Jour. Ivoir. Océanol. Limnol. Abidjan
Vol. 2 n°2, Décembre 1993 : 43-53

ELEVAGE DU SILURE *HETEROBRANCHUS LONGIFILIS* VAL. EN BASSINS SANS RENOUVELLEMENT D'EAU : EFFETS DE L'EVOLUTION DE QUELQUES PARAMETRES CHIMIQUES DE L'EAU SUR LA CROISSANCE ET LA SURVIE.

CULTURE OF THE AFRICAN CATFISH *HETEROBRANCHUS LONGIFILIS* IN STANDING WATER : EFFECTS OF THE EVOLUTION OF SOME WATER CHEMISTRY PARAMETERS ON GROWTH AND SURVIVAL

Par

LUQUET P., Z.J. OTEME et S.B. METONGO
Centre de Recherches Océanologique
B.P. V 18 Abidjan (Côte d'Ivoire)

--==ooOoo==--

RESUME

Des silures (*Heterobranchus longifilis* Valenciennes, 1840) d'un poids moyen de 37 g, ont été élevés dans des bassins en béton de 4 m^3, avec ou sans renouvellement d'eau avec des densités initiales d'empoissonnement de 10 et 20 poissons par m^3.

L'évolution des principaux paramètres physico-chimiques de l'eau a été suivie quotidiennement pour l'oxygène et la température et hebdomadairement pour le pH, et les métabolites azotés dissous. Les sulfures ont été dosés uniquement durant les derniers jours lorsque leur présence a été suspectée. La croissance et l'indice de consommation ont été relevés pour chaque période de 15 jours.

Pendant les 6 premières semaines, il a été observé que le non renouvellement de l'eau n'affecte que peu les performances zootechniques, bien que les teneurs en oxygène à 8 heures du matin soient basses (0,5 $mg.l^{-1}$) et que les teneurs en $N\text{-}NH_3$ atteignent 0,078 ppm.

Une mortalité massive (totalité du lot) a été observée à partir du 46ème jour dans les bassins en eau stagnante. Cette mortalité est attribuée aux sulfures, dont la teneur de 6 ppm sous forme libre apparaît léthale.

Ainsi, si les faibles besoins en eau du silure permettent d'espérer annuellement des productions de l'ordre de 15 Kg/m^3, ce qui par extrapolation correspondrait à 150 tonnes par hectare, il convient quand même de veiller à la dérive de la qualité de l'eau.

Mots clés : *Heterobranchus longifilis*, Oxygène, Ammoniac, Nitrites, Sulfures, Survie, Croissance, Renouvellement en eau.

ABSTRACT

African catfish (*Heterobranchus longifilis* Valenciennes, 1840) with a mean weight of 37 g were raised in 4 m^3 concrete tanks, with or without water changes at densities of 10 and 20 fish per m^3.

The evolution of the water's main physico-chemical parameters was followed daily for oxygen and temperature, and weekly for pH and dissolved nitrogen wastes. Sulfides were mesured only during the last days when their presence was suspected. Growth and feed conversion rates were calculated every 15 days.

It was observed that although oxygen levels at 8:00 a.m. were low (0.5 $mg.l^{-1}$) and $N\text{-}NH_3$ levels were as high as 0.078 ppm, the non-renewal of the water had little effect on zootechnical performances during the first six weeks.

Massive mortality (the entire batch) was observed from the 46th day in stagnant water tanks. This mortality was attributed to sulfides, whose 6 ppm free form level appeared lethal.

Therefore, if the low water needs of this catfish offer hope for the productions of 150 tonnes/hectare/year, water quality must still be monitored.

Key Words: *Heterobranchus longifilis*, Oxygen, Ammonia, Nitrites, Sulfides, Survival, Growth, Carrying capacity.

INTRODUCTION

Dans tout système d'élevage de poisson, intensif comme extensif, l'eau a pour rôles: de constituer un support physique pour le poisson, de fournir l'oxygène et d'éliminer les déchets du métabolisme. L'oxygène, qui constitue le premier nutriment nécessaire à la survie et à la croissance du poisson, est disponible en quantité limitée dans le milieu aquatique, contrairement à ce qui se passe pour les animaux terrestres. Or, il est nécessaire de disposer de 110 à 200 mg d'O_2 pour métaboliser 1 kg d'aliments secs (Westers, 1979). Cet oxygène est apporté en systèmes intensifs par le renouvellement de l'eau (généralement quatre renouvellements par heure) et en systèmes extensifs, du type étang, par diverses voies : photosynthèse, échanges à l'interface eau-atmosphère, apports d'eau. Dans ces derniers écosystèmes on note cependant d'autres besoins en oxygène pour les divers processus de décomposition, nitrification et oxydation. Un des rôles additionnels de l'eau est en effet de contribuer à l'élimination des déchets du métabolisme. L'ammoniaque non ionisé (ammoniac) est le plus fréquemment considéré en raison de sa toxicité pour le poisson. La prise en compte de ces rôles de vecteur d'oxygène et d'exutoire de déchets amène aux concepts de besoin en eau exprimés en capacité d'accueil (kg de poisson par litre par minute), débit d'eau (litres par minute par kg de poisson), charge à l'hectare.

