adapter sa croissance, sa reproduction et son régime trophique aux conditions environnementales. Dans le lac de Yaté, il se nourrit essentiellement de crevettes et de poissons juvéniles (tilapia et black bass), en fonction de leur saison d'apparition (février-juin et septembre respectivement). Le black bass ne se nourrit pas de crevettes tant que des poissons

sont disponibles (Farman, 1984). Chez les espèces indigènes, le recrutement des juvéniles a lieu en janvier, période où les juvéniles de *M. salmoides* ont déjà 4 mois et où leur régime trophique passe d'insectivore à piscivore. Ainsi, l'apparition précoce des juvéniles de *M. salmoides* limite la compétition pour la nourriture avec les autres espèces indigènes ou introduites (tilapia).

De nombreux exemples d'introduction du black bass sont cités avec déclin des populations de poissons indigènes (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=94&fr=1&sts=sss&lang=EN> ; Keith, 2005). En Nouvelle Calédonie, la distribution restreinte de *M. salmoides* sur le territoire limite l'impact de cette espèce sur les populations locales. Cependant, au niveau de la Plaine des Lacs, haut lieu d'endémisme dulçaquicole de la Nouvelle Calédonie, *M. salmoides* représente une menace importante pour la faune lacustre locale. Dans cette région, l'introduction de *M. salmoides* serait l'un des facteurs à l'origine du déclin de l'espèce endémique *Galaxias neocaledonicus*, avec l'introduction des tilapias et la dégradation du milieu liée aux activités minières et à la pollution des eaux (Keith, 2002). En effet, ces deux espèces cohabitent dans le lac de Yaté et dans le Lac en Huit, *G. neocaledonicus* faisant partie des proies consommées par *M. salmoides* (Gargominy *et al.*, 1996 ; Marquet *et al.*, 2003 ; Keith, 2003, 2005).

6.2.5 Impacts de *Micropterus salmoides* sur les activités humaines

M. salmoides a été introduit en 1960 pour la pêche sportive et pour lutter contre le tilapia (voir § 6.2.1.1). Il présente donc d'avantage un attrait pour une activité de loisir et aucune information collectée au cours de l'étude n'a permis d'identifier un impact négatif quelconque sur les activités humaines. La réglementation sur la pêche en eau douce limite la pêche des poissons dans le bassin d'alimentation du barrage de Yaté et en particulier celle du black bass dans le lac (voir § 6.2.1.3 et 6.2.1.4) : taille minimale des individus, période de pêche possible (1^{er} janvier jusqu'à 30 septembre), nécessité d'un permis délivré par la province Sud (voir tableau 6.3); alors que l'étude menée par Chauvet (1999) montre que le taux d'exploitation par pêche est très faible et que la pêche récréative pourrait être augmentée sans modification sensible des effectifs à l'équilibre.

Les permis sont délivrés gratuitement sur simple présentation auprès du service de l'environnement de la DENV. Avec l'ouverture de la pêche au 1^{er} janvier et les

grandes vacances en janvier-février, on constate que plus de la moitié des permis de l'année sont délivrés avant fin février (voir tableau 6.3). Le nombre de pêcheurs est en diminution depuis 2004 (maximum de 816 permis délivrés dans l'année 2004), vraisemblablement du fait d'une mise en veille de l'association de pêche en eau douce.

Tableau 6.3 : Nombre de permis de pêche en eau douce délivré depuis 2004 par la Province sud (source : DENV 2008)

nb permis/année	2004	2005	2006	2007	2008 (au 7 mai)
au 1er mars	551	192	223	153	158
	68%	50%	58%	54%	-
au 7 mai	687	268	286	211	221
	84%	70%	75%	75%	-
au 31 décembre	816	382	383	282	-

La réglementation de la pêche (délibération n° 109 du 09 mai 1980) interdit la vente, l'achat et la commercialisation du black bass pêché dans la réserve de pêche du lac de Yaté. Il n'y a par conséquent aucun gain financier lié à cette activité. La fréquentation des pêcheurs se limite aux jours fériés de beau temps avec un maximum de 10 pêcheurs sur l'ensemble du lac. Chaque année environ 1 400 poissons sont pêchés tandis que plus de 13 500 disparaissent naturellement (Chauvet, 1999).

6.3 STRATEGIES DE SUIVI ET DE CONTROLE DE *MICROPTERUS SALMOIDES* DANS LE CONTEXTE INSULAIRE CALEDONIEN

A priori, l'élimination de *M. salmoides* des eaux douces de Nouvelle Calédonie semble difficile. Ainsi, au Japon, toutes les tentatives pour éradiquer l'espèce ont échoué (*in* Keith, 2005). Il est toutefois possible d'augmenter la pression de pêche sur cette espèce en déréglementant et en encourageant cette activité : pêche autorisée toute l'année, sans taille minimum et sans permis.

Il est également primordial de limiter la propagation de l'espèce en dehors du bassin de Yaté par des campagnes d'information et de sensibilisation. Un inventaire exhaustif des sites d'introduction devrait être réalisé pour établir un état zéro et veiller avec les propriétaires concernés que l'espèce soit éradiquée de ces sites ou tout au moins non transportée vers de nouveaux sites d'introduction.

De même, dans le bassin d'alimentation du lac de Yaté, un recensement exhaustif devrait être réalisé en particulier au niveau des cours d'eau (rivière Bleue, rivière Blanche et rivière des Lacs) pour connaître les habitats colonisés par le black bass (courant/substrat/profondeur) et savoir s'il s'y reproduit.

7 CONCLUSIONS

7.1 PRÉVENTION

La présente étude a souligné l'importance de la mise en place de mesures préventives afin de contrôler la propagation des espèces exotiques et d'éviter leur prolifération dans les milieux dulçaquicoles de la Nouvelle Calédonie. Ces mesures concernent, en premier lieu, la sensibilisation du public aux dangers de la prolifération d'espèces végétales et animales exogènes dans les milieux naturels et l'harmonisation des réglementations relatives à ces espèces sur la Grande Terre, mais aussi à l'échelle de la Nouvelle Calédonie.

Ces mesures devraient être accompagnées de moyens visant à :

- améliorer la connaissance sur les espèces envahissantes (mise en place de réseau d'information) ;
- former des agents assermentés (gardes nature notamment), ainsi que le personnel en charge du contrôle aux frontières et de la quarantaine animale à la reconnaissance des espèces envahissantes ;
- mettre en place des sanctions (amendes) visant à dissuader le public de lâcher des espèces exotiques dans la nature ;
- suivre et éradiquer dans la mesure du possible tout nouveau foyer répertorié avec présence d'une espèce exotique potentiellement envahissante.

Parmi les 6 espèces exotiques potentiellement envahissantes étudiées dans ce rapport, seul le mollusque *Melanoides tuberculata* a un statut incertain et pourrait être indigène puisque des populations de l'espèce coexistent dans les milieux d'eaux douces depuis plusieurs décennies. Cependant, une pression d'introduction constante dans les milieux dulçaquicoles, principalement due à l'aquariophilie, pourrait amener à considérer cette espèce comme envahissante. C'est la raison pour laquelle, il est souhaitable de l'ajouter à la liste des espèces envahissantes dans chaque province. La plante *Hydrilla verticillata* omniprésente sur la Grande Terre devrait aussi figurer sur cette liste.

7.2 MOYENS DE LUTTE

Il reste difficile à l'heure actuelle d'envisager la mise en place de moyens de lutte contre ces espèces, étant donné le manque d'information concernant les nuisances réelles occasionnées sur les écosystèmes dulçaquicoles et le manque de connaissance sur la biologie et l'écologie de ces milieux, en particulier les milieux lentiques (mares, plans d'eau, marais, etc).

Ainsi, pour certains poissons tels que le black bass ou le tilapia du Mozambique, un inventaire exhaustif des sites d'introduction devrait être réalisé afin d'établir un état zéro de la distribution spatiale de ces espèces et veiller avec les propriétaires des plans d'eau concernés qu'elles soient éradiquées ou tout au moins non transportées vers de nouveaux sites. De même, le suivi régulier de la progression de certaines espèces végétales telles que la jacinthe d'eau, en essayant d'éradiquer tout nouveau foyer végétal par arrachage manuel par exemple, peut s'avérer efficace.

Pour la tortue de Floride, le piégeage et la récupération des spécimens lâchés dans les milieux naturels souvent anthropisés (égouts à ciel ouvert, mangroves, ou cours inférieur d'une rivière subissant d'importants apports d'effluents) semble encore le moyen de lutte le plus adapté.

Si les nuisances occasionnées par une des espèces étudiées s'avéraient avoir un impact économique justifiant la mise en place de moyens de contrôle, des moyens de lutte chimique ou biologique pourraient être envisagés. Les milieux concernés pour une lutte biologique devront présenter des conditions environnementales stables sur le plan hydrologique et physique afin de favoriser l'établissement et l'action des agents de lutte. Ainsi, les rivières sujettes aux crues et soumises à des apports importants de nutriments favorisant une repousse rapide des herbiers, par exemple, ne semblent pas présenter des conditions satisfaisantes pour la lutte biologique par l'introduction de prédateurs ou compétiteurs. Il conviendra alors d'évaluer le risque associé à ces introductions biologiques, en préalable à leur autorisation.

7.3 PERSPECTIVES

L'étude a mis en évidence le manque de connaissance sur l'écologie des milieux d'eau douce (habitat), la biodiversité des milieux dulçaquicoles et la distribution spatiale des espèces étudiées. Ainsi, on ne connaît pas, par exemple, le nombre de

CONCLUSION

morphes présents en Nouvelle Calédonie du mollusque *M. tuberculata* (une analyse moléculaire serait justifiée). Cette information permettrait d'évaluer la pression d'introduction de cette espèce sur les milieux naturels. Pour le tilapia, la forte ressemblance entre *S. occidentalis* et *O. mossambicus* rend difficile la cartographie des milieux colonisés par l'une ou l'autre espèce. La thèse de Cyril Firmat en cours sur l'évolution de la variabilité morphologique et génétique du tilapia *O. mossambicus* permettra de compléter la connaissance sur cette espèce.

8. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

8.0 INTRODUCTION

- Beauvais, M.L., Coléno, A., & Jourdan, H. (2006). Les espèces envahissantes dans l'archipel calédonien. Un risque environnemental et économique majeur. IRD Editions. Collection Expertise collégiale. 255 p.
- Goudart, A., 2007. Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques. Mémoire de thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. 216 pp.
- Kirchner, F., Soubeyran, Y., 2007. Espèces exotiques envahissantes : vers un état des lieux global et un réseau d'action coordonné à l'échelle de tout l'outre-mer. 13eme Forum Des Gestionnaires Espèces Exotiques Envahissantes : Une Menace Majeure Pour La Biodiversité Mnhn - Paris - Vendredi 16 Mars 2007. 5 p.
- Meerts, P., Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Chapuis-Lardy, L., Koutika, L.-S., Jacquemart, A.-L., 2006. Les plantes exotiques envahissantes et leurs impacts. In : Biodiversité. Etat, enjeux et perspectives. Chaire Tractebel-Environnement 2004. Ed. De Boeck, Bruxelles, pp. 109-120.
- Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions. Diversity and Distributions 6: 93-107
- Soubeyran, Y. (2008). Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. Etat des lieux et recommandations. Collection Planète Nature. Comité français de l'UICN, Paris, France. 202 p.
- Vanderhoeven, S., Branquart, E., Grégoire, J.-C., & Mahy, G., 2006. Les espèces exotiques envahissantes. Etat de l'Environnement Wallon. Direction générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement du Ministère de la Région Wallonne : 42 p.

8.1 *EICHHORNIA CRASSIPES*

- Barrett, S.C.H., 1989. Waterweed invasions. Scientific American, 260: 90-97.
- Batcher, M.S., 2000. Element Stewardship Abstract for *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms. The Nature Conservancy, Virginia, USA. <http://tncweeds.ucdavis.edu/esadocs/documnts/eichcra.pdf>
- Brendonck, L., Maes, J., Rommens, W., Dekeza, N., Nihwatiwa, T., Barson, M., Callebaut, V., Phiri, C., Moreau, K., Gratwicke, B., Stevens, M., Alyn, N., Holsters, E., Ollevier, F., and Marshall, B., 2003. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe). II. Species diversity. Arch. Hydrobiol. 158 (3): 389-405.
- Burton, J., 2005. Water hyacinth *Eichhornia crassipes*. Agfact P7.6.43, third edition, 2005. NSW Department of Primary Industries. <http://www.ricecrc.org/reader/aquatic-weeds/water-hyacinth.pdf?MlvalObj=21754&doctype=document&MltypeObj=application/pdf&ame=/water-hyacinth.pdf>
- Casco, S.L., and Neiff, J.J., 1999. Alteraciones producidas por la vegetación flotante (*Eichhornia crassipes*) en la calidad del agua de la laguna del Bajo Parana. Ciencia & Técnica. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas 1999. Universidad Nacional del Nordeste.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Charudattan, R., 2000. Biological control of water hyacinth by using pathogens: opportunities, challenges, and recent developments. *In: Julien, M.H., Hill, M.P., Center, T.D., and Ding Jianqing (eds.). Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Eichhornia crassipes. Proceedings of the Second Meeting of the Global Working Group for the Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Beijing, China, 9-12 October 2000.*
- Chu, J.-J., Jianqing, Y., and Zhuang, Q.-J., 2006. Invasion and control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in China. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 7 (8): 623-626.
- Cook, C.D.K., 1990. *Aquatic Plant Book*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands. 228 p.
- Dugast, J.L., 1992. Jacinthes d'eau, la terreur des tropiques. *Science et Nature*, 27 : 60-71.
- Dutartre, A., Haury, J., and Planty-Tabacchi, A.M., 1997. Introduction de macrophytes aquatiques et riverains dans les hydrosystèmes français métropolitains : essai de bilan. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345: 407-426.
- El-Gendy, A.S., Biswas, N., and Bewtra, J.K., 2006. Municipal landfill leachate treatment for metal removal using water hyacinth in a floating aquatic system. *Water Environment Research*, 78 (9): 951-964.
- Febrero Toussaint, I., Romero Cruz, O., Ruiz Ortiz, L., and Gonzales Salas, R., 2005. Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) una alternativa para la alimentacion de cerdos en ceba (Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) an alternative for the feeding of pigs). *Revista Electronica de Veterinaria REDVET*, 6 (5): 1-11.
- Galan de Mera, A., and De Castro, E., 2003. *Heteranthera Ruiz & Pav. (Pontederiaceae) en la Peninsula Iberica*. *Anales del Jardin Botanico de Madrid*, 60 (1): 241-242.
- Haller, W.T., Sutton, D.L., and Barlowe, W.C., 1974. Effects of the salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology*, 55 (4): 891-894.
- Haller, W.T., and Sutton, D.L., 1973. Effect of pH and high phosphorus concentration on growth of waterhyacinth. *Hyacinth Control Journal*, 11: 59-61.
- Healy, A.J., and Edgar, E., 1980. *Flora of the New Zealand, Volume III: Adventive cyperaceous, petalous & spathaceous monocotyledons*. Government Printer, Wellington, New Zealand. 220 pp.
<http://floraseries.landcareresearch.co.nz/pages/Book.aspx?fileName=Flora%203.xml>
- Heard, T.A., and Winterton, S.L., 2000. Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth. *Journal of Applied Ecology*, 37: 117-127.
- Hequet, V., M. Le Corre, *et al*, 2010. *Les espèces exotiques envahissantes de Nouvelle-Calédonie*. IRD Nouméa. 87 p.
- Hill, M.P., and Olckers, T., 2000. Biological control initiatives against water hyacinth in South Africa: constraining factors, success and new courses of action. *In: Julien, M.H., Hill, M.P., Center, T.D., and Ding Jianqing (eds.). Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Eichhornia crassipes. Proceedings of the Second Meeting of the Global Working Group for the Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Beijing, China, 9-12 October 2000.*

