

## 8

# IMPACT DE L'AQUACULTURE SUR L'ENVIRONNEMENT PRÉVENTION ET CONTRÔLE

Philippe JATTEAU (1), Jean PETIT (2) et Jean DURET (1)

(1) CEMAGREF, Groupement de Bordeaux, Division Aquaculture et Pêche

(2) INRA, Rennes, Département d'Hydrobiologie

### **Abstract**

*The main methods of predicting aquaculture wastes outputs are presented. The statistical methods based on the study of the results os water samples and biological method based on the knowledge of feed features and utilization by fish are discussed. Asserment of the wastes outputs impact on natural environment is than tackled. A critical analysis of the different approaches is made.*

Pour la création, l'extension ou la régularisation d'une pisciculture, il est nécessaire d'établir un dossier de demande d'autorisation au titre des trois réglementations régissant les piscicultures : celle de l'eau - celle de la pêche - celle des installations classées. Leur évolution a connu plusieurs étapes importantes qui ont conduit à une révision de la situation des piscicultures (encadré).

Les incidences pratiques de cette évolution, qui amènent à remettre en cause certaines autorisations, portent surtout sur le niveau des normes de rejets à appliquer et le débit dérivé à accorder aux établissements. Ces incidences portent également sur le contenu du dossier d'autorisation qui comporte soit une étude d'impact assortie d'une procédure d'enquête publique, soit une notice d'impact, plus simple. Dans les deux cas une description des incidences des projets sur l'environnement est nécessaire.

Une des spécificités de l'aquaculture au sein du secteur agricole provient du fait que les piscicultures sont directement en relation avec le milieu récepteur. L'analyse des rejets d'une pisciculture est fondée sur la connaissance des flux de matières apportées par l'établissement. Une estimation prévisionnelle des rejets est donc nécessaire.

Ce travail présente les méthodes utilisées pour évaluer ces rejets en s'attachant à rappeler le cadre de leur élaboration et leurs domaines d'utilisation. Elles sont classées en deux catégories, différenciées par leurs fondements :

- les méthodes statistiques élaborées à partir des résultats d'analyses d'eau ;
- les méthodes analytiques fondées sur la connaissance de l'utilisation des aliments par le poisson.

## LES RÉGLEMENTATIONS DES PISCICULTURES

- 1980 - Application des prescriptions générales, dispositions qui sont relatives au régime de la déclaration au titre des installations classées, auquel étaient soumis les élevages de salmonidés depuis 1978.
- 1982 - Changement de nomenclature des installations classées. Les élevages de salmonidés passent sous le régime de l'autorisation. Un arrêté préfectoral d'autorisation par élevage est nécessaire. Les prescriptions générales précédentes sont souvent reprises dans les arrêtés.
- 1984 - Mise en place de la loi Pêche, dont certaines dispositions ne s'appliquent pas aux élevages en situation régulière. Ceux-ci doivent être déclarés auprès de l'administration, qui vérifie à cette occasion la validité des autorisations déjà accordées. Il en découle un constat de la situation irrégulière de nombreux élevages. La régularisation des autorisations n'est pas terminée et se heurte entre autres sur les solutions techniques à mettre en oeuvre pour réduire l'impact des établissements.
- 1992 - Mise en application de la loi sur l'Eau qui définit l'eau comme faisant partie du patrimoine de la Nation et qui renforce en fait certaines dispositions des autres textes. Les textes d'application commencent à paraître.
- 1993 - Nouvelle définition de la nomenclature des installations classées. Extension de la nomenclature aux élevages autres que salmonidés.  
- Proposition de mise en place de la "redevance pollution" des Agences de l'Eau.

## IMPACT DE L'AQUACULTURE SUR L'ENVIRONNEMENT

Après la quantification des rejets, la seconde étape consiste à en évaluer l'impact sur le milieu. Nous détaillons dans ce paragraphe les traceurs physico-chimiques et autres indicateurs biologiques permettant d'aborder cet aspect. Mais, il semble d'abord nécessaire de préciser le contexte général actuel de la salmoniculture qui a très rapidement évoluée ces dix dernières années.

### LE CONTEXTE

La production salmonicole française a plus que doublé depuis 1980. Cette croissance est due à la création de nouvelles unités, mais également à l'intensification de la production. Cette intensification a été menée de pair avec des efforts portant sur la réduction des rejets qui étaient, dans de nombreux cas, un facteur limitant au développement de la production. Ces deux actions ont été possibles grâce à des avancées techniques considérables. La plus remarquable concerne les aliments.

Depuis le début des années quatre-vingts la qualité des aliments est en constante évolution. Ces progrès ont porté tant sur le choix de matières premières plus digestibles que sur la technique de fabrication. Le nouveau procédé de cuisson-extrusion permet d'améliorer globalement la digestibilité des aliments, grâce notamment à son action sur les glucides, peu assimilables à l'état brut pour les salmonidés (BERGOT, 1993 - KAUSHIK, 1990a - KAUSHIK et OLIVA TELES, 1985), et surtout d'incorporer des quantités de lipides supérieures à 18% - limite technique due au procédé d'agglomération -, ce qui augmente la densité énergétique de l'aliment. Une part importante des besoins énergétiques du poisson sont ainsi couverts par les lipides en remplacement des protéines (KAUSHIK, 1990a). En résumé, ces aliments extrudés sont plus riches en lipides, donc en énergie, et moins concentrés en protéines. Ils permettent, à ration alimentaire égale, une augmentation de la production (KAUSHIK, 1990b) et une diminution des rejets solides ou dissous selon le tableau 1 (JAYARAM et BEAMISH, 1992 - KAUSHIK, 1990a)

|                  | % protéine | % lipide | IC   |
|------------------|------------|----------|------|
| aliment standard | 44         | 14       | 1,31 |
| aliment extrudé  | 37,4       | 20,6     | 1,1  |

(d'après Kaushik, 1990 b)

TABLEAU 1

La mécanisation quasi généralisée de certaines tâches, tel le tri des poissons, associée à de nouvelles techniques - compteur à poissons, gestion automatisée de l'aliment - encore peu répandues, permettent une connaissance exacte des stocks en place et un ajustement précis des rations alimentaires. Cette meilleure gestion de l'alimentation permet de supprimer la suralimentation.

Les procédés d'oxygénation sont largement répandus. Les techniques nouvelles utilisant l'oxygène liquide progressent, surtout depuis les récentes années de sécheresse. Elles autorisent l'augmentation de la charge des bassins tout

en maintenant une qualité de milieu d'élevage supérieure, permettant au poisson de mieux valoriser l'aliment. Ces nouvelles pratiques contribuent à la diminution des coûts de production. Ces types d'investissement sont également susceptibles de minimiser les rejets.

