



HAL
open science

L’approvisionnement en eau, le traitement de l’eau et le recyclage en aquaculture

Jean Petit

► **To cite this version:**

Jean Petit. L’approvisionnement en eau, le traitement de l’eau et le recyclage en aquaculture. Aquaculture. Volume 1, Technique et Documentation Lavoisier, 1986, 2-85206-302-6. hal-01605478

HAL Id: hal-01605478

<https://hal.science/hal-01605478>

Submitted on 8 Jun 2020

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License

Chapitre 2

L'approvisionnement en eau Le traitement de l'eau et le recyclage en aquaculture

Jean PETIT

I.N.R.A., Laboratoire de Physiologie des Poissons
Campus Beaulieu

Avenue du Général Leclerc

B.P. 25 A

35031 RENNES (France)

*Avec la collaboration de la Société AQUINOVE
(M. Patrick MAUREL) pour les données concernant la
mise en œuvre des procédés.*

L'approvisionnement en eau est un élément essentiel de tout élevage en milieu aquatique. Élément essentiel, mais pas nécessairement le facteur primordial dans la décision de l'entrepreneur : un site offrant un approvisionnement en eau difficile (peu de débit, pollution, températures en dehors des optimums de l'espèce à élever) peut être intéressant parce que bien situé par rapport aux autres approvisionnements que sont l'énergie, l'aliment, le personnel. Les facilités de commercialisation peuvent également être déterminantes (proximité d'un centre urbain). Tout dépendra des possibilités techniques d'accroître la capacité d'approvisionnement en eau, et des perspectives d'amortissement de l'investissement que représentent l'aération, le traitement de l'eau et les dispositifs de sécurité qui s'y rattachent.

L'évaluation des quantités et des qualités d'eau diffère suivant les espèces, nous nous proposons de rappeler les valeurs admises ou établies, valeurs qui nous seront indispensables pour aborder l'étude des différentes parties du circuit hydraulique d'un élevage en milieu aquatique, qu'il soit en milieu ouvert (lacs, mer, canaux etc.) ou en milieu contrôlé (installation à terre avec prise d'eau).

1.- CRITÈRES QUANTITATIFS ET QUALITATIFS POUR L'APPROVISIONNEMENT EN EAU D'UN ÉLEVAGE AQUACOLE

1.1.- Evaluation des quantités d'eau requises à l'approvisionnement et dans l'élevage

1.1.1.- Débit d'eau à l'approvisionnement

Le cas limite minimal est représenté lorsque l'approvisionnement en eau doit compenser les pertes par infiltration et évaporation, et satisfaire des besoins de remplissage après vidange totale ou partielle de l'installation.

Ce cas se rencontre dans deux situations très différentes :

- les élevages extensifs en étangs, où l'éleveur intervient (éventuellement) au moyen de fertilisants pour développer des chaînes trophiques assurant un équilibre naturel, minéral, végétal et animal du système ;
- les élevages où l'on pratique un taux de recyclage complet de l'eau : aquarium, écloserie avec thermorégulation, élevages de laboratoire. Ces élevages comportent uniquement des animaux et le maintien des équilibres biologiques est confié à des procédés artificiels : pompage, filtration, etc.

Entre ces deux extrêmes, on trouve des systèmes où les volumes d'eau sont renouvelés en fonction de la densité d'élevage et de la proportion de nourriture apportée de l'extérieur (élevage intensif).

En élevage intensif, le débit d'eau nécessaire sera d'autant plus important que les établissements seront peu mécanisés : pompage, aération, oxygénation, épuration limitent les prélèvements d'eau au milieu extérieur (*figure 1*).

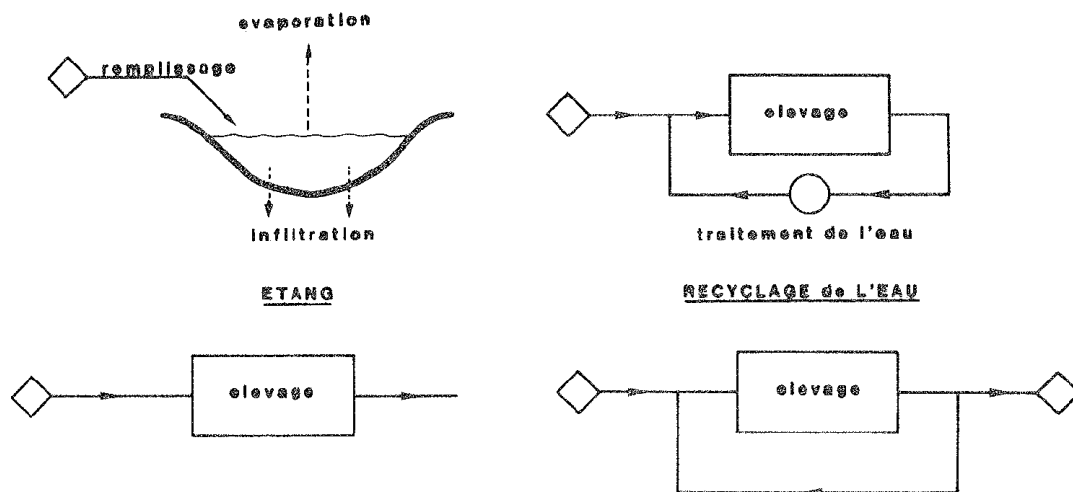


Figure 1 : Approvisionnement en eau : l'étang et la recirculation de l'eau à 100 % sont les deux cas de systèmes en équilibre ne demandant qu'un appoint d'eau. Le premier cas fait appel à des équilibres naturels, le second dépend des procédés d'oxygénation et d'épuration mis en place. En élevage intensif sans recirculation, le débit demandé à l'approvisionnement sera maximal

◇ Approvisionnement en eau

1.1.2.- Débits d'eau dans l'élevage

■ Fonctions de l'eau dans l'élevage (figure 2)

L'eau sert de transporteur d'oxygène en amont de l'élevage. Cette fonction, dans la pratique, peut être assurée en totalité par la mécanisation (aération, oxygénation).

L'eau sert ensuite, en aval, de transporteur des résidus d'élevage, limitant ainsi leur accumulation dans le milieu.

Ce niveau d'accumulation dépend de l'espèce, de la biomasse en place, de l'alimentation, du débit d'eau traversant l'exploitation et de l'efficacité des dispositifs d'épuration éventuellement mis en place.

Cette deuxième fonction peut être assurée, dans les petits élevages (aquarium, laboratoire, écloserie), par la mécanisation (recyclage de l'eau avec traitement). Les besoins en eau à l'approvisionnement peuvent alors tomber à moins de 10 % du débit nécessaire sans mécanisation.

En élevage d'engraissement, le recyclage avec épuration est pratiqué dans des cas particuliers (stations à but non lucratif, stations privées pratiquant des prix de vente élevés permettant d'absorber le surcoût). Le coût de fonctionnement et le risque lié à la complexité de ces installations limitent leur généralisation en élevage spéculatif.

L'eau peut enfin être un transporteur de nourriture, notamment pour les écloseries de mollusques bivalves, où la fonction "apport d'oxygène" est moins sensible compte tenu de leur aptitude à vivre à basse teneur en oxygène.

Les données nécessaires à l'établissement des débits sont peu nombreuses.

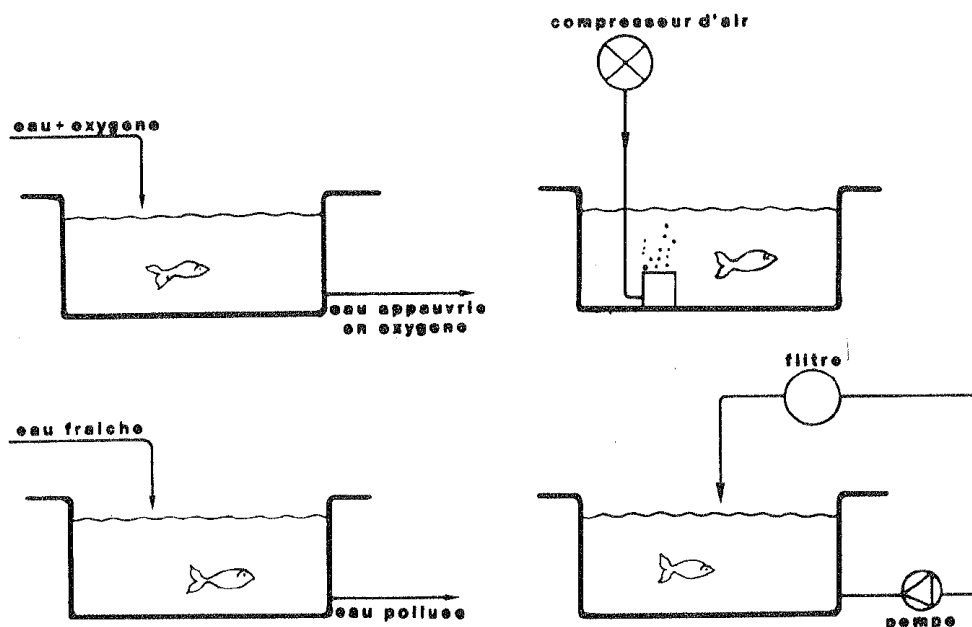


Figure 2 : Les fonctions de l'eau et leur équivalent mécanique

1.1.3.- Débit d'eau et potentiel aquacole d'un site

Les besoins en eau sont spécifiques à chaque espèce et leur détermination précise dépend du degré de connaissance que l'on a des besoins en oxygène et des seuils de résistance aux polluants (qu'ils soient extérieurs ou produits in situ) de l'espèce à élever.

Les techniques d'aération, de traitement d'eau et de recyclage de l'eau permettent de pallier à des inconvénients permanents ou provisoires de l'approvisionnement, tels que :

- un manque de débit d'eau par rapport à la production envisagée ;
- une pollution sur un site présentant des avantages pour l'aquaculture (centrale, barrage, etc.) ;
- une température trop basse pour la production envisagée (contrôle de croissance ; exemple : production de smolt en zone froide).

Les calculs des besoins en eau pour la recherche d'un optimum entre l'investissement et la rentabilité de l'affaire comprennent :

- le calcul du débit en fonction des besoins en oxygène du cheptel en place tout au long de l'année ; on aura donc, au préalable, établi le planning d'élevage en fonction des objectifs d'élevage ;
- le calcul du débit nécessaire à l'élimination des polluants émis en fonction de l'alimentation au cours de l'année ;
- le calcul des stocks maximaux au cours de l'année en fonction des disponibilités en eau et par déduction, les suppléments de stock qui devront être supportés par la mécanisation.

■ Résumé

Stock nécessaire à la rentabilité de l'affaire, (S).

Stock autorisé par l'approvisionnement en eau, (S_{min}).

Débit nécessaire pour les besoins en oxygène du stock (S), (Q_{ox}).

Débit nécessaire pour l'élimination des polluants du stock (S), (Q_p).

Débit disponible à l'approvisionnement, (Q_{\min}).

Le degré de mécanisation, et donc d'investissement, dépend de $(S - S_{\min})$. La mécanisation porte sur deux aspects : l'apport d'oxygène et l'épuration de l'eau.

L'aération, l'oxygénation et le recyclage augmentent avec $(Q_{\text{ox}} - Q_{\min})$.

Le traitement d'épuration de l'eau dépend de $(Q_p - Q_{\min})$.

Le calcul doit être fait sur un cycle de production, en fonction des variations de l'approvisionnement en qualité ou en quantité. En faisant varier S , on trouve un optimum pour le niveau d'investissement à pratiquer en fonction du rapport de l'affaire.

L'analyse du potentiel aquacole, que représente l'approvisionnement en eau dont on dispose, ne pourra donc se faire que si l'on peut évaluer les besoins en oxygène et la production de polluants du cheptel à mettre en place.

1.2.- Débit et besoins en oxygène

Les besoins en oxygène s'expriment en poids d'oxygène consommé par unité de poids vif de l'animal. Cette notion est distincte de celle de seuil minimal d'oxygène que nous rattachons aux critères de qualité des eaux.

Nous rappellerons ici uniquement les éléments nécessaires au dimensionnement du débit dans l'élevage et les installations d'aération et d'oxygénation.

Nous distinguerons ainsi les besoins "moyens" journaliers, des besoins "instantanés" correspondant à une phase particulière du cycle d'élevage (alimentation essentiellement).

1.2.1.- Besoins moyens en oxygène

Les besoins en oxygène sont déterminés essentiellement par la taille du poisson et la température de l'eau.

Des modèles de calcul de ces besoins ont été proposés à partir de ces deux paramètres (Liao, 1971 ; Müller-Feuga et al., 1978) ou avec introduction de la ration alimentaire (Sparre, 1976 ; Willougby, 1978).

Il est intéressant de remarquer que ces deux paramètres, taille et température, sont déjà pris en compte pour le calcul de la ration alimentaire par les fabricants d'aliments.

Pour obtenir une évaluation des besoins moyens journaliers en oxygène, il suffit de multiplier la quantité d'aliments déversés par un coefficient donné.

Willougby l'estime à 220,75 g par kg d'aliment, et on constate que si l'on veut retrouver les consommations indiquées par la formule de Liao (la plus utilisée), il faut porter à 300 g par kg d'aliment les besoins en oxygène de la pisciculture (truites, bars). Les résultats sont donnés à la figure 3 pour la truite. Une autre valeur, intéressante à retenir, est la relation qui existe entre les besoins en oxygène, la quantité d'aliments et le débit disponible (*figures 4 et 5*).

Pour une eau contenant environ 10 g/m^3 d'oxygène ($10-15^\circ\text{C}$), soit 5 g/m^3 utilisable pour la truite, la quantité d'aliments déversés ne devra pas dépasser $0,4 \text{ kg/j/m}^3\text{h}$ en première eau. Tout apport supplémentaire

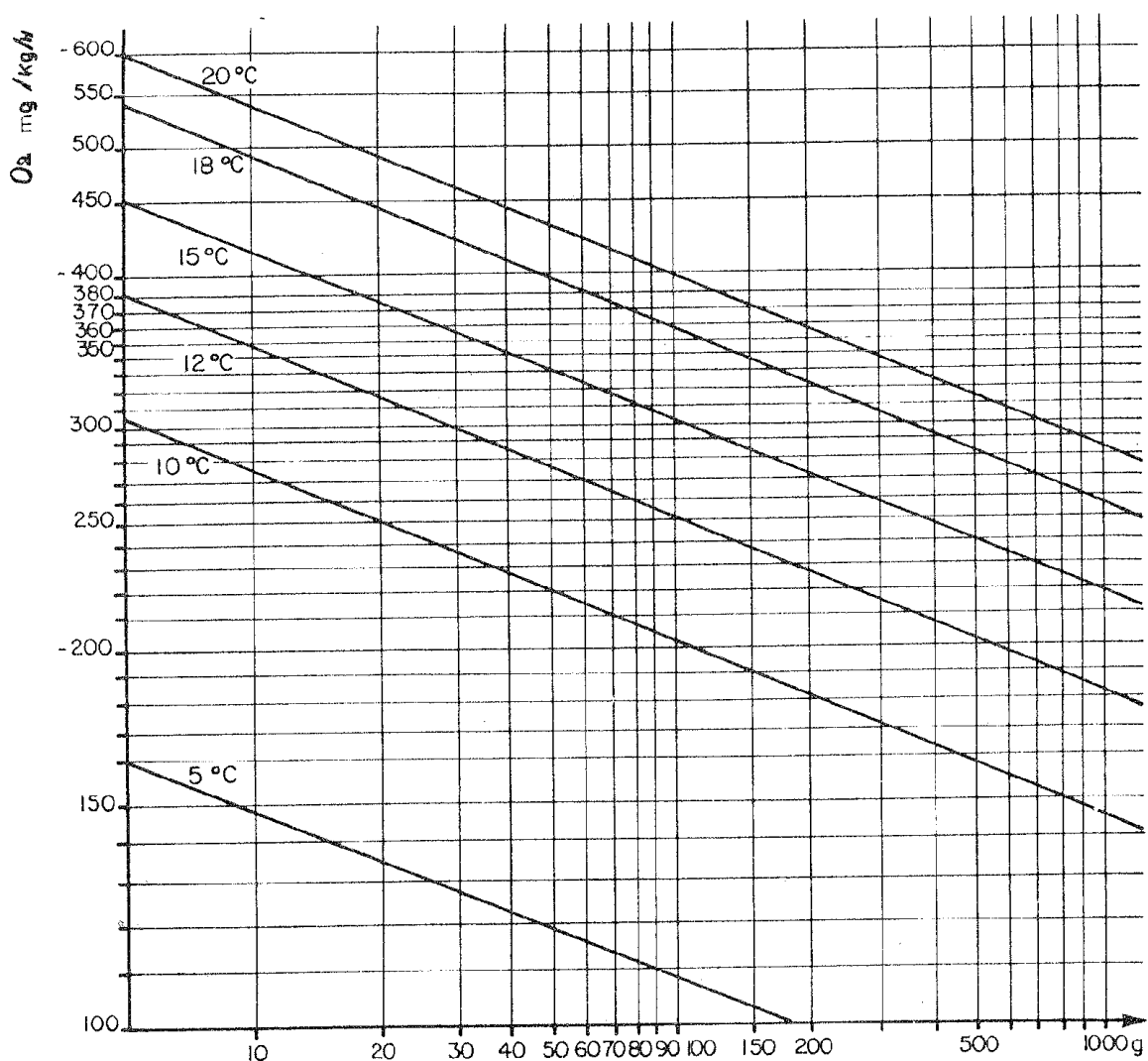


Figure 3 : Consommation d'oxygène : influence de la température et du poids individuel selon Liao (truites)

d'aliments nécessitera des moyens mécaniques d'aération naturelle (cascades) ou non (turbines, etc.) en correspondance avec cet apport supplémentaire de nourriture.

Ainsi, pour $150 \text{ m}^3/\text{h}$, il est possible de déverser 60 kg/j , correspondant à environ 3 t de poissons (nourrissage à 2 %). Si le tonnage est de 5 t dans ce bassin, soit 40 kg d'aliments déversés en sus des 60, l'aération mécanique de ce bassin devra fournir :

$$40 \times 0,300 = 12 \text{ kg/j d'oxygène}$$

soit environ $0,5 \text{ kg/h}$ en moyenne par jour.

Nota.- Pour d'autres espèces acceptant un seuil en oxygène inférieur à 5 g/m^3 , les quantités d'aliments possibles par mètre cube d'eau, par heure, seront supérieures.

1.2.2.- Besoins instantanés en oxygène

La connaissance des besoins moyens ne suffit pas pour dimensionner l'installation d'aération ; dans le cas précédent, l'appareillage ne couvre

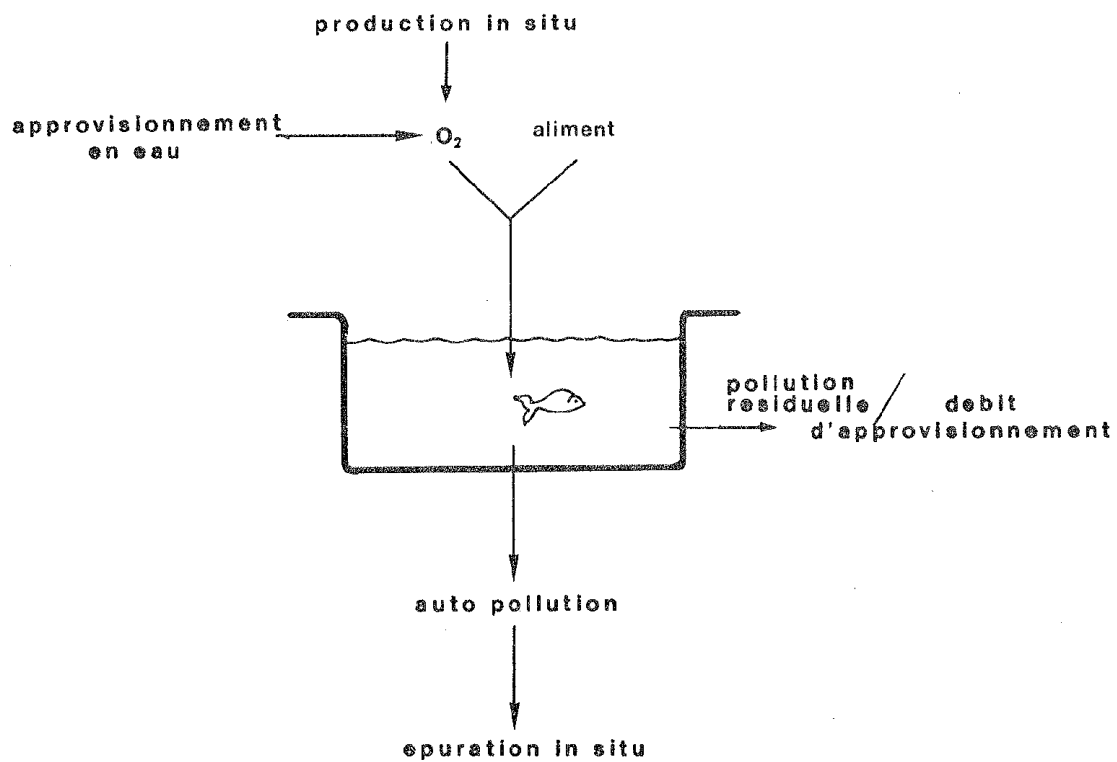


Figure 4 : Schéma des équilibres en eau-oxygène-aliment-pollution

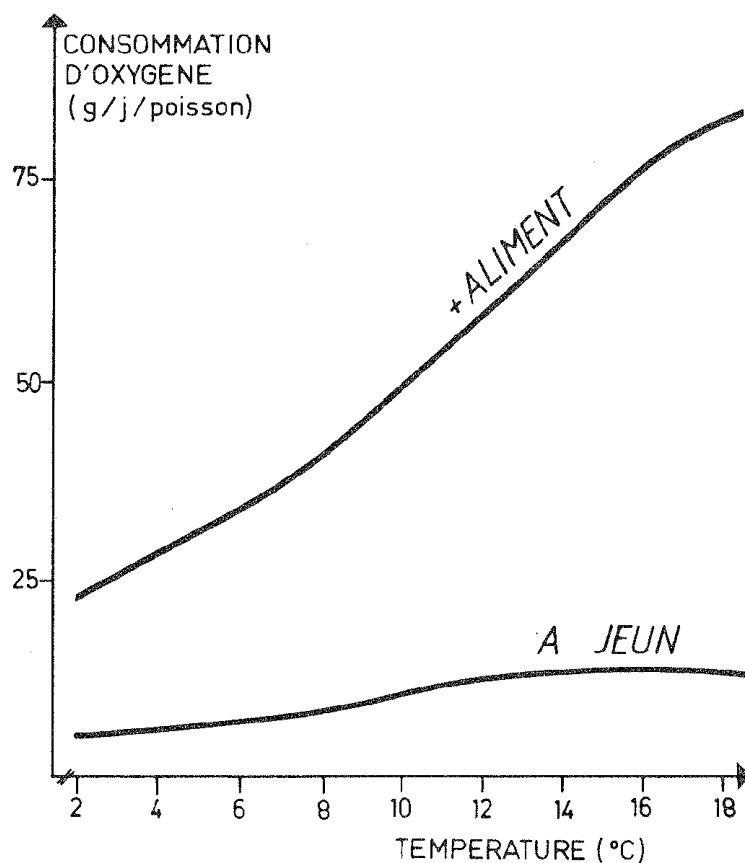


Figure 5 : Consommation d'oxygène : influence de l'alimentation (truite, d'après Sparre)

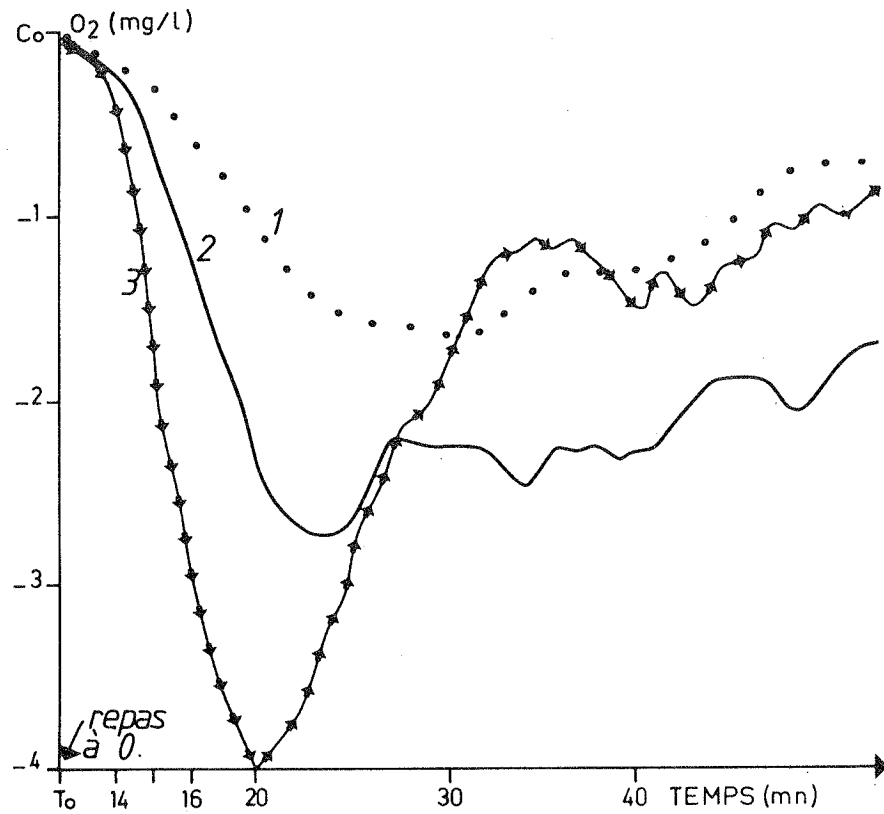


Figure 6 : Consommation d'oxygène : fluctuations de la teneur en bassin (D'après J. Petit)

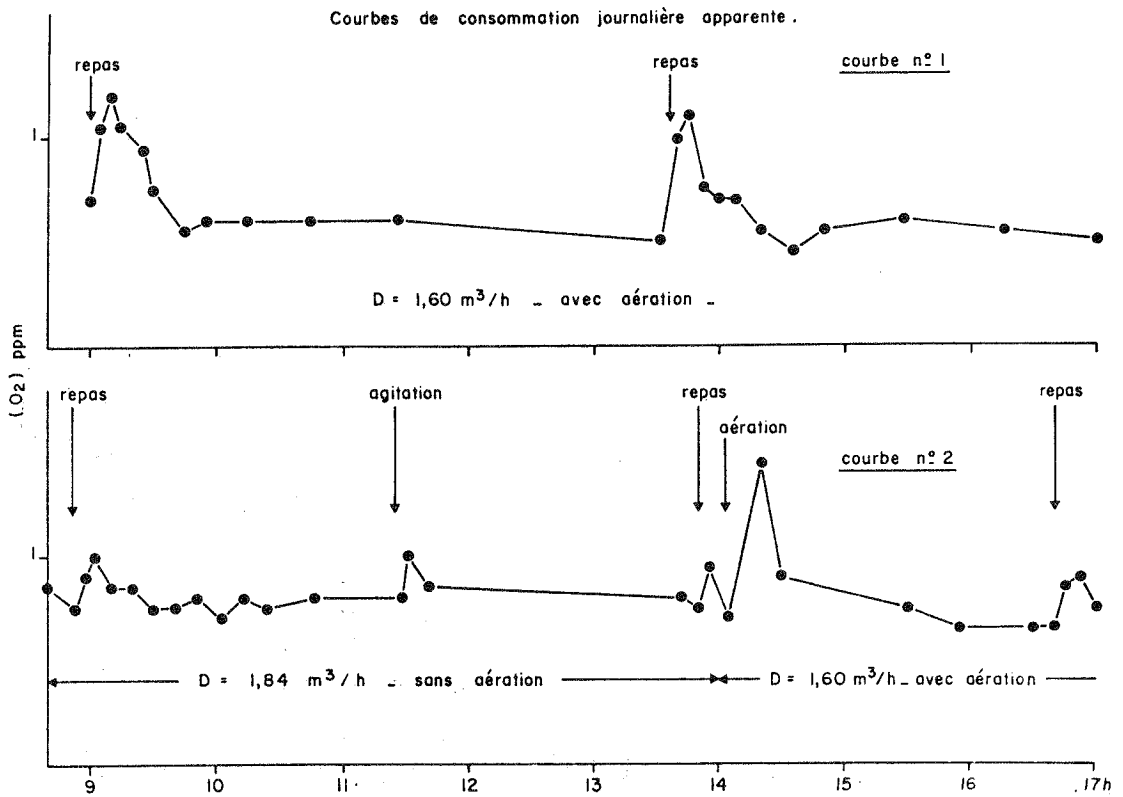


Figure 7 : Consommation d'oxygène : fluctuations de la teneur en bassin (D'après Thorez)

que 0,5 kg/h de demande en oxygène : dans ce cas, les fluctuations journalières de la demande en oxygène entraîneront des concentrations inférieures au seuil moyen fixé à 5 g/m³ d'oxygène.

Ce sera le cas si l'alimentation est fractionnée en repas assez espacés, deux à trois repas par jour par exemple.

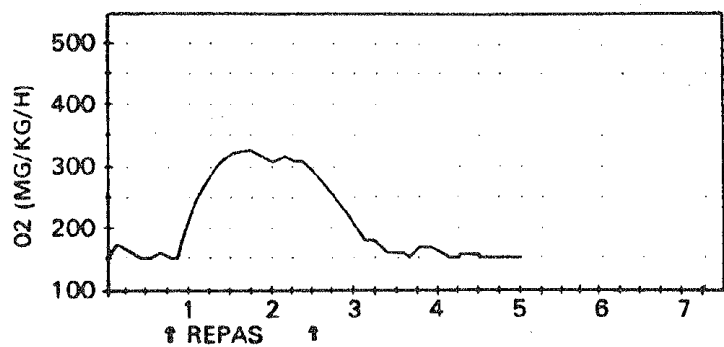
Dans ce cas, on observe, après le repas, de fortes variations de la demande en oxygène (figures 6 et 7) : la consommation peut plus que doubler pendant une période allant de 20 min à plusieurs heures (Thorez, 1975 ; Elliot, 1969).

Dans le dimensionnement de l'aération, on tiendra ainsi compte de l'ensemble poissons-bassins, et du mode de distribution de l'aliment (Fauré, 1983) (figure 8). Les données sont insuffisantes pour fournir une clé de détermination précise, en général on est conduit à :

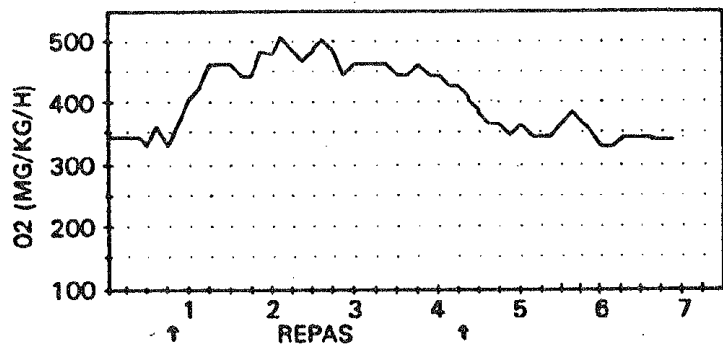
- négliger le pic de consommation suivant l'alimentation, c'est-à-dire à admettre qu'une baisse transitoire de l'oxygène est sans effet notable sur la rentabilité de l'affaire ;

- dimensionner le débit ou l'aération sur les besoins de base en leur affectant un facteur multiplicateur (120 à 150 %) destiné à permettre le retour à une teneur de 5 mg/l au moins, en sortie de bassins, dans un laps de temps acceptable après le repas.

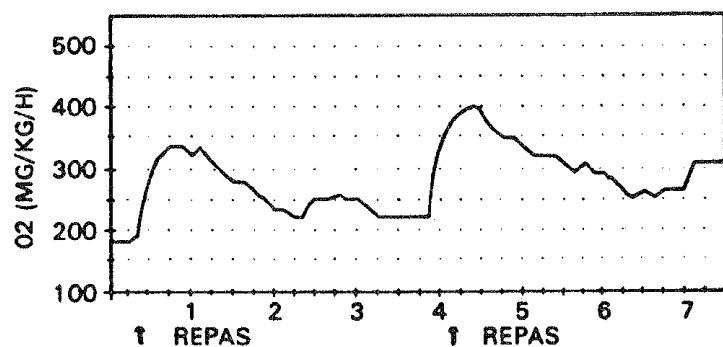
D'autres facteurs entraînent des dépassements de la consommation de base, notamment toutes les baisses de qualité d'eau (oxygène, ammoniac, etc.) et conduisent à avoir une oxygénation d'appoint par rapport à l'oxygénation principale (recyclage, oxygénation, etc.).



NOUR. LIBRE-SERV. RATIONNE



NOUR. LIBRE-SERV. NON RATIONNE



NOURRISSAGE MANUEL

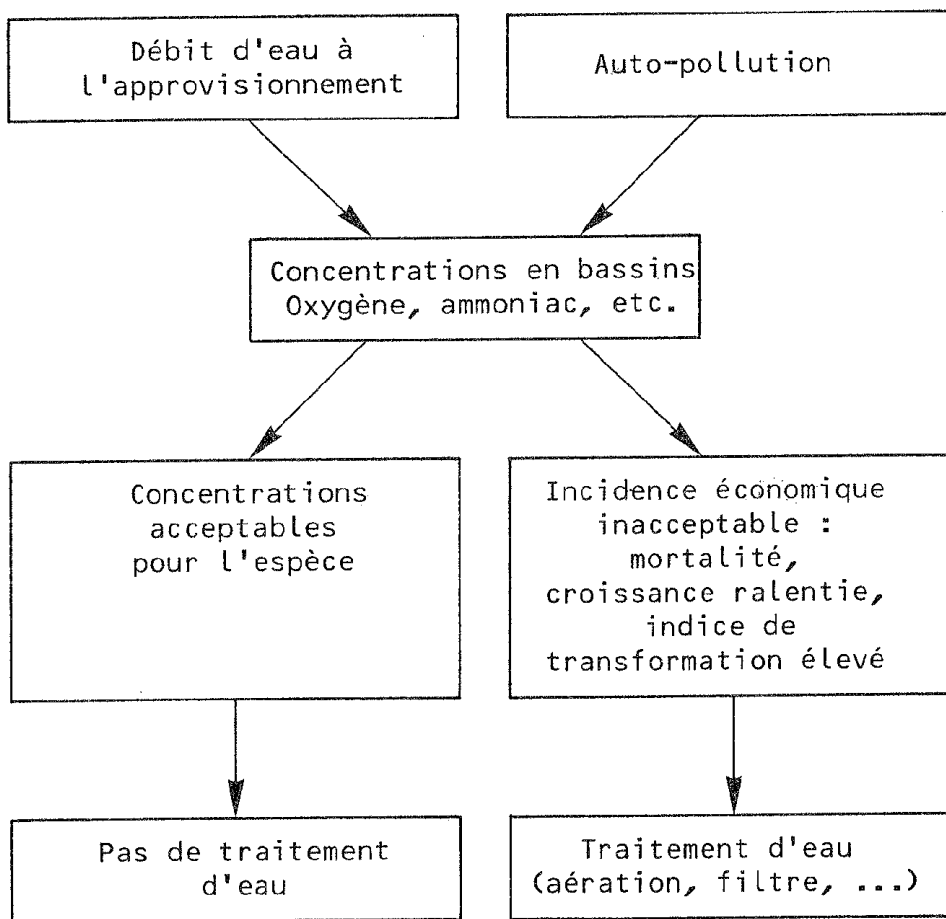
Figure 8 : Allure générale des courbes de consommation d'oxygène (mg/kg/h) pour les différents modes de nourrissage (D'après Fauré)

Signalons l'augmentation de consommation d'oxygène avec la nage, cet effet est négligeable en pisciculture de grossissement où l'on ne dépasse généralement pas des rapports $\frac{\text{vitesse du courant}}{\text{longueur du poisson}}$ de 0,2.

Remarque. - Les débits relativement réduits nécessaires en incubation et alevinage conduisent parfois le pisciculteur à donner une alimentation en eau bien supérieure aux besoins du poisson, estimant que "trop d'eau ne peut nuire" : dans ces cas particuliers, on peut être amené à prendre en compte une sur-consommation d'oxygène qui, en fonction du courant, peut atteindre 200 % et plus (Madan Mohan Rao, 1971).

1.3.- Débits d'eau et auto-pollution de l'élevage

L'auto-pollution de l'élevage est un phénomène propre à l'élevage aquatique. En effet, les déchets résultant de la nourriture et du métabolisme des animaux ne sont pas captables à l'émission, contrairement aux élevages "à terre". On doit donc traiter l'ensemble du milieu d'élevage pour les éliminer, si le taux de renouvellement de ce milieu n'est pas suffisant pour maintenir les concentrations à des niveaux acceptables pour l'espèce exploitée.



1.3.1.- Calcul de la composition moyenne du rejet

Le problème va donc être d'évaluer les quantités de déchets émis par unité de temps, et en fonction d'une concentration limite ou seuil, et de définir un rapport $\frac{\text{kg de poisson maximum}}{\text{débit}}$.

Comme pour l'oxygène, il est plus facile de raisonner en $\frac{\text{kg d'aliment}}{\text{débit}}$.

Si l'on admet que l'eau qui rentre dans le bassin est propre, on a deux sources de pollution :

- le poisson qui excrète des fèces, de l'azote ammoniacal et de l'urée ;
- l'aliment qui n'est pas ingéré par le poisson.

Les produits excrétés par le poisson vont refléter ce qu'il mange : il en résulte qu'en définitive on pourra estimer les quantités rejetées à partir de la quantité d'aliments déversés.

Exemple. - L'aliment type truite contenant 45 % de protéines, soit 7,2 % d'azote et le coefficient d'utilisation digestive étant de l'ordre de 85 % pour les protéines, la pollution azotée produite sera importante : en effet, le rapport azote fixé est de l'ordre de 30 % avec 15 % éliminé par voie fécale et 55 % par voies urinaire et branchiale. Sur ces 55 %, 80 % sont de l'ammoniac (Luquet, communication personnelle).

La quantification des rejets de pisciculture s'appuie sur les données collectées en pisciculture, tant aux USA qu'en France, qui établissent une relation stricte entre alimentation et pollution, pour l'ammoniac et les MES.

Les valeurs ainsi obtenues sont à considérer comme des moyennes journalières pouvant fluctuer largement en valeurs instantanées.

Les évaluations prises en compte par les services administratifs français se font de la manière suivante : A étant le poids d'aliments, les valeurs des coefficients à appliquer en salmoniculture (nourrissage à l'aliment sec 45 % de protéines) sont (Crouzet, 1983 ; Faure, 1983) :

■ *Ammoniac*

$$(\text{NH}_3 + \text{NH}_4) = 0,03 A \times K_s$$

K_s a une valeur comprise entre 1 et 2 lorsque l'on dépasse 1 mg/l d'ammoniac dans l'eau. K_s est un facteur prenant en compte le fait que la présence d'ammoniac au-dessus de 1 mg/l entraîne une augmentation de la production d'ammoniac par kg de truites.

Calcul de K_s ou coefficient de stress ; ce coefficient est calculé à partir du nombre de réutilisations de l'eau :

$$K_s = 0,875 + 0,125 N$$

N est le nombre de réutilisations de l'eau après désoxygénation.

■ *Azote Kjeldahl (azote total)*

$$\text{NTK} = A (0,012 + 0,03 K_s)$$

■ *Matières en suspension (bassins sans décantation)*

$$\text{MES} = \frac{32 \times \text{IC} - 20}{100} \times A$$

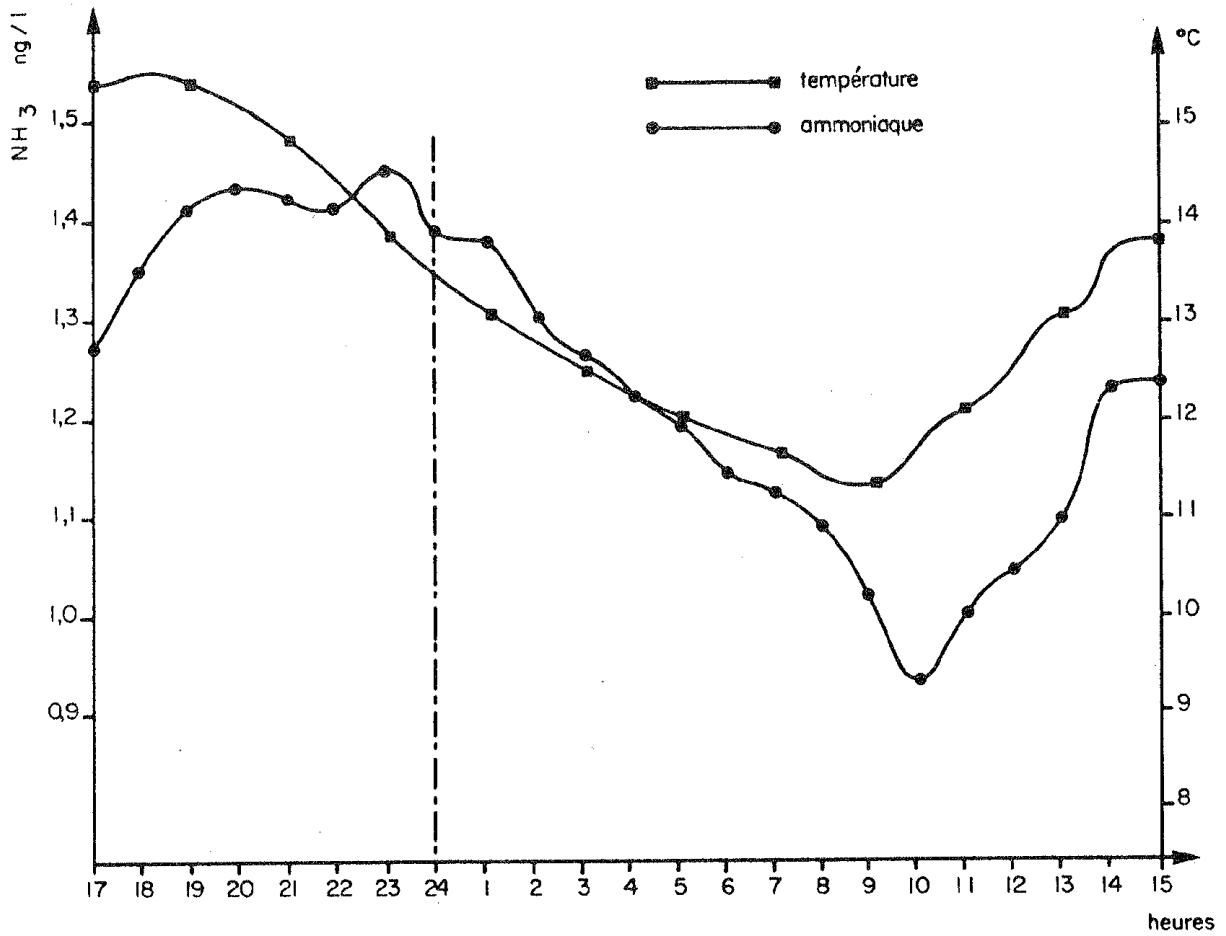


Figure 9 : Fluctuations de la concentration d'ammoniac en bassins (Pisciculture de La Rochotte)

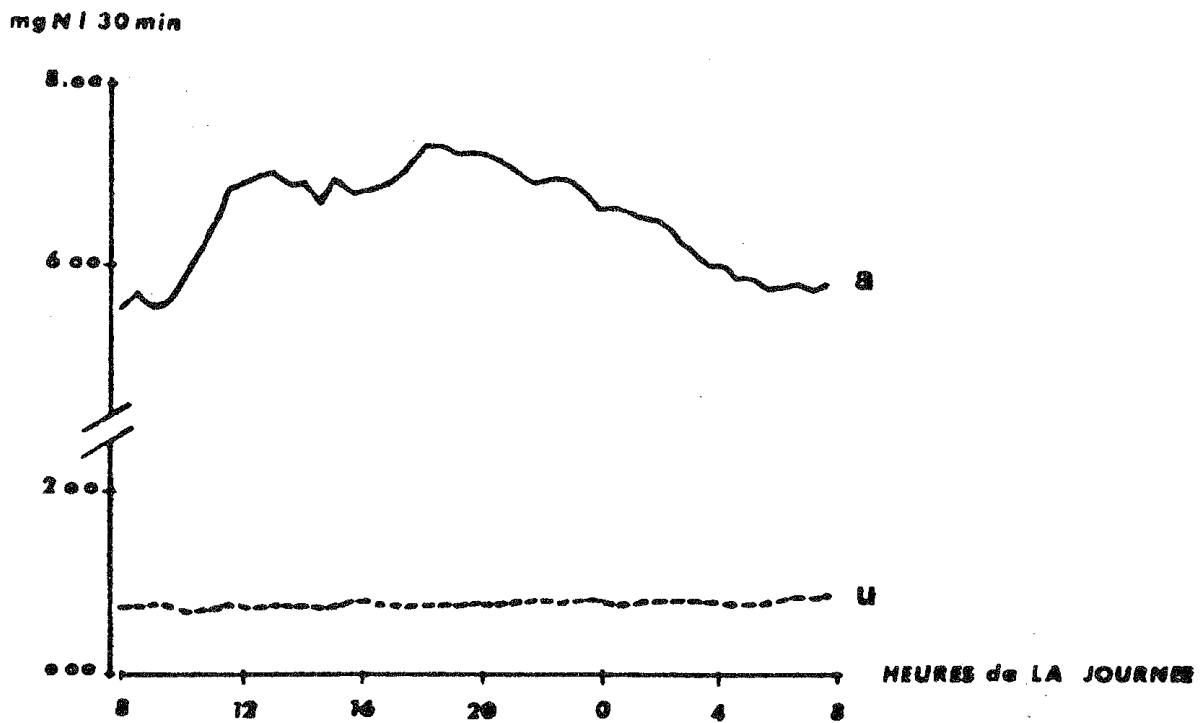


Figure 10 : Fluctuations de l'excrétion azotée chez la truite à 10°C (D'après Kaushik)

u - Urée
a - Ammoniac, en mg/kg P.V./30'

La quantité de matières solides émises varie fortement avec l'indice de conversion (IC) de l'aliment.

■ *Matière organique*

$$\begin{aligned} \text{DBO}_5 &= 0,15 \text{ A} \\ \text{DCO} &= 3,7 \text{ DBO}_5 \end{aligned}$$

Pour l'évaluation des redevances à la pollution, le calcul est fait à raison de :

$$\text{MO} = \frac{2 \text{ DBO}_5 + \text{DCO}}{3}$$

■ *Phosphates*

$$\begin{aligned} \text{PO}_4 &= 0,014 \text{ A} \\ \text{PT (phosphate total)} &= 0,025 \text{ A} \end{aligned}$$

Note.- Ces résultats diffèrent sensiblement de ceux obtenus auparavant aux USA (Kramer et al., 1972).

1.3.2.- *Valeurs instantanées des concentrations de polluants*

Cette quantification en fonction de l'aliment est parfois insuffisante pour le dimensionnement d'unités de filtration.

Il faut alors prendre en compte les variations dues :

1. *Au rythme journalier du poisson.* Ainsi, des poissons de 30 g à 15°C excrètent trois fois plus d'azote après l'alimentation qu'à jeun. On retrouve ces fluctuations en pisciculture (*figures 9 et 10*).

2. *A la taille de l'animal.* Elle influe, mais peu, et peut être négligée dans un élevage où le taux de nourrissage est de 1 % et plus.

3. *Aux variations des teneurs dues aux réutilisations.* Déjà indiqué pour l'ammoniac, il faut tenir compte en plus des variations de pH et d'oxygène, qui leur sont liées.

1.4.- *Débit d'eau et objectifs de qualité des eaux d'élevage*

Les caractéristiques communément retenues pour évaluer le potentiel aquacole d'une eau sont : l'oxygène, l'ammoniaque, les nitrites, les nitrates, le pH, le gaz carbonique, l'alcalinité, la dureté, les matières en suspension et la matière organique.

Les critères de qualité d'eau adéquate pour l'élevage sont en fait mal connus, même pour les salmonidés. En effet, les *capacités d'acclimatation* des animaux (qui permettraient d'accepter des seuils plus élevés) et les effets de *synergie entre les polluants* (qui abaissent les seuils de tolérance à un polluant donné) sont la plupart du temps inconnus.

Les critères de qualité retenus pour les espèces vivant dans le milieu naturel sont d'application délicate. En élevage, suivant l'origine des animaux, la sensibilité aux conditions de milieu varie.

Les indications de seuils doivent donc être utilisées avec précaution :

- si le paramètre considéré est le seul toxique présent, les seuils indiqués peuvent être considérés comme des "niveaux de sécurité" ;
- si le paramètre toxique est associé à d'autres, les seuils indiqués ne peuvent être utilisés que comme des repères. Seul un test biologique dira si l'eau est toxique et peut affecter les performances de l'élevage (mortalité, croissance et indice de transformation).

1.4.1.- Oxygène

Il s'agit de déterminer la concentration d'oxygène dissous souhaitable dans les bassins.

Le choix dépend :

- de l'espèce ;
- de la phase d'élevage considérée : oeufs, alevins, engraissement ;
- de la stratégie d'élevage : est-il souhaitable, économiquement parlant, d'assurer en permanence une teneur en oxygène optimale ?

On peut ainsi admettre de limiter les dépenses d'oxygénation même si la teneur en oxygène est limitante pour la croissance.

La fixation de la teneur en oxygène est très importante pour la réussite de l'élevage et pour la détermination du système d'aération : trop basse, elle affecte la santé des poissons ; trop haute, elle aboutit à des installations d'aération très importantes et non justifiées.

Les notions importantes à retenir concernant la teneur en oxygène à maintenir sont les suivantes (*figure 11*) :

1/ Une zone de dépendance respiratoire avec comme implication le fait que, lorsque la teneur en oxygène diminue, la consommation maximale d'oxygène du poisson diminue (métabolisme actif). C'est-à-dire que, par exemple, son aptitude à rechercher, ingérer et digérer l'aliment dépendra du niveau d'oxygène : en cas d'alimentation intensive, il faudra fournir la quantité d'oxygène suffisante pour faire face à la consommation d'oxygène accrue, mais également, maintenir un niveau d'oxygène plus élevé que le seuil moyen retenu pour un rationnement moyen (celui des tables fournies par les fabricants d'aliments, par exemple).

2/ En dessous d'une valeur limite en oxygène, qui s'élève avec la température, le poisson résiste, puis meurt si la baisse d'oxygène dure trop longtemps : à haute température, cette résistance n'est pas longue. Par rapport aux fluctuations dans le bassin, notamment post-alimentaires, on négligera les baisses d'oxygène transitoires à basse température (en dessous de 10°C), on veillera à disposer d'un apport d'oxygène pour les compenser, à haute température (plus de 15°C).

Les oeufs et les alevins ont des exigences particulières en oxygène, toutefois, sur un plan pratique, leur connaissance est moins importante : les faibles débits mis en jeu permettent d'oxygéner l'eau au-delà des seuils critiques sans conséquence financière notable.

Doudouhoff et Shumway (1970), l'Eifac (1973) et Davis (1975) ont, parmi d'autres, dressé la liste des seuils moyens minimaux en oxygène tolérés par les poissons de différentes espèces.

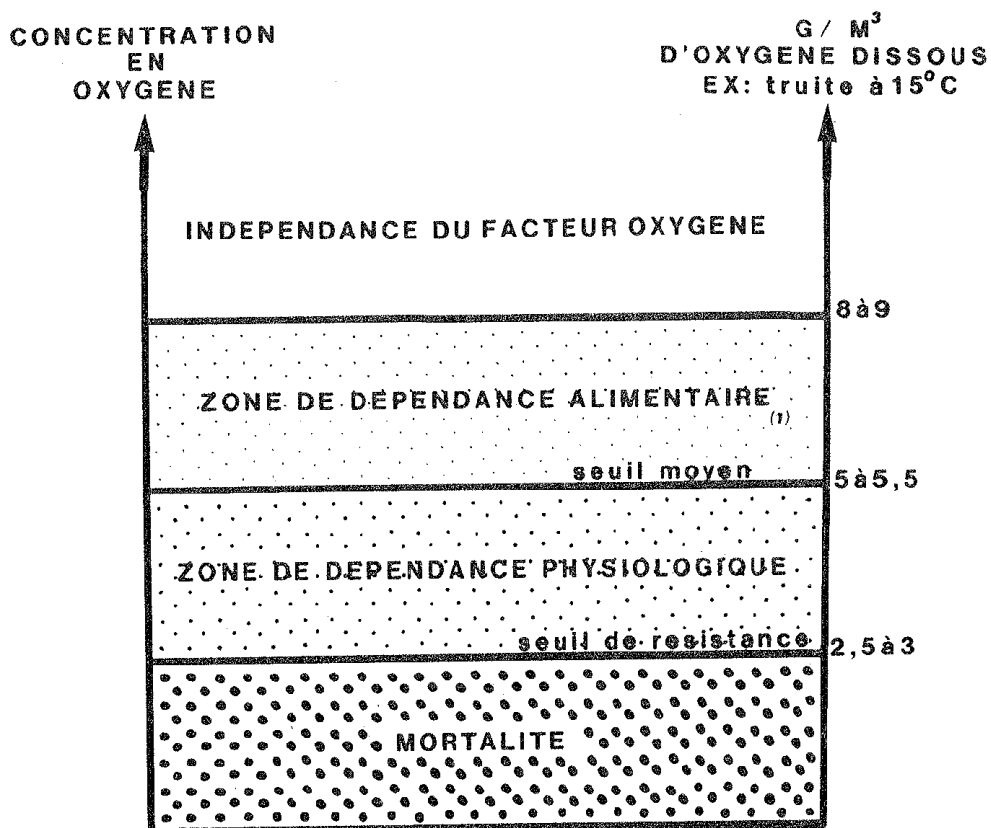


Figure 11 : Critères de choix des taux d'oxygène en bassin

La prise en compte simultanée de la consommation d'oxygène, des seuils d'oxygène, de la zone de dépendance à l'oxygène et de l'alimentation, est déterminante pour l'économie de l'exploitation.

Ainsi, Boulanger (1983), à la suite d'une analyse des résultats de sa pisciculture de truites, arrive à la conclusion que l'indice de transformation qu'il obtient dépend pour une large part de la concentration d'oxygène qu'il maintient dans ses bassins, et, ceci, dans une plage de concentrations de 5,8 à 8,0 mg/l, c'est-à-dire au-dessus des seuils considérés comme critiques pour les salmonidés. L'indice de transformation dépasse 1 avec les seuils d'oxygène moyens, et descend en dessous de 1 lorsque l'on se place au-dessus de la zone de tolérance.

Il a pu ainsi mettre en balance l'économie d'aliment que permet le fonctionnement des aérateurs et établir le bilan net de l'opération gain en aliment - dépense en énergie pour l'aération.

Il semble ainsi qu'il existe, pour une taille donnée, un optimum économique caractérisé par la concentration en oxygène dissous.

1.4.2.- Température

L'effet "température" sur la croissance est déterminant compte tenu du caractère poïkilotherme des animaux élevés (animaux à "sang froid"). La température est également utilisée pour fixer le taux d'alimentation. Elle détermine les consommations d'oxygène (voir ci-dessus). En pratique, les autres problèmes dus à la température sont ceux liés au transfert des animaux d'un bassin à l'autre, ou du camion à un bassin et inversement.

La chute brutale de température peut entraîner l'hémolyse du sang.

L'écart de température admis est plus important dans la zone de température usuelle pour le poisson, qu'en zone très froide (4-5°C) ou très chaude (25°C). Toute variation supérieure à 10°C est à éviter.

La compilation des données sur les températures adéquates, pour l'élevage des principales espèces actuellement exploitées, conduit au tableau suivant (repris de Aston, 1980).

Température et élevage :

Espèces	Optimum de croissance	Optimum de l'indice de transformation	Maximum létal	Minimum létal
Salmo trutta (Brown trout)	12-14	8-10	27	-
Salmo gairdneri (Rainbow trout)	14-15	-	23	-
Salmo salar (Atlantic salmon)	15	-	28	-
Oncorhynchus nerka (Sockeye salmon)	15	12	-	-
Solea solea (Sole)	15	-	-	-
Scophthalmus maximus (Turbot)	19	16	-	-
Pleuronectes platessa (Plaice)	15	16-18	-	-
Anguilla anguilla (European eel)	22-26	-	33	-
Anguilla japonica (Japanese eel)	24-28	-	34	-
Cyprinus carpio (Carp)	25-10	-	38	-
Mugil cephalus (Mullet)	28	-	-	4
Sarotherodon sp. (Tilapia)	28-30	-	38-42	5-11

1.4.3.- Ammoniac - Ammoniaque - Ammonium
(NH₃) (NH₄OH) (NH₄⁺)

■ *Remarques préliminaires*

Compte tenu des propriétés de dissociation de l'ammoniaque en ion ammonium et en gaz dissous ammoniac, les seuils indiqués, pour être utilisables, doivent préciser de quelle forme il s'agit.

La toxicité du gaz dissous est en effet beaucoup plus importante que celle de l'ion ammonium.

Les valeurs peuvent être exprimées en poids d'azote contenu dans le corps en question, ou en poids total.

La prise en compte des seuils indiqués en terme d'ammoniac "total" (NH₃ + NH₄) suppose la connaissance du pH, de la température et de la salinité pour être utilisés (le calcul de la concentration en NH₃ devient alors possible).

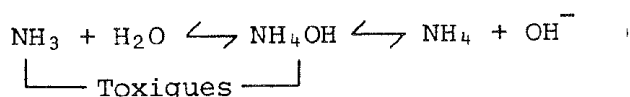
Seuil admis comme maximum en exposition de longue durée et n'ayant pas d'effet sur la croissance et l'indice de transformation :

Espèces	Seuil d'ammoniac en poids d'azote N-NH ₃ (mg/l)	Auteurs (dans Wickins, 1980)
Oncorhynchus tshawytsha	0,06	Robinson-Wilson, Seim, 1975
Salmo gairdneri	0,4 -0,14 après acclimatation	Schultre Wiehenbrauck, 1976
Catfish	0,01-0,06	Robinette, 1976
Sole	0,06	Alderson, 1979
Turbot	0,11	Alderson, 1979
Chevrette (Macrobrachium rosenbergii)	0,09 0,07-0,18	Wickens, 1976 Aquacop, 1977
Homard (larve 4ème stade) (Homarus americanus)	0,14	Deslestraty et al., 1977
Huître (Crassostrea virginia)	0,06	Hartman et al., 1973

Parmi les produits émis, l'ammoniac, avec les nitrites (provenant ou non de l'oxydation de l'ammoniac), sont les plus toxiques.

En fonction essentiellement de l'acidité de l'eau (pH), cette toxicité est plus ou moins importante. Chaque fois que le pH augmente d'une unité, la concentration du facteur toxique est multipliée par dix (d'où l'intérêt des eaux acides).

