APPEL A PROPOSITION DE RECHERCHE SUR LE LITTORAL (LITEAU- 1998)

Conséquences de la variabilité hydro-saline d'un complexe lagunaire méditerranéen, induite par la gestion hydraulique et les contraintes climatiques, sur ses peuplements piscicoles : le cas du système Vaccarès.

Rapport Final (1 juillet 2000 - 30 juin 2003)

Elisabeth Rosecchi , Philippe Chauvelon, Gilles Poizat et Alain J. Crivelli

Ont également participé à cette étude durant la période concernée :

Pour la Station biologique de Tour du Valat :
Mathieu Bossaert (objecteur de conscience), Pascal Contournet (technicien), Nicolas Guilpain (stage Maîtrise Ingéniorat), Alban Kraft (stage Maîtrise), Flamina Kung (stage P.I.F.E), Nicolas Leclainche (technicien), Marc Pichaud (ingénieur d'étude), et Blandine Renou (stage facultatif).

Pour le Laboratoire Ecosystèmes Lagunaires de l'Université Montpellier II :
Gérard Lasserre (Directeur de recherche) et Yvan Vergne (technicien).

Le personnel de la Réserve Nationale de Camargue

APPEL A PROPOSITION DE RECHERCHE SUR LE LITTORAL (LITEAU- 1998)

Rapport Final (1 juillet 2000 - 30 juin 2003)

A - RENSEIGNEMENTS ADMINISTRATIFS

Réf. IFREMER : Convention n°00/1213591

Titre du projet :
Conséquences de la variabilité hydro-saline d'un complexe lagunaire méditerranéen, induite par la gestion hydraulique et les contraintes climatiques, sur ses peuplements piscicoles : le cas du système Vaccarès.

Coordinateur
Dr. Elisabeth Rosecchi,
Chargé de Recherches (CR1)
Fondation Sansouïre, Station Biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc 13200 Arles.
Tél : 04 90 97 20 13 FAX : 04 90 97 20 19 e-mail : rosecchi@tourduvalat.org

Responsable volet hydrologique
Dr Philippe Chauvelon, Chargé de Recherches (CR1) - e-mail : chauvelon@tourduvalat.org

Partenaires :
Dr Eric Coulet, Directeur de la Réserve Nationale de Camargue, La Capelière, Le Sambuc, 13200 Arles.

Professeurs Thang Do Chi et Gérard Lasserre, Directeurs de Recherche, Laboratoire Ecosystèmes Lagunaires, ERS 2011, Université Montpellier II, CC 093, Place Eugène Bataillon, 34095 Montpellier Cedex 5

Résumé des résultats importants pour les gestionnaires de l'aménagement littoral

Le fonctionnement hydro-salin du complexe lagunaire du Vaccarès (Camargue, delta du Rhône) est caractérisé par les échanges se produisant au niveau des pertuis aménagés de la digue maritime. Suite aux inondations survenues durant l'hiver 93/94, la salinité du Vaccarès a chuté brutalement de 15 à 5 g/l. De 1994 à 1997, la salinité moyenne est restée proche de 5 g/l, alors qu'à partir de 1998 elle avoisinait 10g/l puis se stabilisait à environ 15 g/l de 1999 à 2002. La prise en compte conjointe de facteurs environnementaux et de facteurs anthropiques (ouverture/fermeture des graus) ayant une incidence sur les échanges avec le milieu marin du point de vue biologique et hydrologique, est essentielle à la compréhension du fonctionnement des échanges hydro-salins et des peuplements lagunaires de poissons.

Quantification des échanges hydrauliques de surface entre les étangs du système Vaccarès et la mer

Comme l'ont montré les évènements de l'automne 1993, les capacités d'évacuation maximales « probables » par le pertuis de la Fourcade, ne sont pas de nature à pouvoir répondre efficacement à des apports massifs d'eau du Rhône en crue dans les étangs, surtout quand ceux-ci sont cumulés avec de fortes précipitations. On peut estimer cette capacité d'évacuation à 20 m^3/s dans l'éventualité où les 13 vannes du pertuis sont fonctionnelles et avec une décote extrême de 70 cm, et à 0,5 Mm^3 par jour avec 7 vannes (décote de 30cm). Si une telle séquence se reproduit 10 fois dans le mois (ex. en février) on aura donc fait baisser le niveau des étangs d'environ 5 cm, soit l'équivalent de la baisse de niveau due à l'évaporation pour le même mois. La remise en état de la partie ancienne du pertuis afin qu'il soit totalement manipulable et fonctionnel semble une priorité si l'on veut pouvoir bénéficier d'une marge de manœuvre plus importante en cas de « crise hydrologique ». Un autre point qu'il nous semble important de souligner est qu'il faut d'une certaine manière « oublier » la cote de 0 m NGF comme une référence pour la gestion hydraulique, car elle ne représente plus aujourd'hui une cote d'équilibre avec le milieu marin. Au début du siècle, c'était le niveau moyen de la mer à Marseille, ce n'est plus le cas aujourd'hui dans le golfe du Lion. En effet, la montée du niveau marin relatif au Grau de la Dent (secteur de Faraman, centre du delta) atteint 2mm/an depuis 1905 (Suanez, 1997). Cette augmentation relative du niveau marin aura dans les prochaines décennies un impact croissant sur le bilan salin de l'hydrosystème.

Evolution des peuplements de poissons et de macro-crustacés de la lagune à la suite des variations de salinité et de leurs conséquences indirectes.

La communauté de poissons et de macro-crustacés de l'étang de Vaccarès (delta du Rhône, France) a été échantillonnée mensuellement de 1993 à 2002. Pendant cette période, la salinité est passé de 15 g/l en 1993 à 5 g/l en 1994-1997 pour revenir à 15 g/l en 1999-2002. Les connexions avec la mer ont varié avec des ouvertures plus importantes en 1996-1997. Pendant cette période, la communauté a changé pour revenir en 2002 à un état similaire à celui de 1993. Ces changements ont consisté en des séquences d'augmentation-diminution des espèces d'eau douce et de certaines espèces marines. Les espèces typiques des lagunes ont généralement résisté aux variations de salinité. Les espèces d'eau douce ont colonisé l'étang lorsque la salinité était basse et ont diminué ensuite. Les espèces marines ont vraisemblablement varié à la fois en fonction des connexions avec la mer et d'effets indirects des variations d'apport d'eau douce. Cette étude montre que les changements de la communauté de poissons et de macro-crustacés liés à des variations environnementales peuvent être retardés dans le temps, mettant ainsi l'accent sur l'intérêt des études à long-terme.

L'importance des échanges piscicoles entre milieux marin et lagunaire, en fonction des variables de l'environnement, de l'ouverture des vannes dans les graus et de leur action combinée.

Le calendrier des migrations des espèces marins migratrices entre la mer et le système Vaccarès est comparable à ceux observés dans d'autres lagunes méditerranéennes. Notre étude souligne aussi l'importance des déplacements d'espèces lagunaires considérées comme sédentaires. Si le calendrier

de gestion actuel du pertuis permet les sorties massives à l'automne, il ne favorise pas le recrutement, qui se produit principalement d'octobre à mars pour les civelles et au printemps pour les autres espèces. Les résultats que nous avons obtenus au grau de la Fourcade montrent que si les échanges se produisent tout au cours de la journée, ils sont beaucoup plus importants la nuit chez la majorité des espèces ; ils montrent également que la majorité des entrées se font par courant entrant vers la lagune, quelle que soit l'espèce considérée et ce malgré des conditions de débit et de vitesse de courant relativement faibles durant l'échantillonnage. Nos résultats indiquent tout de même que le courant sortant peut avoir un effet attractif sur les bancs de jeunes alevins en mer. Par contre, une fois arrivés dans le chenal d'entrée de la lagune, ceux-ci préfèrent se laisser porter passivement par le courant, surtout lorsque leur stade ontogénique ou leur morphologie ne permet pas la nage à contre courant. Par ailleurs, la règle de gestion actuellement appliquée qui consiste à ouvrir pour évacuer l'eau par fort mistral semble pouvoir être aussi optimisée du point de vue du recrutement, si l'opération est effectuée en laissant les vannes ouvertes un délai supplémentaire d'une journée par exemple pendant la période de diminution du coup de vent, avec clapets ouverts. Il est en effet raisonnable de penser que l'appel en mer provoqué par le débit sortant du chenal peut amener une majorité de poissons (surtout les alevins) remontant le courant à venir à proximité du pertuis.

Le recrutement d'espèces migratrices, en particulier l'anguille, espèce à haute valeur commerciale dans les lagunes méditerranéennes.

Dans une lagune méditerranéenne, l'entrée des civelles est dépendante d'une part de l'appel en mer et d'autre part des conditions rencontrées dans le grau qui lie la lagune à la mer. Aujourd'hui la plupart des graus sont équipés de vannes et donc la colonisation des lagunes par les civelles va dépendre totalement de la gestion de ces graus. Si les vannes sont fermées, pas d'appel en mer et pas de civelles qui peuvent potentiellement coloniser la lagune. Si les vannes sont ouvertes, il peut y avoir appel en mer et attraction des civelles vers le grau, ensuite les conditions à l'intérieur du grau et de l'ouvrage (champs de vitesse) permettront ou ne permettront pas la colonisation de la lagune. Nous avons capturé les civelles dans le système du Vaccarès de 1993 à 2000 et nous montrons que les civelles peuvent rentrer en quantités variables entre décembre et juin selon les années. Afin d'estimer le recrutement en civelles du système, nous avons établi une collaboration avec l'équipe du Professeur Marino Gatto pour essayer de réaliser un modèle de dynamique de population de la sous-population d'anguilles du Vaccarès basé sur les captures d'anguilles jaunes et argentées. Ce modèle permettra entre autre d'estimer le recrutement annuel de civelles dans l'étang du Vaccarès et ses étangs périphériques. On observe une grande variabilité inter-annuelle du recrutement (coefficient de variation: 73.5 %), qui varie entre 377 et 4758 kg de civelles par an. Cette grande variabilité dans le recrutement peut être attribuée à plusieurs facteurs, soit pris isolément, soit ensemble : 1/ une mortalité civelles-anguillettes différentes entre les années 2/ une forte variabilité inter-annuelle du stock disponible de civelles en mer, 3/ la gestion du grau, différente selon les années, il semblerait que les meilleurs années 1998 et 2000 soit des années sèches alors que les mauvaises ou les années moyennes soit des années humides, voire très humides.

SOMMAIRE

A - RENSEIGNEMENTS ADMINISTRATIFS

B – RESULTATS AU 30 JUIN 2003

B - 1 Hydrologie- Quantification des échanges hydrauliques de surface entre les étangs du système Vaccarès et la mer.

1 Les grandes lignes du fonctionnement hydro-salin de l'Ile de Camargue et leur impact sur les étangs du système Vaccarès……p.10.

1.1 Historique des aménagements et évènements hydro –climatiques récents.

1.2 Eléments descriptifs de la morphologie du système d'étangs du Vaccarès.

2 Connexion entre le système d'étang et la mer : le pertuis de la Fourcade……p.12

2.1 Le site de la Fourcade.

2.2 Le fonctionnement hydraulique actuel du pertuis de la Fourcade.

2.3 Méthode d'estimation des flux dans le pertuis.

3 Quantification des flux de surface entre les étangs et la mer...…….p.18

3.1 Estimation des volumes d'eau échangés entre 1993 et 2002.

3.2 Quantification des flux de matières en suspensions et dynamique du stock de sel sur le système d'étangs du Vaccarès.

4 Quelques implications pour la gestion……p.24

B - 2 Hydrobiologie
B 2-1 Evolution des peuplements

RESUME…… p.29

INTRODUCTION……..……..p.29

MATERIEL ET METHODES……..……... p.30

RESULTATS ……...p.33

DISCUSSION……p.37

B 2-2 Importance des échanges piscicoles en fonction des variables de l'environnement, de l'ouverture des vannes dans les graus et de leur action combinée.

INTRODUCTION……..……..p.41

MATERIEL ET METHODES……..……... p.42

RESULTATS ……...p.46

DISCUSSION…… p.54

B 2-3 Le recrutement des espèces migratices- Le cas de l'anguille

RESUME…… p.61

L'étude détaille de cette partie se trouve en anglais en Annexe IV

C – BIBLIOGRAPHIE CITEE……p. 64

ANNEXE I. Liste des espèces de poisson capturées à La Capelière. L'habitat de reproduction est codé D pour l'eau douce, S pour l'eau saumâtre et M pour l'eau de mer.

ANNEXE II - Résultats des anova effectuées sur les captures moyennes à la Fourcade

ANNEXE III - Résultats de la régression multiple pas à pas (forward stepwise) entre les captures à la Fourcade et les variables de l'environnementales.

ANNEXE IV - A size and age-structured demographic model of the eel (*Anguilla anguilla*) population of the Vaccarès lagoon

B – RESULTATS AU 30 JUIN 2003

B - 1 Hydrologie

Quantification des échanges hydrauliques de surface entre les étangs du système Vaccarès et la mer.

Philippe Chauvelon
Chargé de Recherche en Hydrologie
Fondation Sansouïre

Résumé

Echanges hydrauliques de surface entre les étangs du système Vaccarès et la mer.

Pendant l'automne hiver 1993-1994, deux crues du Rhône (de période de retour estimée à 50 et 70 ans) ont occasionné plusieurs ruptures de digues. Le drainage de la zone inondée a entraîné des arrivées d'eau douce massives dans le Vaccarès, dont la salinité a brusquement chuté de 15 à 5 g/l suite aux volumes importants d'eau et donc de sel évacués vers la mer. La salinité a encore diminué suite à d'importantes pluies durant les hivers 95-96 et 96-97. A partir de 1998, à la faveur d'années plus sèches et de la volonté de gérer en ce sens la connexion entre le système d'étang et la mer, la salinité a augmenté pour osciller depuis 1999 de 12 g/l (hiver) à 15g/l (été).
A partir des enregistrements de niveaux au pertuis de la Fourcade, et de l'information concernant la gestion des vannes, le débit d'échange avec la mer, ainsi que d'autres variables hydrauliques pertinentes (variables environnementales conditionnant le recrutement piscicole) ont été calculés sur la période 1993-2002 (tableau ci-dessous).

	Vannes-jours	Sortant (Mm^3)	Entrant (Mm^3)
Oct. à déc. 1993	734	26,1	3,4
1994	789	18,3	5,0
1995	513	18,6	1,2
1996	1192	56,7	3,2
1997	1034	30,4	12,3
1998	365	7,1	3,7
1999	629	14,1	8,1
2000	214	4,6	2,9
2001	474	21,3	5,2
2002	492	11,2	6,3

Gestion des vannes et volumes annuels d'eau échangés au pertuis de la Fourcade de 1993 à 2002.

L'entrée totale de matières en suspension (MES°) dans le Vaccarès durant les deux inondations est estimée à 18000 tonnes, ce qui correspond à l'équivalent de 9 années de fonctionnement normal pour les apports des bassins de drainage. Les sorties d'eau vers la mer en conditions de mistral fort (remise en suspension des sédiments de l'étang) et hauts niveaux d'eau, ont permis d'évacuer vers la mer en deux hivers et début de printemps (1993-1994 et 1995-1996) respectivement 9000 et 8000 tonnes de MES. La remise en état de la partie ancienne du pertuis afin qu'il soit totalement manipulable et fonctionnel semble une priorité si l'on veut pouvoir bénéficier d'une marge de manœuvre plus importante en cas de nouvelle crise hydrologique.
Afin d'arriver à une meilleure compréhension des bilans de sel dans le système, l'étude des flux souterrains à l'interface mer étang devra faire l'objet d'un effort particulier de recherche. Car ce processus va prendre une importance plus grande dans les prochaines décennies (élévation du niveau marin).

1 Les grandes lignes du fonctionnement hydro-salin de l'Ile de Camargue et leur impact sur les étangs du système Vaccarès.

1.1 Historique des aménagements et évènements hydro –climatiques récents.
(D'après Heurteaux, 1992 ; Heurteaux, 1994 ; Chauvelon, 1998 ; Chauvelon et Mathevet, 2003 ; Chauvelon *et al.,* 2003a ; Chauvelon *et al*., 2003b)

C'est au XIX^{e} s. que les aménagements majeurs sont conduits dans l'Ile de Camargue, comme l'édification de la digue à la mer de 1856 à 1859. L'endiguement complet du Rhône, par exhaussement des digues pour une protection totale, décidé suite à la crue exceptionnelle de 1856, est achevé en 1869. Dans la dernière partie du XIX^{e} s. le drainage vers l'étang du Vaccarès est amélioré, les canaux recalibrés, et les bassins culturaux individualisés.
La riziculture prend son essor en Camargue après la seconde guerre mondiale. A son développement est associé la mise en service d'une forte capacité de pompage dans les bras du Rhône. Les forts volumes de drainage de la riziculture par submersion, associés le cas échéant à d'importantes pluies automnales, font qu'il n'est plus possible d'assurer le drainage gravitaire du système vers les étangs centraux du delta (Vaccarès et étangs inférieurs) sans risquer l'inondation des terres riveraines, car les ouvrages existants au niveau de la digue maritime (permettant la vidange vers la mer) ont une capacité souvent insuffisante et leur fonctionnement est de toute façon tributaire du niveau marin. La logique d'aménagement hydraulique se poursuit donc avec l'équipement en station de pompage pour le drainage des terres agricoles et le refoulement des eaux vers le fleuve ou la mer. Les Associations Syndicales Autorisées des canaux de Fumemorte et de Roquemaure n'ont pas été équipées de stations de pompage pour l'assainissement (Fig.1). De sorte que les étangs continuent de recevoir de l'eau douce, non pas directement du Rhône, mais des eaux d'écoulement des terres agricoles.

Les volumes mis en jeu pour les rizières sont assez considérables. On utilise pour les alimenter une lame d'eau cumulée de 2,5 m en moyenne (1,5 m à plus de 4 m) sur la saison agricole (avril mi-septembre). Le volume d'eau annuel introduit pour la riziculture dans la seule Ile de Camargue durant la dernière décennie a varié de 300 à 375 millions de m^3, soit environ trois fois le volume d'eau contenu dans les étangs lorsqu'ils sont à la cote 0 m NGF. Ainsi, dans le contexte actuel (12.000 ha de riz dans l'Ile de Camargue, et pour une pluviométrie moyenne de 600 mm), le système des étangs, compte tenu du drainage gravitaire des bassins non assainis, mêlant colature rizicoles et eaux pluviales, reçoit annuellement environ 100 millions de m^3.
La dynamique hydrosaline des milieux aquatiques du delta, autrefois soumise aux aléas climatiques est maintenant dans une large mesure soumise à la gestion anthropique. L'homme maîtrise les entrées d'eau de surface mais pas totalement les sorties, car il n'est pas allé jusqu'au bout de sa logique gestionnaire. Une partie des eaux agricoles continue d'être drainée vers les étangs centraux, et le drainage du système vers la mer est toujours tributaire des conditions éolio-marines.
Les connexions avec la mer furent gérées dès la fin de l'édification de la digue à la mer par des pertuis à vannes coulissantes, dont un seul est aujourd'hui hydrauliquement fonctionnel, celui du grau de la Fourcade aux Saintes Maries de la Mer ; le grau de Rousty peut de façon intermittente permettre une connexion avec le milieu marin (Fig. 1). L'importance des volumes drainés vers le Vaccarès par la riziculture a conduit à une faible salinité (5-10 g/l) dans l'étang de Vaccarès jusqu'en 1978 (Fig. 2). De 1979 à 1984, la conjonction de la diminution de la riziculture, des ouvertures du pertuis et d'importantes tempêtes marines ont entraîné une augmentation de la salinité du Vaccarès (atteignant 30 g/l). De 1984 à 1993, la salinité du Vaccarès a diminué (de 30 à 15 g/l) suite à un nouvel essor de la riziculture augmentant les volumes d'eau drainés vers l'étang. Pendant l'automne hiver 1993-1994, deux crues du Rhône (de période de retour estimée à 50 et 70 ans) ont occasionné des ruptures de digues (Fig. 3) en plusieurs points sur le Petit Rhône. Le drainage de la zone inondée a entraîné des arrivées d'eau douce massives dans le Vaccarès, dont la salinité a brusquement chuté de 15 à 5 g/l suite aux volumes importants d'eau et donc de sel évacués vers la mer (gravitairement et par pompage). Entre 1994 et 1997, la salinité est restée basse (environ 5 g/l) et a encore diminué suite à

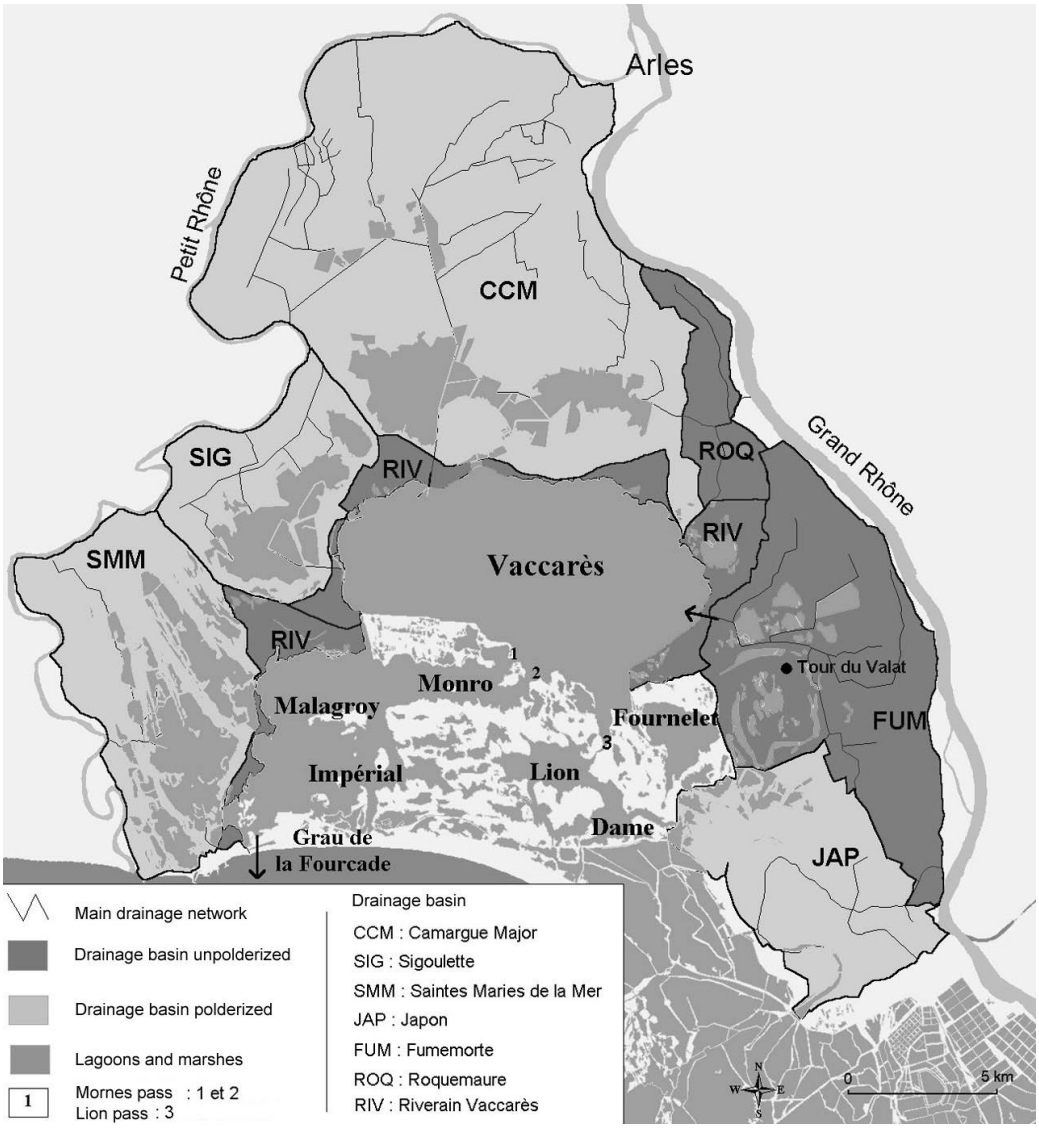


Figure 1 : L'Ile de Camargue : les étangs du système Vaccarès et les bassins de drainage.

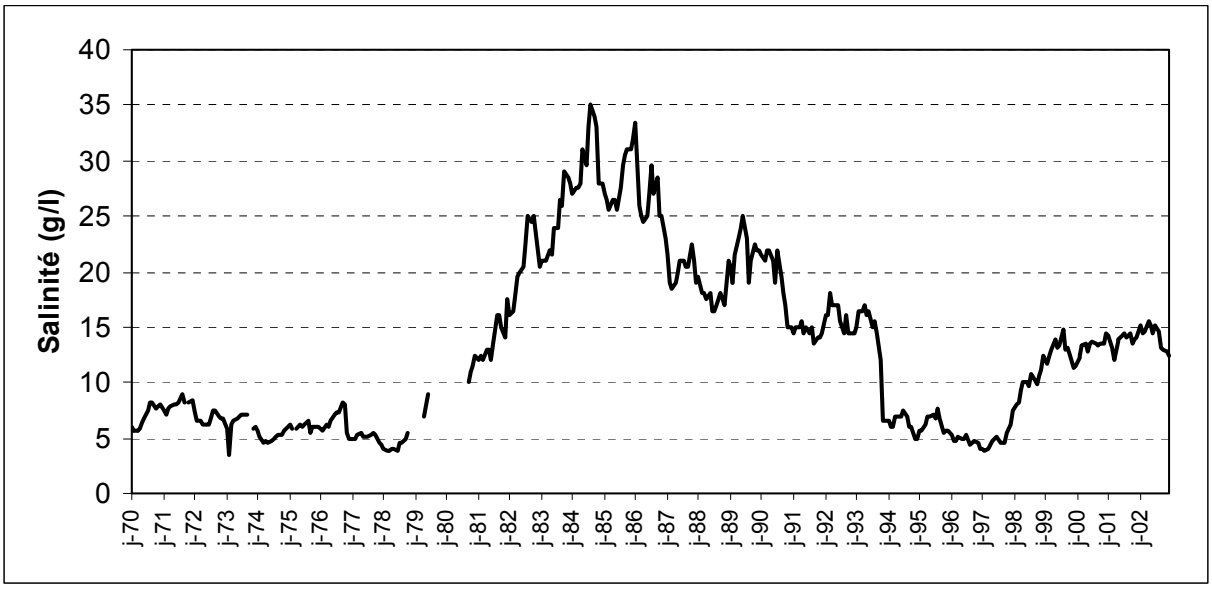


Figure2 : Salinité mensuelle de l'étang du Vaccarès de 1970 à 2002. (source RNC).

d'importantes pluies durant les hivers 95-96 et 96-97. A partir de 1998, à la faveur d'années plus sèches et d'une volonté des gestionnaires et des acteurs de l'eau, de gérer en ce sens la connexion entre le système d'étang et la mer, la salinité a augmenté à nouveau : 12 g/l (hiver) à 15g/l (été).

1.2 Eléments descriptifs de la morphologie du système d'étangs du Vaccarès.

L'étang du Vaccarès occupe une superficie d'environ 65 km^2, auquel on doit ajouter le complexe des étangs au sud, assurant la transition vers la mer, que l'on appelle « Etangs Inférieurs » ; l'ensemble du système d'étangs totalise ainsi une superficie d'environ 110 km^2 à la cote de 0 m NGF. Le volume d'eau stocké dans les étangs à cette même cote est estimé à 108 Mm^3. A la cote maximale de 0,5 m NGF, les étangs stockent un volume d'au moins 163 Mm^3.

Selon leur position géographique, les plans d'eaux des Etangs Inférieurs portent plusieurs noms (Fig. 1). On retiendra l'existence de deux sous unités principales : la sous unité Impérial (EI) (regroupant Malagroy, Monro et Impérial) ; et la sous unité LION (EL) (pour le groupe Etang du Lion et de la Dame au Sud Est).

Le Vaccarès communique avec ces deux sous unités essentiellement par trois chenaux naturels: les passes de Mornès à l'Ouest, (n°1 et 2, Fig.1 ; fonctionnelles jusqu'à une cote de – 0,40 m NGF) et celle vers l'étangs du Lion (n°3 sur Fig.1). Les deux sous unités EI et EL peuvent communiquer entre elles par d'étroits chenaux naturels ainsi que par la submersion des sansouïres riveraines par hauts niveaux et basculement des plans d'eau sous l'effet du vent.

2 Connexion entre le système d'étang et la mer : le pertuis de la Fourcade.

2.1 Le site de la Fourcade.

Il existe à l'origine trois communications entre les étangs et la mer au niveau de la digue à la mer : de l'Ouest vers l'Est le pertuis de la Comtesse, le pertuis de Rousty et le pertuis de la Fourcade. A ce jour seul ce dernier, situé à l'Est des Saintes-Maries-de-la-Mer (Fig.3), à l'extrémité Ouest de la digue à la mer, fonctionne régulièrement. La partie du plan d'eau immédiatement à l'amont du pertuis de la Fourcade est toujours en connexion avec l'Impérial, même par bas niveau, un chenal étant régulièrement dragué entre les deux sites (cote du fond à -0,40 m NGF).

Le pertuis de la Fourcade est composé de 13 martellières ou vannes, 6 anciennes et 7 récemment rénovées côté étang. Ces dernières, larges de 1,2 m, et hautes de 1m à ouverture maximale, possèdent normalement une vanne amont coulissante et une vanne aval munie d'un clapet (Figs.4 A et B). En fait depuis au moins l'hiver 2000-2001, les vannes 4, 5, et 6 n'ont plus de clapet aval. Le chenal bétonné de chaque vanne passant sous la piste de la digue à la mer mesure 9 m de longueur et forme un seuil à la cote – 0,5 m NGF. A l'aval de l'ouvrage, le fond du chenal maritime est généralement à la cote -1 m NGF en son milieu, avec des sections plus ou moins ensablées ; sauf à l'aval l'immédiat des vannes les plus fréquemment ouvertes (soit les vannes 1 à 4) ou le fond du chenal érodé est de -1,5 à -2 m NGF. La martellière n°1, c'est-à-dire celle la plus à l'Est du pertuis, habituellement utilisée pour assurer le recrutement au printemps, est particulière à deux points de vue : d'abord, des enrochements ont été placés à environ 1 m devant côté étang ; ensuite, un chenal susceptible d'amener des eaux de sortie de lagunage depuis l'Est, riches en phytoplancton débouche à proximité. A l'Ouest immédiat du pertuis (Fig. 3) se trouve la station d'assainissement de l'Eolienne, qui assure le drainage pluvial et de certains marais de la commune des SaintesMaries de la Mer.