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Hytec et Mary N., 2006. 1- Synthèse des données sur la biodiversité des écosystèmes d'eaux douces de la Nouvelle-Calédonie - 2- Typologie et usages - rapport final. WWF NC/Conservation International. Mai 2006. 215 p. + annexes.
- Jacono, C.C., and Richerson, M.M., 2003. *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. http://nas.er.usgs.gov/taxgroup/plants/docs/ei_crass.html
- Jianqing, D., Ren, W., Weidong, F., and Guoliang, Z., 2000. Water hyacinth in China: its distribution, problems and control status. In: Julien, M.H., Hill, M.P., Center, T.D., and Ding Jianqing (eds.). *Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Eichhornia crassipes. Proceedings of the Second Meeting of the Global Working Group for the Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Beijing, China, 9-12 October 2000.*
- Julien, M.H., 2000. Biological control of water hyacinth with arthropods: a review to 2000. In: Julien, M.H., Hill, M.P., Center, T.D., and Ding Jianqing (eds.). *Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Eichhornia crassipes. Proceedings of the Second Meeting of the Global Working Group for the Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Beijing, China, 9-12 October 2000.*
- Labrada, R., and Fornasari, L., 2002. Lutte contre les principaux végétaux aquatiques envahissants en Afrique – Activités et succès de la FAO de 1991 à 2001. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 2002.
- Land Protection, 2007. Fact Sheet: Water hyacinth – *Eichhornia crassipes* – Declared Class 2. Natural Resources and Water, Queensland Gouvernement. <http://www.nrw.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/pp6.pdf>
- MacKee, H.S., 1994. Catalogue des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, et Service des Eaux et Forêts, Nouméa.
- Mandi, L., Darley, J., Barbe, J., and Baleux, B., 1992. Essais d'épuration des eaux usées de Marrakech par la jacinthe d'eau (Charges organique, bactérienne et parasitologique). *Revue des sciences de l'eau*, 5 : 313-333.
- Mansor, M., 1996. Noxious floating weeds of Malaysia. *Hydrobiologia*, 340 (1-3): 121-125.
- Marchante, H., 2005. Invasive plant species in Portugal. In : Brunel, S. (Ed.). 2005. *Invasive Plants in Mediterranean Type Regions of the World (Plantes envahissantes dans les régions méditerranéennes du monde). Proceedings of the International Workshop (Actes de l'atelier de travail international).* Council of Europe Publishing. http://www.iucn.org/places/medoffice/invasive_species/docs/proceeJianqings_ws.pdf
- Marquet, G., Keith, P., and Vigneux, E., 2003. Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de Nouvelle Calédonie. Publications Scientifiques du M.N.H.N.-Paris.
- Meerhoff, M., Rodriguez-Gallego, L., and Mazzeo, N., 2002. Potencialidades y limitaciones des uso de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms en la restauracion de lagos hipereutrophicos subtropicales. En : Fernandez A & G Challar (eds.) *Agua en Iberoamerica : de la limnologia a la gestion en Sudamerica* (pp. 61-74). CYTED XVII, Buenos Aires.
- Midgley, J.M., Hill, M.P., and Villet, M.H., 2006. The effect of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach (Pontederiaceae), on benthic biodiversity in two impoundments en the New Year's River, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 31 (1): 25-30.
- Mille, C., 2005. Possibilité de lutte biologique contre deux plantes aquatiques en Nouvelle-Calédonie. IAC-SRFP, Laboratoire d'Entomologie Appliquée, 26 Janvier 2005.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Miyawaki, S., and Washitani, I., 2004. Invasive alien species in riparian areas of Japan: the contribution of agricultural weeds, revegetation species and aquacultural species. *Global Environmental Research*, 8 (1): 89-101.
- Moragues Botey, 2005. Flora aloctona de las Islas Baleares. Ecología de dos especies invasoras : *Carpobrotus edulis* & *Corpobrotus* aff. *acinaciformis*. Tesis Doctoral de la Universitat de les Illes Balears. 354 pp.
- Morse, L. E., J. M. Randall, *et al.*, 2004. An Invasive Species Assessment Protocol: Evaluating Non-Native Plants for Their Impact on Biodiversity. Version 1. NatureServe. Arlington, Virginia.
- Nahlik, A.M., and Mitsch, W.J., 2006. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*, 28 (3): 246-257.
- N'dah, E., and Arfi, R., 1996. Macrophytes aquatiques dans les eaux "continentales" ivoiriennes. *Arch. Sc. Cent. Rech. Océanol. Abidjan*, 15 (2) : 1-25.
- Nouvelle Calédonie. Délibération du congrès n° 112/CP du 18 octobre 1996 relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 19 novembre 1996 : 4566-4580.
- Nouvelle Calédonie. Délibération du congrès n° 149/CP du 16 avril 2004 modifiant la délibération n° 112/CP du 18 octobre 1996 relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 04 mai 2004 : 2556.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie n° 2004-1183/GNC du 06 mai 2004 relatif à la modification de l'annexe 4 de la délibération n° 112/CP du 18 octobre 1996 modifiée relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 11 mai 2004 : 2789.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie n° 2005-2635/GNC du 20 octobre 2005 complétant l'annexe IV de la délibération modifiée n° 112/CP du 18 octobre 1996 relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 25 octobre 2005 : 6741-6742.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n°2007-4901/GNC du 23/10/2007 relatif à la modification de la délibération n° 112/CP du 18 octobre 1996 modifiée relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 30 octobre 2007 : 6938-6941.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n°2007-4899/GNC du 23/10/2007 relatif aux organismes nuisibles végétaux en Nouvelle-Calédonie. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 30 octobre 2007 : 6937-6938.
- Owens, C.S., and Madsen, J.D., 1995. Low temperatures limits of waterhyacinth. *J. Aquant. Plant Manage.*, 33: 63-68.
- Penfound, W.T., and Earle, T.T., 1948. The biology of the waterhyacinth. *Ecological Monographs*, 18 (4): 448-472.
- Petrucio, M.M., and Esteves, F.A., 2000. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Rev. Brasil. Biol.*, 60 (2): 229-236.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Plummer, M.L., 2005. Impact of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on snail hosts of schistosomiasis in Lake Victoria, east Africa. *EcoHealth*, 2: 81-86.
- Province Nord. Délibération n°2008-306/APN du 24/10/2008 relative au code de l'environnement de la province Nord. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 29 décembre 2008 : 8578-8663.
- Province Sud. Délibération n°25-2009/APS du 20/03/2009 relative au code de l'environnement de la province Sud (erratum de l'article 5 parue au JONC du 18 juin 2009 : 5096). Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 09 avril 2009 : 2590-2739.
- Province Sud. D Délibération n° 5-2009/APS du 18 février 2009 relative à la lutte contre les espèces exotiques envahissantes. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 26 février 2009 : 1273-1276.
- Province Sud. Délibération n°62-2009/APS du 26/11/2009 portant modification des dispositions du titre III du code de l'environnement relatives aux contrôles de la réglementation en matière de chasse. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 15 décembre 2009 : 10166.
- Province Sud. Délibération n°10662-2009/BAPS/DENV du 23/10/2009 portant modification des dispositions de l'article 422-27 du code de l'environnement. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie n° 8389 du 10 novembre 2009 : 9212.
- Ramade F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des Sciences de l'Eau. Biogéochimie et écologie des eaux continentales. Ediscience International, Pris. 786 pp.
- Randall, J. M., L. E. Morse, *et al.*, 2008. "The Invasive Species Assessment Protocol : A Tool for Creating Regional and National List of Invasive Nonnative Plants that Negatively Impact Biodiversity." *Invasive Plant Science and Management* 1: 13.
- Rommens, W., Maes, J., Dekesa, N., Inghelbrecht, P., Nhiwatiwa, T., Holsters, E., Ollevier, F., Marshall, B., and Brendonck, L., 2003. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe). I. Water quality. *Arch. Hydrobiol.*, 158 (3): 373-388.
- Sato, H., 1988. The growth analysis of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* solms, in different water temperature conditions. *Ecological Research*, 3 (2): 131-144.
- Space, J.C., and Flynn, T., 2002. Report to the Government of Samoa on invasive plant species of environmental concern. USDA Forest Service, Honolulu. 83 pp. http://www.hear.org/pier/pdf/samoa_report.pdf
- Space, J.C., and Flynn, T., 2000. Observations on invasive plant species in American Samoa. USDA Forest Service, Honolulu. 51 pp. http://www.hear.org/pier/pdf/american_samoa_report.pdf
- Space, J.C., Waterhouse, B., Miles, J.E., Tiobech, J., and Rengulbai, K., 2003. Report to the Republic of Palau on invasive plant species of environmental concern. USDA Forest Service, Honolulu. 174 pp. http://www.hear.org/pier/pdf/palau_report.pdf
- Space, J.C., Waterhouse, B., Denslow, J.S., Nelson, D., and Mazawa, T., 2000. Invasive plants species in Chuuk, Federated States of Micronesia. USDA Forest Service, Honolulu. 41 pp. http://www.hear.org/pier/pdf/chuuk_report.pdf
- Sunday, A.D., 2002. The utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) by west African dwarf (Wad) growing goats. *Afr. J. Biomed. Res.*, 4: 147-149.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Toft, J.D., 2000. Community effects of the non-indigenous aquatic plant water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Sacramento/San Joaquin Delta, California. Thesis for the Master Degree of Science of the University of Washington. 86 pp.
- Toft, J.D., Simenstad, C.A., Cordell, J.R., and Grimaldo, L.F., 2003. The effects of introduced water hyacinth on habitat structure, invertebrate assemblages, and fish diets. *Estuaries*, 26 (3): 746-758.
- Ultsch, G.R., 1973. The effects of waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the microenvironment of aquatic communities. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 72: 460-473.
- Urbanc-Bercic, O., and Gaberscik, A., 1989. The influence of temperature and light intensity on activity of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). *Aquatic Botany*, 35 (3-4): 403-408.
- Wilson, J.R.U., Ajuonu, O., Center, T.D., Hill, M.P., Julien, M.H., Katagira, F.F., Neuenschwander, P., Njoka, S.W., Ogwang, J., Reeder, R., and Van, T., 2007. Short communication: The decline of water hyacinth on Lake Victoria was due to biological control by *Neochetina* spp. *Aquatic Botany*, 87: 90-93.
- Zimmels, Y., Kirzhner, F., and Malkovskaja, A., 2006. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. *Journal of Environmental Management*, 81 (4): 420-428.