Les poissons à respiration aérienne s'affranchissent de la teneur en oxygène de l'eau et sont adaptés à la vie dans des zones sujettes à des périodes d'hypoxie correspondant aux saisons sèches classiques dans les pays tropicaux. Ces poissons peuvent ainsi, a priori, supporter des densités d'élevage plus élevées à débits ou volumes d'eau identiques et, en corrolaire, ne nécessiter que de faibles renouvellements en eau à charges ou densités identiques. Ils bénéficient d'un avantage supplémentaire dans la mesure où le milieu aérien est plus riche en oxygène que l'eau ce qui devrait favoriser les transferts d'O_2 trans-épithéliaux et donc permettre un métabolisme plus actif.

Toutefois cette relative indépendance à l'égard de l'eau, considéré comme vecteur d'oxygène, ne doit pas masquer l'éventualité, dans une situation d'élevage intensif, de besoins en eau qualitatifs, donc quantitatifs, analogues à ceux des poissons à respiration branchiale comme conséquence de leur réaction aux déchets du métabolisme (NH_3).

Le silure africain *Heterobranchus longifilis* , poisson à respiration aérienne, a permis des productions de l'ordre de 70 à 100 tonnes par hectare et par an, avec apport d'eau limité permettant de compenser la seule évaporation et sans aération complémentaire du bassin ou de l'étang (Ohouchi, com personnelle). Ce poisson semble ainsi résister à la dérive de la qualité de l'eau. Il s'agit cependant d'en connaître les limites.

L'expérience rapportée ci-dessous a consisté dans le suivi de l'évolution des performances zootechniques de poissons élevés en structures sans renouvellement d'eau en relation avec les changements de quelques paramètres chimiques du milieu.

1 - MATERIEL ET METHODES

1.1. TRAITEMENTS

Huit lots de silures *Heterobranchus longifilis*, agés de 4 mois, et d'un poids moyen initial de 37 grammes ont été constitués au hasard, et placés dans des bassins en bétons d'une capacité utile de 4 m^3 (2x2x1m).

Deux densités ont été retenues: 10 et 20 poissons par m^3 (ou par m^2), soit 40 et 80 poissons par bassin. Après une semaine d'adaptation des poissons en eau renouvellée, deux modalités de gestion de l'eau ont été considérées: eau stagnante et eau courante (eau de lagune à 3 $g.l^{-1}$ de salinité) sur la base d'un renouvellement par heure.

Les poissons ont été alimentés avec un aliment expérimental renfermant 42% de protéines distribué sur une base journalière de 4% du poids vif en 4 repas quotidiens, sept jours sur sept.

1.2. CONTROLES

Les performances zootechniques ont été suivies à partir de la pesée, chaque 2 semaines, de la totalité des poissons des lots en eau renouvellée et d'un échantillon d'au moins 75% des poissons élevés en eau stagnante.

Les températures minimales et maximales de même que la teneur en oxygène de l'eau ont été relevées quotidiennement (5 jours par semaines) à 8 heures du matin.

Au début de l'expérience, puis tous les sept jours, il a été procédé à un prélèvement d'eau pour la détermination de l'ammoniaque et des nitrites. Après filtration, les échantillons d'eau ont été conservés congelés jusqu'aux analyses.

Un prélèvement d'eau quotidien a également été effectué au cours des 5 derniers jours de l'expérience pour la détermination des sulfures après que leur présence ait été suspectée par l'apparition d'une odeur de H_2S.

1.3. DETERMINATIONS ANALYTIQUES

- La température à 8 heures et les minima et maxima journaliers ont été relevés sur 2 thermomètres mini-maxi.
- L'oxygène a été mesuré grâce à un oxymètre YSI (modèle 58), étalonné à l'air en tenant compte de la salinité (3 $g.l^{-1}$).
- Les sels nutritifs (NO_2^-, NH_4^+, NO_3^-) ont été dosés sur autoanalyseur (Technicon AAII) selon les méthodes préconisées par Strickland et Parsons (1968).
- L'ammoniac (NH_3) a été calculé selon la méthode de Johanson et Wedborg (1980), à partir du NH_4^+, en fonction du pH et de la température.
- Les sulfures totaux sont estimés d'après la méthode de Cline (1969) modifiée.