Dans l'eau, on trouve l'équilibre suivant (Trussel, 1972) :



Le pourcentage d'ammoniac non ionisé peut être calculé par la formule (figure 12) (θ étant la température) :

$$\% (\text{NH}_3) = \frac{1}{1 + 10^{(10,068 - 0,033 \theta - \text{pH})}}$$

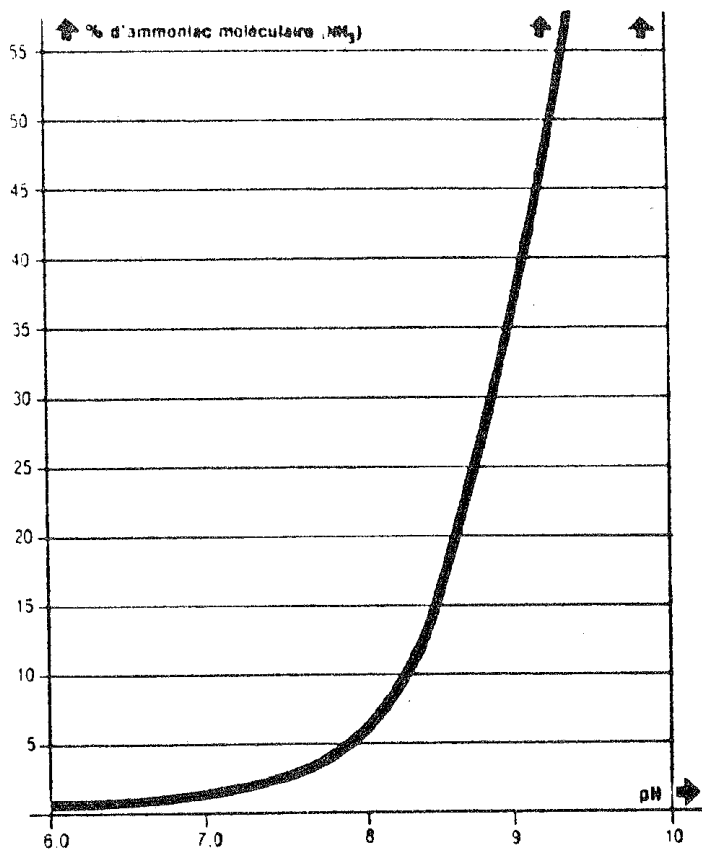


Figure 12 : Pourcentage d'ammoniac moléculaire (NH₃) en fonction du pH à température constante (20°C). Ce pourcentage est également fonction de la température. Aussi, le risque d'intoxication est-il particulièrement grave à pH basique (au-dessus de 7,5) et à température élevée. (D'après Terver)

Pour les salmonidés, le seuil d'exposition de longue durée, donc en élevage, serait de l'ordre de 0,0020 mg/l pour la forme non ionisée de l'ammoniac.

Le seuil en ammoniac total serait de l'ordre de 1 mg/l.

Pour les autres téléostéens d'eau douce, les seuils respectifs pour l'ammoniac non ionisé et l'ammoniac total seraient respectivement de 0,01 mg/l et de 2,5 mg/l.

Pour les téléostéens d'eau salée, les seuils seraient de 0,05 et de 2,5 mg/l pour l'ammoniac non ionisé et l'ammoniac total (Haywood, 1983, synthèse bibliographique).

La présence d'ammoniac provoquerait des altérations des branchies, du rein, du foie, du sang et de l'appareil circulatoire. Le tout s'accompagne de troubles de la croissance et de la reproduction. L'effet direct de l'ammoniac n'est pas admis par tous les auteurs (Daoust et Ferguson, 1984),

mais la concentration en ammoniac, de par sa facilité de dosage, reste un bon critère pour apprécier le niveau d'auto-pollution d'un élevage.

Le mécanisme de la toxicité est encore mal connu, il reposerait sur une perturbation de la perméabilité membranaire. Ceci semble corroboré par le fait que des salinités modérées (10 ‰) diminuent la toxicité de l'ammoniac d'un facteur 2 environ.

Dans la pratique, il est également intéressant de noter que :

- la récupération des truites intoxiquées à l'ammoniac demande des températures supérieures à 10°C ;
- l'intoxication à l'ammoniac s'accompagne d'une augmentation du débit urinaire, qui, de 2 ml/kg/h, peut alors atteindre 12 ml/kg/h (seuil de mortalité). Le dosage de l'urée peut ainsi donner des informations sur l'état d'intoxication d'un bassin ;
- parmi les facteurs donnant une meilleure résistance aux polluants, l'oxygène est le plus important. En portant ce dernier au voisinage de la saturation, on peut relever le seuil toxique d'un facteur 2 à 3.

1.4.4.- Nitrites (NO₂ - Acide nitreux) - Nitrates

■ Nitrites

L'oxygénation de l'hémoglobine en présence de nitrites empêche la fixation d'oxygène chez le poisson. L'hémocyanine des crustacés est peu affectée par les nitrites.

Selon les auteurs, le pH pourrait jouer un rôle dans la toxicité des nitrites, la toxicité étant, dans certains cas, en liaison avec les concentrations de HNO₂ (Colt et Tchobanoglous, 1976 ; Russo et Thurston, 1977).

La présence d'ions monovalents tels que les chlorures ou les bicarbonates réduit fortement la toxicité des nitrites (Tomasso et al., 1979).

La toxicité des nitrites est donc élevée en eau douce et par contre très atténuée en eau saumâtre et en eau de mer.

Espèces	Seuil admis pour les nitrites en poids d'azote (N -NO ₂) mg/l	Auteurs (dans Wickins, 1980)
Truites	0,015 - 0,06	Smith-Russo, 1975 Wedemeyer, Yasutake, 1978
Coho	29,8 en présence de chlorure	Perrone et Meade, 1977
Chevrettes (larves) (<i>Macrobrachium rosenbergii</i>)	< 1,8	Amstrong, 1976
Crevettes	4,8	Wickins, 1976
Huîtres	> 735	Epifanio et Srna, 1975

■ Nitrates

Les nitrates ne présentent pas de seuil toxique pour les poissons.

Cette propriété permet d'utiliser le procédé d'oxydation par voie biologique des nitrites et de l'ammoniac pour obtenir une détoxification des eaux d'élevage.

Pour les crustacés, Wickins (1976) observe des réductions de la croissance chez la chevette, *Macrobrachium rosenbergii*, à des concentrations de 175 mg/l de nitrates. Les pénéidés toléreraient des doses plus élevées.

1.4.5.- pH - Gaz carbonique - Alcalinité

■ pH

Entre 6 et 8, la plupart des espèces vivent normalement.

1/ pH acide

Effets :

- respiration accrue ;
- mauvaise utilisation de l'oxygène ;
- les filtres biologiques ne fonctionnent plus.

Symptômes :

- mouvements natatoires brusques ;
- "pipage" d'air ;
- saut hors de l'eau ;
- branchies détériorées.

Causes :

- gaz carbonique ;
- sels minéraux dont l'hydrolyse produit des acides forts ($\text{NH}_4 \text{Cl}$, par exemple).

2/ pH alcalin

Effets :

- présence possible de chaux, très toxique ;
- l'ammoniac toxique augmente.

Causes :

- élimination brutale du CO_2 (plantes, mise en route d'une installation d'aération) (*figure 13*).

Suivant le pH, les équilibres $\text{CO}_2 - \text{H}_2\text{CO}_3$ (acide carbonique) et $\text{NH}_3 - \text{NH}_4\text{OH}$ se déplacent avec comme conséquences :

- pH acides : risque de toxicité du CO_2 libre ;
- pH alcalins : risque de toxicité du NH_3 libre.

■ Gaz carbonique

En milieu très confiné, cuve de transport par exemple, la satisfaction des besoins en oxygène, quantitatif et qualitatif (saturation) ne suffit pas : strictement lié à sa consommation d'oxygène, le poisson a une production de gaz carbonique qui devient un facteur limitant en s'accumulant dans le milieu. Cet effet du CO_2 (anhydride carbonique) apparaît entre 9 et 10 mg/l pour la truite et n'est pas toujours présent à l'esprit de l'éleveur, qui croit souvent que les mortalités viennent d'un manque d'oxygène (*figure 14*).

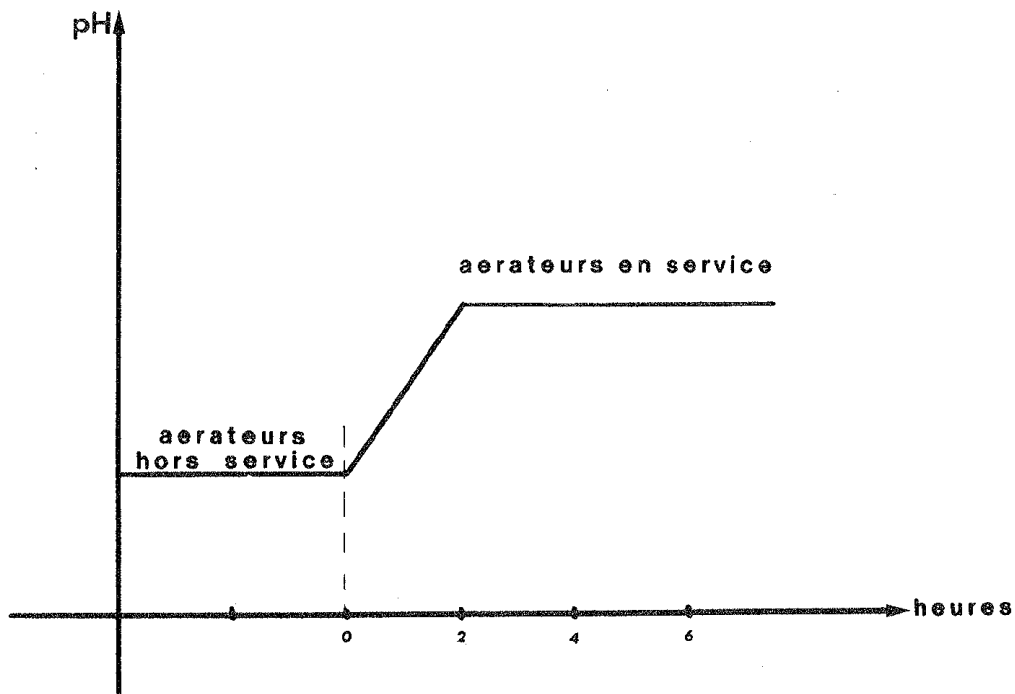


Figure 13 : Effet d'un stripping du gaz carbonique sur le pH, lors de la mise en service d'aérateurs

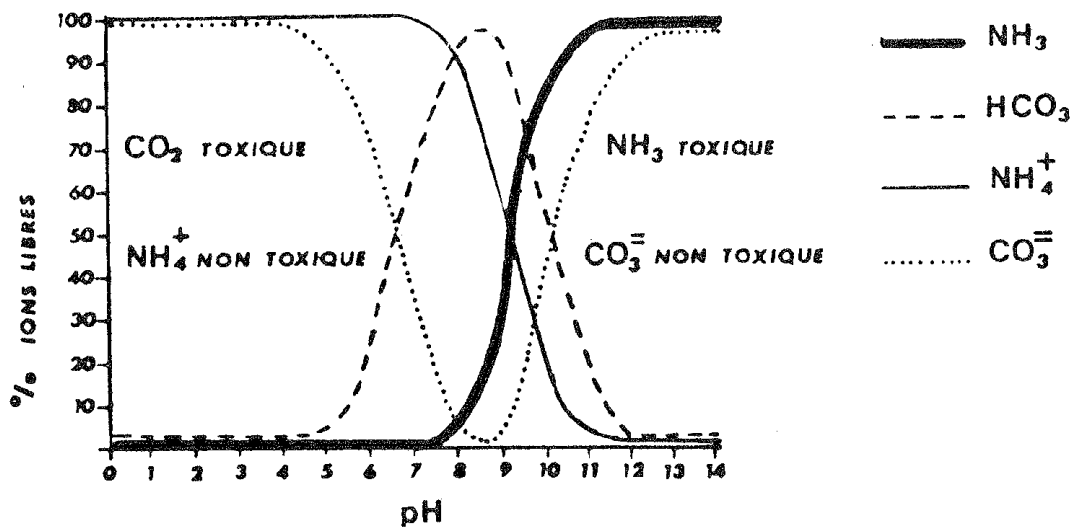


Figure 14 : Zone de toxicité respective du CO_2 et de NH_3 en fonction du pH

Le diagnostic peut, en première approche, se faire en observant les opercules :

- les poissons morts par asphyxie (manque d'oxygène) ont les opercules ouverts ;
- les poissons morts à la suite d'une accumulation de CO_2 meurent les opercules fermés.

Note.- La production de CO_2 peut être calculée exactement sachant que 32 g d'oxygène consommé entraîne l'apparition de 44 g de CO_2 .

Détermination simplifiée du CO_2 : par abaque connaissant le pH et la dureté de l'eau (figure 15).

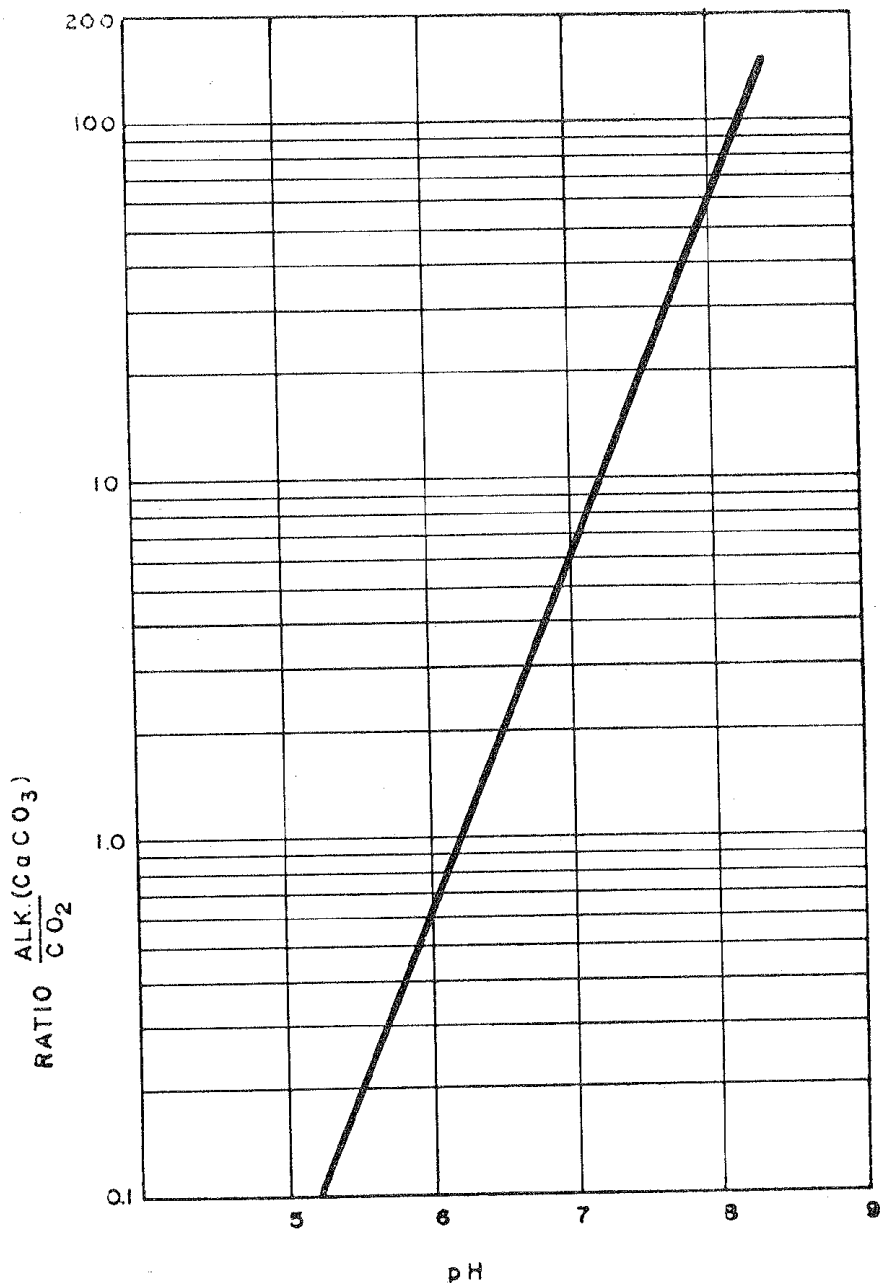


Figure 15 : Détermination de la teneur en CO_2 à partir du pH et de l'alcalinité
(D'après Mc Call, Kramer-Chin-Mayo)

■ Alcalinité

L'alcalinité minimale nécessaire se situe entre 20 et 50 mg/l (Klontz et King, 1975 ; Muir, 1978 ; Smart et al., 1979).

Chez les crustacés (Pénéidés, Macrobrachium), les pH inférieurs à 7 affectent la croissance (Wickins, 1976). La teneur en calcium doit être au minimum de 50 % de celle de leur milieu naturel.

1.4.6.- Matières en suspension - Matières organiques

■ Matières en suspension (M.E.S.)

Les matières en suspension seules ne semblent pas avoir de caractères toxiques. Associées à d'autres facteurs (germes pathogènes), elles entraînent souvent des affections des branchies.

La présence de matières en suspension réduit en outre la visibilité et peut affecter la prise de nourriture.

■ *Matières organiques dissoutes*

La matière organique peut donner lieu à des consommations d'oxygène dissous, elle peut aussi être liée à des phénomènes d'eutrophisation, suivis de "pourrissement de l'eau".

Même sans effet direct, il convient de suspecter l'odeur qu'elle peut communiquer à la chair du poisson (Tabachek et Yurkowski, 1976 ; Lovell et Sackey, 1973).

1.5.- Conclusions - Sites à risques

Un site donné offre rarement une eau ayant toutes les caractéristiques optimales pour l'espèce qu'on y élève. Certains inconvénients peuvent être résolus par des moyens techniques, au prix d'un coût d'investissement et de fonctionnement plus ou moins élevé.

Les risques inhérents à l'approvisionnement en eau tiennent d'une part au manque d'eau (solvable techniquement, mais avec un coût à déterminer cas par cas), d'autre part à la pollution.

L'implantation en zone polluée peut être envisagée compte tenu des avantages que peuvent présenter la proximité d'un centre urbain (commercialisation), d'une centrale (eau réchauffée) ou d'un barrage (régulation du débit, étiage soutenu).

Le traitement de l'eau à l'approvisionnement est rarement possible (chlore, métaux lourds, etc.), compte tenu de son coût. La solution consiste à disposer d'une installation de recyclage permettant d'isoler l'élevage des apports extérieurs et à traiter la pollution interne, qui est prévisible et traitable à un coût envisageable économiquement.

Cette technique n'est possible que dans le cas où la pollution extérieure a une durée déterminée, et où elle est prévisible.

■ *Cas des eaux réchauffées de centrale électrique (photo 1)*

L'utilisation pour l'aquaculture des eaux réchauffées de centrale a été discutée par de nombreux auteurs (Aston, 1980 ; Ferlin, 1980 ; Levesque, 1981).

Les inconvénients de ce type d'approvisionnement sont d'une part la discontinuité de l'alimentation en eau, qui dépend de la marche de la centrale, d'autre part les pollutions dues aux opérations de maintenance et aux métaux utilisés pour la construction des circuits hydrauliques.

Le premier risque est plus limité sur les grosses centrales qui possèdent trois générateurs et plus : l'arrêt simultané de toutes les unités est peu probable.

Le second risque provient des produits de traitement tels que le chlore. La liste en a été établie par Nash et Paulsen (1980) et l'USA - Atomic Energy Authority (Becker et Thatcher, 1973). La toxicité de ces produits vis-à-vis de la faune aquatique y est indiquée.

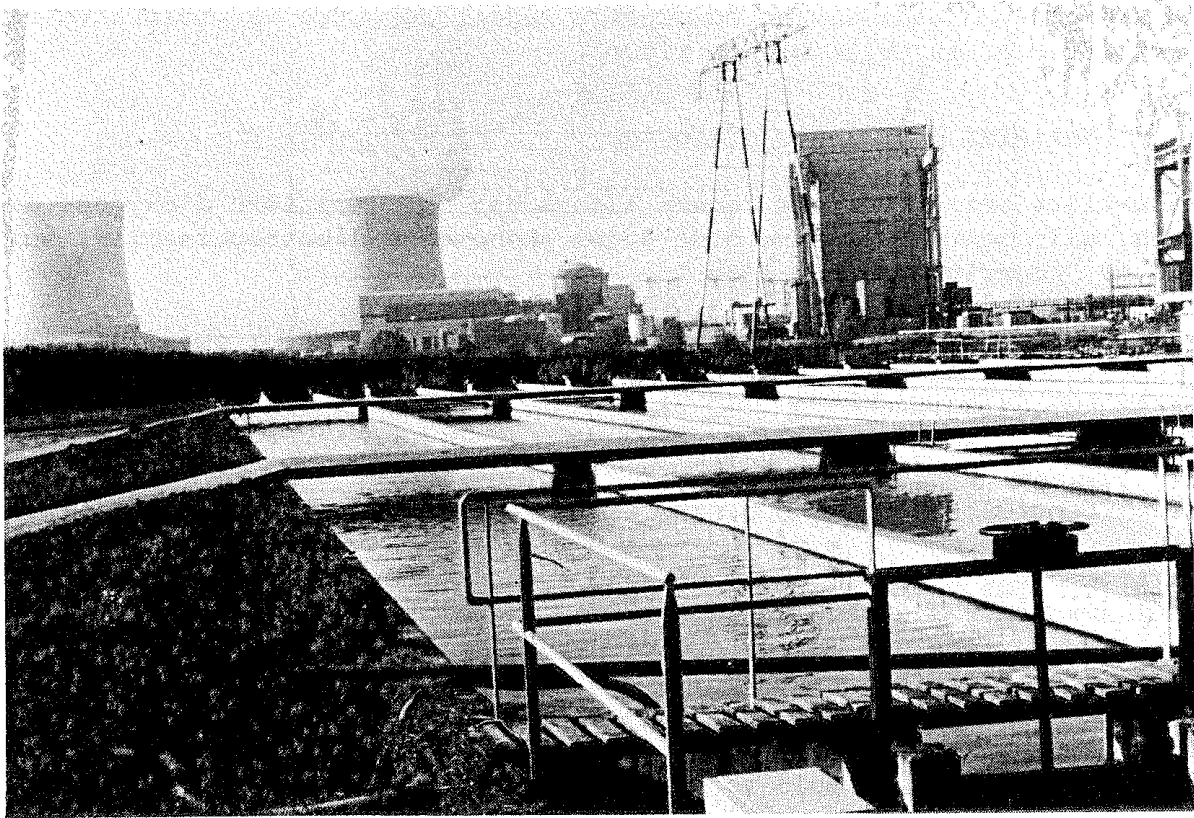


Photo 1 : Anguilliculture alimentée par des eaux réchauffées de centrale électrique - St Laurent des Eaux

Photo Aquinove

En ce qui concerne le chlore, certaines espèces comme la carpe ou l'anguille acceptent des teneurs en chlore assez élevées (Heath, 1977 ; Aston et Brown, 1974).

Les échangeurs peuvent être à l'origine de concentrations en cuivre qui peuvent affecter les performances de l'élevage, surtout dans les jeunes stades (Spear et Pierce, 1979 ; Wildish et al., 1971).

Un système de recyclage de l'eau est souvent nécessaire, ce qui augmente singulièrement le coût d'investissement et diminue l'intérêt de ce type d'approvisionnement (*figure 16*).

L'utilisation directe de cages dans l'effluent est difficilement envisageable pour des élevages en continu.

En Italie, l'ENEL, qui avait entrepris ce type d'expérience, conclut à la nécessité d'un élevage à terre. En Grande-Bretagne, d'importantes mortalités sont constatées avec ce type d'exploitation (Rogers et Cane, 1981), de même qu'en Pologne (Trzebiatowski, 1980). En France, les expériences réalisées à St Laurent des Eaux par Aqua-Service puis l'EDF, à Martigues, par SEPIA-International, à Pierrelatte et Gravelines, se sont heurtées aux problèmes de qualité d'eau, de continuité de l'approvisionnement, voire du coût de l'eau (EDF souhaitant vendre les calories de son eau de rejet).

Enfin, une expérience à petite échelle (production de l'ordre de la tonne) a été réalisée avec succès en Belgique à la Centrale de Tihange pour l'élevage du tilapia (Mélard et Philippard, 1980).

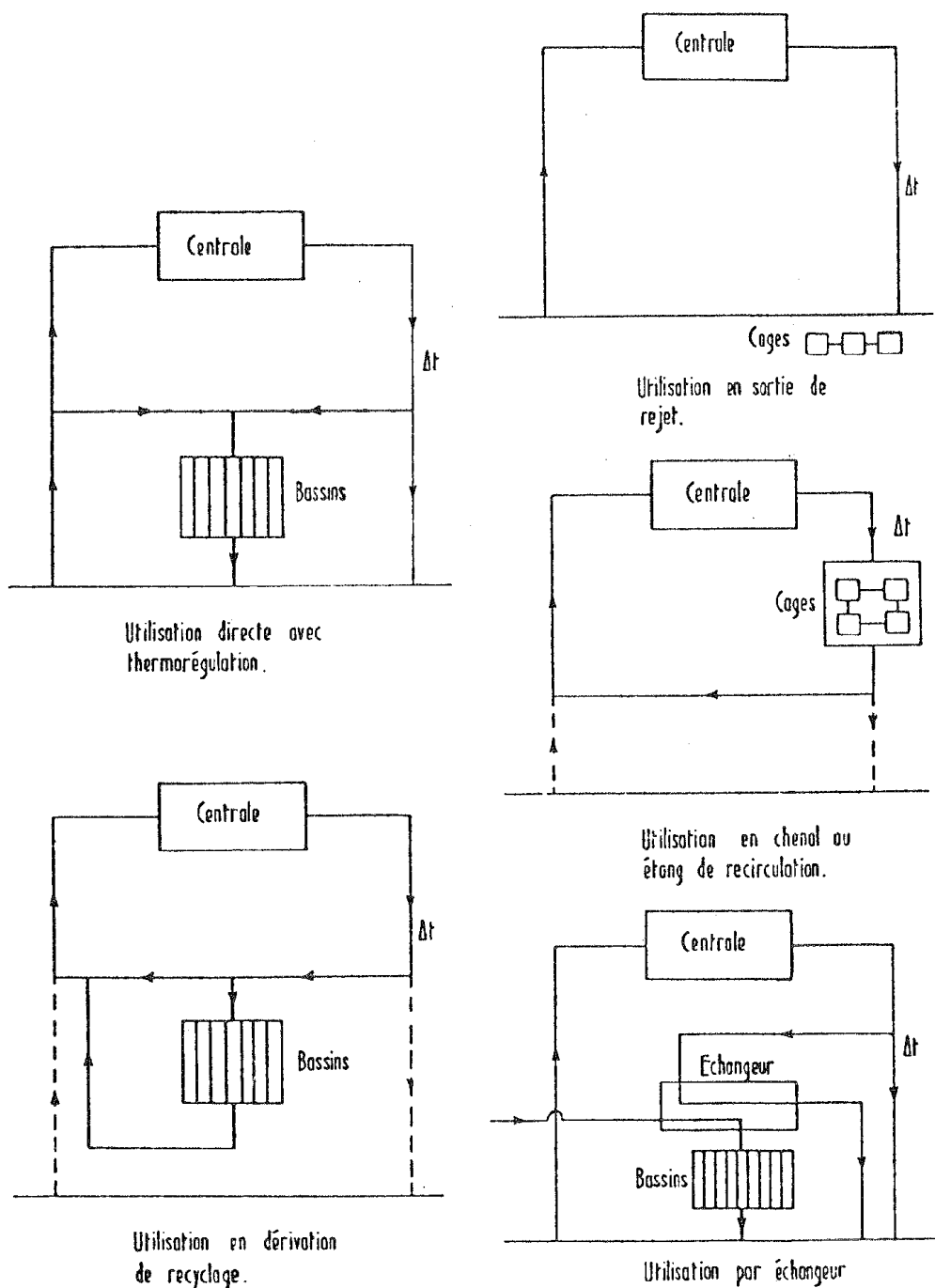


Figure 16 : Extrait de l'article de P. Ferlin - XVIème Journées de l'Hydraulique, Paris, septembre 1980

■ Cas des réservoirs d'eau (étangs, barrage)

Ils sont sujets à des réchauffements et à l'eutrophisation. Les manoeuvres de vannes au barrage peuvent assécher ou inonder l'élevage.

Ces sites offrent par contre la garantie d'un débit d'eau plus soutenu à l'étiage et la possibilité d'avoir de l'eau dans les pays à hiver rigoureux (Canada, Pays Scandinaves).

L'accord avec les gestionnaires du barrage devra porter sur :

- les cotes des prises d'eau qui alimenteront la pisciculture. Elles seront fixées en fonction des températures et des pollutions du barrage à tout moment de l'année ;

- les délais de mise en oeuvre des vannes, délais nécessaires au réglage des vannages et déversoirs de la pisciculture ;
- les qualités d'eau fournie (difficile à prévoir) ;
- les débits (minimal notamment).

2.- LES PRISES D'EAU

Les besoins en eau étant établis et disponibles, il convient de déterminer les ouvrages nécessaires pour amener l'eau dans l'élevage. A ce sujet, la législation peut également imposer des contraintes spécifiques qu'il convient de prendre en compte.

Dans le cas des cages, et des enclos sur fond peu profond, la connaissance des courants dominants et de leur vitesse est capitale pour choisir la structure d'élevage et l'installer de façon à assurer le renouvellement de l'eau dans l'enceinte.

Pour les élevages en bassins, étangs, silos, c'est la connaissance de la topographie qui va déterminer le type de prise d'eau à construire.

Nous examinerons sommairement les problèmes liés à la prise d'eau : la plupart des problèmes posés ne sont pas spécifiques à l'aquaculture et sont traités dans les ouvrages spécialisés d'hydraulique.

2.1.- Les prises d'eau gravitaires

Chaque fois que la topographie le permet, on cherchera tout naturellement à exploiter au mieux le dénivelé sur le site pour éviter les frais de pompage (*figure 17*).

Le dénivelé peut être relativement constant, c'est le cas des prises d'eau en barrages ou en rivières, il peut varier selon un cycle journalier, c'est le cas du littoral et des estuaires.

2.1.1.- *Prise d'eau en rivière*

Elle alimente l'exploitation à partir d'un ouvrage d'entrée suivi d'un canal (bief) ou d'une canalisation de dérivation.

La prise d'eau et la rivière peuvent également être confondues : c'est le cas des étangs de barrage. Dans ce type d'exploitation, le débit n'est pas contrôlable et l'utilisation de fertilisants ou de nourriture est délicat (*figure 18*).

La longueur du canal (ou de la canalisation) de dérivation va dépendre du profil en long du lit de la rivière (*figure 19*).

■ *Profil en long du lit de la rivière en pente faible*

Le canal de dérivation sera long et coûteux.

PRISE D'EAU ET GESTION D'EAU

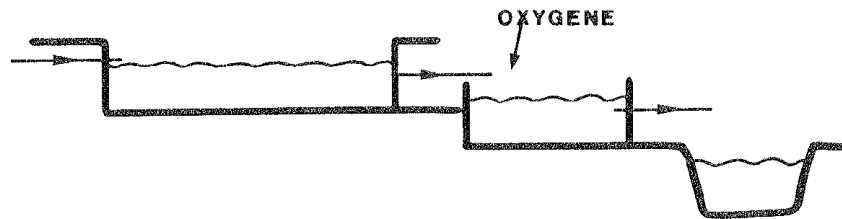
denivelé faible : bassins non vidangeables



denivelé de 1,50m à 2m : bassins vidangeables



denivelé de 2m et plus : possibilité d'oxygénation naturelle



PRISE D'EAU ET POMPAGE

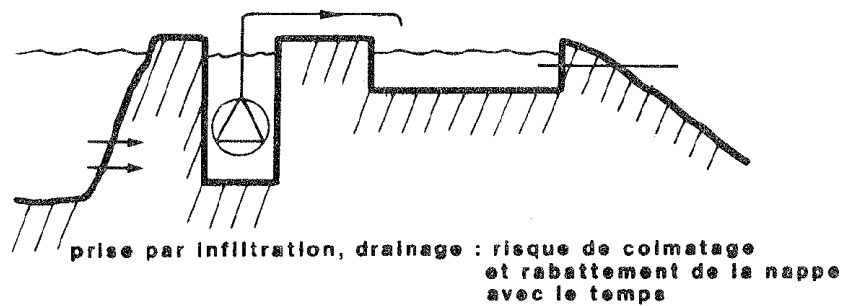
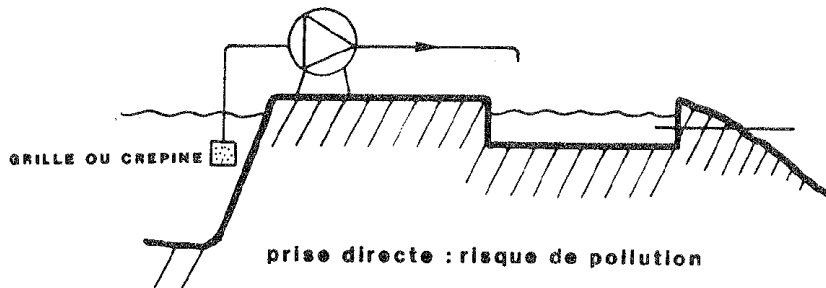


Figure 17 : *Prise d'eau et dénivelé : dispositions type*

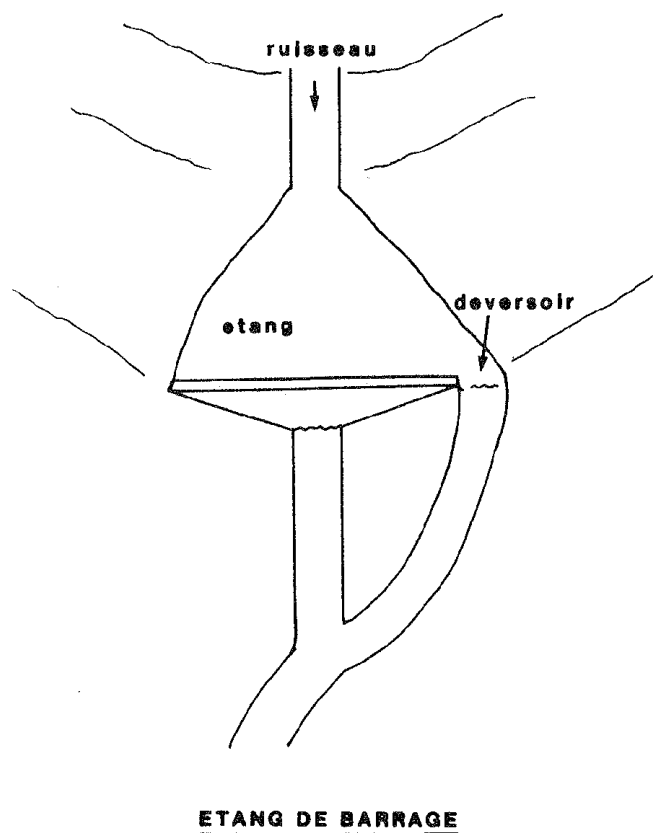
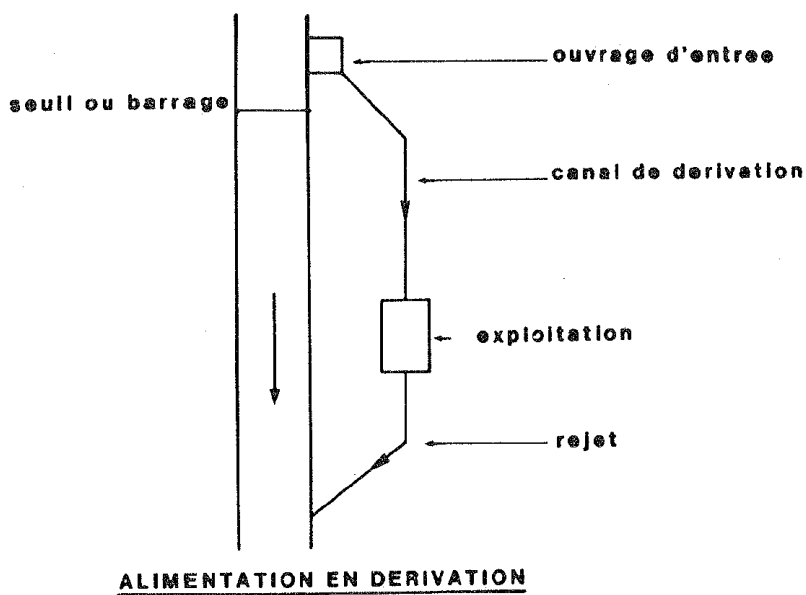


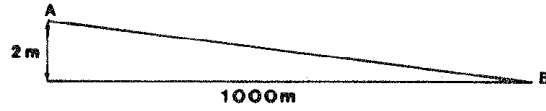
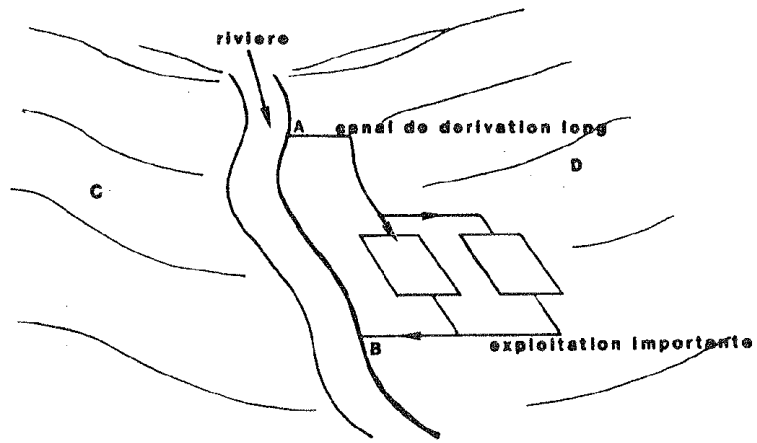
Figure 18 : *Prise d'eau directe, prise d'eau en dérivation*

Si le profil en travers est à pentes faibles, la surface du terrain en charge par rapport à l'ouvrage d'entrée pourra être importante, et l'exploitation suffisamment rentable pour justifier une prise d'eau onéreuse.

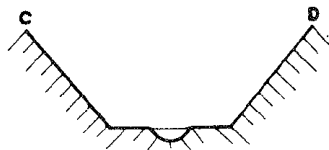
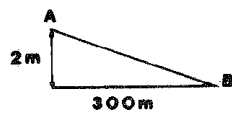
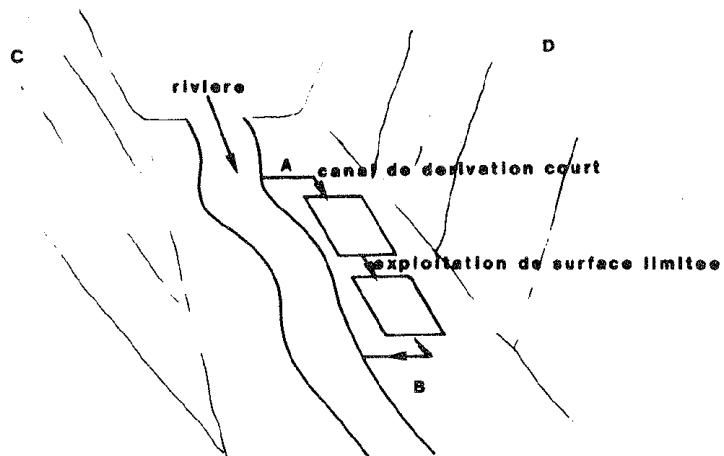
Dans le cas contraire, la construction est à éviter.

■ *Profil en long de la rivière en pente forte*

Le canal de dérivation sera court. Si le profil en travers est à pente faible, le site est optimal pour réaliser la prise d'eau.



RIVIERE A PENTE FAIBLE ET VALLEE LARGE



RIVIERE A PENTE FORTE ET VALLEE ETROITE

Figure 19 : *Prise d'eau - Incidence des profils de la riviere*

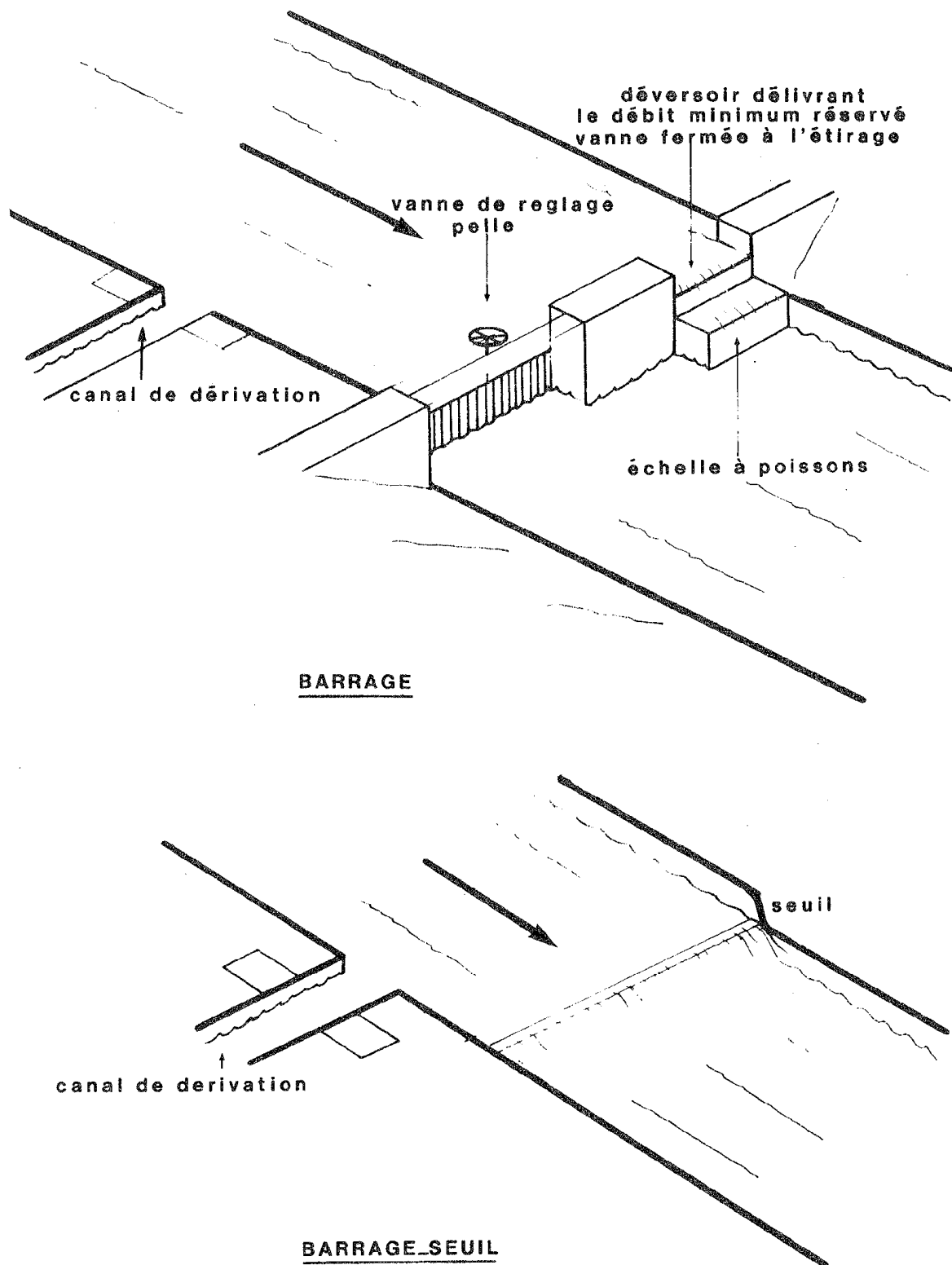


Figure 20 : *Eléments schématisés d'un barrage*

Les éléments constitutifs de la prise d'eau sont :

- un barrage ou un seuil édifié à l'aval de l'ouvrage d'entrée et pourvu d'un déversoir. Cet ouvrage est destiné à réguler le niveau du cours d'eau et à assurer la charge nécessaire à la dérivation de l'eau ;
- l'ouvrage d'entrée ;
- le canal ou la conduite de dérivation ;

- des organes de réglage du débit dérivé ;
- des organes de protection contre les éléments charriés par le cours d'eau.

Le barrage (figure 20) (photo 2)

Il s'agit de petits ouvrages réalisés en pierres, argile ou béton.

Ils sont généralement pourvus d'un déversoir fixe assurant un débit minimal en aval du barrage. La valeur de ce débit réservé est fixée par l'administration.

Le barrage peut être en outre pourvu d'un déversoir de crue, et de van- nages permettant de moduler le débit dans l'élevage.

Enfin, il peut être exigé par l'administration d'y construire une échelle à poissons, permettant à ceux-ci de remonter la rivière en amont du barrage.

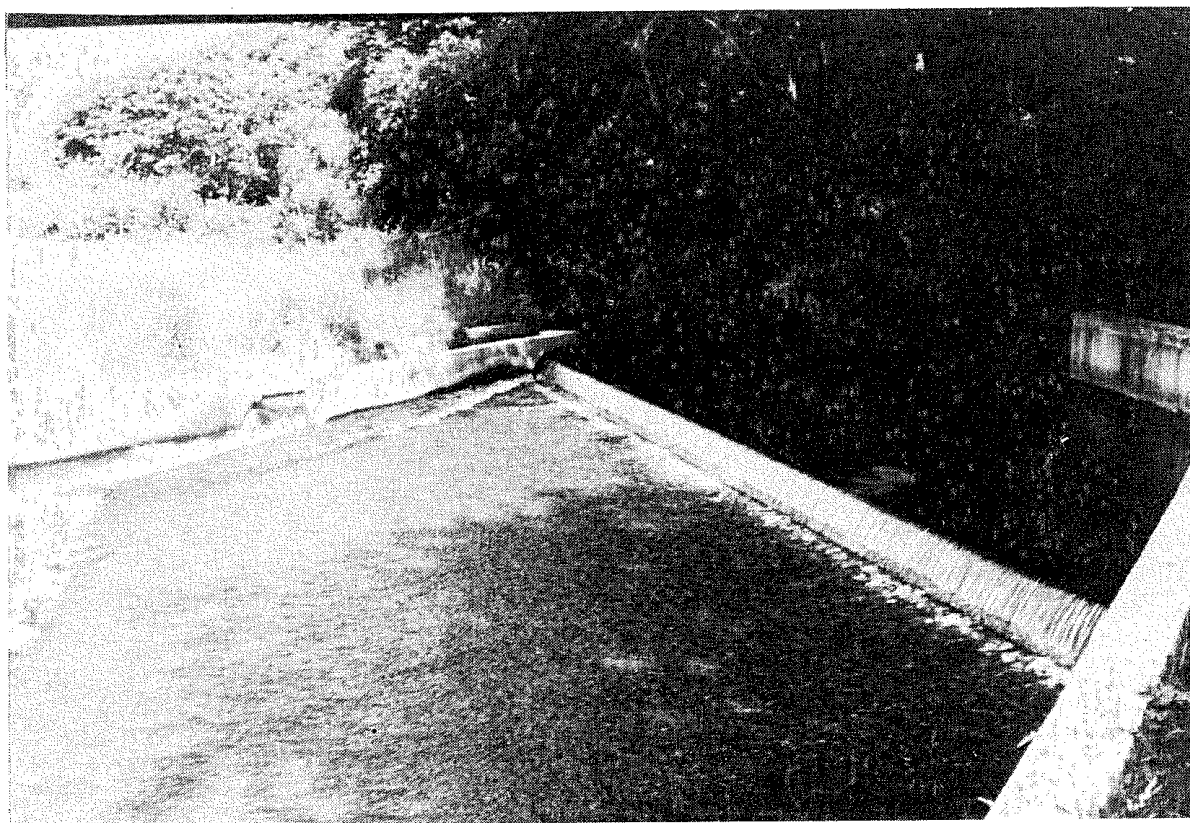


Photo 2 : *Barrage-seuil - Pisciculture bretonne (Cornec)*

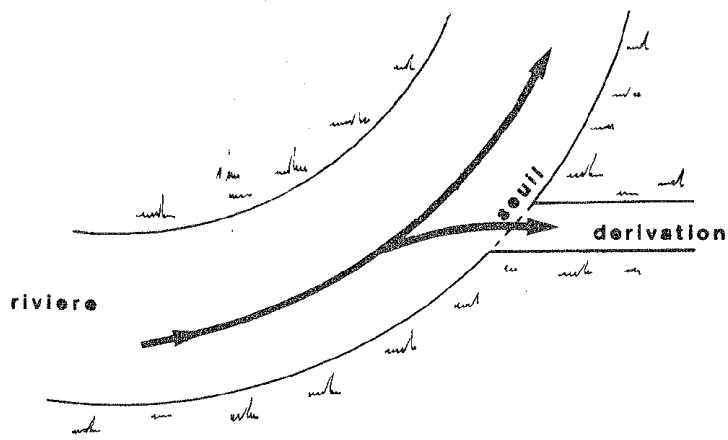
Photo J.P.

L'ouvrage d'entrée (figure 21)

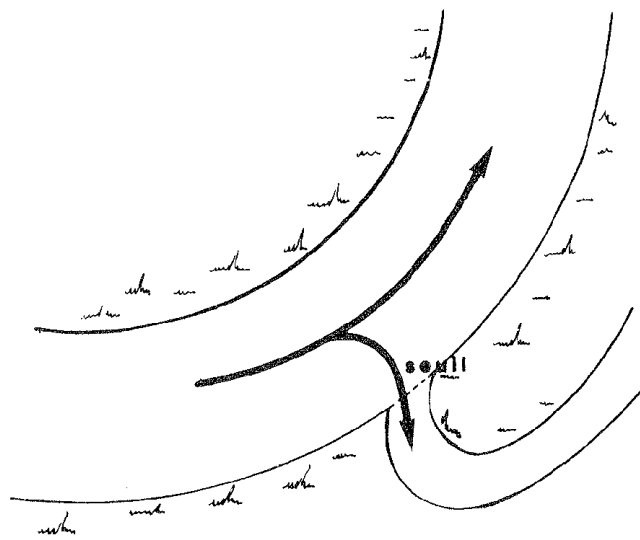
Il est constitué par un élément de canal ou une base limitée par un seuil.

L'emplacement optimal du débouché est sur la rive extérieure d'une courbe de la rivière.

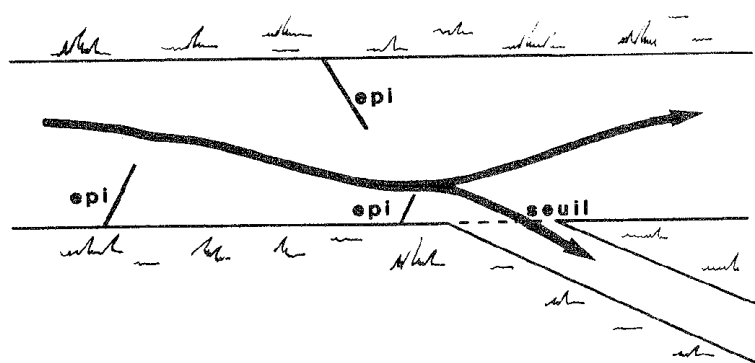
Cet emplacement permet de capter essentiellement les eaux de surface et d'éviter l'apport de matériaux charriés par la rivière (Ginocchio, 1981).



Rivière avec peu de matériaux charriés



Rivière à charriage important



Prise d'eau sur un alignement droit : positionnement des épis

Figure 21 : *Prise d'eau sur rivière en courbe et en alignement*

Si le débouché du canal doit être placé sur un alignement droit, il est possible d'engendrer artificiellement une telle courbe du courant en implantant des épis dans la rivière.

L'orientation de l'ouvrage d'entrée peut être face au courant (disposition optimale) ou au contraire à contre courant pour limiter l'entrée des solides charriés par la tranche d'eau supérieure.

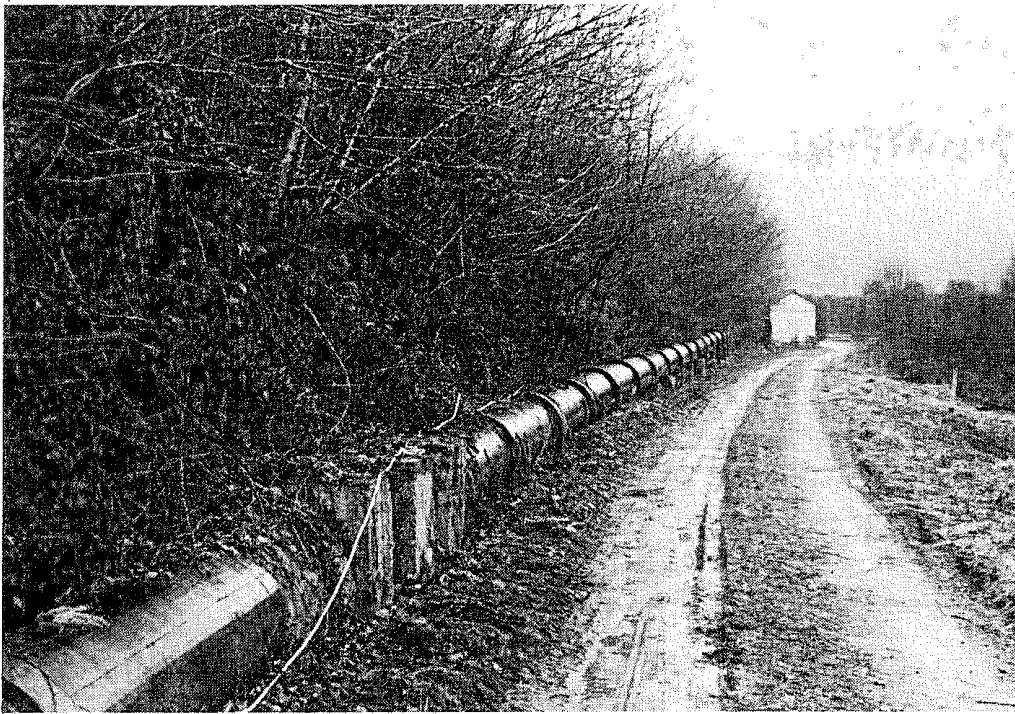
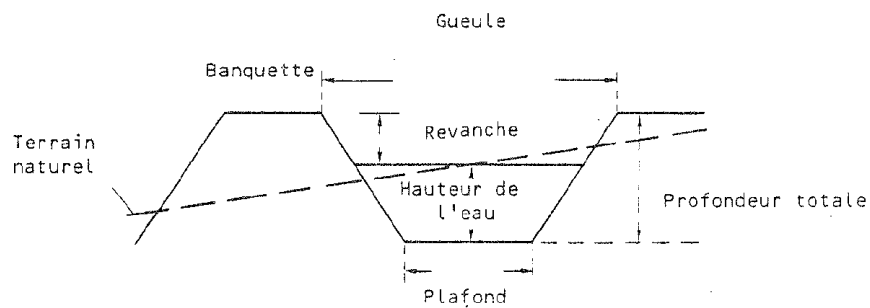


Photo 3 : Conduite forcée alimentant une station d'alevinage
Pisciculture bretonne (Sapo)

Photo J.P.



Coupe transversale d'un canal d'alimentation.

	Installations familiales quelques l/s	Installations importantes 20 à 50 l/s
Largeur du plafond..	0,25 à 0,30 m	0,50 m
Profondeur.....	0,25 à 0,40 m	0,60 à 0,80 m
Inclinaison des pa- rois.....	1,5/1	1,5/1
Largeur de la gueule.	0,60 à 1,00 m	1,50 à 1,80 m
Pente du fond.....	0	1 ‰ (1 cm/10 m)

Figure 22 : Dimensions d'un canal d'amenée en terre (étangs)
(D'après Bard et al., CTFT)

Le canal ou la conduite de dérivation (photo 3)

Pour les canaux en terre qui alimentent des étangs, le CTFT conseille les dimensions indiquées figure 22.

Les vitesses maximales de l'eau pour éviter l'érosion des parois se situent entre 0,15 m/s à 1 m/s suivant la nature du terrain (terre fine ou cailloux).

Les alimentations par conduite doivent être dimensionnées en fonction de la perte de charge disponible. Elles ne doivent pas être surdimensionnées sous peine d'encrassement rapide (0,3 à 1 m/s minimum).

Les organes de réglage du débit dérivé : vannes (figure 23)

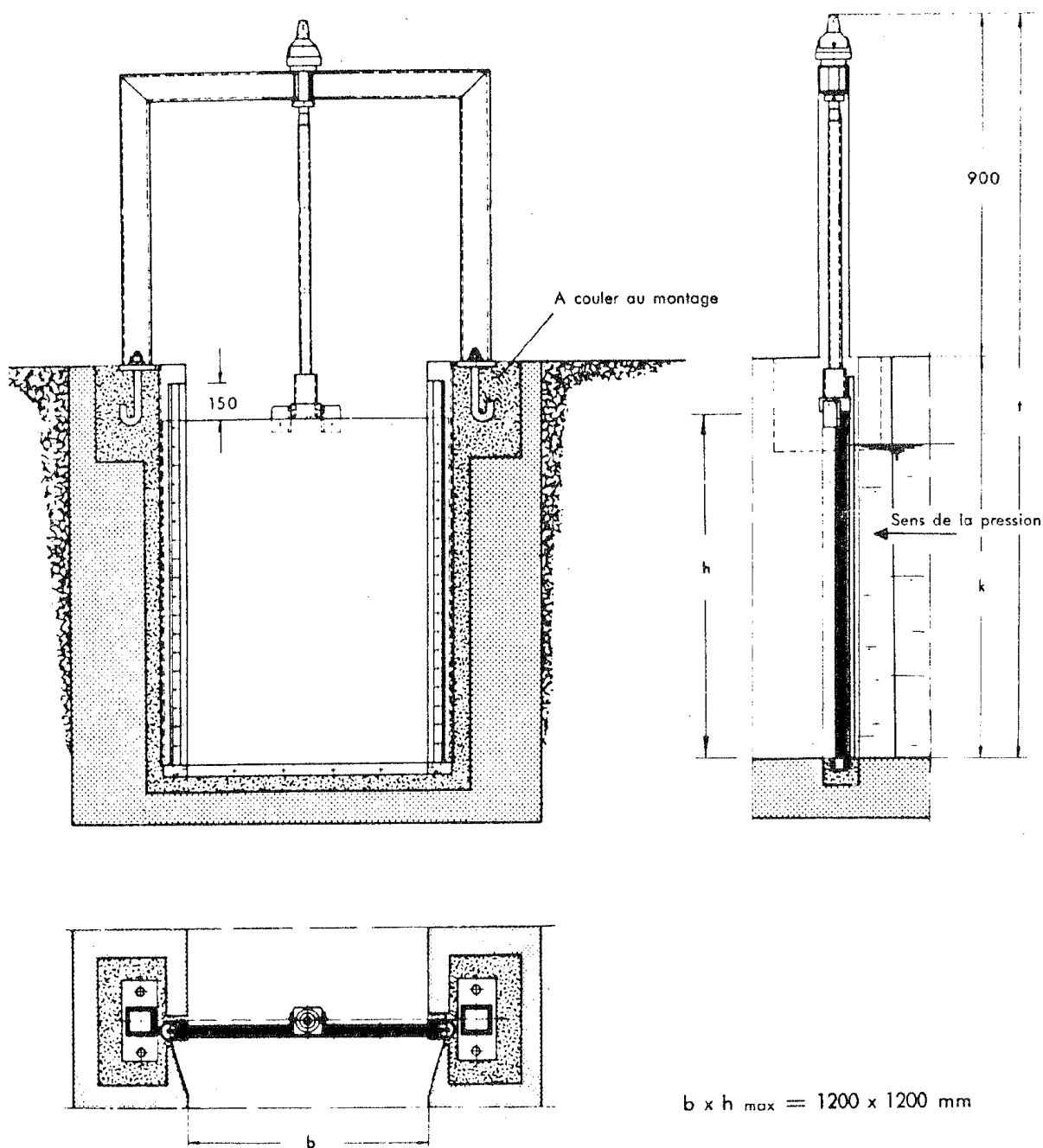


Figure 23 : Vanne : pelle d'étang commandée par clé

Ces dispositifs sont très connus et ne seront pas décrits ici.