8.2 *HYDRILLA VERTICILLATA*

- Arrivillaga, A., 2002. Evaluacion de la presencia de Hydrilla verticillata en la region de Rio Dulce y de Izabal : diagnostico general e identificacion de medidas de control. Oficina Técnica de Biodiversidad – OTECBIO – Consejo Nacional de Areas Protegidas – CONAP – Fondo Nacional para la Conservacion de la naturaleza – FONACON -.
- Bennett, C.A., and Buckingham, G.R., 2000. The herbivorous insect fauna of a submersed weed, Hydrilla verticillata (Alismatales : Hydrocharitaceae). *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds 4-14 July 1999, Montana State University, Bozeman, Montana, USA*. Neal R. Spencer [ed.]. pp. 307-313.
- Binimelis, R., Monterroso, I., and Rodriguez-Labajos, B., 2005. Assessing “global invaders” – Two participatory analyses. Paper presented in the 6th International Conference of the European Society for Ecological Economics. Lisbon, June 14-17, 2005.
- Center, T.D., Groodwitz, M.J., Cofrancesco, A.F., Jubinsky, G., Snoddy, E. and Freedman, J.E., 1997. Establishment of *Hydrellia pakistanae* (Diptera : Ephydriidae) for the biological control of the submersed aquatic plant *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae) in the Southeastern United States. *Biological Control*, 8: 65-73.
- Coetzee, C.J., 2006. The threat of hydrilla to South Africa. *Plant Protection News*, 68: 15.
- Cook, C.D.K., 1990. *Aquatic Plant Book*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands. 228 p.
- Cook, C.D.K., and Lound, R., 1982. A revision of the genus *Hydrilla* (Hydrocharitaceae). *Aquat. Bot.*, 13: 485-504.
- Colon-Gaud, J.C., Kelso, W.E., and Rutherford, D.A., 2004. Spatial distribution of macroinvertebrates inhabiting hydrilla and coontail beds in the Atchafalaya Basin, Louisiana. *J. Aquat. Plant Manage.* 42: 85-91.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Doyle, R.D., Grodowitz, M., Smart, R.M., and Owens, C., 2007. Separate and interactive effects of competition and herbivory on the growth, expansion, and tuber formation of *Hydrilla verticillata*. *Biological Control*, 41: 327-338.
- Doyle, R.D., Grodowitz, M., Smart, R.M., and Owens, C., 2002. Impact of herbivory by *Hydrellia pakistanae* (Diptera: Ephydriidae) on growth and photosynthetic potential of *Hydrilla verticillata*. *Biological Control*, 24: 221-229.
- AERF (Aquatic Ecosystem Restoration Foundation), 2005. Best Management Practice in support of Fish and Wildlife Habitat. *Aquatic Plant Management*. 84 pp.
- Gu, B., 2006. Environmental conditions and phosphorus removal in Florida lakes and wetlands inhabited by *Hydrilla verticillata* (Royle): implications for invasive species management. *Biological Invasions*, 8: 1569-1578.
- Haller, W.T., and Sutton, D.L., 1975. Community structure and competition between *Hydrilla* and *Vallisneria*. *Hyacinth Control J.*, 13: 48-50.
- Hearnden, M.N., and Kay, B.H., 1997. Importance of *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae) as habitat for immature mosquitoes at the Ross River Reservoir, Australia. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 13 (2): 164-170.
- Henderson, L., 2006. Emerging weeds survey uncovers Hydrilla in Kwazulu-Natal. *Plant Protection News*, 67: 13.
- Hequet, V., M. Le Corre, *et al*, 2010. Les Espèces Exotiques Envahissantes de Nouvelle-Calédonie. IRD Nouméa. 87 p.
- Hofstra, D.E., Clayton, J., Green, J.D., and Auger, M., 2000. RAPD profiling and isozyme analysis of New Zealand *Hydrilla verticillata*. *Aquatic Botany*, 66: 153-166.
- Hofstra, D.E., Clayton, J., Green, J.D., and Auger, M., 1999. Competitive performances of *Hydrilla verticillata* in New Zealand. *Aquatic Botany*, 63: 305-324.
- Hytec et Mary N., 2006. 1- Synthèse des données sur la biodiversité des écosystèmes d'eaux douces de la Nouvelle-Calédonie - 2- Typologie et usages - rapport final. WWF NC/Conservation International. Mai 2006. 215 p. + annexes.
- Jocono, C.C., and Richerson, M.M., 2003. *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. <http://nas.er.usgs.gov/>
- Kirk, J.P., and Henderson, J.E., 2006. Management of Hydrilla in the Santee Cooper Reservoirs, South Carolina: Experiences from 1982 to 2004. *J. Aquat. Plant Manage.* 44: 98-103.
- Koschnick, T.J.; Haller, W.T., and Netherland, M.D., 2006. Aquatic resistance to herbicides. *Aquatics*, 28 (1): 1-7.
- Langeland, K.A., 1996. *Hydrilla verticillata* (L.F.) Royle (Hydrocharitaceae). "The Perfect Aquatic Weed". *Castanea*, 61: 293-304.
- MacKee, H.S., 1994. Catalogue des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, et Service des Eaux et Forêts, Nouméa.
- Madeira, P.T., Coetzee, J.A., Center, T.D., White, E.E. and Tipping, P.W., 2007. The origin of *Hydrilla verticillata* recently discovered at a South African dam. *Aquatic Botany*, in Press.
- Madeira, P.T., Jocono, C.C. and Van, T.K., 2000. Monitoring Hydrilla using RAPD procedures and the nonindigenous aquatic species database. *J. Aquat. Plant Manage.* 38: 33-40.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Madeira, P., T. Van, D. Steward and R. Schnell. 1997. Random amplified polymorphic DNA analysis of the phenetic relationships among world-wide accessions of *Hydrilla verticillata*. *Aquatic Botany* 59: 217-236.
- Morse, L. E., J. M. Randall, *et al.*, 2004. An Invasive Species Assessment Protocol: Evaluating Non-Native Plants for Their Impact on Biodiversity. Version 1. NatureServe. Arlington, Virginia.
- Nouvelle Calédonie. Délibération du congrès n° 112/CP du 18 octobre 1996 relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 19 novembre 1996 : 4566-4580.
- Nouvelle Calédonie. Délibération du congrès n° 149/CP du 16 avril 2004 modifiant la délibération n° 112/CP du 18 octobre 1996 relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 04 mai 2004 : 2556.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie n° 2004-1183/GNC du 06 mai 2004 relatif à la modification de l'annexe 4 de la délibération n° 112/CP du 18 octobre 1996 modifiée relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 11 mai 2004 : 2789.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie n° 2005-2635/GNC du 20 octobre 2005 complétant l'annexe IV de la délibération modifiée n° 112/CP du 18 octobre 1996 relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 25 octobre 2005 : 6741-6742.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n°2007-4901/GNC du 23/10/2007 relatif à la modification de la délibération n° 112/CP du 18 octobre 1996 modifiée relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation ou à l'exportation. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 30 octobre 2007 : 6938-6941.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n°2007-4899/GNC du 23/10/2007 relatif aux organismes nuisibles végétaux en Nouvelle-Calédonie. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 30 octobre 2007 : 6937-6938.
- Pieterse, A.H., 1981. *Hydrilla verticillata* – a review. *Abstr. Of Trop. Agric.* 7: 9-34.
- Province Nord. Délibération n°2008-306/APN du 24/10/2008 relative au code de l'environnement de la province Nord. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 29 décembre 2008 : 8578-8663.
- Province Sud. Délibération n°25-2009/APS du 20/03/2009 relative au code de l'environnement de la province Sud (erratum de l'article 5 parue au JONC du 18 juin 2009 : 5096). Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 09 avril 2009 : 2590-2739.
- Province Sud. D Délibération n° 5-2009/APS du 18 février 2009 relative à la lutte contre les espèces exotiques envahissantes. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 26 février 2009 : 1273-1276.
- Province Sud. Délibération n°62-2009/APS du 26/11/2009 portant modification des dispositions du titre III du code de l'environnement relatives aux contrôles de la réglementation en matière de chasse. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 15 décembre 2009 : 10166.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Province Sud. Délibération n°10662-2009/BAPS/DENV du 23/10/2009 portant modification des dispositions de l'article 422-27 du code de l'environnement. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 8 novembre 2009 : 9212.
- Randall, J. M., L. E. Morse, *et al.*, 2008. "The Invasive Species Assessment Protocol : A Tool for Creating Regional and National List of Invasive Nonnative Plants that Negatively Impact Biodiversity." *Invasive Plant Science and Management* 1: 13.
- Schmitz, D.C., B.V. Nelson, L.E. Nall, and J.D. Schardt. 1991. Exotic Aquatic Plants in Florida: A Historical Perspective and Review of the Present Aquatic Plant Regulation Program. Proceedings of the Symposium on Exotic Pest Plants, Univ. Miami, Nov. 2-4, 1988, Miami, FL.
- Van, T.K., Wheeler, G.S., and Center, T.D., 1999. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany*, 62: 225-233.
- Van, T.K., Wheeler, G.S., and Center, T.D., 1998. Competitive interactions between *Hydrilla* (*Hydrilla verticillata*) and *Vallisneria* (*Vallisneria Americana*) as influenced by insect herbivory. *Biological Control*, 11: 185-192.
- Vereivalu, T., 1989. Aquaculture activities in Fiji. *Advances in Tropical Aquaculture*. Tahiti. Feb 20 – March 4 1989. AQUACOP IFREMER. Actes de Colloque 9 pp. 31-36.
- Wheeler, G.S., and Center, T.D., 2007. Hydrilla stems and tubers as hosts for three *Bagous* species : two introduced biological control agents (*Bagous hydrillae* and *B. affinis*) and one native species (*B. restrictus*). *Environmental Entomology*, 36 (2): 409-415.

8.3 *MELANOIDES TUBERCULATA*

- Boullet, V., 2007. Notice de l'Index de la flore vasculaire de la Réunion, Version électronique 2007.1 (mise à jour du 12 juin 2007). Conservatoire Botanique National de Mascarin, Saint-Leu (Réunion), format numérique PDF, 39 p.
- Cowie, R.H., 2000. Non-indigenous land and freshwater molluscs in the islands of the Pacific: conservation impacts and threats. *In: Invasive species in the Pacific: a technical review and regional strategy*. (ed. G. Sherley). South Pacific Regional Environment Programme, Apia. Pp. 143-172.
- Cowie, R. H., 2001. Invertebrate invasions on Pacific islands and the replacement of unique native faunas: A synthesis of the land and freshwater snails. *Biological Invasions*, 3:119–136.
- Duggan, I.C., 2002. Short communication: First record of a wild population of the tropical snail *Melanoides tuberculata* in New Zealand natural waters. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research*, 36: 825-829.
- Dussart, G.B.J., & Pointier, J.-P., 1999. A comparative study of the hydrodynamic performance of shells of *Thiara granifera* (Lamarck, 1822) & *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774). *Malacological Review*, Suppl. 8, *Freshwater Mollusca* I, pp. 19-29.
- Englund, R.A., 2003. Report for the 2002 Pacific Biological Survey, Bishop Museum Austral Islands, French Polynesia expedition to Raivavae & Rapa Iti. Prepared for: Délégation à la Recherche (Ministère de la Culture de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche). pp. 30.
- Englund, R.A., & Preston, D.J., 2002. Addendum to non-insect aquatic invertebrate surveys of four windward O'ahu stream systems impacted by the Wai'ahole ditch. Hawaii

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Department of Land & Natural Resources. Hawaii Division of Aquatic Resources. pp. 11.
- Facon, B., Pointier, J.-P., Glaubrecht, C., Poux, P., Jarne, P. & David, P., 2003. Molecular phylogeography approach to biological invasions of the New World by parthenogenetic thiarid snails. *Molecular Ecology*, 12: 3027-3039.
- Facon, B., Jarne, P., Pointier, J.-P., & David, P., 2005. Hybridization & invasiveness in the freshwater snail *Melanooides tuberculata* : hybrid vigour is more important than increase in genetic variance. *J. Evol. Biol.*, 18: 524-535.
- Facon, B., Machline, E., Pointier, J.-P., & David, D., 2004. Variation in desiccation tolerance in freshwater snails & its consequences for invasion ability. *Biological invasions*, 6: 283-293.
- Gassies, J.B., 1863. Faune conchyliologique terrestre et fluvio-lacustre de la Nouvelle-Calédonie. [1ère partie]. Actes de la Société Linnéenne de Bordeaux 24. 126 pp.
- Gibon, F.-M., & Fossati, O., 1991. Les macroinvertébrés dulçaquicoles de Nuku-Hiva (Marquises) : Compte rendu d'une mission en saison des pluies et proposition d'un protocole de surveillance. I.T.R.M.L.M. 3/91/ITRM/DOC.ENT
- Grac, C., Hoareau, G., & Hoareau, C., 2001. Atlas des Macroinvertébrés des eaux douces réunionnaises. pp. 220.
- Guimarães, C.T., Pereira de Souza, C., & De Moura Soares, D., 2001. Possible competitive displacement of planorbids by *Melanooides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. *Mem Inst Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro*, 96 (Suppl.): 173-176.
- Haase, M., Bouchet, P., 1998. Radiation of crenobiontic gastropods on an ancient continental island: the Hemistomia-clade in New Caledonia (Gastropoda: Hydrobiidae). *Hydrobiologica*, 367. 43-129.
- Mary N. & Flouhr C., 2007. Rapport provisoire. Mise en place d'un indice biologique spécifique aux terrains miniers en Nouvelle-Calédonie. Province Sud, Province Nord, DAVAR, Nouvelle-Calédonie. 117 p. + annexes..
- Laamrani, H., Khallayoune, K., Delay, B., & Pointier, J.-P., 1997. Factors affecting the distribution & abundance of two prosobranch snails in a thermal spring. *Journal of Freshwater Ecology*, 12: 75-79.
- Lévêque, C., and Pointier, J.-P., 1976. Study of the growth of *Biomphalaria glabrata* (Say) and other Planorbidae in Guadeloupe (West Indies). *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*, 70 (2): 199-204
- Mary, N., Dutartre, A., Keith, P., Marquet, G., Sasal, P., 2006. Biodiversité des Eaux douces de Wallis et Futuna, Mission d'échantillonnage d'octobre 2004. Rapport d'études. Ministère de l'Outre-Mer (Paris). 84 pp + annexes.
- Mitchell, A.J., & Brandt, T.M., 2005. Temperature tolerance of red-rim melania *Melanooides tuberculata*, an exotic aquatic snail established in the United States. *Transaction of the American Fisheries Society*, 134 (1): 126-131.
- Pointier, J.-P., 2001. Invading freshwater snails & biological control in Martinique Island, French West Indies. *Mam Inst Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro*, 96 (Suppl.): 67-74.
- Pointier, J.-P., 1999. Invading freshwater gastropods: some conflicting aspects for public health. *Malacologia*, 41 (2): 403-411.
- Pointier, J.-P., 1993. The introduction of *Melanooides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) to the island of Saint Lucia (West Indies) & its role in the decline of *Biomphalaria*