1.4. TRAITEMENTS STATISTIQUES

Les données relatives à la chimie des eaux ont été traitées par un test hiérarchisé (temps, densité, replicat) (Zar, 1984). Les comparaisons multiples de moyennes ont été effectuées au seuil de signification de 5% par le test de Duncan (Dowdy et Warden, 1983).

Les données zootechniques n'ont pas été traitées, en raison de l'arrêt prématuré de l'expérience qui n'a pas permis de disposer des poids moyens individuels finaux.

2 - RESULTATS

Prévue pour durer 8 semaines, cette expérience a été arrêtée au terme de la 7ème semaine, des mortalités massives ayant été notées à partir du 46ème jour. En conséquence, les résultats de l'évolution des paramètres chimiques porteront sur une période de 7 semaines, tandis que pour les résultats zootechniques, seules les six premières semaines seront considérées.

2.1. TEMPERATURE

La température de l'eau, mesurée dans 2 bacs témoins a oscillé entre 27 et 32 °C, sans que soit noté de différence en fonction du renouvellement de l'eau.

2.2. OXYGENE

L'évolution des teneurs en oxygène est consignée dans le tableau 1.

Dans l'ensemble des bassins en eau courante, la teneur en oxygène est proche de la saturation (7,41 $mg.l^{-1}$), homogène et constante au cours du temps. En effet, il n'est noté aucun effet replicat, densité et temps (Tableau 2).

Dans les bassins en eau stagnante, si aucun effet replicat n'est observé, on note un net effet densité et temps. Dans les bassins renfermant 10 poissons par m^3, les valeurs diminuent de 5,04 $mg.l^{-1}$ au cours de la 1ère semaine, à 0,5-0,6 au cours des deux dernières semaines. Dans les bassins renfermant 20 poissons par m^3, l'évolution est du même type, mais les valeurs sont inférieures aux précédentes au cours des 4 premières semaines.

2.3. METABOLITES AZOTES (NH_3, NO_2^-)

Comme déjà noté pour l'oxygène, il n'est observé aucun effet densité ou replicat pour les bassins en eau courante. En revanche il apparaît un effet semaine, les teneurs de ces deux métabolites augmentant de façon transitoire de la 2ème à la 4ème semaine. Toutefois les valeurs maximales observées (tableau 3) sont faibles car égales à 39,44 10^{-4} ppm et 3,48 10^{-2} ppm respectivement pour l'azote ammoniacal non ionisé et les nitrites.

Les figures 1 et 2 illustrent les évolutions de ces métabolites azotés dans chacun des replicats en eau stagnante, seule la moyenne des bassins en eau courante étant rapportée comme valeur de comparaison. Pour ces 2 métabolites on observe une brusque mais éphémère montée au bout de la 2ème semaine. La teneur en $N\text{-}NH_3$ atteint ainsi la valeur de 663 et 778 10^{-4} ppm pour les 2 bassins à 10 poissons par m^3. Les teneurs en nitrites atteignent 34 et 54 10^{-2} ppm pour ces mêmes bassins, et 83,5 pour l'un des deux bassins à 20 poissons par m^3. Les valeurs relatives aux nitrites restent ensuite basses jusqu'à la fin de l'expérience. Au terme de la 6ème et de la 7ème semaine, les teneurs en ammoniaque non ionisé augmentent de nouveau de façon considérable. Les valeurs maximales sont toutefois inférieures dans les bassins à 20 poissons par m^3 (569 et 492 10^{-4} ppm) que dans les bassins à 10 poissons par m^3 (818 et 2029 10^{-4} ppm).

2.3. SULFURES

Un noircissement de l'eau et une odeur caractéristique de H_2S étant apparus dans un des deux bassins en eau stagnante le 42ème jour, un dosage quotidien des sulfures totaux a été effectué à partir du 45ème jour sur les bassins en eau stagnante.

Tableau 1 - Evolution de la moyenne hebdomadaire des teneurs en oxygène ($mg.l^{-1}$). EC : eau courante; ES : eau stagnante.

- Average weekly dissolved oxygen concentrations ($mg.l^{-1}$). EC : running water ; ES : standing water.

	SEMAINE						
Traitement	1	2	3	4	5	6	7
EC	7,41a	7,69a	7,24a	7,61a	7,58a	7,51a	6,81a
ES Densité 10	5,04a	3,55b	2,61c	2,04c	1,07d	0,58d	0,46d
ES Densité 20	3,80a	2,88b	1,79c	1,62c	1,04cd	0,64d	0,52d

Dans chaque ligne, les valeurs affectées du même indice ne sont pas significativement différentes (niveau de signification statistique à 5%).