Le débit dérivé peut être réglé en agissant sur la hauteur du barrage de dérivation (jusqu'au minimum légal). Les organes de réglage peuvent être des planchettes amovibles ou batardeaux (petits ouvrages), des vannes noyées ou non, actionnées par une crémaillère.

Le canal de dérivation peut être lui-même équipé de vannes.

Les organes de protection (photos 4, 5, 6)

Les corps flottants (feuilles) peuvent obstruer les entrées d'eau dans les bassins.

L'ensablement du canal de dérivation diminue son débit.

A cet effet, on trouve sur le canal de dérivation des grilles et des organes de dessablage.

La grille la plus en amont joue également un rôle administratif : elle délimite l'enclos piscicole et isole les poissons d'élevage du milieu naturel. L'écartement des barreaux peut être fixé par la législation (en France : 8 mm).

Si le colmatage est rapide, la grille d'entrée devra être pourvue d'un dispositif de nettoyage automatique. Ce matériel existe pour les stations de traitement d'eau. En pisciculture, des modèles rustiques et astucieux leur sont souvent préférés (*figure 24*) : le canal de dérivation reçoit une grille horizontale à parois latérales verticales, et de section décroissante vers l'aval (la section amont épousant celle du canal).

Le décolmatage de la grille est assuré par un relevage lent sur 10 à 15 cm et une chute brutale qui décolle les salissures et les entraîne progressivement vers l'aval où elles sont recueillies par un canalet d'évacuation.

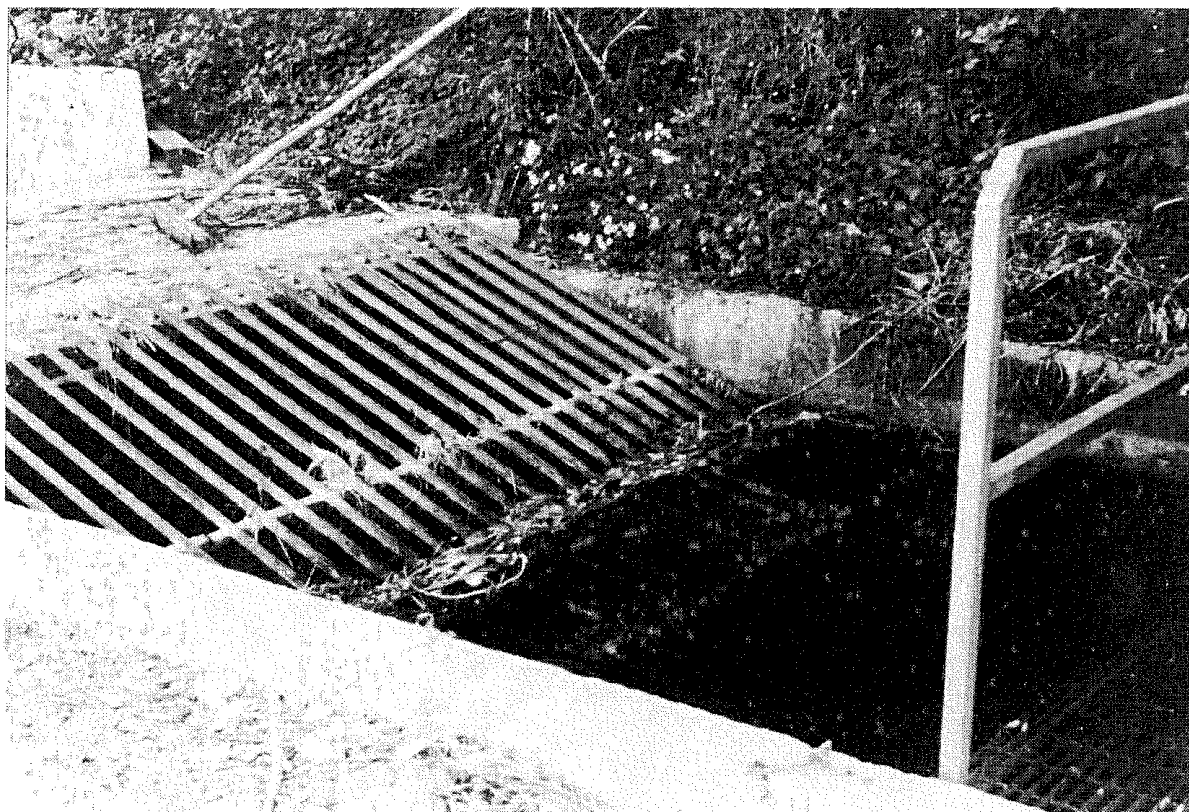


Photo 4 : Grille fixe à nettoyage manuel

L'inclinaison permet d'augmenter la surface traversée par l'eau

Photo J.P.

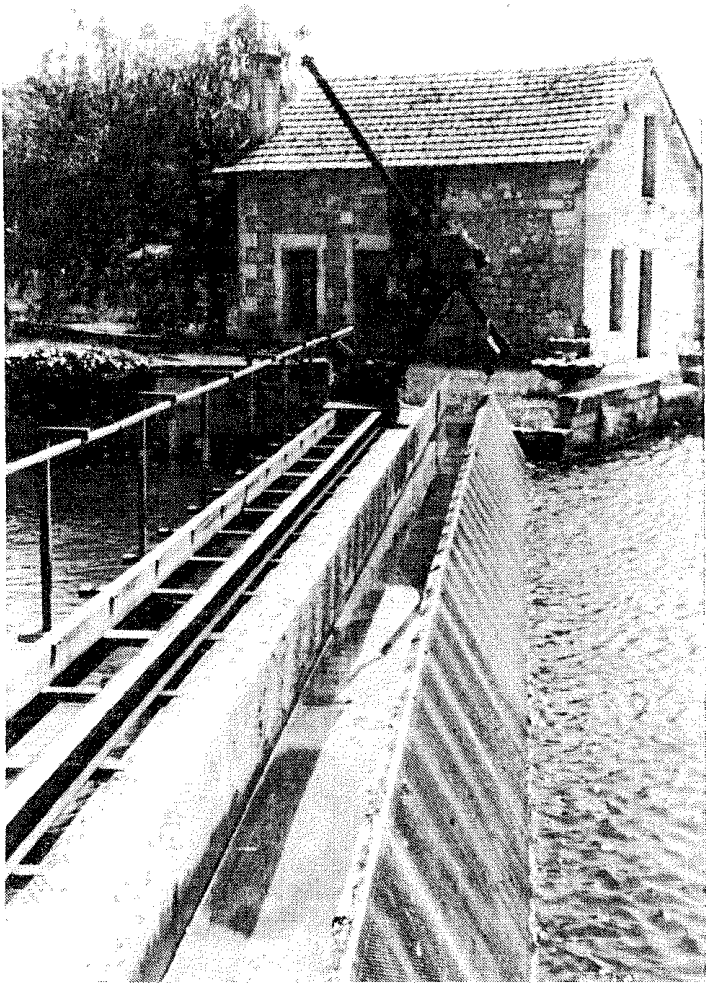


Photo 5 : Grille fixe à nettoyage
automatique - Pisciculture charentaise
(Bellet)

Photo J.P.

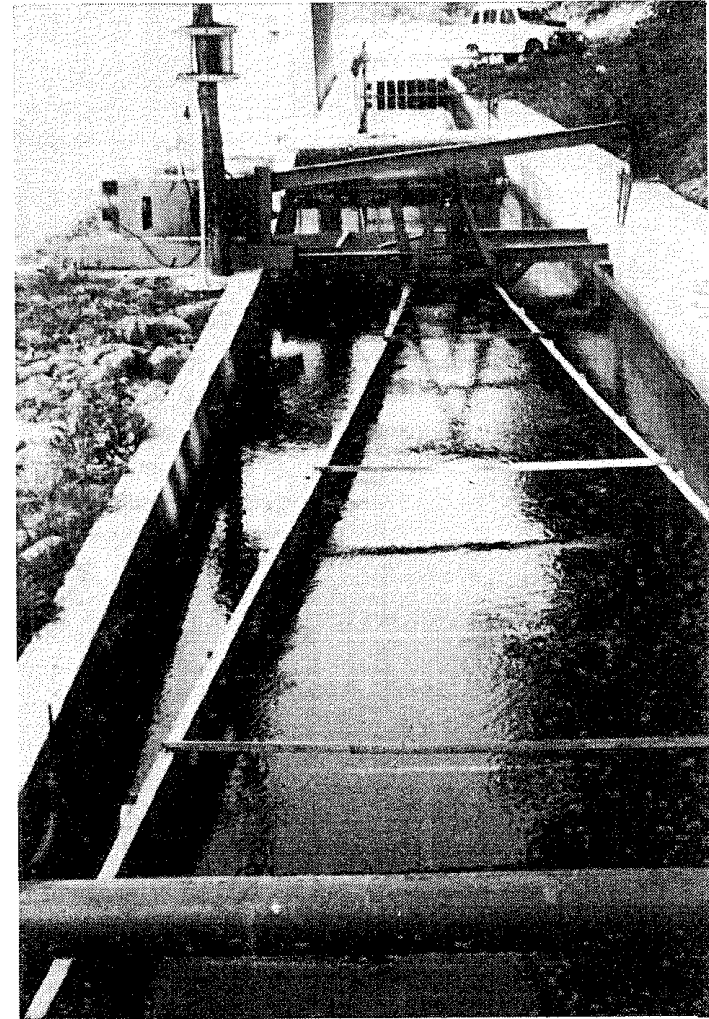


Photo 6 : Grille mobile à nettoyage
automatique (voir aussi figure 24)
Pisciculture bretonne

Photo Aquinove

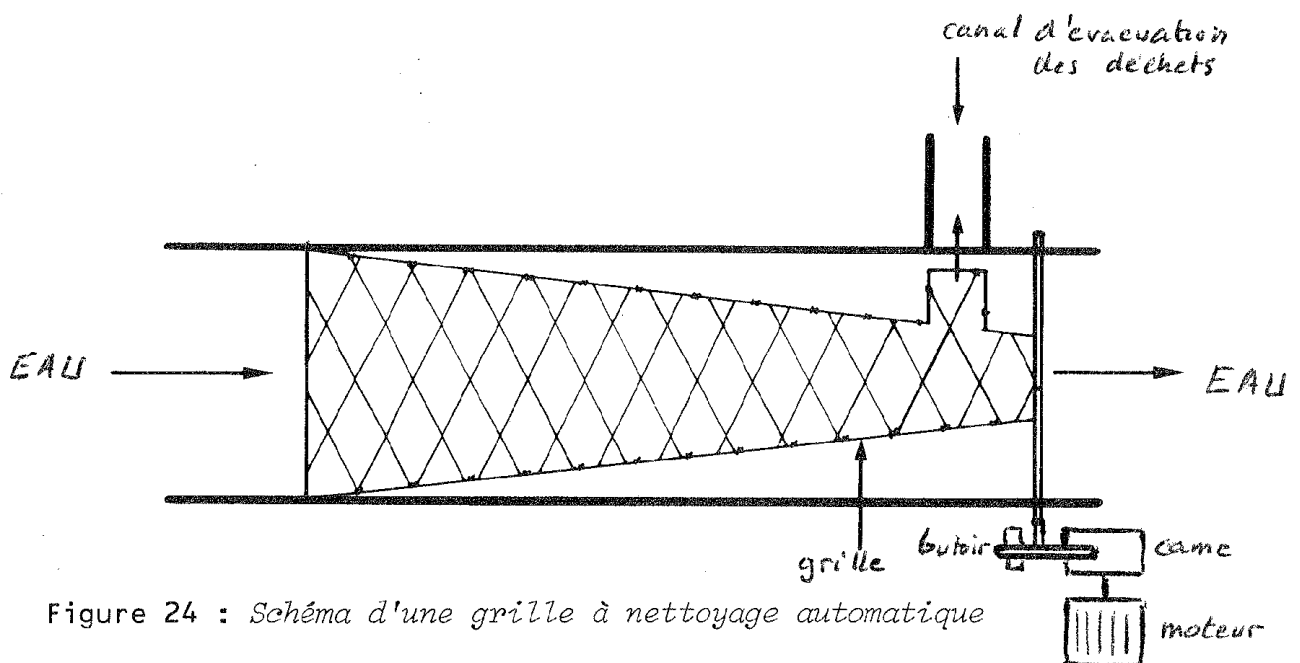
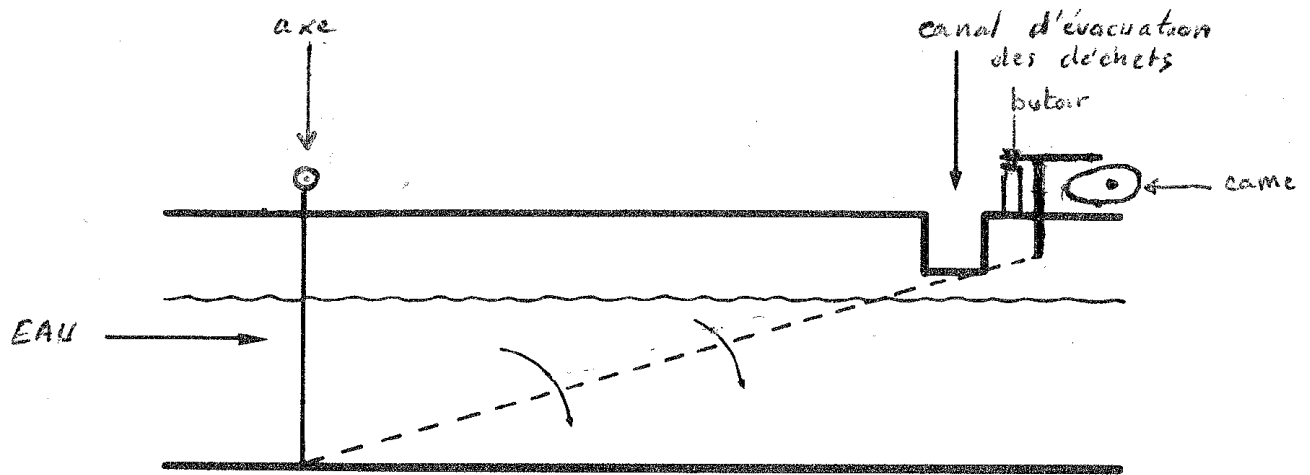


Figure 24 : Schéma d'une grille à nettoyage automatique

Le mouvement est assuré par une came actionnée par une roue hydraulique ou par un moteur électrique (Querellou, 1981). La vitesse de l'eau au niveau des barreaux doit rester inférieure à 0,75 - 1 m/s pour faciliter son nettoyage.

Les organes de dessablage (voir tableau)

Il s'agit d'un élargissement du canal permettant au courant de ralentir et au matériau de déposer. Si la vitesse de chute des particules à retenir est connue, le calcul est aisé. Les dimensions deviennent vite importantes si l'on veut piéger des éléments fins (avec une section de 5 x 2 m et un débit de 1 m³/s, il faut environ 10 m pour arrêter un sable de 2/10 de mm et 15 m pour un sable de 1/10 de mm).

L'ouvrage doit être disposé à proximité de l'endroit où l'on évacuera les dépôts (à l'entrée si c'est la rivière).

Données techniques de base pour le dessablage (Degrémont, 1978)

Le domaine usuel d'application du dessablage porte sur les particules de granulométrie supérieure à 200 microns. L'étude théorique du dessablage se rattache à celle des phénomènes de sédimentation en chute libre faisant appel à la formule de Stokes en régime laminaire qui est le plus fréquemment rencontré dans les canaux de pisciculture. En pratique, cependant, on se base sur les données suivantes (sédimentation libre, densité des particules de sable = 2,65) :

d (cm)	0,005	0,010	0,020	0,030	0,040	0,050	0,100	0,20	0,30	0,50	1,00
V _S (cm/s)	0,2	0,7	2,3	4,0	5,6	7,2	15	27	35	47	74
V _C (cm/s)	0	0	1,6	3,0	4,5	6,0	13	25	33	45	65
V _e (cm/s)	15	20	27	32	38	42	60	83	100	130	190
V' _C (cm/s)	0	0,5	1,7	3,0	4,0	5,0	11	21	26	33	

avec :

- d , diamètre de la particule de sable ;
- V_S, vitesse de sédimentation pour fluide à vitesse horizontale nulle ;
- V_C, vitesse de sédimentation pour fluide à vitesse horizontale de 0,30 m/s ;
- V_e, vitesse horizontale critique d'entraînement de la particule déposée ;
- V'_C, vitesse de sédimentation pour fluide à vitesse horizontale égale à V_e.

Dimensionnement du dessableur. - Pour des raisons de simplicité, le dessableur sera généralement rectangulaire, du type couloir. La section transversale se calcule selon ($Q = V_S$) où V sera inférieure à la vitesse critique d'entraînement (V_e) de la plus petite particule à retenir. La surface horizontale se calcule en fonction de la vitesse de sédimentation V_S des particules de plus petite dimension à retenir et du débit maximal à véhiculer :

$$\text{Surface horizontale} = \frac{Q_{\text{max}} \text{ (m}^3\text{/s)}}{V_S \text{ de la plus petite particule à retenir (m)}}$$

Dans la pratique, il sera moins onéreux de prévoir un canal d'alimentation de la pisciculture en dérivation avec le bac de dessablage pour permettre un nettoyage manuel ou mécanique de celui-ci. Si le débit absorbable par le canal d'amenée est très important par rapport au débit en fonctionnement, des chasses hydrauliques et une disposition judicieuse permettent de nettoyer le dessableur.

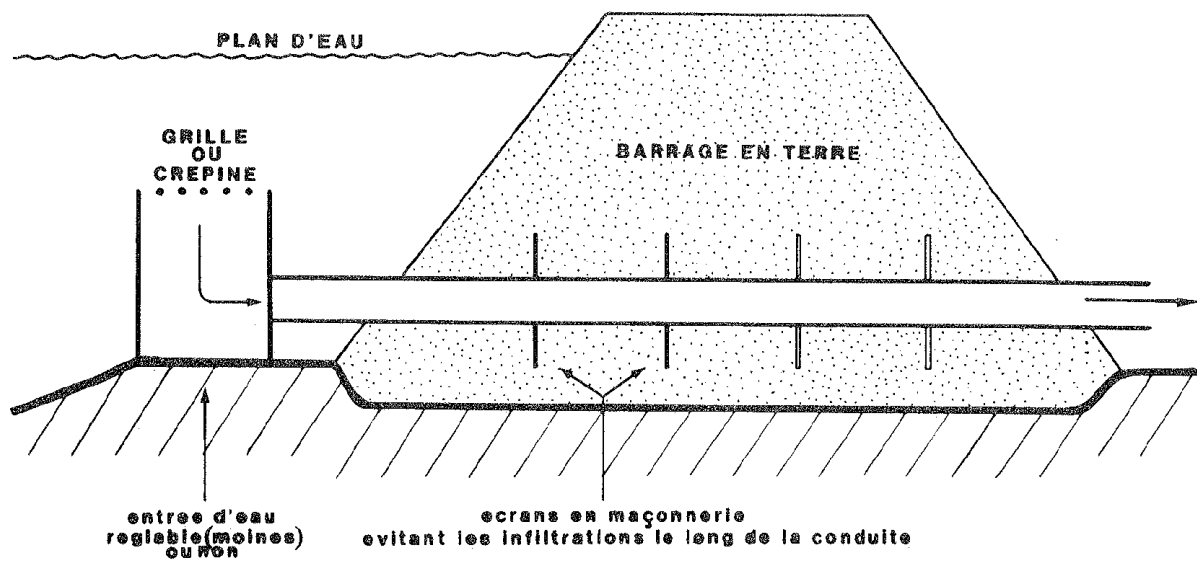


Figure 25 : *Prise d'eau réservoir (vue en coupe)*

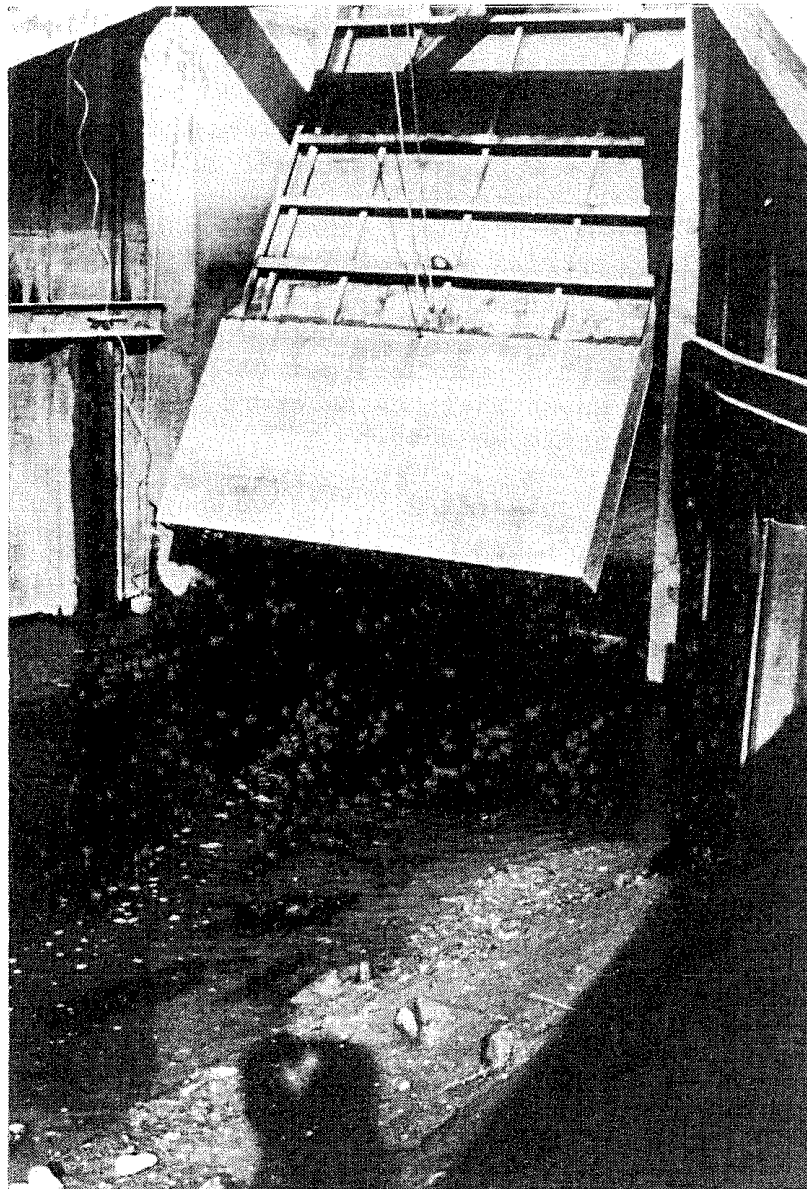


Photo 7 : *Vanne de régulation de l'entrée d'eau de mer à marée haute
Aquaculture Marine Française (Charentes)*

Photo J.P.

2.1.2.- Prises d'eau en réservoirs et en mer

La spécificité des ouvrages propre à l'aquaculture tient à la nécessité d'avoir des qualités d'eau favorables à l'élevage : la recherche de températures plus chaudes ou plus froides peut conduire à poser des canalisations vers le centre de la retenue pour bénéficier de l'inertie thermique de l'eau, face aux fluctuations de température des eaux de surface.

Les éléments de calcul de telles canalisations ont été décrits par Lencastre (1976), Ginocchio (1981) (*figure 25*).

Dans les étangs à marée et les lagunes fermées, où l'on renouvelle l'eau à marée haute, on utilise un dispositif de vannage qui contrôle les entrées et les sorties d'eau (*photo 7*).

2.2.- Les prises par pompage

L'utilisation du pompage peut permettre d'atteindre des ressources en eau intéressantes, mais inaccessibles par prise d'eau gravitaire : nappe phréatique, eau de surface dans une zone où le profil en long du lit est faible ou nul.

Le pompage peut assurer également une alimentation complémentaire à l'alimentation gravitaire, soit simultanément, soit en alternance (période de basse eau pour le littoral).

Remarque. - Les pompes utilisées en aquaculture n'ont pas de spécificité propre. Par contre, leur utilisation implique des précautions propres à l'élevage : la pompe remet en pression l'eau et l'air qu'elle contient. Cette propriété peut entraîner pour les pompes centrifuges notamment l'apparition de légères sursaturations en azote (N_2), provoquant ainsi des embolies gazeuses dans le cheptel.

Pour le pompage de l'eau, on utilise :

- des pompes centrifuges, lorsque l'élévation atteint ou dépasse la dizaine de mètres, ou pour les faibles débits ;
- des pompes à hélice, lorsque l'élévation ne dépasse pas quelques mètres et que les débits sont importants (quelques centaines de mètres cube heure et plus) ;
- des pompes à émulsion ou "air-lift".

Les pompes peuvent être sur la berge ou immergées dans l'eau. Ce dernier cas résout les problèmes d'amorçage, toujours délicats, mais en cas d'avarie, l'accès au groupe est compliqué (dans un forage, par exemple).

2.2.1.- Choix d'une pompe

Trois critères essentiels interviennent :

- la hauteur à relever ;
- le débit ;
- la nature de l'eau (pour les matériaux constitutifs de la pompe)

■ Hauteur de relevage - Hauteur manométrique totale (HMT)

C'est la hauteur géométrique additionnée des pertes de charges dans les canalisations d'aspiration et de refoulement (les niveaux d'aspiration et de refoulement sont supposés à la pression atmosphérique).

Le constructeur fournit avec la pompe une courbe débit-pression permettant d'effectuer un choix précis.

2.2.2.- Implantation et installations des pompes

■ Implantation

L'implantation est d'abord conditionnée par le *niveau d'aspiration*. Pour des pompes centrifuges, la hauteur d'aspiration n'excède pas 7 m (*figure 26, photo 8*).

Chaque constructeur fournit avec la pompe les hauteurs d'aspiration maximales qu'elle tolère aux différents débits en fournissant la NPSH requise par la pompe (net positive suction head).

La NPSH est l'écart entre la hauteur d'aspiration que la pompe admet, et la hauteur maximale théorique d'aspiration (10 m pour toutes les pompes aspirant dans un plan à la pression atmosphérique).

A l'implantation, la pompe devra disposer d'une NPSH supérieure de quelques dizaines de centimètres à la NPSH relevée sur la courbe du constructeur.

La NPSH disponible s'écrit :

$$\text{NPSH disponible} = 10 - (H + PC)$$

avec :

- H , hauteur géométrique entre le plan d'eau d'aspiration et la pompe ;
- PC, perte de charge dans la tuyauterie d'aspiration.

L'implantation est ensuite conditionnée par les *variations* du niveau d'aspiration.

Si le plan d'eau d'aspiration est fixe, la station de pompage pourra être fixée à la berge sans inconvénient.

Si un marnage important existe, il faudra éventuellement envisager des solutions plus onéreuses telles que le pompage sur ponton flottant et l'utilisation des pompes immergées.

■ Installations

Quelques règles évitent des déboires pour la réalisation des stations de pompage généralement simples, destinées à l'aquaculture (débit continu, pas de régulation) (*figure 27*).

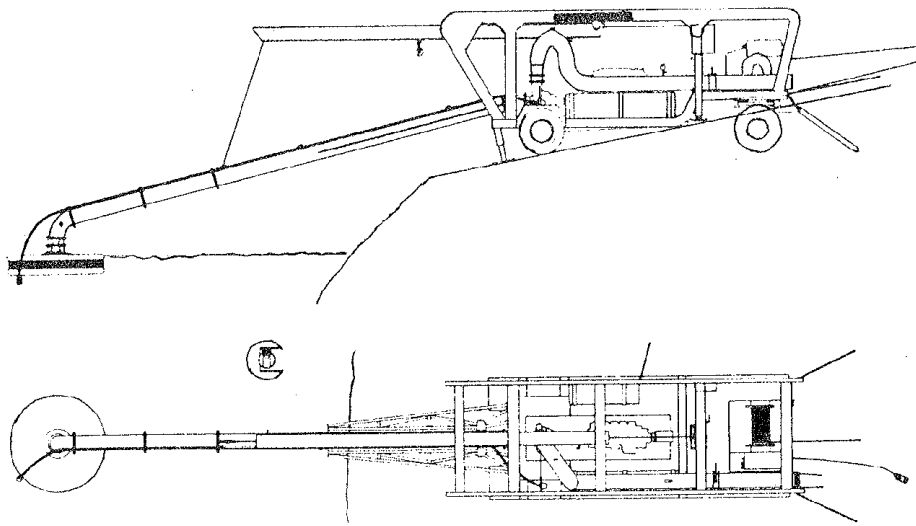


Figure 26 : Schéma d'une prise d'eau mobile à niveau d'aspiration variable (procédé Hydromobile)



Photo 8 : Elévation d'eau par pompe à hélice. L'arrivée d'eau est dans l'axe de l'arbre de pompe (perte de charge minimale)
Pisciculture bretonne (Le Dreff)

Photo J.P.

POMPE A HELICE (d'après SOGREAH)

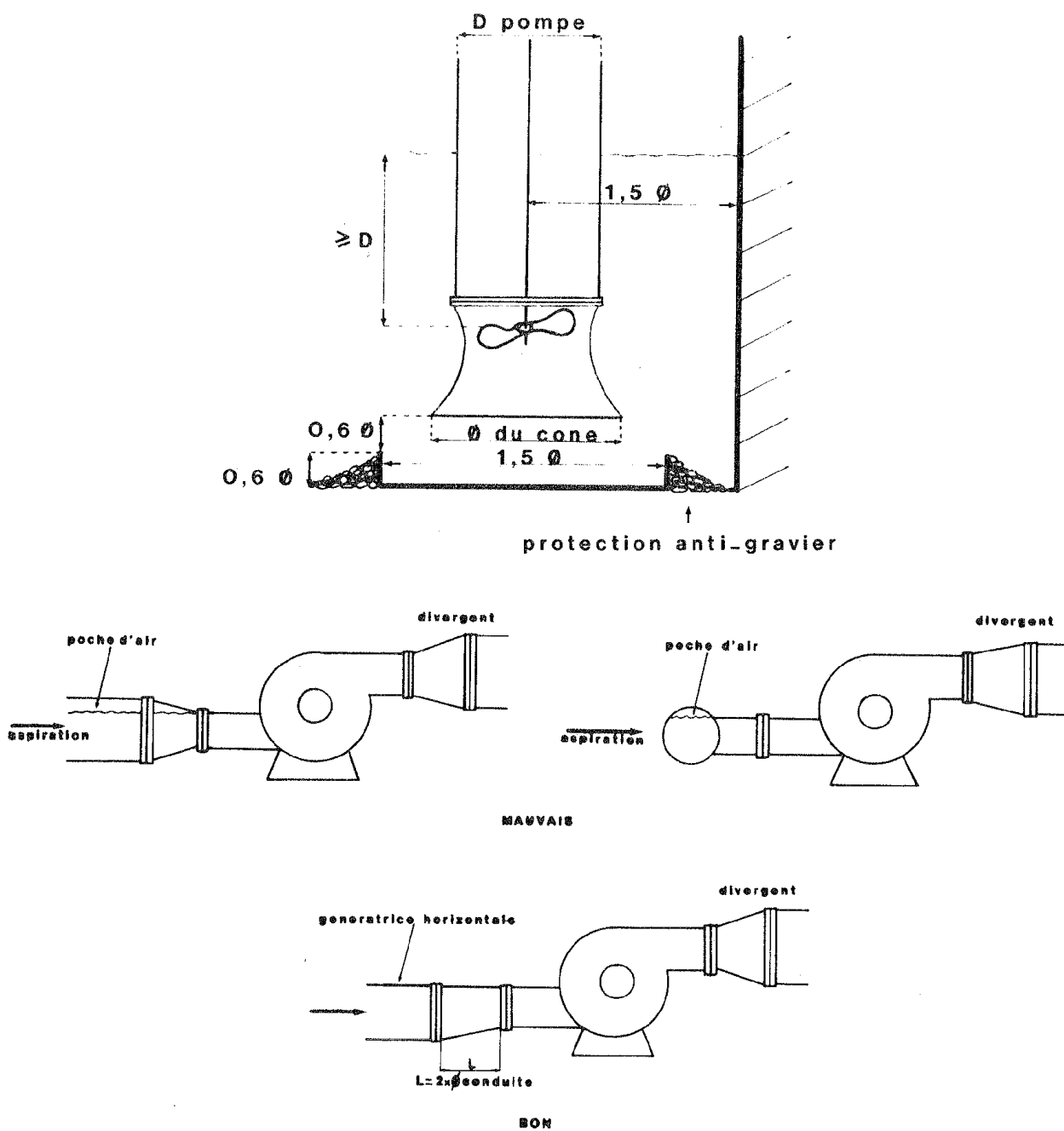


Figure 27 : Installation des pompes - Précautions à l'aspiration (D'après Sogreah)

Aspiration

Eviter les contre-pentes sur la canalisation.

Soigner les raccordements.

Toute fuite minime sur l'aspiration peut entraîner des mortalités dans le cheptel, par aspiration puis compression de l'air dans la tuyauterie entraînant des sursaturations d'azote.

Placer des réductions coniques au niveau du raccordement de la pompe.

Pour les pompes à hélices, la hauteur d'eau au-dessus de l'hélice doit être au moins égale à son diamètre.

La vitesse dans les canalisations doit être telle que (Sogreah, 1974) :

- $\phi < 250$ mm ; $V = 1,0$ à $1,2$ m/s ;
- $\phi > 250$ mm ; $V = 1,2$ à $1,6$ m/s .

Prises d'eau

Il est préférable d'installer les pompes dans un petit ouvrage de dérivation alimenté gravitairement et pourvu de grilles.

L'aspiration directe en rivière implique la pose de crépines.

Pompe sur forage, sur puits (photo 9)

Il s'agit presque toujours de pompes centrifuges, de surface si la hauteur d'aspiration le permet, immergée dans le forage si ce n'est pas le cas.



Photo 9 : *Prise d'eau de mer par pompage à proximité du littoral dans des puits (filtration)
Aquaculture (Eilat-Israël)*

Photo J.P.

Conduite de refoulement longue

Elle implique une étude sur les conséquences de l'arrêt brusque du pompage (coup de bélier).

2.2.3.- Les pompes à émulsions ou air-lift

Elles sont intéressantes à bien des égards en aquaculture. Elles offrent en effet, outre leur propriété de pompage, l'avantage d'oxygéner l'eau.

Très utilisées en aquariologie, elles sont d'un usage moins fréquent en élevage. Pour les gros débits, les diffuseurs d'air peuvent en effet poser des problèmes d'entretien (colmatage par les algues). L'utilisation de diffuseurs à lame vibrante et non à base de matériaux poreux pourrait rendre tout son intérêt aux pompes à émulsions.

Les données fournies par Murray et al. (1981) permettent d'établir les caractéristiques dimensionnelles et opérationnelles d'un air-lift.

Les caractéristiques dimensionnelles comprennent (figure 28) :

- la colonne de refoulement (diamètre, longueur) ;
- la profondeur d'immersion du diffuseur (submersion) ;
- la hauteur d'élévation de l'eau.

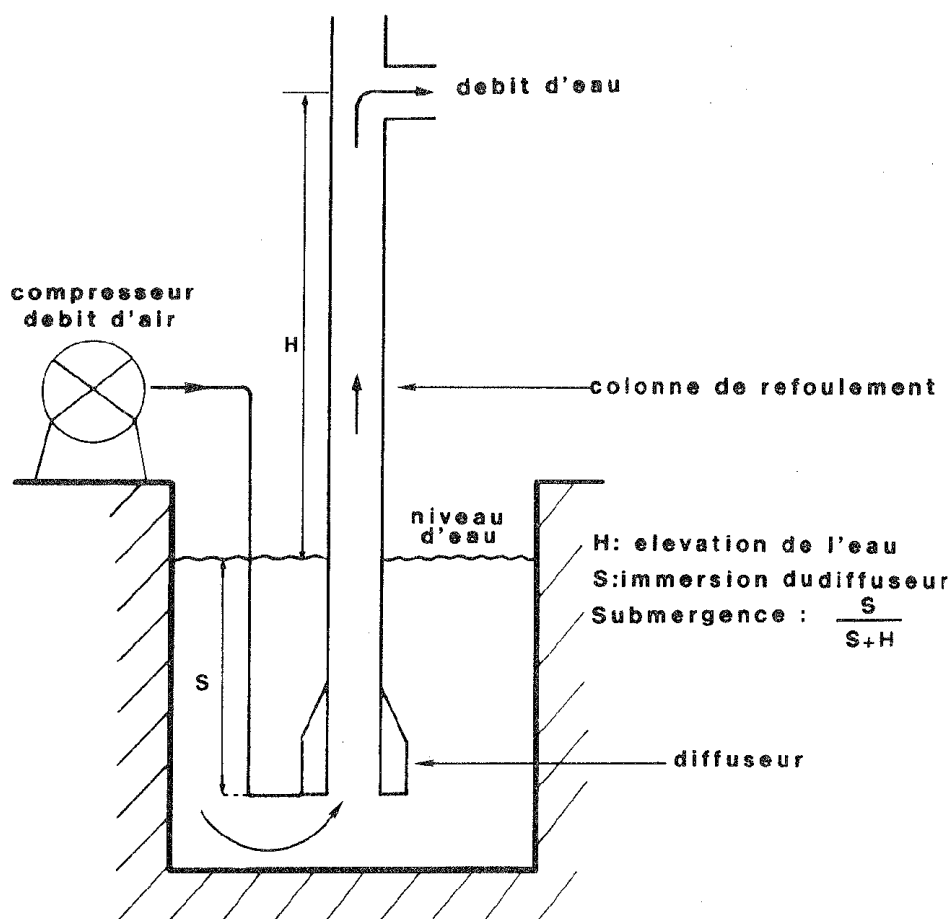


Figure 28 : Caractéristiques d'une pompe à émulsion (air-lift)

Les caractéristiques opérationnelles sont le débit d'air et le débit d'eau.

La submersion est le rapport : $\frac{\text{profondeur d'immersion du diffuseur}}{\text{hauteur de la colonne de refoulement}}$

■ Débits air/eau

Le débit d'eau entraîné par le débit d'air augmente avec ce dernier, mais on passe par un optimum d'efficacité où la quantité d'eau transportée par unité de volume d'air est maximale.

Todoroki et al. (1973) ont formulé le *minimum de débit d'air* (Q_{am}) requis par un air-lift de la façon suivante (valable pour une submergence de 50 % et plus) :

$$Q_{am} = \frac{0,35 (1-X) A \sqrt{g \cdot d}}{1,2 X - 0,2}$$

avec :

- X, rapport entre l'immersion du diffuseur et la colonne de refoulement ;
- A, section de la colonne de refoulement, en cm^2 ;
- $g = 981 \text{ cm/s}^2$;
- d, diamètre de la colonne de refoulement.

Le *débit maximal* Q_m est calculé par Spotte (1979) de la manière suivante (repris de Nemet, 1961) :

$$Q_m = 0,758 \sqrt{X^3} \cdot \sqrt[3]{L} + 0,11961 d^{2,2}$$

avec :

- X, rapport entre l'immersion du diffuseur et la colonne de refoulement ;
- L, longueur de la colonne de refoulement, en cm ;
- d, diamètre de la colonne de refoulement, en cm.

Pour des élévations de *plus de 3m*, le *débit d'air* en normo-mètre cube (c'est-à-dire ramené à la pression atmosphérique) nécessaire pour l'élévation de 1 l d'eau s'écrit (selon Henderson et Perry, 1955) :

$$Q = \frac{8,288 h}{C \times \log_{10} (h_s + 10,36)}$$

avec :

- h , élévation, en m ;
- h_s , profondeur d'immersion du diffuseur ;
- C , constante de Ivens (1914)

C	Elévation (m)
9 981	3- 18
9 492	18- 61
8 800	61-152
7 537	152-198
6 355	198-230

En forage, on utilise les air-lift pour relever des hauteurs importantes (dizaines de mètres). La SOGREAH (1974) conseille des submergences comprises entre 25 et 40 %.

La limite d'utilisation est celle de la pression disponible au compresseur qui fixe la profondeur maximale d'immersion du diffuseur.

Avec les compresseurs périphériques (entraînement direct, peu onéreux, gros débit), on ne dépasse pas 3-4 m d'immersion.

Les compresseurs à pistons autorisent jusqu'à 70 m mais leur coût est généralement prohibitif pour une station aquacole bien que leur rendement soit meilleur que celui des précédents.

■ Efficacité d'un air-lift

L'efficacité est définie par Murray et al. (1981) par :

$$\eta = \frac{Mgh}{m \cdot Pa \cdot Va \cdot \ln \frac{P}{Pa}}$$

avec :

- M , masse d'eau élevée par seconde (kg/s) ;
- h , élévation ;
- m , masse d'air nécessaire (kg/s) ;
- Pa, pression atmosphérique (N/m²) ;
- Va, volume spécifique de l'air (m³/kg) ;
- P , pression air au diffuseur (N/m³).

L'efficacité est maximale entre 65 et 75 % de submergence.

L'efficacité reste faible par rapport aux pompes : 20 % maximum à l'air-lift et 5 à 10 % au compresseur.

Le bilan sur une exploitation doit prendre en compte l'économie éventuelle d'aérateurs. Toutefois, l'air-lift travaillant à co-courants, le temps de contact des phases gaz-liquide est court et l'apport spécifique (kg O₂/kWh) en bassins sera faible (0,1-0,2).

C'est la possibilité de réaliser simultanément pompage et aération qui peut rendre l'air-lift intéressant par rapport à une installation pompes plus aérateurs.

On peut également obtenir (en eau de mer) un écumage. L'écumage optimal étant réalisé à contre-courant, le rendement sera faible. Là encore, il faudra privilégier l'une des fonctions dans le dimensionnement.

3.- LE TRAITEMENT DE L'EAU

Le traitement de l'eau en aquaculture vise à éliminer les substances inertes indésirables, à détruire les germes pathogènes et opérer des transports de gaz entre phase liquide et gazeuse.

Les techniques :

- d'épuration,
- de stérilisation,
- d'aération-oxygénation,

sont utilisées à différents degrés en aquaculture.

3.1.- L'épuration de l'eau

La mise en oeuvre d'une épuration de l'eau en aquaculture dépendra de la quantité et de la qualité de l'eau dont on dispose à l'approvisionnement. Plus le rapport sera faible entre le débit d'approvisionnement et le débit nécessaire à l'élevage (débit nécessaire à assurer toutes les fonctions décrites aux paragraphes précédents) et plus la chaîne de traitement sera importante et complexe. Il s'agit, en effet, d'une chaîne de traitement qu'il convient d'étudier dans son ensemble, les différentes phases n'étant pas sans répercussion les unes sur les autres.

Exemple :

- l'aération en bassin rend la décantation difficile ;
- une décantation rudimentaire entraîne une fréquence de lavage de filtre plus importante ;
- la stérilisation par le chlore peut limiter l'emploi de biofiltres.

L'épuration des eaux trouve une application directe dans les salles d'incubation et d'alevinage recyclées et chauffées. Sur les installations de grossissement, les débits mis en jeu font qu'elle est encore peu utilisée. La quantité globale de polluants rejetés pourra être appréciée par les méthodes décrites à propos de l'auto-pollution.

Deux procédés sont utilisés couramment à l'heure actuelle en eau douce :

- la décantation ;
- la nitrification sur support immergé.

Enfin, parmi les techniques expérimentées, qui pourraient, sinon remplacer, du moins venir en complément des techniques précédentes, on trouve :

- l'écumage (en eau de mer) ;
- l'échange d'ions sur zéolithes (élimination de l'ammoniaque) ;
- les cultures de végétaux sur effluents d'élevage ;
- la flottation ;
- la dénitrification.

3.1.1.- La décantation

3.1.1.1.- Aptitudes à la décantation des déchets d'un élevage aquacole

Les problèmes de décantation des déchets provenant d'élevage aquacole ont été étudiés de façon approfondie par Fauré (1983) sur des salmonicultures (*figure 29*).

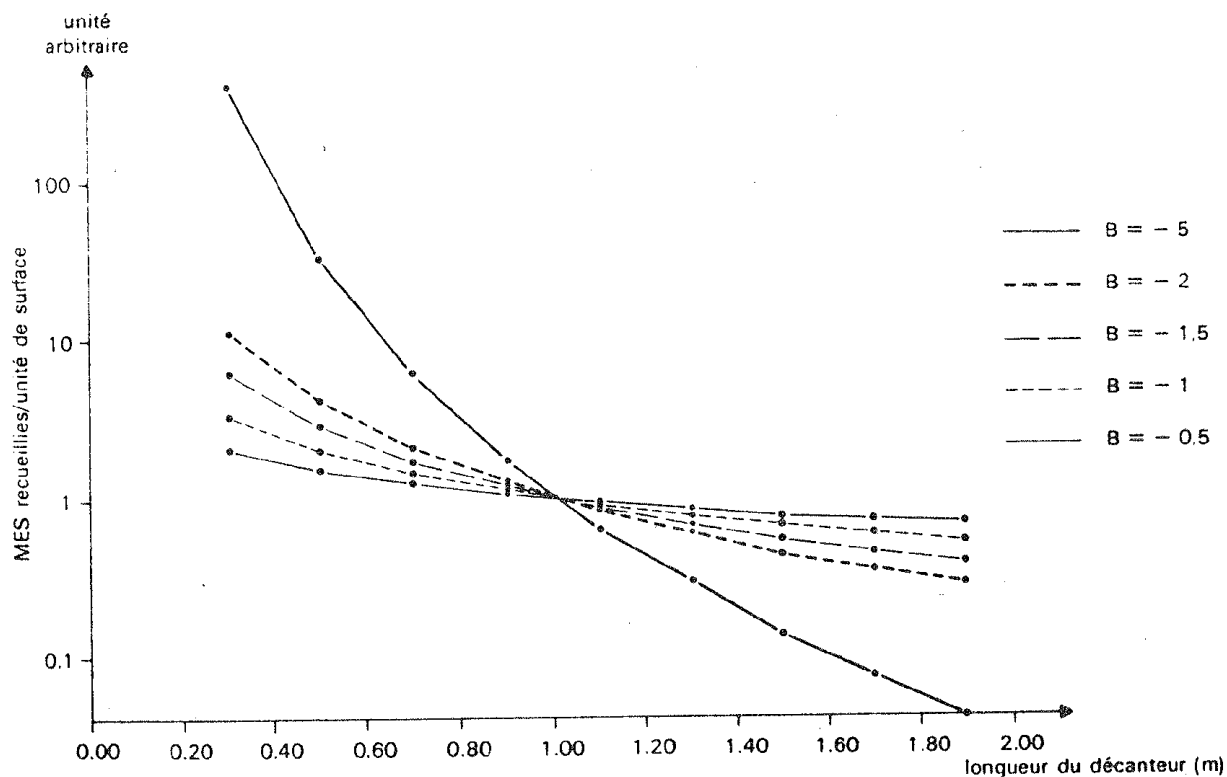


Figure 29 : *Décantabilité des effluents de pisciculture*
(D'après Fauré)

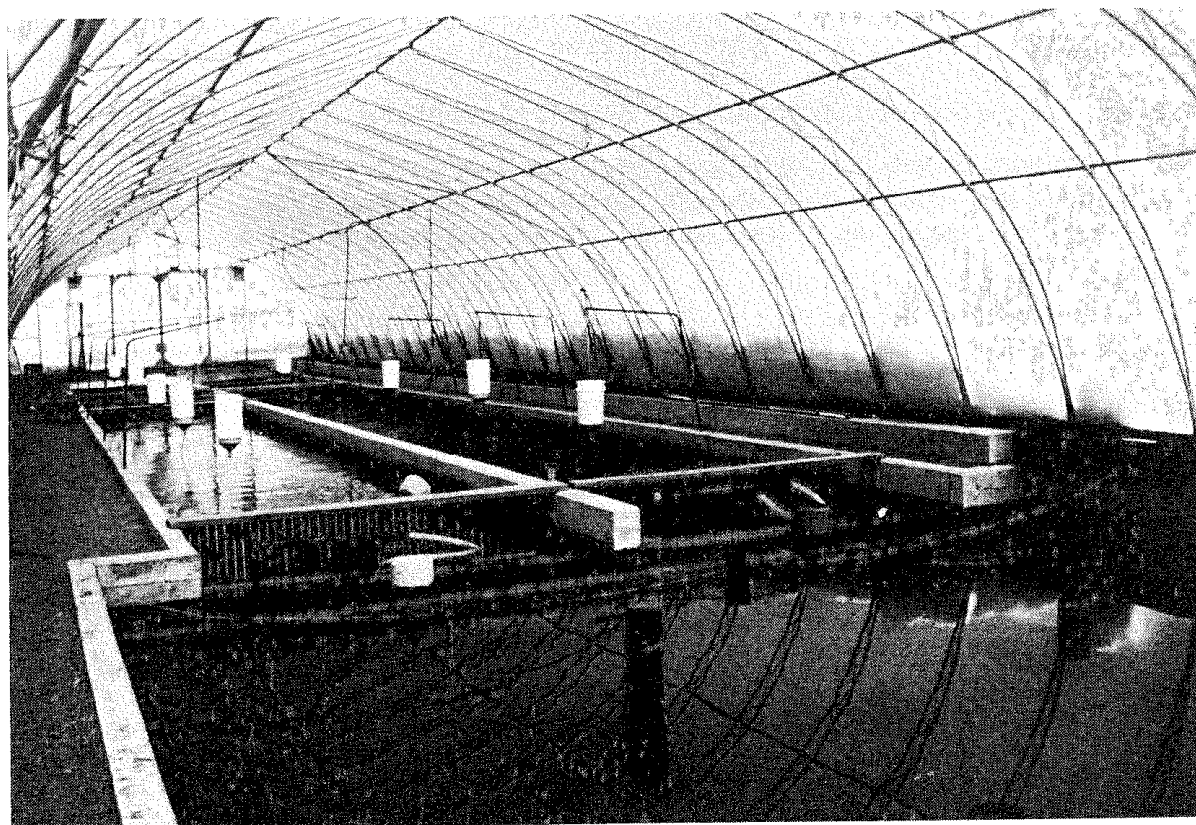


Photo 10 : *Décanteur en sortie de bassins*
Chaque série de bassins est pourvue d'un décanteur. Combinée à une alimentation en libre service et à une aération hors bassin par tube en U, cette technique permet une collecte maximale des déchets (hydratation minimale)
Pisciculture canadienne (Boulangier)

Photo J.P.

L'aptitude des déchets à la décantation dépend de l'hydratation de ces déchets : un temps de séjour prolongé dans l'eau provoquera l'hydratation et des difficultés pour obtenir la décantation (CEMAGREF, 1982).

Pour obtenir une décantation des déchets dans des ouvrages de dimensions acceptables économiquement, il faut, en amont du décanteur, prendre les dispositions nécessaires à un transit rapide des déchets du bassin à l'ouvrage, et éviter le brassage de l'eau. Les dispositions suivantes pourront être utilement prises (*photo 10*) :

- charge en poisson suffisante pour éviter la sédimentation dans le bassin (plus de 20 kg/m³ pour la truite) ;
- courant suffisant (rapport débit-surface supérieur à 1 m³/h/m²) ;
- éviter les réutilisations (allongement des parcours hydrauliques, brassage par cascade) ;
- éviter les aérateurs sur les bassins eux-mêmes (en les remplaçant, par exemple, par des tubes en U entre séries de bassins).

Ces préconisations pour obtenir un rendement élevé à la décantation vont à l'encontre d'autres impératifs d'élevage et doivent donc être étudiées pour chaque cas. Ces considérations amènent Fauré à estimer, qu'en pisciculture, le rendement maximal à attendre de la décantation sera le plus souvent inférieur à 40 % (contre 90 % et plus sur les eaux urbaines), compte tenu des ouvrages qu'il est possible d'envisager économiquement (vitesse ascensionnelle de l'ordre de 1 m/h).

3.1.1.2.- Technique de décantation

Suivant les surfaces disponibles pour l'épuration, on pourra utiliser :

- des bassins en terre naturelle, étang aménagé pour obtenir une sédimentation, voire un début de lagunage (Maurel, 1983 ; Boistel, 1981) avec des temps de rétention de plusieurs heures ;
- des décanteurs cycloniques (type dessableur pour eaux pluviales) de vitesse ascensionnelle de 3 à 4 m/h. Ils pourront traiter des rejets où les matières sont facilement décantables (donc peu hydratées) ;
- des décanteurs couloirs (chers et peu efficaces) sont aménageables à partir d'anciens bassins ;
- des décanteurs lamellaires de 1 m/h de vitesse ascensionnelle, relativement coûteux (300-400 F/m²).

La décantation étant obtenue, un problème reste, difficilement soluble ; celui de l'évacuation et de la réutilisation éventuelle des boues : 700 kg de matières sèches/tonne/an, ou encore, 7 à 15 m³ de boue/tonne de poissons sont des ordres de grandeur qui donnent une idée de l'intérêt de leur valorisation (Arroyo, 1983).

■ L'étang de décantation (*figure 30, photo 11*)

Même très simple, on veillera à ce que les quatre zones d'un décanteur classique existent réellement, à savoir :

- des arrivées d'eau permettant un renouvellement de toute la masse d'eau de l'étang ;
- des évacuations situées à l'opposé des arrivées d'eau ;

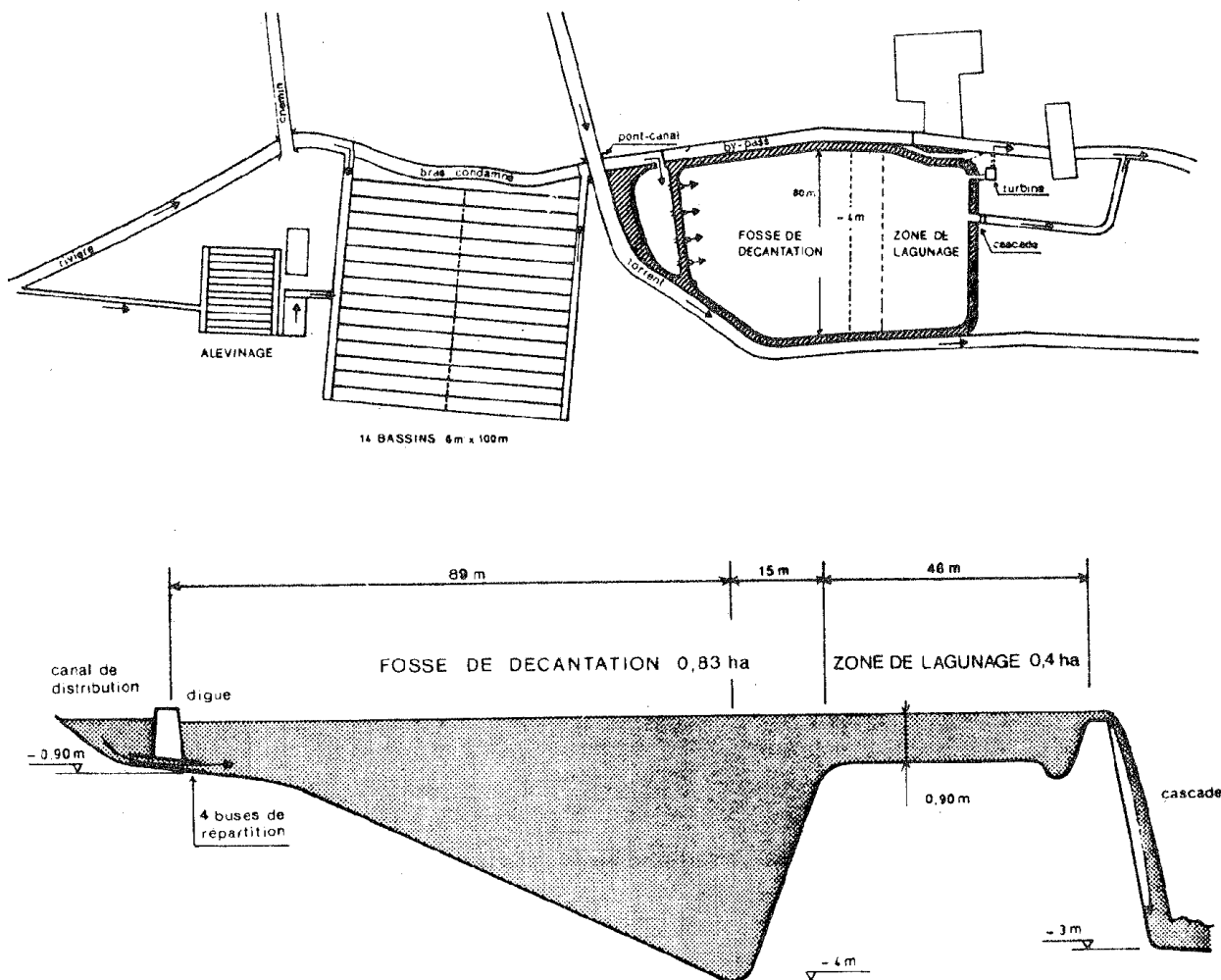


Figure 30 : Etang de décantation

a/ Ce plan montre l'implantation générale de la pisciculture de Font-Rome et de son ouvrage d'épuration. Les structures d'élevage et le bassin de décantation-lagunage occupent une place sensiblement équivalente (D'après A. Boistel)

b/ Coupe sur l'ouvrage d'épuration. Les essais faits sur la zone de lagunage (plantations) ont montré qu'il faudrait prévoir des surfaces beaucoup plus importantes pour espérer traiter l'ammoniaque par cette méthode. La fosse de décantation donne par contre entièrement satisfaction (D'après A. Boistel)

- une zone centrale d'au moins 1 m de profondeur et d'une surface telle que la charge hydraulique superficielle (débit d'eau sur surface) n'excède pas 0,3 m/h ;
- un fond inférieur au fond de l'étang que l'on aura intérêt à bétonner dans sa zone la plus basse pour faciliter la récupération des boues.