Le dernier secteur technique à prendre en considération concerne le traitement des rejets. Jusqu'à la fin des années soixante-dix la pollution ne faisait pas partie des sujets de conversation du monde piscicole. A partir du début des années quatre-vingts la profession prend conscience de l'importance des aspects environnementaux et participe aux premières études, soutenues par l'Agence de l'Eau, axées sur la caractérisation des rejets et le traitement des matières en suspension (MES) (Fauré, 1983). Cette première étape a conduit à la mise en place de décanteurs.

Au début des années quatre-vingts-dix la Fédération française d'aquaculture (FFA) et le ministère de l'Agriculture ont lancé des études qui ont abouti à la définition de nouveaux moyens de traitement des mes, comme par exemple les tamis filtrants (Lamotte, 1993). Par contre, le traitement de l'ammoniaque\* est seulement abordé depuis 1992.

Pourquoi concentrer les efforts sur le traitement des mes alors que les niveaux de rejets sont pour la majorité des piscicultures en accord avec les normes ? C'est, semble-t-il, l'aspect visuel des rivières en aval des piscicultures - dépôt de boue, développement d'algues filamenteuses - qui a déclenché des mouvements de protestation parmi les pêcheurs et dans les associations de défense de la nature.

Mais il est apparemment difficile d'établir une relation proportionnelle entre le flux de MES sortant de la pisciculture et le niveau de colmatage de la rivière. Par contre, leur consistance, liée à la formulation de l'aliment et à la nature des matières premières, joue un rôle essentiel dans celui-ci. Il est donc nécessaire de travailler à la fois sur les moyens de traitement des rejets pour répondre aux attentes actuelles de l'administration, mais aussi sur la formulation des aliments.

## LES MÉTHODES STATISTIQUES

Ce sont les méthodes auxquelles se réfère le plus souvent l'administration pour calculer le flux de matières contenues dans le rejet d'une ferme aquacole. Ces méthodes ne sont généralement pas appliquées directement, mais adaptées en fonction des préoccupations locales ou des suggestions de tiers (Associations écologistes, pêcheurs, etc.).

Les modèles statistiques ont pour objet la prévision de la composition chimique dans le rejet de la pisciculture. Parmi les différents modèles de calcul issus de mesures dans le rejet, deux sources sont fréquemment citées pour justifier la procédure de calcul appliquée par l'Administration : le modèle dit de "liao" (1970) et le modèle du CEMAGREF (1983).

Ces modèles ont été établis dans un contexte particulier d'environnement de l'exploitation et leur validité prédictive devient vite précaire lorsqu'ils sont utilisés en dehors des conditions qui présidaient à leur élaboration.

\* Ammoniaque :  $\text{NH}_4 + \text{NH}_3$

## IMPACT DE L'AQUACULTURE SUR L'ENVIRONNEMENT

En effet, en aquaculture ces modèles doivent prendre en compte certains paramètres du milieu d'élevage dont la variabilité liée à l'environnement n'est pas contrôlable.

### La méthode de LIAO : fondements de la méthode.

La méthode d'évaluation de la composition des rejets de pisciculture dite de "LIAO" fournit pour neuf paramètres physico-chimiques des coefficients moyens qui permettent de calculer, à partir de la quantité d'aliment distribué aux poissons les flux prévisionnels correspondant aux neuf composés pris en compte par liao et son équipe. Pour les obtenir, l'auteur a effectué quinze campagnes de mesures à l'entrée et dans les rejets de deux piscicultures produisant des alevins (COWLITZ et GREEN, WASHINGTON, U.S.A.) en 1969.

Publiées en 1970, ces données étaient parmi les premières disponibles et malgré la grande fluctuation des résultats. Les valeurs moyennes obtenues donnaient un premier éclairage sur ce que pouvait être la production de produits organiques (autre que le poisson lui-même) par une pisciculture (tab. 2).

| Paramètres             | en période normale (ppm) |               | en cours de nettoyage (ppm) |           |
|------------------------|--------------------------|---------------|-----------------------------|-----------|
|                        | Moyenne                  | Limites       | Moyenne                     | Limites   |
| DBO                    | 5,36                     | 0,12 - 36,5   | 33,6                        | 18 - 49   |
| Ammoniaque             | 0,532                    | 0 - 2,55      | -                           | -         |
| Nitrates               | 1,676                    | 0,045 - 3,1   | -                           | -         |
| Phosphates             | 0,077                    | 0,010 - 0,262 | -                           | -         |
| Matières en suspension | 7                        | 0 - 55        | 96                          | 85 - 104  |
| Matières décantables   | 3,5                      | 0 - 35        | 85                          | 78 - 89   |
| Matières dissoutes     | 78                       | 25 - 186      | 78                          | 70 - 81   |
| Solides (total)        | 85                       | 30 - 190      | 174                         | 166 - 185 |
| Matière organique      | 29                       | 5 - 100       | 108                         | 90 - 125  |

TABLEAU 2

La grande dispersion des données n'est pas surprenante : c'est le lot des mesures effectuées directement sur une ferme quand se cumulent les facteurs de variations intervenant dans la relation que l'on veut établir entre la quantité d'aliment distribué et la quantité des produits présents dans le rejet : facteurs humains (manière de distribuer l'aliment, appréciation de l'appétence du cheptel,...), facteurs zootechniques (densité et compétition des animaux, calibrage,...), facteurs du milieu (disponibilité en oxygène, turbulence de l'eau, courants...), etc..

LIAO n'a pas effectué d'analyse statistique de ses données. La grande dispersion des points de mesure (fig.1) et leur faible effectif laissent présumer de relations à faible signification : la tendance dégagée est celle d'une liaison entre la quantité d'aliment et le niveau de concentration dans le rejet des produits étudiés. La prédiction des valeurs de ces concentrations au rejet reste très approximative pour les fermes où ont été effectuées les études (valeurs variant de 1 à 3 dans le meilleur des cas et de 1 à 70 pour les paramètres les plus fluctuants). Ces fermes se caractérisent par leur production (des alevins), par leur situation géographique

(l'Etat de WASHINGTON aux Etats-Unis), par leur technicité (celle des années 70). Que peut-on penser de l'extrapolation de ces données à des piscicultures de truites "portions" (200-250 g) en Europe en 1993 pour trancher sur la nature polluante ou non polluante d'un rejet de pisciculture, voire pour évaluer son impact sur l'environnement ?