Figure 3 : Vues aériennes du secteur du pertuis de la Fourcade (source IGN BD Ortho 1998)



Figure 4A : Vue générale du pertuis de la Fourcade côté mer, avec dispositif de mesure de niveau.



Figure 4B : Les vannes du pertuis fonctionnel de la Fourcade côté mer avec évacuation par 4 vannes (vanne 1, clapet levé ; vanne 2 et 3, clapet baissé ; vannes 4,5,6 clapet détruit).

La station est composée d'une vis d'Archimède (500 l/s), fonctionnant le plus souvent seule, ou avec une pompe centrifuge supplémentaire (1600 l/s). Compte tenu de la configuration des deux bassins successifs de refoulement de la station et des infrastructures hydrauliques présentes, tout ou partie de l'eau de la station peut aller vers l'étang. En effet il existe une série de 6 buses (diamètre 600 mm) en béton reliant le premier bassin à l'étang. La connexion avec le deuxième bassin se fait par une buse munie d'une martellière, qui lorsqu'elle est fermée, oblige l'eau à passer dans l'étang via les buses. Cette vanne étant ouverte, une partie du débit de la station de pompage peut encore passer dans l'étang si le niveau marin est supérieur à 0,1 m NGF.

2.2 Le fonctionnement hydraulique actuel du pertuis de la Fourcade.

Les orientations de gestion des vannes du pertuis de la Fourcade, sont depuis quelques années, déterminées au sein de la Commission Exécutive de l'Eau, sous l'égide de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (responsable de la Police des Eaux), réunissant divers acteurs de la gestion de l'eau en Camargue, institutionnels ou privés. La gestion opérationnelle du pertuis est assurée par un technicien des services de la mairie des Saintes Maries de la Mer.

De manière générale, en automne et en hiver, jusqu'à sept vannes (exceptionnellement 13) sont en principe ouvertes par vent de secteur nord (mistral) pour abaisser le niveau des étangs par vidange vers la mer. A la fin de l'hiver et au printemps (de février à juin), pour favoriser le recrutement piscicole, une ou deux vannes sont ouvertes, au moins de 16h à 8h00 le lendemain. Ensuite les vannes restent fermées jusqu'à l'automne. Compte tenu du fait que les vannes sont aisément manipulables par quiconque muni d'une manivelle de format adapté ; les vannes sont assez fréquemment ouvertes (par des pêcheurs non professionnels) entre les visites de l'agent chargé officiellement de gérer l'ouvrage.

De 1993 à 2001, selon le format proposé par le Parc Naturel Régional de Camargue, un formulaire était rempli chaque semaine, avec une information bi journalière (approximativement à 8h et 16h chaque jour ouvré) sur l'état des vannes du pertuis de la Fourcade et de Rousty et le niveau aux échelles de part et d'autre de la digue. Après enquête auprès de l'opérateur remplissant le formulaire, il s'est avéré que l'information présentée devait être comprise ainsi :
Le matin les vannes sont laissées dans l'état suivant (exemple 3 vannes ouvertes)
L'après midi elle sont laissées dans tel état (1 vanne ouverte par exemple)
L'état d'ouverture n'est pas forcément précisé complètement ; c'est-à-dire que la martellière peut être levée coté étang (donc ouverte), mais baissée côté mer ou ouverte également. Ce qui signifie que dans le premier cas, le flux ne peut être qu'unidirectionnel (sortie seulement par basculement du clapet) ; alors que dans le deuxième cas des entrées d'eau marines sont possibles dès que le gradient hydraulique s'inverse.

Après concertation, un nouveau formulaire a été proposé concernant la gestion des 7 vannes fonctionnelles du pertuis de la Fourcade ; dans lequel les informations suivantes sont désormais disponibles :

Heures des observations
Niveaux aux échelles
Etat dans lequel les vannes sont trouvées à l'arrivée le matin ; de chaque côté de la digue ;
Etat dans lequel les vannes sont laissées par l'opérateur ;
Etat dans lequel les vannes sont retrouvées l'après midi ;

Etat dans lequel les vannes sont laissées par l'opérateur.
Remarques éventuelles (travaux sur une vanne, anciennes vannes ouvertes…)

Ces informations plus complètes permettent de mieux cerner le fonctionnement de ce pertuis dont les vannes sont assez fréquemment manipulées par des tiers entre les visites du gestionnaire. C'est pourquoi les estimations de débit effectuées depuis l'automne 2001 sont entachées de beaucoup moins d'incertitude que celles de la période 1993-2001. Et la mise en place de la sonde de conductivité à l'automne 2002 permet de mieux cerner encore le timing des éventuelles ouvertures intempestives de vannes entre les visites.

2.3 Méthode d'estimation des flux dans le pertuis.

Le pertuis est équipé à l'amont et à l'aval de règles limnimétriques référencées NGF et de limnigraphes à flotteur, à enregistrement papier sur tambour, gérés par la Réserve Nationale de Camargue. Les enregistrements sur papier des limnigraphes installés de part et d'autre du pertuis, ont été numérisés pour les périodes d'ouverture de l'ouvrage de 1993 à 2000. Pour obtenir des données de niveau à un pas de temps horaire, nous avons interpolé linéairement entre les valeurs minimales et maximales successives saisies sur le limnigramme. Les limnigraphes à flotteurs ont été équipés depuis Octobre 2000 de codeurs électroniques, permettant une acquisition automatique des données. Depuis août 2001, des sondes de mesure de niveau sans contact (radar à micro ondes) ont été rajoutées pour sécuriser l'acquisition des données de chaque côté de la digue. A la station d'acquisition à laquelle sont raccordés ces capteurs a été rajoutée en octobre 2002 une sonde de conductivité et température, placée en amont de la vanne 1. Les valeurs enregistrées sont des moyennes calculées sur un pas de temps d'une demi-heure, à partir de mesures effectuées toutes les 5 minutes pour les niveaux.

Des mesures de débit sur le site ont été nécessaires, pour calibrer une relation entre le débit de l'ouvrage, la décote amont-aval et le nombre de vannes ouvertes. L'ouvrage a été considéré comme la juxtaposition de petits seuils déversoirs épais. Seul le débit est constant pour une cote au-dessus du seuil (et une décote donnée amont-aval) dans le canal sous la digue, la vitesse variant selon la section d'écoulement considérée dans le ressaut qui se produit au passage sous la digue.

La formule hydraulique utilisée pour l'estimation du débit dans chaque vanne est celle d'un déversoir à seuil épais (Lancastre, 1996), en conditions critiques avec la correction de Villemonte (Bardin et Pont, 2002) due au fait qu'à l'aval du seuil, le niveau marin est supérieur à la cote du seuil (-0,5 m NGF). Lorsque l'écoulement se fait dans le sens mer-lagune, la même formulation est utilisée, le niveau amont du seuil devenant le niveau marin dans le calcul. La formulation obtenue pour le débit est ainsi fonction de la décote entre amont et aval du seuil, et de la cote au-dessus du seuil.

$$Q = (2/3)^{3/2} K L \sqrt{g} H^{3/2}$$

Après correction :

$$Qc = Q [1 - (H'/H)^{3/2}]^{0,385}$$

Où Qc est le débit (m^3/s),
L est la largeur de la vanne (seuil) (m),
H est la cote de l'eau au-dessus du seuil à l'amont (m),
H' est la cote de l'eau au-dessus du seuil à l'aval (m),
g est l'accélération de la pesanteur ($m^2.s^{-1}$)
K est le coefficient de débit.

Pour avoir une estimation plus juste des chroniques de débits, il a fallu tenir compte du clapet se situant à l'aval de la martellière, qui augmente les pertes de charges. Les 50 jaugeages effectués sur le

site ont été réalisés en considérant des situations avec les clapets aval relevés ou non, et pour les situations de niveaux rencontrées en avril et mai 2001, septembre 2002, et janvier-février 2003. Les débits minimums mesurés par vanne étaient d'environ 0,1 m^3/s et les plus importants réalisés en conditions extrêmes (mistral de 20 à 25 m/s à 2 m du sol, entraînant une décote de 80 cm entre amont et aval de l'ouvrage) estimés à près de 2 m^3/s. Une méthode itérative d'ajustement par le maximum de vraisemblance a été utilisée pour estimer la valeur du coefficient de débit à partir des valeurs mesurées de débit et cotes.

L'ajustement d'un coefficient de débit a été effectué pour 4 cas distincts :

- la vanne côté étang est ouverte, celle coté mer l'est également (K=0 ,814);
- la vanne côté étang est ouverte, celle côté mer est baissée, mais peut permettre un écoulement vers la mer par ouverture de son clapet (K=0,804)
- la vanne 1 est traitée séparément, car les enrochements situés à son amont immédiat dans l'Impérial créent une perte de charge singulière. Pour cette vanne on a un coefficient de débit pour les 2 situations de la vanne côté marin (K=0,745 ; K=0,568 avec clapet)

La figure 5 représente les valeurs de débit calculées pour une vanne sans clapet en fonction des cotes de plan d'eau généralement observées sur le site de chaque côté de la digue.

Lors des pêches d'échantillonnage à l'aide des pièges des jaugeages ont été effectués pour apprécier l'impact de ces derniers sur l'écoulement dans l'ouvrage. Il n'est pas possible d'effectuer une analyse hydraulique détaillée de l'effet de ces pièges sur le régime d'écoulement, il aurait fallu pour cela de nombreuses mesures réalisées à l'aval du piège, c'est-à-dire sous la digue ! Il est évident que ces pièges entraînent une perte de charge singulière à l'entrée de la vanne, avec élévation de la ligne d'eau en amont du piège, et perturbation du champ des vitesses d'écoulement à la traversée des filets (Kraft, 2001). Cependant à l'aval du piège, la pente de la ligne d'eau est plus forte et la vitesse maximale dans la section d'écoulement la plus contractée à l'aval du piège peut s'avérer être supérieure à ce qu'elle aurait été en l'absence de piège. C'est pourquoi, en l'absence de vérification expérimentale possible, nous retiendrons comme variables explicatives dans l'analyse des résultats des pêches, les conditions hydrauliques (débit, vitesse) telles qu'elles existeraient en l'absence de perturbation par le piège.

A partir des enregistrements de H et H', le débit a été calculé au pas de temps horaire ou de la demi-heure, en tenant compte de l'état des vannes. Les volumes horaires de chaque vanne sont cumulés en considérant la durée réelle d'ouverture.

De cette procédure de calcul sont également déduites/extraites les informations suivantes :
- vitesse maximale moyenne dans chaque vanne fonctionnelle (id la vitesse moyenne dans la section d'écoulement la plus contractée à la sortie du chenal sous la digue) ;
- débit total dans le grau maritime ;
- vitesse moyenne dans la section la plus contractée du chenal maritime ;
- vitesse de montée/descente du niveau marin (marée).

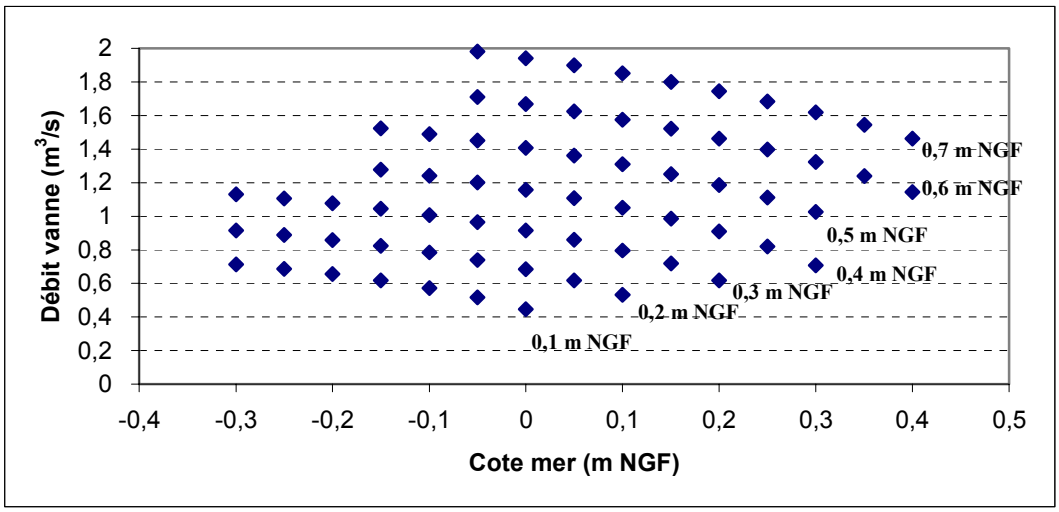


Figure 5 : Débits calculés d'une vanne de la Fourcade avec clapet aval levé en fonction de la cote du niveau marin pour différentes valeurs de la cote du plan d'eau de l'étang en amont de la digue.

3 Quantification des flux de surface entre les étangs et la mer

3.1 Estimation des volumes d'eau échangés entre 1993 et 2002.

Nous définirons ici la variable vannes-jours comme étant le produit du nombre de vannes ouvertes par leur durée d'ouverture divisée par 24 heures.
Les estimations de volumes échangés à la Fourcade débutent en octobre 1993, avec l'évacuation massive d'eau depuis les étangs vers la mer suite au transfert des eaux d'inondation.
Pour la seule période d'octobre à décembre 1993, on estime que 26 Mm^3 ont été évacués vers la mer (entrée de 3,4 Mm^3 depuis la mer) par le pertuis de la Fourcade.
Sur une base annuelle pour les années suivantes (tableau 1), le volume minimal sortant a été de 4,6 Mm^3 (2000) avec seulement 214 vannes-jours. Le volume maximal sortant annuel est celui de l'année 1996, avec près de 57 Mm^3 (seulement 3 Mm^3 entrant) pour un total de 1034 vannes-jours. Suite à la volonté de resaler le système d'étangs, des ouvertures plus fréquentes par gradient hydraulique favorable aux entrées marines ont conduit à l'introduction de 12 Mm^3 d'eau de mer en 1997 (surtout au printemps) et de 8 Mm^3 en 1999.
Le rapport des volumes annuels sortant sur les volumes entrant est en moyenne de 5,6 sur la période 1994 – 2002 (minimum de 1,7 et maximum de 17,7 respectivement pour les années 1999 et 1996).

L'importance des volumes évacués vers la mer dépend évidemment de la gestion de l'ouvrage, laquelle est conditionnée par les conditions hydro climatiques. Sur la période étudiée de 1994 à 2002, les variations de superficies cultivées en riz sur le bassin versant actif du Vaccarès n'ont pas été de nature à induire une grande variabilité dans les apports de drainage agricole (Chauvelon et al., 2001 ; données non publiées). Les différences entre années sont donc plus liées d'une part à l'importance des précipitations annuelles, d'autre part à l'intensité des vents de secteur Nord l'année considérée. La figure 6 présente les volumes évacués vers la mer en fonction des variables pluie (station Tour du Valat), et distance parcourue par le vent (en milliers de km) dans les secteurs Nord , Nord Est et Nord Ouest (direction de 300 à 60 degrés), qui sont les plus favorables à une évacuation, car favorisant un basculement du plan d'eau des étangs vers le sud. Pour indication, ces deux variables expliqueraient chacune (régression linéaire) environ 35 % de la variance sur les volume évacués.
Si l'on s'intéresse plus particulièrement aux années d'échantillonnage pour l'étude du recrutement, soit 2001 et 2002 (Fig.7), on notera que pour un nombre de vannes-jours équivalent (près de 500) le volume sortant est presque deux fois plus important en 2001 (21 Mm^3) qu'en 2002 (11 Mm^3). Cette

différence est surtout dues aux sorties importantes de février et avril 2001 (respectivement 6 et 7 Mm3 évacués vers la mer), induites par les ouvertures de 4 à 7 vannes par fort mistral.

Tableau 1 : Gestion des vannes et volumes annuels d'eau échangés au pertuis de la Fourcade de 1993 à 2002.

	Vannes-jours	Sortant (Mm^3)	Entrant (Mm^3)
Oct. à déc. 1993	734	26,1	3,4
1994	789	18,3	5,0
1995	513	18,6	1,2
1996	1192	56,7	3,2
1997	1034	30,4	12,3
1998	365	7,1	3,7
1999	629	14,1	8,1
2000	214	4,6	2,9
2001	474	21,3	5,2
2002	492	11,2	6,3

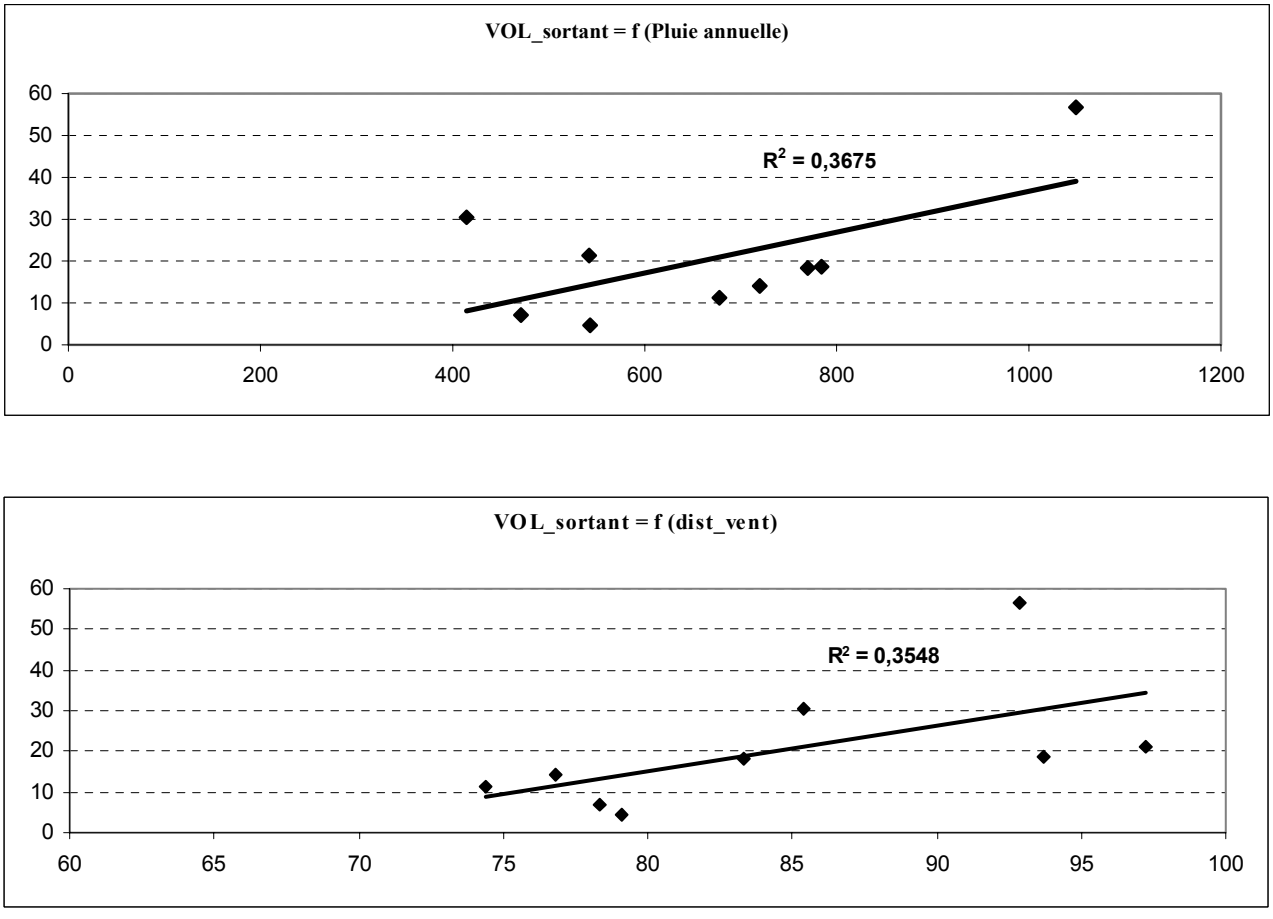


Figure 6 : Volumes d'eau annuels (en millions de m^3) évacués au pertuis de la Fourcade en fonction de la pluviométrie annuelle(en mm) et de la distance (dist_vent) parcourue par vent de secteur N, NW, NE (en milliers de km).

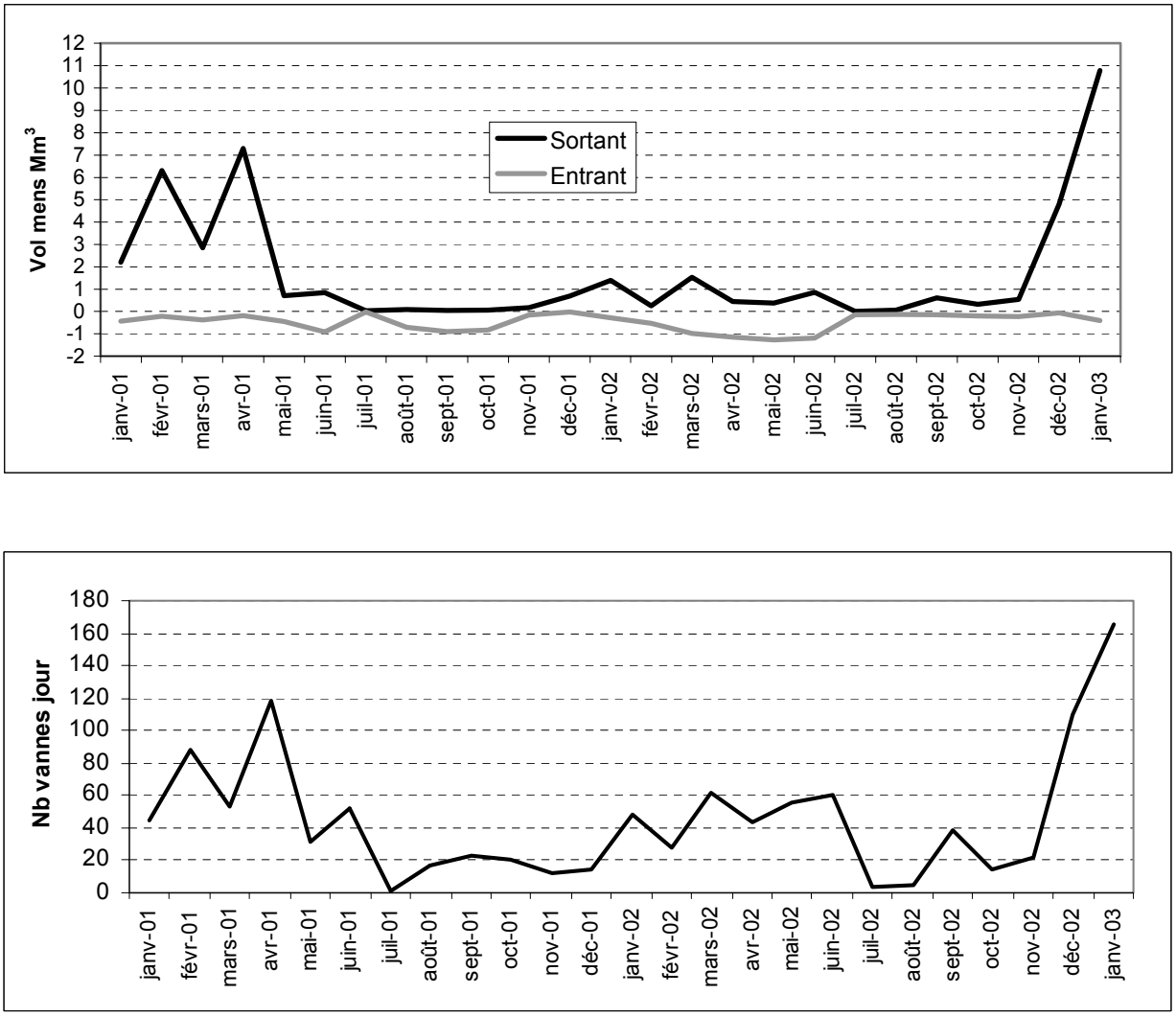


Figure 7 : Volumes d'eau mensuels (en millions de m^3) entrant ou sortant (signe négatif) et gestion des vannes au pertuis de la Fourcade en 2001 et 2002.

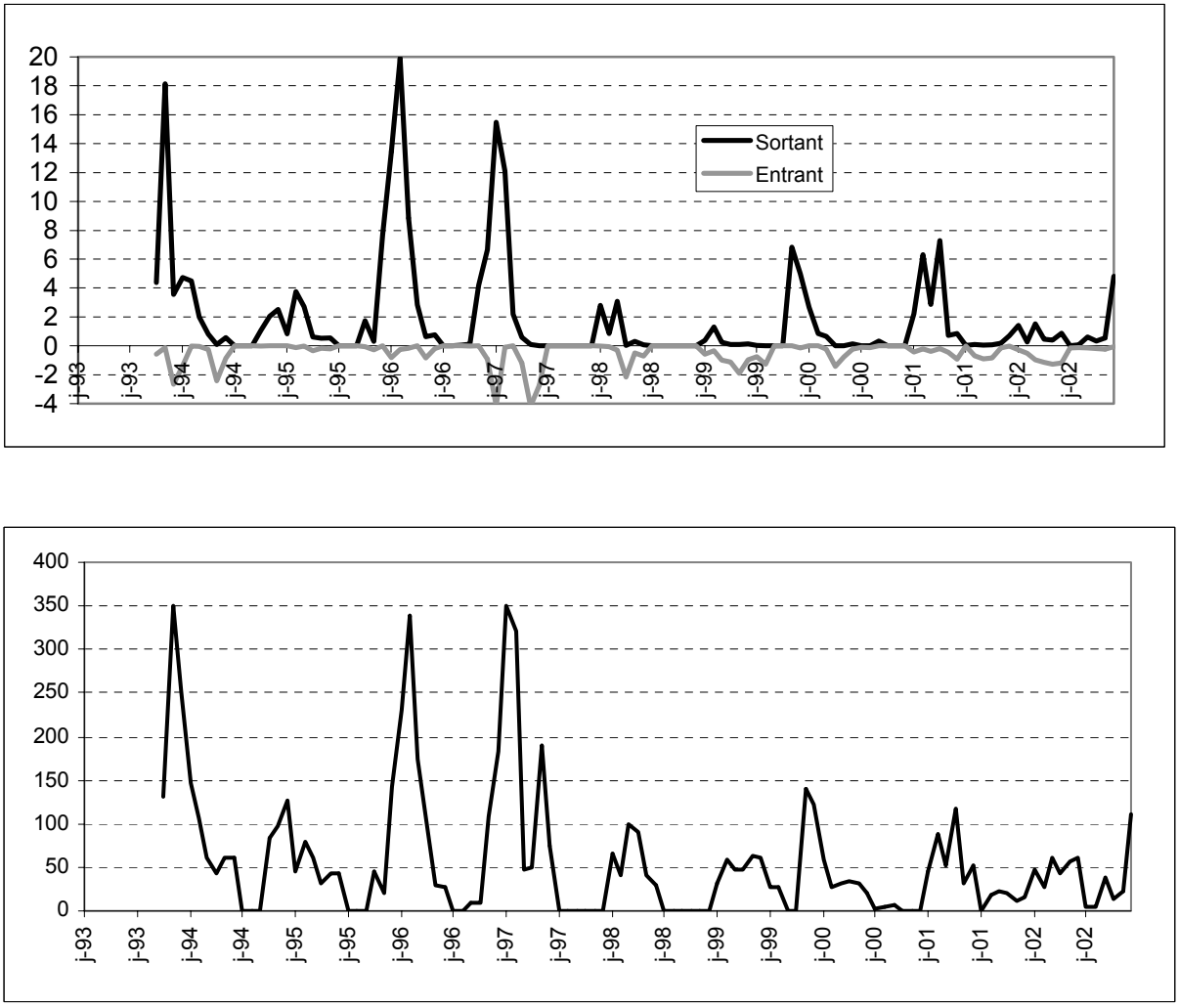


Figure 8 : Volumes d'eau mensuels échangés (en millions de m3, vers la mer signé négativement) et gestion des vannes (nombre de vannes-jours) au pertuis de la Fourcade de 1993 à 2002.

3.2 Quantification des flux de matières en suspensions et dynamique du stock de sel sur le système d'étangs du Vaccarès.

3.2.1 Contexte et méthodologie

Le bouleversement du régime hydro salin intervenu lors des inondations de 1993 1994, a initié une période de hauts niveaux et basse salinité prolongée jusqu'en 1997 pour des raisons climatiques locales. L'importante intrusion d'eau du Rhône lors de l'inondation a induit un fort dessalement et a en outre conduit à l'importation d'une quantité importante de sédiments sous forme de matière en suspension (MES) charriée par le fleuve en crue. A l'aide de données acquises à l'époque et d'autres obtenues dans des conditions hydro-climatiques similaires à l'automne hiver 2002-2003, il nous a paru intéressant d'essayer de quantifier le bilan de ces flux de MES sur le système d'étangs du Vaccarès, et de les comparer avec un régime de fonctionnement moyen de ses bassins de drainage.