Exemple de réalisation

Exploitation de 300 t de truites (Font-Rome, France).
 Surface de l'ouvrage égale à la surface de production.
 Coût (1983) : 250 000 F.

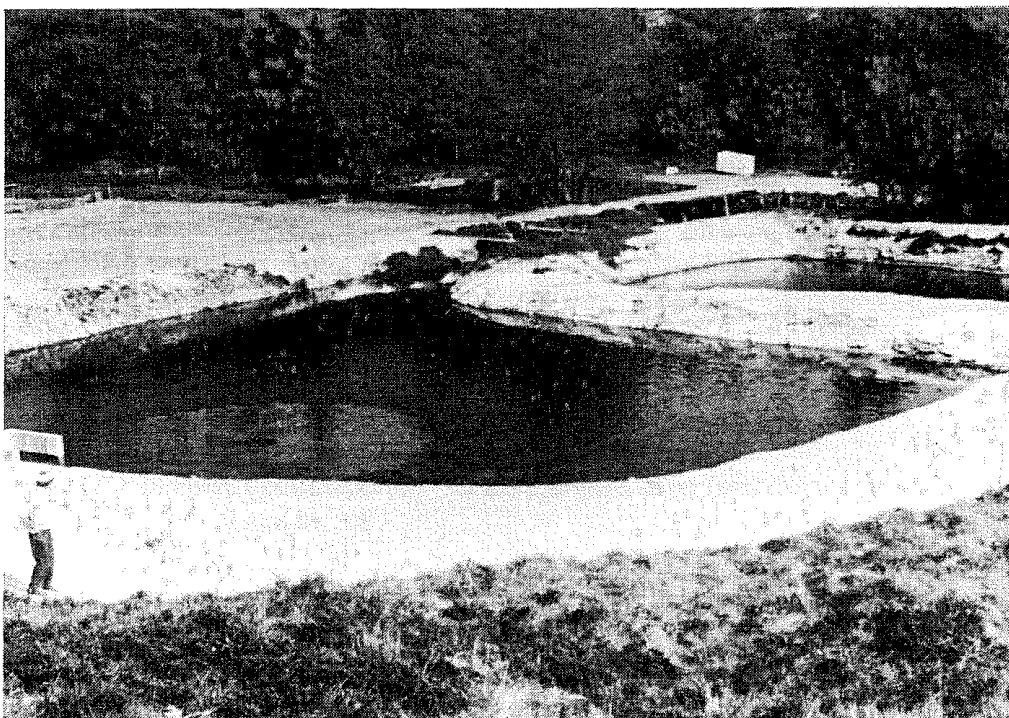


Photo 11 : *Décanteur danois*

Photo Fauré

- *Décanteurs cycloniques* (fécal-trap G.B., swirl-separator U.S.)
(photos 12, 13)

Utilisés au Danemark sur pisciculture, ils permettent de piéger uniquement les déchets facilement décantables, ils sont donc placés en tête de la chaîne de traitement et s'accommodent difficilement d'un réseau hydraulique long ou d'une aération en amont.

Selon Maurel (1983), le décanteur conique ou cylindro-conique est un réservoir dans lequel l'eau de l'élevage est introduite tangentielle-ment, de manière à induire un mouvement rotatif de la masse liquide. Les gradients de vitesse dus à la forme du récipient entraînent un dépôt des matières en suspension au point bas du cône. L'eau ressort du dispositif par débordement, soit à la périphérie du cône, soit sur une canne d'évacuation centrale. Dans cette dernière configuration, le traitement est éventuellement complété par un panier grillagé garni d'obstacles appropriés (substrat Flocor) et monté sur la canne centrale.

Un dispositif de moussage assurant un certain degré d'épuration peut venir s'adjoindre au fécal-trap lorsque l'on travaille en eau de mer. Le décanteur cylindro-conique n'assure normalement que l'élimination des particules les plus grossières. Il n'est donc utilisable seul que dans des conditions bien spécifiques, comme :

- élevage à faible charge polluante (densité de cheptel peu élevée) ;
 - manque de place pour l'installation d'un décanteur complémentaire.
- Dans ce cas, toutefois, la suppression de l'étape décanteur se traduira par un encrassage plus rapide du filtre bactérien, et donc une fréquence de lavage de ce filtre plus grande.

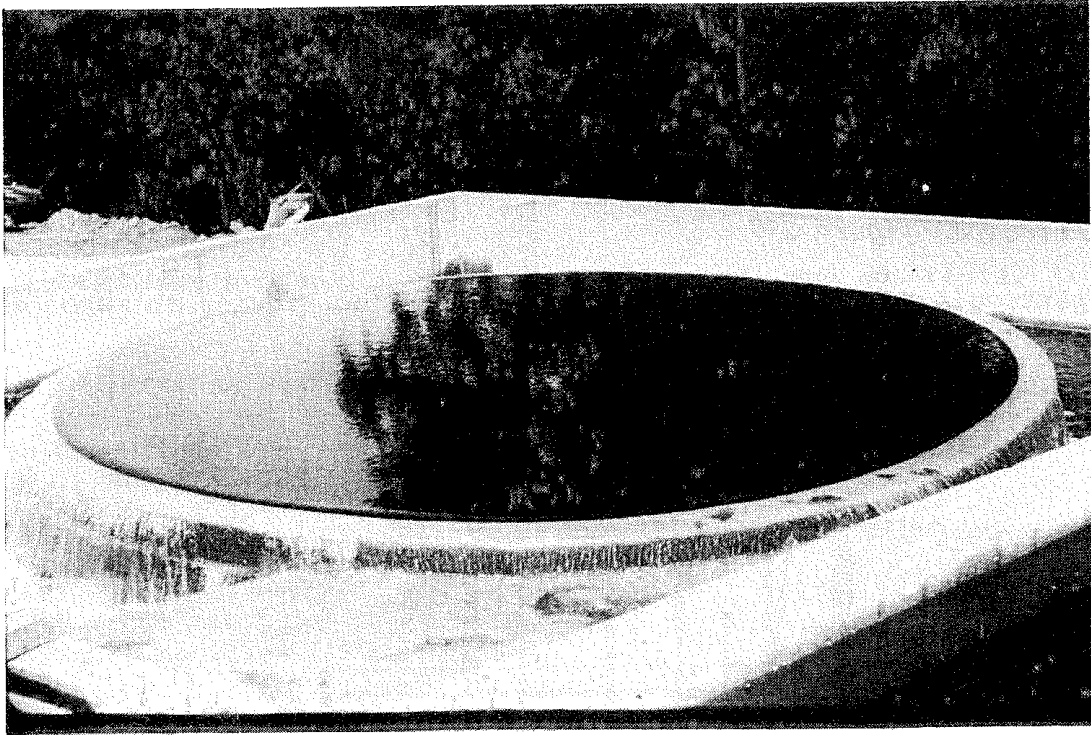


Photo 12 : *Décanteur cyclonique (en eau)*
Pisciculture bretonne (Bruneau)

Photo Fauré

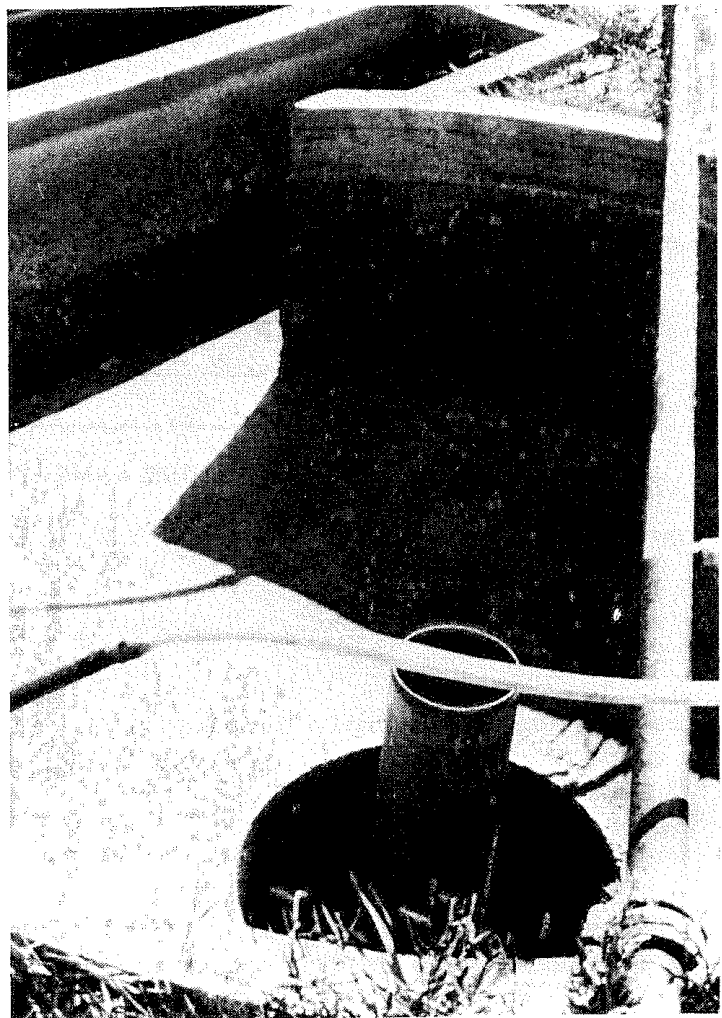


Photo 13 : *Décanteur cyclonique (à sec)*
On remarque l'arrivée d'eau tangentielle
Pisciculture danoise
Photo Fauré

■ *Décanteur couloir et décanteur lamellaire*

Le décanteur couloir est un bassin de rétention de grande dimension ; pour obtenir une élimination des matières solides de 60-70 %, la charge hydraulique est de l'ordre de 0,3 à 0,5 m/h.

Principe (figure 31)

Une particule de densité supérieure à celle d'un liquide au repos est soumise à :

- la gravité, force motrice ;
- la viscosité et les forces d'inertie, forces résistantes.

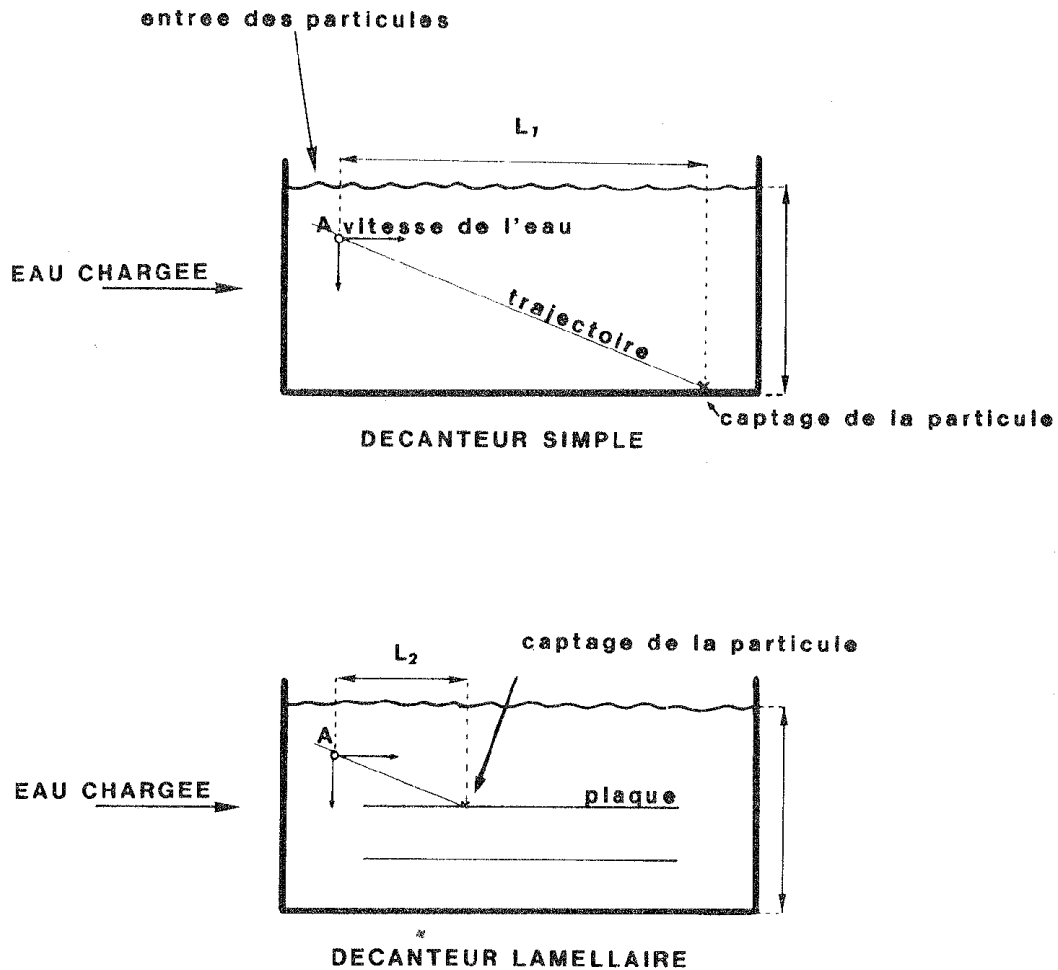


Figure 31 : *Principe du décanteur lamellaire : $L_2 < L_1$*

La vitesse de sédimentation V dépend de la masse spécifique et du diamètre.

Dans un décanteur simple de hauteur H , les particules sédimentent après un temps :

$$t = \frac{H}{V}$$

Le décanteur de surface S et de profondeur H recevant un débit Q retiendra les particules de vitesse supérieure à V_S :

$$HS = Q \cdot t$$

tel que :

$$v = \frac{H}{t} = \frac{Q}{S}$$

$\frac{Q}{S}$ est la charge hydraulique superficielle ou vitesse apparentée de Hazen.

■ *Décanteur lamellaire (figure 32)*

Cette technique permet de réduire jusqu'à vingt fois le volume de la fosse, par rapport à un décanteur-couloir. Les plaques sont introduites dans la fosse de décantation et divisent celle-ci en n décanteurs similaires à celui décrit ci-dessus.

On devra distinguer :

- La charge hydraulique réelle C_r , telle que :

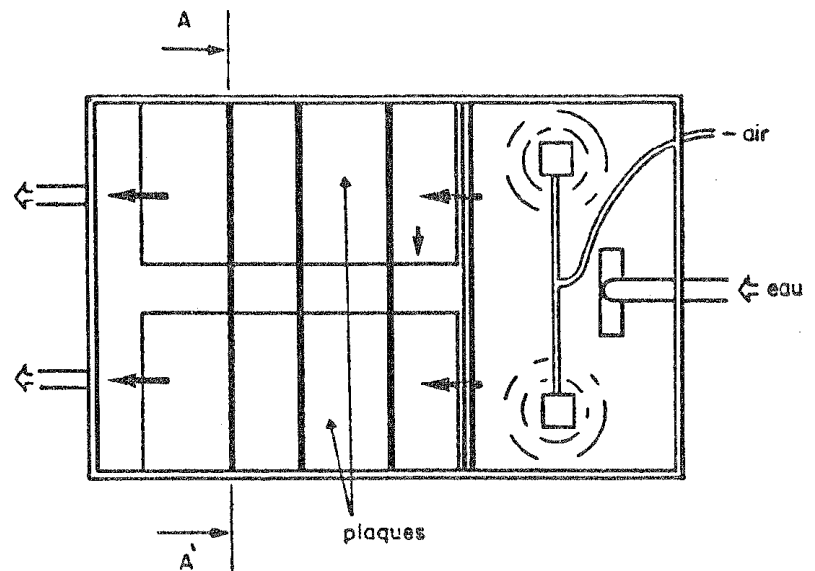
$$C_r = \frac{Q}{S}$$

où S est la surface du dispositif.

- La charge hydraulique C_s , telle que :

$$C_s = \frac{Q}{n \cdot S}$$

où n est le nombre de plaques et S leur projection sur la surface horizontale.



COUPE A A'

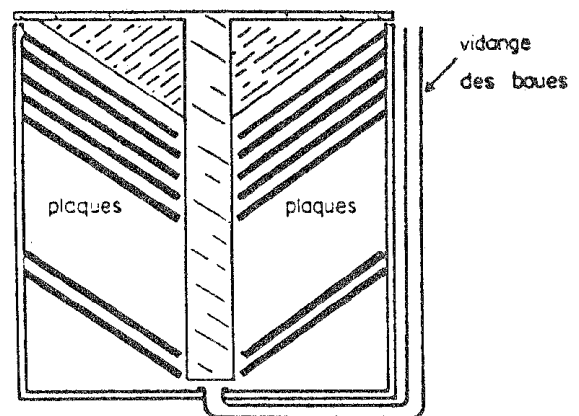


Figure 32 : *Décanteur lamellaire*

Chaque décanteur est formé par l'intervalle entre deux plaques. L'eau est canalisée de façon homogène dans ces espaces parallèles de section constante. Ce dispositif favorise la séparation rapide des particules en suspension dans l'eau. La boue est collectée par gravité ; pour obtenir cet effet, les plaques sont inclinées.

■ Résultats obtenus avec un décanteur lamellaire dans le traitement de rejets de pisciculture

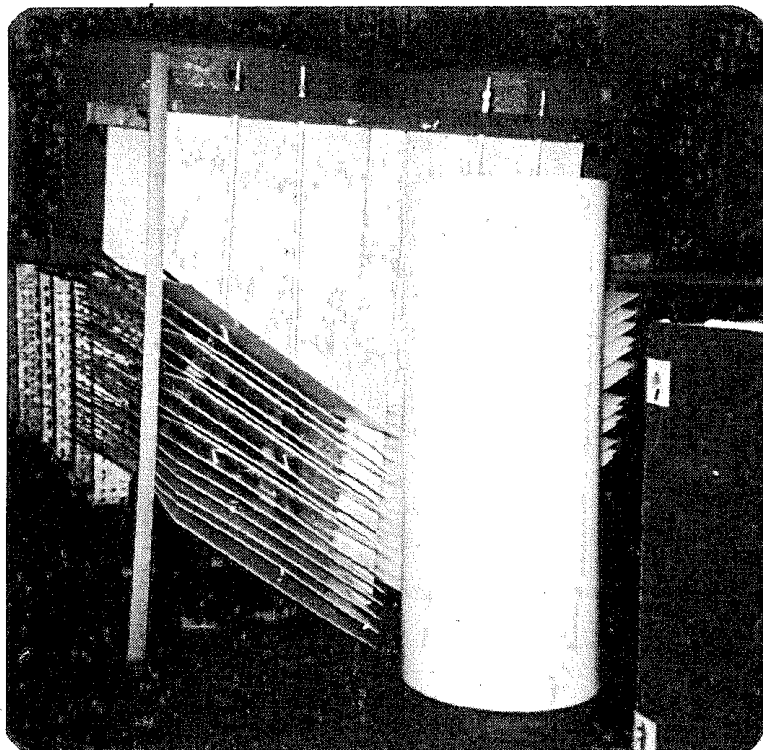


Photo 14 : Décanteur lamellaire, éléments internes
Université d'Aston, expérimentation sur le traitement des effluents de pisciculture
Conception et photo J.P.

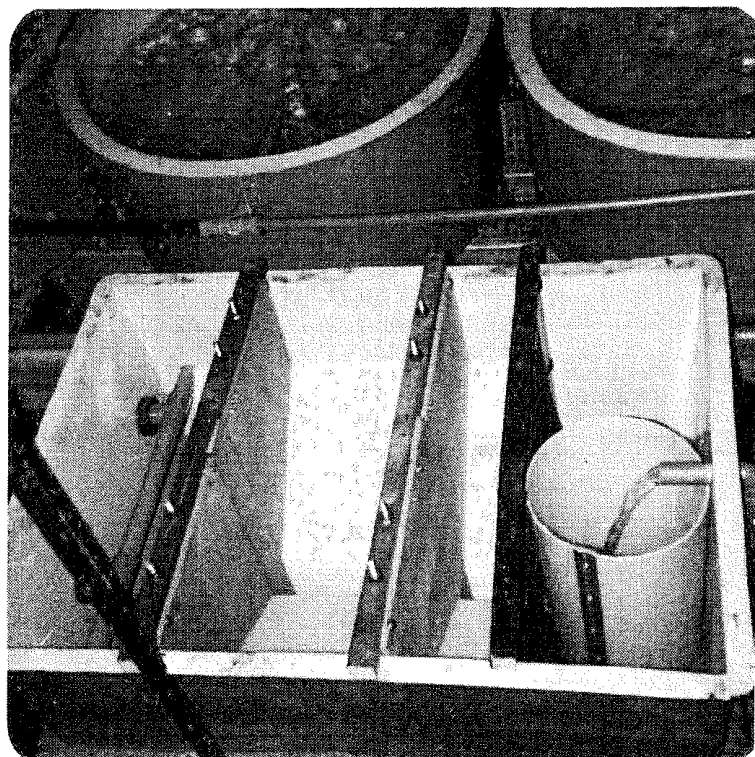


Photo 15 : Décanteur lamellaire, idem photo 14
La structure interne est en place

Photo J.P.

Avec un temps de séjour de 5 min dans la zone de décantation, les résultats suivants ont été obtenus (Petit, 1978) (photos 14, 15) :

- 23 % d'élimination des MES sans traitement ;
- 89 % avec des flocculants minéraux additionnés de polymères ;
- 85 % avec des polymères anioniques et cationiques.

La charge hydraulique réelle était de 3,43 m/h ; dans ces conditions, l'efficacité d'un décanteur classique est quasi nulle.

La charge hydraulique ramenée à la surface de plaque était de 0,46 m/h, à cette charge un décanteur simple aurait éliminé 60-65 % des MES, mais avec un volume vingt-quatre fois plus important.

Donc, si, à volume égal, un décanteur lamellaire a une efficacité accrue par rapport à un décanteur classique, le gain d'efficacité à atteindre ne peut être extrapolé directement d'après les données d'un décanteur simple.

La transformation d'un décanteur classique en décanteur lamellaire, compte tenu des données existantes, reste en partie empirique.

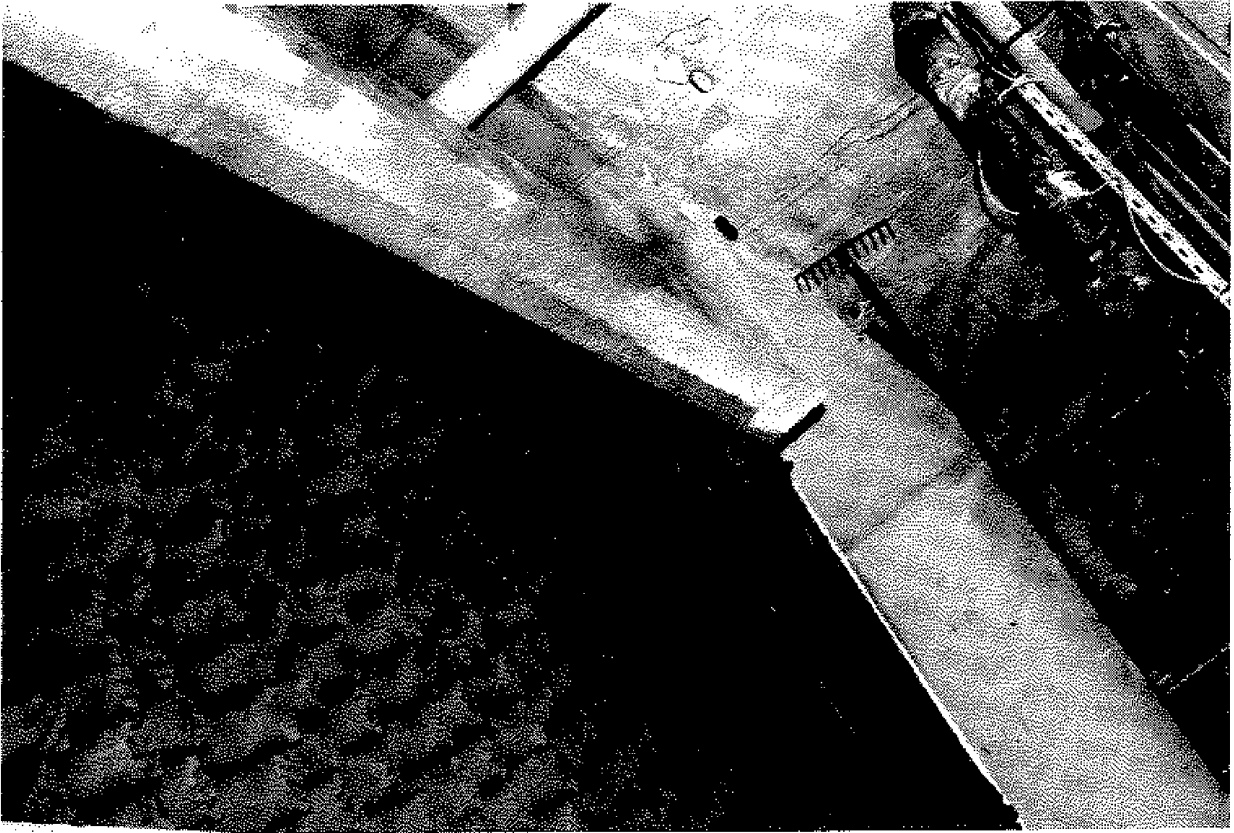


Photo 16 : Décanteur tubulaire (variante du lamellaire), réalisé avec du cloisonyle
INRA, Rennes

Conception et photo J.P.

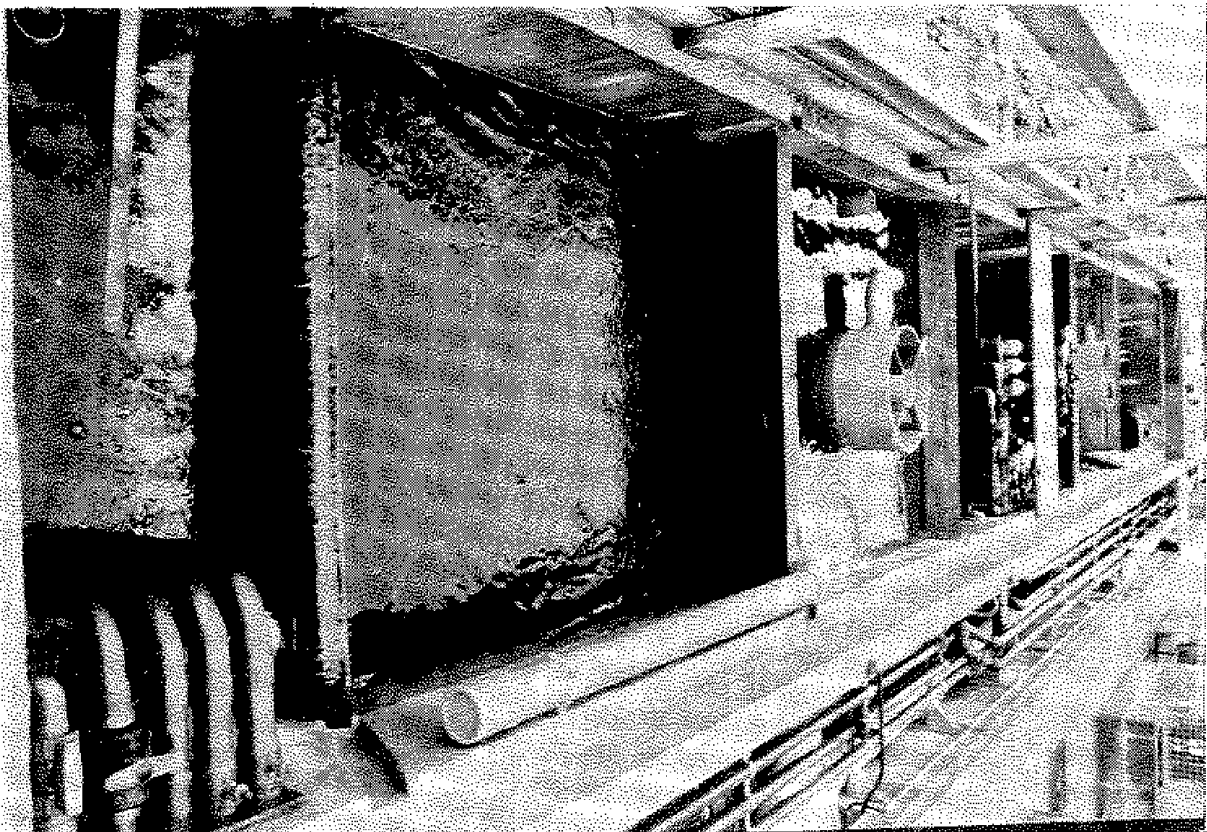


Photo 17 : Décanteurs lamellaires en eau avec leurs périphériques (débourbeur, fosse de pompage)
INRA, Rennes

Photo et réalisation Aquinove

En pisciculture, la décantation lamellaire a été mise en pratique en utilisant des tubes de "Cloisonyle". Des problèmes de bouchage compliquent la mise en œuvre de ce matériau.

Notons enfin que le décanteur lamellaire présente une caractéristique intéressante : avec des vitesses de passage suffisamment réduites, il acquiert un pouvoir épurateur intéressant grâce aux colonies de bactéries nitrifiantes qui se fixent sur les matières en suspension déposées sur les parois (photos 16, 17).

Cette particularité permet de soulager le filtre bactérien qui suit le décanteur, et autoriserait même sa suppression dans certains cas. Cette technique du "décanteur bactérien" serait très attractive pour des circuits fermés à faible charge polluante. On a d'ores et déjà expérimenté son application pour la dépollution des piscicultures de salmonidés (Opération "Salmoniculture et Environnement", Fauré, 1982).

3.1.2.- Filtre biologique et procédés dérivés (disques, tambours, etc.)

3.1.2.1.- Caractéristiques de fonctionnement des filtres

L'élimination des substances indésirables à l'état solubilisé s'obtient en phase liquide (boues activées) ou sur support (filtres, disques). Dans les deux cas, on peut obtenir la dégradation ou la transformation des polluants à l'aide de colonies bactériennes spécifiques dont on favorise l'apparition.

L'épuration en phase liquide, très courante en épuration d'eaux urbaines, reste peu utilisée en pisciculture. La faible concentration des rejets piscicoles les rend peu adaptés à ce type de traitement. Cette voie a été explorée par des chercheurs allemands (Meske, 1971 ; Scherb et Braun, 1970 et 1971) (figure 33).

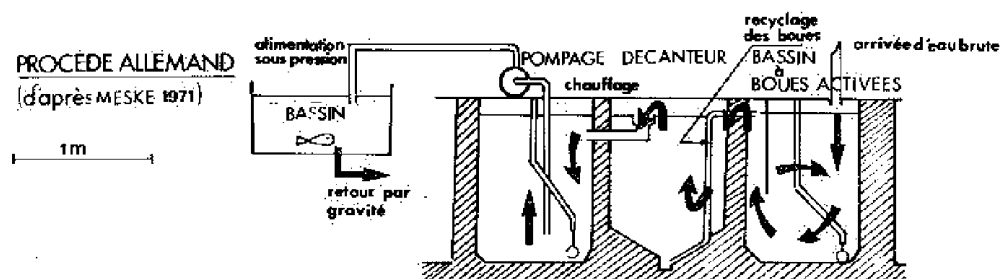


Figure 33 : Epuration par boues activées (Meske, Hambourg)

Les filtres se distinguent par la direction du courant d'eau qui les traverse : ascendant, descendant, horizontal, et par les matériaux qui les constituent.

En pisciculture, on utilise le plus souvent des *filtres immergés*, par opposition au filtre aérien avec aspersion, que l'on trouve en traitement d'eau urbaine.

La raison de ce choix correspond au souci d'économiser les coûts entraînés par le relevage de l'eau : les débits d'eau en pisciculture se chiffrent en milliers de mètres cube par heure, les relever à plusieurs mètres pour les distribuer sur un lit filtrant aérien est très onéreux.

D'autre part, si les débits sont importants, les charges polluantes sont faibles et les risques de colmatage limités.

Pour les petits débits, l'utilisation de cuves fermées (lit bactérien noyé) permet de disposer de pression en sortie pour la distribution d'eau, sans avoir à pomper à nouveau.

■ *Caractéristiques d'un filtre immergé*

La qualité d'un filtre se juge à son rendement d'élimination des polluants par unité de volume de matériau, et au maintien de ce rendement dans le temps, c'est-à-dire à l'efficacité de la régénération ou du lavage.

La conception d'un filtre aura trois objectifs :

- une mise en contact de l'eau et du support la plus longue possible ;
- une distribution de l'eau à l'entrée et une collecte en sortie, évitant tout courant préférentiel au sein du lit filtrant ;
- un lavage ou une régénération restituant les qualités d'origine au filtre aussi rapidement que possible (ce qui suppose que l'on entraîne les déchets, sans arracher le film biologique qui assure l'épuration).

L'efficacité des biofiltres destinés à l'aquaculture est le plus souvent mesurée par l'abatement de la concentration d'ammoniac (NH_3) qu'ils permettent. Cette technique engendre l'apparition de nitrates.

Pour que les bactéries épuratrices (*Nitrosomonas* et *Nitrobacter*) se développent, deux conditions sont nécessaires :

- l'eau doit être riche en composés azotés avec un rapport C/N/P de l'ordre de 10/20/1 ;
- le pH doit être au minimum de 6,5-7,0.

Les bases théoriques de calcul des filtres ont été décrites par Speece (1973) et Petit (1974).

La connaissance du matériau support (surface spécifique, qualité de fixation du biofilm) est ensuite indispensable pour le dimensionnement.

Les lois de la nitrification sur support immergé sont exposées par Haug et Mac Carty (1972) et leur mise en oeuvre par Richard et al. (1979).

Les points essentiels sont les suivants :

- le rendement diminue avec la dilution, les eaux de pisciculture étant très diluées, les rendements seront faibles (25 %), ou l'obtention de rendement élevé demandera des filtres volumineux ;
- la fourniture d'oxygène est importante et nécessaire : 5 g d'oxygène/g d'azote ammoniacal éliminé, dans la pratique (rapport théorique : 4,53) ;
- le seuil d'oxygène est de 3 à 4 g/m³ ;
- par unité de surface de matériaux, il n'est pas possible, dans le meilleur des cas, de traiter plus de 1 g d'azote ammoniacal par m² et par jour ;

- les pertes d'efficacité après lavage varient de façon importante suivant les matériaux ;
- le matériau sera d'autant plus facilement lavable que sa granulométrie et sa densité seront faibles ;
- les vitesses de passage apparentes (c'est-à-dire en rapportant le débit à la surface du filtre, la vitesse réelle du liquide étant d'autant plus grande que le vide du matériau est faible) se situent entre 3-5 m/h pour éviter l'encrassement irréversible, et 17 m/h (en exploitation) ;
- le temps de contact peut être très court, s'il y a recyclage (quelques minutes) ;
- si l'approvisionnement est une eau douce, il sera nécessaire de tenir compte de l'acidification produite par les biofiltres.

3.1.2.2.- Principaux types de biofiltres

- *Les lits bactériens gravitaires pour traitement de gros débits (0,5 à plusieurs mètres cube par seconde)*

Leurs coûts et leur exploitation difficile les réservent à des piscicultures américaines appartenant à des Etats ou Fédérales (*figure 34*). En France, une réalisation de ce type existe chez un pisciculteur privé (pisciculture de La Rochotte) où l'approvisionnement en eau justifiait cette technique (eau de source à débit réduit) (*photo 18*).

Compte tenu des volumes mis en oeuvre, on recherche des matériaux bon marché.

Exemple d'installation sur pisciculture de grossissement de La Rochotte (figure 35). Caractéristiques (conception J. Petit) :

- volume des bassins : 5 285 m³, 30 t de poissons l'été, 120 t de production annuelle ;
- pompage (recyclage) : 50 ch ;
- investissement aération-décantation-filtration, valeur : 200 000 F (1974) ;
- débit d'apport : 80-120 l/s ;
- débit traité : 500 l/s ;
- volume de décantation : 1 600 m³ (décanteur couloir) ;
- trois unités de filtration sur caillasse en série : 400 m³; abattement ammoniac : 25 % ;
- aération : tube en U ;
- température d'été : 14°C moyen, 18°C max. , pH 7,3-7,5 ;
- fonctionne quatre mois/an ;
- aliment : 530 kg/jour en trois fois ;
- entretien : trois journées M.O./mois ; 100 kg Nautex/semaine (fluidisation des boues) ; 1 kg permanganate/deux jours (anti-algues) ; 0,6 kg vert malachite/deux jours (anti-algues).

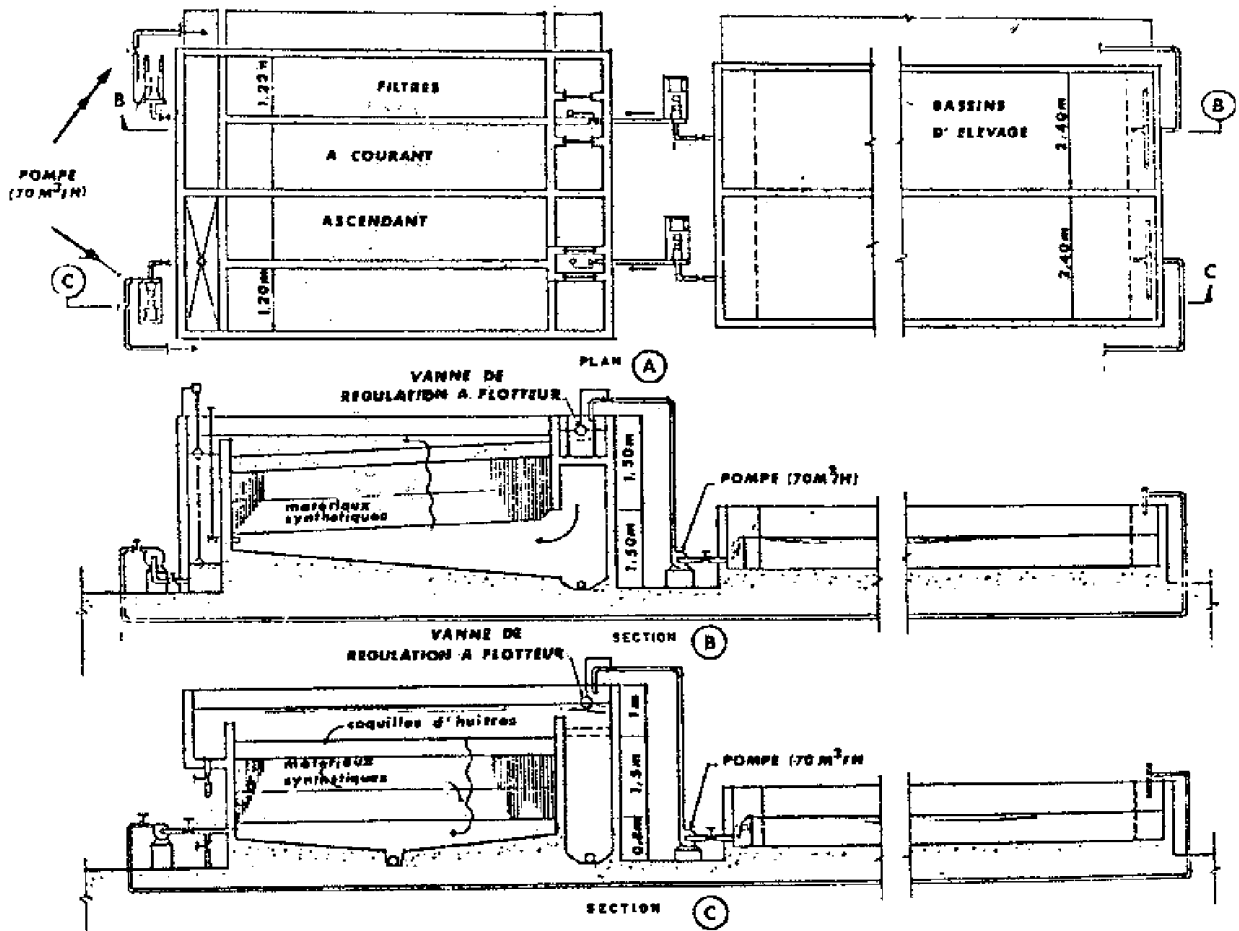


Figure 34 : *Filtre type USA (Abermatry)*

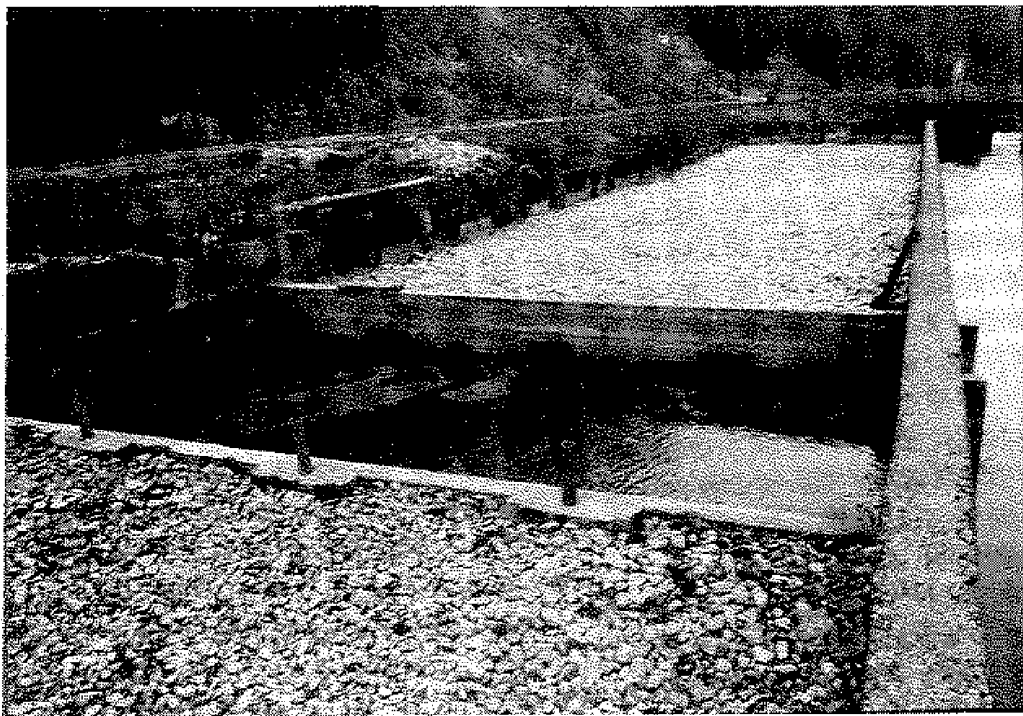


Photo 18 : *Filtre bactérien gravitaire à grand débit (400 l/s) pour le traitement de l'ammoniac. Le dispositif est à sec, la structure interne apparaît, voir aussi figure 35
Pisciculture de La Rochotte*

Conception et photo J.P.

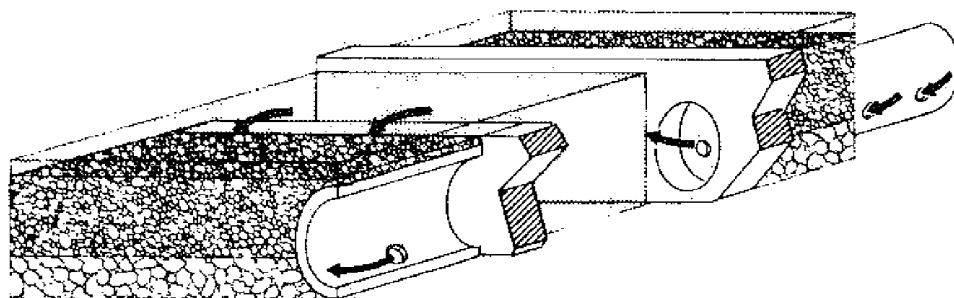


Figure 35 : Dispositif de traitement de l'ammoniac de la pisciculture de la Rochotte (Meurthe et Moselle)
On voit sur ce schéma de quelle manière l'eau est répartie et circule au sein du lit bactérien

■ Les lits bactériens ouverts pour traitement de petits débits (quelques mètres cube par heure)

C'est dans ce type de filtre que l'on trouve l'utilisation de matériaux les plus divers : copeaux de polyéthylène, bandes de polyuréthane, etc.

La circulation de l'eau est soit gravitaire, soit ascendante avec pompage. La plupart du temps, ces matériaux ne permettent que des vitesses de passage réduites, ils sont difficilement lavables en cas d'encrassement. Leur coût est réduit.

La surface occupée est de l'ordre du demi-mètre carré par mètre cube heure traité.

■ Les lits bactériens ouverts sur argiles expansées

L'utilisation d'argile expansée permet de mettre en oeuvre des techniques de lavage et de régénération qui garantissent un rendement élevé. Elle procure aussi une grande sécurité d'utilisation en donnant un caractère prévisible aux lavages et aux cycles de fonctionnement.

Ces dispositifs présentent l'intérêt de pouvoir être réalisés par l'exploitant.

Si ce n'est pas le cas, il aura tout intérêt à porter son choix sur des filtres en cuves fermées qui acceptent des débits beaucoup plus élevés.

La vitesse apparente, limitée par la hauteur d'eau qu'il est possible d'avoir sur le filtre (1 à 2 m), se situe entre 5 et 10 m³/h/m².

L'abattement d'ammoniac peut atteindre 70 à 90 %.

Exemple de filtre ouvert à flux descendant, recirculation, aération et aspiration à la base (figure 36)

L'aspiration à la base est déconseillée compte tenu des risques de dégazage qu'entraîne la dépression créée en cas de colmatage non contrôlé, avec comme conséquences le désamorçage de la pompe et des courts-circuits hydrauliques dans le filtre. Elle est adoptée quand il est nécessaire de disposer de pression en sortie d'un filtre ouvert.

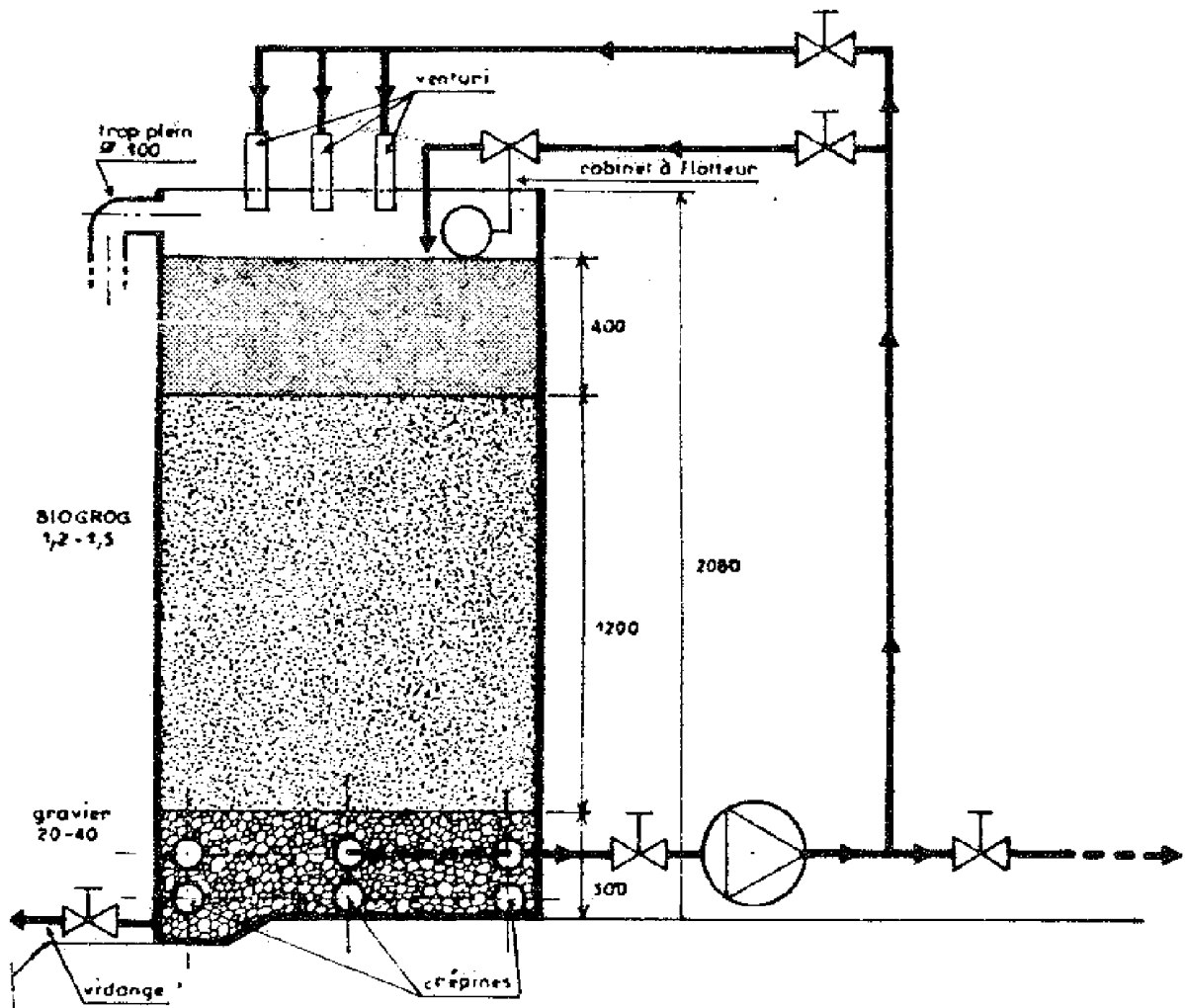


Figure 36 : *Filtre ouvert à recirculation (voir texte)*

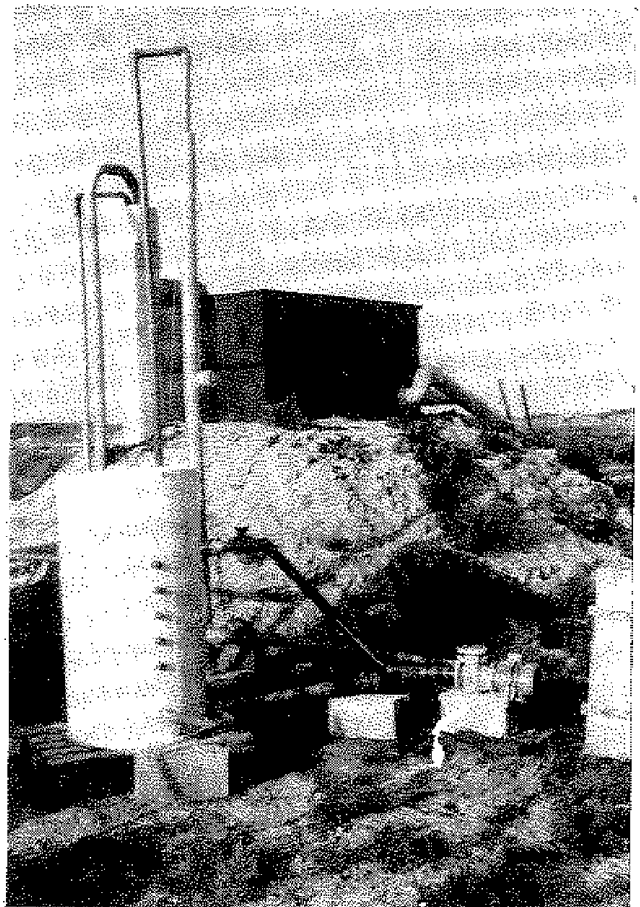


Photo 19 : *Filtre bactérien à recirculation pour le traitement de l'ammoniac Station Aqualive (Noirmoutier) Conception et photo J.P.*

Remarque sur la nécessité de recirculer ou d'aérer un filtre

Lorsque la quantité d'oxygène dissous apportée par l'eau, même saturée en oxygène, est insuffisante (4,53 mg d'oxygène pour 1 mg d'azote oxydé), trois solutions sont possibles :

- 1 - *recirculer l'eau sur le filtre en l'aérant* : le procédé ne nécessite pas d'importante modification si le filtre est dimensionné pour accueillir le supplément de débit nécessaire ;
- 2 - *utiliser l'oxygène pur sur l'eau d'apport pour accroître sa capacité de transport d'oxygène* ;
- 3 - *aérer dans le lit* : ce sont les lits bactériens aérés, appelés à tort fluidisés ou à lit circulant (le matériau n'est pas en mouvement et les constituants restent en contact).

Le premier cas est décrit dans la figure 36, photo 19 ; le deuxième cas sera traité à propos de l'oxygénation.

Les lits bactériens aérés travaillent à flux ascendant ou descendant et nécessitent une aération continue en fond de filtre. On obtient ainsi des conditions d'oxygénation améliorées dans tout le matériau. Des hauteurs de 3 à 4 m sont nécessaires pour une bonne efficacité.

Expérimentée par le CTGREF en aquaculture (CETEGREF-INRA-Degrémont, 1980), cette technique semble réservée à de petites unités : il est difficile d'obtenir une bonne répartition des débits d'air et d'eau sur toute la surface du filtre, et l'apparition de courts-circuits hydrauliques lui enlève toute son efficacité. L'emploi de diffuseurs en grand nombre entraîne d'autre part des sujétions importantes.

Notons que les débits d'air importants donnent lieu à l'apparition d'un régime hydraulique tourbillonnaire qui perturbe la nitrification, et que le bullage peut, par strippage du CO_2 , provoquer des colmatages dus au dépôt calcaire.

Coût d'un biofiltre aéré (exemple)

Pour 2 000 m^3/h et 1,5 mg/l d' N-NH_4^+ dans l'effluent avec un objectif de 0,5 mg/l en sortie de filtre, le coût d'investissement est de l'ordre de 5 MF.

Le coût d'exploitation sans relevage est de 124 500 F/an.

Le débit d'air à assurer est de 2 000 m^3/h à 4 m CE (chiffrage OTV avec matériau biocarbone).

Ce procédé ne peut donc être envisagé que sur de petites unités d'alevinage avec réalisation par l'exploitant.

Exemple d'installation sur alevinage de filtre ouvert gravitaire (figure 37)

- volume des bassins : 21 m^3 , 200 kg de poissons ;
- pompage : 4 kW ;
- investissement aération-décantation-filtration-stérilisation-groupe électrogène : 150 000 F ;

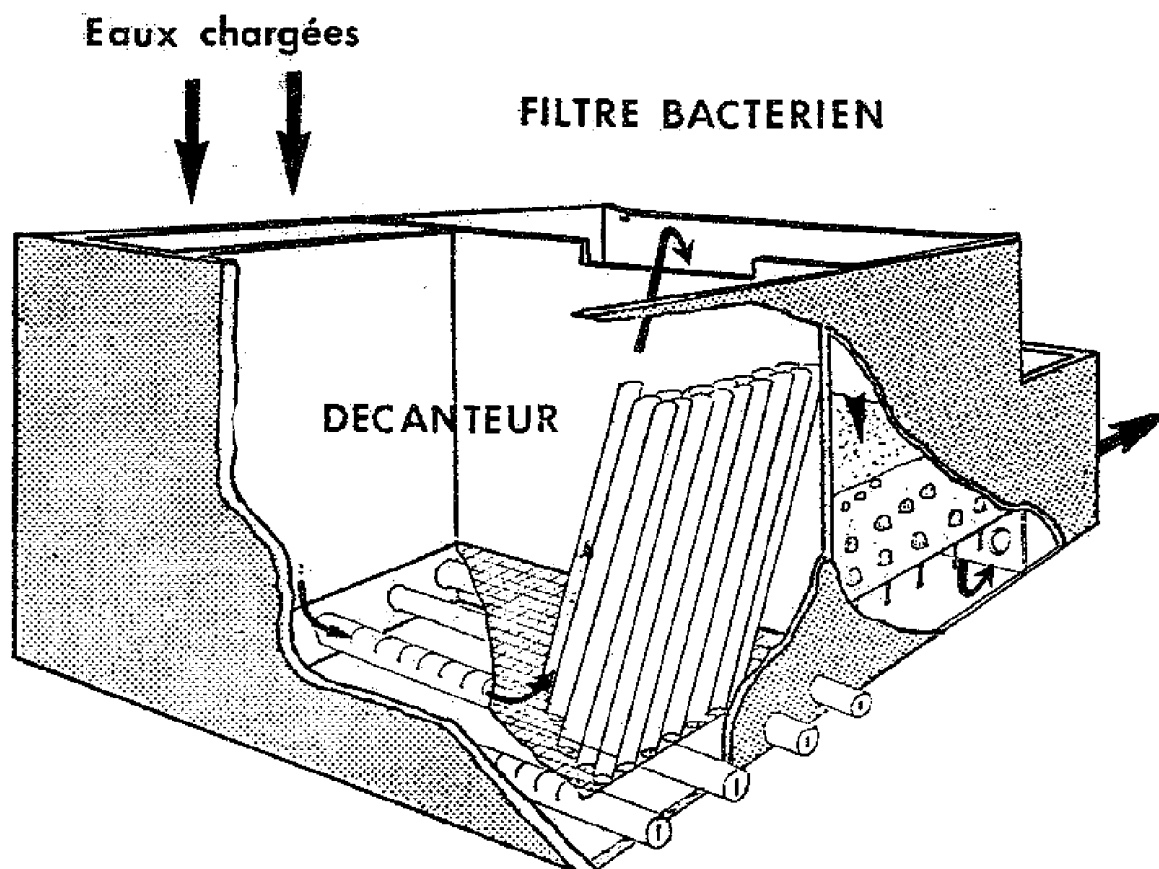


Figure 37 : Unité d'épuration pour alevinage

- débit d'apport : 6 m³/jour ;
- débit traité : 36 m³/h ;
- sédimenteur cylindro-conique : 0,6 m³ ;
- préfiltration par floccor : 0,15 m³ ;
- filtration sur biogrop (argile expansé) : 3 m³ ;
- aération par oxygène pur et hydroéjecteurs ;
- thermorégulation chaud et froid : 10 à 15°C (précision ± 1°C) ;
- fonctionne 365 j/an ;
- aliment : 4 kg/jour en deux à trois fois ;
- entretien de l'ensemble : un ouvrier animalier à plein temps, un technicien animalier à plein temps ; lavage filtre quotidien ; traitements divers ; surveillance, contrôles.

■ *Les lits bactériens sous pression sur argiles expansées*

Cette technique est utilisée pour la préparation des eaux potables.

L'exploitation optimale des possibilités de ces argiles expansées amène, la plupart du temps, à les utiliser dans des cuves, sous pression de 2 à 3 bars (Maurel, 1983) (photos 20, 21).