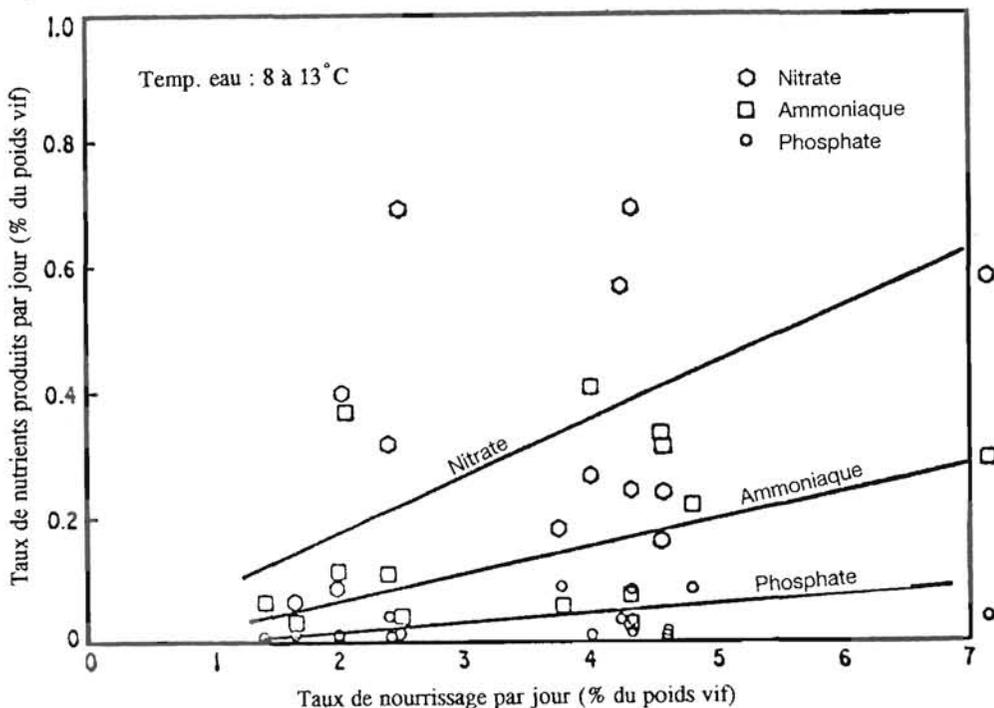


FIGURE 1

### Le modèle du CEMAGREF : fondement de la méthode.

Le modèle du CEMAGREF de 1983 repose sur des mesures effectuées sur trois piscicultures. Une différence essentielle avec le modèle de LIAO se situe dans la méthode : les auteurs ont eu les moyens d'imposer des conditions de mesures et de les poursuivre sur des temps significatifs par rapport à la durée d'un cycle de production : l'approche expérimentale a permis une analyse statistique de la validité des données. La validité du modèle a pu également être testée par l'apport de 140 campagnes de mesures effectuées sur des piscicultures par le Conseil Supérieur de la Pêche à des fins d'évaluation et de contrôle des rejets.

Comme pour le modèle de LIAO, la proposition du CEMAGREF a été d'évaluer la composition du rejet à partir du flux des produits issus de la transformation de l'aliment en appliquant des coefficients à la quantité d'aliment distribué. Dans ce modèle les coefficients peuvent être modulés par d'autres facteurs tels que l'indice de transformation, quantité de chair fraîche produite par kilogramme d'aliment granulé, le stress dû à la réutilisation de l'eau dans les

## IMPACT DE L'AQUACULTURE SUR L'ENVIRONNEMENT

bassins, etc... L'utilisation du modèle nécessite cependant la prise en compte des caractéristiques de la variabilité des résultats établie par André FAURÉ : la moyenne, l'écart-type et la loi de distribution statistique des valeurs mesurées. Nous en donnerons trois exemples.

Exemple 1 : **Validité du coefficient spécifique de l'ammoniaque** : (fig. 2)

L'ammoniaque est l'un des éléments du rejet des piscicultures qui a peut-être été le plus étudié, probablement du fait de sa valeur indicative sur l'activité des poissons, les poissons en excrètent d'autant plus qu'ils mangent et sont actifs, et de la facilité de sa mesure. Les modalités de son impact sur l'environnement restent à définir .

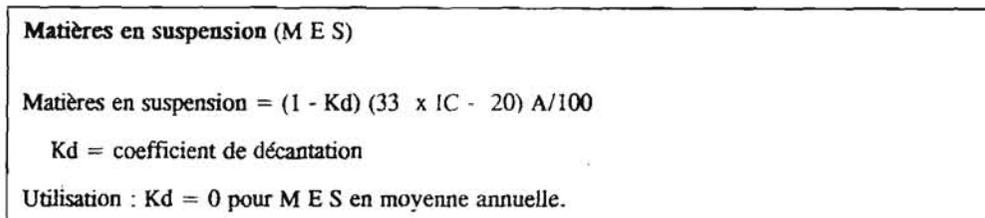
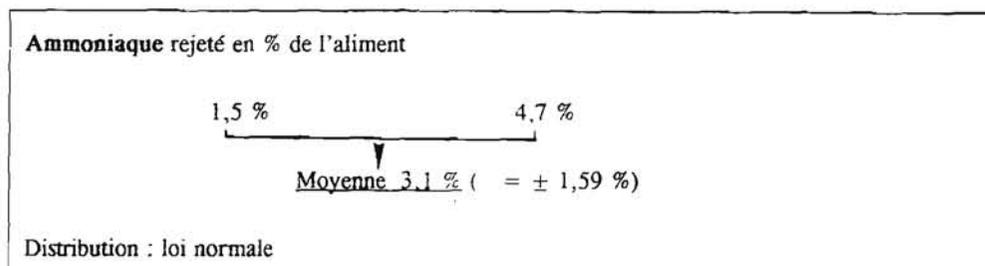


FIGURE 2

L'étude du CEMAGREF donne un coefficient de 3,1% pour obtenir la quantité d'ammoniaque produite par un kilogramme d'aliment (composition "standard 1980"). On obtient donc une production d'environ 30 grammes d'ammoniaque par kilogramme d'aliment distribué au poisson, chiffre largement utilisé dans les études d'impact constitutives du dossier de régularisation ou d'autorisation des piscicultures. Que dit le document remis à l'agence de bassin de l'époque ? (fig. 2) : la moyenne des mesures effectuées est de 31 grammes d'ammoniaque pour l'ensemble des mesures avec un "écart-type" de plus ou moins 16 grammes et leur répartition suit une loi "normale". Ceci signifie que dans 70% des cas le rejet en ammoniac aura une valeur comprise entre 15 et 47 grammes d'ammoniaque par kilo d'aliment distribué. Dans cet exemple la quantification par la seule valeur moyenne fournie par le modèle n'est pas suffisante et la fourchette de variation de ce flux doit être utilisée (écart-type et mode de distribution de la fréquence des cas mesurés). En effet le calcul basé sur la moyenne conduit à pénaliser les pisciculteurs qui ont une conduite d'élevage "propre" et à sous évaluer les rejets des piscicultures les plus polluantes, puisque

de fait la quasi-totalité des piscicultures ont des valeurs de concentration d'ammoniacque dans le rejet très éloigné de cette moyenne. En intégrant les autres données du modèle il devient possible d'effectuer un choix de la valeur à prendre en compte en fonction d'un risque connu de dépassement de la valeur prévue par le modèle.