Les MES du Rhône ont été mesurées pendant les deux périodes de crues ayant causé des inondations en octobre 1993 et janvier 1994 (Pont et al., 2001). Ces valeurs de MES ont été supposées (Chauvelon et al., 2003b ; Chauvelon et al., in prep.) être celles des eaux atteignant le Vaccarès jusqu'à ce que les brèches dans les digues soient colmatées, car la nappe d'inondation entrante était directement drainée par le réseau de canaux de drainage vers le Vaccarès. Pour estimer les MES de l'eau de la zone inondée drainée vers l'étang après colmatage des brèches, une relation empirique établie entre MES et vitesse du vent ; sur un ancien polder agricole restauré en zone d'expansion de crue (marais du Vistre en Petite Camargue) a été utilisée (Mazoyer, 2002). Les MES des eaux de drainage agricole ont été mesurées en semi-continu en 1993 1994 (Chauvelon, 1996), afin d'obtenir des relations entre MES et débit sur le bassin de Fumemorte. Des MES ont été prélevées à l'exutoire de l'Impérial à la Fourcade, dans diverses conditions de vitesse de vent de secteur Nord durant l'automne hiver 2002-2003. La faible profondeur de l'Impérial, ses fonds peu végétalisés dans le secteur au Nord de la Fourcade, font que des taux élevés de MES sont assez facilement atteints, (Chauvelon et al., 2003b ; Chauvelon et al., in prep.). Par exemple un vent moyen de secteur Nord de 8 m/s sur trois heures (anémomètre des Saintes Maries de la Mer, mesure effectuée à 10m) suffit pour atteindre une concentration en MES de 500 mg/l en amont du pertuis de la Fourcade ; et à 12 m/s, on atteint ou dépasse 1000 mg/l. Sur la base des relations empiriques obtenues (Chauvelon et al., 2003b ; Chauvelon et al., in prep.) entre MES et vitesse du vent, les taux de MES à la Fourcade ont pu être calculés pour chaque phase de vent de secteur Nord de la période d'étude. Par suite le flux de MES a pu être calculé à partir des chroniques de débit du pertuis ; auquel on a rajouté le cas échéant le débit de pompage vers la mer en octobre et novembre 1993 (Fig. 9).

Pour l'estimation des débits du basin versant, on dispose d'un débitmètre à l'exutoire du bassin de Fumemorte. On extrapole le flux total de MES de l'ensemble des terres drainées vers l'étang par un simple facteur multiplicatif (1,9 : rapport de la superficie agricole totale drainée à celle du Fumemorte).
Durant le drainage de la zone inondée au Nord du delta, en octobre et novembre 1993 et en Janvier 1994, des jaugeages du canal se déchargeant dans le Vaccarès (canal de Rousty) ont été réalisés plusieurs fois par semaine ; l'hydrogramme à été interpolé entre ces valeurs mesurées (Fig. 9).

Le suivi mensuel réalisé par la Réserve Nationale de Camargue de la salinité des étangs (Vaccarès Est, Centre, Ouest ; Impérial ; Lion /Dame) permet d'estimer le stock de sel du système au pas de temps mensuel à partir des volumes d'eau stockés dans les étangs, calculés en fonction de la cote des plans d'eau (Fig.10).

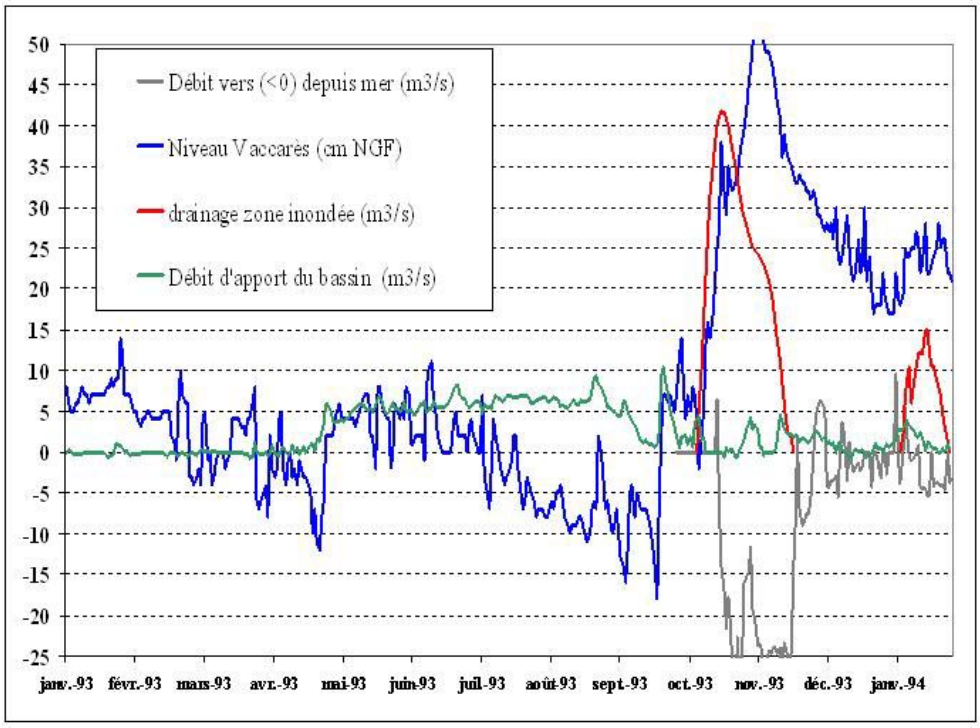


Figure 9 : Evolution du niveau, des débits entrants et sortants (signés négativement) du système d'étangs du Vaccarès de janvier 1993 à janvier 1994.

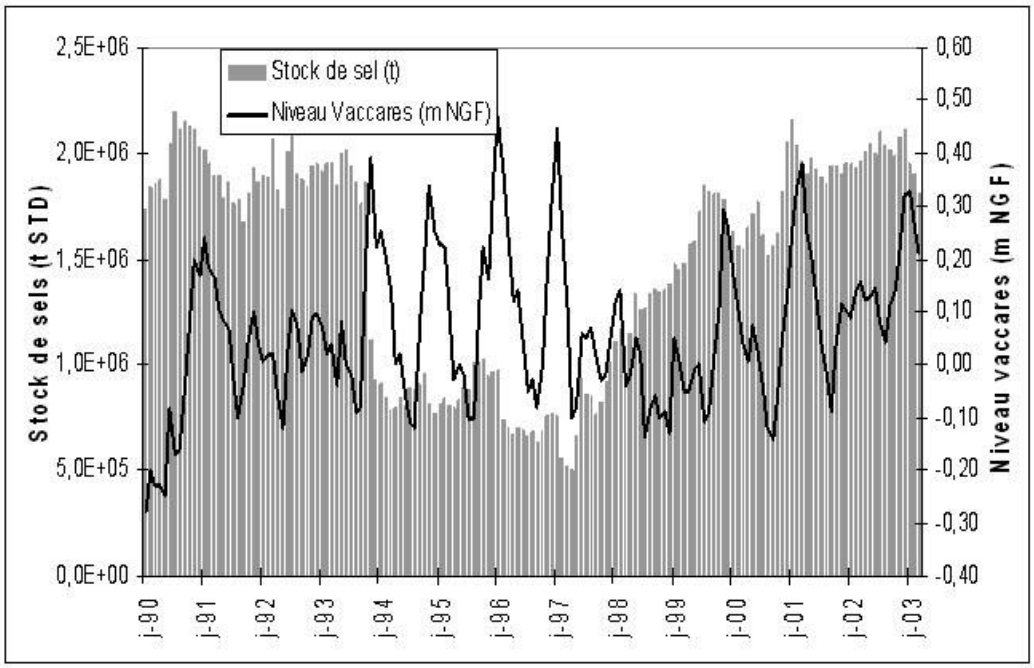


Figure 10 : Evolution du niveau du Vaccarès et du stock de sels des étangs de janvier 1990 à mars 2003 (données de la Réserve Nationale de Camargue).

3.2.2 Synthèse des résultats.

Lors de l'inondation d'octobre 1993, le volume d'eau drainé depuis la zone inondée vers le Vaccarès est estimé à 90 Mm^3 (entre le 11 octobre et le 21 novembre 1993). Dans le même temps, le déploiement de batteries de pompes mobiles sur la digue à la mer permettait d'évacuer environ 44 Mm^3 d'eau des étangs vers la mer. Lors de la deuxième inondation, ce sont 16 Mm^3 qui se sont écoulés vers le Vaccarès entre le 10 et le 30 janvier 1994.

L'entrée totale de MES importées dans le Vaccarès durant les deux inondations est estimée à 18000 tonnes ; la première (octobre –novembre 1993) étant la plus importante, avec près de 15000 tonnes de sédiments importés. Ce qui correspond à l'équivalent de 9 années de fonctionnement « normal » pour les apports des bassins de drainage.
Du au fait qu'un niveau d'eau élevé dans les étangs implique un fort débit vers la mer quand le mistral souffle, et que ce dernier induit également de forts taux de MES ; une importante quantité de MES a été transférée vers la mer durant l'hiver 93-94 et le début du printemps : 9000 tonnes. Rappelons que l'hiver 95-96 a été le plus humide des trente dernières années. A nouveau, de hauts niveaux d'eau ont été atteints dans les étangs (de 40 à 50 cm NGF), et les flux vers la mer ont causé à nouveau une diminution du stock de sel (qui atteint sa valeur minimale de 0,5 million de tonnes) et de nouvelles exportations de sédiments (8000 tonnes).
Durant les années suivantes la connexion avec la mer a été gérée dans la mesure du possible de manière à favoriser la ré augmentation du stock de sel. Cette gestion combinée avec ces conditions climatiques favorables a conduit à la restauration du stock de sel à une valeur proche de ce qu'elle était avant l'épisode des inondations, soit près de 2 millions de tonnes, dans le courant de l'été 1999 (Fig. 10).

4 Quelques implications pour la gestion.

Comme l'ont montré les évènements de l'automne 1993, les capacités d'évacuation maximales « probables » par le pertuis de la Fourcade, ne sont pas de nature à pouvoir répondre efficacement à des apports massifs d'eau du Rhône en crue dans les étangs surtout quand ceux-ci sont cumulés avec de fortes précipitations, c'est pourquoi il avait été nécessaire de déployer des capacités de pompages supplémentaires en 1993 pour évacuer le trop plein vers la mer. En effet, avec 7 vannes ouvertes et pour une décote de 70 cm, ce qui nécessite déjà un très fort Mistral on obtient un débit de 12 m^3/s soit 1 Mm^3 par jour. On peut estimer cette capacité d'évacuation à 20 m^3/s dans l'éventualité ou les 13 vannes du pertuis sont fonctionnelles.

Prenant le scénario plus facilement réalisable d'une décote moyenne journalière de 30 cm, on peut alors évacuer 0,5 Mm^3 par jour avec 7 vannes. Si une telle séquence se reproduit 10 fois dans le mois (en février par exemple) on aura donc fait baisser le niveau des étangs d'environ 5 cm (5 Mm^3 répartis sur les 110 km^2 de plan d'eau), soit l'équivalent de la baisse de niveau due à l'évaporation pour le même mois. La remise en état de la partie ancienne du pertuis afin qu'il soit totalement manipulable et fonctionnel semble une priorité si l'on veut pouvoir bénéficier d'une marge de manœuvre plus importante en cas de « crise hydrologique ». En effet le pertuis de Rousty pour sa part n'est pas fonctionnel du point de vue hydraulique sans intervention mécanique lourde : une pelle mécanique est nécessaire pour creuser un chenal dans le sable de la plage à l'aval, car ce dernier se rebouche naturellement sous l'effet de la dynamique sédimentaire littorale. Le pertuis de la Comtesse pour sa part est complètement envasé de chaque coté de la digue, surtout dans l'étang de la Dame.

Par ailleurs, la règle de gestion actuellement appliquée qui consiste à ouvrir pour évacuer l'eau par fort mistral semble pouvoir être aussi optimisée du point de vue du recrutement, si l'opération est effectuée en laissant les vannes ouvertes un délai supplémentaire d'une journée par exemple pendant la période de diminution du coup de vent, avec clapets ouverts. Il est en effet raisonnable de penser que l'appel en mer provoqué par le débit sortant du chenal peut amener une majorité de poissons (surtout les alevins) remontant le courant à venir à proximité du pertuis sans pouvoir pénétrer dans l'étang à cause

de vitesses trop importantes dans les vannes, lesquelles redeviendront « praticables » lorsque le débit aura diminué.

Un autre point qu'il nous semble important de souligner est qu'il faut d'une certaine manière « oublier » la cote de 0 m NGF comme une référence pour la gestion hydraulique, car elle ne représente plus aujourd'hui une cote d'équilibre avec le milieu marin. Au début du siècle, c'était le niveau moyen de la mer à Marseille, ce n'est plus le cas aujourd'hui dans le golfe du Lion. En effet, la montée du niveau marin relatif au Grau de la Dent (secteur de Faraman, centre du delta) atteint 2mm/an depuis 1905 (Suanez, 1997).

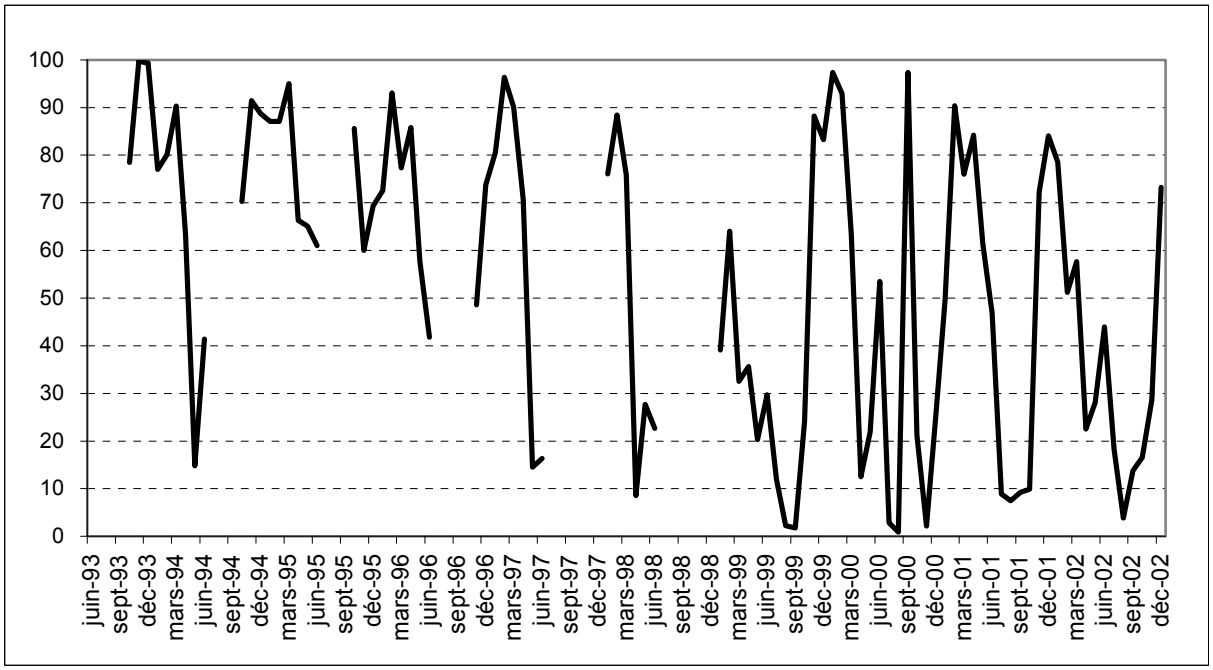


Figure 11 : Pourcentage du temps mensuel pour lequel la cote de l'Impérial est supérieure à celle de la mer de 1993 à 2002.

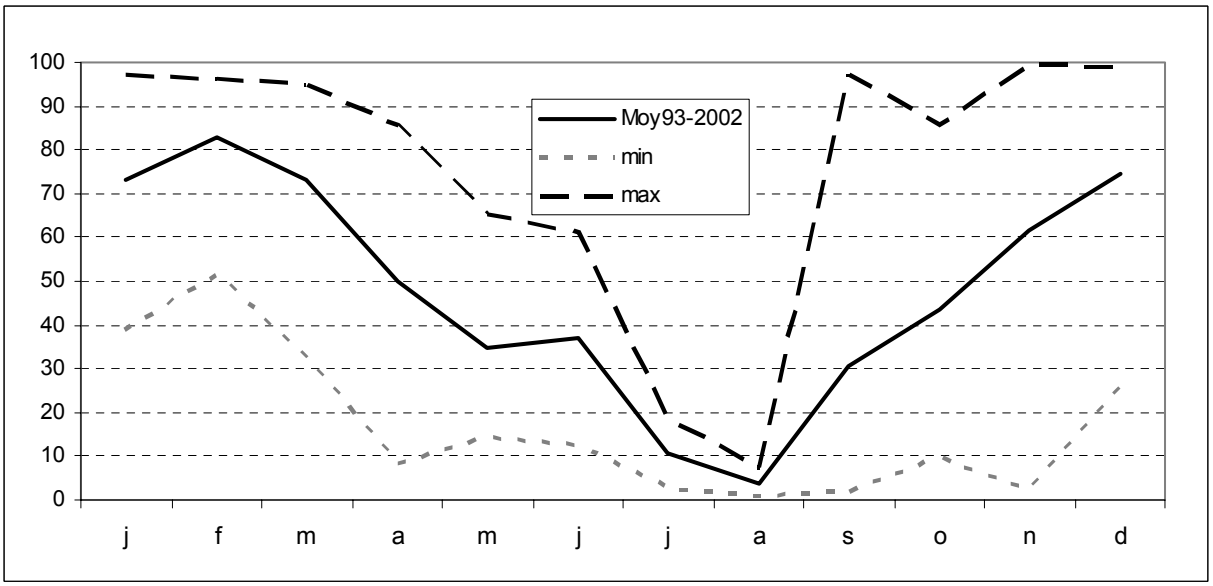


Figure 12 : Pourcentage du temps pour lequel la cote de l'Impérial à la Fourcade est supérieure à celle de la mer, en fonction du mois de l'année (période 93-2002).

Cette valeur intègre les effets eustatiques généraux dus au réchauffement de la planète (environ 1mm/an au cours du XXème) et les effets de la compaction des sédiments sur la marge littorale. La plupart des modèles (Pirazzoli, 2001 ; In Picon et Provansal, 2003) prévoient en outre une accélération de ce phénomène dans les décennies à venir.

Dans les conditions actuelles de fonctionnement hydrologique des étangs (voir Figs 11 et 12), durant la période de juillet-août, le niveau de l'Impérial est inférieur à celui de la mer en moyenne plus de 90 % du temps. A cette période, le pertuis de la Fourcade est normalement fermé pour ne pas faire entrer d'eau de mer. Cependant la salinité des étangs inférieurs peut augmenter de façon importante (Fig. 13) (comparativement à celle du Vaccarès recevant directement des eaux de drainage), suite à l'évaporation intense et au confinement plus important avec le Vaccarès, car la circulation des eaux et donc les capacités d'homogénéisation des masses d'eau diminuent. Par ailleurs, ce sont les résurgences d'eau sur salée des sédiments laguno marins sous jacents aux sansouïres et étangs inférieurs, sous l'effet du coin salé, qui augmente durant cette période le stock de sel des étangs inférieurs (Heurteaux 1992). Cette partie du processus général du fonctionnement hydro salin a encore été très peu étudiée et devra faire l'objet d'un effort particulier de recherche dans les années à venir, car il va prendre une importance plus grande dans les prochaines décennies.
Ainsi, si l'on ne veut pas prendre un risque trop important de sur salure dans les étangs inférieurs mettant en danger les populations piscicoles, il ne faut pas « trop » vider les étangs, « trop tôt » dans la saison. La marge de manœuvre est assez mince car arrivent ensuite les fortes pluies automnales et les hauts niveaux marins rendant les vidanges gravitaires difficiles... Les aménagements hydrauliques complémentaires qui pourraient être réalisés dans le cadre du Contrat de Delta (poldérisation de Fumemorte et Roquemaure, prise d'eau directe au Rhône pour les étangs…) seraient susceptibles d'augmenter les capacités de gestion hydraulique des étangs, toujours dans les limites imposées par l'irrégularité du climat méditerranéen. Les moyens de modélisation du fonctionnement hydro salin de l'hydrosystème de l'Ile de Camargue en cours de développement (Chauvelon *et al*., 2003b) devraient permettre à terme d'avoir un outil de simulation pour la prospective et l'aide à la gestion. En poursuivant plus loin, si l'on suit une logique de gestion hydro-saline pour cet hydrosystème, en réponse à l'instabilité climatique croissante, il faudra peut être aller jusqu'à envisager d'augmenter la capacité de gestion hydraulique des étangs par des moyens de pompages en connexion avec le milieu marin.

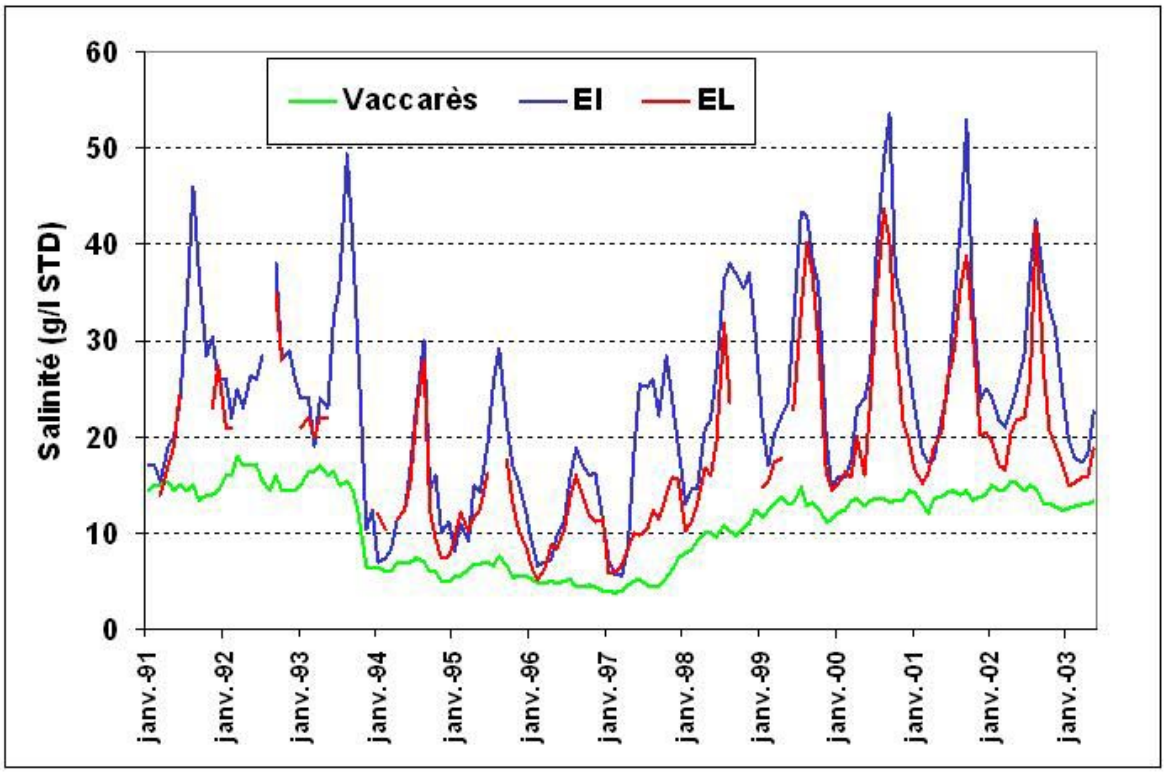


Figure 13 : Evolution mensuelle de la salinité des étangs du système Vaccarès de janvier 1991 à mai 2003 (source : Réserve Nationale de Camargue).

Bibliographie citée dans cette partie (Voir bibliographie générale pour synthèse des références)

Bardin O. et Pont D., 2002 ; Chauvelon P., 1996 ; Chauvelon P., 1998 ; Chauvelon P., Sandoz A., Heurteaux V. et Berceaux A., 2001 ; Chauvelon P., Mathevet R., 2003 ; Chauvelon P., M.G. Tournoud et Sandoz A., 2003 a ; Chauvelon P., Pichaud M. et Sandoz A., 2003 b ; Heurteaux P., 1992 ; Heurteaux P., 1994 ; Kraft A., 2001 ; Lancastre A., 1996 ; Mazoyer D., 2002 ; Pampoulie C., Chauvelon P., Rosecchi E., Bouchereau J-L et Crivelli A.J., 2001 ; Pirazzoli P.A., 2001 ; Suanez S., 1997 ; Pont D., Simmonnet J.P. et Walter A.V., 2001 ; Picon B. et Provansal M., 2003.

B – RESULTATS AU 30 JUIN 2003

B - 2 Hydrobiologie

B 2-1 Evolution des peuplements

Gilles Poizat,
Chargé de Recherche en Ecologie des Organismes Aquatiques
Fondation Sansouïre
Station Biologique de la Tour du Valat

L'analyse des données récoltées au cours des dix années de suivi dans le Vaccarès, au niveau de La Capelière, a fait l'objet de la publication scientifique qui suit, et qui devrait être soumise dans les prochains mois.

Variations à long-terme de la communauté de poissons et de macro-crustacés dans l'étang de Vaccarès.

Gilles Poizat, Elizabeth Rosecchi, Pascal Contournet, Philippe Chauvelon et Alain J. Crivelli

Station Biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc 13200 Arles, France

Résumé

La communauté de poissons et de macro-crustacés de l'étang de Vaccarès (delta du Rhône, France) a été échantillonnée mensuellement de 1993 à 2002. Pendant cette période, la salinité est passé de 15 g/l en 1993 à 5 g/l en 1994-1997 pour revenir à 15 g/l en 1999-2002. Les connexions avec la mer ont varié avec des ouvertures plus importantes en 1996-1997. Pendant cette période, la communauté a changé pour revenir en 2002 à un état similaire à celui de 1993. Ces changements ont consisté en des séquences d'augmentation-diminution des espèces d'eau douce et de certaines espèces marines. Les espèces typiques des lagunes ont généralement résisté aux variations de salinité. Les espèces d'eau douce ont colonisé l'étang lorsque la salinité était basse et ont diminué ensuite. Les espèces marines ont vraisemblablement varié à la fois en fonction des connexions avec la mer et d'effets indirects des variations d'apport d'eau douce. Cette étude montre que les changements de la communauté de poissons et de macro-crustacés liés à des variations environnementales peuvent être retardés dans le temps, mettant ainsi l'accent sur l'intérêt des études à long-terme.

Introduction

Les lagunes côtières sont parmi les zones humides les plus productives de la région méditerranéenne (Crivelli & Ximenes, 1992). Leur position à l'interface des milieux continentaux et marins peut induire une forte variabilité des conditions physiques et chimiques selon les variations des influences continentales et marines. Ces influences sont déterminées par les impacts anthropiques, le climat, les processus d'érosion et de sédimentation qui modifient les connexions et les flux entre la lagune et les milieux continentaux et marins.

Les impacts anthropiques sur les lagunes côtières interviennent principalement sur les entrées d'eau douce et les connexions avec la mer (Crivelli & Ximenes, 1992; Quinn *et al.*, 1999). La compréhension de ces impacts sur la faune lagunaire est importante pour prévoir les impacts écologiques des aménagements (Griffiths & West, 1999; Quinn *et al.*, 1999).

Les espèces de poissons et de macro-crustacés présentes dans les lagunes adoptent différents types d'utilisation de ces habitats. Les espèces résidentes réalisent la totalité de leur cycle dans la lagune. Certaines espèces marines se reproduisant en mer peuvent utiliser la lagune pendant une période de leur vie, au stade juvénile le plus souvent, sans que cela soit une obligation vitale. Les espèces d'eau douce peuvent utiliser les zones les moins salées des lagunes. Selon leur écologie et leur cycle de vie, les espèces sont susceptibles de répondre de manière différente aux variations environnementales dans la lagune. Les espèces typiques des lagunes, marines ou résidentes, devraient être moins affectées par les variations de salinité que les espèces d'eau douce. Les espèces marines devraient être directement affectées par les modifications des connexions avec la mer.

Dans cette étude, nous analysons un suivi à long-terme de la communauté de poissons et macro-crustacés dans l'étang de Vaccarès en Camargue (delta du Rhône). Durant la période d'étude, 1993-2002, la salinité et les connexions avec la mer ont varié. Les variations faunistiques sont interprétées en relations avec ces variables environnementales.

Matériel et méthodes

Zone d'étude

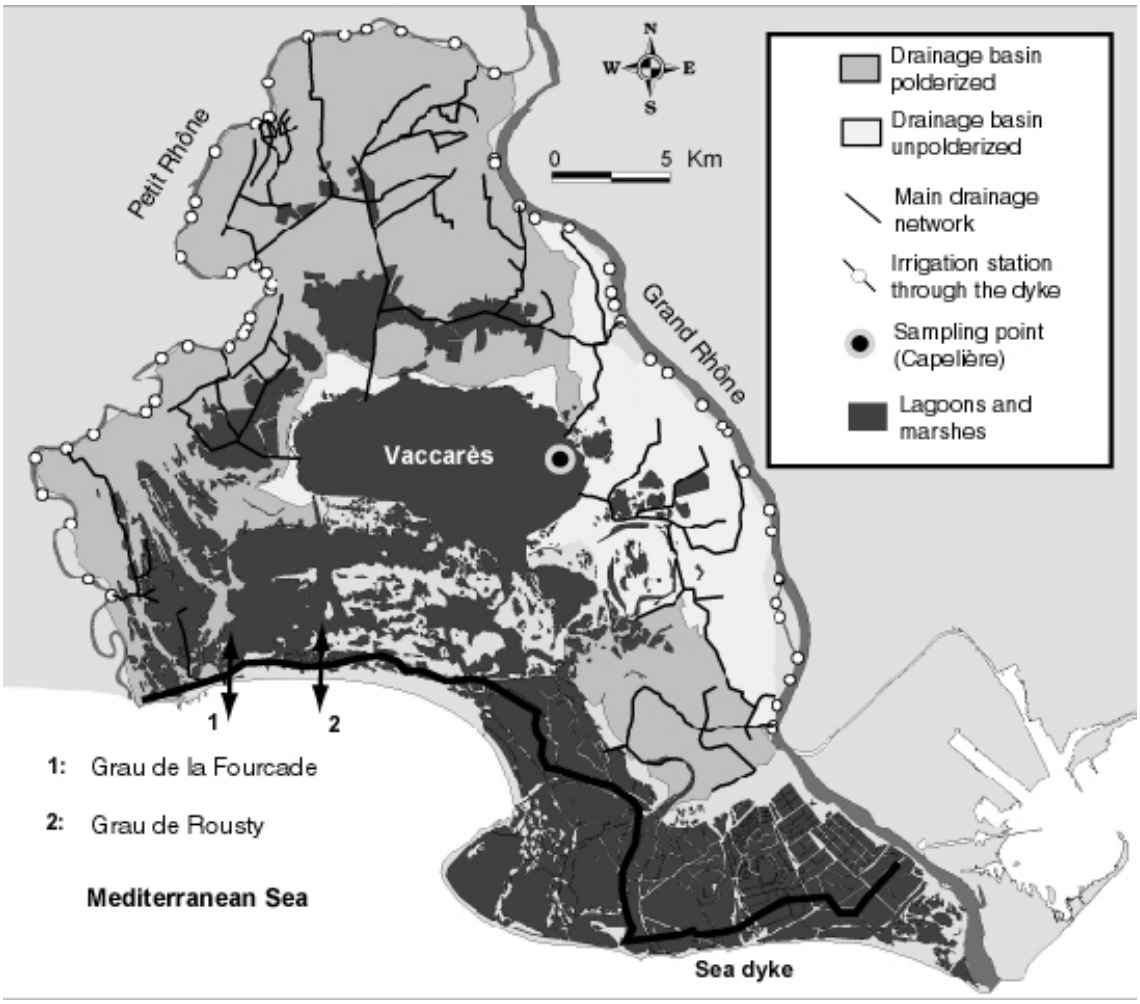


Figure 1: Carte géographique de la zone d'étude.