- Values with the same letter in each row are not significantly different (5% significance level).

Tableau 2 - Evolution de la teneur en oxygène (niveau de signification statistique à 5%).

- Evolution of the dissolved oxygen concentration (5% significance level).

			Eau Courante		Eau Stagnante	
Source	d° de liberté	F limite	Carré moyen	F mesuré	Carré moyen	F mesuré
Temps	6	3,87	1,8242381	2,90	41,512238	19,13
Densité	7	2,76	0,6290714	1,79	2,169429	6,19
Replicat	14	1,78	0,3506429	0,92	0,350000	0,35
Erreur	112		0,3791071		0,991679	

Tableau3 - Evolution des teneurs en ammoniaque non ionisé et en nitrites dans les bassins en eau courante.

- Evolution of the ammonia and nitrites concentrations in concrete tanks with running water.

Semaine	1	2	3	4	5	6	7
$N\text{-}NH_3$ (10^{-4} ppm)	4,07a	19,00b	39,44c	11,66ab	6,51a	8,05ab	14,31ab
NO_2- (10^{-2} ppm)	1,27ab	3,62c	2,02b	3,48c	0,81a	0,52a	1,75b

Dans chaque ligne, les valeurs affectées du même indice ne sont pas significativement différentes. (niveau de signification statistique à 5%).

- Values with the same letter in each row are not significantly different (5% significance level).

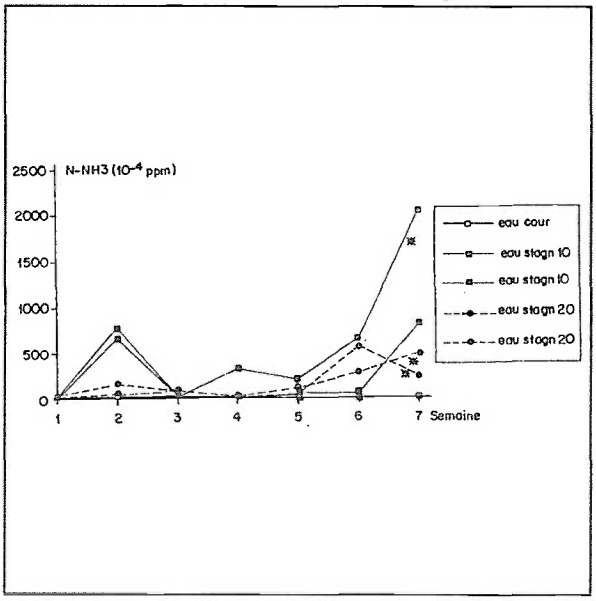

Figure 1 : Evolution de la teneur en N-NH_3 de l'eau des bassins en fonction du mode de gestion de l'eau et de la densité.
* Mortalité de la totalité du lot de poissons.

- Changes in the N-NH_3 concentra-tion in the concrete tanks according to the type of water syupply and the fish stocking density.
* Mortality of the entire batch of fish

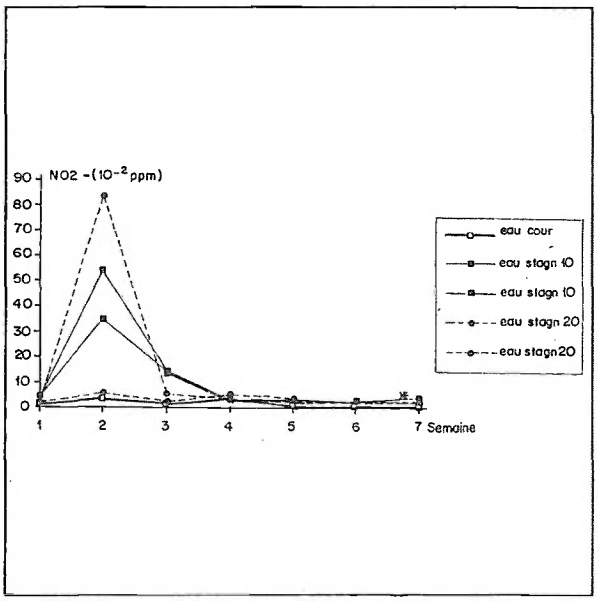

Figure 2 : Evolution de la teneur des nitrites de l'eau des bassins en fonction du mode de gestion de l'eau et de la densité.
* Mortalité de la totalité du lot de poissons.

Changes in the nitrites concentration in the concrete tanks according to the type of water spply and the fish stocking density.
* Mortality of the entire batch of fish.

Il a été constaté (Fig. 3) une brusque augmentation des sulfures successivement pour les deux lots à 20 poissons par m^3 (jours 46 et 48), et dans un lot à 10 poissons par m^3 (49 ème jour).