La pression disponible à l'entrée de la cuve est utilisée :

- en début de fonctionnement (filtre propre), pour vaincre la perte de charge consécutive au passage de l'eau au travers d'un matériau de fine granulométrie ;

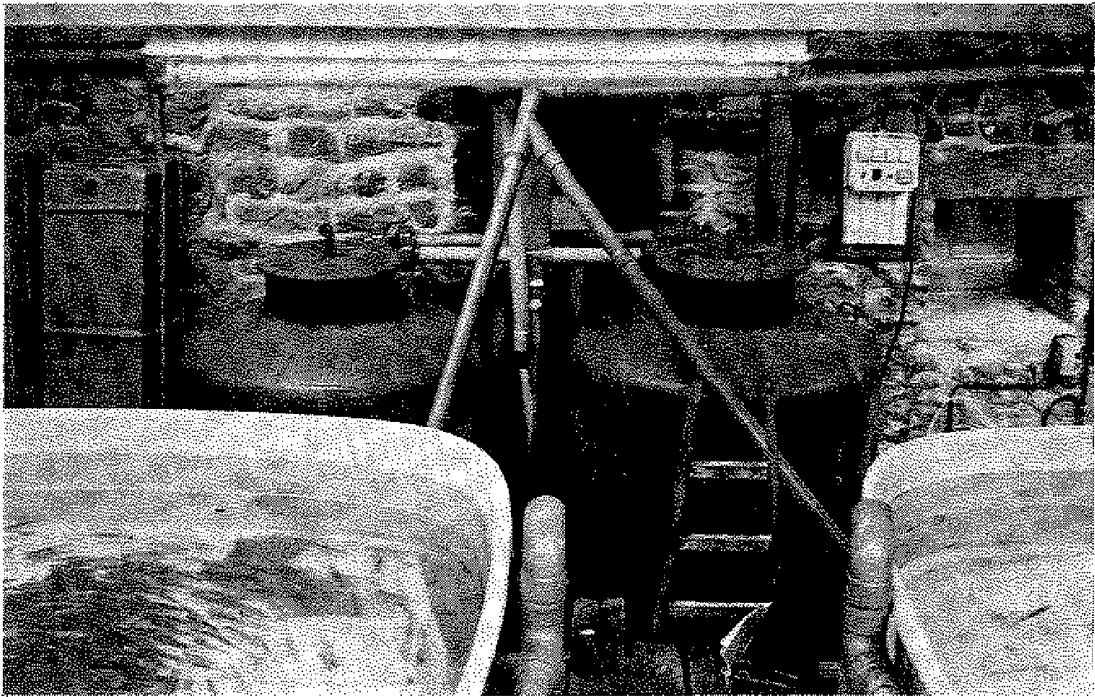


Photo 20 : *Filtre bactérien sous pression garni d'argiles expansées pour le traitement des eaux d'une station d'alevinage de saumons Sanders, Carneville*

Photo et réalisation Aquinove

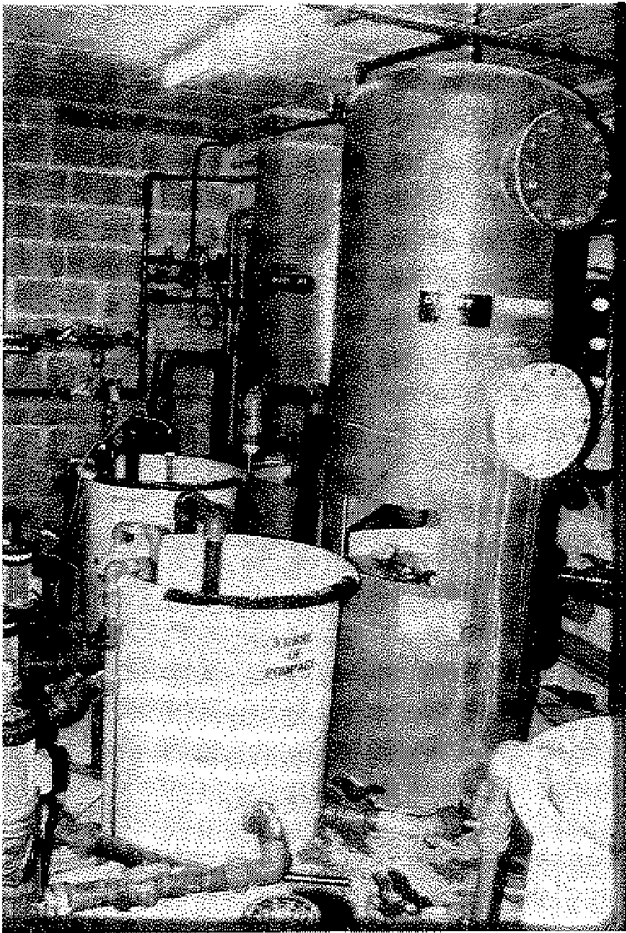


Photo 21 : *Filtres bactériens sous pression garnis d'argiles expansées pour le traitement des eaux d'une salle d'élevage*

INRA, Rennes

Photo et réalisation Aquinove

- à mesure que le filtre s'encrasse sous l'effet des matières en suspension non retenues en amont et sous l'effet des corps morts bactériens, pour vaincre l'augmentation de la perte de charge consécutive à cet encrassement.

Avec des pompes offrant des courbes suffisamment plates, et une conception de cuves et de crépines internes bien adaptées, un filtre bactérien sous pression de ce type est capable de supporter sans dommage des différences de pression filtre propre - filtre encrassé de l'ordre de 1 bar.

■ *Critères de choix d'un filtre bactérien* (Maurel, 1983)

On envisage la solution du filtre bactérien ouvert :

- lorsque la charge polluante est peu importante, c'est-à-dire dans un élevage où la densité du cheptel est faible et où le taux de renouvellement de l'eau est élevé (écloserie), et que la place n'est pas limitante ;
- lorsque l'on cherche à espacer autant que possible les séquences de lavage des filtres : de par leur important volume, des filtres bactériens ouverts s'encrassent moins vite (mais leur régénération est plus difficile que pour un filtre sous pression) ;
- lorsqu'il est peu important que les colonies bactériennes se rétablissent rapidement après un lavage de filtre. En effet, sur des matériaux à faibles caractéristiques d'accrochage, un lavage se traduit souvent par une dépopulation bactérienne, et le filtre peut repasser en régime critique avec production de nitrites. Cet inconvénient n'est pas gênant pour un filtre dont la "durée de vie" entre lavages est supérieure à la durée du cycle d'élevage pour lequel on va l'utiliser ;
- lorsque le contexte particulier de l'exploitation nécessite de limiter l'investissement (utilisation maximale de main d'oeuvre et de matériaux disponibles localement). Toutefois, face à la réduction de l'investissement sur le matériau support que permet cette technique, il faut considérer le surcroît d'investissement qu'implique la construction de cuves à l'air libre de gros volume, et qu'implique aussi l'augmentation corrélative de la surface couverte.

Les filtres ouverts garnis d'argiles expansées présentent d'évidents avantages de simplicité de réalisation : la cuve à l'air libre pourra être construite par l'exploitant lui-même.

C'est donc une solution intermédiaire qui mérite d'être examinée, en particulier pour de petites installations.

Un bilan économique est cependant à faire entre le filtre sous pression et le filtre à l'air libre. En effet, l'argile expansée est un matériau coûteux (de l'ordre de 3 000 F la tonne), et le gain réalisé sur le prix de la cuve d'un filtre à l'air libre est à pondérer par le coût du volume de matériau support supplémentaire rendu nécessaire par l'adoption de vitesses de passage moins élevées que dans un filtre pression.

Parallèlement à ce bilan, il convient de considérer aussi les avantages propres à un système sous pression, qui sont principalement :

- importante tolérance à l'encrassement ;
- plus grande facilité des opérations de lavage, qu'il est éventuellement possible d'automatiser ;

- si la pompe est dimensionnée en conséquence, l'eau sortant de la cuve est à une pression suffisante pour alimenter sans complication les maillons suivants de la chaîne de traitement (échangeur de thermorégulation, unité de stérilisation U.V., dispositif d'oxygénation), même s'ils sont en surélévation par rapport au filtre.

On retrouve, certes, ce dernier avantage sur les filtres gravitaires à pompage aval, mais il se paye alors par une mauvaise tolérance à l'encrassement.

- Flux ascendant, flux descendant, choix du sens de la circulation d'eau

Pour les fines granulométries (moins de 3 mm), le lavage se fera toujours à flux ascendant pour obtenir un *détassage* du matériau. On évitera donc pour les fines granulométries d'établir un courant ascendant en filtration : les déchets s'accumulent dans le bas du filtre, il faut leur faire traverser toute la masse filtrante pour les évacuer.

Pour les très grosses granulométries, correspondant souvent à des filtres importants travaillant dans la masse, la répartition de l'eau sera plus facilement contrôlable avec une arrivée d'eau en surface (flux descendant).

Les flux ascendants, malgré leurs inconvénients, permettent de travailler en filtre ouvert lorsque l'on manque de pression ou de dénivellé, la pompe refoulant alors à la base. Le dispositif de lavage devra être prévu en conséquence.

- Récapitulatif (figures 38 à 41)

	Fréquence lavage	Qualité d'eau	Réalisation par l'exploitant	Débit (m ³ /h traité par m ² au sol)
Filtres ouverts				
matériaux grossiers, bas prix (faible surface spécifique)	0 à 2 fois par mois	médiocre	oui pour débits petits et moyens	5 à 10
matériaux type argiles expansées (3 000 F/t)	4 à 20 fois par mois	excellente		
Filtre sous pression (cuves fermées)				
argile expansée	1 à 4 fois par mois	excellente à moyenne	impossible	15 à 20

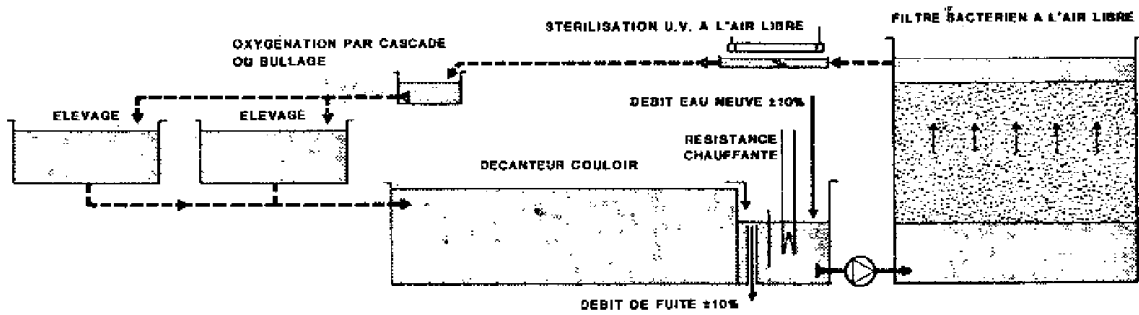


Figure 38 : Circuit fermé avec décanteur couloir et filtre bactérien extensif à l'air libre alimenté par pompage amont

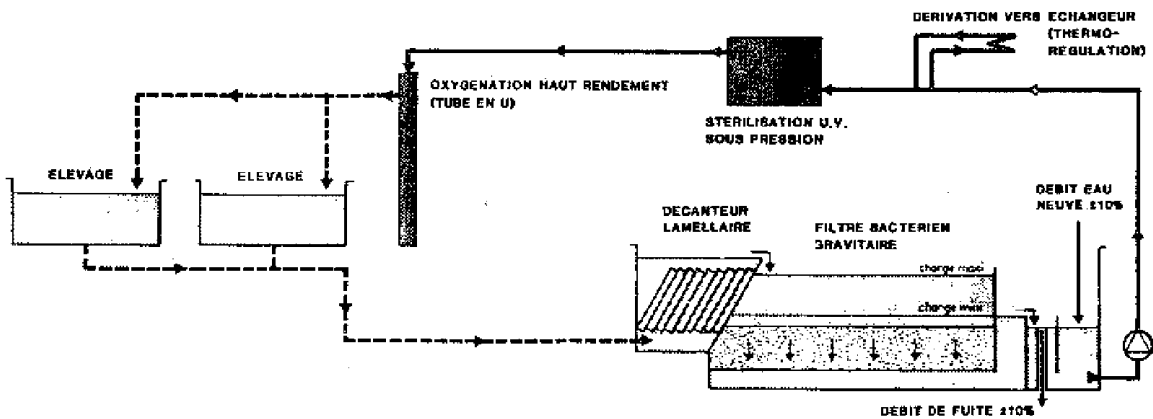


Figure 39 : Circuit fermé avec décanteur lamellaire et filtre bactérien gravitaire intensif à pompage aval

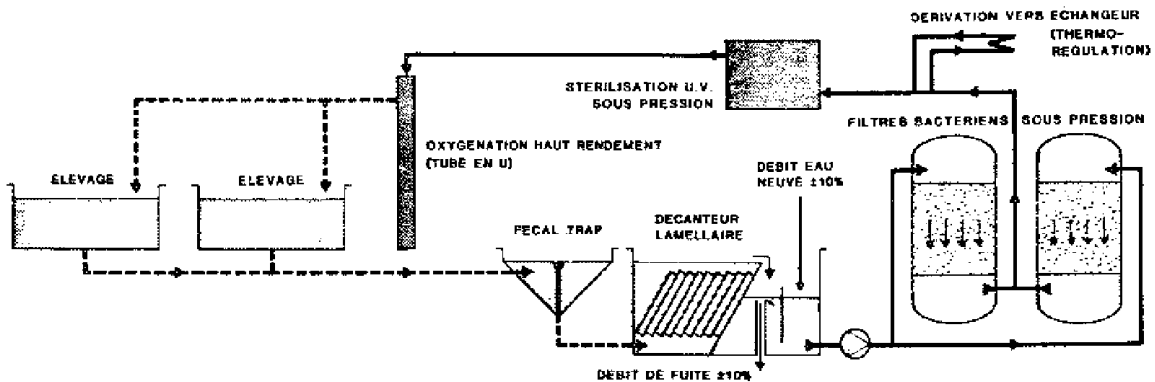


Figure 40 : Circuit fermé avec fecal-trap, décanteur lamellaire et filtre bactérien intensif sous pression

Figures 38, 39, 40 : Les schémas représentent trois architectures typiques de circuits fermés (des configurations mixtes étant possibles). Dans les trois cas, on retrouve les organes de rétention des matières en suspension (décanteur, fecal-trap), de traitement de l'ammoniac (filtre bactérien), de thermorégulation (résistances ou échangeur), de stérilisation (U.V.), et d'oxygénation (cascade, bullage ou tube en U). Certains de ces organes peuvent ne pas apparaître dans des circuits fermés simplifiés : le décanteur n'est pas nécessaire dans un circuit d'incubation.

(D'après Maurel)

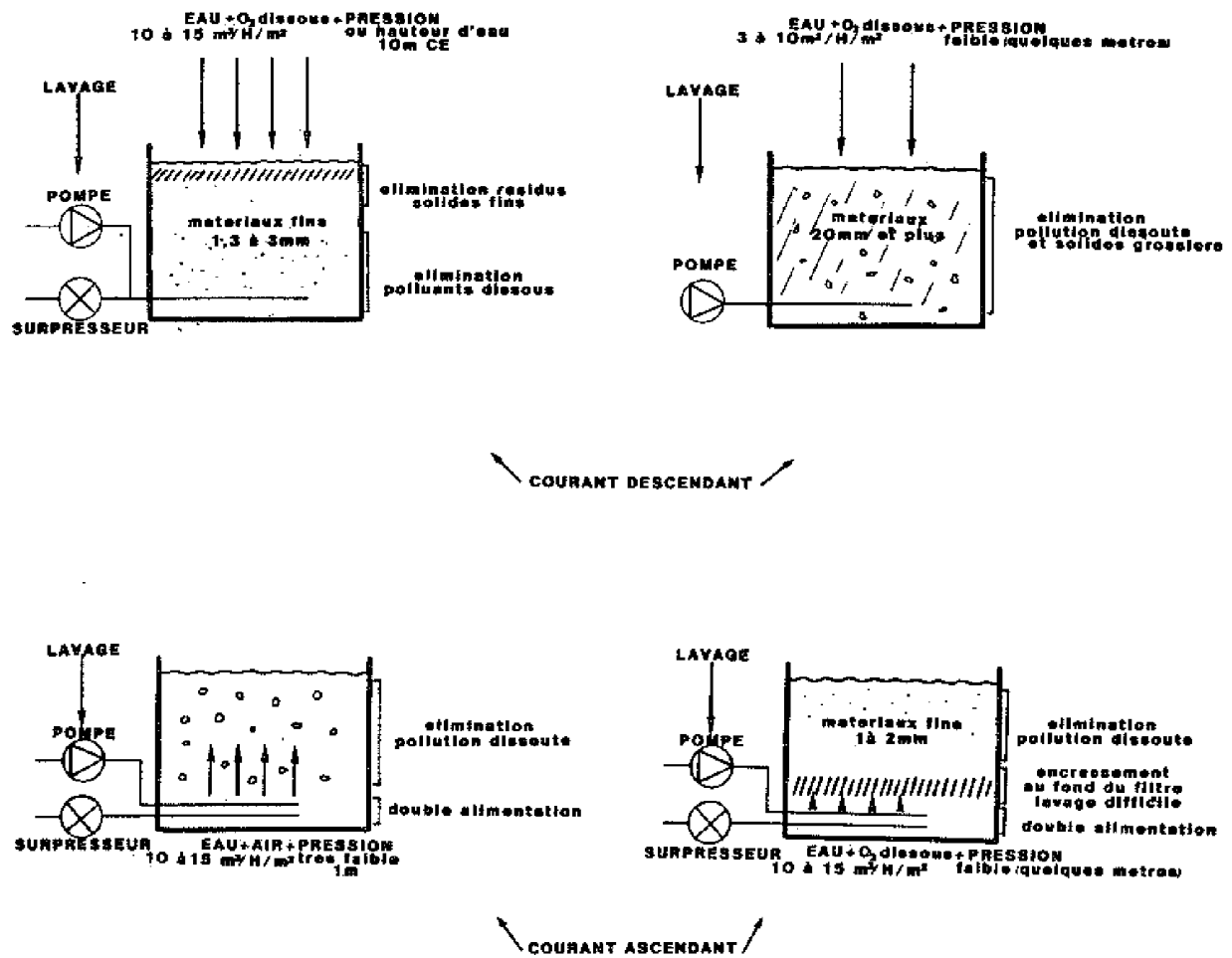


Figure 41 : Les principaux types de filtre (hydraulique)

3.1.2.3.- Mise en service d'un lit bactérien

Le développement des Nitrosomonas et Nitrobacter ne s'effectuant pas à la même vitesse, des précautions doivent être prises au démarrage pour éviter des accumulations de nitrites : on pourra accélérer la mise en place par le "dopage" du filtre*.

Les ensemencements à partir des boues d'un filtre en fonctionnement peuvent donner des résultats dans un système récepteur (Carmignani et Bennet, 1977).

Par contre, les ensemencements à partir de cultures de bactéries du commerce ne donnent pas de résultats significatifs (Boyd et al., 1984).

C'est la préparation du milieu qui importe en premier (élimination des matières organiques pour obtenir un rapport C/N/P/proche de 10/20/1 (figures 42, 43).

* Procédé Synthex adapté par J.L. Thomas, INRA Rennes.

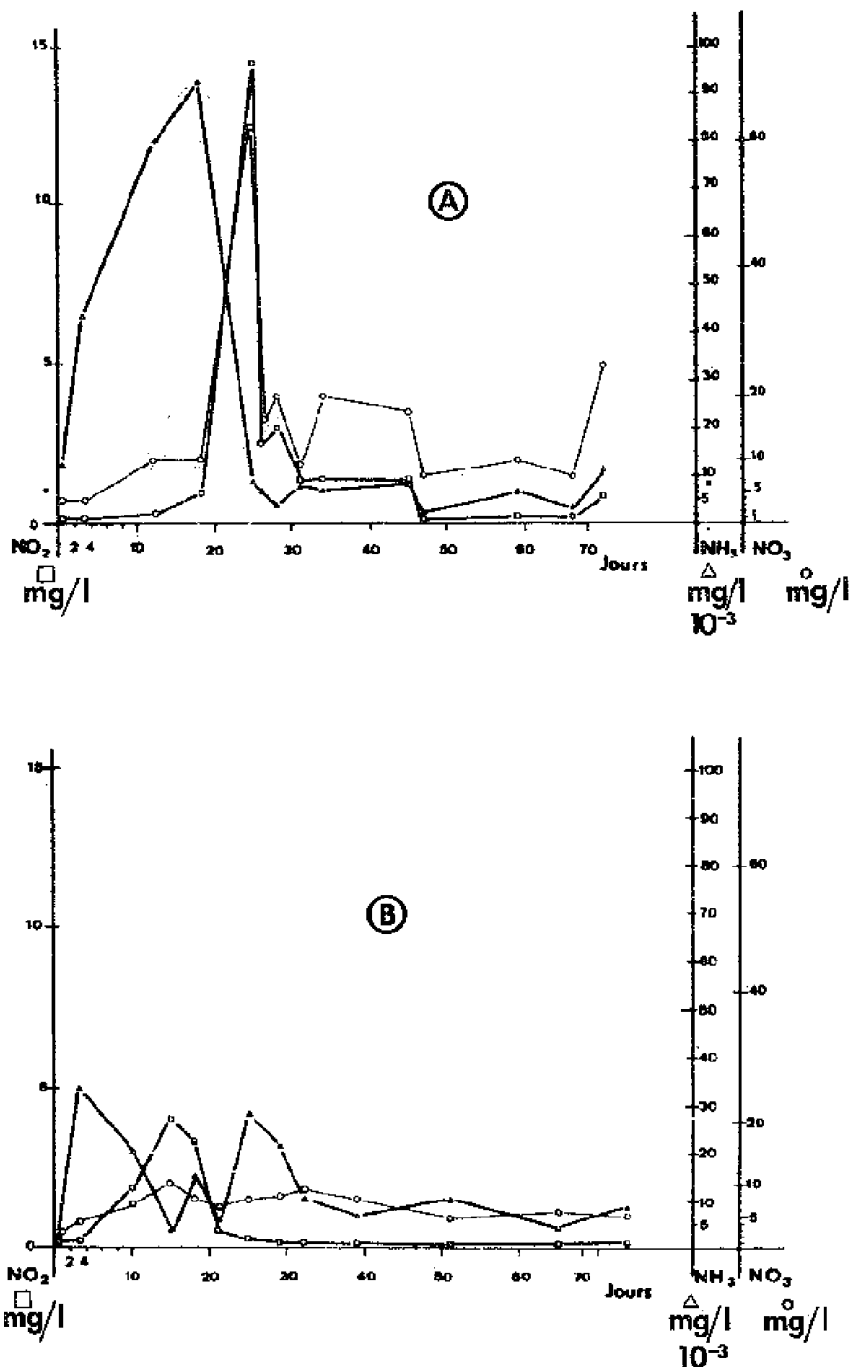


Figure 42 : Mise en service des filtres

Courbes de mise en régime d'un filtre bactérien. Les différents tracés mettent en évidence l'évolution des concentrations en nitrites, ammoniac non ionisé et nitrates, en fonction de l'établissement des colonies bactériennes.

Sur la figure A, le filtre a étéensemencé par la mise en place dans l'élevage d'une charge de 50 kg de poissons en une seule fois. Les fortes teneurs en ammoniac et nitrites au "démarrage" du filtre se sont traduites par des mortalités très importantes.

Sur la figure B, la même charge de 50 kg de poissons a été fractionnée en trois lots de poids égal mis en place à environ dix jours d'intervalle. On observe des teneurs en éléments toxiques beaucoup moins élevées, mais qui se sont malgré tout accompagnées de mortalités.

Pour éviter ce genre d'inconvénient, on procède généralement à l'ensemencement du filtre par voie chimique, et l'on attend sa mise en régime (environ une semaine) avant toute introduction de cheptel.

(Document I.P.É., Jouy-en-Josas)

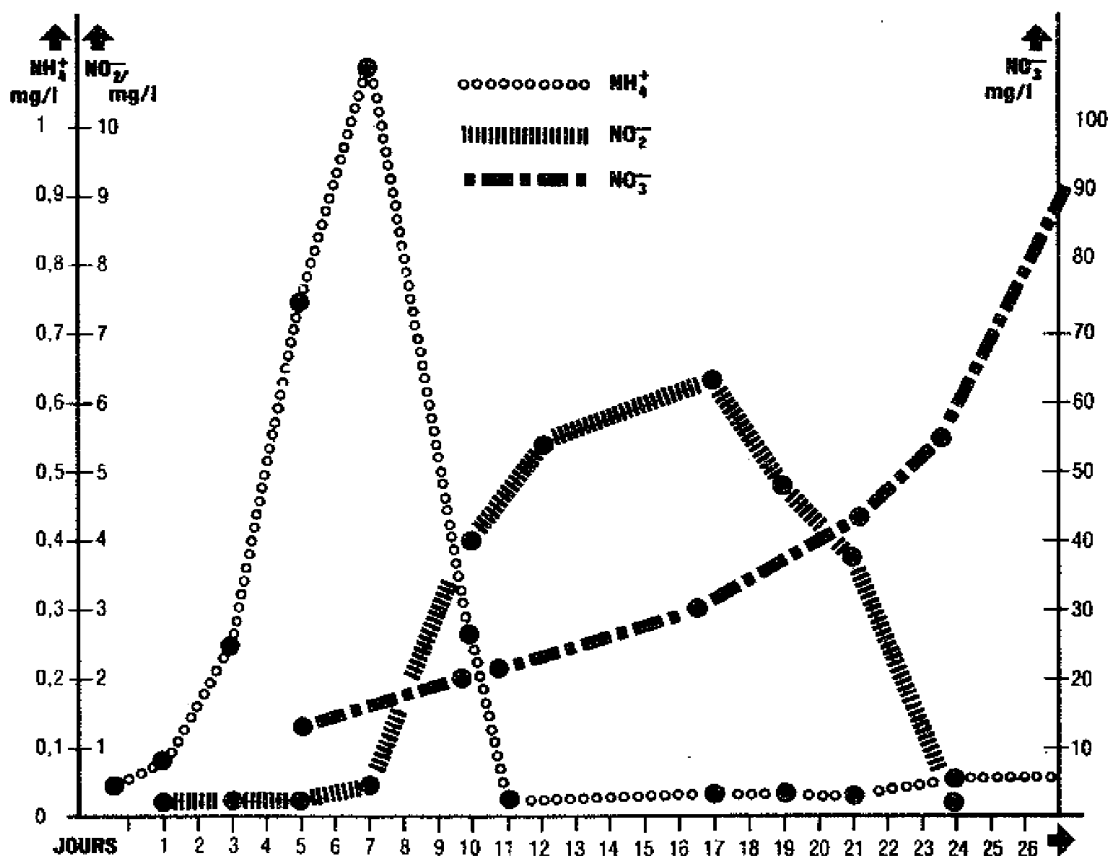


Figure 43 : Les courbes illustrent la mise en place des phases successives de la colonisation bactérienne et des processus de dégradation des matières organiques dans un aquarium nouvellement mis en service, à une température de 25°C (D'après Terver)

oooooooooooo Courbe des composés ammoniacaux dont la toxicité est fonction du pH (NH₄⁺)
 ||| Courbe des nitrites dont la toxicité, également importante, est indépendante du pH (NO₂⁻)
 - - - Courbe des nitrates, phase finale de la minéralisation, par les bactéries, des composés organiques. Ces nitrates, peu toxiques, s'accroissent indéfiniment s'il n'y a jamais renouvellement d'eau (NO₃⁻)

3.1.2.4.- Méthodes de calcul des lits filtrants pour l'aquaculture

■ Avertissement

Avant d'exposer les méthodes théoriques de détermination des lits filtrants, il apparaît nécessaire de souligner l'importance de la mise en oeuvre pratique des techniques de traitement d'eau dans un recyclage aquacole. En effet, les nombreux échecs enregistrés dans ce domaine proviennent la plupart du temps d'une sous-estimation de l'ingénierie spécifique à la mise en oeuvre et à la maintenance des dispositifs de traitement.

Cette sous-estimation tient souvent à la plus ou moins bonne assimilation par un responsable d'exploitation (lorsqu'il décide de l'investissement) des publications consacrées aux techniques de recyclage. C'est pourquoi, en cette matière, l'hétérogénéité est la règle et les résultats sont pour le moins inégaux. Ainsi :

- dans certains cas, une conception reposant trop sur l'ingéniosité fait que, pratiquement, seule la personne qui a réalisé l'installation est en mesure de la faire fonctionner ;
- sur d'autres installations, l'attention insuffisante accordée aux hydrauliques de circulation se paye par une mauvaise utilisation du débit disponible. La répartition du débit dans les surfaces d'élevage nécessite des réglages fastidieux et non reproductibles, et les organes de traitement doivent s'accomoder de charges polluantes qui varient aléatoirement dans le temps ;
- dans d'autres cas, les problèmes de maintenance n'ont pas été suffisamment envisagés au niveau de la conception, et des solutions pourtant techniquement viables entraînent de lourdes charges d'exploitation ;
- dans d'autres cas encore, on a sous-estimé les incertitudes de fiabilité propres à tout système complexe, et connu des catastrophes hors de proportion avec l'économie réalisée sur les organes de sécurité et d'alarme. En cette matière, les surdimensionnements du débit circulant constituent rarement un luxe inutile ;
- dans des cas plus rares, heureusement, des systèmes conçus plus pour se vendre que pour fonctionner ont été rapidement mis à la casse.

■ Calcul du rendement du filtre

Haug et Mc Carty ont déterminé différentes valeurs de a et b. Entre 5 et 25°C, on peut utiliser des coefficients moyens, ce qui donne, si θ est la température (Petit, 1974) :

$$\frac{dx}{dt} = 0,11 \theta - 0,20 \left(\frac{x}{10} \right)^{1,2}$$

On peut aussi intégrer l'équation différentielle de manière à obtenir la quantité de polluant (x-y) retirée à l'eau par un filtre submergé à la température θ et de volume $V = ts.q$, et exprimer $K = y/x$ (loi d'épuration) en fonction de x (concentration d'entrée sur le filtre), θ (température) et t_s (temps de séjour) :

$$K = 79^5 [79 + x^{0,2} (0,11 \theta - 0,20) t_s]^{-5}$$

Ce pouvoir épurateur est défini par $P = 1 - K$.

La connaissance de K permet de calculer le volume du filtre en fonction d'une concentration maximale en polluant dans les bassins.

En recyclage, il y a interaction entre la concentration en sortie de filtre, la production des polluants dans l'élevage et le rendement du filtre. Le calcul de l'équilibre de concentration obtenu est décrit dans le chapitre "Recyclage".

■ Détermination du lit filtrant (hauteur, surface)

En régime permanent, la croissance des bactéries dépend de la concentration en substrat suivant le modèle de Monod :

$$\frac{dx}{dt} \times \frac{1}{x} = \mu, \text{ avec } \mu = \mu_m \frac{N}{K_N + N}$$

X , concentration en biomasse (mg/ml)
 N , concentration en azote ammoniacal ou nitreux (mg/ml)
 μ_m , taux maximal de reproduction des bactéries (j^{-1})
 K_N , concentration de N quand $\mu = 1/2 \mu_m$

D'autres facteurs interviennent dans la détermination du lit filtrant :

- *oxygène* : on suppose le taux d'oxygène non limitant (supérieur à 3-4 mg/l) ;
- *gradient de nitrification* : nous choisissons des vitesses supérieures à 5 m/h, valeur au-delà de laquelle on admet que la décroissance de la nitrification est linéaire en fonction de la hauteur du lit.

Les hauteurs de lit efficaces sont de l'ordre de 1 à 4 m, sans recirculation (aux fortes hauteurs, le profil d'élimination n'est plus linéaire à grande vitesse).

Pour limiter l'encombrement au sol, on cherchera à fonctionner à grande vitesse et la répartition de biomasse sera admise comme étant linéaire (Leblanc, 1978 ; Richard et al., 1979).

On a :

$$\Delta N = K \cdot \frac{H}{u} \cdot 1,08^{(\theta-10)}$$

lorsque la concentration d'azote à traiter est supérieure à 0,5 g/m³ (réaction d'ordre 0).

Et :

$$\text{Log} \frac{N_0}{N} = K \cdot \frac{H}{u} \cdot 1,08^{(\theta-10)}$$

si la concentration à traiter est inférieure à 0,5 g/m³ (réaction d'ordre 1).

ΔN , écart entrée-sortie de la concentration en ammoniac (N_0-N)

K , coefficient fonction du matériau et du type de filtre

H , hauteur du filtre

u , vitesse apparente

θ , température

N_0 , concentration à l'entrée du filtre ; elle peut être inférieure à la concentration dans le rejet (cas d'une recirculation)

Exemples de valeur de K

$N_0 > 0,5$

Pouzzolanne 8-15 mm, K = 3,45 (Leblanc, 1978).

Pouzzolanne 3- 5 mm, K = 12 (Leblanc, 1978).

$N_0 < 0,5$

Biogrog (argile expansée) 1,3-1,5 mm, K = 35,5 (Petit, 1982) (avec recirculation).

3.1.2.5.- Les procédés dérivés des disques biologiques

Leur principe de fonctionnement est le même que celui des biofiltres immergés, mais dans ce cas le support bactérien est périodiquement remis à l'air où l'oxygénation du biofilm a lieu.

Les débits d'eau traitée ne dépassent pas quelques dizaines de mètres cube heure pour des encombrements très supérieurs aux biofiltres.

Les disques et procédés dérivés (Stählermatic, Bio-drum) ont cependant l'avantage sur les biofiltres de pouvoir travailler au fil de l'eau.

Stählermatic propose des installations "clés en main" à un coût élevé rapporté aux tonnages stockés. L'utilisation pour l'élevage des salmonidés n'a pas abouti. Quelques systèmes ont fonctionné pour l'élevage d'anguilles et de carpes sur des périodes significatives (*figure 44, photo 22*).

Les biocylindres Euromatic (Biodrum) utilisent comme support bactérien des balles dans un tambour tournant. Pour la pisciculture, un système de tambours intérieur et extérieur au bassin assure l'épuration (*figure 45*).

L'examen des conditions d'essais du fabricant montre que le taux de nourrissage reste voisin de la ration d'entretien (0,8-1 %), ce qui laisse présumer une capacité d'épuration limitée du système.

3.1.2.6.- Note sur un matériau pour lit filtrant : l'argile expansée

L'argile expansée est reconnue comme un matériau à hautes performances. Elle est de plus en plus utilisée en aquaculture malgré son coût (3 000 F/t).

■ Rendement de différents substrats (Chaperon, 1982)

Argile expansée : Biolite, Bioaluminolite, Biogrog.
Pouzzolanne = Bullite.

Différents substrats	Epuration moyenne (mg NH_3NH_4^+ /l/h)
Biolite	0,76
Bioaluminolite	0,81
Bullite	0,57
Polyane	0,32
Mousse	0,24
Exolite	0,74

Chedal (1975) a montré que l'adhérence des bactéries n'est pas liée à la porosité du support, ni à sa surface développée, mais à sa nature. La nature du matériau intervient dans les phénomènes de sorption, d'adhésion et de colonisation des bactéries. Marshall (1971, 1978) distingue

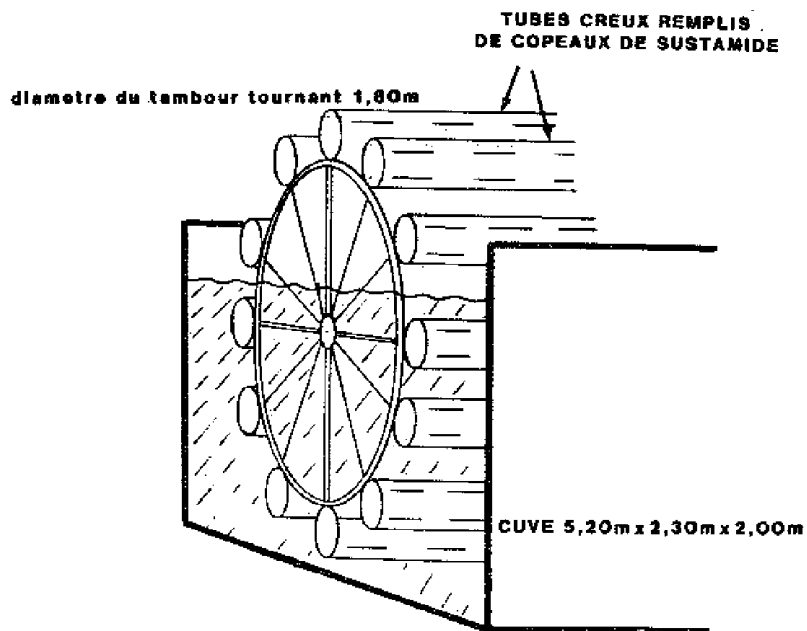


Figure 44 : Cuve d'épuration Stählermatic (prévue pour 1 t de production)

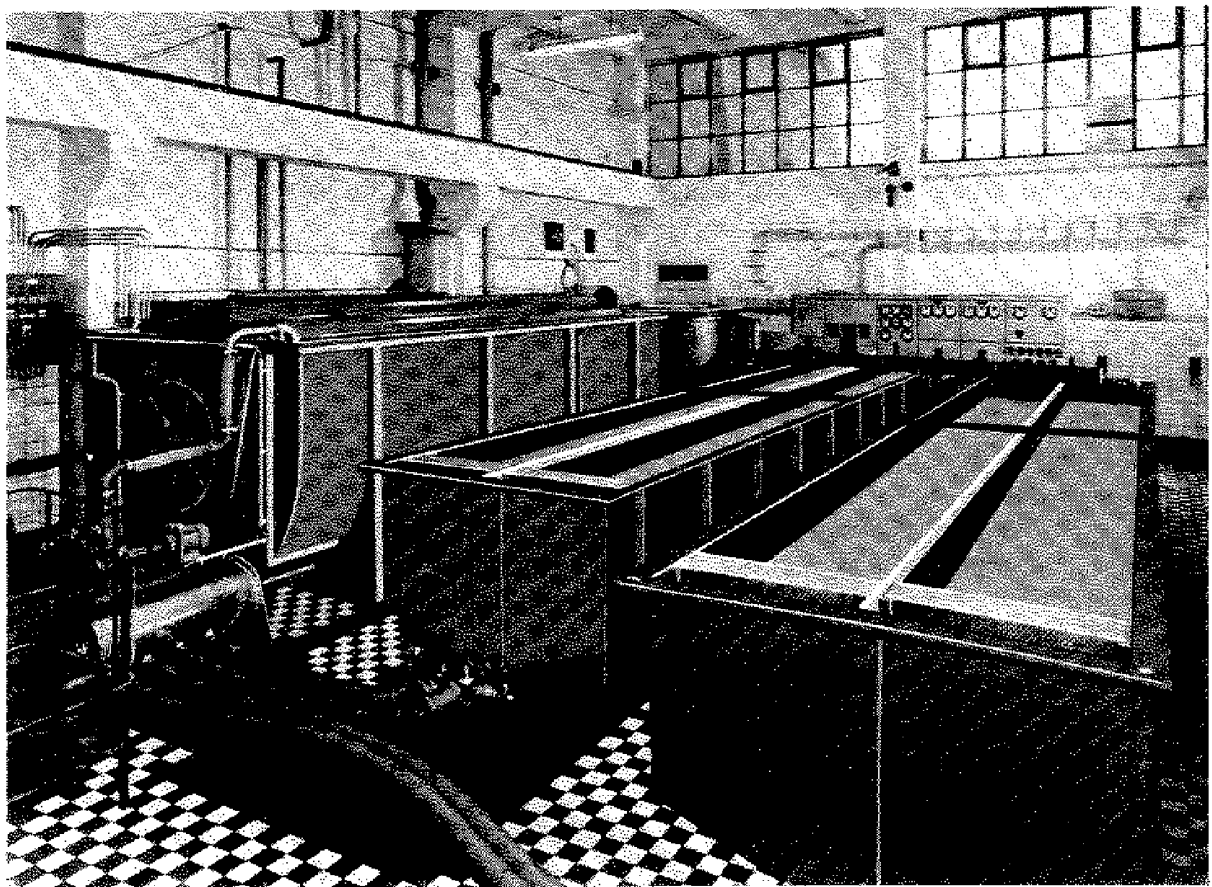


Photo 22 : Dispositif apparenté aux disques biologiques (procédé Stählermatic) (voir aussi figure 44)
Le bac d'épuration est sur la gauche de la photo

Document Stählermatic

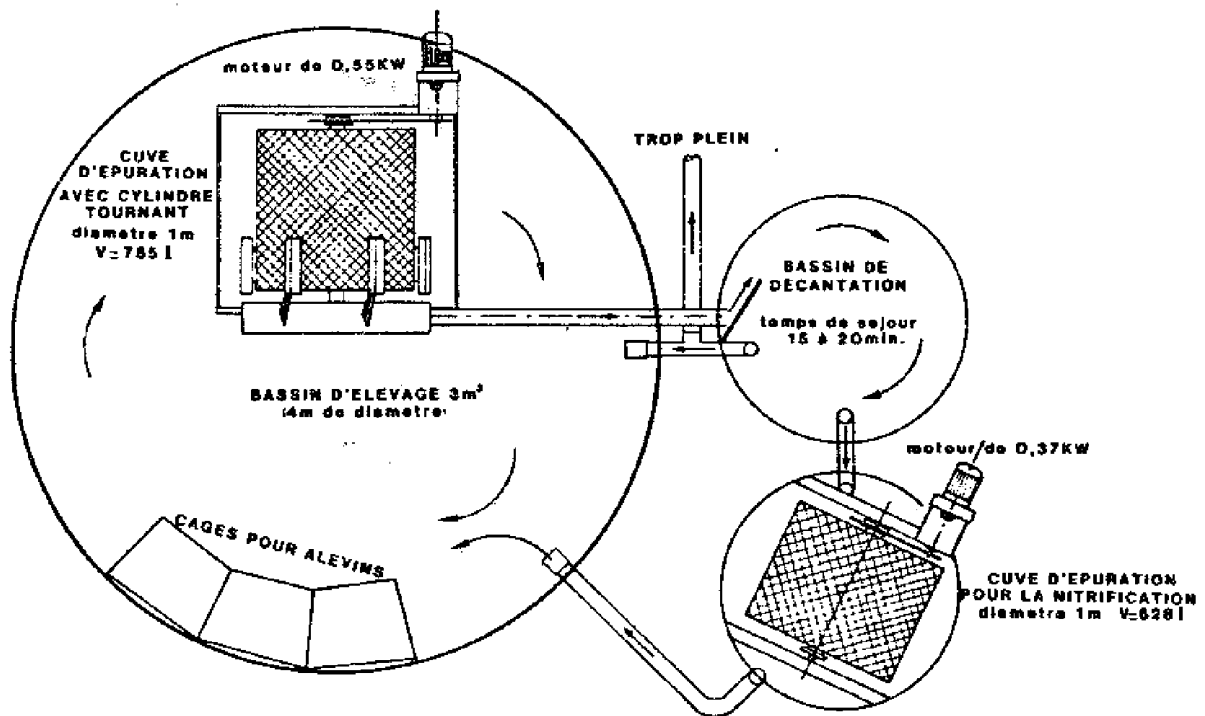


Figure 45 : *Système Euromatic Biodrum*

la sorption réversible des bactéries, qui peuvent être enlevées par lavage, de la sorption irréversible correspondant à la biomasse subsistant après lavage.

Le système du lit bactérien comprend :

- deux phases solides ou considérées comme telles :
 - . le support proprement dit,
 - . les micro-organismes ;
- une phase liquide contenant les espèces chimiques solubilisées et pouvant être en mouvement par rapport au solide. Les techniques d'immobilisation sur support des cellules bactériennes sont, à l'heure actuelle, utilisées sans que l'on connaisse exactement les mécanismes qui les régissent.

C'est le matériau Biogrog que nous avons retenu à l'INRA. Outre les considérations ci-dessus, des expériences sur nos installations de laboratoires et chez des pisciculteurs d'eau douce ont guidé notre choix.

3.1.3.- *Les techniques d'épuration complémentaires ou en cours d'essais*

3.1.3.1.- *L'épuration par cultures de plantes (Blacke et Dubois, 1982)*

A l'Université de l'Illinois, des chercheurs ont complété un système d'épuration classique (disques bactériens) par des bacs de cultures hydroponiques (cultures de plantes). Cette installation comprend :

- trois bacs d'élevage de 870 litres ;
- un système à disques biologiques (45,6 m² de surface utile) ;
- un volume de 200 litres pour la sédimentation flottation ;
- deux bacs de cultures de plantes de 7,6 x 1,2 x 0,75 m.

Dans un tel système, la surface occupée par le système d'épuration est telle que l'on peut se demander lequel, du dispositif d'épuration ou de la pisciculture, est l'accessoire de l'autre.

Les essais de Mac Kay et Van Toever laissent entrevoir quelques difficultés à maîtriser ce genre de système, même à petite échelle : des problèmes se posent au niveau de l'oxygène, du développement d'algues vertes, etc. Le système auquel arrivent ces auteurs est en fait un lit bactérien immergé classique, à la surface duquel ils cultivent laitues et petits pois (figure 46).

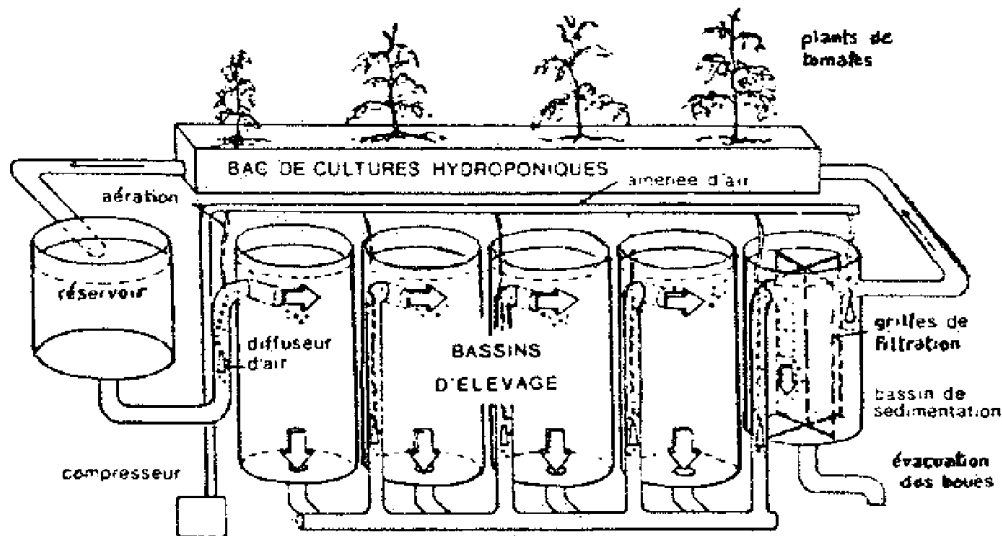


Figure 46 : Dans cette installation expérimentale canadienne, on a cherché à épurer l'ammoniaque uniformément par des cultures de végétaux. Le dispositif d'épuration se compose donc d'un bassin de sédimentation et de bacs de cultures hydroponiques, mais ne comprend pas de filtre bactérien classique.
(D'après Mac Kay et Van Toever)

3.1.3.2.- Les zéolithes

Les zéolithes ont été testés en pisciculture à l'Écloserie Nationale de Dworshak par La Kramer, Chin et Mayo (KCM). L'application des zéolithes à l'épuration des eaux a montré que la régénération nécessite d'importantes quantités de sel (Gaspard et Neveu, 1980), ce qui, en dehors du littoral, représente un coût élevé. Le rendement d'élimination de l'ammoniaque atteint 95 % à 2,5 l/s/m² de charge hydraulique.

L'intérêt manifesté pour les zéolithes pour le traitement physico-chimique de l'ammoniaque tient au fait qu'on peut se les procurer à relativement bon marché en tant que minéral naturel. En Europe, la Hongrie possède de tels gisements et l'utilise dans ses piscicultures comme support bactérien.

Il convient de distinguer l'utilisation des zéolithes en tant qu'échangeuses d'ions, et leur emploi comme support bactérien pour l'épuration biologique. Dans ce dernier cas, aucune régénération chimique n'est pratique et leur efficacité se compare à n'importe quel autre support (Csavas et Varadi, 1980) (figures 47, 48).

Gaspard et Neveu (1980) ont étudié de façon approfondie les zéolithes pour le traitement de l'ammoniac.

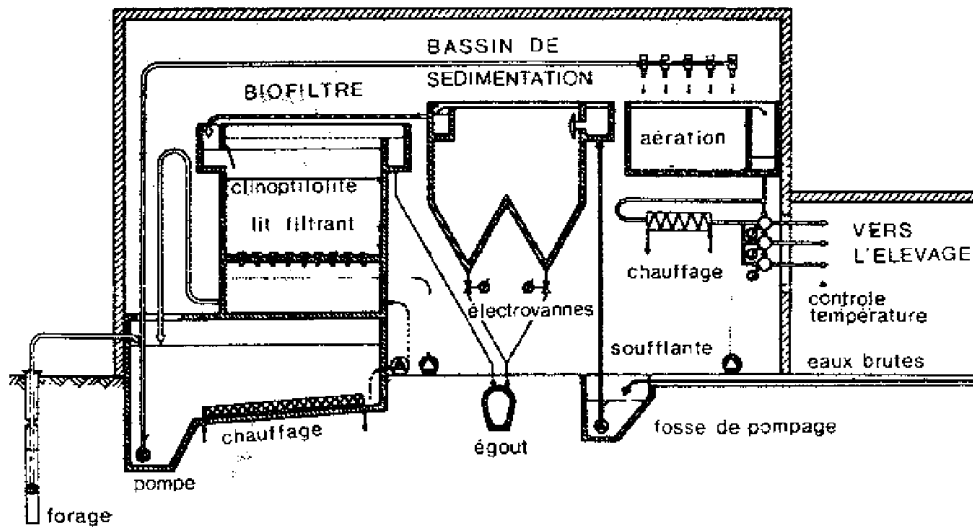


Figure 47 : Installation hongroise comprenant un lit filtrant en clinoptilolites

On note que ce système nécessite deux reprises par pompage. Par ailleurs, la zéolithe n'est pas utilisée pour ses propriétés d'échange entre les ions ammonium et sodium, mais comme simple support bactérien, c'est-à-dire comme un biofiltre classique.

(D'après Csavas et Varadi)

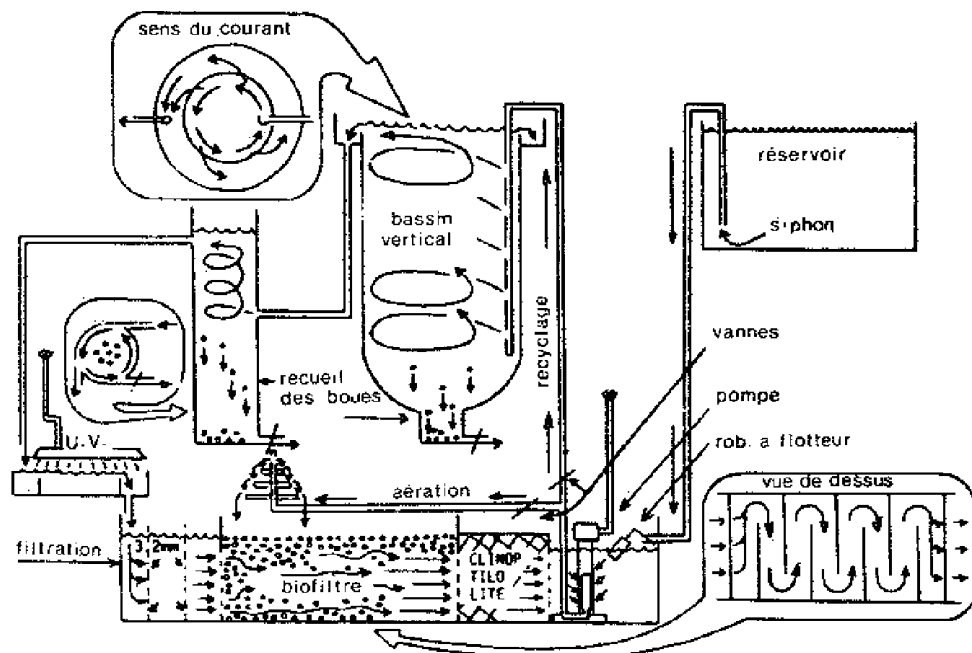


Figure 48 : Circuit fermé expérimental de l'Université du Nouveau Mexique (USA)

Pour le traitement de l'ammoniaque, le dispositif d'épuration comprend un filtre original à base de clinoptilolites (variété de zéolithes) où les ions ammonium sont échangés avec des ions sodium. Ce système n'intervient toutefois qu'en appoint d'un biofiltre classique.

(D'après Slone, Jester et Turner)

Ils estiment que pour maintenir une concentration de 0,3 mg/l à partir d'une eau brute contenant 2,5 mg/l, il faut, pour 1 200 m³/h :

- 120 m² de filtre de 1 m de hauteur de couche avec une régénération toutes les 48 h pendant 5 h, à raison de 20 volumes d'eau salée (NaCl) ;

- coût du m³ traité, environ 16 centimes. En l'absence d'eau salée, le coût du stockage de la saumure et des réserves d'eau de lavage est prohibitif pour un élevage aquacole.

3.1.3.3.- Les lits flottants

Il existe en Tchécoslovaquie, à Tisova, un dispositif de traitement assez original pour être cité, bien qu'il fonctionne en pré-traitement des eaux à l'amont de la pisciculture, et non sur l'effluent.

Il s'agit d'un filtre à courant ascendant travaillant à 3,6 m/h, au travers de granulats de polystyrène (16 à 60 kg au m³) de type K 100, résistant bien aux conditions de filtration, avec une granulométrie de 0,8 à 1,6. Ce matériau flottant s'accommode d'un dispositif de lavage extrêmement économique en eau (50 m³/h/m² pendant 40 à 60 s), qui ne nécessite pas d'apport d'air. La charge hydraulique en fin de cycle est très minime, de l'ordre de 30 cm, et la durée d'un cycle entre lavages va de 8 à 24 h. L'automatisation du lavage serait relativement simple, et s'apparenterait à celle que l'on trouve pour le lavage des cuves à lait.

Ce système traite à la fois les matières en suspension (30 à 75 % d'abattement), et l'ammoniaque (entrée à 0,6 mg/l, sortie à 0,19 mg/l) (voir figure 49).

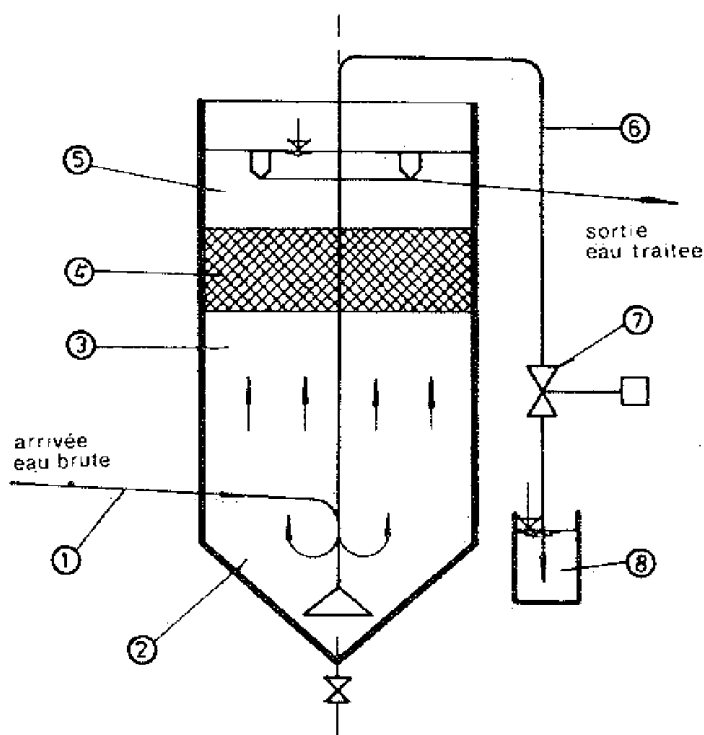


Figure 49 : Dispositif de traitement expérimenté à Tisova (Tchécoslovaquie)

- 1 - Eau brute
 - 2 - Espace de collecte des boues
 - 3 - Zone de sédimentation
 - 4 - Lit filtrant (mousse de polystyrène)
 - 5 - Eau traitée
 - 6 - Siphon pour les eaux de lavage et l'élimination des boues
 - 7 - Vanne du siphon
 - 8 - Bassin de collecte des eaux et boues de lavage
- (D'après Kujal)

3.1.3.4.- La dénitrification

En Suède, une petite unité de production de carpes pratique non seulement la nitrification, mais aussi la dénitrification (traitement des nitrates) au niveau du système d'épuration de son recyclage.

Meade (1976) est un des premiers à avoir utilisé la dénitrification sur des eaux d'origine aquacole. Les bactéries du genre *Pseudomonas* ont l'inconvénient de demander une source carbonée pour que la dénitrification s'effectue.

Meade évaluait à l'époque le coût du méthanol à fournir à 25 centimes par kg de saumons produits.

Avec un débit de 900 l/h, il a obtenu une dénitrification de 452 g/m³/j.

Le risque d'apparition de H₂S dans un tel système n'est pas négligeable.

3.1.3.5.- L'écumage

Très utilisé en aquariologie marine, l'écumage peut venir en appoint des biofiltres de traitement des eaux d'une station d'élevage.

Les faibles concentrations rencontrées et les importants volumes à traiter font que les rendements restent faibles.

L'écumage, qui consiste à fabriquer des mousses par bullage, puis à les évacuer, se produit spontanément dans les ouvrages d'aération et il peut être nécessaire d'aménager ceux-ci pour en tenir compte. Sur la pisciculture de La Rochotte, où le taux de recyclage est élevé (400 l/s traité pour 80 à 120 l/s à l'approvisionnement), nous avons pu observer des hauteurs de mousse de 1-1,5 m sur le canal reliant l'aérateur (tube en U) à la pisciculture.

Divanach (1978) a étudié de façon détaillée l'application de l'écumage à l'aquaculture. Il préconise d'effectuer un bullage de 250 à 350 µm de calibre moyen pour une efficacité optimale de l'écumeur (figure 50).

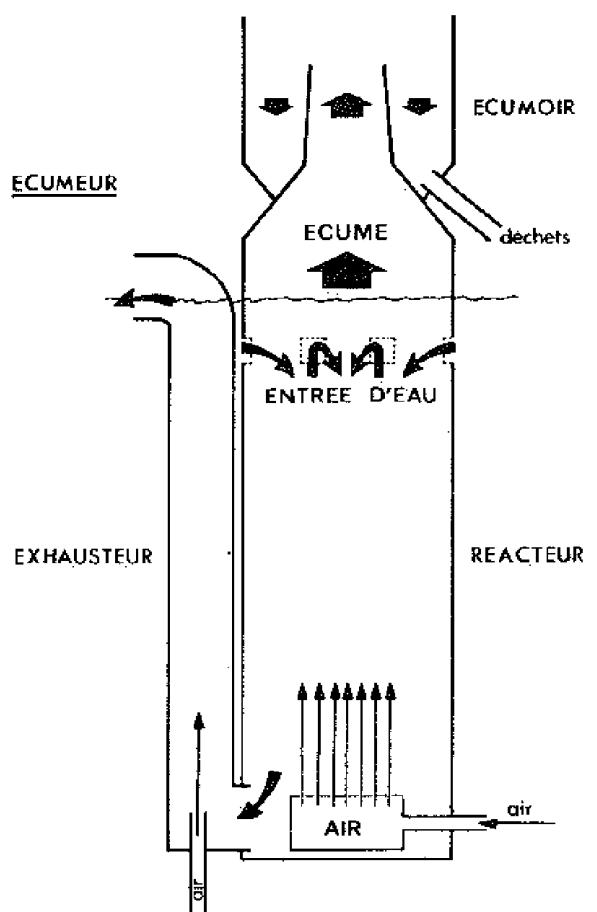


Figure 50 : Principe de l'écumeur

3.2.- La désinfection des eaux

En désinfection des eaux d'élevage aquacole, trois agents germicides sont utilisés :

- les ultra-violets, le plus utilisé, mais réservé aux écloséries (petits débits) ;
- l'ozone, utilisé pour l'élimination des germes pathogènes pour l'homme contenus dans les mollusques et crustacés. Son développement est limité par la toxicité de l'ozone résiduel ;
- le chlore, avec neutralisation au sulfite des résidus, a reçu un début d'application en aquaculture.