En Camargue, les impacts anthropiques et les variations climatiques ont induit d'importantes variations environnementales dans l'étang du Vaccarès. Durant la deuxième moitié du XIX° siècle, la partie centrale de la Camargue ou « Ile de Camargue » (Fig.1), a été isolée des deux bras du Rhône et de la mer par des digues. Les connexions avec la mer furent désormais gérées par des pertuis à vannes coulissantes, dont un seul est aujourd'hui hydrauliquement fonctionnel, celui du grau de la Fourcade aux Saintes Maries de la Mer ; le grau de Rousty peut de façon intermittente permettre une connexion avec le milieu marin (Fig.1). Après la seconde guerre mondiale, le développement de la riziculture a conduit à pomper d'importantes quantités d'eau douce du Rhône (Heurteaux, 1994). Une partie de l'eau de drainage des rizières est rejetée dans le Rhône ou la mer par pompage dans les bassins « polderisés », et dans les autres bassins, l'eau des rizières s'écoule gravitairement dans l'étang de Vaccarès (Chauvelon, 1998; Chauvelon *et al.*, 2003). Cela a conduit à une faible salinité (5-10 g/l) dans l'étang de Vaccarès jusqu'en 1978 (Fig. 2).

De 1979 à 1984, la conjonction de la diminution de la riziculture, des ouvertures du pertuis et d'importantes tempêtes marines a conduit à une augmentation de la salinité du Vaccarès (atteignant 30 g/l). De 1985 à 1993, la salinité du Vaccarès a diminué (de 30 à 15 g/l) suite à un nouvel essor de la riziculture augmentant les volumes d'eau drainés vers l'étang. Pendant l'automne-hiver 1993-1994, deux crues du Rhône ont occasionné des ruptures de digues en plusieurs points sur le Petit Rhône. Le drainage de la zone inondée a entraîné des arrivées d'eau douce massives dans le Vaccarès, dont la salinité a brusquement chuté de 15 à 5 g/l suite aux volumes importants d'eau et donc de sel évacués vers la mer. Entre 1994 et 1997, la salinité est restée basse (environ 5 g/l) et a même diminué suite à d'importantes pluies durant les hivers 95-96 et 96-97. A partir de 1998, à la

faveur d'années plus sèches et d'une volonté collective et consensuelle des gestionnaires et des acteurs de l'eau, de gérer en ce sens la connexion entre le système d'étang et la mer, la salinité a augmenté à nouveau pour se stabiliser depuis autour de 15 g/l.

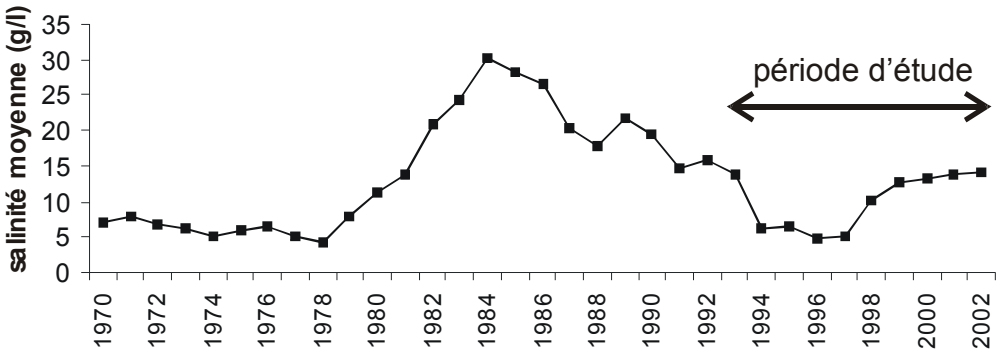


Figure 2 : Variations de salinité dans l'étang de Vaccarès (données de la Réserve Nationale de Camargue).

Les connexions entre les étangs de Camargue et la mer ont varié selon les décisions de gestion. Le Grau de la Fourcade constitue la principale connexion (Fig. 1). Il est constitué de 13 chenaux bétonnés ayant chacun 9 m de long et 1,2 m de large) pouvant se fermer par des vannes. Au minimum un chenal est maintenu ouvert de février à juillet de manière à permettre aux poissons et crustacés d'entrer dans les étangs (Bardin & Pont, 2002). Selon le niveau des étangs ou les demandes des pêcheurs, les gestionnaires du grau peuvent ouvrir d'autres vannes créant ainsi une variabilité temporelle de l'importance de la connexion (Fig.3). En 1996 et 1997, en raison de hauts niveaux dans les étangs, une brèche dans le sable a été creusée mécaniquement au Grau de Rousty pour créer temporairement une connexion supplémentaire.

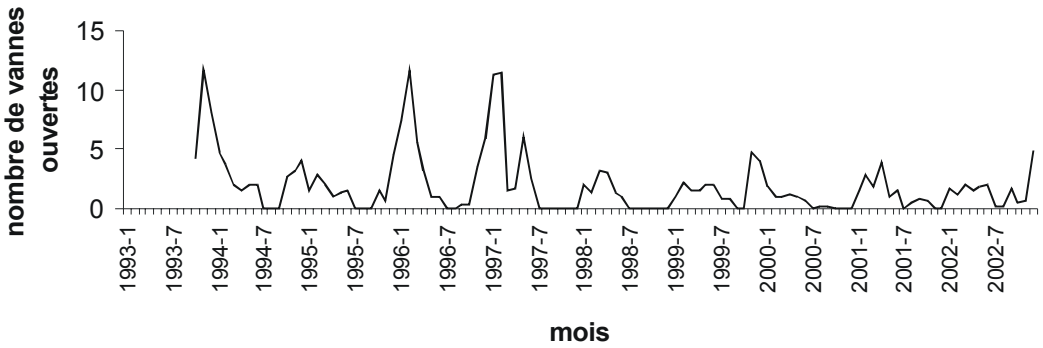


Figure 3 : Variation des connexions entre la mer et la lagune au Grau de la Fourcade exprimées en nombre moyen de vannes ouvertes par mois.

Les bassins de drainage du Fumemorte et de Roquemaure ont été connectés de manière permanente à la lagune. Ces bassins reçoivent de l'eau des marais de chasse et des rizières qui sont irrigués par pompage de l'eau du Rhône (Chauvelon, 1998). Ces pompages permettent l'immigration de poissons et de crustacés du Rhône dans le réseau d'irrigation de Camargue (Poizat *et al.*, 1999), puis dans le réseau de drainage et l'étang du Vaccarès, comme cela a été montré pour l'alose (Crivelli & Poizat, 2001). Les ruptures de la digue du Rhône pendant les crues de l'hiver 93-94 ont momentanément ouvert des connexions exceptionnelles entre le Rhône et les étangs de Camargue.

Echantillonnage

Un suivi mensuel du peuplement de poissons et de macro-crustacés a été initié en mars 1993, soit 6 mois avant les crues, et poursuivi jusqu'en décembre 2002 à la station de la Capelière (Fig. 1).

L'engin utilisé est la « capétchade » qui se compose de trois verveux ayant 6 mm de vide de maille, et d'une paradière de 40 m. D'avril 1993 à décembre 2002, la capétchade a été utilisée chaque mois pendant 4 jours consécutifs. L'échantillonnage n'a pas eu lieu en novembre 1993, mai 1994, juillet-août 1995, de novembre 1995 à mars 1996, juillet-août 1996, janvier-février 2001, juillet-août 2001, décembre 2001-March 2002, juillet-août 2002, décembre 2002. La détermination des individus capturés était généralement faite au niveau spécifique, cependant certains taxons ont été regroupés, notamment les brèmes (*Abramis brama* et *Blicca bjoerkna*), *Solea* spp., Sparidae, Gobiidae, Mugilidae, les gammares *Gammarus* spp., Palaemonidae, Peneidae. La biomasse par taxon est mesurée chaque jour de pêche. L'unité d'effort correspond à une capétchade pendant 24 heures. Les captures par unité d'effort (cpue) sont exprimées en gramme par capétchade par jour.

Analyse des données

En raison des données manquantes, les moyennes annuelles des cpue n'ont pas pu être calculées directement. Pour cela, nous avons utilisé un modèle d'analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs sur les log(cpue+1) pour estimer les moyennes annuelles par taxon (logiciel R, Ihaka & Gentleman, 1996).

Le modèle d'ANOVA comprend un effet année et un effet saison, sans interaction. L'effet saison a été estimé par un effet bimestriel (6 catégories, de janvier-février à novembre-décembre). L'effet année a été pris en compte par l'année civile, sauf pour les espèces montrant un pic d'abondance en hiver, chevauchant deux années civiles. Pour ces espèces, l'année était considérée comme commençant le 1er juillet et finissant le 30 juin.

Le modèle additif d'ANOVA était d'abord utilisé pour tester un effet année. Lorsque des différences significatives ($P < 0.01$) entre années étaient détectées, le modèle était utilisé pour estimer les moyennes annuelles. La moyenne pour une année a été calculée comme la moyenne des ses 6 prédictions bimestrielles. Le coefficient de variation (CV) entre les moyennes annuelles prédites des log cpue a été calculé pour quantifier l'amplitude des variations inter-annuelles.

Une analyse factorielle des correspondance (AFC, Thioulouse *et al.*, 1997) a été appliquée sur le tableau des moyennes annuelles prédites de manière à produire simultanément une typologie des variations temporelles des taxons, et une typologie des compositions faunistiques des années. Seules les taxons présentant des variations inter-annuelles significatives ont été incluses dans l'AFC.

Résultats

Quarante taxons ont été capturés (Tableau 1) incluant entre 26 et 44 espèces de poisson selon les années (Annexe I). Les taxons les plus fréquents ont été l'athérine (*Atherina boyerii*), Gobiidae, Palaemonidae et l'anguille (*Anguilla anguilla*). Les taxons les plus abondants en biomasse ont été l'athérine et l'anguille. Neuf taxons ne présentaient pas de variations inter-annuelles significatives. Les taxons comme Syngnathidae, le loup *Dicentrarchus labrax*, le gardon *Rutilus rutilus* ne présentaient pas de variations saisonnières significatives. L'écrevisse *Procambarus clarkii* a montré des variations inter-annuelles significatives mais était très rare (présente dans 1,4% des jours de pêche). Parmi les taxons non-rares présentant des variations inter-annuelles significatives, les coefficients de variation ont varié entre 9,9% pour l'anguille et 205,2% pour l'anchois *E. encrasicholus* (Tableau 1). La cpue totale des poissons a montré des variations inter-annuelles significatives mais de très faible amplitude (CV = 7.3%). Le coefficient de variation inter-annuel était négativement corrélé à la fréquence d'occurrence par pêche ($R^2 = 0.66$, $P < 0.001$) et à l'abondance moyenne ($R^2 = 0.60$, $P < 0.001$). Les espèces moins fréquentes ou moins abondantes sont plus variables entre années que les espèces fréquentes et abondantes.

Tableau 1. Fréquence d'occurrence par jour de pêche, résumé des ANOVA sur les variations temporelles des log cpue (biomasse en *g* par jour de pêche), moyenne générale des log cpue prédites, et coefficient de variation inter-annuel (CV%).

Taxa	Occurrence	*P*(saison)	*P*(année)	Moyenne	**CV%**
Atherina boyeri	1.000	< 0.001	< 0.001	6.4	15.3
Gobiidae (a)	0.986	< 0.001	< 0.001	3.7	28.1
Palaemonidae	0.942	< 0.001	< 0.001	2.5	40.0
Anguilla anguilla	0.936	< 0.001	< 0.001	6.1	9.9
Gasterosteus aculeatus (a)	0.769	< 0.001	< 0.001	1.6	50.5
Mugilidae (a)	0.766	< 0.001	< 0.001	3.8	33.4
Syngnathidae	0.721	0.280	< 0.001	1.3	85.2
Carcinus aestuarii	0.666	< 0.001	< 0.001	2.9	26.4
Cyprinus carpio	0.643	< 0.001	< 0.001	4.0	49.8
Abramis brama & *Blicca bjoerkna*	0.599	< 0.001	< 0.001	2.6	57.7
Crangon crangon (a)	0.588	< 0.001	< 0.001	2.2	53.7
Pseudorasbora parva	0.565	< 0.001	< 0.001	1.4	99.1
Ameirus melas	0.479	< 0.001	< 0.001	2.5	68.7
Lepomis gibbosus	0.418	< 0.001	< 0.001	1.5	110.2
Alburnus alburnus	0.384	< 0.001	< 0.001	1.0	79.9
Stizostedion lucioperca	0.365	< 0.001	< 0.001	1.6	81.8
Carassius auratus	0.326	< 0.001	< 0.001	2.1	59.5
Scardinius erythrophthalmus	0.323	< 0.001	< 0.001	0.7	114.1
Tinca tinca	0.259	< 0.001	< 0.001	0.9	154.1
Gobio gobio	0.164	< 0.001	< 0.001	0.2	158.0
Platichthys flesus	0.117	0.085	< 0.001	0.4	183.2
Sardina pilchardus	0.114	< 0.001	< 0.001	0.3	105.9
Alosa fallax rhodanensis	0.103	< 0.001	< 0.001	0.3	115.8
Sparidae	0.103	< 0.001	< 0.001	0.5	123.2
Engraulis encrasicholus	0.095	< 0.001	< 0.001	0.3	205.2
Gammarus spp. (a)	0.075	< 0.001	< 0.001	0.1	121.3
Solea spp.	0.072	< 0.001	< 0.001	0.3	125.8
Procambarus clarkii	0.014	0.509	< 0.001	0.1	208.6
Dicentrarchus labrax (a)	0.084	0.115	0.001	0.3	102.3
Gambusia affinis	0.273	< 0.001	0.002	0.3	68.1
Rutilus rutilus	0.142	0.101	0.004	0.4	82.0
Salaria pavo	0.033	< 0.001	0.015		
Orconectes limosus	0.045	0.073	0.022		
Silurus glanis	0.075	< 0.001	0.033		
Gymnocephalus cernuus	0.006	0.132	0.129		
Chondrostoma nasus	0.025	0.559	0.209		
Peneidae	0.008	0.034	0.396		
Esox lucius	0.003	0.284	0.602		
Perca fluviatilis	0.003	0.452	0.605		
Leuciscus cephalus	0.003	0.471	0.663		
Total des poissons	1.000	0.008	<0.001	8.3	7.3

(a) année définie de juillet à juin au lieu de janvier à décembre

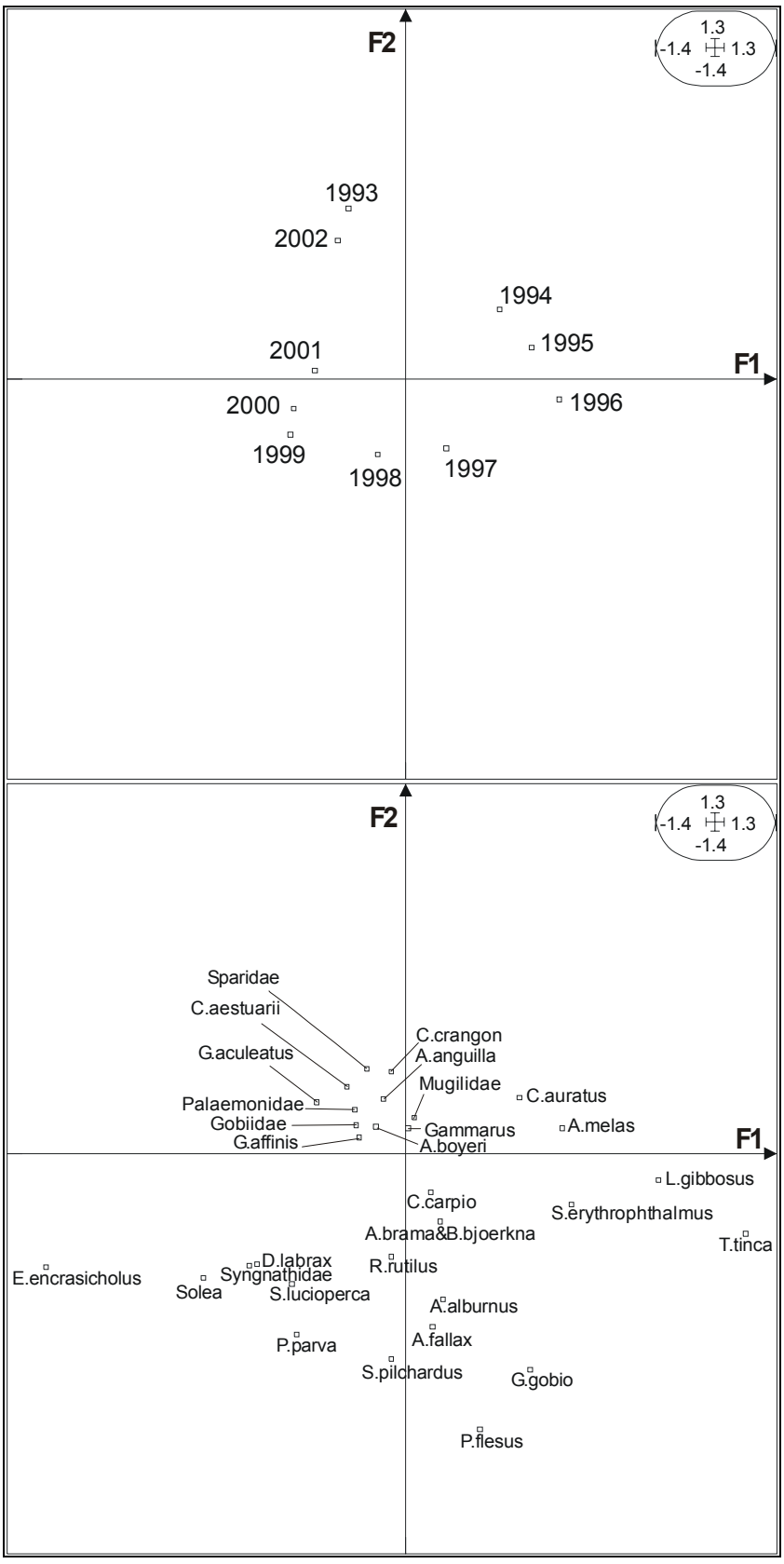


Figure 4. Analyse factorielle des correspondance des moyennes annuelles prédites des log cpue par taxons dans le Vaccarès.

L'AFC a été appliquée sur les moyennes annuelles prédites des 30 espèces non-rares et présentant des variations inter-annuelles significatives. Les deux premiers axes factoriels expliquent respectivement 38,2% et 22,8% des variations totales. Les axes suivants expliquaient nettement moins de variations (F2 : 12,8% et F3 : 9,5%). Les plans définis par les deux premiers axes (Fig. 4) montrent une évolution temporelle de 1993 à 2002, avec un retour en 2002 à une communauté similaire à 1993. Cette évolution a consisté en une augmentation suivie d'une diminution de plusieurs taxons (Fig. 5). Certaines espèces d'eau douce ont augmenté rapidement dès 1994 et diminué à partir de 1996 (*C. auratus*, *S. erythrophtalmus*, *A. melas*, *L. gibbosus* and *T. tinca*). D'autres taxons ont augmenté plus lentement ou plus tardivement puis ont maintenu de fortes abondances jusqu'en 1998-2000. Ces derniers taxons sont soit des espèces d'eau douce (*A. brama* / *B. bjoerkna*, *C. carpio*, *A. alburnus*, *A. fallax*, *P. parva*, *S. lucioperca*), des espèces lagunaires résidentes (*Syngnathidae*) ou des espèces marines (*Solea sp*., *S. pilchardus* et *D. labrax*). Le flet *P. flesus* et l'anchois *E. encrasicholus* ont connus de courtes périodes de fortes abondances centrés respectivement autour de 1997 et de 1999, et une quasi-absence les autres années.

L'AFC distingue un groupe de taxons positionné près des origines des deux premiers axes, plus ou moins associés aux années 1993, 2001 et 2002. Ces taxons ne partagent pas l'évolution en cloche décrit ci-dessus. Certains de ces taxons ont été abondant toutes les années, présentant de faibles variations inter-annuelles (*A. anguilla*, *Gobiidae*, *A. boyeri*), d'autres ont été plus variables (Mugilidae, *C. aestuarii, C. crangon,* Sparidae, *G. affinis*, *G. aculeatus*, Palaemonidae and *Gammarus sp.*) (Fig. 6).

Les variations inter-annuelles de la biomasse totale en poissons ont été significatives mais de faible amplitude (CV = 7.3%), avec une légère évolution en cloche correspondant à une augmentation à partir de 1995 et une diminution à partir de 1998, pour revenir aux valeurs de 1993-1994 en 2002 (Fig.7).

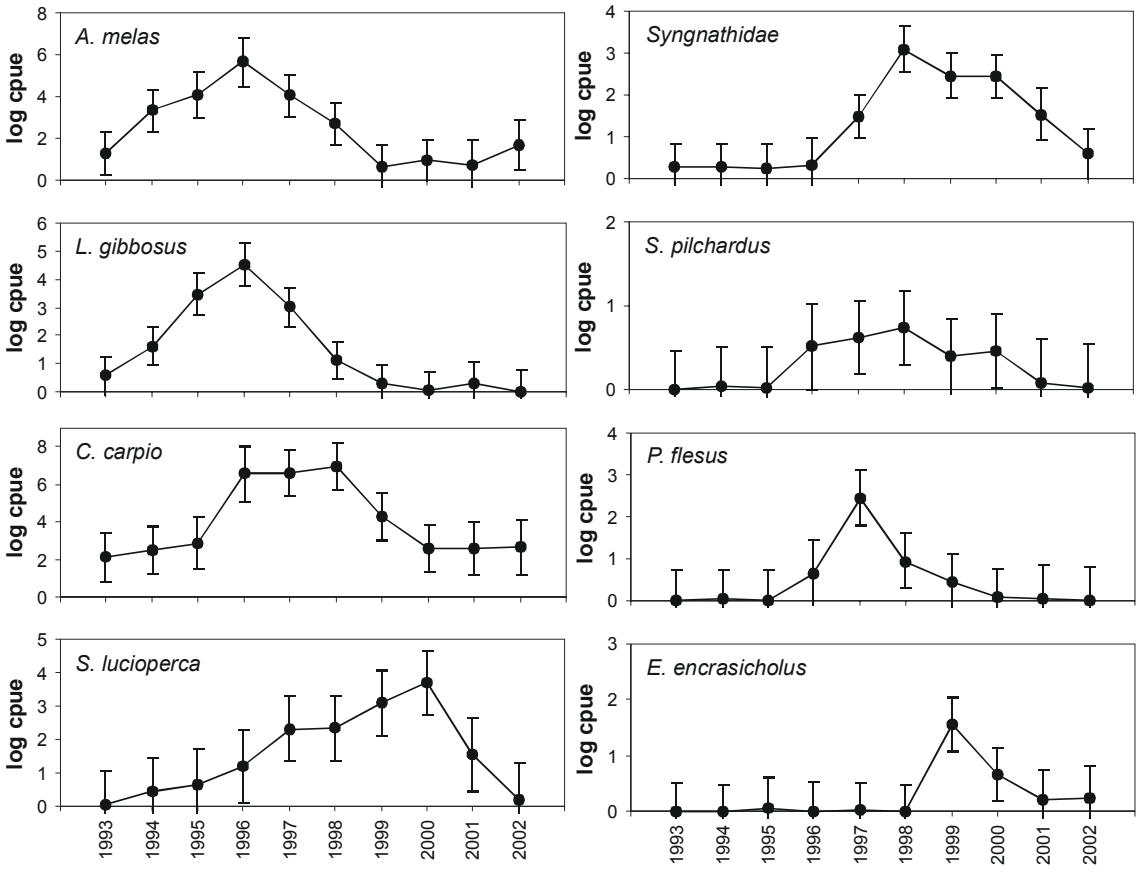


Figure 5. Variations inter-annuelles de la biomasse (moyennes annuelles prédites des log cpue avec leur intervalle de confiance à 95%) du poisson chat (*A. melas*), perche-soleil (*L. gibbosus*), carpe (*C. carpio*), sandre (*S. lucioperca*), syngnathes (Syngnathidae), soles (*Solea sp.*), sardine (*S. pilchardus*), loup (*D. labrax*), flet (*P. flesus*) and anchois (*E. encrasicholus*).

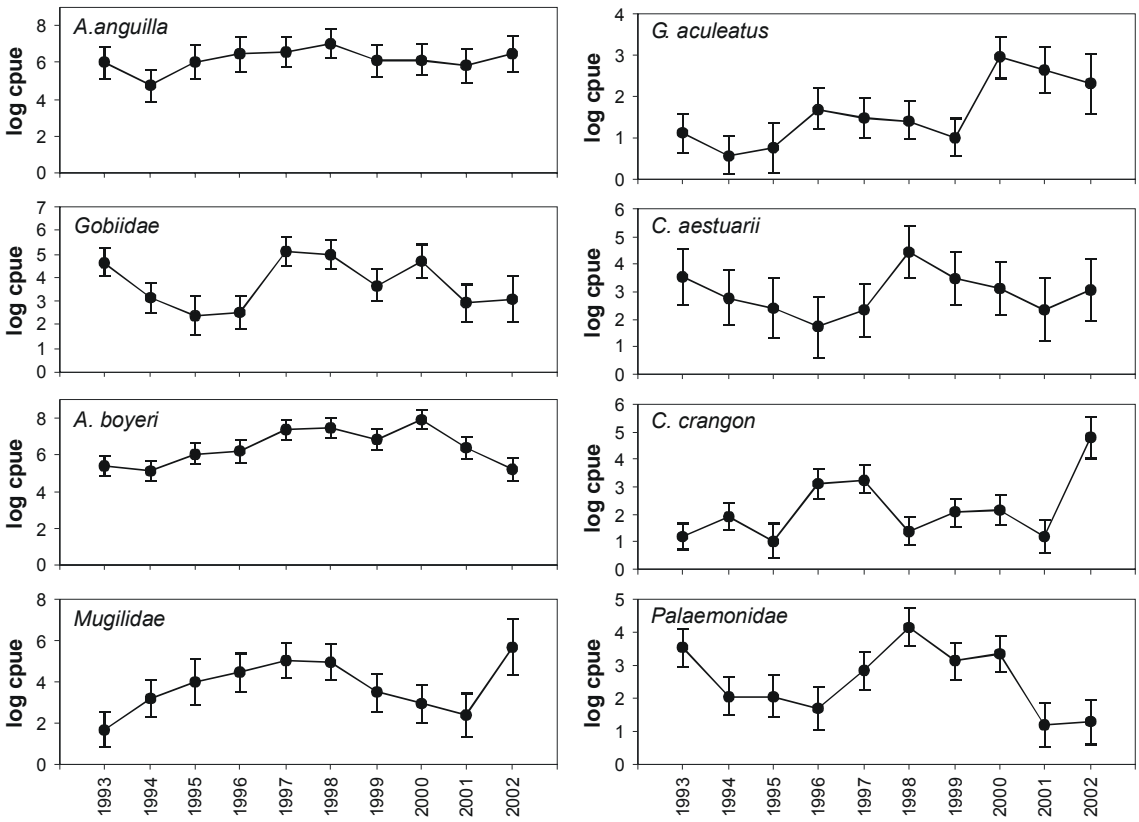


Figure 6. Variations inter-annuelles de biomasse (moyennes annuelles prédites des log cpue avec leur intervalles de confiance à 95%) d'anguille (*A. anguilla*), gobies (Gobiidae), athérine (*A. boyeri*), muges (Mugilidae), épinoche (*G. aculeatus*), crabe vert (*C. aestuarii*), crevette grise (*C. crangon*) et Palaemonidae.

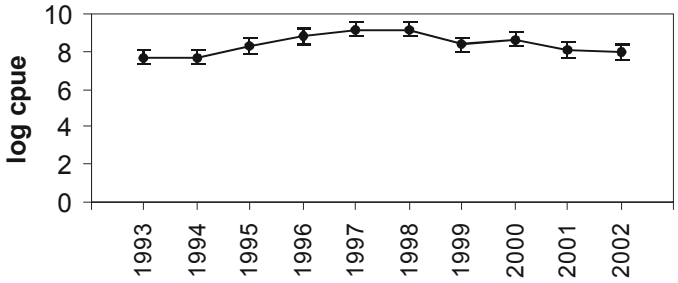


Figure 7. Variations inter-annuelles de la biomasse totale de poissons (moyennes annuelles prédites des log cpue avec leurs intervalles de confiance à 95%).

Discussion

Au cours des 50 dernières années, l'étang du Vaccarès a connu d'importantes variations de salinité dues aux impacts des activités agricoles et des évènements climatiques sur les connexions et les flux entre la lagune, la mer et le Rhône. D'une manière générale, la position d'interface des lagunes leur confère naturellement une forte variabilité de salinité selon les influences respectives des apports d'eau douce et d'eau de mer.

La plupart des études rapportant les effets sur la faune des changements de salinité ou de connexions avec la mer dans les estuaires ou les lagunes côtières sont à court terme (e.g. Crivelli, 1982 ; Griffiths, 1999; 2001 ; Mol *et al.*, 2000; Garcia *et al.*, 2001). La présente étude montre clairement que les variations faunistiques suite à la chute de la salinité s'étalent sur plusieurs années. Le délai de la réponse peut s'expliquer soit par une inertie

démographique des populations, soit par une succession de modifications écologiques entraînant des effets indirects retardés.