### **Exemple 2 : Validité du coefficient spécifique aux matières en suspension (MES).**

L'utilisation inadéquate des modèles résulte parfois de simplifications, justifiées dans un contexte précis, et qui se trouvent ensuite généralisées. Le calcul des flux de matières en suspension en fournit un exemple (fig 2).

L'étude du CEMAGREF introduit dans le calcul un coefficient de sédimentation "Kd" qui prend en compte le fait que les matières solides peuvent se déposer de façon variable dans la pisciculture elle-même. Ce processus est important et se traduit par des résultats d'analyse qui, à certains moments, font apparaître moins de matières en suspension à la sortie de la pisciculture qu'à l'entrée, les bassins d'élevage se comportant alors comme des décanteurs.

L'étude du CEMAGREF précise que sur l'ensemble du cycle de production il est admissible de considérer que les périodes d'accumulation des dépôts dans la pisciculture, avec réduction des émissions de MES et les périodes de chasse des matières décantées se compensent : le calcul du flux moyen annuel de MES ne justifie pas la prise en compte de "Kd", coefficient de sédimentation interne à la pisciculture.

Les études d'impact, dans le calcul prévisionnel des MES au rejet de la valeur des concentrations au rejet mois par mois, ne réintègrent pas ce coefficient : à l'étiage, cette simplification abusive peut pénaliser les exploitants qui limitent leur émissions par divers moyens (stocks réduits, oxygène pur, enlèvement des boues en bassins,...) et ne prend pas en compte les effets dommageables sur l'environnement d'une chasse des boues mal gérée par le pisciculteur. Les objectifs de calcul des flux, objectif premier de l'étude du CEMAGREF (commanditée par l'Agence de l'Eau), se sont trouvés ici détournés vers un objectif de prévision de la valeur instantanée des concentrations de MES. au rejet en conservant une modification du calcul qui diminue singulièrement la fiabilité prédictive de l'étude d'impact.

### **L'évaluation des productions considérées comme acceptables, par l'administration, sur un site donné**

Ces évaluations n'ont pas de caractère directement contraignant sur la production annuelle réalisée : c'est le niveau de pollution atteint au rejet qui reste l'infraction susceptible d'entraîner des poursuites. Elles ne sont toutefois pas neutres dans la mesure où elles concrétisent un "droit à produire" qui va intervenir dans l'évaluation de la valeur de la ferme aquacole avec toutes les conséquences qui en résultent lors de ventes, transmission, emprunts,... La procédure de calcul pratiquée est la suivante :

- compte tenu des valeurs moyennes de polluants potentiels indiquées dans le modèle choisi en référence et des concentrations limites prescrites par les

## IMPACT DE L'AQUACULTURE SUR L'ENVIRONNEMENT

grilles de qualité d'eau, un ou deux paramètres sont retenus pour le calcul de la production autorisée sur le site.

- les valeurs moyennes fournies par l'auteur du modèle sont généralement exprimées en poids de matière émise par kilogramme de poisson ou par kilogramme d'aliment. Pour obtenir des concentrations, ces valeurs moyennes sont divisées par le débit prévu sur le site (valeur prévisionnelle du débit définie par l'administration pouvant être assez éloignée de la valeur réelle pour une année donnée). On en déduit la quantité de poissons ou d'aliment qu'il est possible *de stocker* sans dépasser les concentrations requises au rejet.
- les stocks sont ainsi calculés mois par mois, et on en déduit la production autorisée selon des méthodes propres à chaque cas.

Les tableaux 3 et 4 et la figure 3 donnent pour un même site les évaluations de productions annuelles à partir de trois modes d'application des modèles précédemment décrits. Les hypothèses introduites pour permettre le calcul des productions considérées comme maximum par l'administration ont pour origine les propositions d'une association écologiste (lors de l'enquête publique), d'une DSV et d'une DDAF. On constate un écart important, du simple au double, suivant les hypothèses posées pour l'application des modèles (tab 4).

| HYPOTHESES | Ex. A  | Ex. B                                       | Ex. C  |
|------------|--|---|--|
| 1          | C - DBO5 = 0,6<br>(LIAO - 1970)                      | C - NH4+ = 0,03<br>(CEMAGREF 1983)          | COEFFICIENTS<br>de LIAO  |
| 2          | MOYENNE<br>des 10 JOURS MINI<br>du MOIS              | MOYENNE INTERANNUELLE<br>(MAXIMUM d'ANNEES) | DEBIT "STANDARD" à 10°C<br>CONSOMMATION d'OXYGENE<br>= 200 g/T/H |
| 3          | $\frac{\text{KG ALIMENT}}{\text{KG POISSON}} = 1,63$ | POIDS POISSON<br>x 1,414 CHAQUE MOIS        | CROISSANCE<br>"REGULIERE"  |

TABLEAU 3

|           | STOCK MAXIMUM<br>A L'ETIAGE | PRODUCTION<br>REALISABLE |
|-----------|-----------------------------|--------------------------|
| METHODE A | 5 T                         | 100 T                    |
| METHODE B | 3 T                         | 60 T                     |
| METHODE C | 3 T                         | 50 T                     |