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- glabrata*, the snail intermediate host of *Schistosoma mansoni*. Acta Tropica, 54: 13-18.
- Pointier, J.-P., 1989. Conchological studies of *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Mollusca: Gasteropoda: Thiaridae) in the French West Indies. Walkerana, 3 (10): 203-209.
- Pointier, J.-P., & Théron, A., 2006. Transmission de la Bilharziose intestinale aux Antilles Guyane. BASAG : Bulletin d'Alerte et de Surveillance des Antilles Guyane, 1: 1-4.
- Pointier, J.-P., Facon, B., Jarne, P., & David, P., 2003. Les Thiaridés, des gastéropodes envahisseurs des eaux douces tropicales. Xenophora, 104: 14-20.
- Pointier, J.-P., & Jourdane, J., 2000. Biological control of the snail hosts of schistosomiasis in areas of low transmission: the example of the Caribbean area. Acta Tropica, 77: 53-60.
- Pointier, J.-P., Samadi, S., Jarne, P., & Delay, B., 1998. Introduction & spread of *Thiara granifera* (Lamarck, 1822) in Martinique, French West Indies. Biodiversity & Conservation, 7: 1277-1290.
- Pointier, J.-P., & Delay, B., 1995. Spread of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) on the island of Guadeloupe, French West Indies (Prosobranchia, Thiaridae). Haliotis, 24: 109-116.
- Pointier, J.-P., Incani, R.N., Balzan, C., Chrosciechowski, P., & Prypchan, S., 1994. Invasion of the rivers of the littoral central region of Venezuela by *Thiara granifera* & *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Prosobranchia: Thiaridae) & the absence of *Biomphalaria glabrata*, snail host of *Schistosoma mansoni*. The Nautilus, 107 (4): 124-128.
- Pointier, J.-P., Théron, A., & Borel, G., 1993a. Ecology of the introduced snail *Melanoides tuberculata* (Gasteropoda: Thiaridae) in relation to *Biomphalaria glabrata* in the marshy forest zone of Guadeloupe, French West Indies. J. Moll. Stud., 59: 421-428.
- Pointier, J.-P., Thaler, L., Pernot, A.F., & Delay, B., 1993b. Invasion of the Martinique island by the parthenogenetic snail *Melanoides tuberculata* & the succession of morphs. Acta Oecologica, 14 (1): 33-42.
- Pointier, J.-P., Delay, B., Toffart, J.L., Lefèvre, M. & Romero-Alvarez, R., 1992. Life history traits of three morphs of *Melanoides tuberculata* (Gasteropoda: Thiaridae), an invasive snail in the French West Indies. J. Moll. Stud., 58: 415-423.
- Pointier, J.-P., Frederic, M., & Mazille, V., 1991a. Biological control of *Biomphalaria glabrata* by *Melanoides tuberculata* on Désirade Island, French West Indies. J. Med. Appl. Malacol., 3: 49-52.
- Pointier, J.-P., Balzan C., Chrosciechowski, P., & Incani, R.N., 1991b. Limiting factors in biological control of the snail intermediate hosts of *Schistosoma mansoni* in Venezuela. J. Med. & Appl. Malacol., 3: 53-67.
- Pointier, J.-P., & Marquet, G., 1990. Taxonomy & distribution of freshwater mollusks of French Polynesia. VENUS (Jap. Jour. Malac.), 49 (3): 215-231.
- Pointier, J.-P., Guyard, A., & Mosser, A., 1989a. Biological control of *Biomphalaria glabrata* & *B. straminea* by the competitor snail *Thiara tuberculata* in a transmission site of schistosomiasis in Martinique, French West Indies. Annals of Tropical Medicine & Parasitology, 83 (3): 263-269.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Pointier, J.-P., & McCullough, F., 1989. Biological control of the snail hosts of *Schistosoma mansoni* in the Caribbean area using *Thiara* spp. *Acta Tropica*, 46: 147-155.
- Rochas-Miranda, F., & Martins-Silva, M.J., 2006. First record of the invasive snail *Melanoidea tuberculata* (Gasteropoda: Prosobranchia: Thiariidae) in the Paraña River Basin, Go, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 66 (4): 1109-1115.
- Samadi, S., Mavarez, J., Pointier, J.-P., Delay, B., & Jarne, P., 1999. Microsatellite & morphological analysis of population structure in the parthenogenetic freshwater snail *Melanoidea tuberculata* : insights into the creation of clonal variability. *Molecular Ecology*, 8: 1141-1153.
- Samadi, S., Balzan, C., Delay, B., & Pointier, J.-P., 1997. Local distribution & abundance of thiarid snails in recently colonized rivers from the Caribbean area. *Malacological Review*, 30: 45-52.
- Starmühlner, F., 1979. Results of the Austrian Hydrobiological Mission 1974, to the Seychelles-, Comores-, & Mascarene-Archipelagos : Part I : Preliminary report : Introduction, methods, general situation of the islands with description of the stations & general comments on the distribution of the fauna in the running waters of the islands. *Annales der Naturhistorisches Museum Wien*, 82: 621-742.
- Starmühlner, F., 1976. Beiträge zum Kenntnis des Süßwasser Gasteropoden pazifischer Inseln. *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, 80, pp. 473-65

8.4 TRACHEMYS SCRIPTA ELEGANS

- Arvy, C., and Servan, J., 1995. Synthèse des connaissances actuelles sur la taxinomie et la biologie de la tortue de Floride *Trachemys scripta* (Schoepff, 1972) (Chelonii, Emydidae) en Amérique (Review of the taxynomy and the biology of common sliders *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792) (Cheonii, Emydidae) in America). *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 73-74 : 19-35.
- Beauvais, M.-L., Coléno, A., and Jourdan, H., 2006. Les espèces envahissantes dans l'archipel néo Calédonien : un risque environnemental et économique majeur. *IRD Editions*.
- Bour, R., 2003. Le genre *Trachemys* : systématique et répartition. *Manouria*, 6 (18) : 2-9.
- Bringsøe, H., 2006. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Trachemys scripta*. – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org. Date of access 13/06/2007.
- Cadi, A., and Joly, P., 2003. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Can. J. Zool.*, 81: 1392-1398.
- Cadi, A., and Joly, P., 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation*, 13: 2511-2518.
- Cadi, A., Delmas, V., Prévot-Julliard, A.-C., Joly, P., Pieau, C., and Girondot, M., 2004. Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the South of France. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 14 : 237-246.
- Chen, T.-H., 2006. Distribution and status of the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in Taiwan. In Koike, F., Clout, M.N., Kawamichi, M., De Pooter, M., and Iwatsuki, K. (eds.), *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japan and the World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. Pages 1987-195.
- Churchill, T.A., and Storey, K.B., 1992. Response to freezing exposure of hatchling turtles *Trachemys scripta elegans*: factors influencing the development of freeze tolerance by reptiles. *J. exp. Biol.*, 167: 221-233.
- Costa C., 2005. Atlas des espèces invasives présentes sur le périmètre du Parc National Régional de Camargue. Rapport Ecole des Métiers de l'Environnement de Rennes. 61-68.
- Courrier Sud, 2007. La tortue de Floride n'a plus la cote. Le magazine de la province Sud. Décembre 2007 : 9.
- Courrier Sud, 2008. La tortue de Floride, un danger pour la nature. Le magazine de la province Sud. Avril 2008 : 11.
- Da Silva, E., and Blasco, M., 1995. *Trachemys scripta elegans* in southwestern Spain. *Herpetological Review*, 26 (3): 133-134.
- Feldman, M.L., 2007. The red-eared slider turtle *Trachemys scripta elegans* in New Zealand. *Turtle and Tortoise Newsletter*, 10: 15-18.
- Filoramo, N.I., and Janzen, F.J., 1999. Effects of hydric conditions during incubation on overwintering hatchlings of the red-eared slider turtle (*Trachemys scripta elegans*). *Journal of Herpetology*, 33 (1): 29-35.
- Filoramo, N.I., and Janzen, F.J., 2002. An experimental study of the influence of embryonic water availability, body size, and clutch on survivorship of neonatal red-eared sliders, *Trachemys scripta elegans*. *Herpetologica*, 58 (1): 67-74.
- Guyot Jackson, G., 2003a. Description de *Trachemys scripta elegans*. *Manouria*, 6 (18): 10-11.
- Guyot Jackson, G., 2003b. Ecologie de *Trachemys scripta elegans*. *Manouria*, 6 (18): 12-16.
- Hutchinson, A.M., 1992. A reproducing population of *Trachemys scripta elegans* in southern Pinellas County, Florida. *Herpetological Review*, 23 (3): 74-75.
- Martinez Silvestre, A., Soler, J., Gorriz, A., and Mundo, P., 2003. Anàlisi de les tortugues invasives de l'àrea natural del Foix-Garraf. IV Trobada d'Estudiosos del Garraf, Diputació de Barcelona, 2003. p. 89-91.
- Mermoud, 2000. Lettre de l'association Biosphère à la DRN du 08/06/2000. 2 p.
- Hytec, Mary N., 2006. 1- Synthèse des données sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douces de la Nouvelle Calédonie - 2- Typologie et usages - rapport final. WWF NC/Conservation International. 215 p. + annexes.
- McCoid, M.J., 1992. Geographic distribution: *Trachemys scripta elegans*. *Herpetological Review*, 23:26.
- McCoid, M.J., 1993. The "new" herpetofauna of Guam, Mariana Islands. *Herpetological Review*, 24 (1): 16-17.
- Nagano, N., Oana, S., Nagano, Y., and Arakawa, Y., 2006. Short Communication: A severe *Salmonella enterica* serotype Paratyphi B infection in a child related to a pet turtle, *Trachemys scripta elegans*. *Jpn. J. Infect. Dis.*, 59: 132-134.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Newberry, 1984. The American red-eared terrapin in South Africa. *African Wildlife*, 38: 186-189.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n°77-466/CG du 06/12/1977 accordant une autorisation exceptionnelle d'importation de poissons exotiques d'eau douce pour aquarium. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 9 décembre 1977 : 1173-1174.
- Nouvelle Calédonie. Délibération n° 238 du 15/12/2006 relative à la biosécurité aux frontières internationales de la Nouvelle Calédonie. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 15 décembre 2006 : 9287-9293.
- Nouvelle Calédonie. Délibération n° 67 du 26/01/1968 portant réglementation des conditions d'introduction en Nouvelle Calédonie d'animaux de toute provenance et des produits d'origine animale. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 15 février 1968 : 133-137.
- Nouvelle Calédonie. Délibération n°61-2007/APS du 15/11/2007 relative à la lutte contre la dissémination des tortues de Floride (*Trachemys scripta*). *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 27 novembre 2007 : 7654.
- Ota, H., Toda, Mi., Masunaga, G., Kikukawa, A., and Toda, Ma., 2004. Feral populations of amphibians and reptiles in the Ryukyu Archipelago, Japan. *Global Environmental Research*, 8 (2): 133-143.
- Perry, G., Owen, J.L., Petrovic, C., Lazell, J., and Egelhoff, J., 2007. The red-eared slider, in *Trachemys scripta elegans*, the British Virgin Islands. *Applied Herpetology*, 4: 88-89.
- Prévo-Julliard, A.-C., Cadi, A., Delmas, V., Lorrillière, R., Servais, V., and Teillac-Deschamps, P., 2007a. Nouveaux animaux de compagnie relâchés en milieu urbanisé : comment gérer ces introductions non classiques ? L'exemple de la tortue de Floride. 13^{ème} Forum Des Gestionnaires, Espèces Exotiques Envahissantes : Une Menace Majeure Pour La Biodiversité. Mnhn - Paris – Vendredi 16 Mars 2007. pp. 9.
- Prévo-Julliard, A.-C., Delmas, V., Girondot, M., non publié. Reproduction des tortues de Floride (*Trachemys scripta elegans*) dans la réserve de Saint-Quentin-en-Yvelines, France.
- Prévo-Julliard, A.-C., Gousset, E., Archinard, C., Cadi, A., and Girondot, M., 2007b. Short Notes: Pets and invasion risks: is the Slider turtle strictly carnivorous? *Amphibia-Reptilia*, 28: 139-143.
- Reehl, M., Thomson, J., and Tucker, J.K., 2006. A three year survey of aquatic turtles in a riverside pond. *Transactions of the Illinois State Academy of Science*, 99 (3-4): 145-152.
- Roche, B., and Mattei, J., 1997. Les espèces animales introduites dans les eaux douces de Corse. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345 : 233-239.
- Servan, J., and Arvy, C., 1997. Introduction de la tortue de Floride *Trachemys scripta elegans* en France. Un nouveau compétiteur pour les espèces de tortues d'eau douce européennes. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345: 173-177.
- Shiau, T.-W., Hou, P.-C., Wu, S.-H., and Tu M.-C., 2006. A survey on alien pet reptiles in Taiwan. *Taiwania*, 51 (2): 71-80.
- Somma L.A., Foster, A., and Fuller, P., 2007. *Trachemys scripta elegans*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=1261>.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Tucker, J.K., 1997. Natural history notes on nesting, nests, and hatchling emergence in the red-eared slider turtle, *Trachemys scripta elegans*, in west-central Illinois. Illinois Natural History Survey Biological Notes, 140: 1-13.
- Tucker, J.K., 1999a. Natural history of the red-eared slider relative to a variable hydrologic regime. Project Status Report 99-06, Upper Mississippi River, Long Term Resource Monitoring Program, U.S. Geological Survey.
- Tucker, J.K., 1999b. Environmental correlates of hatchling emergence in the red-eared turtle, *Trachemys scripta elegans*, in Illinois. Chelonian Conservation and Biology, 3 (3): 401-406.
- Tucker, J.K., 2001a. Age, Body size, and reproductive patterns in the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in west-central Illinois. Herpetological Natural History, 8 (2): 181-186.
- Tucker, J.K., 2001b. Clutch frequency in the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). Journal of Herpetology, 35 (4): 664-668.
- Tucker, J.K., Janzen, F.J., and Paukstis, G.L., 1998. Variation in carapace morphology and reproduction in the red-eared slider *Trachemys scripta elegans*. Journal of Herpetology, 32 (2). 294-298.
- Tucker, J.K., Moll, D., 1997. Growth, reproduction, and survivorship in the red-eared turtle, *Trachemys scripta elegans*, in Illinois, with conservation implications. Chelonian Conservation and Biology, 2 (3): 352-357.
- Tucker, J.K., Moll, D., and Moll, E.D., 1999. Growth of slider turtles (*Trachemys scripta*) from temperate and tropical populations. Chelonian Conservation and Biology, 3 (3): 464-467.
- Warning: Red-eared slider turtle *Trachemys scripta elegans*. Declared Class 1. Queensland Government, Natural Resources and Mines.
http://www.nrw.qld.gov.au/pests/pest_animals/pdf/slider_turtle_warn.pdf
- Willette, D.A.S., Tucker, J.T., and Janzen, F.J., 2005. Linking climate and physiology at the population level for a key life-history stage of turtles. Can. J. Zool., 83: 845-850.
- Wittenberg, R. (ed.), 2005. An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape.