2.5. SURVIE

La brusque montée de la teneur en sulfures à des valeurs de 12 à 17 ppm mentionnée au paragraphe précédent a coïncidé avec une mortalité totale des poissons des lots correspondants. Les symptomes précédant la mort étaient une agitation désordonnée, des signes d'asphyxie (pipage permanent en surface le long des parois), et une nécrose des barbillons.

Jusqu'à 6 semaines en revanche il n'a pas été noté de mortalité liée au traitement (eau stagnante ou non, densité). Les survies varient de 91 à 100% (Tableau 4) excepté dans un des bassins en eau courante où une mortalité de 26% a été notée dès la première semaine.

2.6. CROISSANCE ET INDICE DE CONSOMMATION

Les résultats chiffrés de la croissance de même que les indices de consommation sont rapportés dans le tableau 4.

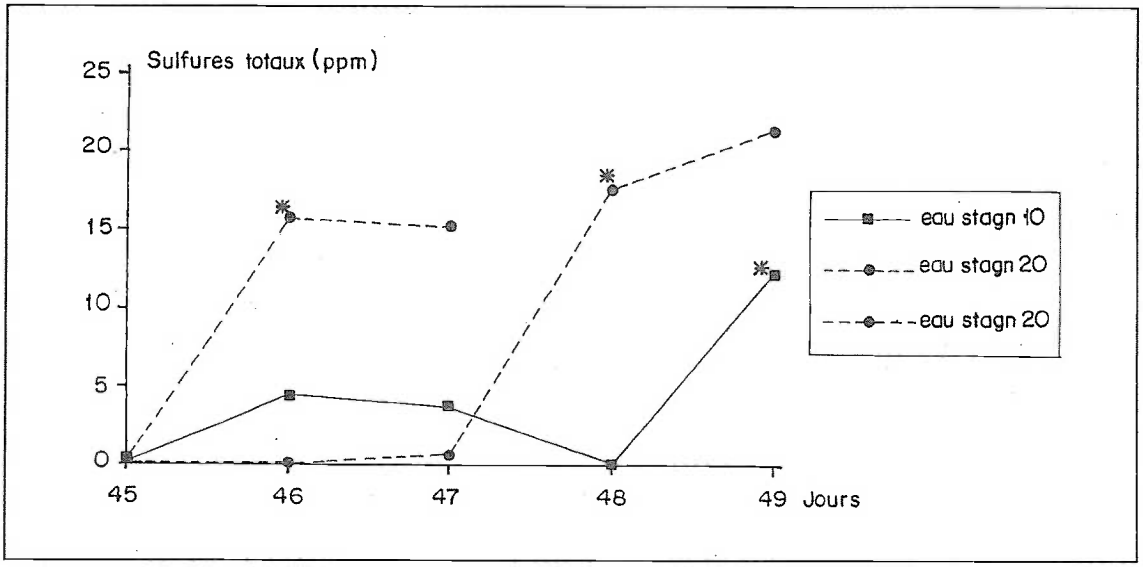

Figure 3 : Evolution de la teneur en sulfures totaux au cours des derniers jours de l'expérimentation.
* : Mortalité de la totalité du lot de poissons.

- Changes in the total sulfides concentration in the concrete tanks during the last days of the experiment.
* Mortality of the entire batch of fish.

Tableau 4 - Influence du mode de gestion de l'eau et de la densité sur les perfomances zootechniques du silure (EC : eau courante; ES : eau stagnante).

- Effect of the type of water supply and the fish stocking density on the growth, survival and feed conversion rates of the catfish (EC: running water ; ES : standing water).

Traitement	Densité N/m^3	Poids moyen initial (grammes)	Poids moyen final (grammes)	Gain de biomasse (gramme)	Survie (%)	Indice de Consommation
EC	10	39,2	170,7	3422	74	1,15
EC	10	38,7	150,8	3956	94	1,05
ES	10	37,1	145,0	4315	100	0,97
ES	10	42,9	140,2	3320	94	1,32
ES	20	35,0	124,2	6356	91	1,18
ES	20	38,9	137,5	7220	97	1,11
ES	20	34,4	122,5	7012	98	1,11
ES	20	34,9	126,6	6784	100	1,03

La croissance la meilleure est notée pour les 2 lots à faible densité et en eau courante, les poids moyens atteints variant de 150 à 170 grammes. A l'inverse, les performances les plus faibles sont notées pour les lots à forte densité en eau stagnante (122 et 126 grammes). Une comparaison globale des moyennes semble indiquer que si le mode de gestion de l'eau a peu d'effet, la densité influencerait les poids moyens finaux : la relation densité - poids final est en effet du type linéaire ($r = 0,976$).