TABLEAU 4

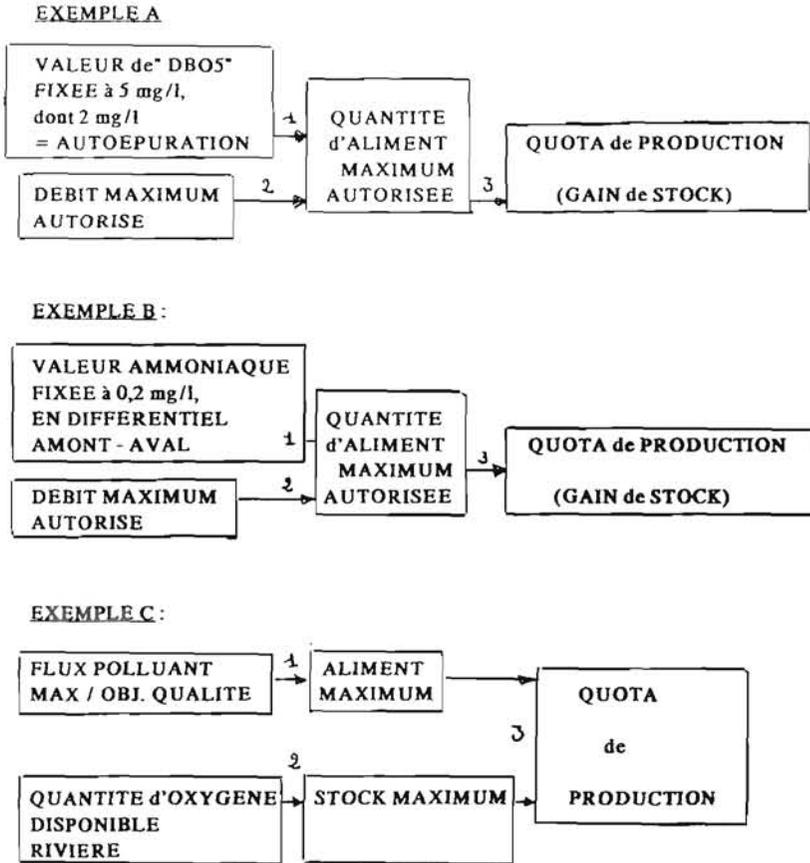


FIGURE 3

L'exemple A se base sur la matière organique produite selon la méthode de LIAO et introduit une hypothèse arbitraire sur la quantité d'aliment utilisée en fixant l'indice de transformation à 1,63, ainsi qu'une hypothèse sur l'autoépuration de la rivière.

L'exemple B se base sur l'ammoniaque produit, évalué à partir du modèle du CEMAGREF, et d'une hypothèse arbitraire sur la vitesse de croissance des poissons.

L'exemple C utilise le paramètre se révélant comme le plus contraignant sur la base des coefficients de LIAO.

Dans les trois cas, le débit est pris en compte selon des méthodes différentes : débit d'étiage (moyenne des 10 jours les plus bas sur 5 ans minimum) qui s'approche le plus des conditions réelles en régime à fortes variations climatiques (les trois cas sont pris en Bretagne), moyenne interannuelle des débits qui est le mode d'évaluation légal, débit évalué à partir d'hypothèses sur les disponibilités en oxygène de la rivière et sur l'efficacité de l'aération.

## LA MÉTHODE ANALYTIQUE

Face aux inconvénients et aux contraintes des méthodes statistiques, une approche nouvelle a été proposée par différents auteurs.

Ce concept est fondé sur le fait que les seules sources d'altération de la qualité du milieu sont des conséquences de l'alimentation. Les rejets peuvent être déterminés à partir de la connaissance des qualités intrinsèques de l'aliment et de son utilisation par le poisson (Cho *et al.*, 1991 - Cho, 1993). Cette méthode permet de calculer les rejets azotés et phosphorés, solides et dissous, et les MES

Pour les rejets dus à l'utilisation des protéines, rejets azotés et phosphorés, elle s'appuie sur la connaissance de deux coefficients :

- la *digestibilité* (Coefficient d'Utilisation Digestive, CUD), qui permet de calculer la part de nutriment digestible assimilée par l'organisme et la part éliminée dans les fèces ou déchets solides ;
- la *valeur biologique* qui permet de calculer la part de nutriment digestible utilisée pour la croissance et la part de nutriment digestible métabolisée et éliminée par les branchies, les reins, ...(déchets solubles).

Ces coefficients pour un aliment et une espèce donnés sont déterminés en laboratoire. Un aliment de composition connue et contenant un traceur inerte est distribué à un lot de poissons. Les performances de croissance sont enregistrées. Les fèces sont récupérées et des analyses de carcasses sont effectuées en fin d'expérience. Grâce au traceur inerte, il est possible de mesurer la quantité d'un nutriment - les protéines par exemple - contenue dans les fèces (F) et la quantité ayant servi à la croissance (C). Les deux coefficients peuvent être alors calculés :

$$\text{* digestibilité (cud)} = \frac{\text{I} - \text{F}}{\text{I}}$$

$$\text{* valeur biologique (vb)} = \frac{\text{C}}{\text{I} - \text{F}}$$

avec I = quantité de nutriment dans l'aliment distribué

Pour le calcul des mes seule la digestibilité est utilisée. Elle correspond à la digestibilité globale de l'aliment (protéine, lipide, glucide).