8.5 OREOCHROMIS MOSSAMBICUS

- Arthington, A.H., and Blühdorn, D.R., 1995. Improved management of exotic aquatic fauna: R & D for Australian rivers. LWRRDC Occasional Paper 04/95.
- Arthington, A.H., and Blühdorn, D.R., 1994. Distribution, genetics, ecology and status of the introduced cichlid, *Oreochromis mossambicus*, in Australia. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 24: 53-62.
- Arthington, A.H., and Milton, D.A., 1986. Reproductive biology, growth and age composition of the introduced *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae) in two reservoirs, Brisbane, Australia. Environmental Biology of Fishes, 16 (4): 257-266.
- Arthington, A.H., and Mitchell, D.S., 1986. Aquatic invading species. In: Ecology of biological invasions : an australian perspective. R.H. Groves and J.J. Burdon (eds.). Australian Academy of Science, Canberra 1986. pp. 35-53.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Collectif, 2004. Prévention et gestion des espèces étrangères envahissantes : Mise en oeuvre de la coopération en Afrique de l'Ouest. Compte rendu d'un Atelier Régional, 9 – 11 mars 2004, Accra, Ghana.
- Avit, J.-B.L.F., Pedia, P.L., and Sankaré Y., 1999. Diversité biologique de la Côte d'Ivoire, Rapport de Synthèse. Ministère de l'Environnement et de la Forêt, Côte d'Ivoire. 273 pp..
- BIOS, 2002. Réalisation de l'Atlas des eaux douces de la Guadeloupe, Rapport d'avancement des travaux. BIOS Bureau d'études en environnement. pp. 18.
- Canonico, G.C., Arthington, A., McCrary, J.K., and Thieme, M.L., 2005. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 15: 463-483.
- Caskey, L.L., Riedel, R.R., Costa-Pierce, B., Butler, J., and Hurlbert, S.H., 2007. Populations dynamics, distribution, and growth rate of tilapia (*Oreochromis mossambicus*) in the Salton Sea, California, with notes on bairdiella (*Bairdiella icistia*) and orangmouth corvina (*Cynoscion xanthulus*). *Hydrobiologia*, 576: 185-203.
- De Silva, S.S., and Chandrastoma, J., 1980. Reproductive biology of *Sarotherodon mossambicus*, an introduced species, in an ancient man-made lake in Sri Lanka. *Environmental Biology of Fishes*, 5 (3): 253-259.
- De Silva, S.S., Subasinghe, R.P., Bartley, D.M., and Lowther, A., 2004. Tilapias as alien aquatics in Asian and the Pacific: a review. FAO Fisheries Technical Paper. No. 453. Rome, FAO. 65p.
- Devambe, L. C., 1964. Le Tilapia dans le Pacifique Sud, *Bull. Pacifique Sud*, 14(4) :13, 14 et 53.
- Deveney, M.R., Chisholms, L.A., and Whittington, I.D., 2001. First published record of the pathogenic monogenean parasite *Neobenedenia melleni* (Capsalidae) from Australia. *Diseases of Aquatic Organisms*, 46: 79-82.
- El-Sayed, A.-F.M., 2006. Tilapia culture in salt water: environmental requirements, nutritional implications and economic potentials. En: Editores: L. Elizabeth Cruz Suarez, Denis Ricque Marie, Mireya Tapia Salazar, Martha G. Nieto Lopez, David A. Villarreal Cabazos, Ana C. Puella Cruz y Armando Garcia Ortega. *Avances en Nutricion Acuicola VIII. VIII Simposium Internacional de Nutricion Acuicola*. 15-17 Noviembre. Universidad Autonoma de Nuevo Leon, Monterrey, Nuevo Leon, Mexico.
- Eldredge L.G., 2000. Non-indigenous freshwater fishes, amphibians, and crustaceans of the Pacific and Hawaiian islands. In: *Invasive species in the Pacific: A technical Review and Draft Regional Strategy*. Apia, South Pacific Regional Environment Programme:171-190.
- Englund, R.A., 2003. Report for the 2002 Pacific Biological Survey, Bishop Museum Austral Islands, French Polynesia expedition to Raivavae & Rapa Iti. Prepared for: Délégation à la Recherche (Ministère de la Culture, de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche, Polynésie Française). pp. 30.
- Erbio, 2009. Inventaire des espèces invasives du lac en Huit, du Grand Lac et du lac en Y. Province Sud, direction de l'environnement. En cours.
- Falconbridge, 2002. Campagne de relevés terrain sur le barrage de la Néaoua (Houaïlou) - Prélèvements d'eau, de sédiments et de poissons pour analyses physico-chimiques - Novembre 2002. Falconbridge NC SAS – service environnement, 19 p. + annexes.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Fortes, R.D., 2005. Review of techniques and practices in controlling tilapia populations and identification of methods that may have practical applications in Nauru including a National Tilapia Plan. Aquaculture Section. Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia.
- Fuselier, L., 2001. Impacts of *Oreochromis mossambicus* (Perciformes: Cichlidae) upon habitat segregation among cyprinodontids (Cyprinodontiformes) of a species flock in Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 49 (2): 647-656.
- Gargominy, O., Bouchet, P., Pascal, M., Jaffré, T., and Tourneur, J.-C., 1996. Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle Calédonie. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 51 : 375-403.
- Glucksman, J., West, G., and Berra, T.M., 1976. The introduced fishes of Papua New Guinea with special reference to *Tilapia mossambica*. *Biological Conservation*, 9: 37-44.
- Hodgkiss, I.J., and Man, H.S.H., 1978. Reproductive biology of *Sarotherodon mossambicus* (Cichlidae) in Plover Cove reservoir, Hong Kong. *Environmental Biology of Fishes*, 3 (3): 287-292.
- Hytec et Mary N., 2006. 1- Synthèse des données sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douce de la Nouvelle Calédonie - 2- Typologie et usages - rapport final. WWF NC/Conservation International. 215 p. + annexes.
- James, N.P.E., and Bruton, M.N., 1992. Alternative life-history traits associated with reproduction in *Oreochromis mossambicus* (Pisces: Cichlidae) in small water bodies of the eastern Cape, South Africa. *Environmental Biology of Fishes*, 34: 379-392.
- Keith, P., 2002. Threatened fishes of the world: *Galaxias neocaledonicus* Weber & de Beaufort, 1913 (Galaxiidae). *Environmental Biology of Fishes*, 63: 26.
- Keith, P., 2005. Revue des introductions de poissons et de crustacés décapodes d'eau douce de Nouvelle Calédonie. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 60 : 45-55.
- Lever, C., 1996. Naturalized fishes of the world: Academic Press, London. 408 pp.
- Beveridge, M.C.M., McAndrew, B.J. (eds.), 2000. Tilapias: Biology and Exploitation. Fish and Fisheries Series 25. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 505 pp.
- Marquet, G., Keith, P., and Vigneux, E., 2003. Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de Nouvelle Calédonie. Publications Scientifiques du M.N.H.N.-Paris.
- Morgan, D.L., Gill, H.S., Maddern, M.G., and Beatty, S.J., 2004. Distribution and impacts of introduced freshwater fishes in Western Australia. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38: 511-523.
- Nelson, S.G., and Eldredge, L.G., 1991. Distribution and status of introduced cichlid fishes of the genera *Oreochromis* and *Tilapia* in the islands of the South Pacific and Micronesia. *Asian Fisheries Science*, 4: 11-22.
- Nico, L., 2007. *Oreochromis mossambicus*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL.
<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=466>.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n° 916 du 05 juillet 1955 modifié fixant la réglementation de la pêche en rivière en Nouvelle Calédonie. *Journal officiel de la Nouvelle Calédonie* du 18 juillet 1955 : 291.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Nouvelle Calédonie. Délibération de l'assemblée territoriale n° 357 du 05 juillet 1966 modifiée portant réglementation de la pêche des poissons dans le bassin d'alimentation du barrage de Yaté. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 04 août 1966 : 563-565.
- Nouvelle Calédonie. Délibération n° 67 du 26/01/1968 portant réglementation des conditions d'introduction en Nouvelle Calédonie d'animaux de toute provenance et des produits d'origine animale. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 15 février 1968 : 133-137.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n°77-466/CG du 06/12/1977 accordant une autorisation exceptionnelle d'importation de poissons exotiques d'eau douce pour aquarium. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 9 décembre 1977 : 1173-1174.
- Nouvelle Calédonie. Délibération n° 238 du 15/12/2006 relative à la biosécurité aux frontières internationales de la Nouvelle Calédonie. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 15 décembre 2006 : 9287-9293.
- Philippart, J.-Cl., and Ruwet, J.-Cl., 1982. Ecology and distribution of tilapias, p. 15-59. *In* R.S.V. Pullin and R.H. Lowe-McConnell (eds.) The biology and culture of tilapias. ICLARM Conferences Proceedings 7, 432p. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines.
<http://www.worldfishcenter.org/libinfo/Pdf/Pub%20CP6%207.pdf>.
- Perez, J.E., Salazar, S.K., Alfonsi, C., Ruiz, C., and Ruiz, L., 2003. Ictiofauna del rio Manzanares: a cuatro decadas de la introduccion de la tilapia negra *Oreochromis mossambicus* (Pisces: Ciclidae). Boletin del Instituto Oceanografico, Venezuela Universidad de Oriente 42 (1&2): 29-35.
- Pöllabauer, C., 1999. Faune ichtyologique et carcinologique de Nouvelle-Calédonie. Direction des ressources naturelles de la province sud (DRN) - service environnement, Nouvelle-Calédonie. 183 pp.
- Price, E.E., Stauffer, J.R., and Swift M.C., 1985. Effect of temperature on growth of juvenile *Oreochromis mossambicus* and *Sarotherodon melanotheron*. Environmental Biology of Fishes, 13 (2): 149-152.
- Randall, J.E., 1987. Introductions of marine fishes to the Hawaiian Islands. Bulletin of Marine Science, 41 (2): 490-502.
- Riedel, R., Helvenston, L., and Costa-Pierce, B.A., 2002. Fish biology and fisheries ecology of the Salton Sea. Hydrobiologia 473: 229-244.
- Séret, B., 1997. Les poissons d'eau douce de Nouvelle Calédonie : implications biogéographiques de récentes découvertes. *In* : Najt, J. & Matile, L. (eds), Zoologia Neocaledonica, Volume 4. Mém. Mus. Natn. Hist. nat., 171 : 369-378.
- Simpson, E.P., Gonzalez, M.R., Hart, C.M., and Hurlbert, S.H., 1998. Salinity and fish effects on Salton Sea microecosystems: benthos. Hydrobiologia, 381: 153-177.
- Steffens, W., and Hilge, V., 1999. The importance of tilapias (Cichlidae) for tropical aquaculture. Deutscher Tropentag 1999 in Berlin. Session: Sustainable Technology Development in Animal Agriculture.
- SPREP 2000. Invasive Species in the Pacific: A Technical Review and Draft Regional Strategy. South Pacific Regional Environment Program, Samoa. 190 p.
- Sugunan, V.V., 2000. Ecology and fishery management of reservoirs in India. Hydrobiologia, 430: 121-147.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Van Pel, H., 1959. Some notes on fisheries in American Samoa, Fiji and New Caledonia. SPC Quaterly Bulletin, 9 (3): 26-27.
- Weeb, A., 1999. South Townsville Stormwater Drainage Fish Survey. ACTFR Report No. 99/30.
- Weliange, W.S., and Amarasinghe, U.S., 2003. Seasonality in dietary shifts in size-structure freshwater fish assemblage in three reservoirs of Sri Lanka. Environmental Biology of Fishes, 68: 269-282.
- Weyl, O.L.F., and Hecht, T., 1998. The biology of *Tilapia rendalli* and *Oreochromis mossambicus* (Pisces: Cichlidae) in a subtropical lake in Mozambique. South African Journal of Zoology, 33 (3): 178-188.
- Whitfield, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblage in estuaries: a South African case study. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 9: 151-186.
- Whitfield, A.K., Taylor, R.H., Fox, C., and Cyrus, D.P., 2006. Fishes and salinities in the St Lucia estuarine system – a review. Review of Fish Biology and Fisheries, 16: 1-20.
- Whitfield, A.K., and Blaber, S.J.M., 1979. The distribution of the freshwater cichlid *Sarotherodon mossambicus* in estuarine systems. Environmental Biology of Fishes, 4 (1): 77-81.