Pour l'ensemble des lots, l'indice de consommation qui est égal au rapport aliment (sec) ingéré/gain de poids (frais), est excellent (0,97 à 1,32).

3 - DISCUSSION

3.1. CHOIX DES PARAMETRES CHIMIQUES

Notre objectif était d'étudier l'évolution dans le milieu des substances dissoutes, classiquement réputées toxiques, et de connaître leurs effets sur les performances zootechniques des silures. Dans ce qui suit, ces substances seront donc considérées comme critère d'eutrophisation du milieu et comme paramètre d'élevage.

De façon concommitante aux prélèvements et déterminations des éléments rapportés ci-dessus, a également été suivie l'évolution d'autres paramètres du milieu: pH, ammoniaque (NH_4^+), et nitrates. Ces résultats n'ont pas été évoqués en raison soit de leur stabilité (pH), soit de l'inocuité reconnue des nitrates et de l'ammoniaque ionisé (Tucker et Boyd, 1985).

Il faut noter que le fait de n'avoir considéré que les éléments dissous dans l'eau ne permettra pas d'effectuer un bilan matière, notament pour ce qui concerne l'azote, par comparaison des quantités présentes dans le milieu avec les intrants via l'aliment. En effet les nutriments présents dans le phyto et le zooplancton, de même que les éléments présents dans le sédiment, très abondant en fin d'expérience, ne seraient nullement pris en compte dans le calcul de ce bilan.

3.2. EVOLUTION DES MILIEUX ET EFFETS DES PARAMETRES CHIMIQUES

* Bassins en eau renouvellée.

Les bassins en eau courante sont assimilables à un système de production intensive, dans lequel le renouvellement permanent de l'eau permet d'assurer en continu l'apport d'oxygène et l'élimination des déchets du métabolisme. Ce rôle de l'eau est pleinement assuré car la concentration en oxygène reste toujours proche de la saturation tandis que les métabolites azotés se maintiennent à un niveau bas.

Il n'est par ailleurs trouvé aucun effet de la densité sur ces substances, ce qui signifie que même à plus forte densité (20 poissons par m^3) le renouvellement d'eau, pourtant faible (1 fois par heure), est suffisant pour assurer un niveau d'intrant suffisant (oxygène) et une élimination en continu des déchets du métabolisme. Il est vrai que les charges sont très faibles pour un système à caractère théoriquement intensif. De fait, les variations notées dans la teneur en ammoniac sont le reflet des seules variations de composition de l'eau de lagune.

* Bassins en eau stagnante.

Dans les bassins en eau stagnante nous nous trouvons devant le paradoxe d'une production intensive dans un système d'élevage du type extensif. Les densités d'empoissonnement testées (10 et 20 poissons par m^3) sont en effet 5 à 10 fois plus impor-tantes que celles habituellement pratiquées pour le poisson chat américain ou le tilapia en étang .

Les bassins en eau stagnante répondent donc théoriquement à la logique d'un fonctionnement exacerbé d'un étang. En effet pour des charges importantes, le bassin-écosystème doit assurer et le contrôle de l'oxygène comme résultante des bilans respiratoires et l'élimination des produits terminaux

du métabolisme azoté via les processus de minéralisation.

Pour ce qui concerne l'évolution de la teneur en oxygène, il apparaît que nous nous trouvons totalement dans le schéma théorique car la concentration est d'autant plus faible en fin de nuit que la respiration phyto-planctonique est intense durant la phase de non éclairement. Dès la première semaine en effet la teneur matinale (8 heures) est plus faible (3,80 $mg.l^{-1}$) dans les bassins les plus chargés que dans les bassins à plus faible charge (5,04 $mg.l^{-1}$). L'aliment qui joue *in fine* un rôle de fertilisant, est distribué proportionnellement à la biomasse des poissons. Ces différences vont en s'atténuant jusqu'à la 4ème semaine (1,62 et 2,04 $mg.l^{-1}$). Au delà, les teneurs en oxygène sont identiques quelle que soit la densité et se stabilisent à environ 0,5 $mg.l^{-1}$. Ces faibles teneurs en oxygène ne peuvent habituellement être tolérées de façon chronique par le poisson (Tucker et Boyd, 1985), et sont léthales au bout de quelques heures. Il est ainsi évident que la respiration aérienne du silure lui permet de résister à de sévères conditions hypoxiques, sinon à l'anoxie, des valeurs instantanées de 0,1 $mg.l^{-1}$ d'oxygène ayant été relevées. Il est encore plus intéressant de noter que les faibles teneurs en oxygène, et les fortes fluctuations nycthémérales notées (données non présentées) dans les bassins en eau stagnante n'affectent ni la croissance ni la transformation alimentaire (Indice de consom-mation). En effet, des teneurs inférieures à 2 $mg.l^{-1}$ ou à 36% de saturation entraînent généralement une baisse de consommation d'aliment et de croissance individuelle (Andrews *et al.*, 1973; Tucker *et al.*, 1979).