3.2.1.- Les ultra-violets

La technique des U.V. implique de disposer d'une eau peu chargée en matières en suspension (surtout organiques) et d'une faible teneur en fer. Dans un circuit fermé, on portera donc un soin particulier au dimensionnement des organes piégeant les matières en suspension, et l'on implantera obligatoirement ces derniers en amont de l'unité U.V.

La technique de la stérilisation U.V. repose sur les propriétés germicides, encore mal expliquées, des rayonnements proches d'une longueur d'onde de 2 537 angstroms. Cette propriété est exploitée par des lampes à vapeur de mercure, qui émettent une part importante de leur rayonnement dans une région centrée autour de cette "raie germicide".

Dans une unité de stérilisation U.V., l'eau est amenée à circuler en lame mince au voisinage immédiat d'une telle lampe.

D'après Maurel (1983), le dimensionnement d'un poste de stérilisation U.V. est essentiellement fonction :

- du débit à traiter ;
- de la "qualité de stérilisation" exigée.

En effet, la puissance (et donc le nombre de lampes) à mettre en jeu ne sera pas la même selon que l'on veut inactiver tel ou tel micro-organisme plus ou moins résistant, et selon que l'on veut le détruire à 90 ou 99,99 % ...

Tout dimensionnement dans ce domaine résulte donc d'un compromis entre investissement et efficacité. Pour un appareil alimenté en eau sous pression (ou alimenté par une réserve en élévation), ce compromis conduit, sur la base des travaux de Maisse et al. (1980) en salmoniculture, à un investissement de l'ordre de 17 000 F pour le traitement d'un débit de 10 à 12 m³/h.

Le débit d'une unité U.V. n'a donc de sens que s'il est exprimé par rapport à un germe pathogène précis et avec le pourcentage d'inactivation obtenu ; Hoffman (1974) et Rosenthal (1981) ont fait l'inventaire des connaissances dans ce domaine pour l'aquaculture.

La figure 51 montre la différence considérable d'énergie qu'il faut dépenser pour détruire les germes de la SHV et de l'IPN.

Les unités U.V. construites pour la pisciculture (*figure 52*) acceptent des pressions moindres que celles destinées aux eaux potables. En contre partie, elles sont beaucoup moins chères.

Les lampes U.V. sont isolées du milieu liquide par une gaine de quartz individuelle. Cette disposition vise à assurer aux lampes une température de fonctionnement, et donc un rendement, optimaux.

Si les structures de l'élevage le permettent, on peut préférer recourir à des systèmes plus économiques à l'achat ; des lampes U.V. munies de réflecteurs et suspendues au-dessus d'une rigole de circulation d'eau donnent de très bons résultats, pourvu :

- que les lampes surplombent l'eau à très courte distance ;
- que la lame d'eau circulant sous les lampes soit très mince (3 à 5 cm maximum) ;

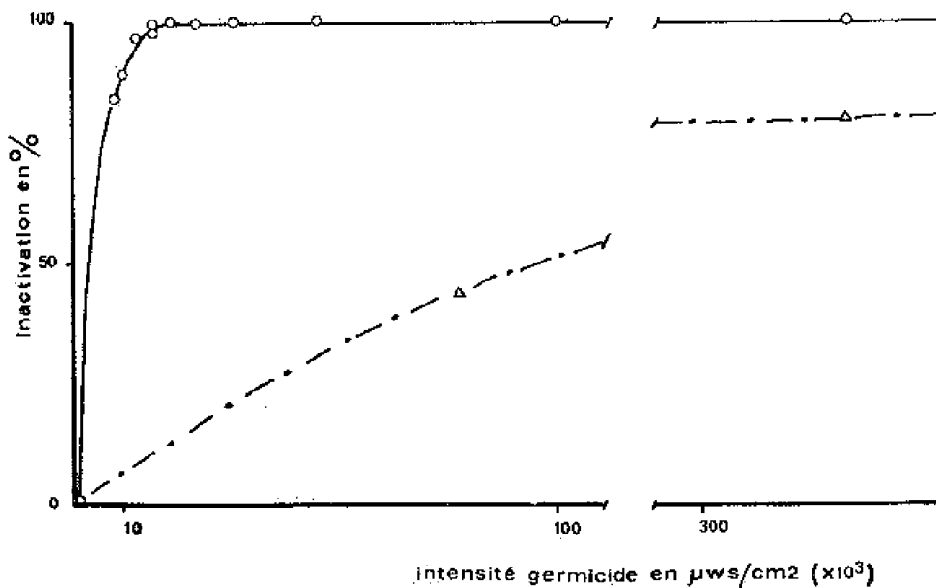


Figure 51 : Inactivation des virus de la S.H.V. (o—o) et de la N.P.I. (A—A) par les rayons U.V.
 Les résultats sont exprimés en pourcentage d'inactivation par rapport aux prélèvements témoins
 (D'après Maise et al.)

- et qu'une protection électrique adéquate soit prévue pour un fonctionnement en atmosphère humide et en présence de projections d'eau.

Cette solution implique toutefois un nombre de lampes, à débit traité égal, nettement supérieur à celui d'une unité U.V. sous pression.

Le choix d'une unité de stérilisation U.V. à l'air libre ou sous pression dépendra finalement :

- du montant de l'investissement envisageable ;
- du type de circulation d'eau existant ou prévu dans l'élevage (gravitaire ou sous pression).

Comme pour les filtres bactériens, ce choix sera également conditionné par le ou les organes de la chaîne de traitement qui resteront à alimenter en aval du poste de stérilisation.

3.2.2.- L'ozone

De formule O₃, l'ozone est une forme allotropique de l'oxygène.

On l'obtient par passage d'air ou d'oxygène entre deux électrodes soumises à une forte différence de potentiel.

Dissous dans l'eau, il réagit avec la matière organique pour l'oxyder rapidement. Le temps de contact est de 2 à 3 min avec une concentration finale (résiduelle) d'ozone de 0,2 à 0,7 mg/l pour l'élimination des virus.

Sur une eau clarifiée, l'obtention de la stérilisation virale peut être ainsi obtenue en 10 min en introduisant 5 à 8 mg/l (0,5 mg/l de résiduel).

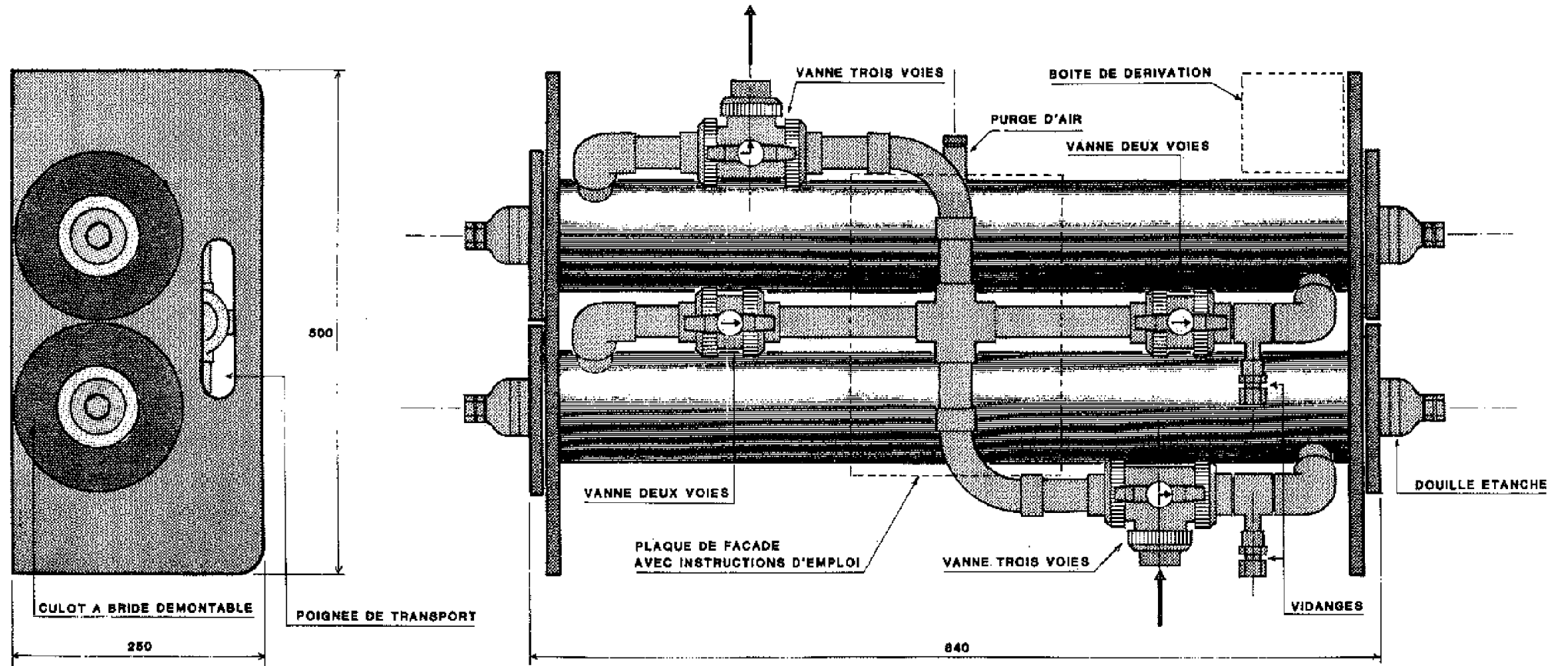


Figure 52 : Stérilisateur de pisciculture "Aquinove", 6 m³/h

D'après Saunier (1982), pour 100 m³/h traités, le coût 1982 est de l'ordre de 30 à 40 centimes par mètre cube (amortissement inclus).

Les méthodes de dissolution de l'ozone sont les mêmes que celles de l'oxygène.

Outre son action germicide, l'ozone, à des concentrations de 6,8-10,4 mg/l transforme les composés organiques difficilement biodégradables (qui colorent les eaux d'élevage en circuits fermés) en produits attaquables par les bactéries des biofiltres (Rosenthal, 1981 ; Mallevalle et al., 1978).

L'application la plus courante en aquaculture est la purification des coquillages. Les viviers de stockage de crustacés utilisent également l'ozone pour traiter l'eau de recyclage. Pour les coquillages, l'eau ozonée est renouvelée toutes les 24 h. La quantité d'ozone à mettre en oeuvre dépend du degré de contamination des animaux : 0,5 à 2 g/m³ pour des teneurs de 250 à 5 000 *Escherichia coli* par litre.

L'utilisation d'ozone en élevage s'est jusqu'à présent heurtée au problème de la toxicité du résiduel d'ozone nécessaire à la stérilisation.

La truite soumise à 0,01-0,06 mg/l d'ozone meurt dans les 4 h (Rosenlund, 1975).

3.2.3.- Le chlore

Le chlore est un désinfectant, toxique pour les animaux aquatiques à très faible dose.

La chloration, suivie de neutralisation au bisulfite, donne un moyen de contourner le problème. Cette technique a été appliquée en écloserie de chevrettes pour stériliser l'eau d'apport.

Dans les eaux contenant de l'ammoniaque, on a formation de chloramine (mono-di et trichloramines NH₂Cl, NHCl₂, NCl₃), en début de chloration. Au-delà d'une dose appelée "break-point", le chlore se maintient à l'état libre et possède un pouvoir bactéricide puissant.

Le break-point est évalué à partir de la concentration d'azote qui va réagir avec le chlore. Sachant que le rapport Cl//N théorique pour l'oxydation est de 7,6/1 et de 9 dans la pratique, on aura intérêt à travailler sur des eaux préalablement nitrifiées pour éviter la consommation excessive de chlore (en pratique la chloration est envisageable avec moins de 1 mg/l d'ammoniaque).

Dans les eaux chargées en matières organiques, on a apparition d'haloformes (trihalométhanes) après traitement au chlore. Ces corps sont suspectés d'être cancérigènes.

Le résiduel de chlore admissible pour la vie aquatique se situerait au-dessous de 0,06 mg/l (Stone et al., 1973 ; Saunier, 1982).

En conséquence, en élevage, une déchloration doit suivre le traitement de chloration.

Deux types de technique s'offrent :

Schéma type d'un bassin de mélange équipé d'un agitateur mécanique de chlore

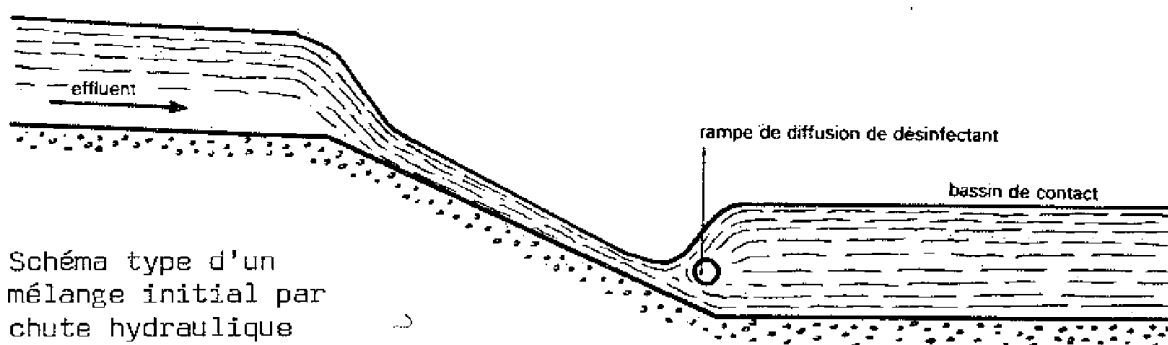
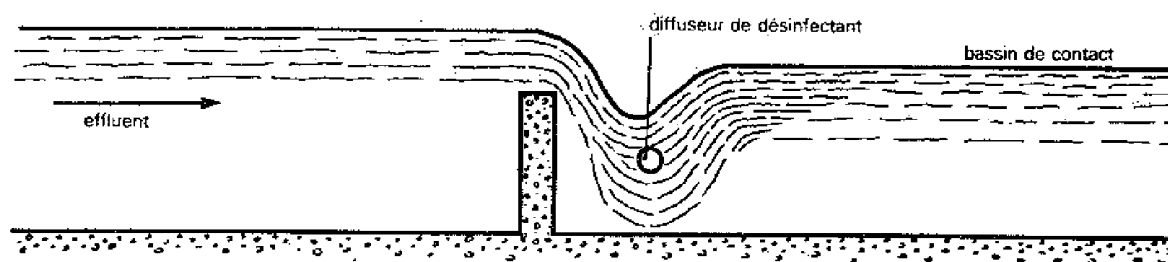
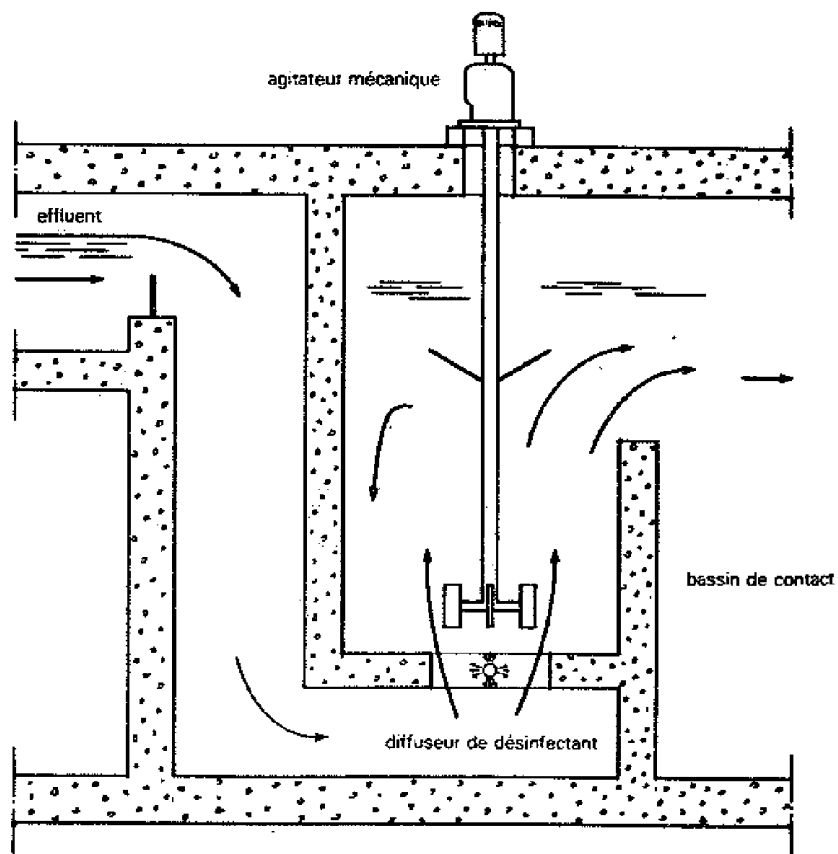


Schéma type d'un mélange initial par chute hydraulique

Figures 53, 54 : Dispositifs de mélange du chlore
(D'après Ag. Bassin L.B. - Saunier)

- la déchloration à l'anhydride sulfureux ou au sulfite de sodium ;
- la déchloration au charbon actif.

La deuxième technique est beaucoup trop lourde pour un élevage aquacole, compte tenu des problèmes de régénération du charbon actif.

L'emploi d'anhydride sulfureux peut poser des problèmes de mise en oeuvre aux petites exploitations.

La technique de neutralisation au sulfite de sodium est par contre envisageable : il faut 1,77 mg de sulfite pour 1 mg de chlore éliminé. La réaction est immédiate.

La réaction globale est la suivante :



Si les eaux sont tamponnées, la variation du pH est nulle. La mise en oeuvre doit être bien étudiée au niveau du brassage du chlore avec l'eau à traiter. En aquaculture, l'usage d'eau de javel sera plus aisé que celui du chlore gazeux. On l'introduira dans une zone de turbulence aménagée à cet effet (*figures 53 et 54*).

La désinfection est obtenue avec des résiduels de chlore libre de 1 mg/l et des temps de contact de l'ordre de la demi-heure.

Pour 100 m³/h, le coût se situe entre 10 et 20 centimes le mètre cube traité (Saunier, 1982).

3.3.- Aération - Oxygénation

L'aération est sans conteste le traitement d'eau le plus courant en aquaculture. Elle prend une part importante dans les dépenses d'électricité. Or, l'électricité est le deuxième poste de dépense énergétique après l'aliment : 13 à 15 % en grossissement de truite, 23 % en écloserie (CEMAGREF, 1981).

Le choix du matériel d'aération et d'oxygénation se fera :

- 1/ en fonction des installations existantes : surface en eau totale, par bassin, temps de renouvellement, hauteur d'eau, pompages existants, etc. seront répertoriés ;
- 2/ en fonction de la durée d'utilisation, par an (notion d'amortissement) ;
- 3/ en fonction enfin de leurs performances, quantité d'oxygène dissous à l'heure et rendement énergétique.

Souvent lié au problème de l'aération, le risque de sursaturation en azote devra être étudié simultanément pour tous les dispositifs mettant en jeu des pressions, qu'elles soient hydrostatiques (puits profonds) ou dynamiques (jets).

3.3.1.- Les mécanismes de la dissolution d'oxygène

Les animaux aquatiques qui font l'objet d'élevage n'utilisent pour la plupart que de l'oxygène dissous.

L'oxygène mis en oeuvre est gazeux et gratuit dans le cas de l'air (21 % d'oxygène), ou gazeux et payant pour l'oxygène du commerce (stockage gazeux ou liquide), liquide dans le cas du peroxyde d'hydrogène.

La solubilité de l'oxygène dans l'eau à 15°C est de 47 g/m³ (à la pression atmosphérique). Les teneurs obtenues en bassins sont beaucoup plus basses : de 3 à 12 mg/l en général.

Les obstacles à la dissolution de l'oxygène, et qu'il convient de lever avec des moyens mécaniques, sont les suivants :

1 - L'air ne contient que 21 % d'oxygène, donc le maximum d'oxygène soluble à 15°C sera de l'ordre de 9,8 g/m³.

Conséquence : L'enrichissement de l'air en oxygène augmente les possibilités de dissolution d'oxygène.

2 - Un liquide et un gaz en contact sont séparés par un film de nature particulière qui s'oppose au passage des constituants de l'un vers l'autre.

Or, ce film est d'autant plus important que le liquide et le gaz sont calmes (et d'autant plus mince que la turbulence est importante). Un plan d'eau sans vent ne permettra que très peu le passage de l'oxygène de l'air dans l'eau.

Conséquence : L'agitation du gaz et (ou) du liquide augmente les possibilités de dissolution d'oxygène (*figure 55, photo 23*).

3 - A conditions égales par ailleurs, plus le contact entre l'air et l'eau est court, moins l'eau est oxygénée.

Conséquence : Plus la phase gazeuse (bulles) est stable dans la phase liquide, plus la dissolution d'oxygène sera importante.

4 - Pour un volume d'eau donné, plus l'interface gaz liquide sera importante, plus la dissolution d'oxygène sera importante :

- un bassin profond s'oxygènera moins bien par la surface qu'un bassin peu profond ;
- plusieurs petites bulles oxygènent mieux qu'une grosse bulle de volume équivalent.

5 - Enfin, la quantité maximale de dissolution de l'oxygène à la pression atmosphérique est de 47 g/m³, mais en compressant l'air et l'eau, le pouvoir de dissolution augmente pour tous les gaz, oxygène (c'est un avantage), et azote (c'est un inconvénient, l'azote étant toxique) dans le cas de l'air.

6 - *Remarque importante* : il n'y aura passage d'oxygène de l'air vers l'eau qu'à partir du moment où l'eau présente un déficit en oxygène par rapport au maximum qu'elle peut contenir (saturation).

Conséquence : Si l'eau ne circule pas suffisamment au contact de l'aération, l'eau se sature en oxygène et la dissolution d'oxygène est nulle, même si l'aérateur remplit toutes les fonctions décrites ci-dessus.

En résumé, l'aérateur techniquement idéal (sans faire intervenir les notions économiques) aurait les caractéristiques suivantes :

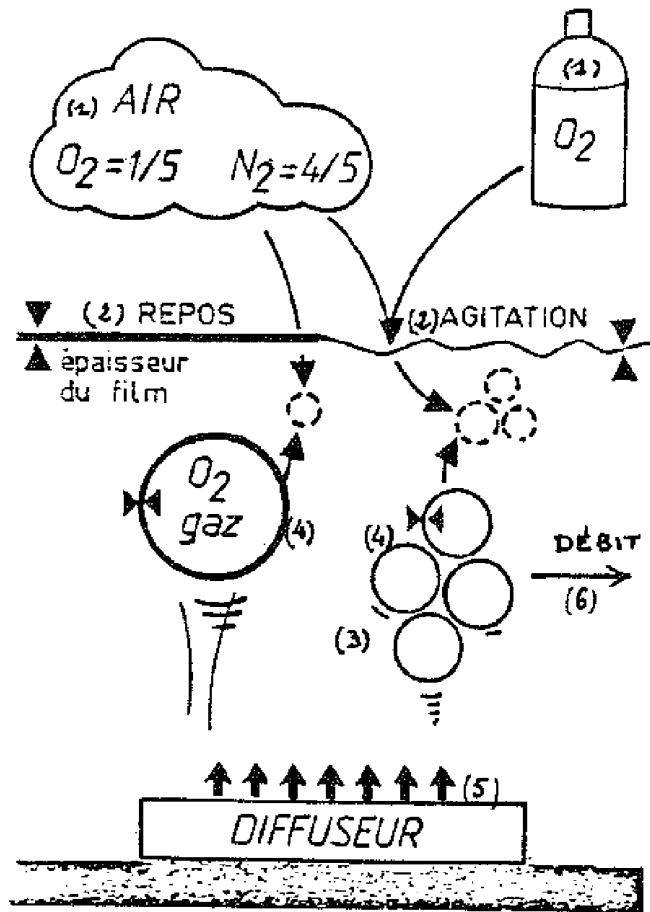


Figure 55 : Mécanismes des transferts d'oxygène (voir texte)

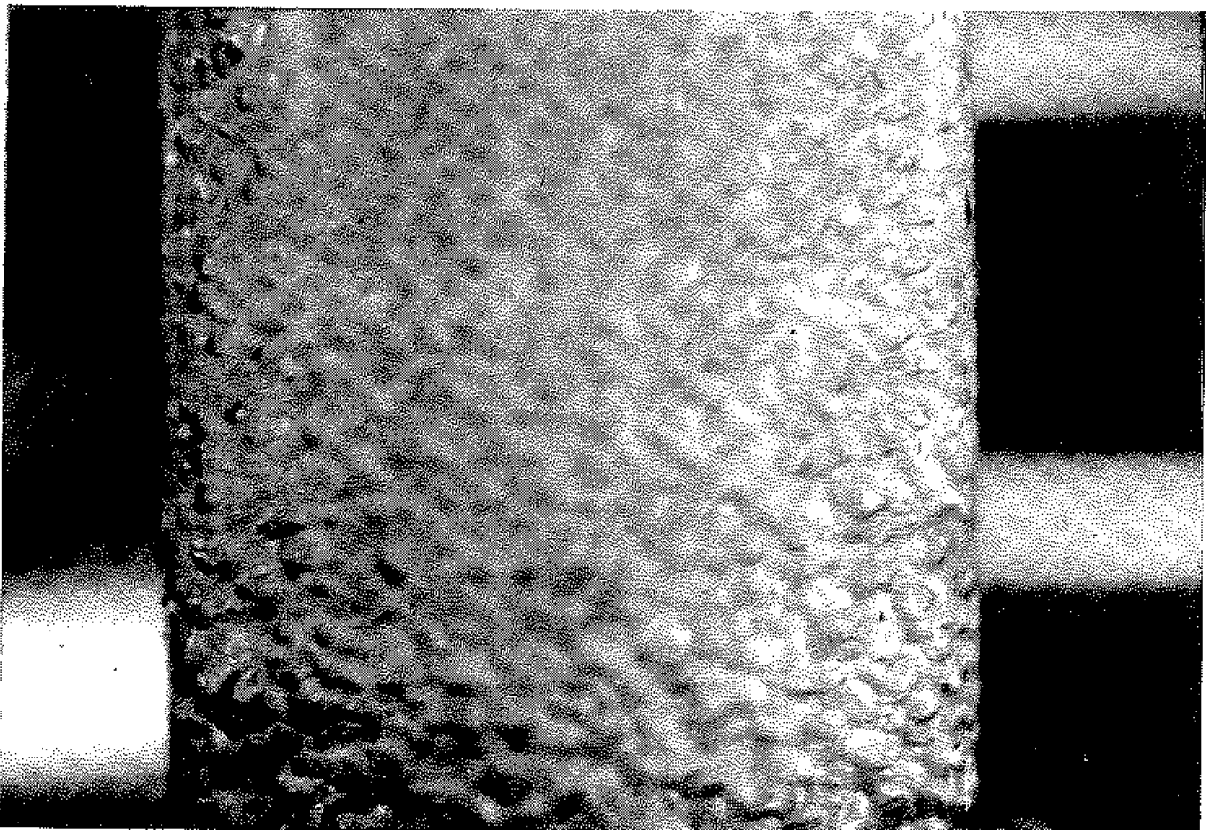


Photo 23 : Bulles dans un aérateur (tube en U)

Noter : L'encombrement de la phase gazeuse par rapport à la phase liquide, la forme aplatie des bulles, du fait du courant descendant du liquide, tendant ainsi à les stabiliser.

Photo J.P.

- 1 - il utiliserait de l'oxygène pur ;
- 2 - il provoquerait un mouvement important du gaz et du liquide ;
- 3 - il maintiendrait le temps de contact gaz-liquide jusqu'à dissolution complète de l'oxygène ;
- 4 - il fractionnerait le gaz (bulles) et le liquide (gouttelettes) pour avoir la plus grande surface de contact possible ;
- 5 - il mettrait sous pression le mélange gaz-liquide ;
- 6 - il mettrait l'eau en circulation de façon à ce que la zone où il travaille soit constamment renouvelée.

Quelques données utiles :

La valeur maximale de dissolution de l'oxygène par l'eau (saturation) à la pression atmosphérique en présence d'air est donnée par différentes tables. On peut en calculer une valeur approchée, à partir de la température de l'eau, avec la formule :

$$C_s = \frac{475}{33,5 + \theta} \quad (\text{Gameson et Robertson})$$

avec :

- C_s , valeur de saturation, en g/m^3 (ou ppm) ;
- θ , température en degrés Celsius

Solubilité :

- de l'oxygène à 15°C : $47,0 \text{ g/m}^3$;
- de l'azote à 15°C : $20,6 \text{ g/m}^3$;
- du gaz carbonique à 15°C : $1953,0 \text{ g/m}^3$.

Formule de transfert des gaz de l'état gazeux à l'état dissous et inversement :

$$\frac{dm}{dt} = K_l \times A \times H \times (P_o - P_r)$$

avec :

- $\frac{dm}{dt}$, transfert, grammes d'oxygène dissous par heure ;
- K_l , vitesse de diffusion dépendant du film à l'interface, donc de l'agitation créée par l'aérateur : (10^{-4} à $4 \cdot 10^{-4}$ m/s) selon appareil pour l'oxygène ;
- A , surface de contact air-eau, dépendant par exemple du nombre et de la taille des bulles (bulles = $n \times 4 \pi R^2$) ;
- H , constante de Henry du gaz : $0,5 \cdot 10^{-3} \text{ g/m}^3/\text{Pa}$ pour l'oxygène ;
- P_o , pression de l' O_2 dans le gaz ;
- P_r , pression de l'oxygène dans l'eau.

Remarque.- Concentration de l'oxygène = $H \times P_r$.

Exemple

Dans une eau à 0 ppm d'oxygène, un bullage produisant des bulles de 2 mm de diamètre d'oxygène nécessitera un temps de séjour du gaz dans l'eau pour une dissolution totale de l'oxygène qui se calcule comme suit :

La masse de gaz pour une bulle est de :

$$m = \frac{4}{3} \pi \cdot R^3 \cdot \rho \cdot g$$

avec :

- R, rayon de la bulle ;
- ρ , masse spécifique (1,43) ;
- g, accélération pesanteur (9,81).

En dérivant, on obtient $\frac{(dm)}{(dt)}$, le transport d'oxygène :

$$\frac{dm}{dt} = 4\pi \cdot R^2 \cdot \rho \cdot g \frac{dR}{dt}$$

et, en égalisant cette expression avec la formule de transfert précédente, on obtient :

$$\frac{dR}{dt} = K_1 \times H \times \frac{P}{\rho}$$

avec K_1 moyen de $2 \cdot 10^{-4}$ m/s.

$$\frac{dR}{dt} = 7 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$$

soit, pour le diamètre de la bulle, une diminution de 14 μ /s.

Le diamètre étant de 2 mm, la bulle est dissoute en 140 s (pour le gaz carbonique, dans les mêmes conditions, la dissolution est obtenue en 5 s).

Autre exemple

On peut calculer la réoxygénation d'un plan d'eau courante, mais calme (bassin), de la même façon : il faut environ 500-600 m² pour dissoudre 1 kg d'oxygène par heure, lorsque l'eau est déjà à 50 % de la saturation en oxygène ($K_1 \approx 10^{-4}$ m/s).

D'autres facteurs interviennent sur le transport d'oxygène :

- l'altitude (diminution de la pression dans le gaz) ;
- la salinité (les valeurs de saturation sont inférieures à l'eau douce) ;
- la présence de matières en suspension ;
- etc.

En pratique, leur influence est moindre que les facteurs évoqués précédemment.

3.3.2.- Choix d'un appareil d'oxygénation

Un aérateur, appareil chargé de dissoudre de l'oxygène dans l'eau, va effectuer tout ou partie des six fonctions décrites ci-dessus.

Le résultat va être évalué globalement en quantité d'oxygène dissous par unité de temps (kilogramme d'oxygène par heure, par exemple).

3.3.2.1.- Comparaison de deux aérateurs

Pour comparer deux aérateurs, les conditions de fonctionnement doivent être comparables. Les constructeurs d'appareil donnent donc habituellement la quantité d'oxygène dissous par heure par l'appareil dans un bassin avec les conditions standards suivantes :

- l'eau est à 0 mg/l en oxygène ;
- à 10°C ou 20°C suivant les normes (la modification du résultat n'est pas importante) ;
- la puissance utilisée par mètre cube d'eau est définie (de l'ordre de 30 à 50 W/m³, par exemple) ;
- la hauteur d'eau est définie.

Exemple : comparaison d'une turbine et d'un diffuseur

- Turbine de 1 kWh donnée pour 1,5 kg d'oxygène par heure, dans un bassin d'environ 20 m³ (50 W/m³), de 1,5 m de profondeur minimale, à 20°C.;
- Tube poreux alimenté par 10 m³/h d'air par mètre sous une pression de 300 g/cm², soit 0,2 kW consommé au compresseur, fournissant (par mètre de tube) 0,2 kg d'O₂ dans un bassin de 4 m³ d'eau à 20°C.

Deux problèmes sont à distinguer :

- la comparaison des deux aérateurs ;
- l'évaluation de la quantité d'oxygène qu'ils vont donner dans le bassin d'élevage et l'adaptation aux besoins de l'exploitant.

Coût de fonctionnement :

- la turbine dépense 1 kWh pour 1,5 kg O₂/h dissous, 1,5 kg O₂/kWh est son Apport Spécifique Brut dans les conditions standards (A.S.B.) ;
- le tube dépense 0,2 kWh pour 0,2 kg O₂/h dissous, il fournit donc 1 kg O₂/h (A.S.B.).

Examen des possibilités des deux appareils :

1. Utilisation d'oxygène pur

- turbine : difficile (suppose de couvrir l'appareil) ;
- poreux : possible sans modification, mais recyclage du gaz difficile.

2. Brassage

- turbine : brassage important ;

- poreux : brassage par effet d'air-lift (mais la mise en mouvement est inférieure à la turbine).

3. Temps de contact air-eau

- turbine : non réglable ;
- poreux : fonction de la hauteur d'eau et du courant (hauteur et courant augmentent le trajet des bulles dans l'eau).

4. Surface de contact

- turbine : non réglable ;
- poreux : modification de la taille des bulles possibles par réglage de la pression-mais le débit est modifié dans le même temps.

5. *Pression.*- Impossible de mettre le mélange eau-gaz sous pression, sans modification importante dans les deux cas.

6. *Mise en circulation de l'eau.*- Aucun des deux appareils ne met à proprement parler l'eau en circulation en dehors de la zone d'aération. Mais le poreux peut être aménagé à moindre frais pour obtenir ce résultat : il suffit de l'aménager en "air-lift" avec aspiration de l'eau au fond et refoulement en surface.

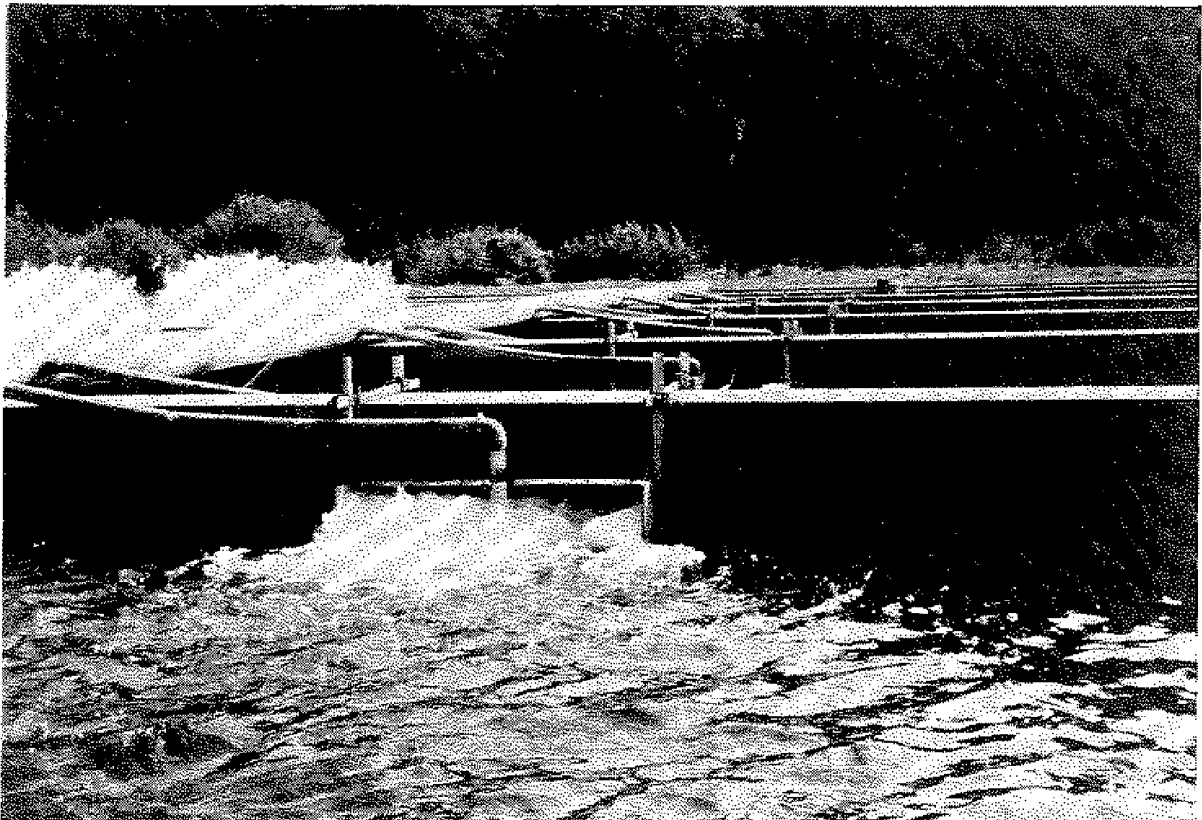


Photo 24 : Diffuseur d'air aménagé en air-lift (procédé "Mixaerator")
Pisciculture bretonne

Photo J.P.

Conclusions

La turbine est plus performante quant à l'oxygène fourni par kWh (avec 1 m d'eau).

Le poreux est plus souple d'utilisation : possibilités d'utiliser l'oxygène pur, d'utiliser la hauteur d'eau, le courant, et d'obtenir un effet de circulation d'eau dans le bassin.

A noter que s'il est possible d'avoir des profondeurs importantes (> 1,5 m), le poreux est plus performant que la turbine.

3.3.2.2.- Evaluation des capacités d'oxygénation en aquaculture

Dans l'exemple de la turbine et du poreux, pour comparer les apports respectifs des deux appareils dans un bassin de 0,5 m de hauteur, recevant une eau à 5 g/m³ d'oxygène à 15°C, il convient d'appliquer un certain nombre de corrections par rapport aux performances annoncées par le constructeur.

a/ Facteur de correction F

La quantité d'oxygène dissous par un aérateur est maximale à 0 mg/l et nulle à la sursaturation.

A 15°C, la saturation est de 9,8, l'eau à traiter est à 5 g/m³.

On obtient la quantité dissoute réelle en multipliant l'Apport Spécifique Brut (A.S.B.) donné par le constructeur par un coefficient F tel que :

$$F = \frac{C_s - C}{C_s} \left\{ \begin{array}{l} \leftarrow \text{écart à la saturation de l'eau à traiter} \\ \leftarrow \text{saturation} \end{array} \right.$$

avec :

- C , concentration du bassin ;
- C_s, saturation.

Ici, C_s = 9,8 et C = 5, d'où :

$$F = \frac{9,8 - 5}{9,8} = 0,5$$

La turbine qui est supposée donner 1,5 kg/kWh d'oxygène à l'heure, donnera dans les conditions de pisciculture présentes :

$$O_2 \text{ turbine} = \text{A.S.B.} \times F = 0,75 \text{ kg } O_2/\text{kWh}$$

De même, pour le poreux de 1 m de long, on a :

$$O_2 \text{ poreux} = 0,5 \text{ kg } O_2/\text{kWh (sous 1 m d'eau)}$$

b/ Correction "bassin"

Un aérateur ne fonctionne correctement que si la géométrie du bassin correspond aux normes définies par le constructeur :

Turbine. - Les murs et le fond du bassin devront être suffisamment éloignés pour réaliser un volume libre correspondant à sa puissance.

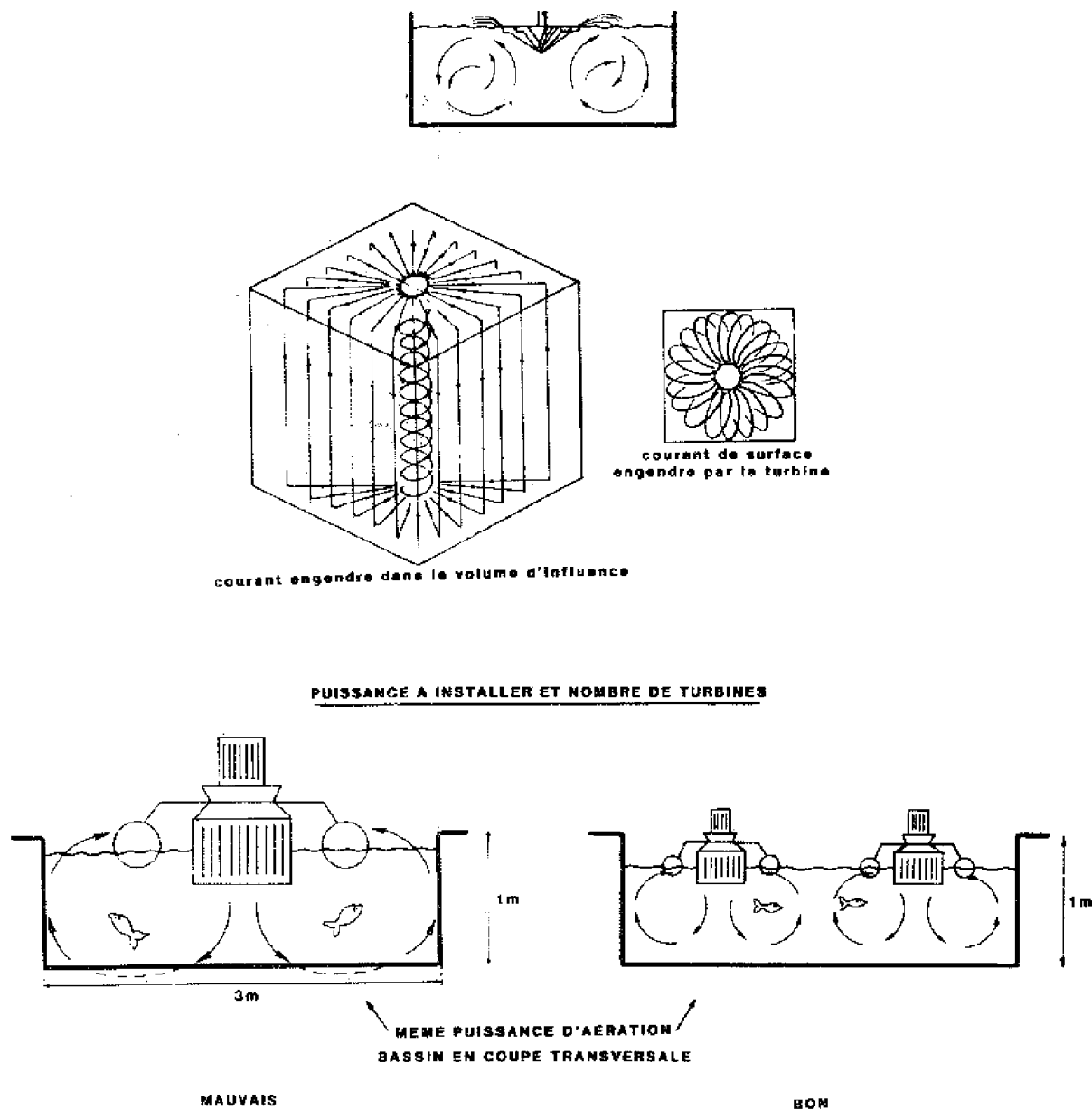


Figure 56 : Installation d'une turbine

Dans l'exemple proposé, il faudra (figure 56) :

- soit approfondir le bassin, qui ne fait que 0,5 m par rapport à 1,5 m préconisé ;
- soit choisir des turbines plus petites, par exemple deux turbines de 0,5 kW ;
- soit admettre une perte de performance (vu l'écart entre hauteur disponible et hauteur nécessaire, elle serait ici très importante : 50 à 70 % selon le débit).

Poreux. - Ses performances sont affectées proportionnellement à la hauteur (approximation).

La hauteur passant de 1 m (préconisée) à 0,5 m, ses performances sont divisées par deux (si le courant est faible, ce qui est le cas en général).

c/ Conclusions

Dans les conditions de la pisciculture, il faudra :

- *turbine* : 1 kWh installé en deux unités de 0,5 kWh, qui fourniront 0,75 kg/h d'oxygène dissous pour une norme standard constructeur de 1,5 kg/kWh ;
- *poreux* : pour une dissolution d'oxygène équivalente à la turbine, il faudra 3 kWh, et 15 m de poreux (puissance appliquée 0,2 kW au mètre linéaire).

Le rapport d'énergie consommée est d'un facteur 3 en faveur de la turbine avec les hypothèses de travail de l'exemple.

3.3.2.3.- Importance du choix des objectifs de concentration en oxygène dissous

Exemple

La demande en oxygène des poissons étant de 3 kg d'oxygène dissous par heure, on se propose de chercher l'aérateur correspondant :

$$3 \text{ kg O}_2/\text{h} = F \times \text{capacité d'oxygénation standard (C.O.S.)}$$

La capacité d'oxygénation standard étant la quantité d'oxygène dissoute par heure par l'appareil (soit pour la turbine de 1 kW, 1,5 kg et 0,2 kg pour 1 m de poreux).

Calcul théorique du nombre de turbines à installer

Premier cas.- L'eau est à maintenir à 5 g/m³ d'oxygène, $F = 0,5$, on aura l'égalité :

$$3 \text{ kg O}_2/\text{h} = 0,5 \times \text{C.O.S.}$$

↓	↓
Oxygène demandé	Capacité standard de l'appareil

La C.O.S. devra donc être de 6 kg d'oxygène par heure. Comme une turbine délivre 1,5 kg/h, il faudra *quatre turbines*.

Deuxième cas.- L'eau est à maintenir à 8 g/m³ d'oxygène avec toujours 3 kg/h demandé :

$$F = \frac{C_s - C}{C} = \frac{9,8 - 8}{8} = 0,2$$

Le nombre de turbines est alors de dix pour le même rapport. En effet, 3 kg O₂ à dissoudre = $F \times \text{C.O.S.} = 0,2 \text{ C.O.S.}$

$$\begin{aligned} \text{C.O.S.} &= 15 \text{ kg O}_2/\text{h} \\ (\text{une turbine} &= 1,5 \text{ kg O}_2/\text{h}) \end{aligned}$$

Troisième cas.- Avec un bassin à 9 g/m³ d'oxygène, il faudra trente turbines !

En résumé, pour un stock d'animaux donné consommant 3 kg d'oxygène par heure :

- pour maintenir 5 g/m^3 dans le bassin, il faut 6 turbines (6 kWh) ;
- pour maintenir 8 g/m^3 dans le bassin, il faut 10 turbines (10 kWh) ;
- pour maintenir 9 g/m^3 dans le bassin, il faut 30 turbines (30 kWh) .

Le choix de la teneur d'oxygène dissous est donc déterminant :

- à 50 % de la saturation, il faudra deux fois la puissance de l'aérateur en condition standard ;
- à 80 % de la saturation, il faudra cinq fois la puissance de l'aérateur en condition standard ;
- à 90 % de la saturation, il faudra dix fois la puissance de l'aérateur en condition standard ;
- à 100 %, il faut une puissance infinie (ceci dans le cas d'utilisation de l'air).

Les principales caractéristiques techniques d'un aérateur étant posées, l'aquaculteur examinera les principaux matériaux et dispositifs disponibles ; aux critères de performances vont s'ajouter les critères :

- d'investissement et d'amortissement, et notamment la possibilité d'utiliser le matériel courant existant et les infrastructures ;
- d'efficacité en condition d'élevage (protection ou non nécessaire vis-à-vis des animaux) ;
- de fonctionnement :
 - . coût de la maintenance,
 - . possibilité de réglage de la puissance en fonction de la fluctuation annuelle des besoins,
 - . mobilité de l'appareillage en fonction des besoins dans la pisciculture,
 - . rendement et puissance totale installée.

Limites du calcul

Cette C.O.S. est établie dans des conditions bien particulières, qui sont loin d'être celles rencontrées dans un bassin de pisciculture. En particulier, les essais correspondant sont menés dans un bassin statique (pas d'entrée ni de sortie d'eau pendant l'expérimentation).

Dans une pisciculture, on aura par contre :

- un courant traversier sous l'appareil d'oxygénation ;
- la présence de cheptel.

De ce fait, il est très difficile de connaître la concentration d'oxygène à laquelle travaille l'aérateur. La prédiction des performances réelles sera de ce fait beaucoup plus empirique.

3.3.3.- Le matériel

La quasi-totalité du matériel utilisé pour l'aération est issue de l'expérience acquise en traitement des eaux usées.

En première approche, on peut distinguer le matériel peu ou pas mobile, du matériel léger.

Le premier correspond à des *besoins importants*, soit en puissance, soit en durée. L'ordre de grandeur est 50 kg O₂/h - mois, ou plus (exemple : 10 kg O₂/h pendant cinq mois, ou 25 kg O₂/h pendant deux mois).

Le matériel léger correspond à des *besoins de courte durée ou faible puissance* où l'efficacité en terme de kg O₂/kWh n'a pas d'incidence notable sur le coût global de production.

En matériel peu ou pas mobile, nous trouvons :

- les brosses ;
- les cascades, les jets, les tubes en U alimentés ou non par pompes ou élévateurs ;
- les turbines lentes sur ponton.

En matériel mobile, nous trouvons :

- les turbines lentes et rapides sur flotteurs ;
- les diffuseurs, utilisés en air-lift ou non ;
- les hydroéjecteurs.

En ce qui concerne l'oxygénation directe en phase liquide (gain de place, simplicité de mise en oeuvre), la seule technique disponible est l'utilisation du peroxyde d'hydrogène (eau oxygénée) pour l'oxygénation. Son coût est élevé, 20 F par kg d'oxygène fourni (Roques et al., 1981), mais son utilisation comme dispositif de secours n'est pas à négliger en parallèle à une installation à l'oxygène pur.

On peut également par cette voie améliorer le rendement d'un lit bactérien. Les teneurs en oxygène optimales se situent entre 10 et 15 mg/l (à 25 mg/l l'oxygène est inhibiteur).

3.3.3.1.- Cascades (photo 25)

Le calcul de l'oxygénation peut se faire à l'aide de l'abaque de la figure 57. Avec une cascade aménagée de hauteur h à une température θ , le taux de transfert est de :

$$K = 1 - \frac{1}{1 + 0,69 h (1 - 0,11 h) (1 + 0,046 \theta)}$$

Les aménagements possibles portent sur (figures 58, 59) :

- le déversoir : la lame doit être dénoyée et étalée ;
- le nombre des cascades sur une hauteur donnée : aménagements en escalier et tôles perforées, etc. ;
- le pied de cascade gagne souvent à être sans bassin récepteur (jusqu'à 6 m).

Lorsque la cascade est alimentée par pompe, on démontre que l'on a intérêt à augmenter le débit plutôt que la hauteur de chute pour une puissance consommée fixée. Ceci tient au fait que la puissance consommée augmente proportionnellement à la hauteur, alors que le taux de transfert d'une cascade s'accroît moins rapidement avec la hauteur (figure 60).



Photo 25 : Cascades

On remarque la double alimentation en eau : eau neuve et eau recyclée.
 La cascade assure l'oxygénation de l'ensemble du débit.
 Pisciculture bretonne (SAPO)

Photo J.P.

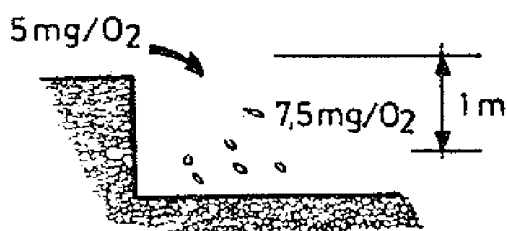
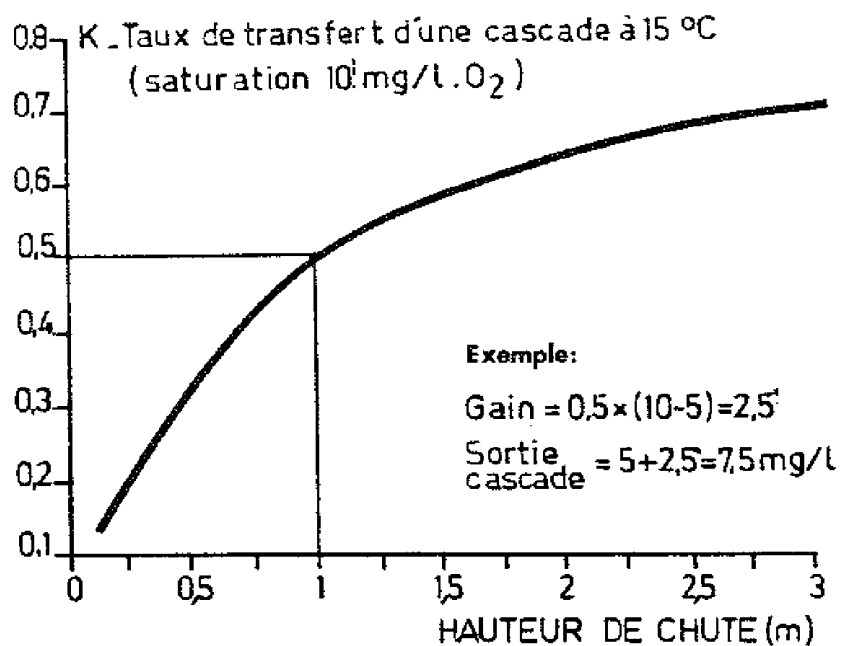


Figure 57 : Cascade : exemple d'utilisation des taux de transfert

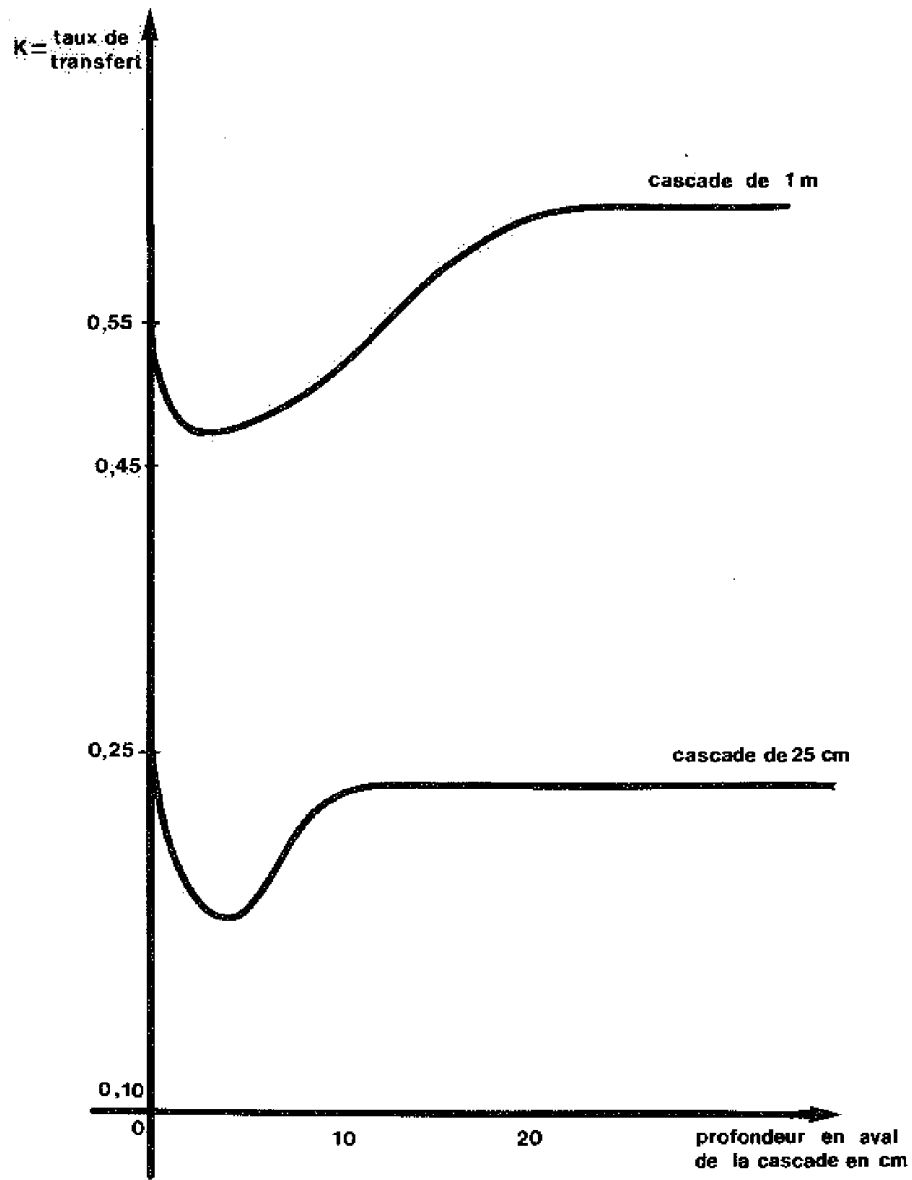


Figure 58 : *Oxygénation par cascades - Effets du bassin récepteur*

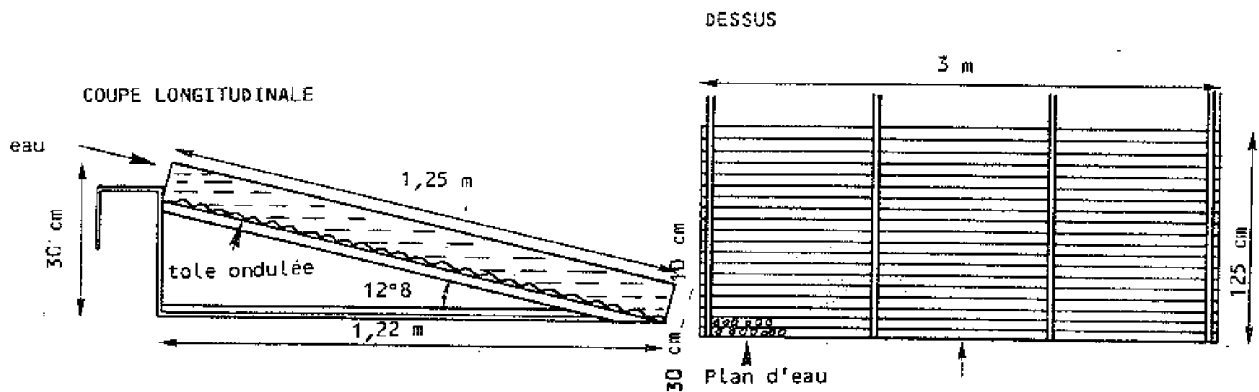


Figure 59 : *Aménagement d'une cascade*

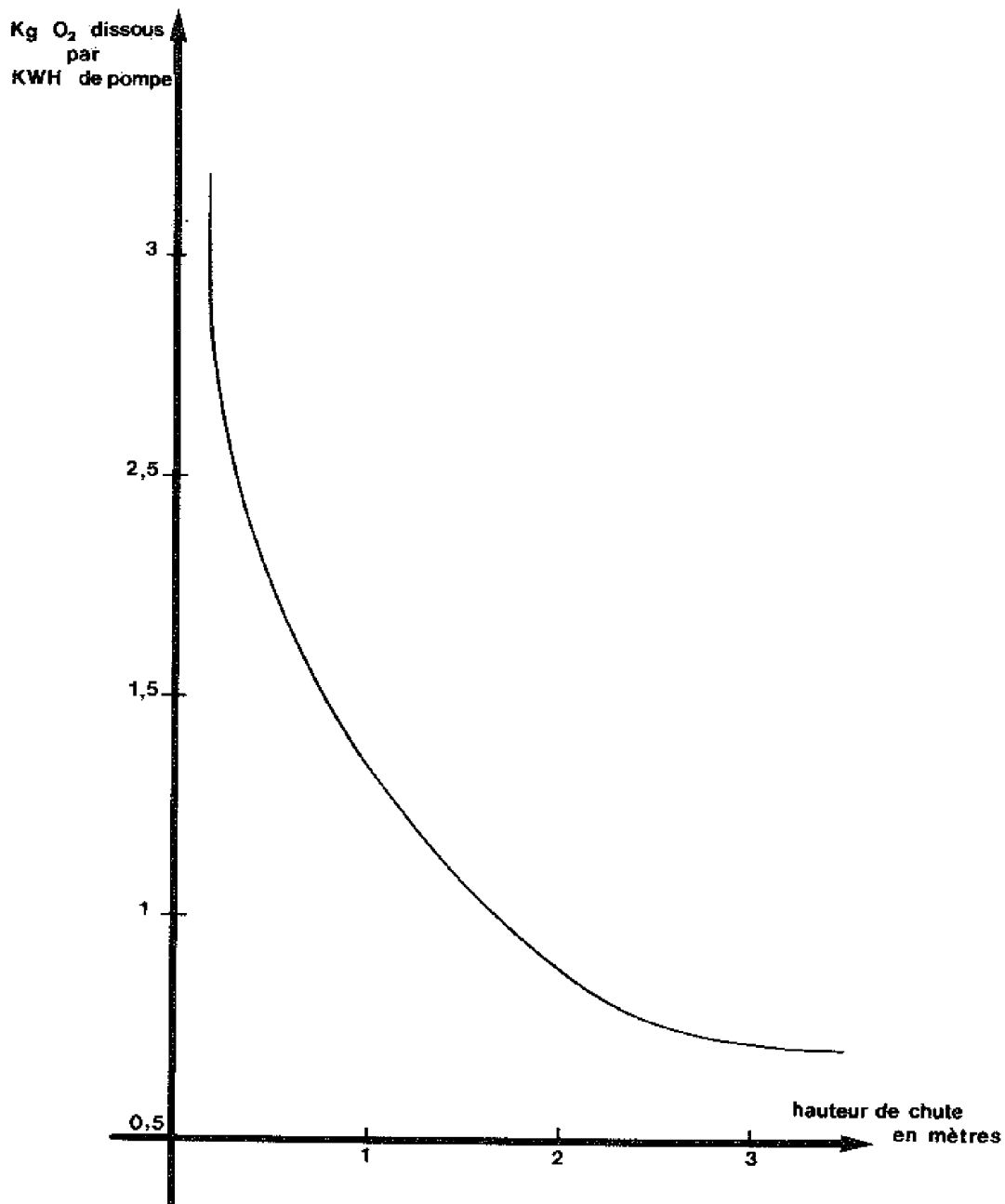


Figure 60 : Apport en oxygène dissous - Cascade alimentée par pompe

3.3.3.2.- Brosses (figure 61)

Les brosses présentent l'inconvénient d'être des dispositifs encombrants et dont la multiplication est difficile sur les bassins. La puissance d'oxygénation par appareil étant limitée, elles sont peu utilisées.