Notre suivi couvre une évolution de la salinité depuis 15 g/l (1993) jusqu'à 5 g/l (1994-1998) puis un retour à 15 g/l (1999-2002). Nos résultats montrent que la communauté de poissons et macro-crustacés a changé à partir de 1994 pour revenir en 2001-2002 à un état proche de celui de 1993. Le changement faunistique a consisté principalement à une augmentation suivie d'une diminution des espèces d'eau douce, suggérant un effet direct des variations de salinité. Selon les espèces, l'augmentation et la diminution des abondances ont été plus ou moins rapides, allant de 4-5 ans pour le poisson-chat et la perche-soleil à 8 ans pour le sandre. Ces différences peuvent s'expliquer par une tolérance différente vis-à-vis du sel, un stock plus ou moins important dans les milieux d'eau douce adjacents à l'étang du Vaccarès, et enfin, à des paramètres démographiques (âge à la maturité, fécondité) permettant un taux d'accroissement plus ou moins rapide de la population.

Certaines espèces lagunaires (syngnathes) et marines (sardine, flet, anchois) ont aussi connu une augmentation suivie d'une diminution. Pour ces espèces, la salinité ne semble pas être la cause directe des variations d'abondance. Des corrélations positives entre les apports d'eau douce et les captures de poissons et de crustacés marins en zone côtière ont été souvent observées sans que les causes soient clairement démontrées (Sutcliffe, 1973 ; da Silva, 1986; Drinkwater, 1986 ; Sinclair *et al.*, 1986 ; Quinn *et al.*, 1999). Les apports d'eau douce ont des conséquences sur la physico-chimie de l'eau et sur la production primaire (Skreslet, 1986). Ils peuvent ainsi induire des modifications écologiques, notamment en terme de nourriture ou d'habitat, qui à leur tour pourraient causer des variations d'abondance d'espèces tolérantes vis-à-vis de la salinité. Dans le Vaccarès, les fluctuations de salinité ont entraîné des variations de turbidité et de végétation (Grillas *et al.*, 2000), qui ont pu influencer la faune. Les apports d'eau douce sont aussi susceptibles de favoriser le recrutement des espèces marines dans la lagune, en créant un gradient de salinité attractif (Quinn *et al.*, 1999).

Les abondances d'espèces marines dans le Vaccarès dépendent largement du recrutement. Or, les connexions entre les étangs inférieurs et la mer sont limitées et variables entre années. La relation entre les ouvertures des graus et le recrutement est complexe, et propre à chaque espèce car elle dépend de la reproduction de l'espèce en mer, de sa phénologie, de ses capacités de nage au stade migrant, des conditions environnementales le jour de l'ouverture du grau mais aussi des jours précédents. Les ouvertures effectuées par fort gradient hydraulique entre l'étang de l'Impérial et la mer conduisent à des vitesses d'écoulement dans les vannes pouvant parfois atteindre et même dépasser 2 m/s, ce qui pourrait empêcher les entrées de poissons à contre courant. En revanche, le courant dans le chenal à l'aval du pertuis reste compatible avec la remontée des organismes nageurs (vitesse moyenne dans le chenal toujours inférieure à 1 m/s, présence d'enrochement le long des berges créant des zones de faible vitesse). Ainsi, le cas échéant, des espèces attirées par le panache d'eau saumâtre en mer peuvent accéder jusqu'à proximité de l'ouvrage et attendre des conditions favorables à leur entrée. La sardine *S. pilchardus* et le flet *P. flesus* ont une phénologie similaire concernant leurs périodes d'entrée dans les lagunes méditerranéennes : de janvier à juin (Bourquard, 1985). Ces deux espèces doivent donc avoir été exposées à des contraintes similaires concernant les connexions. Leurs variations inter-annuelles ont en effet des points communs : elles sont quasiment absentes en 1993-1995 et 2001-2002, et abondantes en 1996-1998 (Fig. 5). Les connexions étaient maximales en 1996-1997 (Fig. 3) quand les abondances des deux espèces étaient fortes. Cependant nous ne sommes pas capables de relier plus finement les variations d'abondance et les connexions, soit parce que notre prise en compte des contraintes liées aux connexions est trop grossière, soit parce que d'autres facteurs entrent en jeu.

Les abondances de l'anguille et de l'athérine ont peu varié durant les 10 ans de suivi. Ces espèces sont tolérantes vis-à-vis de la salinité. D'une manière générale, les espèces typiques des lagunes méditerranéennes (Anguille, athérine, Gobiidae, Mugilidae, crabe, palaemonidae, crangon, cf . Bourquard, 1985) ont été parmi les taxons les moins variables entre années, et n'ont pas montré de relation claire entre la variation de salinité et leurs variations d'abondance. Parmi les gobies cependant, Pampoulie *et al.* (2001) ont montré que les abondances de *G. niger* ont chuté de 1993 à 1998, alors que les abondances de *P. microps* ont augmenté de 1994 à 1998. Ainsi, les variations d'abondances des gobies mélangent différentes dynamiques spécifiques. Cela pourrait aussi être le cas au sein des Palaemonidae (Gelin, 2001).

Le fait que le peuplement de 2002 ait une composition voisine de celui de 1993 suggère une forte résilience du peuplement vis-à-vis des variations de salinité. Les espèces typiques des lagunes, généralement euryhalines, ont montré une forte résistance vis-à-vis des changements de salinité. Les espèces d'eau douce ont colonisé la lagune lorsque la salinité le permettait et se sont retirées ensuite. Les espèces marines ont varié vraisemblablement en fonction à la fois des ouvertures à la mer et des effets indirects des flux d'eau douce. Ainsi, la diversité et la

résilience du peuplement dans son ensemble sont tributaires des connexions avec les milieux aquatiques adjacents, servant de sources pour les espèces d'eau douce et marines.

Remerciements

Nous remercions la Réserve Nationale de Camargue pour leur collaboration au travail de terrain. Cette étude a été financée par la Station Biologique de la Tour du Valat et le programme LITEAU.

Références

(Voir bibliographie générale pour synthèse des références)

Bardin O. et Pont, D. 2002; Bourquard C., 1985; Chauvelon P., 1998; Chauvelon P., Tournoud M. G. et Sandoz A., 2003; Crivelli A. J., 1982; Crivelli A. J. et Poizat G., 2001; Crivelli A. J. et Ximenes M. C., 1992; da Silva A. J., 1986; Drinkwater, K. F. 1986; Garcia A. M., Vieira J. P., et Winemiller K.O., 2001; Gelin A., 2001;Griffiths S. P., 1999; Griffiths S., 2001; Griffiths S. P. et West R.G., 1999; Heurteaux P., 1994; Ihaka R. et Gentleman R., 1996; Mol, J. H., Resida, D., Ramlal, J. S., and Becker, C. R. 2000; Pampoulie C., Chauvelon, P., Rosecchi, E., Bouchereau, J. L., and Crivelli, A. J. 2001; Poizat, G., Chauvelon, P., Rosecchi, E., and Crivelli, A. J. 1999; Quinn, N. W., Breen, C. N., Whitfield, A. K., and Hearne, J. W. 1999; Sinclair, M., Bugden, G. L., Tang, C. L., Therriault, J. C., and Yeats, P. A. 1986; Sutcliffe W.H., 1973; Thioulouse J., Chessel D., Dolédec S. et Olivier J.M., 1997.

B – RESULTATS AU 30 JUIN 2003

B - 2 Hydrobiologie

B 2-2 Importance des échanges piscicoles en fonction des variables de l'environnement, de l'ouverture des vannes dans les graus et de leur action combinée.

Elisabeth Rosecchi
Chargé de Recherche en Ecologie des Organismes Aquatiques

Philippe Chauvelon
Chargé de recherche en Hydrologie

Fondation Sansouïre
Station Biologique de la Tour du Valat

INTRODUCTION

Les peuplements piscicoles lagunaires sont composés d'espèces dites sédentaires, d'espèces migratrices marines et d'espèces d'eau douce qui se cantonnent aux zones peu salées. Parmi les espèces marines migratrices on peut distinguer celles qui effectuent des incursions périodiques dans les étangs et celles, dites « occasionnelles », qui font des incursions irrégulières en solitaire ou en bancs (Quignard *et al.*, 1984). La grande majorité des espèces marines migratrices que l'on trouve en lagune ne peuvent pas y boucler leur cycle, car elles ne peuvent se reproduire qu'en mer. Ce sont par exemple l'anguille, les Mugilidae, les Sparidae (ex. daurade et sars), le loup et les soles. Pour les macro-crustacés, le phénomène est le même chez certaines espèces comme le crabe *Carcinus aestuarii* et la crevette grise *Crangon crangon*. L'anchois et l'orphie semblent être les deux seules espèces marines susceptibles de se reproduire en lagune, et encore uniquement dans certaines d'entre elles (Quignard *et al.*, 1984).

La faune piscicole de chaque lagune est aussi le reflet des variables environnementales et des modes de gestion anthropiques qui auront un impact sur les possibilités de migrations entre la mer et les étangs du littoral.

Si l'endiguement de la Camargue a permis de se soustraire à l'influence des crues du Rhône et des incursions d'eau marine, il a en contre partie conduit à une main mise de l'homme sur la gestion de l'ensemble de l'hydrosystème. Cette spécificité camarguaise a été à l'origine de nombreux conflits d'usage entre les différents acteurs locaux (Allard *et al*., 2001). Dans le cas du complexe lagunaire du Vaccarès, il existe des divergences d'intérêts entre les riziculteurs et les pêcheurs artisanaux. Les premiers souhaitent un Vaccarès doux et bas pour pouvoir drainer facilement les rizières et éviter une remontée du coin salé. Ceci implique que les vannes régissant les échanges avec la mer au niveau du Grau de la Fourcade ne soient ouvertes que lorsque l'eau quitte les Etangs Inférieurs (courant sortant). En revanche les pêcheurs souhaiteraient un niveau d'eau plus important et constant ainsi qu'une ouverture permanente des martellières les six premiers mois de l'année pour permettre un alevinage suffisant des étangs.

Les décisions prises font rarement l'objet d'un consensus et se sont longtemps faites au bénéfice des riziculteurs. Toutefois, les souhaits des pêcheurs ont été progressivement pris en compte. Ainsi en 1988, le syndicat mixte de la digue à la mer (qui a existé jusqu'en 1995), a décidé d'ouvrir en permanence deux vannes pour l'alevinage du mois de février à fin juin (Allard *et al.*, 2001). Les martellières restent ensuite fermées jusqu'à l'automne. A cette période, toutes les martellières peuvent être ouvertes par vent de secteur Nord (mistral) pour abaisser le niveau des étangs par vidange vers la mer. Si un tel calendrier permet le recrutement printanier, il limite tout autre échange pendant plus de 6 mois par an (Fig.1 a et b)., et ne se révèle pas être le plus adapté au calendrier d'alevinage naturel (Bardin, 2002). Pour tenter de concilier les souhaits de chacun, une Commission Exécutive de l'Eau a été mise en place au sein du Parc Naturel Régional de Camargue, en 1998. Elle permet de déterminer les grandes orientations de la gestion de l'eau dans la région et en particulier l'ouverture des martellières du pertuis (voir partie Hydrologie).

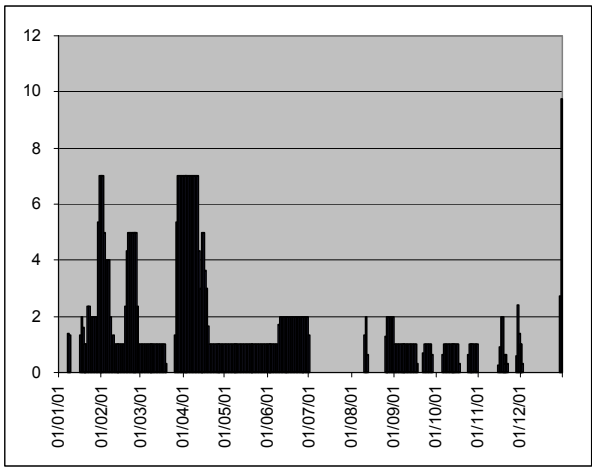


Figure 1 a): Calendrier d'ouverture des vannes de la Fourcade en 2001

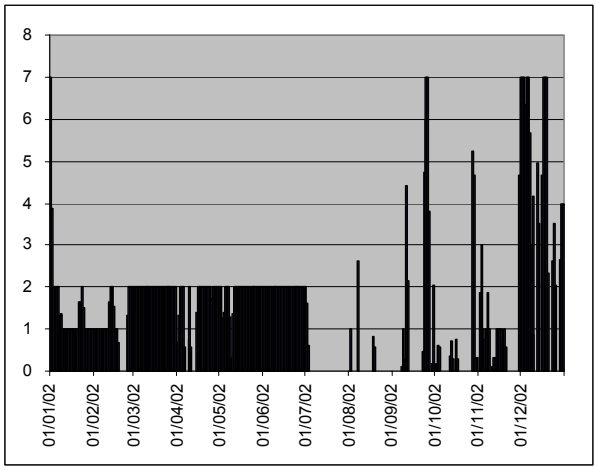


Figure 1 b : Calendrier d'ouverture des vannes de la Fourcade en 2002

L'objet de notre étude est de mieux comprendre le fonctionnement et la dynamique des échanges piscicoles entre la mer et la lagune au niveau du grau de la Fourcade, afin de pouvoir proposer des mesures de gestion du grau qui soient favorables aux populations de poissons et de macro-crustacés.

MATERIEL ET METHODE

Méthode de pêche

L'échantillonnage réalisé au cours de l'année 2001 a servi d'étude de faisabilité pour tester le protocole et les engins de pêche. Certains des résultats obtenus au cours de cette étude de faisabilité ont donc pu conduire à modifier la méthode utilisée dès l'automne 2001. En 2002, en revanche, les pêches ont été standardisées à partir de février.

Choix des engins de capture

Nous avons finalement opté pour l'utilisation de nasses directement au niveau des vannes de la Fourcade, en s'inspirant des pièges de Bourquard (1985) et Bardin (1994) pour la construction (voir précédents rapports d'activités Liteau). Il s'agit de nasses à armature métallique recouvertes de moustiquaire plastique de maille 2 mm et divisées en deux compartiments indépendants, chacun équipé d'une ouverture conique située au milieu de la face d'entrée (Fig. 2).



Figure 2 : Nasses 2001 telles qu'elles sont mises en place dans la martellière



Figure 3 : Pièges en place aux martellières n°1 et 3 au Grau de la Fourcade, côté étang (on voit affleurer leur sommet à la surface de l'eau)

En 2001, les deux entrées étaient situées sur la même face du parallélépipède, seuls les diamètres étaient différents. La partie avec le grand cône (13cm) avait pour but de capturer à la fois alevins et adultes (surtout au moment de la sortie des étangs à l'automne), mais étant donné la largeur d'ouverture, les alevins risquaient trop facilement de ressortir du piège. Le second compartiment à ouverture de diamètre plus réduit (7cm) devait à priori permettre d'éviter ces sorties non désirées.

Les captures dans les parties à grand et petit cônes ont été comparées par la suite. Le diamètre du cône n'a pas d'effet significatif sur le total des individus capturés, toutes espèces confondues, que ce soit au printemps (ANOVA, $F_{1.514}$=3.22 et p=0.073), ou en automne ($F_{1.79}$=2.478 et p=0.116). Au niveau spécifique, seuls les muges adultes se font capturer en plus grand nombre dans les nasses équipés du grand cône au printemps. Nous pouvons donc supposer que lors de la colonisation de la lagune, les muges adultes peuvent détecter un piège de faible diamètre et profiter de leur capacité de nage pour faire demi-tour et trouver un

passage moins « suspect ». L'hypothèse selon laquelle le diamètre serait trop faible pour que les poissons passent est écartée puisque plusieurs muges adultes capturés en 2002 avec le petit cône sont plus gros que ceux capturés en 2001 avec le grand cône. A l'automne en revanche, il n'y a aucun effet significatif révélé par les analyses. Ces analyses ont conduit à ne retenir que le petit cône (diamètre 7cm) pour la campagne 2002.

En 2002, ces nasses ont été transformées afin de tenir compte simultanément des entrées et des sorties au niveau du pertuis. Chaque nasse est divisée en deux compartiments, l'un avec l'ouverture conique située au milieu de la face côté mer pour étudier les entrées vers la lagune, l'autre avec l'ouverture située côté lagune pour étudier les sorties. Les deux compartiment ne communiquent pas. Ce dispositif a été mis en place pour estimer dans quelle mesure les poissons capturés reflétaient bien les grands flux migratoires (alevinage en mer / sortie des étangs), ou bien traduisaient surtout les mouvements de va et vient incessants de poissons cantonnés essentiellement dans la zone voisine du pertuis. Ainsi ces individus ne feraient que sortir puis rentrer à nouveau dans l'étang par les vannes, sans jamais gagner le milieu marin proprement dit.

En 2002 comme en 2001, la superposition de plusieurs nasses permet de déterminer la position des alevins dans la colonne d'eau au moment où il colonisent les étangs (Fig. 2). Compte tenu de la hauteur d'eau observée au niveau des martellières (65 cm maximum) lors de l'échantillonnage, seules deux nasses ont été empilées; elles sont notées piège bas ou haut dans la suite du rapport.

Echantillonnage

Calendrier

En 2001, année de faisabilité, deux campagnes de pêche ont été programmées en fonction des principales périodes de migrations saisonnières entre mer et lagune: l'une de mars à mai pour les entrées, l'autre de septembre à novembre pour les sorties. En 2002 les pêches ont eu lieu chaque mois, afin étudier les processus d'échange sur une année complète.

Déroulement d'une pêche

2001

- 2 nasses empilées (haut *vs* bas) par martellière
- Deux compartiments par nasse : (grand cône *vs* petit cône)
- Echantillonnage en mars-avril-mai pour suivre les entrées
- Echantillonnage en septembre-octobre-novembre pour suivre les sorties
- 3 jours de pêche consécutifs par mois

  Pour chaque jour d'échantillonnage :

  4 pêches successives au début de l'après-midi et 4 pêches successives de nuit pour tester l'effet de la période (jour *versus* nuit) sur la migration.

  Durée de pêche variable au printemps, puis fixée à 20 mn à partir de l'automne

  Stations : martellières 1, 2, 3

2002

- 2 nasses empilées (haut *vs* bas) par martellière
- Deux compartiments par nasse : (cône entrée *vs* cône sortie)
- Echantillonnage chaque mois pour les entrées et les sorties simultanément
- 3 jours de pêche consécutifs par mois

  Pour chaque jour d'échantillonnage :

6 pêches successives (se déroulant généralement le matin du 1er jour, l'après-midi du second et la nuit du 3ème)
Durée de pêche fixée à 20 mn
Stations : martellières 1 et 3

L'augmentation de 4 à 6 du nombre de pêches successives par jour et par période, permet de réduire légèrement la grande variabilité des captures entre deux pêches successives, constatée en 2001. D'autre part l'étude de l'influence du cycle nycthéméral sur les captures a été affinée : ainsi l'échantillonnage s'est déroulé sur trois périodes : matin, après-midi et nuit. En contre-partie, afin d'alléger le travail sur le terrain, chaque période de la journée n'a été échantillonnée qu'une seule fois au cours de chaque campagne mensuelle. Les échantillonnages de 2001 se sont effectués au niveau de trois martellières. Comme nous l'avons vu la digue à la mer est équipée de 13 vannes, dont une moitié seulement a été rénovée récemment. Seules ces 7 vannes neuves sont ouvertes et manipulées régulièrement par le garde-digue, les 6 autres nécessitant l'intervention d'engins lourds de type tracto-pelle. Nous devions sélectionner trois martellières rigoureusement identiques du point de vue technique, mais situées différemment par rapport au chenal ; seules les martellières 2 et 3 répondaient à ces exigences. La martellière 3 est située en pleine eau, loin de tout obstacle ou abri. La martellière 2 occupe une position intermédiaire. Pour cette dernière martellière, on peut signaler la présence de quelques rochers encore en place juste en amont. Ils furent installés pour briser la force du courant et ainsi favoriser la nage à contre courant des alevins. Mais à la suite des inondations de 1993, l'enrochement a été en partie supprimé pour qu'il n'entrave pas l'évacuation de l'eau vers la mer. L'échantillonnage simultané au niveau de 3 martellières s'est révélé être très lourd à gérer, aussi bien en termes de travail sur le terrain, que pour le tri et la détermination au laboratoire. Pour cette raison l'échantillonnage a été réduit à la martellière n°1 en Janvier 2002. Toutefois le protocole a été légèrement révisé dès le mois suivant, car du point de vue hydrologique les martellières n°1 et 3 étaient très différentes. A partir de Février et jusqu'en janvier 2003, donc sur une année complète, l'échantillonnage a été effectué au niveaux de ces deux martellières.

A chaque pêche plusieurs variables environnementales sont mesurées simultanément (hauteurs d'eau en amont et en aval du pertuis, conductivité, salinité et température de l'eau au niveau des martellières, etc.). D'autres données météorologiques sont ensuite prises en compte, comme la direction du vent ou les précipitations et jointes à la base de données. Enfin d'autres informations sont relevées sur place, comme la position de chacune des 13 martellières (ouverte/fermée) avant et pendant la pêche.

Traitement des échantillons en laboratoire

Après chaque pêche les nasses sont relevées et le contenu de chaque compartiment est alors récupéré séparément. Ces échantillons sont ensuite repris en laboratoire où leur contenu sera trié. Pour chaque échantillon, tous les individus sont identifiés jusqu'à l'espèce, dans la mesure du possible. Pour chaque espèce, poissons ou macro-crustacés, on note un nombre d'individus et un poids global. Ensuite, pour chaque espèce de poissons, des mesures biométriques (longueur et poids) sont effectuées sur un sous-échantillon pris au hasard, ou sur tous les individus si ceux-ci sont peu nombreux.

Les captures sont ensuite exprimées par unité d'effort (CPUE), c'est à dire par nombre ou par poids (en grammes) par heure de pêche. Ces CPUE sont ensuite transformées en LN(CPUE+1), transformation qui tend à normaliser les données et à homogénéiser les variances. Cette transformation permet de calculer des captures moyennes et d'effectuer divers tests statistiques, telles les analyses de variance (ANOVA) et les test T de comparaison de deux moyennes. En cas de comparaison multiple de moyennes, une ANOVA a d'abord été effectuée, suivie de test post-hoc (Bonferroni) pour la comparaison des moyennes prises deux à deux. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel *Statistica* de Stasoft

La difficulté d'identification taxonomique des spécimens concerne essentiellement les larves et alevins, pour lesquels les clés réalisées pour les adultes ne sont pas applicables. En outre même lorsque les clés de détermination spécifique aux alevins existent et sont fiables, l'identification doit se faire sous la loupe, individu par individu et prend donc un temps considérable. Nous avons donc été conduits, à ne considérer que la famille pour certains groupes, comme les alevins de muges (plus de 100 000 individus à identifier), alors que les adultes sont facilement identifiables. C'est aussi le cas des crevettes roses ou Palaemonidae, avec les genres *Palaemon spp* et *Palaemonetes varians*. En ce qui concerne les gobies, à priori nous avons affaire principalement à des *Pomatoschistus microps* et *P. minutus*, mais la présence de *Gobius niger* ou de *Pomatoschistus marmoratus* n'est pas à exclure. La distinction entre les espèces est irréalisable par manque de temps et au vu du nombre important d'individus (environ 150 000) et nous ne considérerons que la famille des Gobidae dans les analyses.

RESULTATS

1- Présentation des captures

Espèces recensées

De 2001 à 2003, 368 pêches ont été effectuées, réparties sur 19 mois (mars à mai et septembre à novembre 2001, puis janvier 2002 à janvier 2003). Ces pêches ont permis de capturer 26 espèces de poissons identifiées et 5 taxons de crustacés décapodes (Tableau I). Toutefois cette liste n'est pas exhaustive, étant donné que certaines déterminations n'ont pas été menées jusqu'à l'espèce (voir ci-dessus).

Tableau I : liste des taxons capturés et identifiés à ce jour
(1 : taxon présent ; 0 : taxon absent)

Famille	Espèce	nom commun	Printemps 2001 Entrées	Automne 2001 Sorties	2002 Entrées	2002 Sorties
POISSONS						
Anguillidae	***Anguilla anguilla***	anguille	1	1	1	1
		civelle	1	1	1	1
Atherinidae	*Atherina boyeri*	athérine, joël	1	1	1	1
Blennidae	*Blennius pavo*	blennie paon	1	0	1	1
Clupeidae	*Sardina pilchardus*	sardine	1	0	1	1
Crangidae	*Trachynotus ovatus*	liche glauque	0	0	1	0
Congridae	*Conger conger*	congre (leptocéphale)	0	0	1	0
Cyprinidae	*Pseudorasbora parva*	pseudorasbora	0	1	1	1
Cyprinodontidae	*Gambusia affinis*	gambusie	1	1	1	1
Engraulidae	***Engraulis encrasicholus***	anchois	1	1	1	1
Gasterosteidae	*Gasterosteus aculeatus*	épinoche	1	1	1	1
Gobiidae	*Pomatochistus minutus* *Pomatochistus microps*	gobie buhotte gobie tacheté ou gobie commun	1	1	1	1
Moronidae	*Dicentrarchus labrax*	loup ou bar	1	1	1	1
Mugilidae	*Liza aurata*	mulet doré	1	1	1	1
	Liza ramada	mulet porc	1	1	1	1
	Liza saliens	mulet sauteur	1	1	1	0
	Mugil cephalus	mulet à grosse tête	1	1	1	1
Mullidae	*Mullus surmuletus*	rouget de roche	0	0	1	0
Ophichthidae	*Ophisurus serpens*	serpent de mer	0	0	1	0
Pleuronectidae	*Platichthys flesus*	flet ou plie	1	0	1	1
Scophthalmidae	*Psetta maxima*	turbot	0	0	1	1
Soleidae	*Solea vulgaris*	sole commune	1	0	1	1
Sparidae	*Sparus aurata*	dorade royale	1	0	1	1
	Diplodus annularis	sparaillon	0	0	1	1
	Diplodus sargus	sar commun	0	0	1	1
Syngnathidae	*Syngnathus abaster*	syngnathe ou aiguille de mer	1	1	1	1
CRUSTACES DECAPODES						
Crangonidae	*Crangon crangon*	crevette grise	1	1	1	1
Palaemonidae	*Palaemon spp.* *Palaemonetes varians*	crevette rose	1	1	1	1
Portunidae	*Carcinus aestuarii*	crabe, favouille	1	1	1	1
Grapsidae	*Pachygrapsus marmoratus*	crabe	1	0	1	0

Abondance dans les captures

Pour estimer la composition spécifique relative dans les captures, l'abondance des taxons a été exprimée pour un même effort de capture (CPUE en nombre par heure), transformée en LN(CPUE+1) puis ramenée à un pourcentage. Seules les données pour l'année 2002 sont présentées dans le présent rapport. D'une part les données pour l'année 2001 ont été détaillées dans le rapport d'activités du second semestre 2002, d'autre part les données de l'année 2002 couvrent un pas de temps annuel et sont donc plus représentatives.

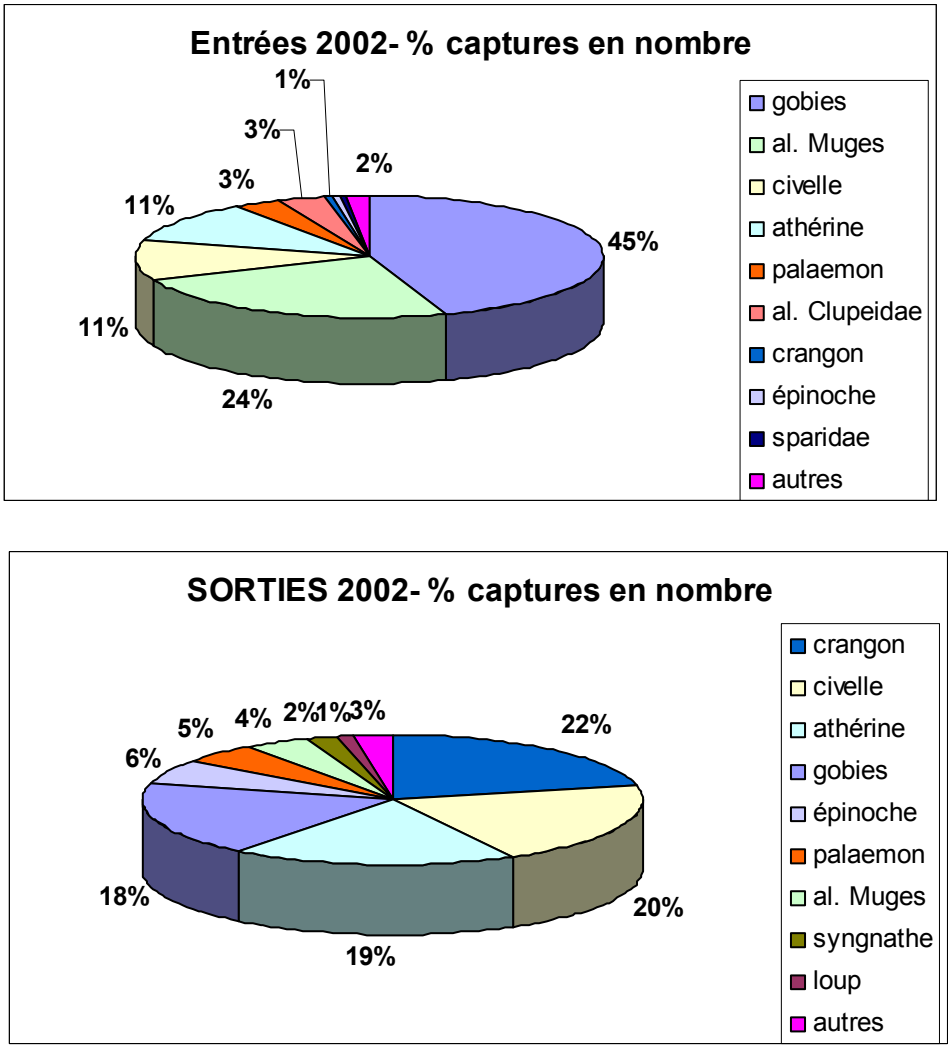


Figure 4 : Abondance relative des principaux taxons dans les captures au Grau de la Fourcade en 2002

Quatre taxons représentent l'essentiel des captures en nombre, en entrée (91%) comme en sortie (69%) : les gobies, les athérines, les civelles et les alevins de Muges (Fig. 4).