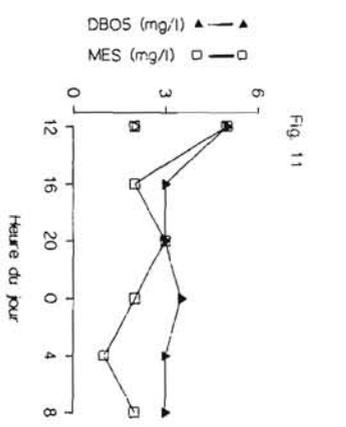
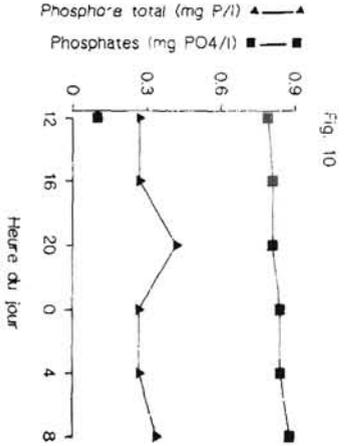
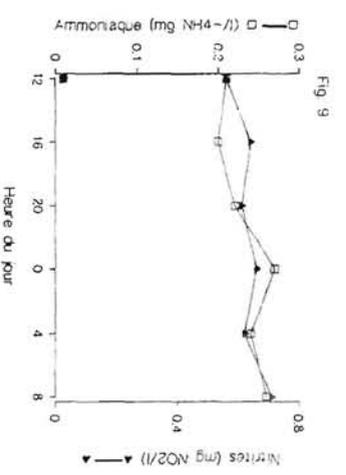
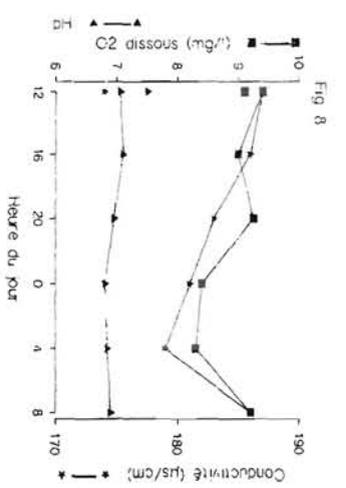
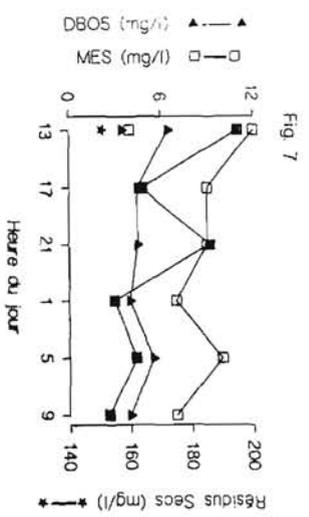
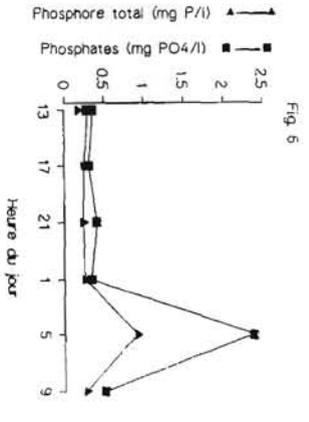
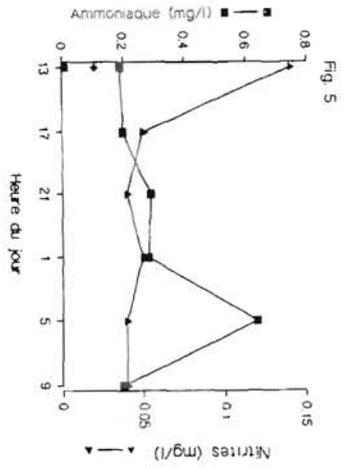
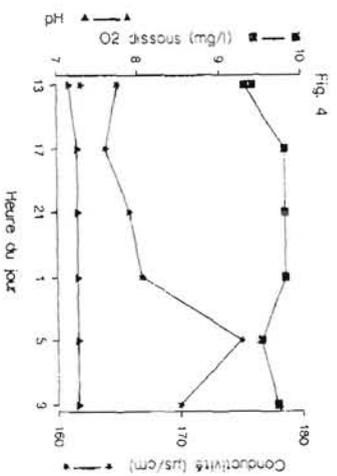
Le calcul des rejets solides et dissous s'effectue de la manière suivante

déchets solides = I - ( I x CUD )

déchets solubles = ( I x CUD ) x ( 1 - VB )

### Avantages et inconvénients de cette méthode

Une fois ces coefficients déterminés, cette méthode présente le considérable avantage de n'exiger aucune expérimentation supplémentaire pour calculer les rejets solides ou dissous. Elle donne des résultats très précis en condition de laboratoire, mais présente néanmoins quelques lacunes.



Les conditions d'expérimentation et d'élevage sont notablement différentes. L'utilisation des aliments par le poisson peut être modifiée en conditions d'élevage, ce qui est susceptible d'entraîner une évolution des rejets en quantité et/ou en qualité.

Par ailleurs, elle ne tient pas compte de la gestion de l'élevage, au sens large du terme. La part d'aliment distribué non ingéré n'est pas prise en considération dans le calcul présenté. Afin de ne pas sous-estimer les rejets solides - MES - Cho *et al.* (1991) ont été amenés à considérer qu'environ 5% de l'aliment distribué n'est pas mangé et se retrouve directement dans les rejets.

Enfin, pour la mesure de traceurs comme la Demande Biologique en Oxygène - DBO - il est encore nécessaire d'avoir recours aux analyses chimiques, leur évaluation n'étant pas réalisable par la méthode biologique.

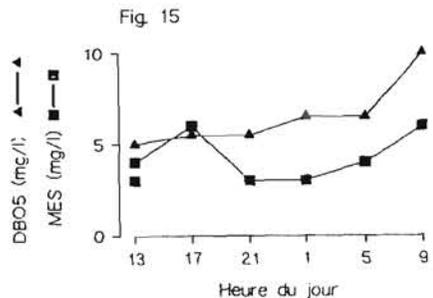
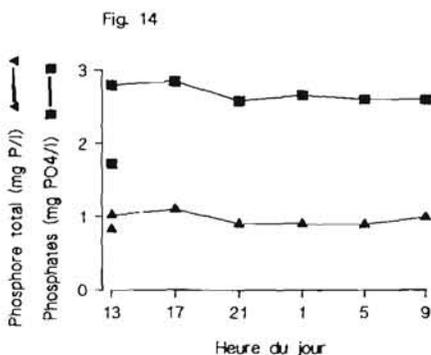
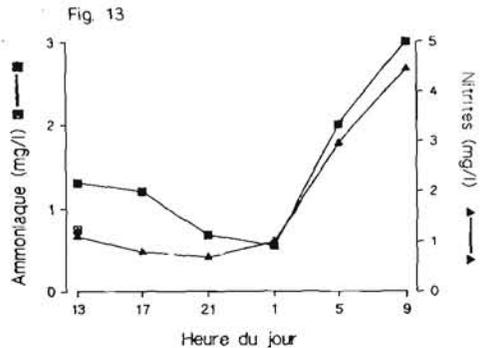
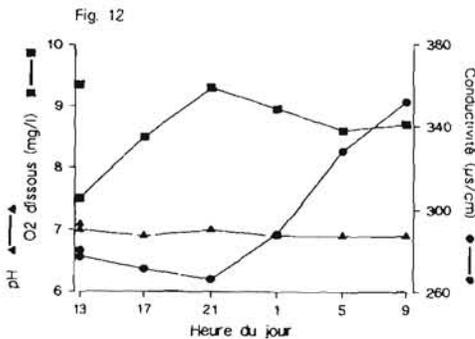
### ÉVALUATION DE L'IMPACT DES FERMES

L'impact sur le milieu est apprécié à partir de données physico-chimiques, hydrobiologiques et piscicoles.

#### L'évaluation par la physico-chimie

Pour un groupe de neuf paramètres les figures 4 à 15 donnent un aperçu des profils obtenus par des mesures de routine sur 24 heures, en sortie d'une pisciculture. Les figures 4 à 7 représentent les profils de concentrations dans le rejet d'une pisciculture industrielle avec une gestion traditionnelle de l'aliment. Les valeurs d'ammoniaque et de phosphates fluctuent au cours de la journée et dépassent les valeurs prescrites par les objectifs de qualité d'eau (fig. 5 et 6). Les autres paramètres restent compatibles avec ces objectifs. Les figures 8 à 11 donnent le résultat de mesures effectuées sur le même établissement après modification de la stratégie d'alimentation des animaux (distribution, étalée dans le temps, d'un aliment à haute énergie). On constate une atténuation des fluctuations des valeurs et un maintien des concentrations en-deçà des limites préconisées par les grilles de qualité d'eau.