Elles présentent l'avantage de mettre l'eau en circulation dans le bassin ou le canal.

3.3.3.3.- Jets (figure 62)

On trouve tous les dispositifs intermédiaires entre le jet et la cascade.

Le jet présente une efficacité maximale à une vitesse de 10 m/s. Il devient intéressant à partir de 3 m/s. Ceci demande dans la plupart des cas une alimentation par pompe (pression : 3 à 7 m CE en amont du jet).

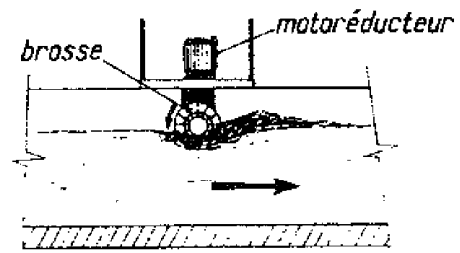
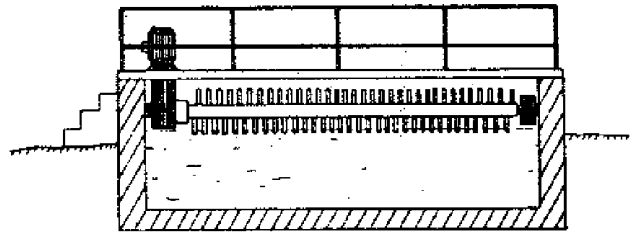
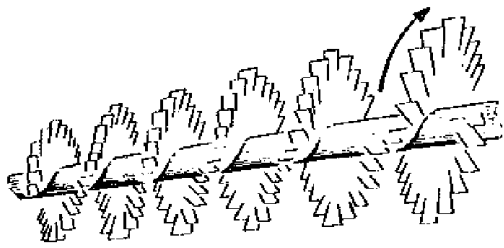


Figure 61 : Brosses (D'après CEMAGREF, 1980)

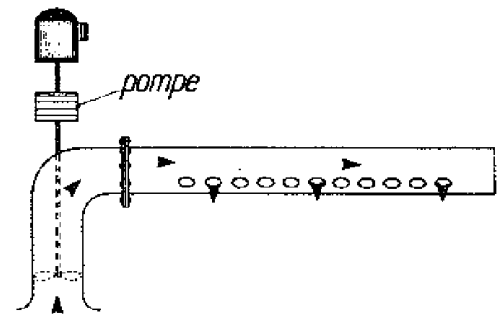
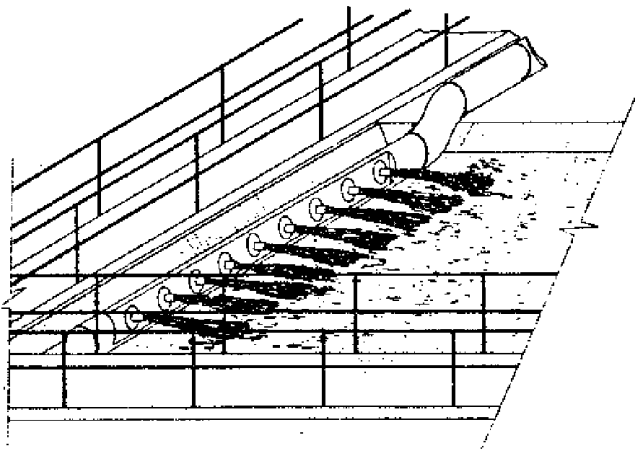


Figure 62 : Aération par jets (D'après CEMAGREF, 1980)

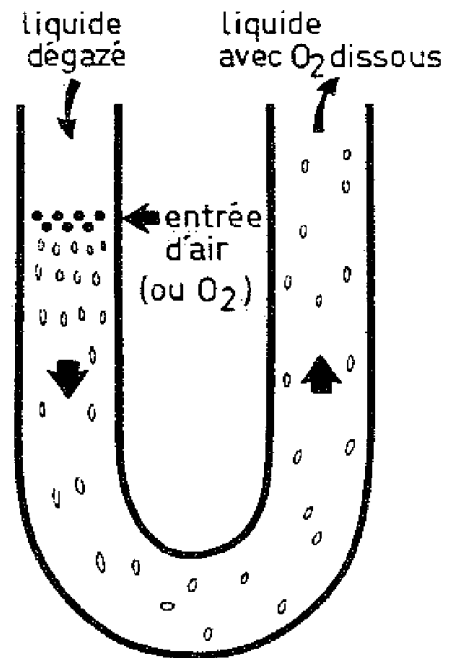
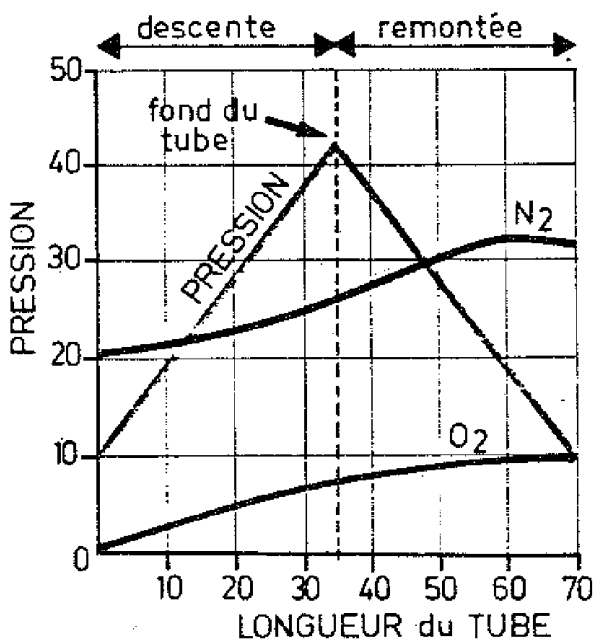


Figure 63 : Principe du système tube en U

Sur petit débit, le jet peut être un simple raccord de plomberie PVC.
Sur gros débit, le calcul d'un ajustage profilé est nécessaire.

3.3.3.4.- Tube en U (figures 63, 64) (photos 26, 27, 28)

Le tube en U utilise la pression hydrostatique d'une fosse pour augmenter le transfert et un courant descendant pour stabiliser autant que possible les bulles formées par l'émulseur (diffuseur, jet, cascade).

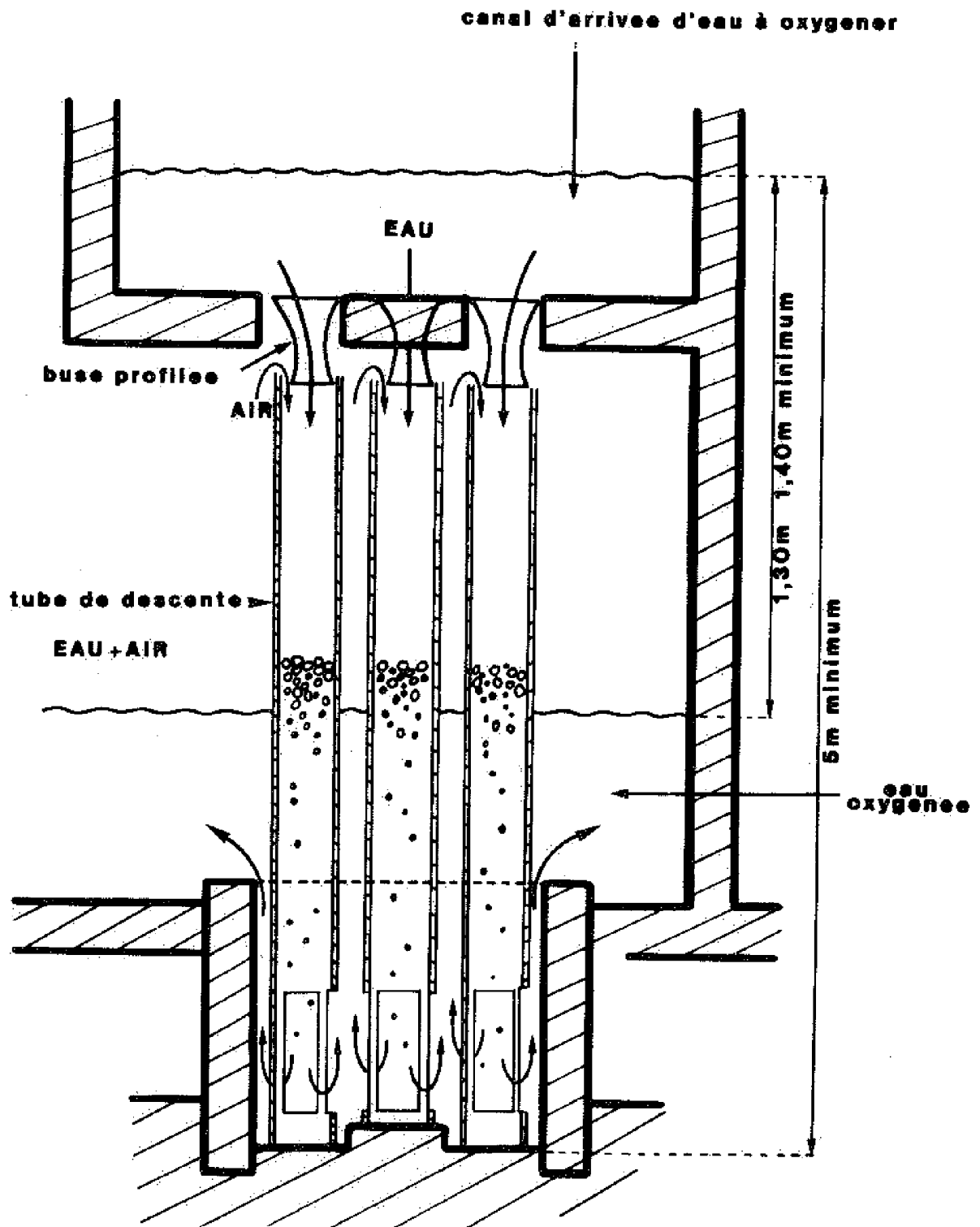


Figure 64 : Schéma de tube en U gravitaire

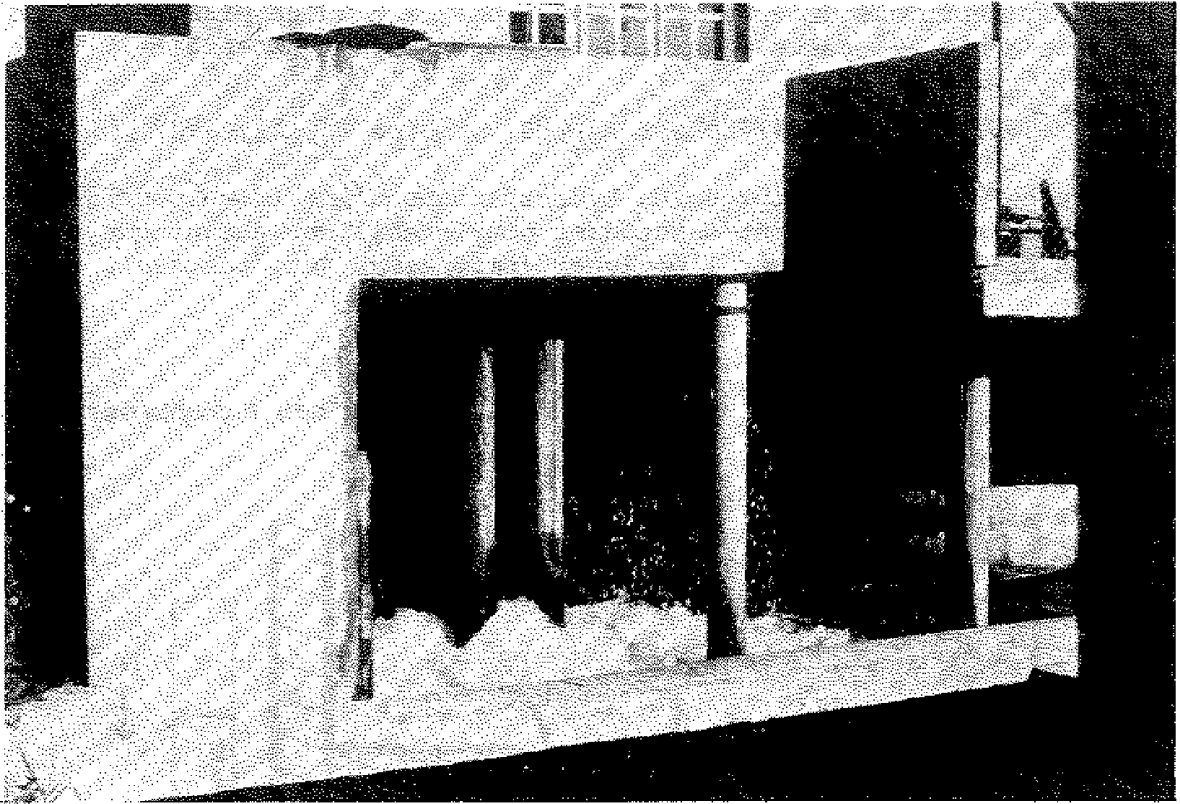


Photo 26 : Aération par tube en U gravitaire à débits variables
 On remarque : la plateforme de répartition de l'eau (en haut), les tubes d'émulsion (descente), le bouillonnement au droit des buses de remontée
 Pisciculture Sté Donald

Photo et réalisation Aquinove

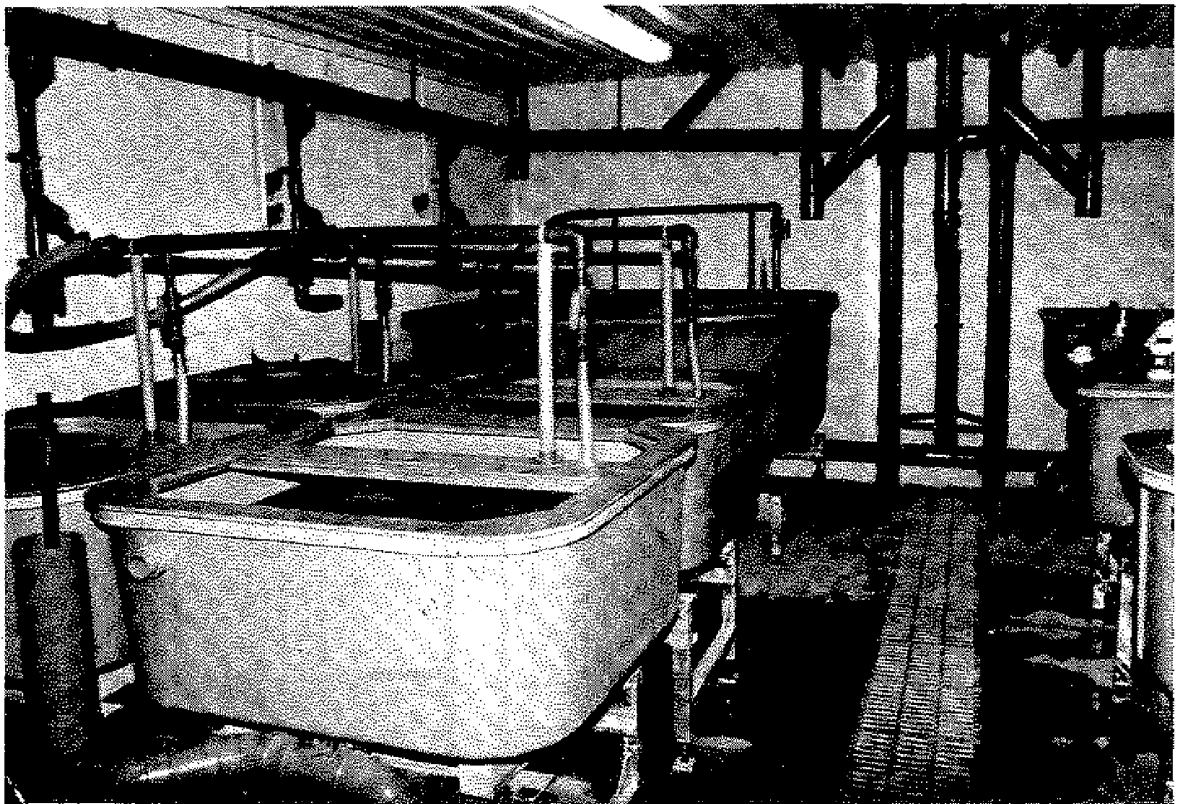
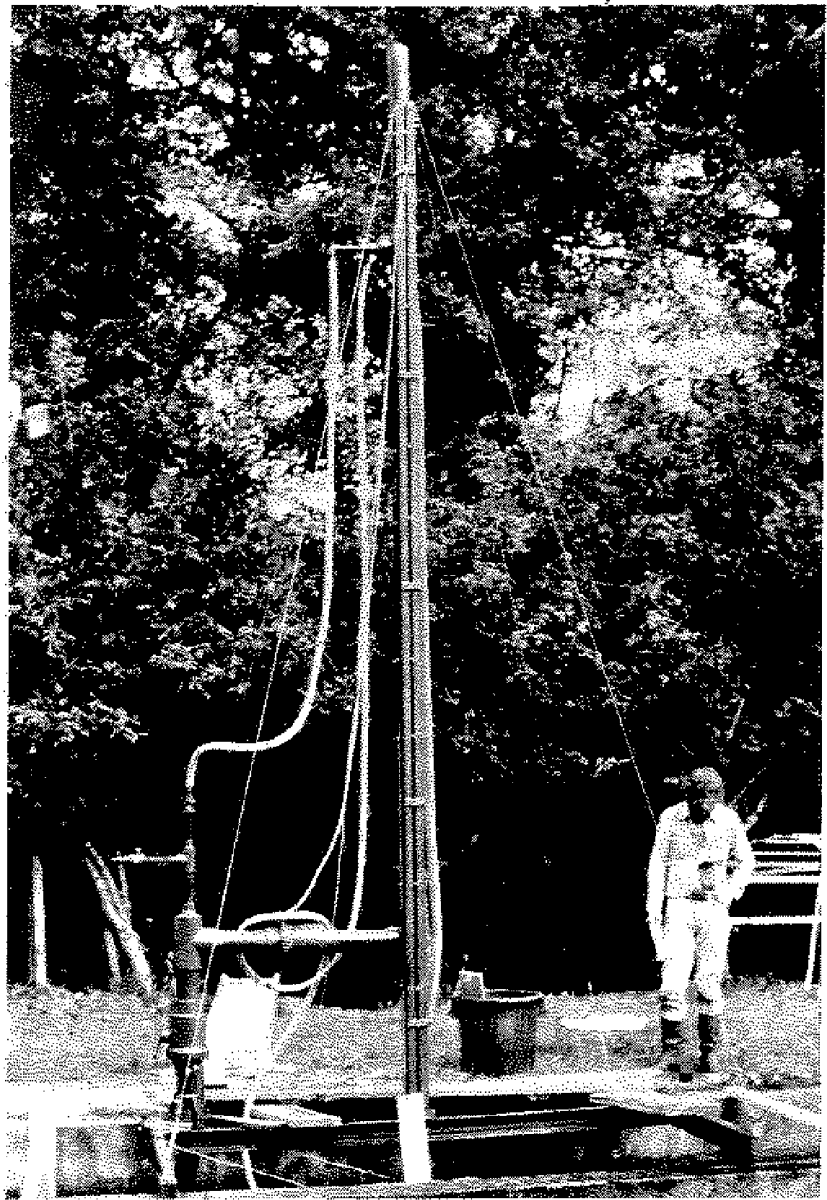


Photo 27 : Aération par tubes en U à débit fixe
 Salle d'élevage INRA-Rennes (l'aérateur est au fond de la salle)

Photo et réalisation Aquinove

Photo 28 : Tube en U expérimental
 Certains cas complexes demandent une phase d'étude préalable sur pilote pour pouvoir dimensionner le dispositif (débit à traiter, $1 \text{ m}^3/\text{s}$).
 Etude INRA-Aquinove
 Photo J.P.



A fort débit ou débit variable, le dimensionnement est complexe, il est préférable de faire appel à un spécialiste. Pour les tubes d'aération de quelques dizaines de mètres cube d'eau par heure, il suffit de déterminer :

- le diamètre du jet ;
- le diamètre du tube de descente ;
- le diamètre du tube de remontée ;
- le diamètre minimal de sortie (il est possible de sortir en canal au ras du radier) ;
- plus le tube sera enterré, plus l'appareil sera efficace énergétiquement ;
- une hauteur maximale de 4 à 6 m permet d'éviter la dissolution d'azote et peut être dépassée en utilisant l'oxygène pur.

Quelques indications :

- vitesse de descente apparente (vitesse du mélange diphasique) : de 1,1 à 1,7 m/s ;

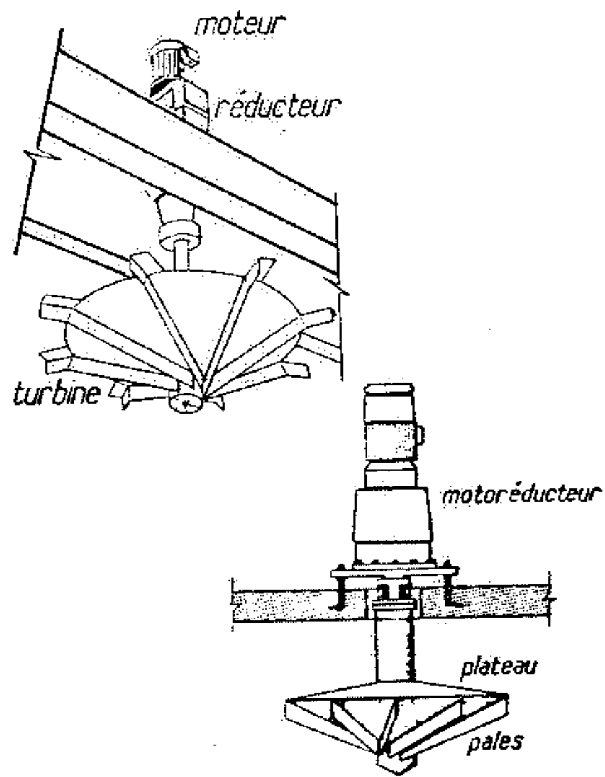


Figure 65 : Turbines lentes

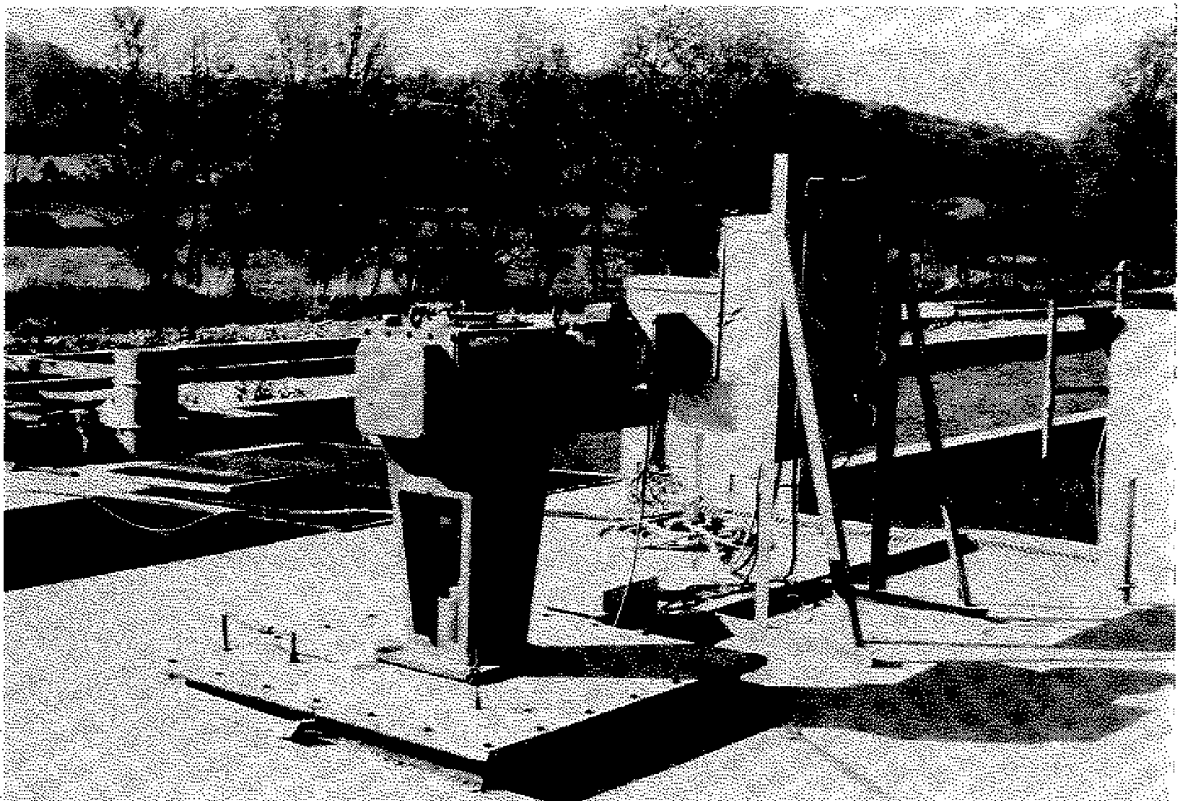


Photo 29 : Oxygénation par turbine lente sur ponton
Pisciculture Sté Donald

Photo J.P.
Réalisation Air-Liquide

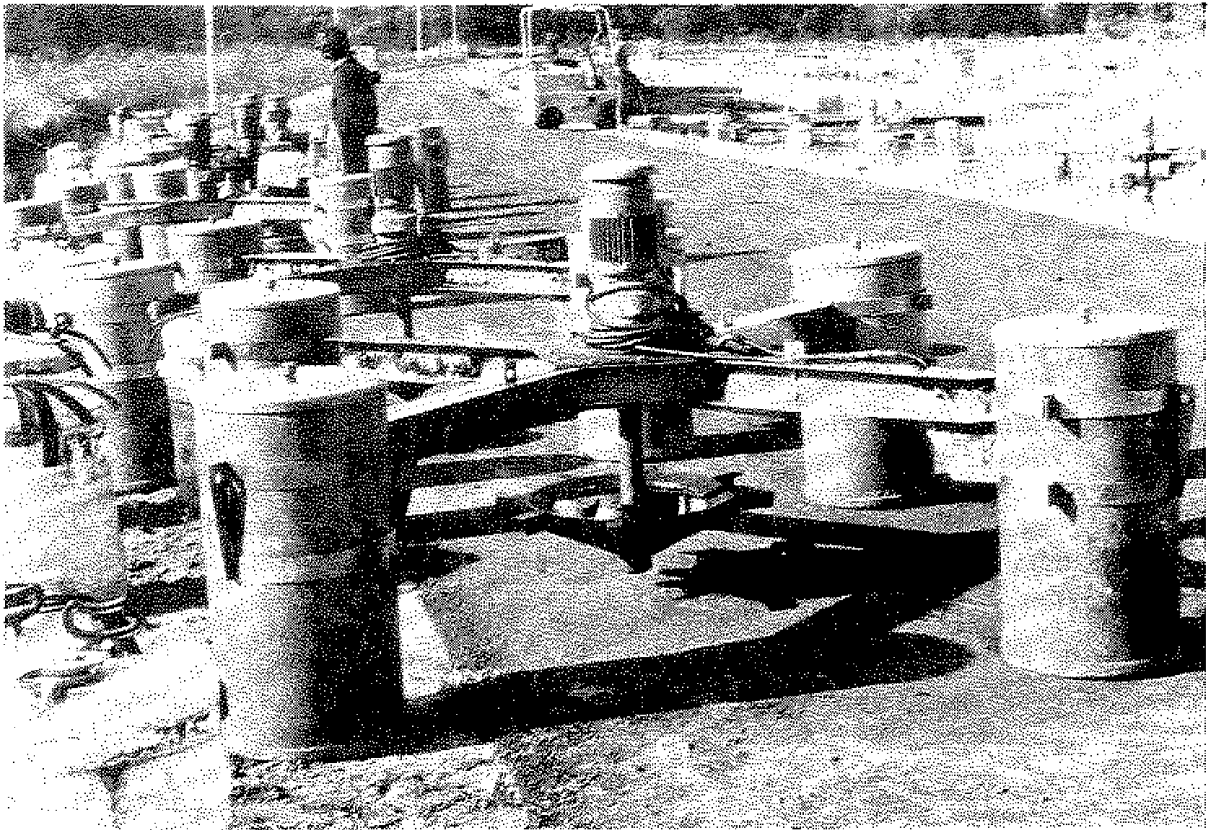


Photo 30 : *Aération par turbine lente sur flotteur*
On distingue : moteur, réducteur, turbine.
Pisciculture de Mézos

Photo J.P.

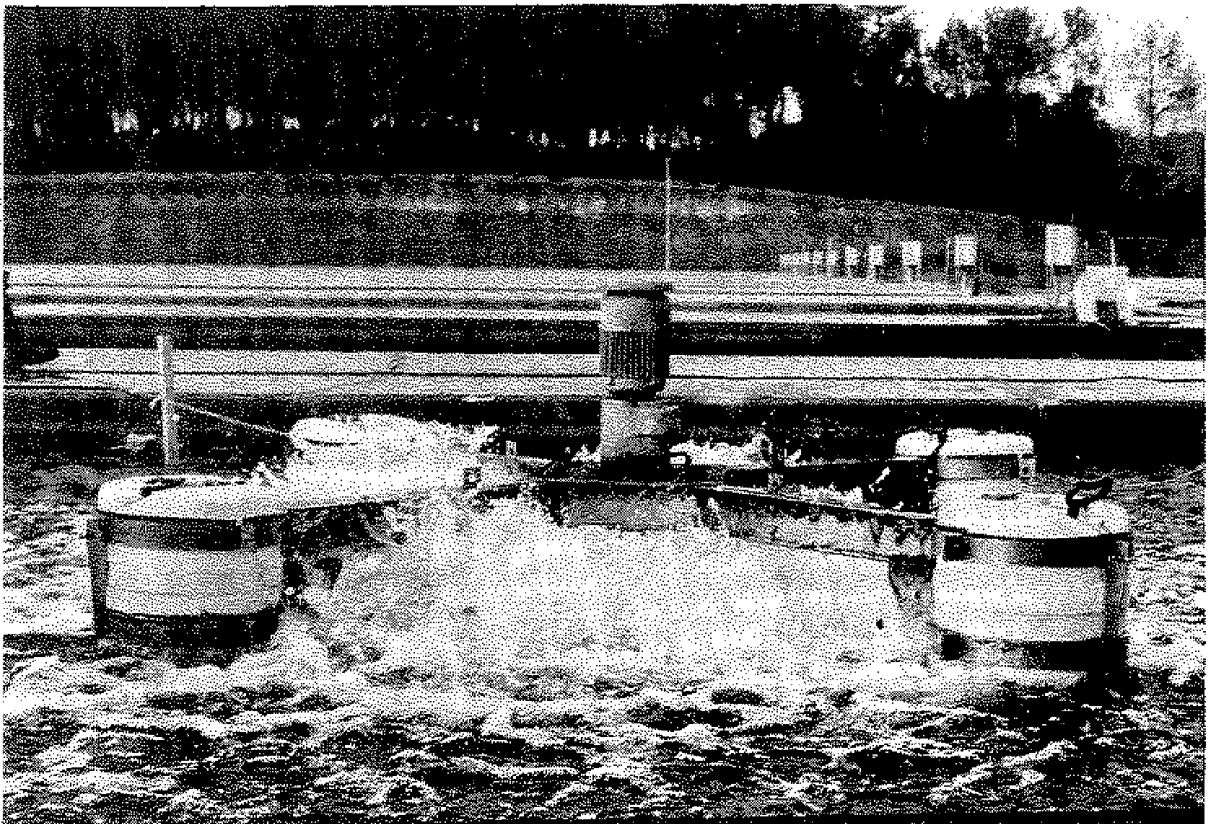


Photo 31 : *Aération par turbine lente sur flotteur*
Pisciculture de Mézos

Photo J.P.

- incorporation d'air : 10 % pour rendement maxi, 20 % pour capacité maxi ;
- perte de charge du système : 0,30 à 0,50 m (ce qui correspond à une dénivelée nécessaire de 1,5 à 2 m si l'alimentation du tube en U est gravitaire).

3.3.3.5.- Turbines

■ Turbines lentes (figure 65)

On distingue les turbines lentes avec réducteur de vitesse du moteur et les turbines rapides en prise directe avec le moteur (photos 29, 30, 31).

Caractérisées par la présence d'un réducteur entre le moteur (1 500 t/min) et la turbine (entre 400 et 700 t/min), elles sont intéressantes en pisciculture par :

- leurs performances ;
- la possibilité d'être mises en bassin sans nécessité de protection des poissons.

Par contre, le réducteur demande de l'entretien, il n'est pas facile de trouver de petites turbines adaptées aux bassins de pisciculture, et elles sont sensibles aux variations de conditions d'immersion, ce qui implique soit un calage impeccable des flotteurs, soit la garantie d'un niveau d'eau constant sous le ponton (figure 66).

■ Turbines rapides (figure 67)

En prise directe sur le moteur, elles sont munies d'une hélice qui pompe et projette l'eau. On en trouve depuis 0,5 ch, ce qui est très intéressant pour les bassins peu profonds. Par contre, l'hélice doit être isolée des poissons, ce qui implique un moteur réversible pour décolmater la grille de protection, procédé qui n'évite pas le nettoyage manuel à la brosse ou au jet pression.

3.3.3.6.- Diffuseurs (photo 32)

Selon la taille des bulles formées, on distingue :

- les fines bulles (3 mm, moyenne à l'émission) ;
- les moyennes bulles (4-6 mm, moyenne à l'émission) ;
- les grosses bulles ne sont pratiquement plus utilisées.

En pisciculture, les faibles hauteurs d'eau donnent des temps de contact assez courts.

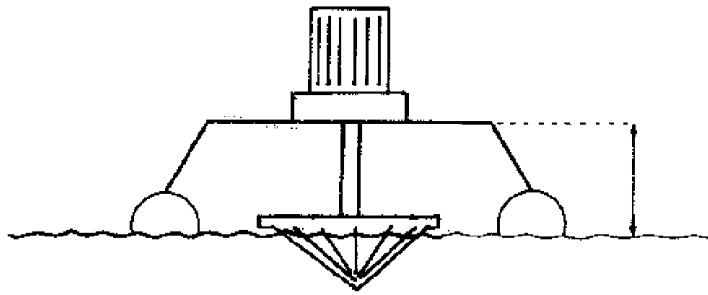
L'évaluation du transfert par mètre cube d'air ou d'oxygène injecté peut être calculée à partir des graphes de la figure 68.

$$\frac{O_2 \text{ dissous}}{O_2 \text{ injecté}} = K' \cdot H \cdot F.$$

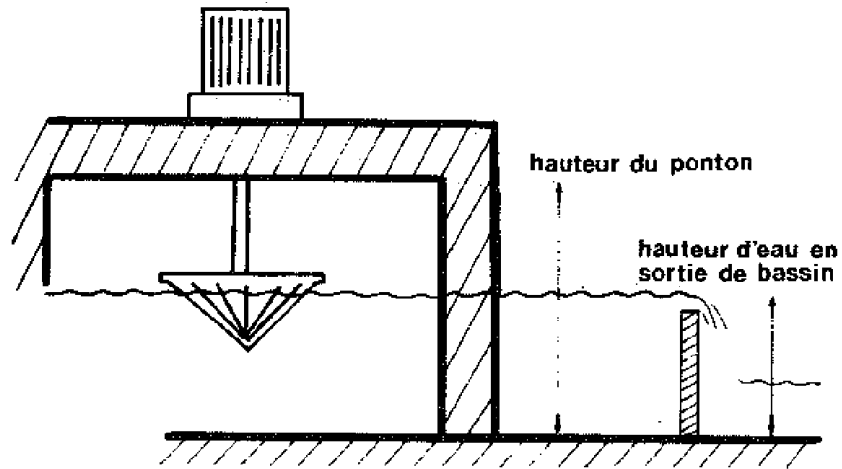
K' est donné en fonction du diamètre des bulles (figure 68),

H est la hauteur d'eau,

F est le coefficient de corrélation, tel que $F = \frac{C_s - C}{C_s}$ (plus haut).



Sur flotteur: réglage possible



**Sur ponton : pas de réglage possible
en fonction de la hauteur d'eau**

Figure 66 : *Calage en hauteur d'une turbine*

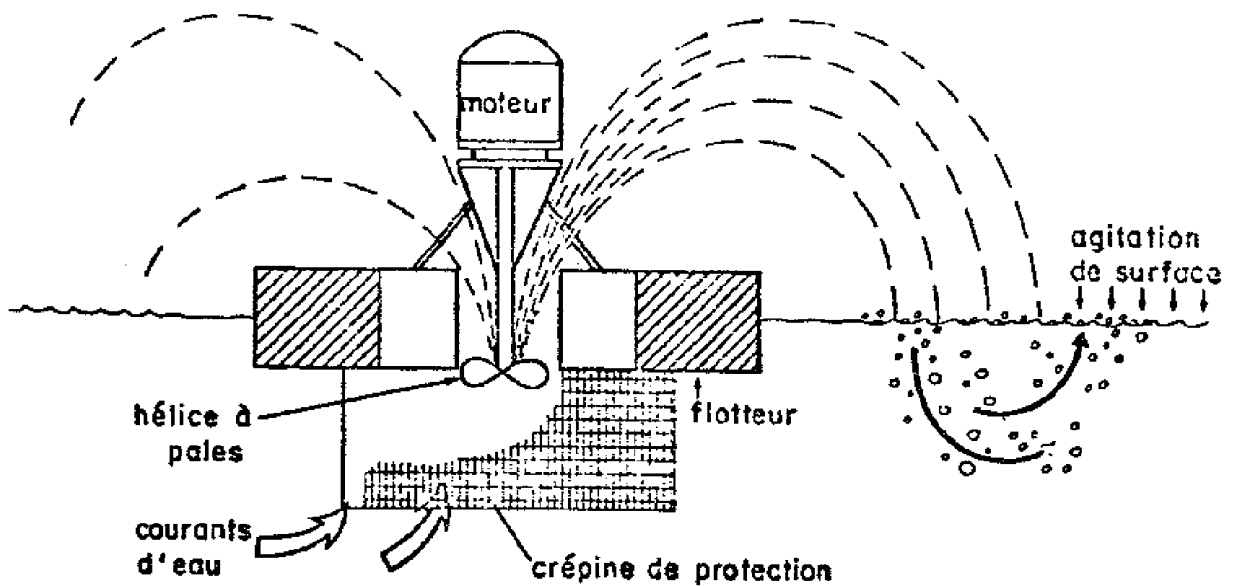


Figure 67 : *Turbine rapide*

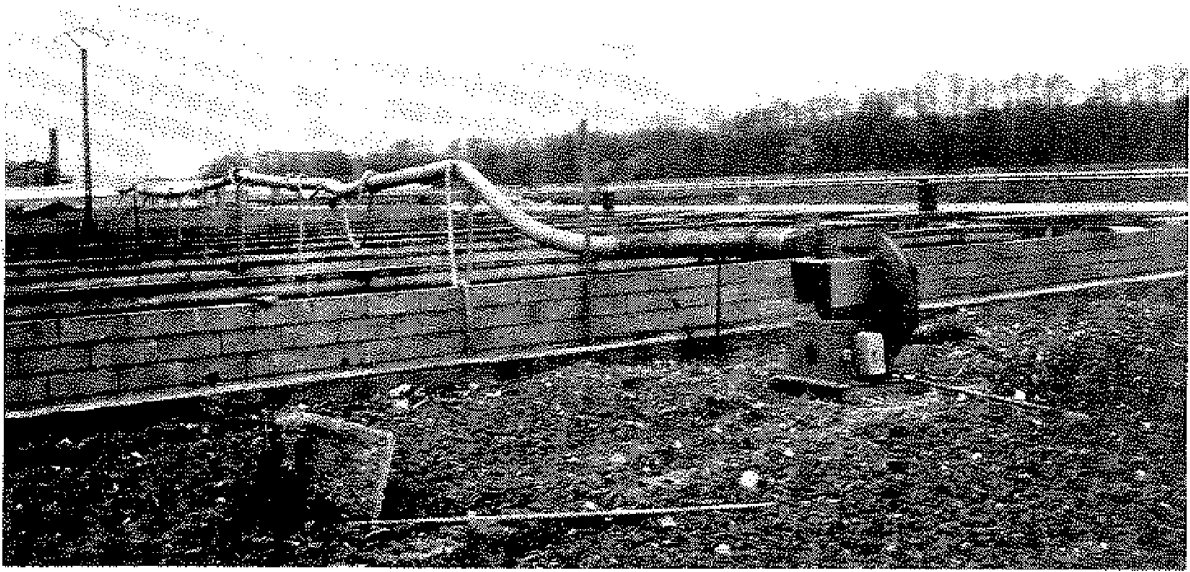


Photo 32 : Aération par diffuseurs

La partie mécanique est constituée par un compresseur périphérique distribuant l'air surpressé par canalisations
Pisciculture de La Rochotte

Photo J.P.

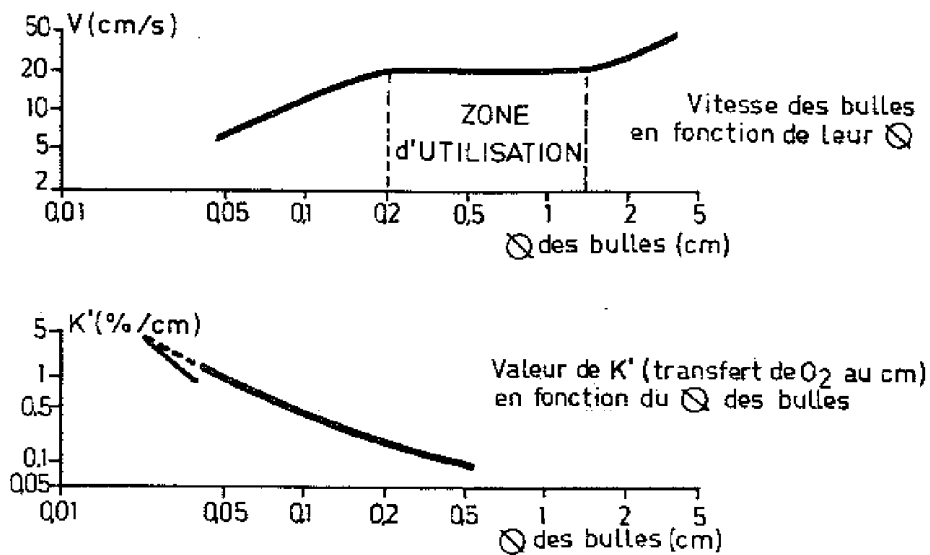
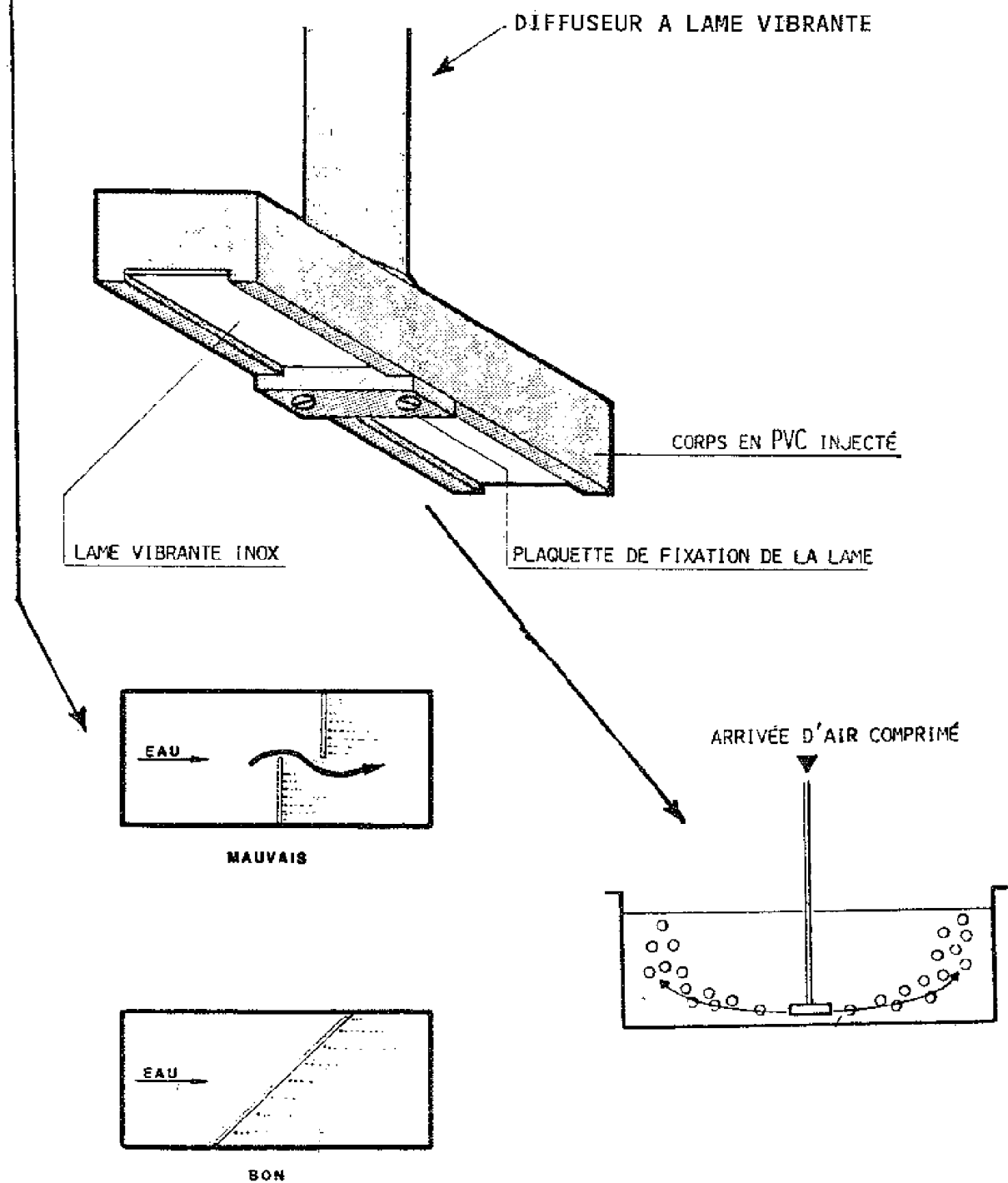
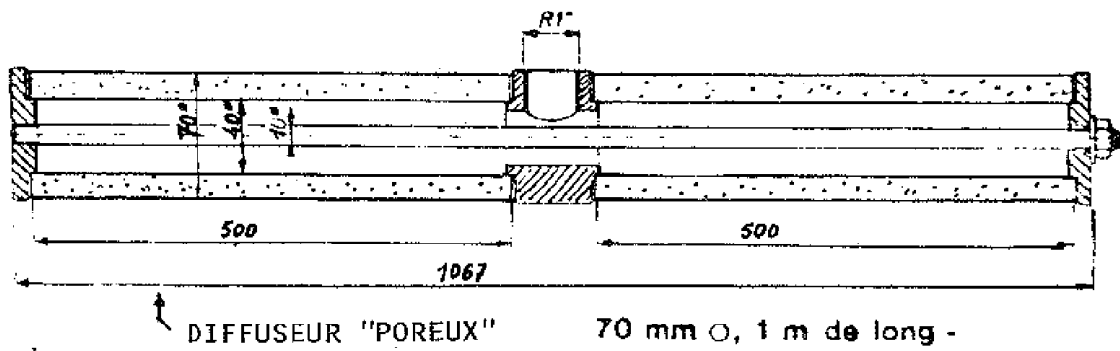


Figure 68 : Calcul d'un diffuseur : détermination graphique

■ Données générales

Débit au mètre linéaire : 10 à 40 m³/h/m (il existe un débit optimal et un autre maximal).

En fines bulles et à l'oxygène pur, le transfert est de 10 à 13 %/m de hauteur (conditions standards); avec utilisation d'air, il faut diviser par cinq.



Figures 69, 70 : Types de diffuseur et implantation

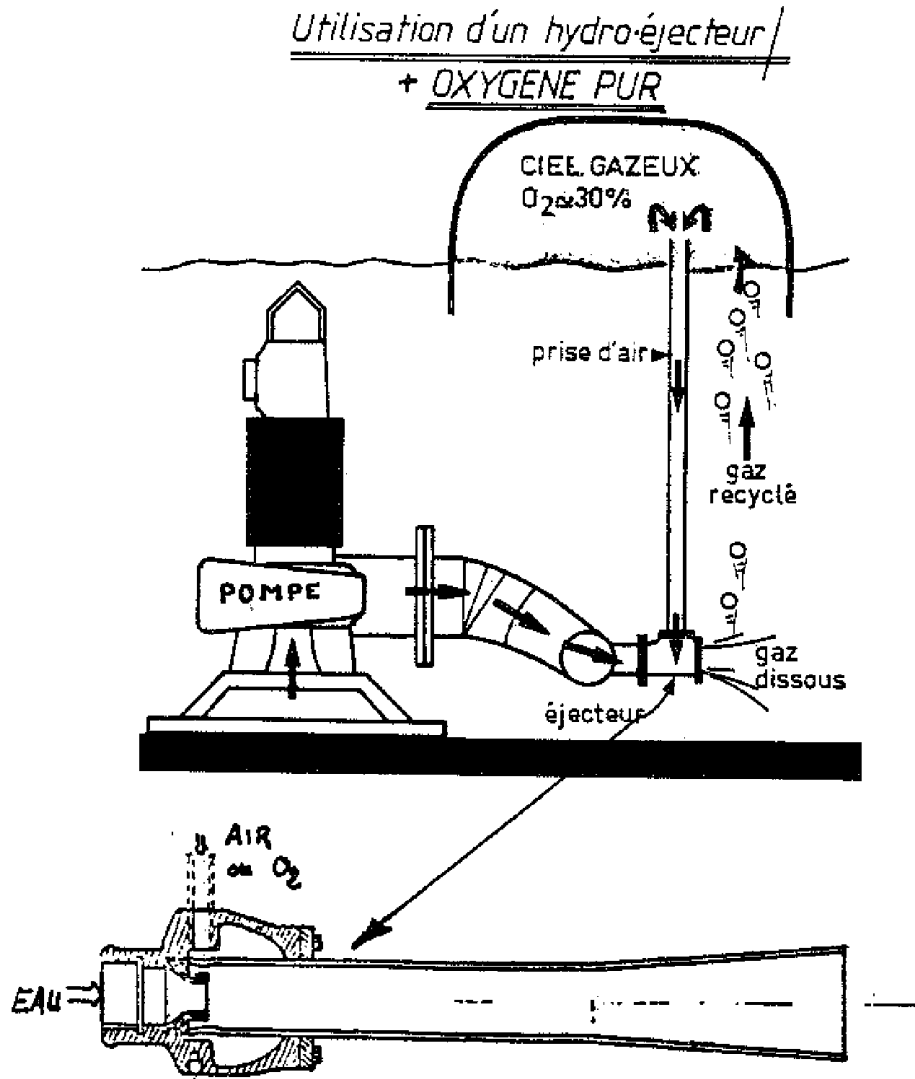


Figure 71 : Principe de l'hydroéjecteur

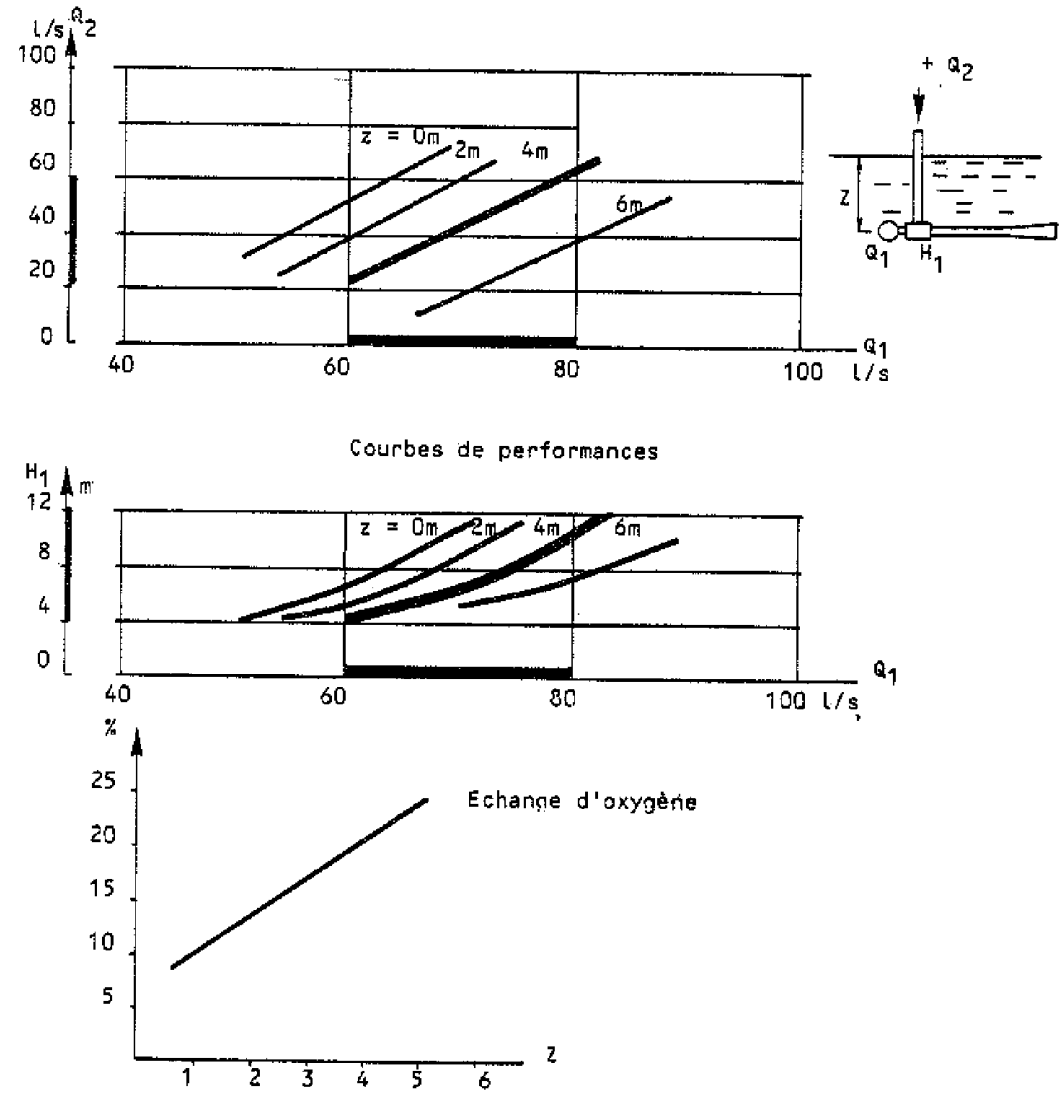


Figure 72 : Calcul d'un hydroéjecteur : détermination graphique (D'après Flygt)

■ *Implantation (figures 69, 70)*

1. En canal, ou bassin avec de l'eau circulante, le dispositif (poreux, pipes) doit *barrer tout le canal*, de préférence en biais pour gagner de la longueur.
2. A faible profondeur, la formation, l'accélération puis l'éclatement de la bulle interviennent pour une part non négligeable dans le transfert. En conséquence, on montre qu'une orientation latérale des trous de diffusion donne un gain (jusqu'à 7 %) au niveau du transfert d'oxygène.
3. En fines bulles, prévoir la nécessité du nettoyage ou du remplacement du dispositif.