Pour chaque taxon, la CPUE en nombre a été exprimée en % par mois, afin d'établir un calendrier des entrées et des sorties dans le système. Nous n'avons sélectionné que les

espèces dont les captures dans le système étaient suffisantes pour pouvoir refléter les grands mouvements de migration entre mer et lagune.

Tableau II – Calendrier de captures pour les principaux taxons recensés

ENTREES	F-02	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jan-03
Alevins de Clupeidae	0.1	0.0	0.0	99.7	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Alevins de Muges	49.6	15.9	13.6	0.2	1.2	0.3	0.0	2.2	13.4	1.1	2.0	0.6
Anchois	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	5.6	0.0	33.3	44.4	0.0	0.0	0.0
Anguille	4.0	2.7	12.0	16.0	41.3	10.0	0.0	0.7	9.3	0.0	4.0	0.0
Athérine	0.2	0.1	0.1	0.1	93.2	0.3	0.2	1.6	1.4	1.9	0.0	0.9
Carcinus	0.7	1.4	15.1	20.3	27.6	10.8	1.7	4.7	5.7	3.5	8.5	0.0
Civelle	32.8	43.1	1.5	0.1	0.5	0.4	0.0	0.9	2.8	4.5	12.0	1.4
Crangon	0.1	14.6	1.7	46.9	11.7	6.5	0.0	0.4	2.9	0.1	5.5	9.6
Epinoche	1.3	0.2	12.3	75.4	8.5	0.0	0.0	0.2	0.8	0.2	1.1	0.0
Gobies	0.1	0.4	0.1	65.6	24.3	0.4	0.0	0.6	7.7	0.0	0.6	0.0
Muges adultes (4 spp)	1.8	17.5	15.8	7.0	26.3	21.1	7.0	0.0	0.0	0.0	3.5	0.0
Loup	98.6	0.5	0.0	0.5	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Palaemonidae	4.5	14.2	10.6	8.5	7.6	8.0	1.3	8.1	34.3	0.3	2.6	0.1
Sardine	0.0	0.8	0.0	3.3	70.5	13.1	0.8	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Sole	0.0	15.4	0.0	11.5	38.5	34.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Sparidae	89.6	3.8	0.0	0.0	2.2	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0
Syngnathe	1.7	9.0	0.0	14.0	46.1	2.2	0.0	5.1	9.0	0.6	5.1	7.3

SORTIES	F-02	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jan-03
Alevins de Muges	2.6	3.8	5.1	6.4	7.7	9.0	10.3	11.5	12.8	14.1	15.4	1.3
Anguille	1.3	0.0	0.0	7.5	10.0	76.3	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	1.3
Athérine	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.5	0.2	0.2	11.9	23.8	0.0	62.2
Carcinus	0.0	0.0	9.2	1.0	9.2	1.0	0.0	0.0	3.1	1.0	74.5	1.0
Civelle	1.6	2.5	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	86.0	7.9
Crangon	0.4	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	45.9	53.4
Epinoche	0.0	0.0	60.3	30.5	6.6	0.2	0.0	0.0	0.0	0.1	2.0	0.3
Gobies	0.2	0.2	29.7	21.8	10.1	0.2	0.0	0.0	1.0	0.0	16.4	20.3
Muges adultes (2 spp)	0.0	0.0	0.0	5.2	1.7	67.2	3.4	0.0	12.1	6.9	0.0	3.4
Palaemonidae	0.2	6.4	47.3	0.6	3.1	8.1	0.0	2.6	0.5	0.1	30.2	0.7
Syngnathe	0.7	2.6	13.2	0.0	32.2	0.0	0.0	0.0	19.1	0.0	5.3	27.0

Il est possible de comparer les résultats en entrée et sortie pour vérifier si le mouvement global des individus se fait dans une direction précise, on parle alors de migration vers la mer ou vers la lagune, ou si leur passage s'apparente davantage à une circulation autour du pertuis sans mouvement de masse (Fig. 5). On constate que le bilan mensuel est en faveur des entrées pour les 6 mois premiers mois de l'années, avec un pic de colonisation au printemps, ce qui correspond bien aux calendriers de migration existants (Paris et Quignard, 1971 ; Hervé, 1978 ; Bourquard, 1985). En revanche le flux migratoire inverse à l'automne est moins marqué ; ceci est du en particulier à l'entrée massive en octobre et novembre de civelles et d'alevins de muges, mais aussi d'athérines et de gobies.

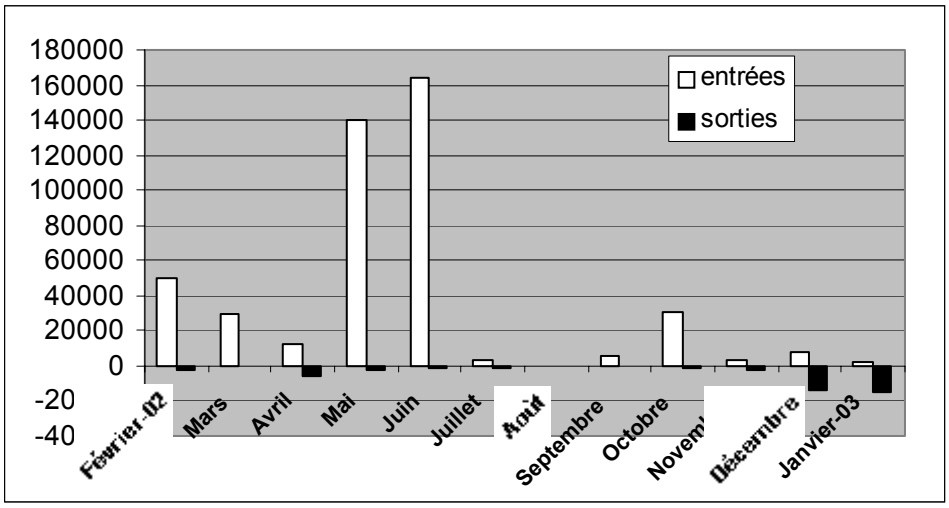
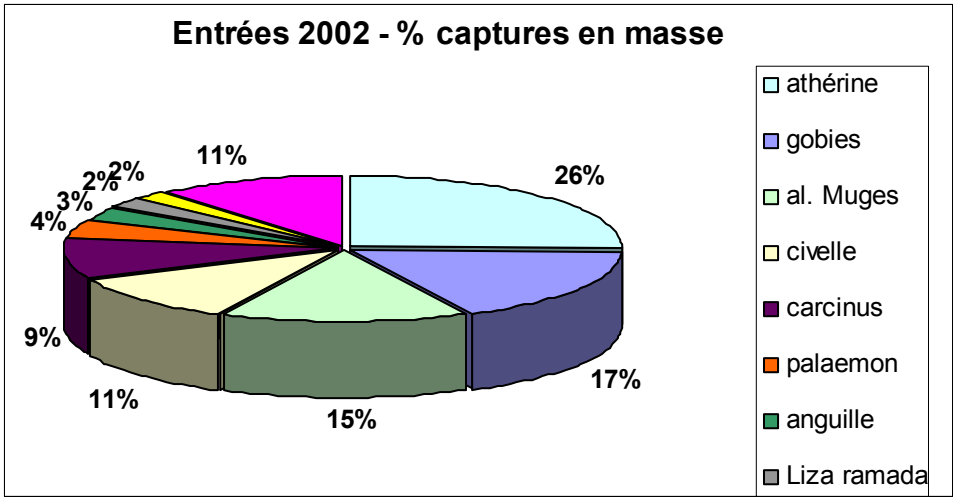


Figure 5 : Bilan des entrées et sorties, en nombre par heure, en 2002

Biomasse dans les captures

Pour estimer la composition spécifique relative dans les captures, la masse des taxons a été exprimée pour un même effort de capture (CPUE en g/heure), transformée en LN(CPUE+1) puis ramenée à un pourcentage. Les espèces qui contribuent le plus à la biomasse sont les athérines, les gobies, les alevins de muges, les civelles et les crabes en entrée ; les athérines, crevettes grises et muges en sortie.



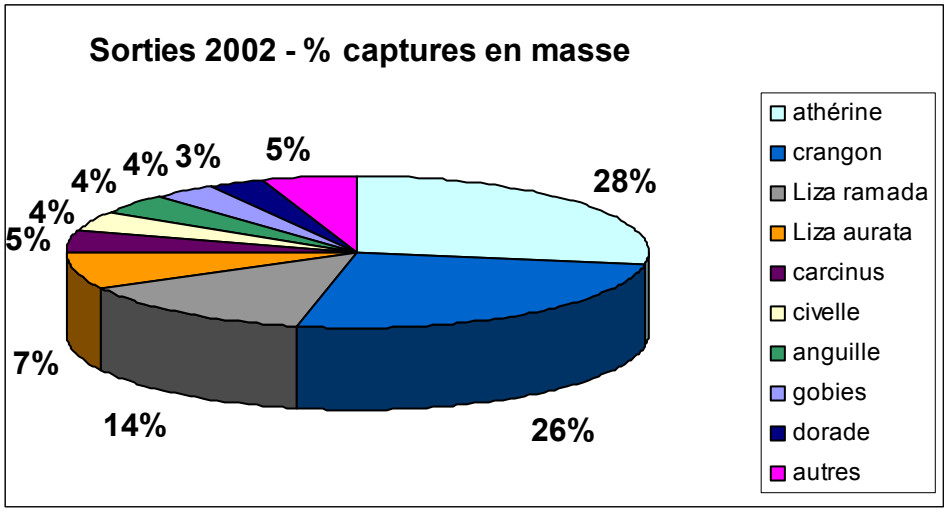


Figure 6 : Contribution relative en poids, % LN (CPUE+1), des principaux taxons capturés au niveau de la Fourcade en 2002.

2) Questions techniques sur le fonctionnement du pertuis

Dans cette partie nous ne considérerons que les résultats pour l'année 2002 ; d'une part ceux pour 2001 ont déjà été détaillés dans les précédents rapports, d'autre part les résultats de l'année 2002 sont plus significatifs puisque l'échantillonnage s'est poursuivi tout au long de l'année.

comparaison entre martellières

En ce qui concerne les entrées, il n'y a pas de différence significative dans les captures totales de poissons entre les martellières 1 et 3 (test t, $t = -1.083$, $p = 0.279$). Ce résultat se confirme pour chacun des taxons pris isolément (test t, $p>0.05$), à l'exception de *Liza ramada* dont les captures sont plus abondantes à la martellière 1 (test t, $t = -2.090$, $p<0.05$).

En ce qui concerne les sorties, il n'y a pas de différence significative dans les captures totales de poissons entre les martellières 1 et 3 (test t, $t = -1.092$, $p = 0.275$). Ce résultat se confirme pour chacun des taxons pris isolément (test t, $p>0.05$), à l'exception des athérines dont les captures sont plus abondantes à la martellière 1 (test t, $t = -3.266$, $p<0.01$).

cycle nychthéméral

En ce qui concerne les entrées, la différence entre périodes au cours du cycle nycthéméral est significative pour tous les taxons, à l'exception des anchois (Annexe II). Les test post hoc de Bonferroni indiquent que pour la majorité des taxons, les captures la nuit sont supérieures à celles observées le jour ; pour les captures diurnes, pour la majorité des taxons il n'y a pas de différence entre le matin et l'après-midi. Toutefois quelques groupes font exception à cette règle. Il s'agit de l'athérine, dont les captures ont été supérieures l'après-midi et les alevins de muges dont les plus fortes captures sont enregistrées le matin.

En ce qui concerne les sorties, la différence entre périodes est significative pour tous les taxons, à l'exception des Sparidae. Les test post hoc de Bonferroni indiquent que pour la quasi totalité des taxons, les captures la nuit sont supérieures à celles observées le jour. Seule l'épinoche est capturée en plus grande quantité durant le matin et l'après-midi.

piège haut ou bas

En ce qui concerne les entrées en 2002, il n'y a pas de différence significative dans les captures totales de poissons entre les pièges du haut et du bas (test t, $t = -0.105$, $p = 0.916$). Ce résultat se confirme pour la plupart des taxons pris isolément (test t, $p>0.05$), à l'exception de trois d'entre eux. Les alevins de muges sont préférentiellement capturés dans le piège du haut (test t, $t = -4.288$ $p<0.001$), alors que c'est le contraire pour les anguilles (test t, $t = 2.423$ $p<0.05$) et les crabes, *Carcinus* (test t, $t = 5.351$ $p< 0.0001$).

En ce qui concerne les sorties en 2002, les captures totales de poissons sont plus élevées dans la piège du bas (test t, $t = -2.386$ $p<0.05$). Ce résultat est du uniquement aux captures plus abondantes dans les pièges du bas des gobies (test t, $t = 3.002$, $p<0.01$) et des anguilles (test t, $t = 2.581$, $p<0.05$) . En revanche, les alevins de muges sont plus abondant en haut (test t, $t=-2.470$, $p<0.05$). Pour les autres taxon, il n'y pas de différence entre les deux pièges.

influence du nombre de martellières ouvertes avant la pêche

Pour la pêche, nous avons ouvert les martellières 1 et 3, et laissé les autres dans l'état où elles se trouvaient à notre arrivé. Les martellières étant le plus souvent toutes fermées lors de notre venue, la plupart des pêche se sont déroulées avec 2 martellière ouvertes (768), et quelques unes avec trois (n=24), cinq (n= 24) ou même sept martellière ouvertes (n=48).

Nous avons voulu tester l'effet que pouvait avoir l'état du pertuis (ouvert/fermé) antérieurement à la pêche, sur nos captures. Si les martellière sont restées fermées longtemps, les poissons ont eu le temps de se regrouper devant les vannes en attendant leur ouverture. Quand celle-ci se produit (1ère pêche), les captures sont élevées. Inversement si les martellières sont restées ouvertes sur une longue période, les poissons ont pu rentrer régulièrement. Mais d'un autre côté, on peut aussi penser que si les vannes sont restée fermées, il n'y a pas eu de sorties d'eaux saumâtres en provenance de la lagune et donc pas « d'appel d'eau douce ». En revanche des martellières restées ouvertes auront pu créer un courant attractif.

Au cours de notre échantillonnage, le nombre de vannes trouvées ouvertes *in situ* avant que la pêche du jour ne débute, a varié entre 0 et 7. Les conditions les plus fréquentes furent de 0 vanne ouverte (n=388 pêches), 1 vanne (n= 96) ou 2 vannes ouvertes (n= 288). Plus rarement 3 vannes (n=24) ou 7 (n=48) ont été observées.

En ce qui concerne les entrées, la différence est significative pour tous les taxons, excepté l'anchois et la sole (Annexe II). Pour la grande majorité des taxons, les captures les plus élevées sont enregistrées lorsqu'une seule martellière était ouverte avant la pêche. En revanche pour l'athérine le pattern n'est pas aussi clair, alors que pour le loup les plus grosses captures ont été effectuées lorsque 2 martellières étaient restées ouvertes avant le début de la pêche.
En ce qui concerne les sorties, la différence est significative pour tous la majorité des taxons, excepté l'anchois, l'anguille, les Sparidae et les syngnathes (Annexe II). Pour la plupart des espèces qui réagissent au nombre de martellières ouvertes, les captures les plus élevées sont obtenues lorsque les toutes martellières sont restées fermées avant la pêche. Par contre les

captures sont plus élevées losqu'1 martellière était ouverte avant la pêche (épinoche), ou 2 martellières (loups).

Influence de l'ordre de rang de la pêche

Cette analyse a été faite principalement pour tester l'existence possible d'un biais lié à la méthode. Nous avons discuté ci-dessus les différents résultats auxquels nous pouvions nous attendre selon qu'en l'absence d'ouverture des vannes, les poissons s'accumulent à l'entrée du grau ou au contraire ne sont pas attirés vers le grau, étant donné l'absence de courant. Dans le premier cas, nous devrions avoir plus de poissons lors des premières pêches que lors des suivantes (6 réplicats). Les analyses montrent qu'il n'y a pas de différence significative entes les pêches d'une même journée (6 réplicats), quel que soit leur ordre de rang (Annexe II) ; en effet si les anova sont significatives pour les anchois, l'anguille et la civelle en entrée, et pour les gobie en sorties, les tests post hoc de Bonferroni ne sont pas significatifs.

Influence du sens du courant

L'impact de la vitesse du courant, affecté de son sens (entrant/sortant) sera étudié dans la partie ci-après. Toutefois lors des pêches le sens du courant a été systématiquement relevé. Aussi nous avons procédé à une 1ère analyse (anova) de ce facteur en retenant trois modalités : entrant, sortant, nul (Annexe II).

En ce qui concerne les entrées, la majorité des espèces entrent par courant entrant, à l'exception des anguilles, qui ne montrent pas de préférence, et des muges adultes qui entrent préférentiellement par courant sortant.

En ce qui concerne les sorties, les différences sont significatives excepté chez les anguilles, et athérines et chez les juvéniles et adultes de muges (*Liza aurata*, *L. ramada* et). La majorité des taxons ayant une réponse rhéopositive sortent lorsque le courant est sortant. Cette tendance est moins claire chez les épinoches et les gobies, qui se déplacent surtout lorsque le courant est très faible (intermédiaire entre entrant et nul).

Influence des variables environnementales

Nous avons testé l'influence, sur les captures à l'entrée du grau, de plusieurs variables environnementales. Dans un premier temps, nous avons étudié la matrice des corrélations entre variables et entre variables et captures. Nous avons également analysé la distribution des captures des principaux taxons en fonction de chacune de ces variables, afin de déterminer si la relation entre variables et cpue se rapprochait d'un modèle linéaire ou non-linéaire. De plus, les résultats d'une analyse exploratoire sur les données du 1er semestre 2002 (Kung, 2003), ont suggéré que des analyses multivariées n'étaient pas les plus appropriées pour expliquer les captures par les variables environnementales. Ceci en raison de la forte abondance des athérines et des gobies qui expliquent l'essentiel du plan factoriel F1-F2, alors que les autres espèces sont regroupées près du centre. En tenant compte de ces analyses préliminaires, nous avons opté pour la régression multiple ascendante pas à pas.

Les variables suivantes, moyennées sur les 24 heurs précédant la 1ère pêche de chaque journée d'échantillonnage, ont été retenues : température de l'air (°C) ; précipitations (mm) ; rayonnement global (j/cm2) ; distance parcourue par le vent dans une des 8 directions déterminées (Nord, Nord-Est, Est, Sud-Est, Sud, Sud-Ouest, Ouest, Nord-Ouest), connaissant sa vitesse moyenne sur la journée ; conductivité en mS ; salinité en g/l de Na Cl ; % lune (0% pour absence de lune et 100% pour pleine lune) ; sens et intensité de la marée au début de la pêche estimée à partir de la pente des courbes de niveaux (ascendante, descendante) ; débit moyen de toutes les vannes additionnées en m^3/s ; vitesse moyenne dans le chenal d'accès au niveau de la section la plus étroite ; vitesses maximales moyennes du courant au niveau des martellières 1 et 3 en m/s ; volumes horaires passés par les vannes 1 et 3 ; volume total sortant/entrant. Enfin nous avons également tenté d'évaluer le rôle que pouvait avoir les sorties d'eau douce sur les stocks en mer (« appel d'eau douce ») ; pour cela nous avons considéré le volume entrant/sortant de la veille et les volumes entrant/sortant cumulés sur les 3 jours précédant la pêche.

Les variables retenues expliquent de 16 à 61% des captures, selon le taxon. Les principales variables explicatives sont les suivantes (Annexe III):
:

volume cumulé entrant des 3 derniers jours (alevins de Clupeidae)
température et marée montante (alevins de muges)
température et volume total entrant (athérines)
marée descendante et température (anguille)
température et vent du sud-est (carcinus)
marée descendante et vent de secteur sud-est (civelles)
vent de secteur sud-est et volume cumulé des 3 derniers jours (*Crangon*)
marée et vent de secteur sud-est (gobies)
vent de secteur sud-ouest et marée descendante (loup)
rayonnement global et vent de secteur sud-ouest (sardine)
vent de secteur sud-est (total décapodes).

DISCUSSION

Résultat des captures

Parmi les 26 espèces capturées au graud de la Fourcade :
- 14 (soit environ 54 %) sont des espèces marines migratrices saisonnières
- 4 sont des espèces marines occasionnelles (liche glauque, rouget de roche) ou rares (leptocéphale de congre, serpent de mer).
- 6 sont des espèces sédentaires : athérine, gobies (au moins deux espèces), syngnathe, épinoche, blennie
- 2 sont des espèces d'eau douce (gambusie, pseudorasbora)

Par comparaison Bardin (2002) avait capturé 15 espèces de poissons en échantillonnant les entrées de poissons à la Fourcade entre mars et mai 1994. Nous avons capturé également ces 15 espèces, à l'exception de *Carassius auratus* et *Diplodus vulgaris*. Le premier est une espèce d'eau douce qui n'est plus capturé qu'en faible quantité dans les étangs depuis la remontée de la salinité. Quant au second, il est possible qu'il fasse partie des alevins de Sparidae qui attendent d'être déterminés. Nous avons capturé une dizaine d'espèces non

recensées dans l'étude de Bardin (2002), principalement des espèces marines migratrices. Ceci est lié, d'une part à la plus grande durée de notre période d'échantillonnage mais aussi probablement au caractère ponctuel et sporadique des entrées dans le grau, comme nous le verrons par la suite. Nous avons également capturé des pseudorasbora, espèce exotique introduite signalée pour la 1ère fois en Camargue dans le canal du Fumemorte en 1993 (Rosecchi *et al.,* 1993). C'est une espèce d'eau douce dans sa zone de distribution originelle, mais nous la capturons régulièrement depuis novembre 1994 dans le Vaccarès (Rosecchi *et al.*, 2001).

La présence de quelque espèces d'eau douce à l'entrée du Grau côté mer, peut trouver plusieurs explications. La première tient à la configuration particulière du Grau de la Fourcade. En effet, la station de pompage implantée à proximité rejette des eaux plus ou moins douces. Celle-ci va non seulement apporter des individus de petites tailles grâce à son mécanisme de vis sans fin mais aussi créer un attrait pour tous les poissons dulçaquicoles présents à proximité et qui cherchent à rentrer. Nous n'avons pas les données exactes sur le calendrier de fonctionnement de cette pompe (voir partie hydrologique) ; toutefois il semble que sa gestion se fasse essentiellement à la demande des pêcheurs, selon le schéma suivant : au printemps l'eau de la station est évacuée vers la mer. En été en principe il n'y a pas d'évacuation d'eau, sauf en cas de gros orages, auquel cas l'eau est évacuée vers l'étang. En septembre, voire durant tout l'automne, l'eau est évacuée vers l'étang.

La seconde voie d'arrivée des espèces dulçaquicoles est le chenal principal qui mène directement aux Etangs Inférieurs. En outre, la dernière hypothèse envisageable est le petit chenal situé juste en aval des martelières et qui rejoint les Etangs inférieurs 2km à l'est. Il pourrait abriter temporairement ou de façon permanente des espèces euryhalines.

Pratiquement toutes les espèces capturées au grau de la Fourcade sont également capturées dans l'étangs du Vaccares, à l'exception de *Mullus surmuletus*, *Ophisurus serpens et Conger conger* (voir partie « Evolution du peuplement »), qui étaient de toutes façons extrêmement rares dans nos captures (un seul individu pour chaque espèce).

Quatre taxons représentent l'essentiel des captures en nombre, en entrée (91%) comme en sortie (69%) : les gobies, les athérines, les civelles et les alevins de Muges (Fig 4). Ceci est cohérent avec l'étude réalisée à la même station de mars à avril 1994 qui montrait que les Mugilidae (28%), les Gobiidae (44.9%) et l'athérine (19.3%) étaient dominants dans les captures à l'entrée de la lagune (Bardin et Pont, 2002). Le calendrier des déplacements que nous avons établi pour 2002 suggère que les sorties en mer d'athérines ont surtout lieu l'hiver, alors qu'une entrée massive a lieu en juin. Les périodes de sortie massive des gobies ont surtout lieu en décembre-janvier et d'avril à juin, alors que les entrées ont lieu en mai et juin. Cela pourrait s'expliquer en partie par la biologie de *Pomatochistus minutus* qui effectue une migration génésique hivernale vers la mer où elle se reproduit de novembre à avril (Bouchereau *et al*., 1991). Cependant comme nous l'avons vu les rejets en mer des eaux de la station d'assainissement de l'Eolienne sont également susceptibles d'avoir entrainé en mer ces espèces lagunaires qui cherchent ensuite à regagner les étangs inférieurs par le grau de la Fourcade.

D'après son cycle biologique, l'anguille colonise les milieux continentaux au stade de civelle et n'en ressort qu'au stade d'anguille mature argentée (voir partie « Le recrutement en mer- Le cas de l'anguille). Or nous avons constaté la présence de civelles en grande quantité dans les nasse de sorties, principalement en décembre 2002 et dans une moindre mesure en Janvier 2003. Vu leur petite taille, il est possible qu'une certaine quantité de civelle puissent arriver à traverser nos nasses (maille de 2mm), sans avoir à passer par le cône d'ouverture ; dans ce cas les civelles prises danns les compartiments de sortie chercheraient en fait à gagner la lagune. On

peut également penser que des civelles, venant d'entrer dans les étangs inférieurs aient pu être entraînées vers la mer passivement par de forts courants sortants.

Dans nos captures, on constate également un faible nombre d'individus d'espèces migratrices pourtant pêchées régulièrement dans l'étang par les pêcheur professionnels. C'est le cas du flet, du loup et de la daurade par exemple. Dans le cas des flets adultes, on peut imaginer que le diamètre d'ouverture des cônes est insuffisant pour capturer les individus migrants. Dans le cas des loups et des daurades, plusieurs hypothèses peuvent être avancées. Ils sont peut-être en mesure de détecter la présence des pièges dans la martellière. Une autre hypothèse, la plus probable, est liée au caractère très ponctuel et irrégulier des entrées. En effet, les captures peuvent passer de plusieurs centaines d'alevins lors d'une pêche à 0 pour la pêche suivante. Certaines migrations ponctuelles pourraient donc échapper à nos pêches mensuelles. Par opposition les espèces dites sédentaires effectuent des mouvements entre mer et lagune tout au long de l'année.

Questions techniques

Gestion des martellières

Les lagunes côtières, comme les estuaires, jouent un rôle important pour les poissons marins, comme nurseries et comme zone d'alimentation et de refuge. Pour les espèces marines, la colonisation des lagunes et des estuaires est surtout le fait des jeunes âgés de moins d'un an (classe 0+). Ce phénomène est d'ailleurs le même dans les lagunes des zones tempérées, au climat de type méditerranéen, par exemple en Californie (Warlen et Burke, 1990) ou en Afrique du Sud (Whitfield, 1990). La grande majorité des espèces marines colonisant les lagunes, en ressortent périodiquement. Certains espèces marines (ex. flet, loup et orphie) peuvent être représentées par plusieurs classes de taille dans les lagunes, mais au delà d'un certain âge, qui varie avec l'espèce, les poissons marins ne reviennent plus dans les lagunes (Quignard, 1983 ; Quignard *et al.*, 1984).

Les échanges entre mer et lagune sont incessants, mais on peut tout de même distinguer des périodes de migrations au caractère saisonnier très marqué : recrutement d'alevins dans la lagune au printemps, sortie à l'automne, au moment des premiers grands froids. D'après le calendrier que nous avons établi pour le système Vaccarès, les entrées dans la lagune ont lieu principalement entre février et juin pour la majorité des espèces marines ; en ce qui concerne les civelles, le recrutement a lieu toute l'année mais les pics se situent d'octobre à mars. Les pics de sorties des espèces marines migratrices ont principalement lieu en octobre et novembre. Ces données confirment de nombreux travaux effectués dans diverses lagunes méditerranénennes (voir Paris et Quignard, 1971 ; Hervé et Bruslé, 1980 ; Bourquard, 1985 ; Chauvet, 1986 ; Bruslé et Cambrony, 1992 ; Koutrakis *et al.*, 1994 ; Vidy et Franc, 1992). Or, comme nous l'avons vu, très peu de martellières sont ouvertes pendant les six 1ers mois de l'année. Depuis 2002 toutefois, une amélioration a été apportée puisque 2 martellières restent ouvertes en permanence. Toutefois comme nous le verrons plus loin, les conditions hydrologiques, notamment le sens et la vitesse du courant, ont une importance sur la capacité des alevins à coloniser le milieu.

Le calendrier de gestion actuel (ouverture d'un plus grand nombre de vannes en automne, du moins lorsque les courants sont sortants), permet la sortie des juvéniles ; les braconniers d'ailleurs le savent bien, qui viennent ouvrir les martellières la nuit pour capturer jeunes loups

et daurades qui regagnent la mer. C'est aussi en automne que les anguilles matures argentées regagnent la mer (avalaison) pour se rendre vers la Mer des Sargasses où a lieu la reproduction.

Jusqu'à présent la martellière située à l'extrêmité Est (n°1), était la seule à rester ouverte pour permettre le recrutement. Située près de la berge (et donc dans une zone de courant plus faible) et bordée d'enrochements, elle était censée être particulièrement favorable au recrutement. Nos échantillonnages ont été réalisés sur trois martellières (N°1, 2, 3) en 2001 et sur deux martellières (N°1 et 3) en 2002. Nos analyses indiquent que peu d'espèces montrent une préférence pour l'une ou l'autre de ces 3 martellières. Cette martellière ne favorise donc pas particulièrement les entrées, mais en tout état de cause nos résultats ne permettent pas non plus d'en choisir une autre qui serait plus efficace.