8.6 *MICROPTERUS SALMOIDES*

- Beamish, C.A., Booth, A.J., and Deacon, N., 2005. Age, growth and reproduction of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Manyame, Zimbabwe. African Zoology, 40 (1): 63-69.
- Bruslé, J., and Quignard, J.P., 2001. Biologie des poissons d'eau douce européens. Technique et documentation édition.
- Chauvet C., 1999. Résultats d'une expérience de marquage dans une population exploitée de *Micropterus salmoides* (Centrarchidae), 35 ans après son introduction en Nouvelle Calédonie. Cybium, 23(4) : 401-412.
- Cincotta, D.A., and Stauffer, J.R.Jr., 1984. Temperature preference and avoidance studies of six North American freshwater fish species. Hydrobiologia, 109: 173-177.
- Cochran, P.A., and Adelman, I.R., 1982. Seasonal aspects of daily ration of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, with an evaluation of gastric evacuation rates. Environmental Biology of Fishes, 7 (3): 265-275.
- Currie, R.J., Bennett, W.A., Beitinger, T.L., and Cherry, D.S., 2004. Upper and lower temperature tolerances of juvenile freshwater game-fish species exposed to 32 days cycling temperatures. Hydrobiologia, 532: 127-136.
- Curtis, R., and Wehrly, K., 2006. '*Micropterus salmoides*' (On-line), Animal Diversity Web. http://animaldiversity.umz.umich.edu/site/accounts/information/Micropterus_salmoides.html.
- De Garine-Wichatitsky, M., Barre, N., Blandfort, V., Brescia, F., Chazeau, J., Fogliani, B., Jaffre, T., Jourdan, H., Mayer, J.-Y., Papineau, C., and Tassin, J., 2005. Altération de la biodiversité terrestre des îles françaises du Pacifique : effets de l'anthropisation et des invasions biologiques. In : Actes des Assises de la recherche Française dans le Pacifique. 24-26 août 2004. Nouméa, Nouvelle Calédonie. pp. 89-96.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Devambez, L.C., 1960. D'amérique en Nouvelle Calédonie, le Black bass. Bulletin du Pacifique Sud 10(4), 7, 26.
- Devambez, L.C., 1963. Black bass success in New Caledonia. *South Pac. Bull.*, 13 : 54.
- Eldredge L.G., 2000. Non-indigenous freshwater fishes, amphibians, and crustaceans of the Pacific and Hawaiian islands. *In*: Invasive species in the Pacific: A technical Review and Draft Regional Strategy. Apia, South Pacific Regional Environment Programme: 171-190.
- Falconbridge, 2002. Campagne de relevés terrain sur le barrage de la Néaoua (Houaïlou) - Prélèvements d'eau, de sédiments et de poissons pour analyses physico-chimiques - Novembre 2002. Falconbridge NC SAS – service environnement, 19 p. + annexes.
- Falconbridge, 2003. Campagne de relevés terrain sur le barrage de la Yaté - Prélèvements d'eau, de sédiments et de poissons pour analyses physico-chimiques. Falconbridge NC SAS – service environnement.
- Farman R., 1984. D'Amérique du Nord au Pacifique Sud : l'histoire d'un poisson de pêche sportive. Commission du Pacifique Sud, lettre d'information sur les pêches, 31 : 27-33.
- Fuller, P., 2007. *Micropterus salmoides*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=401>
- Garcia-Berthou, E., 2002. Ontogenetic diet shifts and interrupted piscivory in introduced largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 87 (4) : 353-363.
- Gargominy, O., Bouchet, P., Pascal, M., Jaffré, T., and Tourneur, J.-C., 1996. Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle Calédonie. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 51 : 375-403.
- Godinho, F.N., Ferreira, M.T., and Cortes, R.V., 1997. The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes*, 50: 105-115.
- Harris J.H., 1991. The fishery for Black bass in Yaté lake, New Caledonia. *NSW Fish. Rep.*, 38p.
- Heidinger, R.C., 1976. Synopsis of biological data on the largemouth bass *Micropterus salmoides* (Lacépède) 1802. Fisheries Synopsis, 115: 1-85.
- Hickley, P., North, R., Muchiri, S.M., and Harper, D.M., 1994. The diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Naivasha, Kenya. *Journal of Fish Biology*, 44: 607-619.
- Hodgson, J.R., and Hansen, E.M., 2005. Note : Terrestrial prey items in the diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in a small north temperate lake. *Journal of Freshwater Ecology*, 20 (4): 793-794.
- Hytec, 2002. Campagne de relevés terrain sur le barrage de Yaté - Prélèvements d'eau et de sédiments - Novembre 2002. Falconbridge NC SAS – service environnement, 13 p. + annexes.
- Hytec et Mary N., 2006. 1- Synthèse des données sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douces de la Nouvelle Calédonie - 2- Typologie et usages - rapport final. WWF NC/Conservation International. 215 p. + annexes.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Jackson, D.A., 2002. Ecological effects of *Micropterus* introductions: the dark side of black bass. In: D. Phillip and M. Ridgway, editors. Ecology, Conservation and Biology of Black bass. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Keith, P., 2005. Revue des introductions de poissons et de crustacés décapodes d'eau douce de Nouvelle Calédonie. Rev. Ecol. (Terre Vie), 60 : 45-55.
- Keith, P., 2002. Threatened fishes of the world: *Galaxias neocaledonicus* Weber & de Beaufort, 1913 (Galaxiidae). Environmental Biology of Fishes, 63: 26.
- Lorenzoni, M., Corboli, M., Dörr, A.J.M., Giovinnazzo, G., Selvi, S., and Mearelli, M., 2002a. Diets of *Micropterus salmoides* Lac. and *Exos lucius* L. in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) and their diet overlap. Bull. Fr. Pêche Piscic., 365-366 : 537-547.
- Lorenzoni, M., Dörr, A.J.M., Erra, R., Giovinnazzo, G., Mearelli, M., and Selvi, S., 2002b. Short Communication : Growth and Reproduction of largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacépède, 1802) in Lake Trasimeno (Umbria, Italy). Fisheries Research, 56: 89-95.
- Marquet, G., Keith, P., and Vigneux, E., 2003. Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de Nouvelle Calédonie. Publications Scientifiques du M.N.H.N.-Paris.
- Nepveu, C. & Saint-Maxent T., 2002. Les espèces animales et végétales susceptibles de proliférer dans les milieux aquatiques et sub-aquatiques. Bilan à l'échelle du Bassin Artois-Picardie. Rapport de DESS, Agence de l'Eau Artois Picardie, Douai, 165 pp.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n° 916 du 05 juillet 1955 modifié fixant la réglementation de la pêche en rivière en Nouvelle Calédonie. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 18 juillet 1955 : 291.
- Nouvelle Calédonie. Délibération de l'assemblée territoriale n° 357 du 05 juillet 1966 modifiée portant réglementation de la pêche des poissons dans le bassin d'alimentation du barrage de Yaté. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 04 août 1966 : 563-565.
- Nouvelle Calédonie. Délibération n° 67 du 26/01/1968 portant réglementation des conditions d'introduction en Nouvelle Calédonie d'animaux de toute provenance et des produits d'origine animale. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 15 février 1968 : 133-137.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n°77-466/CG du 06/12/1977 accordant une autorisation exceptionnelle d'importation de poissons exotiques d'eau douce pour aquarium. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 9 décembre 1977 : 1173-1174.
- Nouvelle Calédonie. Délibération n° 109 du 09 mai 1980 modifiant la réglementation de la pêche des poissons dans le bassin d'alimentation du barrage de Yaté. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 02 juin 1980 : 624.
- Nouvelle Calédonie. Arrêté n° 32-2003/APS du 16 octobre 2003 modifiant la délibération n° 357 du 5 juillet 1966 modifiée fixant la réglementation de la pêche des poissons dans le bassin d'alimentation du barrage de Yaté. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 04 novembre 2003 : 6666-6668.
- Nouvelle Calédonie. Délibération n° 238 du 15/12/2006 relative à la biosécurité aux frontières internationales de la Nouvelle Calédonie. Journal officiel de la Nouvelle Calédonie du 15 décembre 2006 : 9287-9293.
- Olden, J.D., and Poff, N.L., 2005. Long-term trends of native and non-native fish faunas in the American Southwest. Animal Biodiversity and Conservation, 28 (1): 75-89.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Raibley, P.T., O'Hara, T.M., Irons, K.S., Blodgett, D., and Sparks, R.E., 1997. Notes: Largemouth bass size distributions under varying annual hydrological regimes in the Illinois River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126: 850-856.
- Reinthal, P.N., and Stiassny, M.L.J., 1991. The freshwater fishes of Madagascar: a study of an endangered fauna with recommendations for a conservation strategy. *Conservation Biology*, 5 (2): 231-242.
- Sammons, S.M., and Bettoli, P.W., 2000. Population dynamics of a reservoir sport fish community in response to hydrology. *North American Journal of Fisheries Management*, 20: 791-800.
- Sammons, S.M., and Maceina, M.J., 2006. Changes in diet and food consumption of largemouth bass following large-scale hydrilla reduction in Lake Seminole, Georgia. *Hydrobiologia*, 560: 109-120.
- Séret, B., 1997. Les poissons d'eau douce de Nouvelle Calédonie : implications biogéographiques de récentes découvertes. *In* : Najt, J. & Matile, L. (eds), *Zoologia Neocaledonica*, Volume 4. *Mém. Mus. Natn. Hist. nat.*, 171 : 369-378.
- Schade, C.B., and Bonar, S.A., 2005. Distribution and abundance of nonnative fishes in streams of the Western United States. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 1386-1394.
- Schulz, U.H., and Leal, M.E., 2005. Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae; Lacapède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65 (2): 363-369.
- Tate, W.B., Allen, M.S., Myers, R.A., Nagid, E.J., and Estes, J.R., 2003. Management briefs: Relation of age-0 largemouth bass abundance to hydrilla coverage and water level at Lochloosa and Orange Lakes, Florida. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 251-257.
- Venables, B.J., Fitzpatrick, L.C., and Pearson, W.D., 1978. Acclimation temperatures and temperature tolerance in fingerling largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Environmental Pollution*, 17: 161-165.
- Waters, D.S., and Noble, R.L., 2004. Spawning season and nest fidelity of largemouth bass in a tropical reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 1240-1251.
- Weyl, O.L.F., and Hecht, T., 1999. A successful population of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in a subtropical lake in Mozambique. *Environmental Biology of Fishes*, 54: 53-66.

9. GLOSSAIRE

GLOSSAIRE

Terme ou expression	Explication	Source
allochtone	à l'inverse d'une espèce autochtone, une espèce allochtone est une espèce qui est présente hors de son aire de répartition naturelle et qui y forme des populations pérennes.	http://www.bretagne-environnement.org/especes-invasives/index.php/Glossaire/Definitions.html
annuelle (plante)	Les plantes annuelles sont des plantes qui accomplissent leur cycle de vie en une seule saison. Ces plantes survivent à la mauvaise saison uniquement sous forme de graines.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Plante_annuelle
anthocyanines	Les anthocyanes ou anthocyanines (du grec anthos = fleur, kuanos = bleu sombre) sont des pigments naturels solubles dans l'eau allant du rouge au bleu dans le spectre visible. Ils appartiennent à la classe des composés nommés flavonoïdes. Les anthocyanines sont présents dans un certain nombre de végétaux tels : myrtille, mûre, raisin noir, aubergine, prune, bleuet (airelle bleue du Canada), mauve, etc. Ils donnent leur couleur aussi bien aux feuilles d'automne qu'aux fruits rouges. Les anthocyanines sont caractérisées par leurs propriétés antioxydantes, favorables à la santé et notamment contre le vieillissement cellulaire en améliorant l'élasticité et la densité de la peau. Ils évitent aussi les rougeurs en renforçant la résistance des petits vaisseaux sanguins de l'épiderme. Elles permettent aux plantes de se protéger des ultraviolets. Elles servent aussi d'indicateur de pH (rouge pour les acides, bleu pour les bases).	http://fr.wikipedia.org/wiki/Anthocyanine
appareil végétatif	Ensemble des organes d'un végétal ne participant pas à la reproduction sexuée (ex : feuille, tige...)	http://www2.ac-lyon.fr/enseigne/biologie/evaluation/college/classification/lexique.html
arbovirus	Les arbovirus sont un type de virus ayant pour vecteur les arthropodes suceurs de sang : moustiques, tiques. Ce nom provient de la contraction de l'expression anglaise arthropod-borne viruses. Ce terme ne fait pas partie de la classification taxinomique des virus, c'est-à-dire que des virus de différentes familles peuvent être des arbovirus. Les agents de la fièvre jaune, de la dengue et du chikungunya sont des arbovirus.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Arbovirus
athérines	petits (10 à 15 cm) poissons osseux de la famille des athérinidés. Ce sont des espèces côtières (de 0 à 50 m de profondeur) capables de pénétrer dans les eaux douces ou saumâtres. Ils sont microphages (à planctonivores) et grégaires	http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/index.php?p=definition&num=1496
autochtone	Désigne une espèce ou une population originaire d'une zone déterminée par opposition aux espèces introduites dites allochtones.	Ramade, 1998
benthique	Adjectif qui qualifie l'interface eau-sédiment (= interface eau-lithosphère) d'un écosystème aquatique, quelle qu'en soit la profondeur.	http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/
benthopélagique	Les organismes benthopélagiques sont des animaux nageurs de grande taille, essentiellement des poissons, tels les Macrouridés, qui vivent à proximité du fond, mais qui s'en éloignent parfois de plusieurs mètres, remontant vers la surface à la recherche de nourriture.	http://ozoir-plongee.org/Biologie/Glossaire.xls
bimodale (courbe)	Désigne une courbe non cumulative faisant apparaître deux catégories non contiguës ayant les valeurs les plus fortes. Ceci révèle habituellement le mélange d'éléments ayant des origines différentes et dont chacun a son propre mode.	http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/index.php?p=definition&num=213
branchiospines (branchies)	projections osseuses, digitiformes, de l'arc branchial sur le côté opposé aux filaments branchiaux et qui servent à retenir les proies ; elles varient en nombre et longueur et sont importantes pour les classifications et l'identification des poissons.	http://www.futura-sciences.com/fr/comprendre/glossaire/definition/t/vie/d/branchiospines_2566/
bractée	En botanique, une bractée est une feuille faisant partie de l'inflorescence. Intermédiaire entre la feuille et la fleur, la bractée est souvent similaire à une feuille (on parle alors de « bractée foliacée »), mais elle peut aussi ressembler à une fleur ou à un pétale de fleur, notamment par ses coloris. Beaucoup de bractées, dites membraneuses, ont une consistance particulière, translucide et coriace, et une couleur cuivrée, argentée ou dorée (d'où l'origine du nom : en latin, "bractea" désigne une feuille de métal, notamment une feuille d'or).	http://fr.wikipedia.org/wiki/Bract%C3%A9e
chélate	Complexe organique dans lequel un cation métallique est susceptible d'être chélaté, c'est à dire « séquestré » entre plusieurs groupements complexants (ligands) de la molécule chélatante qui exercent un effet de pince, rendant l'ensemble particulièrement stable.	http://www.inra.fr/internet/Hebergement/afes/Ressources/ouvraged/unod/glossaire.php
chlorose	Chez les végétaux, on appelle chlorose une décoloration plus ou moins prononcée des feuilles, due à un manque de chlorophylle (c'est elle qui donne la couleur verte). La décoloration va du vert pâle au blanc-jaunâtre, en fonction de la gravité. Elle apparaît en cours de végétation, sur les feuilles les plus jeunes, au fur et à mesure de leur sortie. Les nervures principales restent relativement vertes alors que le limbe est uniformément décoloré. Il arrive quelquefois que cette décoloration s'estompe, avec l'apparition de la chaleur, en saison. Les remèdes habituels sont la mise à disposition de la plante de fer assimilable, soit par voie racinaire, soit par voie foliaire. Ce manque peut provenir de nombreux facteurs tels que : insuffisance de magnésium, de fer, d'azote, de manganèse, de zinc etc. Ces éléments sont notamment indispensables à la synthèse de la chlorophylle.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Chlorose
clade	En taxinomie récente, un clade (du grec clados, qui signifie « branche ») est une partie d'un cladogramme, une branche contenant un ancêtre et tous ses descendants. Un clade peut devenir un taxon, mais ce n'est pas nécessaire. Un taxon peut correspondre à un clade : dans ce cas c'est un taxon monophylétique (ancêtre commun) et holophylétique (tous les descendants d'un ancêtre).	http://fr.wikipedia.org/wiki/Clade
cohorte	Une cohorte désigne un ensemble d'individus ayant vécu un même événement au cours d'une même période. Exemple : la cohorte des femmes ayant eu leur premier enfant en 2005.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Cohorte_%28d%C3%A9mographie%29
cycle parasitaire	Le parasitisme est caractérisé par l'existence d'un cycle de reproduction et de développement des parasites. Un cycle monoxène fait intervenir un seul hôte. Au cours d'un cycle hétéroxène, un, deux ou plusieurs hôtes intermédiaires interviennent.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Parasitisme
delta	Un delta est un type d'embouchure qu'un cours d'eau peut connaître à l'endroit où il se jette dans un océan, une mer ou un lac. Dans certaines conditions liées à la turbulence de la mer et à la quantité d'alluvions charriées par le cours d'eau, il peut se former un amas de dépôts. Ceux-ci divisent le cours d'eau en plusieurs bras dont le tracé avec la côte est souvent triangulaire, ressemblant à la lettre grecque Δ, d'où son nom. La première division du cours d'eau à l'entrée du delta est appelé l'apex. L'activité alluvionnaire intense amène la forme même du delta à changer au cours du temps. Il existe deux grands types de delta : de type Gilbert, et marins. Le delta de type Gilbert est le plus courant et le plus simple. Il possède un éventail abrupt et des dépôts sédimentaires basaux, frontaux et sur les sommets. Les deltas marins sont plus complexes dans leur architecture, car ils possèdent une partie deltaïque aérienne et une sous-marine.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Delta_%28fleuve%29