Cette absence d'effet sur la survie, la croissance, et l'indice de consommation pendant les six premières semaines indique par ainsi que les silures ne sont nullement affectés par les métabolites azotés aux concentrations présentes.

Ainsi, une teneur de 0,0778 ppm de $N-NH_3$, n'entraîne ni mortalité ni réduction des performances. Cette valeur est proche de la valeur supérieure de la fourchette des valeurs réputées à ne pas dépasser pour diverses espèces de poissons, celles-ci variant de 0,0125 à 0,1 (Forsters et Smart, 1979). Il convient toutefois de rappeler la difficulté qu'il y a à déterminer les doses léthales, ou en corrolaire de sécurité, pour des poissons dans un écosystème étang. En effet, les teneurs en ammoniac varient au cours de la journée en fonction du pH, lui même dépendant de la respiration du phytoplancton (consommation de CO_2).

Les teneurs en nitrites dans les étangs d'élevage des poissons chats varient généralement de 0 à 4 ppm (Schwedler et al, 1985). La valeur maximale trouvée dans nos bassins est égale à 0,84 ppm pendant les 6 premières semaines. Ces valeurs sont très inférieures aux valeurs réputées toxiques pour les poissons, la LC50 (24 h) variant de 1,5 à 26,6 ppm de $N-NO_2$ (Tomasso et al., 1979; Colt et Armstrong, 1981). Quoi qu'il en soit, le risque de toxicité des nitrites était faible dans nos conditions expérimentales. En effet, les bassins ont été initialement remplis avec une eau saumâtre à 3 $g.l^{-1}$ de salinité (1,8 ppm de Cl). Or le rôle de prévention des chlorures dans la prévention de la formation des methemoglobines est bien connu (Tomasso *et al.*, 1979) lorsque le rapport molaire de NO_2/Cl est égal à 0,25.

La mortalité totale des deux lots en eau stagnante à 20 poissons par m^3 au cours de la septième semaine n'est pas attribuée à l'élévation de la teneur en ammoniac, les valeurs en $N-NH_3$ étant inférieures à 0,05 ppm. Par contre une toxicité de l'ammoniac ne peut être écartée pour un des lots à 10 poissons par m^3, la teneur en $N-NH_3$ relevée lors du début de la mortalité s'élevant à 0,2 ppm.

L'augmentation de la teneur en sulfures est en revanche fortement soupçonnée d'avoir été la cause de la mortalité observée dans ces 3 lots. Leur dosage a été entrepris au cours de la dernière semaine de suivi après que leur présence ait été suspectée par l'apparition d'une odeur de H_2S. Les mortalités ont été notées pour des valeurs de sulfures totaux variant de 12 à 17 ppm, les valeurs de 4 à 5 ne semblant pas léthales en 24 ou 48 heures. Comme dans le cas des produits ammonia-caux, la proportion

de la forme libre est dépendante du pH. A neutralité (pH 7), 50% des sulfures se trouvent sous forme libre (Smith *et al.*, 1976). Ainsi, la concentration léthale pour le silure se situerait entre 2,5 et 6 ppm de H_2S. Ces valeurs sont supérieures à celles rapportées par Bonn et Follis (1967) pour le poisson chat américain. Pour cette espèce, la LC50 (3 heures) varie en effet de 1 à 1,3 ppm suivant les stades de croissance.

3.3. POTENTIALITES DU SILURE EN ETANGS

La respiration aérienne du Silure lui permet de s'affranchir de la teneur en oxygène de l'eau et de présenter de bonnes croissances (2 à 2,5 $g.j^{-1}$, pour des poissons d'un poids moyen de 100 g) en conditions régulièrement hypoxiques, alors que 3 $mg.l^{-1}$ constitue la valeur seuil en dessous de laquelle un déficit de croissance est généralement constaté pour les poissons élevés en eau chaude (Westers, 1979). De même ce poisson résiste sans problème à des teneurs en ammoniac consi-dérées comme limites pour d'autres espèces. Il s'en suit un faible besoin en eau : ainsi dans les bassins en eau stagnante à 20 poissons par m^3, un gain de biomasse variant de 6,7 à 7 kg a été obtenu en 42 jours (6 semaines) dans un volume de 4 m^3. Ceci correspond à un besoin en eau de 0.6 $m^3.kg^{-1}$ de poisson produit. Ces valeurs sont considérablement plus basses que celles rapportées par Divanach (1985) pour les poissons marins (600 $m^3.kg^{-1}$) et par Westers (1979) pour des poissons ichtyophages (60 $m^3.kg^{-1}$) également élevés en bassins.