Cycle nycthéméral

Nos résultats à la Fourcade montrent clairement que les échanges entre la mer et le système du Vaccarès ont lieu préférentiellent la nuit pour la majorité des espèces, qu'il s'agisse des entrées ou des sorties ; quelques espèces cependant comme les alevins de Muges et les athérines, peuvent se déplacer aussi bien de jour que de nuit. Dans les lagunes du Golfe du Lion, seules les anguilles, les soles et les flets montraient une préférence très nette pour les passages nocturnes, alors que chez les athérines, les sardines et les muges, le passage était aussi bien diurne que nocturne (Bourquard, 1985). Bardin (1994), lui, a montré une préférence des athérines et des muges pour les entrées diurnes, alors que les entrées sont plutôt nocturnes chez les gobies. Bardin et Pont (2002) ont montré que les entrées d'athérines à la Fourcade au printemps sont 13 fois plus élevées le jour que la nuit. C'est un élément important à prendre en compte pour la gestion du pertuis ; ainsi lorsque les conditions météorologiques justifient la fermeture des graus (tempêtes de vent du sud, niveau marin supérieur à celui de l'étang…), les martellières pourraient rester fermées le jour mais ouvertes au moins une partie de la nuit pour permettre le recrutement.

Position du piège

Les résultat obtenus ne font que confirmer le mode de vie benthique de certaines espèces comme le crabe *Carcinus aestuarii*, l'anguille et les gobies ; par contre il semble que pour toutes les espèces, les sorties s'effectuent principalement en bas de la colonne d'eau ; ceci est à prendre en compte pour la gestion des martellières, qui sont parfois à demi-ouvertes ou dont le clapet est à moitié levé.

Influence des variables environnementales

On peut considérer schématiquement trois échelles spatiales d'étude des facteurs régissant les migrations entre mer et lagunes côtières. La 1ère échelle se situe en pleine mer et dépend de la taille du stock des géniteurs, du succès de reproduction, de la mortalité naturelle (et éventuellement de la mortalité par pêche), de la phénologie de la reproduction de l'espèce, etc. Par exemple chez les muges on a montré que la date à laquelle les alevins sont près des côtes dépend de la reproduction directement (période de ponte) et indirectement : distance des aires de ponte jusqu'à la côte, vents, courants, car les oeufs sont pélagiques et flottent (Koutrakis *et al.*, 1994).
Une fois la migration vers la zone côtière déclenchée, la seconde échelle est située au niveau de la frange marine côtière, où les facteurs lagunaires vont pouvoir avoir un impact sur la colonisation des lagunes par les alevins. Mc Dowall (1995) distingue essentiellement trois grands types de migration en fonction de leur déterminisme : les migrations trophiques, les migrations génésiques (pour la reproduction) et enfin les migrations dites « climatiques » c'est à dire effectuées pour se soustraire momentanément à des conditions de milieu défavorables. Il faut souligner cependant que la migration vers les lagunes n'a pas de caractère obligatoire, excepté chez l'anguille, et qu'elle ne touche qu'une part inconnue des populations en mer. Le déterminisme des migrations vers les lagunes n'est pas bien connu ; de nombreux auteurs soulignent la richesse en ressources trophique des milieux lagunaires, mais les facteurs susceptibles d'attirer les jeunes vers les lagunes sont nombreux. Des études en Afrique du sud montrent que les alevins de muges sont attirés vers les lagunes côtières par des variations de salinité, par la température, les marées, l'abondance de nourriture et par dessus tout la turbidité des embouchures de rivières ; ils se concentrent dans des zones avec peu de lumière et une haute turbidité (Blaber, 1987). La présence d'effluent d'égouts est l'un des facteurs qui attirent *Liza ramada* (Almeida, 1996). En Méditerranée, l'attractivité des eaux dessalées est un phénomène assez général chez les alevins de poissons issus de pontes en mer, et pas seulement les civelles (voir revue dans Lecomte-Finiger, 1994). Ceci semble être le généralementg le cas pour les alevins de muges et les civelles ; on parle de « l'appel des étangs »,

ou de « l'appel de l'eau douce » (voir Crivelli, 1981 ; Crivelli *et al*., 1995). D'autres auteurs soulignent aussi l'importance, pour la remontée des civelles dans les eaux douces et estuaires, de la température, des marées et substance chimiques (Tosie et Sola, 1993 ; Lecomte-Finiger, 1994). Nous avons tenté d'incorporer cette notion dans notre analyse, en tenant compte de l'ouverture des martellières et du volume d'eau sortant des étangs la veille 24h et 72h avant notre pêche, mais ce facteur n'a pas une contribution importante dans l'explication de nos résulats.

La 3ème échelle d'étude des migrations, qui est celle que nous avons plus particulièrement abordée, se situe à l'entrée même de la lagune, où les facteurs anthropiques et environnementaux vont conditionner les échanges. Ainsi, une étude comparative a été réalisée en Australie, sur les communautés de poissons de trois lagunes côtières ; 2 ouvertes de façon intermittente, par le biais d'un mince chenal, la 3ème ouverte en permanence et donc en communication constante avec la mer (Pollard, 1994). Les trois lagunes hébergeaient des peuplements montrant de fortes affinités et de fortes ressemblances avec la faune d'autres estuaires sur la côte australienne, mais la faune des deux lagunes ouvertes de façon intermittente était appauvrie, avec environ 40% seulement des espèces présentes dans la lagune ouverte en permanence (Pollard, 1994).
En ce qui concerne les variables environnementales, les résultats que nous avons obtenus au grau de la Fourcade, montrent que la majorité des entrées se font par courant entrant vers la lagune, quelle que soit l'espèce considérée. Pourtant les débit observés durant nos pêches sont restés relativement faibles, compris entre + 5.5 m^3/s (courant sortant) et -0.96 m^3/s (courant entrant), la plupart des valeurs étant situées autour de 0 à 0.5. De nombreux auteurs soulignent que les migrations s'effectuent généralement à contre-courant par les graus (voir Hervé et Bruslé, 1980). Ainsi c'est le mouvement de sorties des eaux de l'étang vers la mer, induit par le vent et non la température, qui constitue le facteur essentiel de migration anadrome des civelles vers l'étang de Bages-Sigean en hiver (Lecomte-Finiger et Razouls, 1981). Toutefois les espèces ne présentent pas forcément un mode de déplacement unique. Chez certaines espèces (ex. daurade, sars, loups, sole commune, sardine, anchois, flet) l'alevinage peut être actif ou passif ; cela dépend du stade auquel elles colonisent les lagunes (œuf, larve, alevin, juvénile) et aussi des conditions hydrologiques, telles que la vitesse du courant au niveau du grau (Bourquard, 1985). En principe lorsque la colonisation concerne les œuf et les larves planctonique, l'entrée est passive, par courant entrant ; en revanche les entrées d'alevins, juvéniles et adultes se font par nage active, souvent à contre-courant lorsque celui-ci n'est pas trop élevé (Quignard, 1983). Chez certaines espèces, l'alevinage est uniquement actif (ex. *Liza ramada, Liza aurata, Liza saliens, Mugil cephalus*, anguille) (Bourquard, 1985). Nos résultats n'indiquent pas pour autant que le courant sortant ne puisse avoir un effet attractif sur les bancs de jeunes alevins en mer. Nous avons d'ailleurs montré que l'ouverture d'une martellière quelques jours avant la pêche augmentait nos captures. Par contre, une fois arrivés dans le chenal d'entrée de la lagune, ceux-ci préfèrent se laisser porter passivement par le courant, surtout lorsque leur stade ontogénique ou leur morphologie ne permet pas la nage à contre courant. Il faut aussi souligner que même porté par un courant faible, un poisson peut nager activement (Bourquard, 1985). Enfin, il ne faut pas oublier que l'impact des sorties d'eau de la Fourcade sur les stocks en mer peut être renforcé ou au contraire contrebalancé par le débit du Rhône (dont l'estuaire est proche) et son panche.

Pour de nombreuses espèces la valeur de 0.5 m/s semble être le seuil au delà duquel la nage à contre-courant est impossible. Ainsi les civelle sont incapables de remonter à contre-courant un courant de vitesse supérieure à 0.5m/s (McLeave 1980). De même Bardin et Pont (2002) montrent au grau de la Fourcade que le transport des jeunes stades de gobies vers la lagune est uniquement passif et que même les grands gobies ne peuvent entrer dans le chenal si la vitesse est supérieure à 0.54 m/s. La vitesse moyenne dans le chenal de la Fourcade, proche de 0.02 à 0.03 m/s la plupart du temps, n'a pas dépassé 0.4 m/s et ne peut être considérée comme limitante (du moins dans la gamme observée lors de nos pêches). Au niveau de la martellière, la vitesse maximale du courant est restée comprise entre -05 et 1.07 m/s, mais n'a dépassé 0.5m/s que durant 5 jours de pêche, sur les 36 échantillonnés en 2002.

Notre étude au grau de la Fourcade fait ressortir que l'importance des facteurs sur les entrées de poissons varie fortement en fonction de l'espèce considérée. Les facteurs explicatifs les plus souvent impliqués sont la température et le vent du sud (Sud-Est et Sud-Ouest), ainsi que les volumes entrants et la marée montante. La température des eaux joue un rôle important dans les échanges piscicoles entre mer et lagune, bien que les espèces soient eurythermes : les entrées sont retardées quand la température est trop basse au printemps, alors que les sorties sont accélérées lorsque les eaux deviennent précocement froides à l'automne (Paris et Quignard,

1971). L'action des vents marins, qui peut influencer le sens d'écoulement des eaux (Heurteaux, 1992), et de la marée montante vont dans le sens d'une entrée massive lorsque le courant est entrant. Finiger (1976) montre, sur un étang méditerranéen, qu'un vent du nord établit un courant d'eau dessalée vers la mer dont l'odeur, accompagnée de celle d'autres éléments chimiques liés aux milieux continentaux et lagunaires (Barbin, 1998 ; Sola et Tongiorgi, 1996), attire les civelles. Comme nous l'avons déjà souligné ces résultats ne sont pas forcément contraires aux notres, mais peuvent se situer à des échelles spatiales différentes. D'ailleurs Lecomte-Finiger et Razouls (1981) soulignaient aussi qu'un vent Nord-Nord Ouest soutenu pendant les périodes de migration des civelles, entraînait une vidange de l'étang qui arrêtait momentanément leur remontée. L'effet positif de la marée descendante sur les entrées de civelles, observé au grau de la Fourcade, a déjà été souligné par ces mêmes auteurs (Lecomte-Finiger et Razouls, 1981), qui indiquent qu'en Méditerranée, où la marée est faible, le nombre de civelles capturées augmente quand la marée descend, phénomène inverse à celui observé en Atlantique

B – RESULTATS AU 30 JUIN 2003

B - 2 Hydrobiologie

B 2-3 Le recrutement des espèces migratrices

Le cas de l'anguille

Alain Crivelli
Charge de Recherche en Ecologie des Organismes Aquatiques
Fondation Sansouïre
Station Biologique de la Tour du Valat

Le recrutement des espèces migratrices

Le cas de l'anguille

S. Greco*, P. Melia*, G. De Leo*, M. Gatto* et Crivelli, A.J.**

***Dipartimento di Elettronica e Informazione, Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci, 32, 20133 Milano, Italy.**

**** Station Biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc, 13200 Arles, France**

L'anguille est un poisson migrateur amphihalin de type catadrome dont le cycle de vie est unique et encore mystérieux sur de nombreux points. Pendant longtemps on a pensé que toutes les anguilles européennes, de la Norvège à l'Egypte appartenaient au même stock et formaient une seule population panmictique qui se disperse au hasard au stade des larves. Des travaux récents en génétique remettent en cause ce concept et reconnaissent trois groupes distincts : les anguilles d'Europe du Nord, celles de l'Europe de l'Ouest et celles de la Méditerranée (Wirth & Bernatchez, 2001 ; Maes & Volckaert, 2002). Ces dernières études ne font que conforter ceux qui pensent que les anguilles de la Méditerranée se reproduisent en Méditerranée (Casellato, 2002) !

Si la biologie, l'écologie et la dynamique des civelles est bien connue sur la côte française atlantique (par ex. : de Casamayor et al., 2000, 2001), c'est loin d'être le cas en Méditerranée (Lecomte-Finiger, 1976, 1983). Les civelles sont présentes le long des côtes méditerranéennes de janvier à décembre, avec des pics d'abondance de décembre à avril (Lecomte-Finiger, 1976, Crivelli, données non publiées). Un travail récent sur les civelles de la côte méditerranéenne française (Lefebvre et al., 2003) montre : i) une diminution des masses et des longueurs moyennes des civelles au cours de la saison, ii) une diminution des masses et des longueurs pour un stade donné (V B), au cours de la saison, iii) un vieillissement global du stock civellier au cours de la saison et iv) une diminution de la taille (5% en 25 ans) des civelles au cours des dernières décennies. Ces résultats vont dans le sens des observations signalées sur les côtes atlantiques françaises.

Aucune donnée n'existe sur le stock en place, la localisation (éloignement du rivage, profondeur), le comportement et la dynamique des civelles en mer le long des côtes méditerranéennes. En l'absence de marée véritable, comme c'est le cas sur la côte atlantique, il semblerait que seul « l'appel en mer », soit l'intrusion d'eau de faible salinité en mer puisse attirer les civelles à approcher des côtes et à tenter d'entrer dans les fleuves et les lagunes côtiers. Dans une lagune donnée, l'entrée des civelles sera donc dépendante d'une part de cet appel en mer et d'autre part des conditions rencontrées dans le grau qui lie la lagune à la mer. Aujourd'hui la plupart des graus sont équipés de vannes et donc la colonisation des lagunes par les civelles va dépendre totalement de la gestion de ces graus. Si les vannes sont fermées, pas d'appel en mer et pas de civelles qui peuvent potentiellement coloniser la lagune. Si les vannes sont ouvertes, il peut y avoir appel en mer et attraction des civelles vers le grau, ensuite les conditions à l'intérieur du grau et de l'ouvrage (champs de vitesse) permettront ou ne permettront pas la colonisation de la lagune.

Dans notre cas, la seule possibilité pour les civelles d'entrer dans le système lagunaire dit du Vaccarès est le grau de la Fourcade (Voir Lefebvre et al., 2003). Malheureusement il est vain de vouloir estimer les quantités de civelles qui rentrent par ce grau pour des raisons essentiellement méthodologiques. Aussi, le seul moyen de savoir si des civelles sont rentrées une année donnée dans le système lagunaire du Vaccarès est d'essayer de les capturer dans ce système à un pas temps suffisamment court (le mois) pour être assurer de capturer encore des civelles et non pas des anguillettes. C'est ce que nous avons fait de 1993 à 2000 et nous montrons que les civelles peuvent rentrer en quantités variables dans le Vaccarès entre décembre et juin selon les années. Mais, malheureusement, cela ne nous donne pas une estimation du recrutement en civelles dans le Vaccarès une année donnée. Le seul moyen d'estimer le recrutement en civelles du système est d'établir un modèle de dynamique de population de l'anguille basé sur les captures d'anguilles jaunes et argentées (De Leo & Gatto, 1996).

Etablir un modèle de la dynamique de population de l'anguille est très complexe du fait même de la biologie de ce poisson. A notre connaissance, seules deux tentatives ont été réalisées à la date d'aujourd'hui : 1/ sur une population d'anguilles argentées en condition d'aquaculture extensive en Italie (De Leo & Gatto, 1995, 1996, 2001) et 2/ sur une population d'anguilles fortement exploitée dans un plan d'eau hollandais (Dekker, 2000).

Nous avons établi une collaboration avec l'équipe du Professeur Marino Gatto pour essayer de réaliser un modèle de dynamique de population de la sous-population d'anguilles du Vaccarès (voir Annexe IV). Ce modèle permettra entre autre d'estimer le recrutement annuel de civelles dans l'étang du Vaccarès et ses étangs périphériques, la problématique principale de ce projet LITEAU en Camargue. Le choix du Vaccarès pour un tel exercice est particulièrement judicieux car ce système lagunaire est encore relativement oligotrophique et par conséquent n'est jamais victime de crise hypertrophique, source de mortalité importante des organismes lagunaires dont l'anguille. De plus, ce système étant à 90 % inclus dans la Réserve Nationale de Camargue, interdite de toute pêche, on peut considérer que la pression de pêche dans ce système est modérée. Seule la gestion « chaotique » de l'accès à la mer au grau de la Fourcade peut être considérée comme un handicap, notamment pour la compréhension de nos résultats.

Notre estimation du recrutement de civelles dans le système lagunaire du Vaccarès pour la période 1993 à 2000 est présentée ci-dessous dans le tableau 1.

Tableau 1. Estimation du recrutement en civelles entre 1993 et 2000. En gris, deux années à ne pas prendre en compte.

Année	Recrutement
1993	109,322
1994	8,653,706
1995	2,601,677
1996	546,855
1997	1,483,796
1998	13,484,015
1999	1,130,149
2000	14,274,559

On observe une grande variabilité interannuelle du recrutement (coefficient de variation: 73.5 %). Les années 1993 et 1996 ne doivent pas être considérées, car notre échantillonnage de civelles ces années-là ne fut que partiel et donc peu représentatif. Nos résultats sont pour un système de 120 km^2. Dekker (2000) a estimé le recrutement d'un plan d'eau de 1820 km^2 en Hollande entre 20 et 50 millions de civelles, soit des valeurs à surface égale un peu inférieures à nos estimations. Si l'on considère 3000 civelles au kilo cela représente entre 377 et 4758 kg de civelles par an.

Cette grande variabilité dans le recrutement peut être attribuée à plusieurs facteurs, soit pris isolément, soit ensemble : 1/ une mortalité civelles-anguillettes différentes entre les années 2/ une forte variabilité interannuelle du stock disponible de civelles en mer, 3/ la gestion du grau, différente selon les années, il semblerait que les meilleurs années 1998 et 2000 soit des années sèches alors que les mauvaises ou les années moyennes soit des années humides, voire très humides. En l'état de nos connaissances, nous ne pouvons trancher entre ces facteurs. Probablement qu'ils sont tous impliqués, mais dans quelle proportion ?

Enfin , comme pour tout modèle, il nous faudra valider nos estimations. Ceci sera fait lors de notre prochain projet, co-financé par le MATE, l'Union Européenne, La Tour du Valat et l'association Migrateurs-Rhône-Méditerranée (MRM). Ce projet consiste en l'installation d'une passe-piège à civelles au grau de la Fourcade. Toutes les civelles capturées seront marquées et déversées dans le système lagunaire du Vaccarès. Des pêches successives les années suivantes nous permettrons de suivre la cohorte marquée jusqu'à sa disparition totale (argentées quittant le système).

Ce travail fera l'objet d'une communication orale invitée lors d'un symposium sur l'anguille au cours de la conférence annuelle de l'American Fisheries Society qui se tiendra en octobre 2003 à Québec, Canada. Une publication sur ce travail sera écrite ultérieurement en y ajoutant les année 2001 et 2002 et en y incorporant des modifications mineures.

References citées

(Voir bibliographie générale pour synthèse des références)

Casellato, S. 2002 ; De Casamayor M.N., Prouzet P. etLazure P., 2000 ; De Casamayor M.N., Lecomte-Finiger R., et Prouzet P. 2001 ; De Leo G.A. et Gatto M., 1995 ; De Leo G.A. et Gatto M., 1996 ; De Leo G.A. et Gatto M., 2001 ; Dekker W., 2000 ; Lecomte-Finiger R., 1976 ; Lecomte-Finiger R., 1983 ; Lefebvre F., Sergent E., Acou A., Lecomte-Finiger R., et Crivelli A.J., 2003 ; Maes G.E. et Volckaert F.A.M., 2002 ; Wirth T. et Bernatchez L., 2001.

C – BIBLIOGRAPHIE CITEE

Allard P., Bardin O., Barthélemy C., Pailhes S. et Picon P., 2001. Eaux poissons et pouvoir. Un siècle de gestion des échanges mer-lagune en Camargue. Natures, Sciences, Sociétés 9 (1) : 5-18.

Almeida P.R., 1996. Estuarine movement patterns of adult thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* (Risso) (Pisces, Mugilidae), observed by ultrasonic tracking. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 202 : 137-150.

Barbin G.P., Parker S.J. et J.D. McCleave, 1998. Olfactory clues play a critical role in the estuarine migration of silver-phase American eel. Environmental Biology of Fishes 53 : 283-291.

Bardin O., 1994. Facteurs régulant les échanges piscicoles entre la mer et les étangs centraux de Camargue. D.E.A., Université Aix-Marseille III, Faculté de Saint-Jérôme, 31 p.

Bardin O. et Pont D., 2002. Environmental factors controlling the spring immigration of two estuarine fishes *Atherina boyeri* and *Pomatoschistus spp*. Journal of Fish Biology 61: 560-578.

Bardin O., 2002. Dynamique des peuplements piscicoles colonisant les milieux estuariens et lagunaires du delta du Rhône. Etude de deux cas : le domaine de la Palissade et le pertuis de la Fourcade. Thèse de Doctorat, Université Aix-Marseille III, Faculté de Saint-Jérôme, 176 p.

Blaber J.M.S., 1987. Factors affecting recruitment and survival of mugilids in estuaries and coastal waters of southern Africa. Am. Fish. Soc. Symp. 1: 507-518.

Bouchereau J.-L., Quignard J.-P., Joyeux J.-C., et Tomasini A.J., 1991. Stratégies et tactiques de reproduction de *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838) et de *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) (Pisces, Gobiidae) dans le golfe du Lion (France). Nids, déterminismes de la sédentarité et de la migration. Cybium 15(4) : 315-346.

Bourquard C., 1985. Structure et mécanismes de mise en place, de maintien et d'évolution des peuplements icthyiques lagunaires du Golfe du Lion. Thèse 3ème Cycle, Université Montpellier II, U.S.T.L., 337 p.

Bruslé J. et Cambrony M., 1992. Les lagune méditerranéenne : des nurseries favorables aux juvéniles de poissons euryhalins et/ou des pièges redoutables pour eux ? *Analyse critique de la croissance de muges de plusieurs étangs saumâtres du Languedoc-Roussillon, au cours de leur première année de vie*. Vie et Milieu 42(2) : 193-205.

Cambrony M., 1984. Identification et périodicité du recrutement des juvéniles de Mugilidae dans les étangs littoraux du Languedoc-Roussillon. Vie et Milieu 34(4) : 221-227.

Casellato S., 2002. European eel : a history which must be rewritten. Italian Journal of Zoology, 69 : 321-324.

Chauvelon P., 1996. Hydrologie quantitative d'une zone humide méditerranéenne aménagée : le bassin du Fumemorte en Grande Camargue, delta du Rhône. Thèse de doctorat. Université Montpellier II, 275 p.

Chauvelon P., 1998. A wetland managed for agriculture as an interface between the Rhône river and the Vaccarès lagoon (Camargue, France): transfers of water and nutrients. Hydrobiologia 373/374 : 181-191.

Chauvelon P., Sandoz A., Heurteaux V. et Berceaux A. , 2001. Satellite remote sensing and GIS used to quantify water input for rice cultivation (Rhône delta, France). Remote Sensing and Hydrology 2000. IAHS Publ. no 267 : 446-450.

Chauvelon P. et Mathevet R., 2003. Carrefour des eaux à l'interface nature – société: l'hydrosystème camarguais. Faire Savoirs n°2 : 57-64.

Chauvelon P., M.G. Tournoud et Sandoz A. , 2003 a. Integrated hydrological modelling of a managed coastal Mediterranean wetland (Rhone delta, France): initial calibration. Hydrology and Earth System Sciences 7 : 123-131.

Chauvelon P., Pichaud M., et Sandoz A., 2003 b. Quantifying the impact of a pulsing event in the Rhone river delta on the salt and sediment balance of the Vaccares lagoon system. Poster presentation at the joint meeting European Geophysical Society XXVIIIth General Assembly / American Geophysical Union Spring Meeting 2003, Nice, France, 7-11 April 2003.

Chauvet C., 1986. Exploitation des poissons en milieu lagunaire méditerranéen. Dynamique du peuplement ichthyologique de la lagune de Tunis et des populations exploitées par des bordigues (Muges, Loups, Daurades). Thèse d'Etat, Université de Perpignan, 555 p.

Crivelli A.J., 1981. Les peuplements de poissons de la Camargue. Rev. Ecol. (Terre et Vie) 35 : 617-671.

Crivelli A.J., 1982. Biology of three Malacostraca (Decapoda) in a Mediterranean lagoon with particular emphasis on the effect of rapid environmental changes on the activity (catchability) of the species. Estuarine, Coastal and Shelf Science 12 : 591-604.

Crivelli A. J. & Ximenes M.C., 1992. Alterations to the functioning of Mediterranean lagoons and their effects on fisheries and aquaculture. In Managing Mediterranean Wetlands and their Birds (Finlayson, M., Hollis, T. & Davis, T., ed.), Vol. 20. IWRB Special Publication, Grado, Italy.

Crivelli A.J., Ximenes M.-C., Gout B., Lasserre G., Freon et Do Chi T., 1995. Causes and effects of terrestrial runoff and riverine outflow on brackish/coastal marine fisheries ecosystems in the northern Mediterranean region. FAO Fisheries Technical Paper N° 349: 88 pp.

Crivelli A. J. et Poizat G., 2001. Timing of migration and exceptional growth of YOY Alosa fallax rhodanensis (Roule, 1924) in a lagoon in southern France. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 362/363 : 761-772.

da Silva A. J., 1986. River runoff and shrimp abundance in a tropical coastal ecosystem - the example of the Sofala bank (Central Mozambique). In The Role of Freshwater Outflow in Coastal Ecosystems (Skreslet, S., ed.), Springer-Verlag Berlin, pp. 329-344.

De Casamayor M.N., Prouzet P. & Lazure P., 2000. Identification des flux de civelles (*Anguilla anguilla*) à partir des relations d'allométrie en fonction des conditions hydrodynamiques dans l'estuaire de l'Adour. Aquatic Living Resources, 13: 411-420.

De Casamayor M.N., Lecomte-Finiger R. et Prouzet P., 2001 . Détermination de l'état d'amaigrissement des civelles (*Anguilla anguilla*) en migration en zones côtière et estuarienne. Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences, Paris, Sciences de la Vie, 324 : 345-353.

De Leo G.A. et Gatto M., 1995. A size and age structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52: 1351-1367.

De Leo G.A. et Gatto M., 1996. Trends in vital rates of the European eel : evidence for density dependence ? Ecological Applications, 6 : 1281-1294.

De Leo G.A. et Gatto M., 2001. A stochastic bioeconomic analysis of silver eel fisheries. Ecological Applications, 11: 281-294.

Dekker W., 2000. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake Ijsselmeer, the Netherlands. Dana, 12 : 17-32.

Drinkwater K. F., 1986. On the role of freshwater outflow on coastal marine ecosystems - a workshop summary. In The Role of Freshwater Outflow in Coastal Ecosystems (Skreslet, S., ed.), Springer-Verlag Berlin, pp. 429-441.

Garcia A.M., Vieira J. P. et Winemiller K.O., 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. Journal of Fish Biology 59 : 1218-1238.

Gelin A., 2001. Ecologie des populations de crustacés décapodes de Camargue : influence des variations de salinité. Thèse de Doctorat, Université d'Aix-Marseille, Centre d'Océanologie de Marseille, 192 pages + annexes.

Gisbert E., Cardona L., et Castello F., 1996. Resource partitioning among planktivorous fish larvae and fry in a Mediterranean coastal lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science 43: 723-735.

Griffiths S.P., 1999. Consequences of artificially opening coastal lagoons on their fish assemblages. International Journal of Salt Lake Research 42: 195-199.

Griffiths S.P. et West R.G., 1999. Preliminary assessment of shallow water fish in three small intermittently open estuaries in south-eastern Australia. Fisheries Management and Ecology 6: 311-321.

Griffiths S.P., 2001. Factors influencing fish composition in an Australian intermittently open estuary. Is stability salinity-dependent? Estuarine, Coastal and Shelf Science 52: 739-751.

Grillas P., Charpentier A., Auby I., Lescuyer F. et Coulet E., 2000. Spatial dynamics of *Zostera noltii* over a 5-year period of fluctuating salinity in the Vaccares lagoon, France. Biologia Marina Mediterranea 7: 377-380.

Hervé P., 1978. Ichthyofaunes comparées de deux étangs littoraux du Roussillon : Salses-Leucate et Canet-Saint Nazaire. Ecologie générale et biologie de diverse espèces de poissons. Thèse 3ème Cycle, Université Paris VI, 253 p.

Hervé P. et Bruslé J., 1980. L'étang de Salses-Leucate - Ecologie générale et ichtyofaune. Vie et Milieu 30(3-4) : 275-283.

Heurteaux P., 1992. Modifications du régime hydrique et salin des étangs du système Vaccarès (Camargue, France) liées aux perturbations anthropiques des cinquante dernières années. Annls Limnol. 28 : 157-174

Heurteaux P., 1994. Essai de quantification des termes du bilan hydrique des étangs du système Vaccarès (Camargue, France). Annales de Limnologie 30 : 131-134.

Ihaka, R. et Gentleman R., 1996 R: a language for data analysis and graphics. Journal of Computational and Graphical Statistics 5 : 299-314.

Koutrakis E.T., Sinis A.I., et Economidis P.S., 1994. Seasonal occurrence, abundance and size distribution of gray mullet fry (Pisces Mugilidae) in the Porto-Lagos lagoon and Lake Vistonis (Aegan sea, Greece). The Israeli Journal of Aquaculture- Bamidgeh 46(4): 182-196.

Kraft A., 2001. Echanges hydrosalins et recrutement piscicole entre le système Vaccarès et la mer : Essai de quantification du bilan salin du système Vaccarès et étude des contraintes d'échantillonnage sur l'estimation des flux piscicoles. Maîtrise Sciences de l'environnement, Université Claude Bernard Lyon I, 40 pp.

Lancastre A., 1996. Hydraulique générale. Eyrolles, SAFEGE, Eds., 633p.

Lecomte-Finiger R., 1976. Contribution à l'étude biologique et écologique des civelles (*Anguilla anguilla* Linné 1758) lors de leur pénétration dans un étang méditerranéen. Vie et Milieu, 26 : 123-144.

Lecomte-Finiger R. et Razouls C., 1981. Influence des facteurs hydrologiques et météorologiques sur la migrations anadrome des civelles dans le Golfe du Lion. Cahiers du Laboratoire de Montereau, N°12 : 13-13.

Lecomte-Finiger, R. 1983. Etude morphométrique et énergétique de la civelle de méditerranée au cours de la pigmentation. Vie et Milieu, 33 : 87-92.