Les figures 12 à 15 présentent le résultat de mesures effectuées en sortie d'une exploitation familiale (25 tonnes/an) : les concentrations dans le rejet sont ici beaucoup plus élevées. Ceci a pu être attribué à une altération du cours d'eau en amont de la pisciculture, et à un stock relativement important rapporté au débit d'étiage du cours d'eau. Le caractère familial de cette petite exploitation ne lui permet pas d'envisager des modifications de la conduite d'alimentation (distributeur automatique, aliment moins polluant mais plus coûteux) comme dans l'exemple précédent.



Les deux exemples précédents révèlent certaines spécificités de la pollution en rivière :

- des concentrations fluctuantes dans le rejet, fluctuations qui pour les piscicultures de taille moyenne oscillent le plus souvent autour des seuils recommandés par les grilles de qualité d'eau.
- les piscicultures installées sur de petits cours d'eau se trouvent confrontées à une situation difficile à gérer : le maintien de leur rentabilité les conduit à surexploiter la ressource en eau créant ainsi des problèmes d'environnement. Dans le même temps, le débit du cours limite la taille de l'exploitation et la possibilité de dégager les marges qui leur permettraient de financer des stratégies de dépollution.

Les relations de cause à effet entre la pollution physico-chimique et les caractéristiques de l'exploitation ne sont que partiellement décrites par les modèles. Cependant, les connaissances acquises sur ces relations permettent de préconiser des stratégies d'élevage pour diminuer les flux de pollution physico-chimique.

Dans un objectif de réglementation et de contrôle les résultats des mesures physico-chimiques sont plus difficiles à utiliser :

- la dilution importante des produits entraîne des biais dans la mesure (problème d'échantillonnage, de sensibilité du matériel,...), qui nécessitent de multiplier les analyses pour obtenir un résultat probant et, par conséquent, augmente les coûts.

- les conditions du maintien de la capacité d'épuration du milieu vis-à-vis de ce type d'effluent très dilué dès son émission n'ont pas été définies (données contradictoires). Il subsiste ainsi un doute sur la validité des seuils imposés aux piscicultures, dans la mesure où les critères de validité de ces seuils se réfèrent à des effluents d'activités très différentes.

L'importance économique relative de l'aquaculture et le coût élevé des études dans le domaine de l'évaluation des nuisances nécessitent d'envisager à court terme d'autres approches en attendant que les données techniques soient suffisantes pour valider les modèles décrivant les relations entre l'activité aquacole et le milieu.

A titre d'exemple, la recherche d'une standardisation des hypothèses posées pour le calcul des flux, précédemment évoquée, peut être une approche fructueuse pour rétablir une certaine équité dans les décisions administratives et cibler pour la recherche les hypothèses les plus urgentes à lever.

Une autre approche pourrait être la prise en compte du caractère dilué et fluctuant de certains facteurs comme l'ammoniaque, en modulant le seuil limite prescrit à l'exploitant par un calcul prenant en compte la prévision de concentration et le flux moyen journalier : l'hypothèse posée dans ce cas est qu'un dépassement modéré dans le temps des valeurs guide n'a pas la même signification qu'un dépassement continu de ces valeurs guide.

Rappelons que *des variations du seuil imposé, qui peuvent sembler très faibles (0,5 mg d'ammoniaque par litre par exemple), peuvent dans le cas de l'aquaculture représenter un potentiel de production variant lui dans de très larges proportions (de 1 à 3 dans les pratiques actuelles).*

### L'évaluation par l'hydrobiologie

L'exemple de la figure 16 montre l'évolution de l'indice biologique global à proximité du rejet et en aval d'une pisciculture sur 10 ans. Ces indices, anciennement "biotiques", et devenus "globaux", reposent sur des comptages d'organismes vivants présents sur le fond de la rivière. En fonction du nombre et des espèces présentes une "note" est attribuée : elle représente le degré d'altération du milieu.

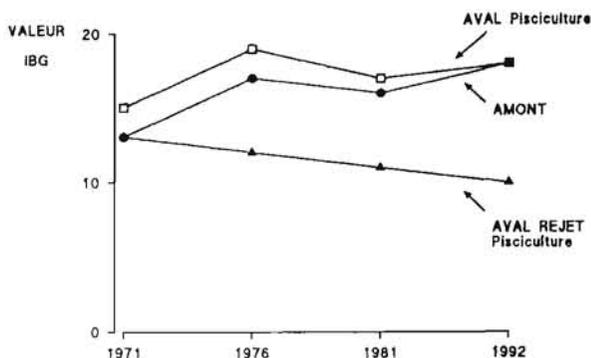


FIGURE 16

L'inconvénient de cette méthode est qu'elle fournit peu d'indications sur les relations de cause à effet et ne permet pas de cibler les mesures à prendre dans les exploitations. Pris en compte dans les grilles d'objectifs de qualité d'eau, ces indices peuvent matérialiser l'altération des fonds en sortie de piscicultures sans que la physico-chimie ne fournisse d'explication.

La tendance actuelle est d'imputer l'altération des fonds aux matières organiques déposées, et à préconiser la mise en place de dispositifs de captage des MES dont l'efficacité se situe autour de 50 %. Ceci revient à poser l'hypothèse que la nuisance est liée à l'accumulation des boues plutôt qu'à leur propriété chimique. Une vérification de l'hypothèse reste à faire par un suivi de l'évolution des indices biologiques sur des piscicultures équipées de dispositifs de captage.