Une extrapolation à l'hectare (1 m de profondeur) peut permettre d'espérer une production de 17,5 tonnes en 6 semaines, soit 150 tonnes par an. Cette production potentielle est 10 fois plus élevée que celle permise par le tilapia (*O. niloticus*), sans aération de l'étang (Lazard et al. 1990; Delincé, 1992).

De tels objectifs de production sont toutefois à considerer avec précautions car une dérive de la qualité de l'eau pour des substances autres que l'oxygène et les métabolites azotés est possible. La mortalité massive attribuée à l'apparition de sulfures en constitue une démonstration.

BIBLIOGRAPHIE

Andrews, J.W., T. Murai et G. Gibsons, 1973. The influence of dissolved oxygen on the growth of channel catfish. Trans. Am. Fish. Soc., 102:835-838.

Bonn, E.W. et B.D. Follis, 1967. Effects of hydrogen sulfide on channel catfish *Ictalurus punctatus*. Trans. Am. Fish. Soc., 96:31-34.

Cline, J.D., 1969. Spectophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. Limnol. Oceanogr.,14 454-458.

Colt, J. et D. Armstrong, 1981. Nitrogen toxicity to crustacean, fish and mollusca. Proceedings of the Bio-engineering Symposium for fish culture. Fish culture section. Am. Fish. Soc., FCS Publ 1.

Delince, G., 1992. The ecology of the fish pond ecosystem with special reference to Africa. KLUWER ACADEMIC PUBLISHERS, Dordecht, Boston, London, 230 p.

Divanach, P., 1985. Contribution à la connaissance de la biologie et de l'élevage de 6 sparidés méditerranéens: *Sparus auratus, Diplodus sargus, Diplodus vulgaris, Diplodus annualis, Lithognatus mormyrus, Puntazo puntazo* (poissons teleostéens).Thèse de Doctorat. Uniersité de Montpellier, 479 p.

Dowdy, S. et S. Warden, 1983. Statistic for research. John Wiley and sons. New York, *Chichester*, Brisbane, Toronto, Singapore. 537 p.

Forsters, R.M., et G.R. Smart, 1979. Water economy in aquaculture. *In* : Power plant waste heat utilization in aquaculture. (Godefriaux B.L. Ed), ALLANDER, OSMUND & CO, Montclair, 3-11.

Johanson, O. et M. Wedbord, 1980. The ammonia-ammonium equilibrium in seawater at temperature between 5 and 25°C. Journal of Solution Chemistry, 9:37-44.

Lazard, J., P. Morissens, P. Parrel, C. Aglinglo, I. Ali et P. Roche, 1990. Méthodes artisanales d'aquaculture du tilapia en Afrique, Centre Technique Forestier Tropical, Nogent sur Marnes, 82 pp.

Schwelder, T. E., C.S. Tucker et M.H. Belleau, 1985. Non-infectious diseases. *In* : Channel catfish culture (C.S. TUCKER Ed); ELSEVIER, Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo, 497-541.

Smith, L.L., P.M. Oseid, L.L. Kimbal et S.M. El-Kaudelgy, 1976. Toxicity of hydrogen sulfide to various life history stages of bluegill (*Lepomis macrochirus*). Trans. Am. Fish. Soc., 105: 442-449.

Strckland, J.D. et T.R. Parsons, 1968. A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd Can. 167-370.

Tomasso, J.R., B.A. Simco et K.B. Davis, 1979. Chloride inhibition of nitrite-induced methemoglobinemia in channel catfish (*Ictalurus punctatus*). J. Fish. Res. Board Can., 36:1141-1144.

Tucker, C.S. et C.E. Boyd, 1985. Water quality. *In* : Channel catfish culture (C.S. Tucker Ed); ELSEVIER, Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo. 135-227.

Ticler; L., C.D. Boyd et W.E. McCoy, 1979. Effects of feeding rate on water quality, production of channel catfish, and economic returns. Trans. Am. Fish. Soc., 108:389-396.

Westers, H., 1979, Controlled fry and fingerling production in fisheries. *In* :: EIFAC Workshop on mass rearing of fry and fingerlings of freshwater fishes (HUISMAN E.A, and H. HOGENDOORN Eds), EIFAC technical paper N°35,Suppl 1 :32-52.

Zar, J.H., 1984. Biostatistical analysis, second edition. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey 07632, 718 p.

* *
*