Lecomte-Finiger R., 1994. Les stades larvaires (leptocéphales et civelles) de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758) : migrations et métamorphose. Ann. Biol. 33(1) : 1-13.

Lefebvre, F., E. Sergent, A. Acou, R. Lecomte-Finiger & Crivelli, A.J. 2003. Recrutement des civelles (*Anguilla anguilla*) sur la côte méditerranéenne française : analyse comparée des caractéristiques biométriques et pigmentaires des saisons 1974-1975 et 2000-2001. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture.

Maes, G.E. & Volckaert, F.A.M. 2002. Clinal genetic variation and isolation by distance in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). Biological Journal of the Linnean Society, 77 : 509-521.

Mazoyer D., 2002. Impact des inondations de 1993-1994 sur l'étang de Vaccarès, Camargue: Dynamique de la végétation aquatique – Estimation des apports de matières en suspension. Universités de Rouen et Caen, DESS Environnement : Sols, eaux continentales et marines. 61 p. + annexes

Mc Cleave, J. O. 1980. Swimming performance of european eel, *Anguilla anguilla* (L.), elvers. Journal of fish biology 16:445-452.

Mc Dowall R.M., 1995. Seasonal pulses in migrations of New Zealand diadromous fish and the potential impacts of river mouth closure. New Zealand of Marine and Freshwater Research, 29: 517-526.

Mol J. H., Resida D., Ramlal J. S. et Becker C.R., 2000. Effects of El Niño-related drought on freshwater and brackish-water fishes in Suriname, South America. Environmental Biology of Fishes 59 : 429-440.

Pampoulie C., Chauvelon P., Rosecchi E., Bouchereau J-L et Crivelli A.J., 2001. Environmental factors influencing the Gobiid assemblage of a Mediterranean lagoon : empirical evidence from a long-term study. Hydrobiologia, 445 : 175-181.

Paris J. et J.-P. Quignard J.-P., 1971. La faune ichthyologique des étangs languedociens de Sète à Carnon (écologie, éthologie). Vie Milieu, suppl. 22 : 301-327.

Picon B. et Provansal M., 2003. Faut-il se protéger de la mer ? Instabilités naturelles et politiques publiques dans le delta du Rhône. Faire Savoirs n°2 : 75-80.

Pirazzoli P.A., 2001. L'élévation récente du niveau de la mer et les prévisions pour le XXIème siècle. Colloque MIES Arles 2000 Le changement climatique et les espaces côtiers.

Poizat G., Chauvelon P., Rosecchi E., et Crivelli A.J., 1999. Passage de poissons du Rhône par les pompes d'irrigation de Camargue : premiers résultats. Bull. Fr. Pêche Piscic. 352 : 31-43.

Pollard D.A., 1994. A comparison of fish assemblages and fisheries in intermittently open and permanently open coastal lagoons on the south coast of New South Wales, South-Eastern Australia. Estuaries 17(3): 631-646.

Pont D., Simmonnet J.P. et Walter A.V., 2001. Medium term changes in suspended sediment delivery to the ocean: consequences of catchment heterogeneity and river Management (Rhone River, France). Estuar. Coast. Shelf Sci., 56 : 420-440.

Quignard J.-P., 1983. Les caractéristiques biologiques et environnementales des lagunes en tant que base biologique de l'aménagement des pêcheries. Etudes et Revues C.G.P.M., FAO Rome N°61.

Quignard J.-P., Man Waï R. et Vianet R., 1984. Les poissons de l'étang de Mauguio (Hérault, France). Inventaire, structure du peuplement, croissance et polymorphisme des tailles. Vie et Milieu 34(4) : 173-183.

Quinn N. W., Breen C. N., Whitfield A. K. et Hearne J.W., 1999. An index for the management of South African estuaries for juvenile fish recruitment from marine environment. Fisheries Management and Ecology 6 : 421-436.

Rosecchi E., Crivelli A.J. et Catsadorakis G., 1993. The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into lake Mikri Prespa (north-western Greece). Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems, 3 : 223-231.

Rosecchi E., Thomas F. et Crivelli A.J., 2001. Can life-history traits predict the fate of introduced species? : A case study on two Cyprinid fish in Southern France. Freshwater Biology 46: 845-853.

Sinclair M., Bugden G. L., Tang C. L., Therriault J. C. et Yeats P. A., 1986. Assessment of effects of freshwater runoff variability on fisheries production in coastal waters. In The Role of Freshwater Outflow in Coastal Ecosystems (Skreslet, S., ed.), Springer-Verlag Berlin, pp. 139-160.

Skreslet S. (ed.), 1986. The Role of Freshwater Outflow in Coastal Ecosystems, pp 454. Berlin: Springer-Verlag.

Sola C. et Tongiorgi P., 1996. The effect of salinity on the chemotaxis of glass eels, *Anguilla anguilla*, to organic earthy and green odorants. Environmental Biology of Fishes 47:213-218.

Suanez S., 1997. Dynamiques sédimentaires actuelles et récentes de la frange littorale orientale du delta du Rhône, Thèse de doctorat, Université de Provence, 283 p.

Sutcliffe W.H., 1973. Correlations between seasonal river discharge and local landings of American lobster (Homarus americanus) and Atlantic halibut (Hippoglossus hippoglossus) in the Gulf of St. Lawrence. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30 :856-859.

Thioulouse J., Chessel D., Dolédec S. et Olivier J.M., 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. Statistics and Computing 7 : 75-83.

Tosi L. et Sola C., 1993. Role of geosmin, a typical water odour, in guiding glass eel *Anguilla anguilla* (L.) migration. Ethology 95: 177-185.

Vidi G. et Franc J., 1992. Saisons de présence à la côte des alevins de muges (Mugilidae) en Tunisie. Cybium 16(1): 53-71.

Warlen S.M. et Burke J.S., 1990. Immigration of larvae of fall/winter spawning marines fishes into a North Carolina estuary. Estuaries, 13 : 453-461.

Whitfield A.K., 1990. Life history styles of fishes in South Africa estuaries. Environmental Biology of Fishes, 28 : 295-308.

Wirth T. et Bernatchez L., 2001. Genetic evidence against panmixia in the European eel. Nature, 409, 1037-1040.

ANNEXES

ANNEXE I. Liste des espèces de poisson capturées à La Capelière. L'habitat de reproduction

est codé D pour l'eau douce, S pour l'eau saumâtre et M pour l'eau de mer.

Nom latin	Nom français	Famille	Habitat repro.	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Nemacheilus barbatulus	Loche franche	Balitoridae	D	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Lepomis gibbosus	Perche soleil	Centrarchidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Micropeterus salmoides	Black-bass	Centrarchidae	D	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Abramis brama	Brème commune	Cyprinidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Alburnus alburnus	Ablette	Cyprinidae	D	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Barbus barbus	Barbeau fluviatile	Cyprinidae	D	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Barbus meridionalis	Barbeau méridional	Cyprinidae	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blicca bjoerkna	Brème bordelière	Cyprinidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Carassius auratus	Carassin doré	Cyprinidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Chondrostoma nasus	Hotu ou nase	Cyprinidae	D	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Ctenopharyngodon idellus	Carpe chinoise	Cyprinidae	D	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Cyprinus carpio	Carpe commune	Cyprinidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Gobio gobio	Goujon	Cyprinidae	D	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Leuciscus cephalus	Chevaine	Cyprinidae	D	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Pseudorasbora parva	Pseudorasbora	Cyprinidae	D	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Rutilus rutilus	Gardon	Cyprinidae	D	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	Cyprinidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Tinca tinca	Tanche	Cyprinidae	D	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
Esox lucius	Brochet	Esocidae	D	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0
Gasterosteus aculeatus	Epinoche	Gasterosteidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ameirus melas	Poisson chat	Ictaluridae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Gymnocephalus cernuus	Grémille	Percidae	D	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Perca fluviatilis	Perche fluviatile	Percidae	D	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Stizostedion lucioperca	Sandre	Percidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Gambusia affinis	Gambusie	Poecillidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Silurus glanis	Silure	Siluridae	D	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Alosa fallax rhodanensis	Alose feinte	Clupeidae	D	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Atherina boyeri	Athérine	Atherinidae	D/S/M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Belone belone	Orphie	Belonidae	S/M	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Salaria pavo	Blennie paon	Blenniidae	S/M	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1
Syngnathus abaster	Syngnathe	Syngnathidae	S/M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Syngnathus acus	Syngnathe aiguille	Syngnathidae	S/M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pomatoschistus marmoratus	Gobie marbré	Gobiidae	S/M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pomatoschistus microps	Gobie tacheté	Gobiidae	S/M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pomatoschistus minutus	Gobie buhotte	Gobiidae	S/M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Gobius niger	Gobie noir	Gobiidae	S/M	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Symphodus melops	Crénilabre mélops	Labridae	S/M	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Anguilla anguilla	Anguille	Anguillidae	M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Trachynotus ovatus	Liche glauque	Carangidae	M	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sardina pilchardus	Sardine	Clupeidae	M	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Engraulis encrasicholus	Anchois	Engraulidae	M	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Dicentrarchus labrax	Loup	Moronidae	M	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Chelon labrosus	Mulet à grosse lèvres	Mugilidae	M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Liza aurata	Mulet doré	Mugilidae	M	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Liza ramada	Mulet porc	Mugilidae	M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Liza saliens	Mulet sauteur	Mugilidae	M	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Mugil cephalus	Mulet à grosse tête	Mugilidae	M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Mullus barbatus	Rouget de vase	Mullidae	M	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Petromyzon marinus	Lamproie marine	Petromyzonidae	M	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Platichthys flesus	Flet	Pleuronectidae	M	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sciaena umbra	Corb	Sciaenidae	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Scophtalmus maximus	Turbot	Scophtalmidae	M	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1
Solea spp.	Sole	Soleidae	M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Diplodus annularis	Sparaillon	Sparidae	M	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1
Diplodus sargus	Sar commun	Sparidae	M	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1
Sparus aurata	Daurade royale	Sparidae	M	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1
Richesse spécifique				26	34	38	43	44	36	40	35	30	30

Annexe II. Résultats des anova effectuées sur les captures moyennes à la Fourcade

Effets du sens du courant sur les Entrées en 2002

(calculs sur CPUE en nombre transformées en LN(CPUE+1))

	F	p
Alevins de Clupleidae	13,283	0,000
Alevins de Muges	3,777	0,023
Anchois	4,298	0,014
Anguille	6,171	0,002
Athérine	1,710	0,182
Carcinus	12,324	0,000
Civelle	15,509	0,000
Crangon	8,226	0,000
Dorade	3,238	0,040
Epinoche	11,757	0,000
Flet	0,071	0,932
Gobies	44,510	0,000
Muges adultes	6,525	0,002
Loup	4,626	0,010
Palaemonidae	52,014	0,000
Pseudorasbora	7,774	0,000
Sardine	2,467	0,086
Sole	5,922	0,003
Sparidae	4,009	0,019
Somme poissons marins migrateurs	15,819	0,000
Somme poissons	28,185	0,000
Somme crustacés décapodes	53,821	0,000

Effets du sens courant sur les Sorties en 2002

(calculs sur CPUE en nombre transformées en LN(CPUE+1))

	F	p
Alevins de Clupleidae	4,561	0,001
Alevins de Muges	16,113	0,000
Anguille	2,250	0,062
Athérine	2,081	0,081
Carcinus	4,326	0,002
Civelle	23,992	0,000
Crangon	25,495	0,000
Epinoche	26,297	0,000
Gobies	28,677	0,000
Liza aurata	1,510	0,197
Liza ramada	2,240	0,063
Loup	3,407	0,009
Mugil cephalus	0,481	0,749
Palaemonidae	21,812	0,000
Syngnathe	57,239	0,000
Somme poissons marins migrateurs	19,511	0,000
Somme poissons	34,307	0,000
Somme crustacés décapodes	41,036	0,000

Effets de la période de la journée (Matin, après-midi ou nuit) sur les entrées en 2002
(calculs sur CPUE en nombre transformées en LN(CPUE+1))

	F	p
Alevins de Clupleidae	8,637	0,000
Alevins de Muges	4,410	0,012
Anchois	0,662	0,516
Anguille	69,618	0,000
Athérine	11,780	0,000
Carcinus	63,035	0,000
Civelle	230,891	0,000
Crangon	98,538	0,000
Epinoche	13,474	0,000
Gobies	115,209	0,000
Loup	4,756	0,009
Sole	19,539	0,000
Syngnathe	51,825	0,000
Somme poissons marins migrateurs	66,267	0,000
Somme poissons	423,636	0,000
Somme crustacés décapodes	49,638	0,000

Effets de la période de la journée (Matin, après-midi ou nuit) sur les Sorties en 2002
(calculs sur CPUE en nombre transformées en LN(CPUE+1))

	F	p
Alevins de Muges	8,994	0,000
Anguille	29,047	0,000
Athérine	4,387	0,013
Carcinus	9,675	0,000
Civelle	53,550	0,000
Crangon	43,132	0,000
Epinoche	3,492	0,031
Gobies	8,410	0,000
Loup	6,874	0,001
Sparidae	0,689	0,502
Syngnathe	16,736	0,000
Somme poissons marins migrateurs	39,764	0,000
Somme poissons	3,206	0,041
Somme crustacés décapodes	42,871	0,000

Effet du nombre de martellières ouvertes en arrivant sur les Entrées 2002
(calculs sur CPUE en nombre transformées en LN(CPUE+1))

	F	p
Alevins de Clupleidae	26,384	0,000
Alevins de Muges	4,407	0,002
Anchois	2,315	0,056
Anguille	17,278	0,000
Athérine	4,543	0,001
Carcinus	17,177	0,000
Civelle	7,723	0,000

Crangon	21,541	0,000
Epinoche	37,493	0,000
Gobies	30,744	0,000
Loup	11,781	0,000
Sole	1,374	0,241
Syngnathe	7,614	0,000
Somme poissons marins migrateurs	31,765	0,000
Somme poissons	44,518	0,000
Somme crustacés décapodes	23,344	0,000

Effet du nombre de martellières ouvertes en arrivant sur les Sorties en 2002
(calculs sur CPUE en nombre transformées en LN(CPUE+1))

	F	**p**
Alevins de Muges	1,693	0,149
Anguille	1,991	0,094
Athérine	19,263	0,000
Carcinus	1,118	0,347
Civelle	3,827	0,004
Crangon	9,367	0,000
Epinoche	28,946	0,000
Gobies	2,760	0,027
Loup	3,414	0,009
Sparidae	0,980	0,417
Syngnathe	1,439	0,219
Somme poissons marins migrateurs	4,778	0,001
Somme poissons	6,983	0,000
Somme crustacés décapodes	6,924	0,000

Effet de l'ordre de rang de la pêche sur les Entrées en 2002
(calculs sur CPUE en nombre transformées en LN(CPUE+1))

	F	**p**
Alevins de Clupeidae	0,586	0,711
Alevins de Muges	0,543	0,743
Anchois	2,281	0,045
Anguille	2,321	0,042
Athérine	1,081	0,369
Carcinus	0,057	0,998
Civelle	2,851	0,015
Crangon	1,678	0,137
Epinoche	1,835	0,104
Gobies	0,583	0,713
Loup	0,865	0,504
Sole	1,295	0,264
Syngnathe	1,655	0,143
Somme poissons	1,065	0,378
Somme crustacés décapodes	1,281	0,270
Somme poissons marins migrateurs	1,141	0,337

Effet de l'ordre de rang de la pêche sur les Sorties en 2002

(calculs sur CPUE en nombre transformées en LN(CPUE+1))

	F	p
Alevins de Muges	0,632	0,676
Anguille	0,535	0,750
Athérine	0,076	0,996
Carcinus	0,935	0,457
Civelle	1,785	0,113
Crangon	1,410	0,218
Epinoche	1,274	0,273
Gobies	2,590	0,025
Loup	1,211	0,302
Sparidae	1,432	0,210
Syngnathe	1,025	0,402
Somme poissons marins migrateurs	1,648	0,145
Somme poissons	1,700	0,132
Somme crustacés décapodes	1,536	0,176

ANNEXE III. Résultats de la régression multiple pas à pas (forward stepwise) entre les captures à la Fourcade et les variables de l'environnementales.

Entrées en nombre 2002- Calculs sur Ln(CPUE+1)

Alevins de Clupeidae

	Multiple R	Multiple R2	p-level
vol-cum_entrant 3j	0.781	0.610	0.000
dist_O	0.838	0.702	0.006
Rg-(J/cm2)	0.852	0.727	0.125
%LUNE	0.876	0.768	0.037
Temp1/10	0.903	0.816	0.015
dist_NO	0.922	0.850	0.024
salinité	0.939	0.883	0.017
vol_tot_sort	0.945	0.893	0.147
dist_SE	0.951	0.904	0.135
cond.mS	0.955	0.912	0.171
dist_SO	0.959	0.919	0.198

Alevins de Muges

	Multiple R	Multiple R2	p-level
Temp1/10	0.467	0.218	0.007
pente-min	0.519	0.270	0.164
vol-cum_entrant 3j	0.558	0.311	0.207
volume-tot_entrant j-1	0.662	0.438	0.020
dist_SO	0.689	0.475	0.186
Vol_H_V3	0.712	0.506	0.221
dist_NE	0.742	0.550	0.139
salinité	0.768	0.590	0.148
Vmax3	0.783	0.614	0.260
Qmoy_sort	0.805	0.647	0.171
volume-tot_sortant j-1	0.827	0.684	0.146
dist_S	0.846	0.716	0.157
dist_N	0.861	0.742	0.198
pente-deb	0.878	0.771	0.162

Anguille

	Multiple R	Multiple R2	p-level
pente-deb	0.471	0.222	0.006
Temp1/10	0.570	0.325	0.044
dist_SE	0.641	0.411	0.052
volume-tot_sortant j-1	0.688	0.474	0.084
vol_tot_sort	0.723	0.523	0.116
pente-max	0.753	0.568	0.119
dist_NO	0.773	0.597	0.195
pluie	0.789	0.623	0.226
volume-tot_entrant j-1	0.826	0.682	0.054
dist_NE	0.844	0.713	0.149
vol-cum_sortant 3j	0.875	0.766	0.047
Rg-(J/cm2)	0.893	0.797	0.102
salinité	0.901	0.812	0.244
Vmax1	0.911	0.831	0.193
Vmoy_chenal	0.921	0.848	0.194
vol_tot_entrant	0.937	0.877	0.079
dist_SO	0.953	0.909	0.045
dist_O	0.959	0.919	0.210

Athérine

	Multiple R	Multiple R2	p-level
Temp1/10	0.451	0.203	0.010
vol_tot_entrant	0.539	0.290	0.070
vol-cum_entrant 3j	0.608	0.369	0.071
dist_S	0.681	0.464	0.038
dist_O	0.726	0.526	0.076
pente-max	0.774	0.599	0.044
pente-deb	0.810	0.656	0.056
%LUNE	0.834	0.695	0.100
volume-tot_entrant j-1	0.847	0.718	0.194
vol-cum_sortant 3j	0.866	0.750	0.120

Carcinus

	Multiple R	Multiple R2	p-level
Temp1/10	0.416	0.173	0.018
dist_SE	0.518	0.269	0.061
volume-tot_entrant j-1	0.604	0.364	0.050

Civelle

	Multiple R	Multiple R2	p-level
dist_SE	0.481	0.231	0.005
pente-deb	0.610	0.372	0.016
dist_NE	0.674	0.455	0.048

dist_E	0.686	0.470	0.028	dist_SO	0.713	0.508	0.099
volume-tot_sortant j-1	0.706	0.498	0.236	Rg-(J/cm2)	0.754	0.569	0.067
dist_NO	0.745	0.555	0.086	Temp1/10	0.780	0.609	0.123
salinité	0.765	0.585	0.201	pente-max	0.792	0.627	0.293
cond.mS	0.809	0.655	0.042	volume-tot_sortant j-1	0.810	0.657	0.168
pente-max	0.824	0.678	0.216	dist_NO	0.835	0.697	0.100
pente-deb	0.844	0.712	0.134	pluie	0.850	0.723	0.176
pluie	0.861	0.741	0.147	vol-cum_sortant 3j	0.897	0.805	0.009
vol_tot_sort	0.882	0.779	0.089	vol_tot_sort	0.936	0.877	0.004
Qmoy_sort	0.914	0.835	0.023	Vmoy_chenal	0.940	0.884	0.315
dist_N	0.928	0.861	0.096				
Vol_H_V3	0.944	0.890	0.053				
dist_O	0.957	0.916	0.050				
dist_S	0.962	0.925	0.213				
dist_SO	0.966	0.933	0.232				
Vmax3	0.974	0.949	0.077				

Crangon

	Multiple R	Multiple R2	p-level
dist_SE	0.398	0.158	0.024
vol-cum_entrant 3j	0.491	0.241	0.085
salinité	0.543	0.295	0.156
dist_NO	0.574	0.329	0.251
volume-tot_sortant j-1	0.644	0.415	0.061
Rg-(J/cm2)	0.684	0.468	0.128
pluie	0.738	0.545	0.055
vol-cum_sortant 3j	0.766	0.587	0.141
pente-deb	0.790	0.624	0.158
pente-max	0.853	0.727	0.010
dist_NE	0.881	0.777	0.048
Temp1/10	0.899	0.809	0.090
vol_tot_entrant	0.913	0.834	0.114
dist_SO	0.929	0.862	0.080

Gobies

	Multiple R	Multiple R2	p-level
pente-deb	0.437	0.191	0.012
dist_SE	0.536	0.287	0.057
vol-cum_entrant 3j	0.648	0.420	0.017
%LUNE	0.755	0.569	0.005
Rg-(J/cm2)	0.783	0.613	0.097
vol_tot_entrant	0.804	0.646	0.141
vol-cum_sortant 3j	0.817	0.667	0.235
pente-max	0.832	0.693	0.179
Temp1/10	0.841	0.707	0.314
dist_O	0.855	0.731	0.183

Loup

	Multiple R	Multiple R2	p-level
dist_SO	0.531	0.282	0.002
pente-deb	0.640	0.409	0.018
Temp1/10	0.734	0.539	0.009
vol-cum_entrant 3j	0.773	0.597	0.060
%LUNE	0.824	0.679	0.016
dist_N	0.840	0.706	0.143
dist_E	0.860	0.740	0.086
dist_S	0.872	0.760	0.180
volume-tot_entrant j-1	0.879	0.773	0.274
pente-min	0.885	0.784	0.319

Sardine

	Multiple R	Multiple R2	p-level
Rg-(J/cm2)	0.443	0.196	0.011
dist_O	0.553	0.305	0.041
Vmax1	0.629	0.395	0.051
pente-deb	0.670	0.449	0.117
vol-cum_entrant 3j	0.700	0.490	0.161
pente-max	0.717	0.513	0.280

total décapodes			
	Multiple R	**Multiple R2**	**p-level**
dist_SE	0.411	0.169	0.019
Temp1/10	0.534	0.285	0.039
pente-deb	0.620	0.385	0.042
%LUNE	0.658	0.433	0.141
dist_NE	0.687	0.472	0.177
vol-cum_sortant 3j	0.738	0.545	0.056
volume-tot_sortant j-1	0.778	0.606	0.067
dist_NO	0.824	0.679	0.032
vol-cum_entrant 3j	0.848	0.720	0.087
pente-max	0.871	0.758	0.081
pluie	0.889	0.790	0.098
salinité	0.899	0.809	0.186
cond.mS	0.911	0.831	0.145
Vol_H_V1	0.918	0.842	0.277
Vol_H_V3	0.923	0.852	0.331
dist_E	0.929	0.863	0.275
dist_O	0.937	0.878	0.210
Vmax1	0.944	0.892	0.229
Qmoy_sort	0.950	0.902	0.278
Rg-(J/cm2)	0.955	0.913	0.278
vol_tot_sort	0.964	0.929	0.155
pente-min	0.972	0.946	0.135

Annexe IV. A size and age-structured demographic model of the eel (*Anguilla anguilla*) population of the Vaccarès lagoon

Bref résumé français du modèle et document complet en anglais.

Chapitre 1.

Il s'agit de la synthèse des données disponibles, aussi bien sur les civelles que sur les anguilles jaunes et argentées. Les paramètres mesurés (longueur, poids, sexe, indice de Pankhurst) et l'effort de pêche sont également pris en compte. Il faut noter que seules les anguilles d'une taille supérieure ou égale à 300 mm sont sexées pour des raisons méthodologiques et de fiabilité. Plus les anguilles sont petites et plus il est difficile de distinguer le sexe. Plus de 15000 anguilles ont été capturées dans deux stations, Capelière et Impériaux (voir carte page 11) à l'aide de capétchades (6mm de taille de mailles) et de capétchades à alevins (0.5 mm de taille de mailles) de 1993 à 2000. Des analyses de variance successives (Tableaux 1.5 et 1.6) montrent qu'il n'y pas de différences dans la distribution de taille des anguilles capturées dans nos deux stations, par contre celles-ci diffèrent significativement entre les années et entre sexes, ce dernier facteur étant le plus important. Par conséquent, pour l'estimation des différents paramètres du modèle, nous utiliserons essentiellement les données récoltées entre 1997 et 2000, les captures des sites étant regroupées (Figures 1.11 à 1.14). Notre analyse mettra l'accent sur l'évolution temporelle de la structure de taille de la sous-population étudiée en séparant les mâles des femelles. Ensuite est décrite la structure en âge des anguilles capturées. C'est J. Panfili (IRD) qui a déterminé l'âge de 291 anguilles capturées en 1998 (Figure 1.19). La structure en âges de la sous-population (Figure1.18) montrent que dans cette sous-population les mâles deviennent matures à 2-3 ans et les femelles à 4-5 ans. Pour 1993 à 2000, grâce à nos capétchades à alevins nous avons échantillonné les civelles présentes dans le système Vaccarès (Tableau 1.8 et Figure 1.21). Pour avoir des données cohérentes sur les civelles présentes dans le Vaccarès, nous considérons qu'il faut échantillonner au moins de février à avril, ce qui n'a pas toujours été le cas (années 1993 et 1996). La longueur moyenne des civelles au temps zéro (= colonisation de la lagune) qui sera utlisée ultérieurement dans le modèle est de 61 mm.

Chapitre 2

Les relations taille-poids (Tableaux 2.1 et 2.2) sont analysées et la courbe d'acquisition de l'argenture en fonction de la taille est déterminée pour chaque sexe (Figures 2.12 et 2.13). Les anguilles argentées sont principalement capturées de septembre à novembre (Figure 2.8). La taille des mâles argentés varie de 300 à 450 mm (Figure 2.10) et celle des femelles argentées de 400 à 720 mm (Figure 2.11).

Chapitre 3

Le modèle de croissance utilisé, le modèle de Von Bertalanffy est décrit. Il lie la longueur et l'âge et le poids et l'âge. La date de recrutement des civelles dans le système a été estimée comme étant le 1er avril. Nous savons que les civelles, selon la gestion des vannes du grau de la Fourcade peuvent coloniser le système Vaccarès de décembre à juin (Figure 3.2).
Le système Vaccarès est passé d'une lagune salée (1983-1986) à une lagune très peu salée (1993-1997) pour être aujourd'hui saumâtre (1999-2000). Comme nous avions la chance

d'avoir des données d'âge pour la période salée (Panfili, 1988) et pour la période faiblement saumâtre (1998), nous avons pu comparer la croissance des anguilles en fonction de la salinité. Malheureusement comme les anguilles de 1984-85 n'étaient pas sexées, nous n'avons pas pu comparer les courbes de croissance. Nous avons donc comparé les données deux à deux pour chaque annulus (Figure 3.8). De petites différences sont observées, mais globalement on peut considérer qu'il n'y a pas de différence significative de croissance des anguilles entre les deux périodes (Tableau 3.4).

Chapitre 4

La structure du modèle (Figure 4.1) utilisé est décrite et les hypothèses qu'il implique sont mentionnées. Ce modèle est structuré aussi bien en âge qu'en taille. Le modèle suit le devenir de chaque cohorte au cours des différents stades de développement de l'anguille et prend en compte la pêche commerciale sur la lagune. Nous avons donc cinq distributions de taille : les indifférenciées (<300mm), les anguilles jaunes mâles et femelles et les anguilles argentées mâles et femelles. Le modèle est structuré en classe de taille de 2 mm et en classes d'âge d'un mois. Pour le recrutement, considérant qu'il ne peut être constant d'une année à l'autre, nous avons utilisé les captures de civelles par unité d'effort en mars-avril, le pic de recrutement observé pour les années 1993-2000 (Tableau 1.2). Bien évidemment, les CPUE de civelles sont seulement proportionnelles et non pas égales au recrutement. Aussi, nous devrons calculer un indice de proportionnalité (R). Comme nous n'avons pas sexé les anguilles de 1993 à 1996, nous avons appliqué pour ces années un sexe-ratio de 2.96 mâles pour une femelle basé sur nos données 1997-2000 (Tableau 4.1).
Nous avons estimé la mortalité naturelle et celle due à la pêche. Pour cela, il nous faut préalablement déterminer la courbe de sélectivité des engins de pêche utilisés (Figure 4.9) aussi bien pour notre étude que pour les captures de pêcheurs professionnels.

Chapitre 5

La calibration du modèle a été faite en utilisant les données de CPUE et de distributions de taille de mars 1999 à novembre 2000. Les données ont été regroupées en 7 trimestres et par sexes (indifférenciées, mâles et femelles). D'éventuels phénomènes de densité dépendance ne sont pas pris en compte. Le tableau 5.1 montre les estimations des trois paramètres à estimer (100 itérations, chaque itération dure 42 minutes !) : la survie mensuelle, le coefficient de catchabilité et le recrutement. Les meilleures estimations sont la survie et la « capturabilité » (catchability). Ensuite, pour chaque trimestre, on compare les données observées avec celles prédites par le modèle pour chaque sexe. Les performances du modèle sont considérées comme satisfaisantes. Les résultats sont meilleurs avec les mâles, et moins bons avec les indifférenciées et les femelles. Pour ces dernières, leur faible nombre et leur grande dispersion de taille peut expliquer cela. Lorsque l'on compare les biomasses prédites par trimestre avec celles observées dans nos captures pour ces mêmes trimestres, alors d'évidence, les prédictions du modèle sont bonnes (Figures 5.8 et 5.9). Finalement, le recrutement annuel est estimé (Tableau 5.2).