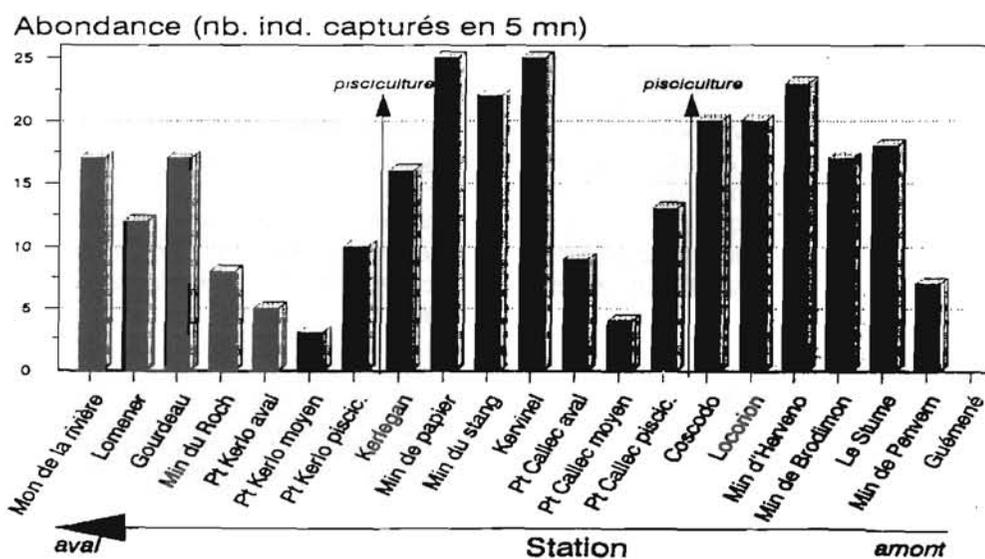


FIGURE 17

### L'évaluation par les peuplements piscicoles

Dans certains cas, les variations du peuplement en poissons sont utilisées pour mettre en évidence les nuisances dues à la pisciculture. Indices d'abondance, indices piscicoles... les méthodes d'évaluation des peuplements varient pour une même terminologie et sont très discutées par les spécialistes eux-mêmes. Ces méthodes ont l'intérêt de tenter d'évaluer l'objet du conflit d'usage en cause : l'usage de l'eau pour la pisciculture et la pêche de loisirs. Son inconvénient réside, comme pour l'hydrobiologie, dans sa faible valeur explicative des phénomènes observés en aval des piscicultures : la figure 17 donne un exemple des variations d'indice d'abondance sur le Scorff (Bretagne) avec une baisse des indices après chaque pisciculture laissant supposer un effet de nuisance des piscicultures.

### PROPOSITION D'ORIENTATION SUR LES TRAVAUX À MENER

Les modalités d'évaluation des flux de matières issus des piscicultures et de l'impact de ceux-ci sur le milieu supposent l'introduction de nombreuses hypothèses pour utiliser les calculs proposés dans les modèles. Des études complémentaires devraient permettre de réduire les lacunes de ces modèles. On peut toutefois estimer que, si la précision de ces modèles peut être améliorée en ce qui concerne la prédiction des flux annuels moyens, les prévisions des concentrations instantanées au rejet et de l'impact environnemental risquent de rester encore longtemps approximatives pour au moins deux raisons :

- En aquaculture, *le milieu d'élevage est en prise directe avec l'environnement* et les animaux sont en perpétuelle adaptation au changement du milieu (animaux sans régulation thermique notamment) : l'intégration des facteurs du milieu d'élevage dans les modèles risque de rendre ceux-ci très lourds pour des gains de précision faibles. La maîtrise totale du milieu étant exclue pour des raisons économiques, *les gains de précision les plus importants peuvent venir d'une meilleure connaissance des mécanismes d'adaptation du poisson en vue d'obtenir l'animal le plus "stable" possible sur le plan physiologique*. Ce résultat peut être obtenu par un contrôle partiel du milieu d'élevage (partiel pour des raisons économiques), une conduite d'élevage en temps réel basée sur des indicateurs d'état du poisson (actuellement il faut 15 jours à 3 semaines pour détecter une variation de l'état du poisson) et la sélection de souches adaptées à des milieux variables en qualités).

- La mise en place d'études complexes et coûteuses, notamment sur les causes des nuisances, risque d'être longue dans un secteur dont l'importance économique reste relativement limitée.

Au regard de la situation actuelle, un certain nombre d'actions peu coûteuses peuvent être proposées :

- La demande d'une *standardisation des hypothèses introduites lors de l'utilisation des modèles* paraît se justifier aisément. C'est un objectif qui pourrait être rapidement atteint par une concertation entre praticiens et scientifiques.

- L'amélioration du caractère prédictif des modèles existants par une meilleure connaissance des transformations des déchets en fonction des pratiques d'élevage pourrait vraisemblablement être obtenue en 2 à 3 ans.

Face à la difficulté d'établir des modèles de prévision des concentrations de polluant dans le rejet, des recherches visant à mettre à disposition des éleveurs des indicateurs physiologiques pour adapter en temps réel la gestion des intrants (aliment, oxygène et produits thérapeutiques) permettraient d'envisager un auto-contrôle des rejets par l'exploitant.

### CONCLUSION

L'aquaculture est une activité à part entière du monde agricole. Par son mode de fonctionnement en prise directe avec le milieu récepteur et par la nature du support d'élevage, la pisciculture possède des spécificités techniques qui la démarquent d'une activité agricole classique.

Actuellement, les éléments scientifiques et techniques disponibles concernant l'évaluation des rejets et leur incidence sur le milieu récepteur ne permettent pas de répondre à toutes les questions qui se font jour. Afin de clarifier certaines situations, il semble nécessaire de travailler à la mise au point d'une méthode standard, reconnue par tous, de calcul de rejets piscicoles à partir des données disponibles.

- 
- BERGOT F., 1993 : Digestibility of native starches of various botanical origins by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). p857-865. In Fish Nutrition in Practice - Biarritz (France) 24-27/06/91 - Ed INRA, Paris 1993 (les Colloques N°61). 972p.
- CHO C., 1993 : Digestibility of feedstuffs as a major factor in aquaculture waste management. p 366-374. In Fish Nutrition in Practice - Biarritz (France) 24-27/06/91 - Ed INRA, Paris 1993 (les Colloques N°61). 972p.
- CHO C., HYNES J., WOOD K. and YOSHIDA H., 1991 : Quantification of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods ; the development of high nutrient dense (HND) diets. p 37-50 . In Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Cowey and Cho Eds. 275p.
- FAURE A., 1983 : Salmoniculture et environnement : évaluation de la pollution rejetée par les salmonicultures intensives. CEMAGREF Etude N°16, 71 p.
- JAYARAM M. and BEAMISH F., 1992 : Influence of dietary protein and lipid on nitrogen and energy losses in lake trout, *Salvelinus namaycush*. *Can. J. Aquat. Sci.*, Vol 49, N° 11, p 2267-2272.
- KAUSHIK S., 1990a : Importance des lipides dans l'alimentation des poissons. *Aqua Revue* N°29, p 9-16.
- KAUSHIK S., 1990b : Nutrition et alimentation des poissons et contrôle des déchets piscicoles. *La Pisciculture Française*, N°101, p 14-23.
- KAUSHIK S. et OLIVA TELES A., 1985 : Effect of digestible energy on nitrogen and energy balance in rainbow trout. *Aquaculture*, Vol 50, p89-101.
- LAMOTTE J., 1993 : Etude du traitement des matières en suspension des effluents piscicoles landais. IFTS, rapport final d'étude, 175p.