GLOSSAIRE

Terme ou expression	Explication	Source
dérive	Entraînement par le courant des torrents et des rivières d'une partie des Invertébrés dont la plupart sont des larves d'insectes aquatiques. On admet qu'il existe un courant compensant la dérive et l'appauvrissement du cours supérieur des cours d'eau. En effet, les insectes adultes et ailés issus des larves aquatiques ont tendance à remonter le cours des rivières avant de pondre.	http://www.dunod.com/documents/49627/49627_Glossaire.pdf
détritivores	Les détritivores sont des êtres vivants, essentiellement des invertébrés, qui se nourrissent de débris d'animaux ou de végétaux faisant partie de la nécromasse. Ils sont utiles dans la chaîne alimentaire car ils recyclent les composés organiques contenus dans les détritus et les sédiments. Leurs digestats et leurs excréments sont facilement accessibles à la microflore bactérienne et fongique du sol.	http://fr.wikipedia.org/wiki/D%C3%A9tritivore
dioïque	Plantes dont les individus sont strictement monosexués, ou monogames, c'est-à-dire que chaque pied ne porte que des fleurs mâles (staminées) ou femelles (pistillées).	http://fr.wikipedia.org/wiki/Dio%C3%AFque
dureté de l'eau	La dureté de l'eau est sa teneur en ions calcium ou magnésium. On l'exprime en degrés français (°F) : un °F équivaut à 4 mg/l d'ions Ca ²⁺ ou 2,4 mg/l d'ions Mg ²⁺ . L'eau est dite douce en dessous de 15 °F ou dure au-delà de 35°F.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Dureté%C3%A9
eau douce	Dans un sens général, "eau douce" est utilisé pour la quasi totalité des eaux continentales superficielles et souterraines, à l'exception de certaines eaux des franges continentales jouxtant le milieu marin (eaux saumâtres), de certaines eaux thermales ou d'origine très profonde. Dans un sens chimique, il se reporte aux eaux qui contiennent moins de 0,5 gramme par litre des sels minéraux dissous totaux.	http://www.cig.ensmp.fr/~hubert/glu/FRDIC/DICEAUDDO.HTM
écosystème aquatique	Ensemble structuré comprenant un hydrosystème et la communauté vivante ou biocénose qui y vit; cet ensemble est caractérisé par des échanges de matière et d'énergie dus aux interactions entre les organismes vivants et l'hydrosystème.	http://www.cig.ensmp.fr/~hubert/glu/FRDIC/DICECOSY.HTM
ectotherme (poikilotherme)	Qualifie les animaux dont le sang a une température variable, liée à celle de leur milieu de vie (reptiles, batraciens, poissons). Ce sont les "animaux à sang froid".	http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/index.php?p=definition&num=1682
envahissante	S'entend de toute espèce exotique dont l'implantation et la prolifération constituent, pour les écosystèmes, les habitats ou les espèces, une menace de dommages économiques ou écologiques.	http://www.oag-bvg.gc.ca/domino/rapports.nsf/html/c20021004aa_f.html
épibenthique	Qualifie un organisme vivant à la surface d'un substrat meuble ou rocheux, au fond d'un biotope limnique ou de l'océan	Ramade, 1998
épiphytes	Les épiphytes sont des plantes qui poussent en utilisant d'autres plantes comme support, mais sans les parasiter	http://fr.wikipedia.org/wiki/%C3%89piphyte
euryhaline (espèce)	qualifie un organisme aquatique ayant un grand intervalle de tolérance pour le degré de salinité des eaux.	Ramade, 1998
eurytherme (espèce)	êtres vivants présentant un intervalle de tolérance élevé aux variations de température.	http://fr.wikipedia.org/wiki/%C3%89cologie_des_populations
eurytope	Qualifie un organisme capable de vivre dans des milieux marqués par une importante amplitude de variation de ses facteurs écologiques abiotiques.	Ramade, 1998
eutrophes (eaux)	désigne l'état d'un milieu aquatique dans lequel il existe une concentration naturellement élevée des éléments minéraux nutritifs, ce qui entraîne une importante production primaire liée à la prolifération des algues et autres végétaux autotrophes.	Ramade, 1998
exotique (espèce)	Se dit d'une espèce étrangère à une région biogéographique donnée dans laquelle elle a été accidentellement ou volontairement introduite par l'homme.	Ramade, 1998
frai	Rapprochement sexuel sans accouplement.	http://www.fnh.org/naturoscope/abc/f.htm
génotype	Un génotype est le patrimoine héréditaire, génétique propre à un individu. On appelle génotype l'ensemble des allèles d'un individu portés par l'ADN d'une cellule vivante. L'interaction du génotype d'un individu avec son environnement détermine son phénotype qui peut être modifié par mutation.	http://fr.wikipedia.org/wiki/G%C3%A9notype
gonochorique	Mode de reproduction sexuée qui implique deux catégories d'individus (mâle et femelle) qui ne changent pas de sexe pendant toute la durée de leur vie (par opposition aux individus hermaphrodites qui peuvent avoir les deux sexes simultanément ou successivement au cours de leur développement). La séparation des sexes biologiques sous forme d'individus distincts implique la production de gamètes complémentaires. Du point de vue évolutif, les individus ayant sélectionné une reproduction gonochorique la conserve pour leur descendance.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Gonochorisme
hermaphrodisme	L'hermaphrodisme désigne un phénomène biologique dans lequel l'individu est morphologiquement mâle et femelle, soit alternativement soit simultanément.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Hermaphrodisme
hétéroxène (cycle)	Cf. Cycle parasite	
hôte définitif	En biologie, un hôte est un organisme qui héberge un parasite, un partenaire mutuel ou un partenaire commensal, lui fournissant, en général, le gîte et le couvert. L'hôte primaire ou hôte définitif est l'hôte chez (dans) lequel le parasite se reproduit par voie sexuée. L'hôte définitif héberge la forme adulte du parasite.	http://fr.wikipedia.org/wiki/H%C3%B4te_(biologie)
hôte intermédiaire	Un hôte secondaire ou hôte intermédiaire est un hôte qui héberge le parasite, sous forme larvaire, seulement pour une courte période de transition au cours de son développement. Chez cet hôte, le parasite ne se reproduit jamais par voie sexuée.	http://fr.wikipedia.org/wiki/H%C3%B4te_(biologie)
hydrophyte	Végétal qui développe la totalité de son appareil végétatif à l'intérieur du milieu aquatique ou à la surface de ce dernier	http://www.sagehuisne.org/article.php?id_article=53
hypanthium	Réceptacle en forme de coupe, formé de la soudure de la partie basse des sépales, des pétales et des filets des étamines.	http://perso.orange.fr/plantescomtoises/gloss/gloss2.shtml
hypoxie	L'hypoxie des eaux douces, saumâtres et marines, souvent directement causée par les activités humaines peut conduire un milieu aquatique à l'anoxie (privation totale de dioxygène) et au phénomène plus ou moins durable de zone morte (disparition des formes de vie supérieures). De nombreuses causes récentes d'hypoxie ajoutent leurs effets délétères sur les écosystèmes et la santé via la production accrue de toxines dangereuses pour l'homme dans les milieux pauvres en dioxygène, dont certaines susceptibles d'être accumulées par les poissons, coquillages (huîtres, coques, moules...), mammifères marins, oiseaux littoraux que l'Homme consomme. La toxine botulique en est un exemple.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Hypoxie
imbibition	Absorption de liquides ou de vapeurs par les espaces ou les pores ultramicroscopiques qui se trouvent dans les matériaux.	www.fao.org/docrep/004/y2775f/y2775f0f.htm
indigène (espèce)	Qui est originaire du pays où il vit, autochtone. Une espèce indigène est celle qui croît naturellement dans un endroit géographique donné et dont le matériel génétique s'est adapté à cet endroit. Si l'espèce ne se rencontre que dans un lieu ou une région spécifique du monde, on parle de plante endémique (plus restrictif).	Rapport sur la récolte des ressources biologiques PN PS
introduite (espèce)	Cf exotique.	
invasion (d'espèce)	Phénomène par lequel une espèce étend son aire d'expansion et se met à pulluler dans des zones qu'elle a nouvellement colonisées.	Ramade, 1998

Espèces envahissantes des milieux d'eau douce
Septembre 2010
Rapport final B_1
glossaire especes env v13cf 13 09 2010 glossaire
13/09/2010

GLOSSAIRE

Terme ou expression	Explication	Source
labelle	Le labelle est le troisième pétale de la fleur. Il est de forme, de taille et de couleurs très variées selon les espèces. Il dissimule parfois le gynostème. Sa fonction est essentiellement d'attirer l'insecte pollinisateur vers le cœur de la fleur et permet souvent à l'insecte de s'y poser.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Labelle
lenticule (ou lénitique)	Désigne les biotopes et les êtres vivants propres aux écosystèmes d'eaux calmes à renouvellement lent (lacs, marécages, étangs, ect...) par opposition aux milieux d'eaux courantes qui correspondent aux écosystèmes lotiques.	Ramade, 1998
lotique	Qui est propre aux eaux courantes.	Ramade, 1998
macrophyte	Plante aquatique de grande taille (par opposition au phytoplancton et aux algues de petite taille).	http://www.qc.ec.gc.ca/csl/glo/glo006_f.html
malacologique	Se rapporte à l'analyse et à l'identification des mollusques.	
mélanique	Caractérisé par un fort développement d'une coloration noire, ou presque noire, de la peau	http://www.vetofish.com/glossaire-M.50.html
monoique	Plante dont les fleurs mâles et femelles sont portées sur le même pied en des endroits différents	http://fr.wikipedia.org/wiki/Mono%C3%A9cie
monoxène (cycle parasitaire)	Cf. Cycle parasitaire	
morphe	En biologie animale, le polymorphisme est la propriété qu'ont certains animaux de se distinguer par des caractères morphologiques différents, chacune de ces formes constituant un morphe.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Polymorphisme
native	Se dit d'une espèce présente à l'état spontané, naturel, dans une aire géographique donnée.	http://www.univ-lehavre.fr/cybernat/pages/glossair.htm
naturalisation	En botanique, la naturalisation est le fait pour un végétal exogène de se reproduire naturellement dans un nouvel environnement. Par exemple le thuya du Canada est naturalisé au Royaume-Uni où il se reproduit de lui-même alors qu'il ne l'est pas en France, où l'on doit le bouturer artificiellement.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Naturalisation
naturalisée (espèce)	Espèce introduite dont la reproduction dans son nouvel environnement se fait de façon naturelle (sans intervention de l'homme)	www.invabio.univ-metz.fr/Glossaire.doc
nécrose	La nécrose (du grec Νεκρός, signifiant mort) est la forme principale de mort cellulaire lors d'accidents traumatiques, suite à certaines pathologies ou lors de déficits métaboliques. La nécrose est accompagnée habituellement d'une réponse inflammatoire qui consiste en la présence d'exsudat et de cellules spécialisées du système hématopoïétique comme les lymphocytes et les macrophages. La cassure de la membrane plasmique qui en résulte conduit à la libération dans le milieu extérieur du contenu cytoplasmique. L'autre forme de mort cellulaire est l'apoptose, ou mort cellulaire programmée.	http://fr.wikipedia.org/wiki/N%C3%A9crose
nyctéméral	Qualifie ce qui est associé à l'alternance du jour et de la nuit. Un rythme nyctéméral est un rythme fonctionnel suivant la variation de luminosité du jour et de la nuit	http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/index.php?p=definition&num=868
oligotrophes	désigne des milieux dulçaquicoles, un lac par exemple, pauvres en éléments minéraux nutritifs	Ramade, 1998
omnivore	Les omnivores sont des organismes se nourrissant de plantes et d'animaux.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Omnivore
oocyte	Gamète femelle qui n'a pas encore atteint sa maturité.	http://dictionnaire.mediadico.com/traduction/dictionnaire.asp/definition/oocyte/2007
opercule	Repli cutané, soutenu par des os dermiques, qui recouvre latéralement la cavité branchiale chez les poissons osseux et ne laisse qu'une fente postérieure, dite fente operculaire, ou ouïe.	http://fr.answers.com/topic/opercule
otolithe		
parthénogenèse	La parthénogenèse est la multiplication d'un organisme à partir d'un gamète femelle non fécondé. Ce phénomène s'observe naturellement chez certaines espèces végétales et animales, mais peut également être provoqué artificiellement. Cette reproduction monoparentale a un avantage sélectif car elle produit un grand nombre d'individus sans la présence de l'organisme mâle.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Parth%C3%A9nogen%C3%A8se
pédoncule	En botanique, on appelle pédoncule la tige qui porte les fleurs, puis, après la fécondation, les fruits. Anatomiquement, le pédoncule a la structure d'une tige (comme le pétiole, qui porte la feuille). Il est généralement vert et dépourvu de feuilles. Cependant le pédoncule floral peut porter des feuilles, souvent réduites, et parfois transformées en bractées, vertes ou colorées qui annoncent la fleur ou l'inflorescence. L'extrémité du pédoncule, plus ou moins profondément transformée, constitue le réceptacle floral sur lequel sont insérées les différentes pièces constituant la fleur (pétales, sépales, etc.) ou les différentes fleurs dans le cas des fleurs composées (cf. capitule).	http://fr.wikipedia.org/wiki/P%C3%A9doncule
pélagique	Le pélagos est l'ensemble des organismes aquatiques (marins ou dulcicoles) qui occupent une "colonne d'eau". Ceci par opposition au benthos qui vit à proximité du fond. L'étymologie de ce mot vient du grec πῆλαγος pélagos « la haute mer ». L'adjectif pélagique dérive de pélagos pour préciser qu'une espèce vit en pleine mer. Le pélagos est constitué du nécton qui peut se déplacer contre le courant et du plancton qui ne peut lutter contre celui-ci mais peut se déplacer verticalement dans la colonne d'eau.	http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/index.php?p=definition&num=78
périanthé	Le périanthé est l'ensemble des enveloppes qui assurent la protection des organes reproducteurs de la fleur (étamine et pistil). Il comprend le calice qui est composé de sépales et qui assure une fonction de protection et une fonction chlorophyllienne, puis la corolle qui est composée de pétales (lames minces et colorées).	http://fr.wikipedia.org/wiki/P%C3%A9rianthe
périphyton	Matrice complexe composée d'algues, de cyanobactéries, de microorganismes hétérotrophes et de détritus fixés sur des substrats submergés. Le périphyton constitue une source importante de nourriture pour les invertébrés aquatiques, pour les têtards ainsi que pour certains poissons.	http://pandapedia.com/wiki/Periphyton
pétiole	En botanique, un pétiole désigne le pédoncule d'une feuille, reliant le limbe à la tige. Le pétiole a la structure interne d'une tige.	http://fr.wikipedia.org/wiki/P%C3%A9tiole
phanérogame	Plante à vraies fleurs et à vrais fruits fermés contenant une ou plusieurs graines.	
plastron	C'est la partie ventrale du bouclier tégumentaire de la carapace de tortue	http://fr.wikipedia.org/wiki/Plastron
polyploïde	Organisme dont les cellules contiennent plus de deux copies (ploïdie) de ses chromosomes. Les types polyploïdes sont appelés triploïde (3x), tétraploïde (4x), pentaploïde (5x), hexaploïde (6x) etc.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Polyplo%C3%AFde
prévalence	En épidémiologie, la prévalence est une mesure de l'état de santé d'une population à un instant donné. Pour une affection donnée, elle est calculée en rapportant à la population totale, le nombre de cas de maladies présents à un moment donné dans une population (que le diagnostic ait été porté anciennement ou récemment). La prévalence est une proportion qui s'exprime généralement en pourcentage.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Pr%C3%A9valence
prosobranches (mollusques)	Les prosobranches constituent une sous-classe des mollusques caractérisée par l'emplacement des branchies à l'avant du corps par opposition aux opisthobranches qui eux ont les branchies en arrière du corps.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Prosobranchie
protiste	Terme générique désignant tous les organismes unicellulaires végétaux ou animaux.	

GLOSSAIRE

Terme ou expression	Explication	Source
pulmonés (mollusques)	Un des rares groupes animaux à avoir conquis le milieu terrestre. Ce sont des mollusques gastéropodes devant leur appellation au fait qu'en abandonnant le domaine aquatique, ils ont perdu leurs branchies et acquis un poumon (organe de la respiration aérienne). Secondairement, certains d'entre eux sont revenus au milieu aquatique, colonisant les eaux continentales. Les espèces restées dans les habitats terrestres sont globalement connues sous les noms d'escargots et de limaces. Les pulmonés aquatiques sont essentiellement les lymnées et les planorbis.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Pulmon%C3%A9
pyrophyte	Espèce végétale qui résiste bien aux incendies ou même qui en tire profit. (Certains conifères des États-Unis ne libèrent leurs graines qu'après qu'un incendie ait détruit le sous-bois et éliminé la concurrence des plantes herbacées.)	http://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/pyrophyte/65331
RAPD	L'amplification aléatoire du polymorphisme de l'ADN ou RAPD (Random Amplification of Polymorphic DNA) est une technique d'amplification génique dans laquelle les segments d'ADN amplifiés ne sont pas choisis par l'expérimentateur, mais amplifiés "au hasard".	http://fr.wikipedia.org/wiki/Amplification_al%C3%A9atoire_d'ADN_p_olymorphe
recrutement (poissons juvéniles)	Nombre de juvéniles qui rejoignent le stock des poissons adultes	http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/species-especes/salmon-saumon/gloss-fra.htm
reproduction végétative	La multiplication végétative est un mode de reproduction asexuée générant des clones. Elle peut se faire soit par fragmentation de l'organisme (bouturage, greffage, ...), soit par la formation d'organes spécialisés (rhizomes, stolons, bulbilles, ...). Toutes ces formes de multiplication végétative constituent un moyen rapide et efficace d'envahir un milieu de vie sur de courtes distances.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Multiplication_v%C3%A9g%C3%A9tative
reproduction asexuée	La multiplication asexuée (par opposition à la reproduction sexuée) correspond à la capacité des organismes vivants de se multiplier seuls (sans partenaire), c'est-à-dire sans faire intervenir la fusion de deux gamètes de sexes opposés.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Multiplication_asexu%C3%A9e
reproduction sexuée	La reproduction dite sexuée fait référence à la rencontre d'individus mâle et femelle ou seulement de cellules mâle et femelle. Elle n'implique pas forcément d'accouplement ou de copulation, car des organismes immobiles comme les plantes, les champignons ou les moules sont aussi capables de reproduction sexuée. La reproduction sexuée est assurée par la fécondation, c'est-à-dire par fusion des gamètes mâle et femelle donnant naissance à un œuf (ou zygote).	http://fr.wikipedia.org/wiki/Reproduction_(biologie)
rhizomes	Ce sont des tiges souterraines à croissance horizontale dont les feuilles sont réduites à des écailles et sur lesquelles apparaissent des bourgeons qui donnent des tiges dressées ou drageons. Les rhizomes peuvent se modifier en réserve nutritive, formant alors des tubercules (ex: pomme de terre).	http://fr.wikipedia.org/wiki/Multiplication_v%C3%A9g%C3%A9tative
richesse spécifique	La richesse spécifique est une mesure de la biodiversité de tout ou partie d'un écosystème ; elle désigne le nombre d'espèces de faune et/ou de flore présentes dans l'espace considéré. Une richesse spécifique peut s'exprimer en richesse totale ou en richesse moyenne : 1) La richesse totale correspond au nombre total d'espèces présentes dans un biotope ou une station donnée. 2) La richesse moyenne correspond au nombre moyen d'espèces présentes dans les échantillons d'un peuplement étudié. Les deux grands gradients de variation de la richesse spécifique sont : 1) le nombre d'espèces 2) la surface sur laquelle sont étudiées ces espèces. Relations entre la richesse spécifique d'un territoire, et sa surface : En principe, la richesse spécifique est liée à la qualité du territoire (éléments nutritifs...), mais aussi et surtout à sa superficie. En effet, plus un territoire est vaste et plus il est susceptible d'accueillir un nombre important d'espèces.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Richesse_sp%C3%A9cifique
roselière	Terrain dont la végétation dominante est constituée de roseaux (genre Phragmites ou apparenté, famille des Graminaceae).	http://www.inra.fr/internet/Hebergement/afes/Ressources/ouvraged/unod/glossaire.php
salinité	Facteur écologique constitué par la teneur en sels (NaCl) des eaux ou des sols. Dans de nombreux écosystèmes, la salinité est un facteur limitant. Suivant leur capacité d'osmorégulation, les espèces aquatiques peuvent supporter de grandes variations de la salinité (espèces euryhalines*) ou au contraire être cantonnées à des milieux ayant une salinité constante (espèces sténohalines*). On distingue : - les milieux d'eau douce qui présentent une faible teneur en sels. La limite de salinité* entre les eaux douces et les eaux saumâtres est fixée à 3‰ au plan écologique par les hydrobiologistes (Ramade, 1998) ; - les milieux d'eau saumâtre ayant une salinité généralement comprise entre 3‰ et 10‰, cette valeur représentant la salinité des mers fermées ayant la plus faible salinité comme la Mer Baltique ; - les milieux d'eau saline dont la salinité est généralement comprise entre 10‰ et 42‰. Dans l'océan ouvert, les salinités varient dans des limites étroites de 33‰ à 37‰. Dans quelques mers semi-fermées, on trouve des salinités beaucoup plus faibles ou plus fortes : moins de 10‰ en Mer Baltique, de 18‰	Ramade, 1998 ; http://www.obs.vfr.fr/Enseignement/enseignants/copin/Prophy_ecra_n.pdf
saprophyte	Un organisme est dit saprophyte s'il est capable de se nourrir de matière organique en décomposition.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Saprophyte
saumâtre (eau)	D'un point de vue chimique, eau qui contient plus que 0,5 et moins de 30 grammes par litre des sels dissous totaux. D'un point de vue écologique, habitat caractérisé par un mélange d'eau douce et marine (par exemple, les estuaires)	http://filaman.uni-kiel.de/LarvalBase/Glossary/
sténohalin (espèce)	qualifie un organisme qui présente une tolérance faible aux variations de salinité du milieu	http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/
stolons	Les stolons sont des rameaux à croissance horizontale (au ras de terre) et dont les feuilles sont réduites à des écailles ; c'est le bourgeon terminal qui s'enracine et donne un nouvel individu ; les individus restent attachés les uns aux autres par le stolon au moins provisoirement.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Multiplication_v%C3%A9g%C3%A9tative
stratégie démographique de type K	Les espèces dont la stratégie adaptative est davantage consacrée à l'accroissement de la biomasse et à l'entretien (stratégie de type K, la densité de la population fluctue au plus près de la capacité limite du milieu ou stratégies cénotiques de type S (populations climaciques)) sont le plus souvent des espèces à durée de vie longue, chez lesquelles la maturité sexuelle est tardive, des espèces peu menacées par d'autres, souvent de grande taille et capables de se défendre contre la plupart des prédateurs, territoriales et / ou sédentaires, fortement socialisées (faible compétition intraspécifique) et très spécialisées (faible compétition interspécifique du fait des ajustements liés à la niche).	http://www.univ-ubs.fr/ecologie/strategieadaptative.html
stratégie démographique de type r	Les espèces dont la stratégie adaptative est tournée vers une forte reproduction sont le plus souvent des espèces à durée de vie courte, chez lesquelles la maturité sexuelle est atteinte précocement, souvent des espèces proies, de faible taille ce qui présente, surtout pour les espèces terrestres, une forte contrainte vis-à-vis de la thermorégulation, compensée le plus souvent par une forte consommation d'aliments et une croissance rapide. En écologie, on dit que ces espèces ont une stratégie démographique de type r (la densité de population est très variable et fonction des fluctuations fortes dans le temps de la natalité et de la mortalité) ou une stratégie cénotique de type i (en simplifiant : populations pionnières).	http://www.univ-ubs.fr/ecologie/strategieadaptative.html

GLOSSAIRE

Terme ou expression	Explication	Source
streptococcus		
sympatrique	Se dit d'espèces qui ne s'hybrident pas, alors qu'elles partagent un même biotope.	http://projeteaudemer.free.fr/divers/glossaire.htm
systématique / systématicien	La systématique est l'étude et la description de la diversité des êtres vivants, la recherche de la nature et des causes de leurs différences et de leurs ressemblances, la mise en évidence des relations de parenté existant entre eux et l'élaboration d'une classification traduisant ces liens de parenté.	http://www.infobiogen.fr/glossaire/glossaire.php?lettre=S
taux de survie annuel	Taux moyen de survie des individus d'une cohorte pendant un an et par rapport à l'effectif initial.	www.fao.org/docrep/005/x8498f/x8498f03.htm
taxonomie	Science des lois de la classification des formes vivantes.	http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire
tépale	Les tépales sont des pièces florales externes et internes du périanthe, dont on ne peut pas dire s'il s'agit de pétales ou de sépales. Dans ce cas, l'ensemble des tépales est appelé périgone.	http://fr.wikipedia.org/wiki/T%C3%A9pale
toxicité	capacité d'une substance d'avoir des effets toxiques sur les organismes ou leur progéniture, tels que : – baisse de la survie, de la croissance et de la reproduction ; – cancérogénicité, mutagénicité ou tératogénicité ; – effets préjudiciables par suite d'une perturbation du système endocrinien.	http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/pollutionchimique/glossaire.htm
toxicité aiguë	toxicité létale et/ou sub-létale résultant d'une exposition intermittente ou continue à une substance ou à un mélange de substances pendant un délai nettement inférieur à la durée de vie de l'organisme en question (ex. CL50 96h dans le cas d'un poisson dont la vie se mesure en mois ou années).	http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/pollutionchimique/glossaire.htm
toxicité chronique	toxicité sub-létale résultant d'une exposition intermittente ou continue à une substance ou à un mélange de substances pendant un délai au moins égal à la durée de vie de l'organisme en question (ex. pas d'effet observé sur la reproduction pendant le cycle de vie d'un poisson).	http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/pollutionchimique/glossaire.htm
traits d'histoire de vie	Les organismes vivants allouent leurs ressources d'une multitude de façons à la croissance, au métabolisme et à la reproduction, définissant ainsi leur "histoire de vie". Les traits d'histoire de vie d'une espèce correspondent aux événements majeurs qui conditionnent directement la production et la survie des descendants de cette espèce. Parmi les traits d'histoire de vie, on retrouve principalement la durée de vie, la croissance et la fécondité. « La connaissance des traits d'histoire de vie et de leurs variations est un sujet central de l'écologie moderne. Les traits d'histoire de vie ont différents intérêts. Ils apportent une interprétation fonctionnelle de l'utilisation de l'habitat par les organismes. Ils permettent de comprendre les compromis adaptatifs entre différentes fonctions (ex : croissance vs. reproduction). Ils permettent de se dégager du contexte taxonomique et de développer ainsi des modèles généraux pour comparer le fonctionnement des populations de différentes espèces et même de différents groupes biologiques »	http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/theses.shtml
trématode	Les trématodes (<i>Trematoda</i>) forment une classe au sein du phylum des plathelminthes. Tous les trématodes sont des parasites. Les classifications précédentes les scindaient en deux ordres (ou deux sous-classes), les Monogenea et les Digenea, selon que leur cycle de vie impliquait un ou deux hôtes (Monoxène ou hétéroxène). Cependant la taxonomie des plathelminthes est en train de subir une importante révision. Les sources modernes classent les Monogenea en tant que classe séparée au sein du phylum. Il existe deux groupes importants en pathologie humaine : les douves hermaphrodites (ex: <i>Clonorchis sinensis</i> ou douve du foie) et les Les schistosomes (ou Bilharzie) dont les sexes sont séparés.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Trematoda
tubercules	Un tubercule est un organe de réserve, généralement souterrain, qui assure la survie des plantes pendant la saison d'hiver et souvent leur multiplication par voie végétative. Ces organes sont renflés par l'accumulation de substances de réserve. On dit qu'ils sont tubérisés.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Tubercule
turions	Le turion (ou hibernacle) est le bourgeon qui provient des rhizomes. C'est une structure de résistance hivernale utilisée par beaucoup de plantes aquatiques, se formant pour résister aux rigueurs de l'hiver et en vue du renouvellement de la plante au printemps.	http://fr.wikipedia.org/wiki/Turion
verticille	Les organes d'une plante sont dits en verticille ou verticillés, lorsqu'ils sont insérés au même niveau, en cercle autour d'un axe (tige ou rameau).	http://fr.wikipedia.org/wiki/Verticille
vibrio	Les bactéries du genre <i>Vibrio</i> appartiennent à la famille des Vibrionaceae. Ce sont de petits bacilles, de formes fréquemment incurvées dites « en virgule », extrêmement mobiles. L'espèce la plus connue du genre <i>Vibrio</i> est <i>Vibrio cholerae</i> : agent responsable du choléra. Il y a une vingtaine d'espèces du genre <i>Vibrio</i> .	http://fr.wikipedia.org/wiki/Vibrio
vivace (plante)	Une plante vivace, ou plante pérenne, est une plante vivant plus de deux ans, mais qui vit souvent beaucoup plus longtemps, la limite de deux ans étant fixée pour séparer les vivaces des bisannuelles. L'expression « plante vivace » est plus souvent utilisée par les jardiniers, pour désigner une plante herbacée qui résiste aux rigueurs de la mauvaise saison, qu'il s'agisse du gel de l'hiver ou de la sécheresse des étés caniculaires. En horticulture, cette expression s'oppose à « plante annuelle » ou « plante bisannuelle ».	http://fr.wikipedia.org/wiki/Plante_vivace