La diffusion d'air est obtenue à partir de matériaux poreux (pierre, caoutchouc, plastique, papier plastifié).

Les grandes longueurs nécessaires à l'obtention d'une oxygénation en bassins rendent leur entretien coûteux. En effet, les conditions de pisciculture sont beaucoup plus favorables au développement d'algues qu'en station d'épuration classique.

Trois solutions sont proposées par les fabricants :

- pierres poreuses, traitées anti-algues (elles se colmatent à la longue malgré ce traitement) (Schümacher) ;
- production de bulles par lames vibrantes ; le procédé proposé par CGEE va être testé en aquaculture. Il est imbouchable ;
- tubes de papier plastifié, dont le coût très faible permet le remplacement après colmatage. Ce matériau est commercialisé usuellement pour l'irrigation. Il est difficile à installer dans les grands bassins.

3.3.3.7.- Hydroéjecteurs (*figures 71, 72*)

Ils utilisent l'effet Venturi. Une pompe refoule de l'eau dans un étranglement, où se crée une dépression utilisée pour aspirer de l'air ou de l'oxygène.

Le tout forme un bloc très facile à déplacer et dont la capacité d'oxygénation va de 1 à 4 kg d'O₂/h (standard).

A faible profondeur, leur rendement est mauvais à moyen en comparaison d'autres procédés, mais ils deviennent bons s'il est possible de les immerger sous 2 m et plus. La pression motrice va de 0,5 à 2 bars.

3.3.3.8.- Aérateurs - Tableau comparatif (pisciculture)

Voir pages 158, 159

3.3.4.- *L'air et l'azote - L'oxygénation*

3.3.4.1.- Les sursaturations en gaz

Il y a sursaturation quand la somme des pressions partielles des gaz dissous dépasse la pression barométrique. L'air contenant près de 80 % d'azote et celui-ci n'étant pas consommé, l'apparition d'azote en

Tableau comparatif (pisciculture)

	Cascades	Brosses	Jets	Tubes en U	Turbines lentes	Turbines rapides	Diffuseurs	Hydro-éjecteurs
<i>Modalités d'installations</i>								
Sur pompes	+	0	+	+	0	0	0	+
Avec soufflantes	0	0	0	+	0	0	+	0
Mise directe en bassin	0	±	±	0	+	±	+	+
Mobilité	0	0	±	0	±	+	++	+++
Performance en conditions moyennes								
Apport en O ₂ standard au kWh (A.S.B.)	1 -1,5	1,5	1,5-2,0	2-3	1,5 -2,0	1,0	0,5 -1,0	0,5-1,0
Investissement Coût moyen par kWh installé	Variable mais faible	3 500 F	2 000 F	12 000 F (pompes comprises)	8 500 F	4 500 F	6 000 F (turbines incluses)	3 000 F
Efficacité en condition de pisciculture	-	+	+	+++	+++	++	++	++

Tableau comparatif (pisciculture) (suite)

	Cascades	Brosses	Jets	Tubes en U	Turbines lentes	Turbines rapides	Diffuseurs	Hydro-éjecteurs
Maintenance (coût)	Aucune	Faible	Faible	Entretien des pompes	Moto-réducteur	Nettoyage des grilles de protection	Remplacement ou nettoyage des poreux	Entretien des pompes
Réglage de puissance en continu	Impossible	Possible si prévu	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible
Facilités d'utilisation d'oxygène pur sans modifications importantes	0	0	0	+	0	0	+ mais coûteux	+
Mise en circulation amont-aval de l'eau du bassin	Par principe	++	++	Par principe	0	0	+ avec aménagement	++

sursaturation accidentelle ou structurelle (approvisionnement en nappe profonde) est relativement courante en pisciculture.

La sursaturation en azote peut provenir :

- d'un réchauffement des eaux ;
- d'une prise d'air à l'aspiration d'une pompe ;
- d'un aérateur qui marche "trop bien".

L'azote gazeux est difficile à mesurer. Au niveau d'un aérateur suspecté d'entraîner des sursaturations, le plus simple est de mesurer l'oxygène. S'il y a sursaturation, il convient de limiter les performances (en agrandissant l'orifice d'injection d'un jet par exemple).

Les mortalités engendrées sont souvent conséquentes, mais non systématiques (elles dépendent de multiples facteurs tels que la dureté de l'eau).

Les sursaturations dues à l'oxygène sont par contre relativement bien tolérées par les poissons (jusqu'à 200 % pendant plusieurs jours). Les oeufs, en principe, sont peu ou pas sensibles.

La récupération des poissons malades se fait en 2 h lorsqu'ils sont replacés dans de bonnes conditions.

L'élimination des gaz en sursaturation obéit aux mêmes lois que celles de l'aération : il s'agit cette fois de transférer le gaz de la phase liquide vers la phase gazeuse.

On pourra donc procéder, par exemple, par turbinage ou soufflage d'air sous faible hauteur d'eau.

Les puissances à mettre en oeuvre sont souvent importantes, compte tenu des objectifs qui visent à ramener la concentration en gaz très proche de la saturation (les sursaturations peuvent être nocives dès 102-103 %). Le problème est similaire à celui d'aérer une eau proche de la saturation tel qu'il a été exposé précédemment. La compression de l'air étant exclue, il apparaît que lorsque la température augmente, l'utilisation d'oxygène pur peut être justifiée économiquement, face à des aérateurs de moins en moins performants.

3.3.4.2.- Utilisation de l'oxygène pur (*figure 73*)

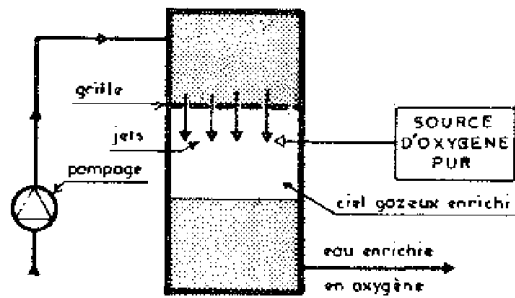
L'application de l'oxygène pur en pisciculture a été discutée par Petit et Maurel (1982) (voir tableau ci-après, *photos 33, 34, 35, 36, 37, 38*).

L'application de l'oxygène pur se justifie :

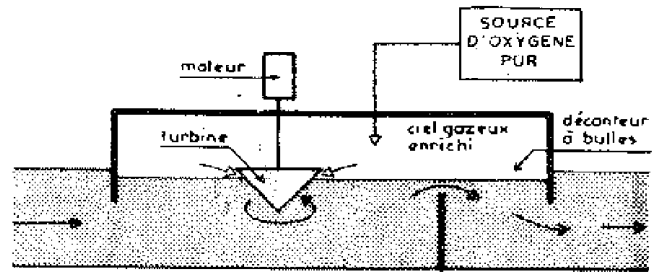
- lorsque la température est élevée, le rendement des aérateurs à l'air tendant alors vers 0, la teneur en oxygène à maintenir approchant la saturation ;
- lorsque l'on veut sursaturer une eau en oxygène sans le risque d'embolie gazeuse due à l'azote (*figure 74*).

En élevage intensif, les limitations de charge ou de croissance sont le plus souvent liées à un manque d'oxygène. Si l'on complète l'oxygène disponible naturellement dans l'eau par un apport extérieur d'oxygène, on constate que la charge peut être fortement augmentée sans effet défavorable sur la prise de nourriture.

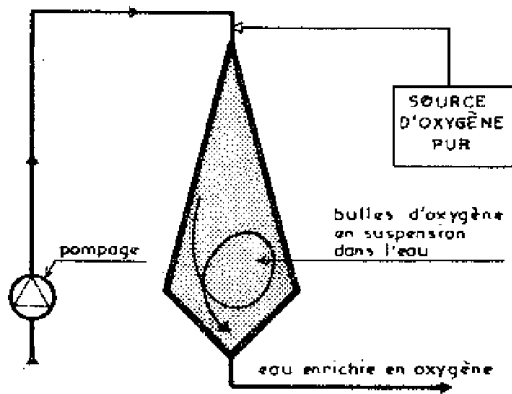
1 - JETS



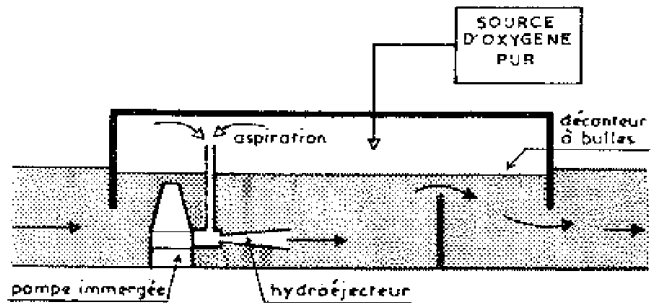
4 - TURBINE



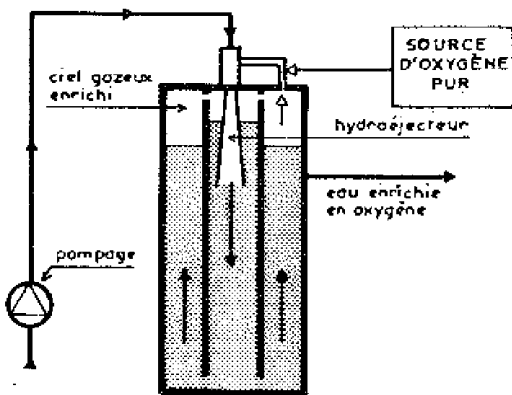
2 - BICONE



5 - HYDROEJECTEUR



3 - HYDROEJECTEUR



6 - TUBE EN U

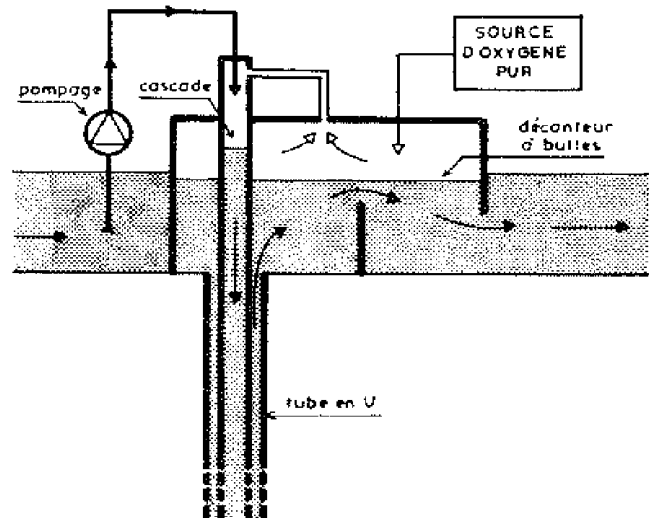


Figure 73 : Principe de la mise en oeuvre de l'oxygène pur

Les trois premiers types de dispositif à l'oxygène pur représentés sur ces schémas correspondent à des installations sur pompage, destinées en principe à des débits modestes (salles d'incubation-alevinage, viviers). Les trois autres types d'installation à l'oxygène pur permettent de traiter des débits importants. Ils comportent tous un caisson formant cloche étanche, par exemple en couverture de canal d'amenée. Cette enceinte fermée permet de récupérer l'oxygène qui n'a pas été dissous à son premier passage, et de le recycler dans le dispositif de dissolution.

Evaluation du coût d'utilisation de l'oxygène pur fourni par générateur ou par évaporateur, comparé à l'utilisation d'aérateurs classiques (conditions économiques du tableau : 1982)

Aération classique (turbines avec apport spécifique de 0,8 kg O ² /kWh)		Température : 20°C Teneur de saturation de l'eau en oxygène : 8,88 mg/l		Installation à l'oxygène pur (hydroéjecteurs sous enceinte étanche)		
250 l/s	250 l/s	Débit traité		250 l/s	250 l/s	
7,5 kW	7,5 kW	Puissance électrique du dispositif de dissolution		7,5 kW	7,5 kW	
5 mg/l	7,5 mg/l	Concentration d'oxygène à l'entrée du dispositif		5 mg/l	7,5 mg/l	
6,82 mg/l	8,15 mg/l	Concentration d'oxygène en sortie de dispositif		11,6 mg/l	11,6 mg/l	
1,23 m ³ /h	0,44 m ³ /h	Volume horaire d'oxygène dissous par le dispositif		4,46 m ³ /h	2,77 m ³ /h	
4,7 t	1,7 t	Mini	Tonnes stockées grâce au dispositif	Mini	17 t	
7,1 t	2,5 t	Moyen		Moyen	26 t	
9,4 t	3,3 t	Maxi		Maxi	34 t	
0	0	Oxygène pur consommé par le dispositif		6 m ³ /h	3,8 m ³ /h	
1,52 F	4,26 F	Coût du m ³ d'oxygène dissous (kW)	(kW +gaz)	avec oxygène fourni par bouteilles	13,74 F à 15,25 F	14,26 F à 15,79 F
				avec oxygène fourni par évaporateur	4,41 F à 12,22 F	4,84 F à 13,00 F
				avec oxygène fourni par générateur	1,80 F	2,32 F
190 F	540 F	Coût mensuel par tonne stockée grâce au dispositif (tonnage moyen) (kW)	(kW +gaz)	avec oxygène fourni par bouteilles	1 697 F à 1 883 F	1 777 F à 1 969 F
				avec oxygène fourni par évaporateur	544 F à 1 510 F	603 F à 1 621 F
				avec oxygène fourni par générateur	222 F	289 F

Photo 33 : *Oxygénation : la source d'oxygène peut être l'air comprimé, puis traité sur un matériau adéquat (zéolithes). La séparation de l'azote et de l'oxygène est effectuée en alternance par chacun des filtres. L'appareillage ci-contre a été expérimenté en pisciculture.*
Sté Donald
Pisciculture de La Rochotte
Pisciculture Cornec
Photo Aquinove

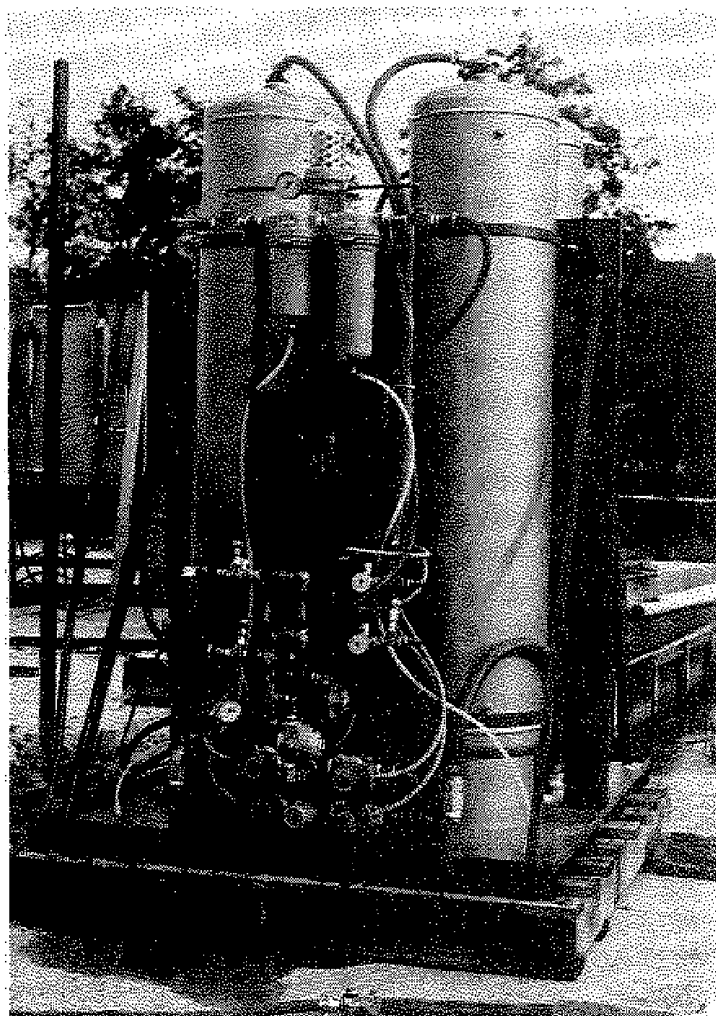
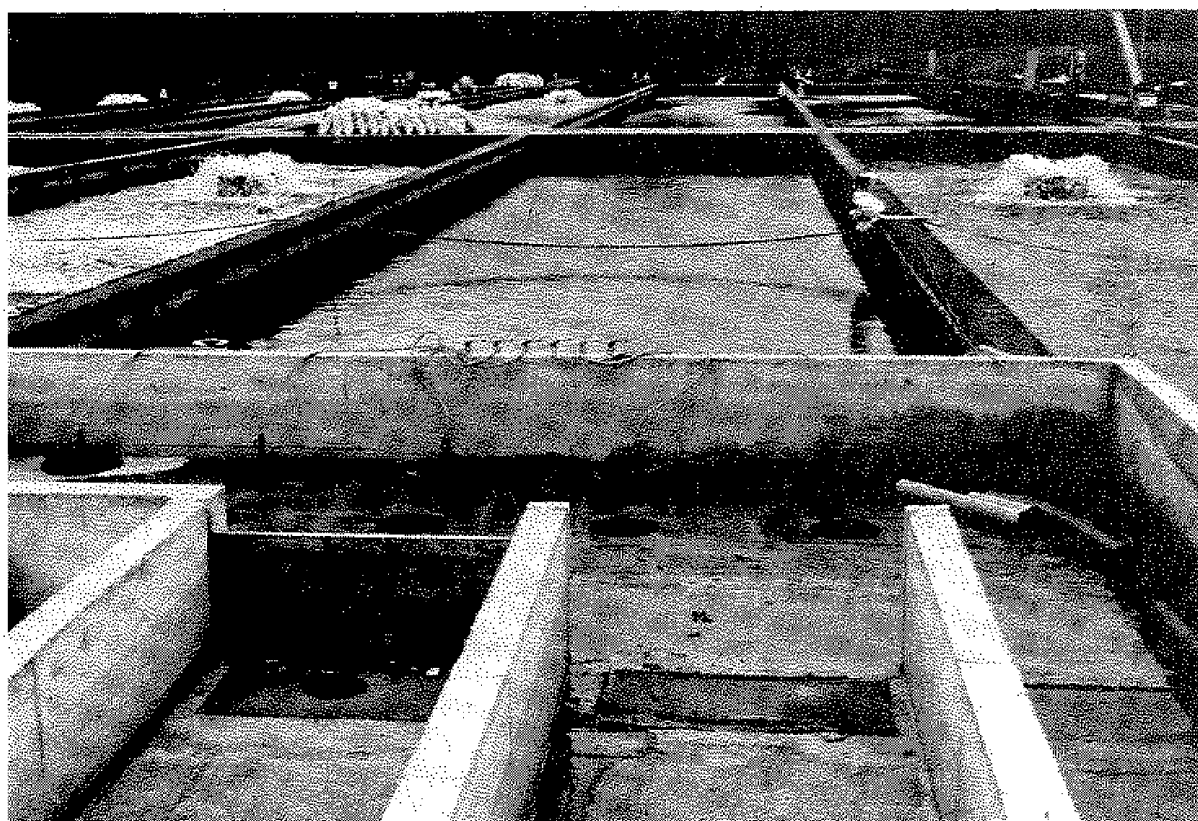


Photo 34 : *Oxygénation par jets (dispositif à sec)*
L'eau pénètre, par les orifices de la plateforme, dans l'enceinte à ciel fermé sous-jacente. Les jets formés brassent l'eau dans une atmosphère enrichie en oxygène.

Pisciculture bretonne (Le Dreff) -Photo J.P., réalisation Air Liquide



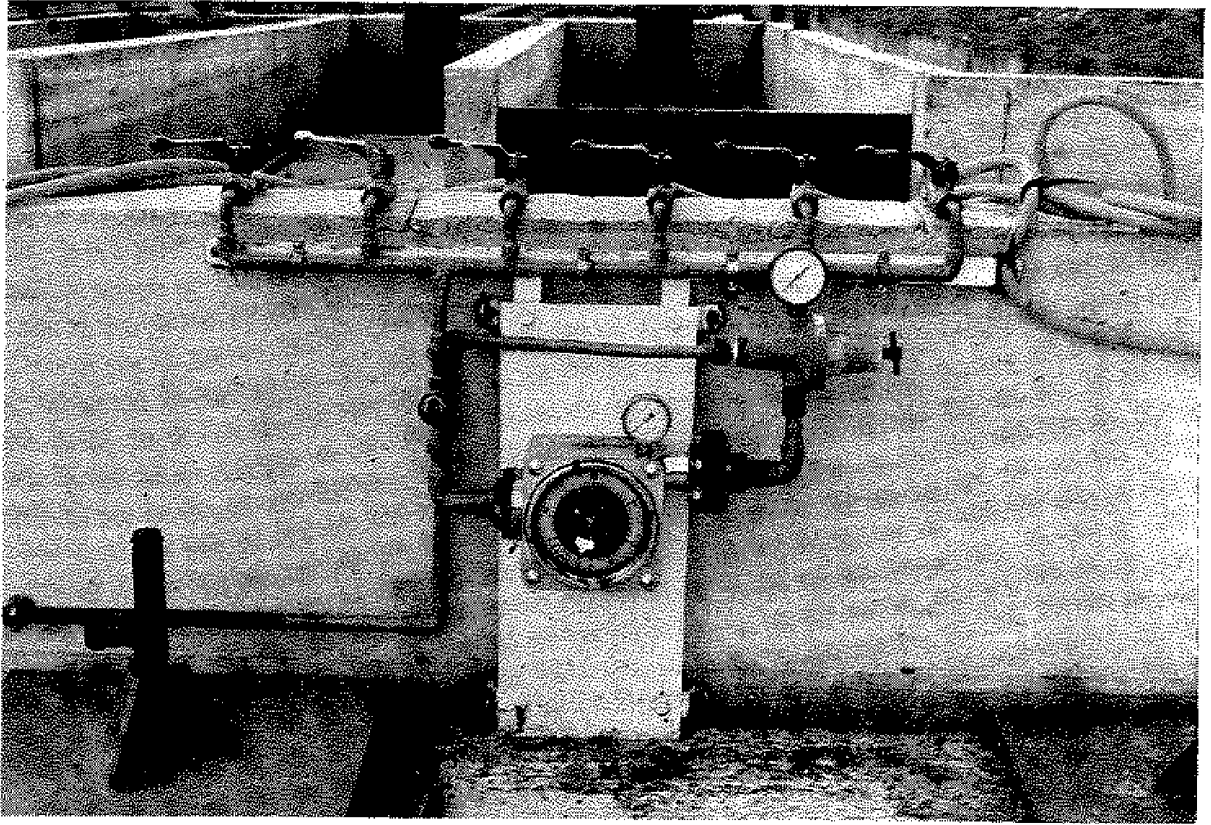


Photo 35 : Dispositif de contrôle de l'oxygène de l'installation précédente (photo 34)

Photo J.P.

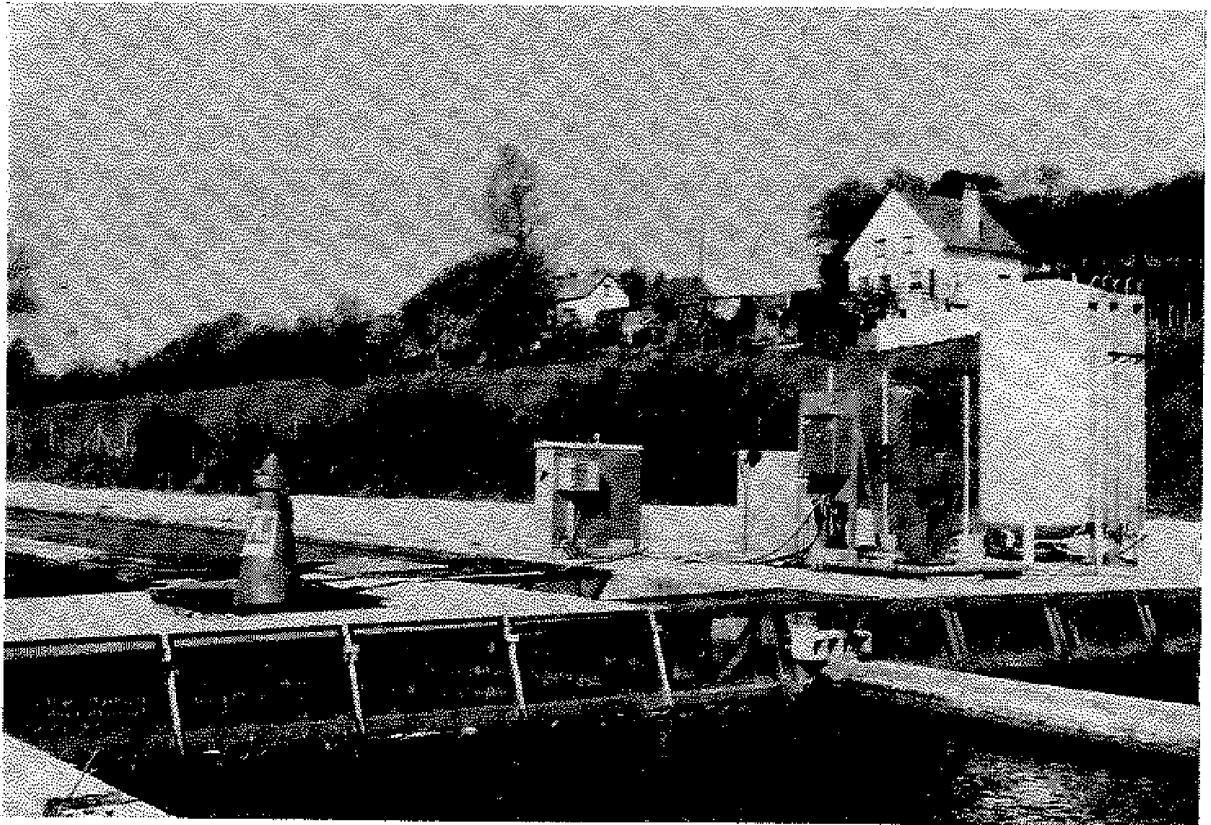


Photo 36 : Oxygénation par biconé (voir aussi figure 73)
Pisciculture Sté Donald

Photo J.P.
Réalisation Air Liquide

Photo 37 : *Oxygénation par hydro-éjecteur (voir aussi figure 73)*
Photo J.P.
Réalisation Flygt

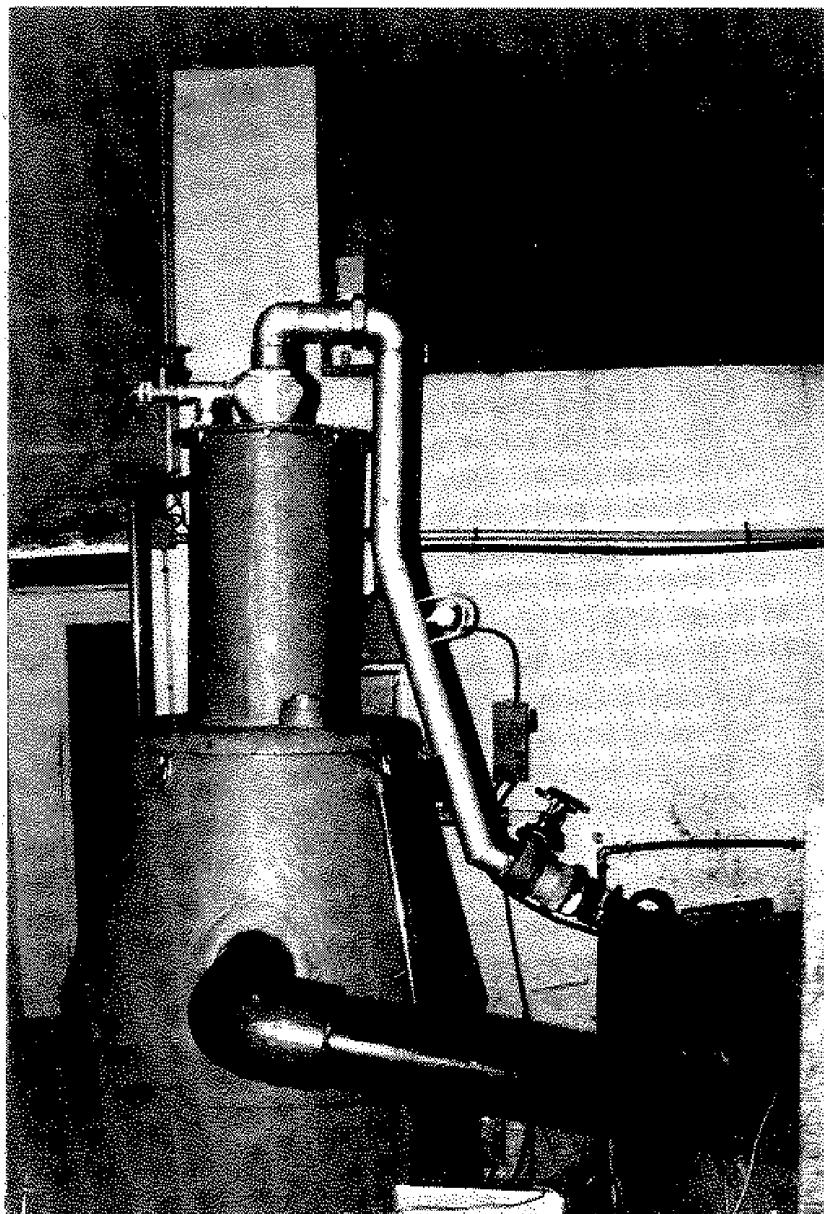
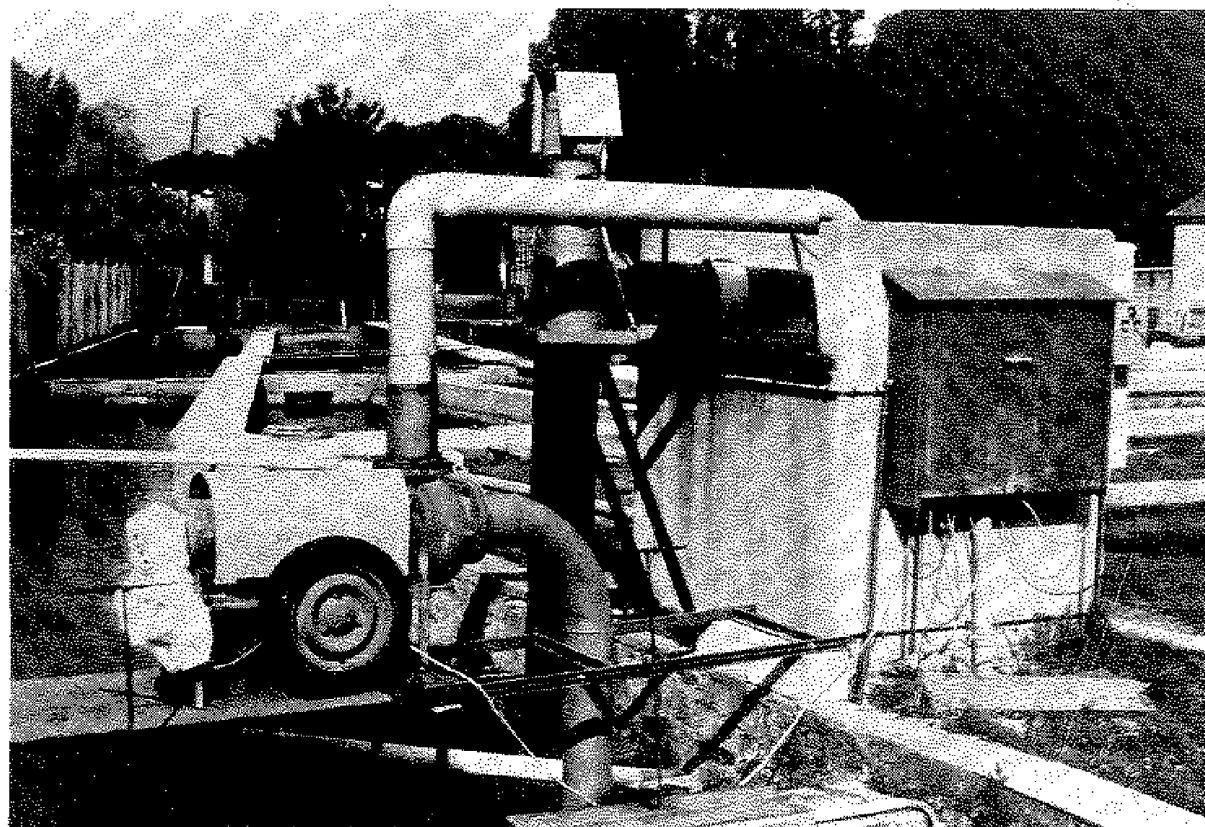


Photo 38 : *Oxygénation par jets*
Dans le dispositif présenté à la photo 34, les jets étaient gravitaires, ici ils sont produits par le pompage.
Pisciculture Breton-Ziegler
Photo J.P.
Réalisation Air Liquide



Ce n'est qu'ensuite qu'apparaît une seconde limite, celle de la teneur en ammoniaque consecutive à l'auto-pollution des bassins (cette seconde limite n'apparaît rapidement que dans des eaux à pH élevé).

Dans les piscicultures vulnérables à la saison chaude, trois facteurs se conjuguent pour diminuer les disponibilités en oxygène, et donc la charge en poissons (figures 75a, 75b) :

- le débit diminue, et, de ce fait, la quantité totale d'oxygène disponible naturellement diminue aussi ;
- chaque mètre cube d'eau peut dissoudre moins d'oxygène quand la température augmente : à 12°C, l'eau est saturée en oxygène à 10,4 g/m³ ; à 19°C, la teneur de saturation chute à 9 g/m³ ;
- le poisson consomme plus d'oxygène lorsque la température de l'eau augmente : une truite portion consomme 45 mg d'oxygène par heure à 12°C, et près de 70 mg d'oxygène par heure à 19°C (50 % de plus).

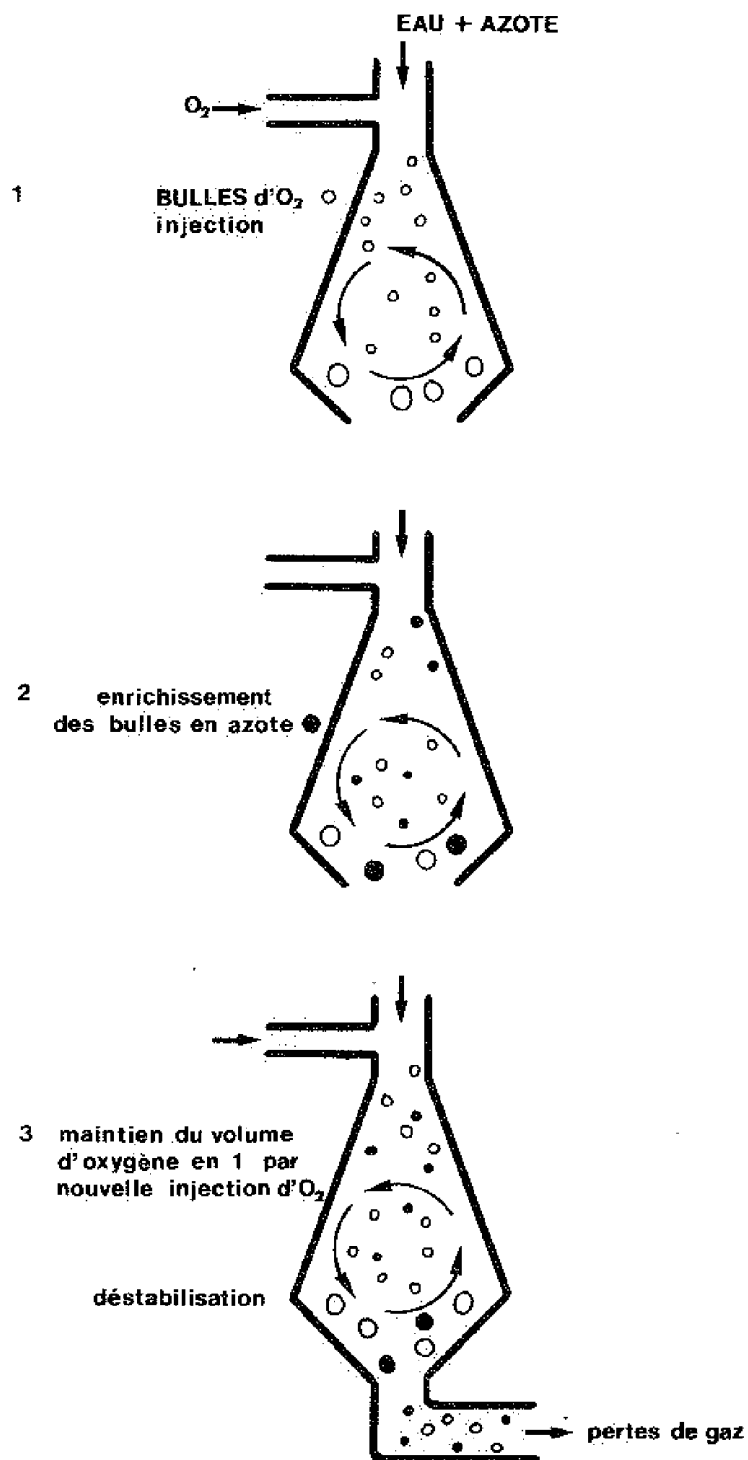


Figure 74 : Problème de l'azote en oxygénation

Sur une pisciculture où le débit tombe de 1 000 à 500 m³/h en été, et où la température de l'eau passe de 12 à 19°C, la quantité d'oxygène consommable par le poisson se trouve divisée par quatre sous l'influence conjuguée de ces trois facteurs*. La biomasse en élevage, si on veut la

* Le calcul est fait dans les conditions suivantes :

- eau saturée en oxygène à l'entrée de la pisciculture ;
- taux d'oxygène en sortie maintenu à 5 g/m³.

Figure 75a : Lorsque la température de l'eau augmente, non seulement le poisson consomme plus d'oxygène, mais l'eau contient elle-même moins d'oxygène disponible pour le poisson. Le croisement des courbes correspondantes, qui résulte de mesures réelles sur une pisciculture, indique le moment où l'oxygène disponible naturellement ne suffit plus à la consommation du poisson, et où il faut, soit recourir à l'aération ou à l'oxygénation, soit diminuer la ration. Cet exemple correspond à un débit constant.

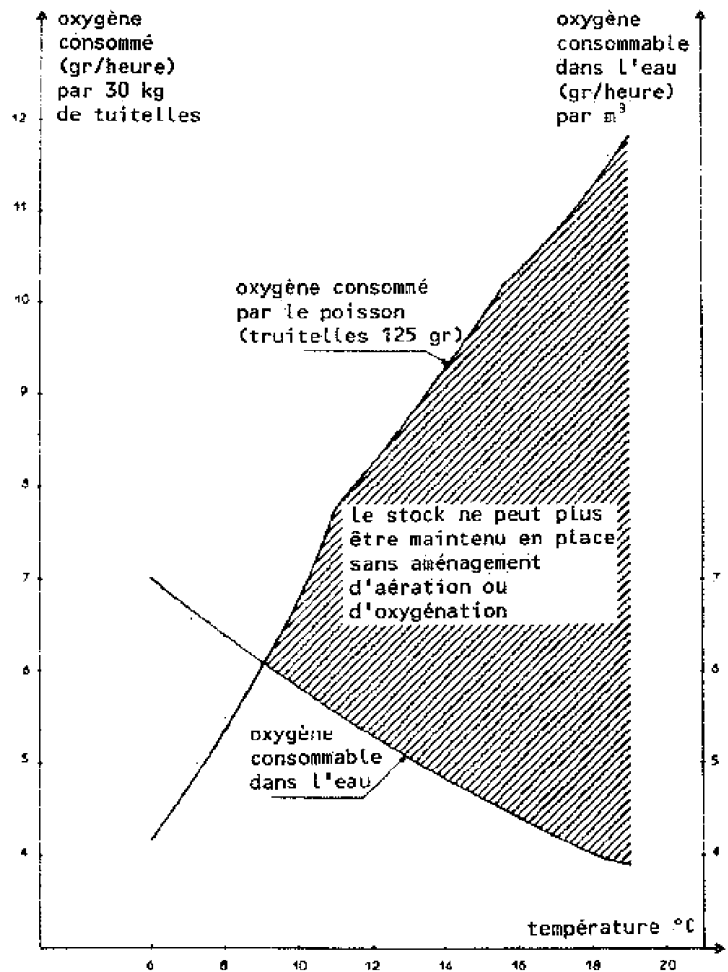
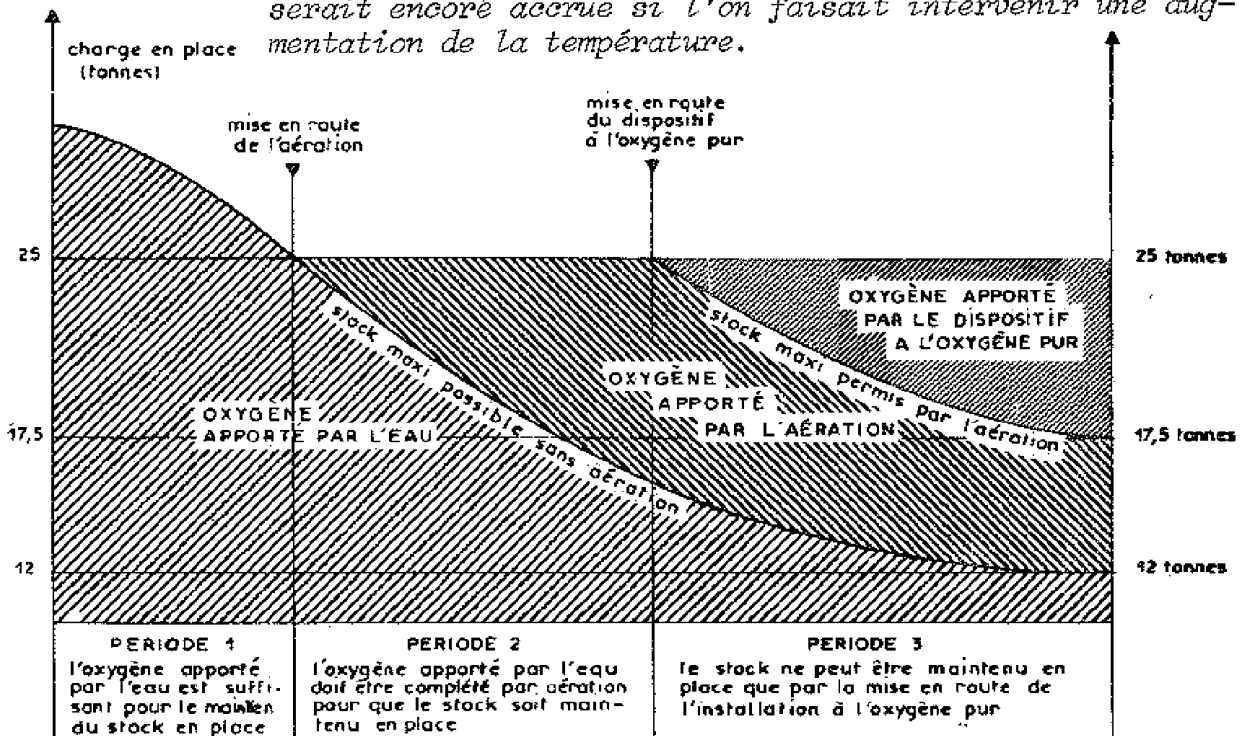


Figure 75b : Gestion de l'oxygène dans une pisciculture où le débit diminue fortement à la saison chaude, et où l'objectif est de maintenir 25 t de truites nourries normalement en stock. En période de fort débit, l'oxygène contenu naturellement dans l'eau suffit à la consommation des 25 t de poissons (période 1). En période 2, le débit a chuté, et il devient nécessaire de mettre des aérateurs en route. Le débit continuant à diminuer, les aérateurs se trouvent bientôt à la limite de leurs performances, et il faut compléter l'apport d'oxygène par un dispositif à l'oxygène pur (période 3). Ce graphique couvre une période de 6 mois. On a supposé dans cet exemple que la température de l'eau restait constante toute l'année. L'importance de l'aération et de l'oxygénation serait encore accrue si l'on faisait intervenir une augmentation de la température.



nourrir normalement, devra être divisée par quatre si aucun apport extérieur d'oxygène n'est réalisé. En saison chaude, l'oxygène pur est capable de résoudre les problèmes suivants :

- maintien du stock en place ;
- maintien d'une alimentation normale.

Avec un dispositif à l'oxygène pur amenant l'eau à 140 % de la saturation à l'entrée de la pisciculture, la charge n'est plus divisée que par deux (en conservant une alimentation normale).

Les effets de l'augmentation de température de l'eau - baisse de la teneur de saturation et consommation accrue d'oxygène par le poisson - auront été partiellement compensés par le dispositif à l'oxygène pur.

Les aérateurs classiques conservent leur rôle en fin de première série de bassins (là où la teneur en oxygène est la plus basse).

Les techniques de mise en oeuvre sont décrites dans les schémas, figure 73. Tous les procédés ont en commun la création d'atmosphère artificielle d'oxygène pur au-dessus d'une surface liquide, les conditions de l'équilibre changent et la teneur en oxygène à la saturation est considérablement augmentée : l'eau peut dissoudre beaucoup plus d'oxygène.

Dans ces conditions, on obtient aisément une sursaturation de l'eau en oxygène (120 à 140 % en pratique), sursaturation qui est suffisamment stable pour se maintenir sur une distance importante (canal d'amenée, par exemple) et qui est sans danger pour le poisson.

Toute sursaturation en azote est par contre évitée, puisque l'on introduit uniquement de l'oxygène pur dans le dispositif de brassage.

4.- LE RECYCLAGE

Le recyclage consiste à reprendre l'eau en sortie de pisciculture pour la réutiliser dans la pisciculture (*figure 76, photos 39, 40*).

Le recyclage est nécessité soit par :

- un manque d'eau, donc d'oxygène, et une auto-pollution accrue ;
- une eau, qu'il faut traiter (chauffer par exemple) et que l'on va recycler après traitement pour diminuer le coût énergétique et financier de l'opération : c'est le cas des salles d'incubation et d'alevinage.

Selon le degré de réutilisation, le traitement de l'eau recyclée comprendra :

- aération (deux à trois recirculations) : cas des piscicultures où l'eau est renvoyée sans traitement en tête de bassin ou d'exploitation ;
- aération-oxygénation (deux à trois recirculations - température élevée) ;
- aération-traitement matières en suspension (deux à quatre recirculations) ;

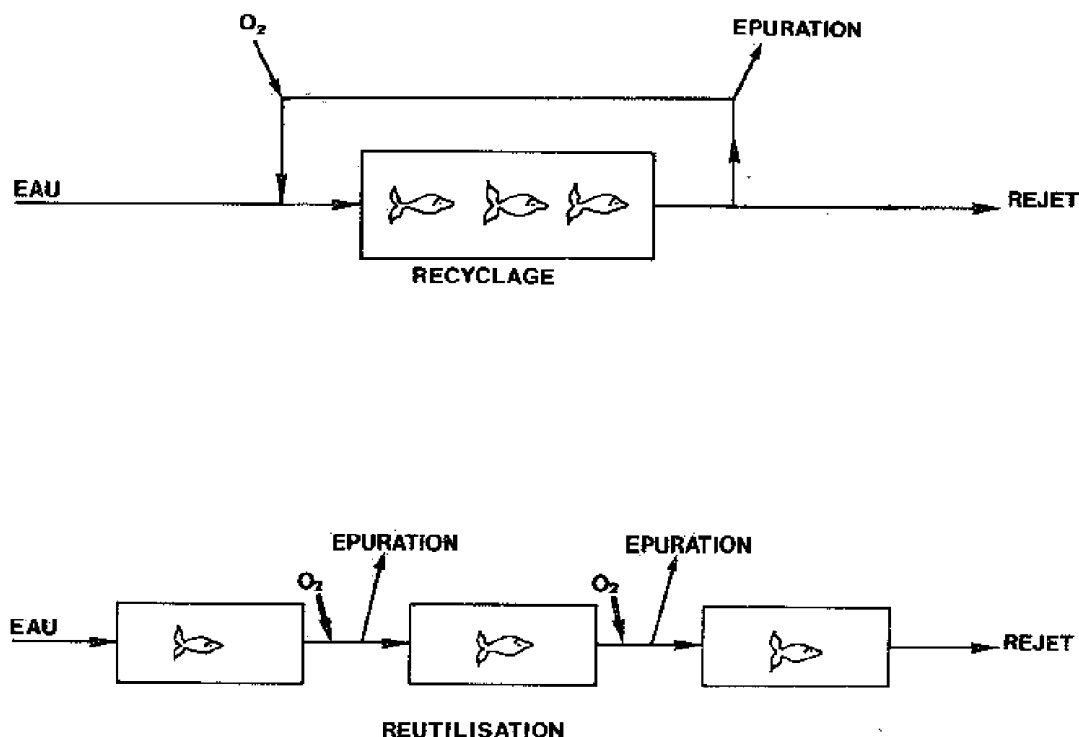


Figure 76 : *Recyclage/réutilisation*

- aération ± oxygénation-traitement MES et ammoniac (jusqu'à cinq recirculations en grossissement, dix en alevinage).

Tous ces traitements ont été étudiés ci-dessus. Il reste à établir la relation entre le taux de recyclage et le traitement envisagé.

Note.- Le recyclage à des taux élevés (90 %) avec une eau d'apport peu minéralisée (moins de 100 mg/l de CaCO_3) nécessite des corrections de pH, du fait de l'acidification entraînée par la nitrification (injection de chaux par exemple).

La détermination du taux optimal de recyclage fait appel à un ensemble de critères techniques (Petit, 1974) et économiques, qui nécessite le calcul d'optimums, calcul assez complexe. Les calculs simplifiés indiqués ci-dessus permettent une approximation souvent suffisante dans la pratique.

En supposant le volume des bassins non limitant, les *limites du système* sont les *seuils en polluants* admis par les poissons et, dans le cas de recyclage à taux très élevé, les modifications de température qui peuvent en résulter.

L'étude d'un recyclage ou d'une réutilisation va consister à déterminer à partir de quel taux de recyclage ou quel nombre de réutilisations ces seuils vont être atteints, ce qui nous donnera les limites des stocks pouvant être maintenues par cette technique et permettra l'étude financière des résultats attendus de l'aménagement avec l'investissement qu'il implique.

La détermination des seuils polluants est le point complexe de l'opération. Ceux-ci déterminés, les études d'hydraulique (pompage, distribution) et de génie chimique (aération, oxygénation, stripping, autopollution du système), ne présentent pas de difficultés particulières par rapport aux autres secteurs d'activités utilisant ces techniques.

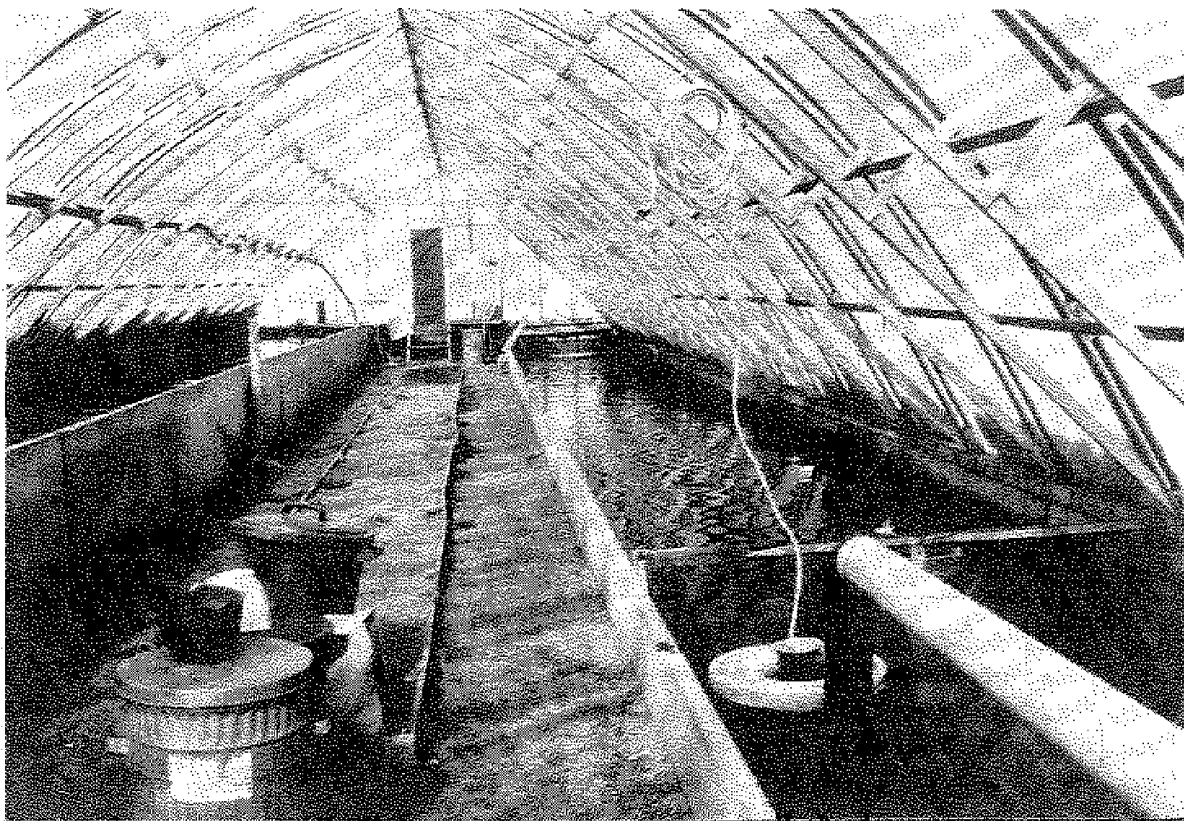


Photo 39 : Recyclage et conditionnement thermique

En climat froid, la croissance est très ralentie. Le recyclage permet de chauffer l'eau en minimisant le coût du chauffage.

Pisciculture canadienne

Photo J.P.

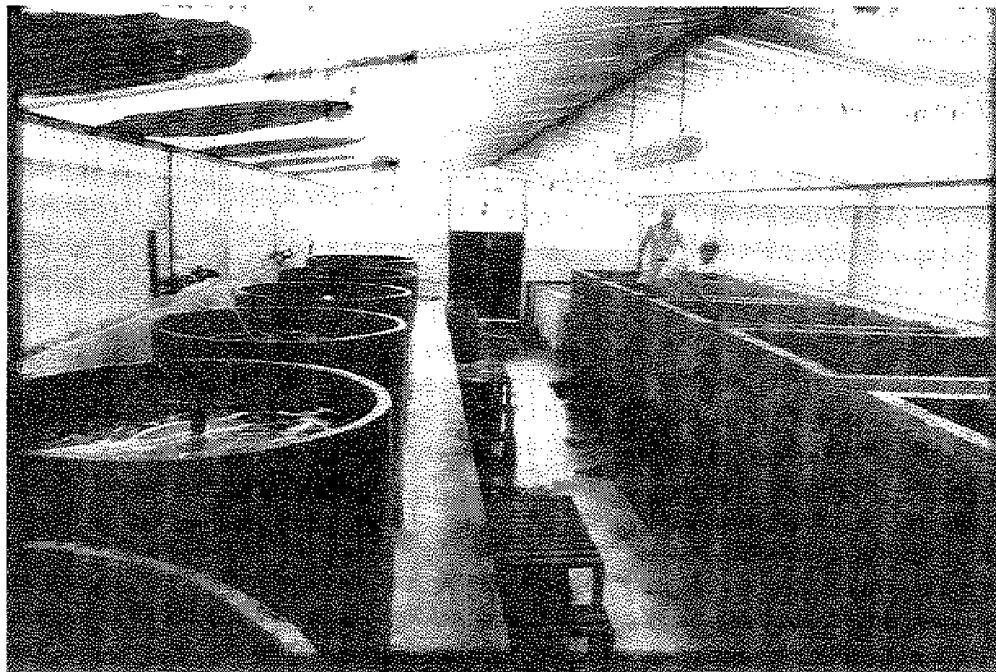


Photo 40 : Recyclage et qualité d'eau

Les écloseries de crustacés demandent des qualités d'eau difficiles à trouver dans le milieu naturel. Le recyclage permet d'obtenir ces qualités d'eau.

Écloserie de Chevrettes (Guyane)

Photo Aquinove

Réalisation France-Aquaculture

La détermination des seuils polluants se fera en général mois par mois, chaque mois étant caractérisé par une courbe de fluctuations nycthémérales de chaque paramètre majeur de la qualité des eaux : oxygène, ammoniac, pH et dureté (T.A.C.), gaz carbonique (dans la plupart des cas, on peut l'évaluer, en pisciculture, à partir des mesures précédentes), matières en suspension, DBO, azote total.

■ *Etude sommaire d'un projet de recyclage*

Données à réunir :

- prévisions de stock ;
- débit d'apport Q_0 m³/h ;
- seuil admissible C' ;
- température (θ) et pH.

Quantité d'oxygène disponible par m³/h d'apport (truites) :

$$\Delta.C.O. = 0,927 \times \left(\frac{475}{33,5 + \theta} \right) - 5,5$$

Calcul de la charge polluante au m³/h d'apport w :

$$\text{Débit d'apport connu : } w = \frac{W}{Q_0}$$

avec :

$$W = a.k.b.P$$

P , objectif de stock,

a , coefficient relatif au polluant considéré,

b , ration (en %/24),

k , coefficient tel que $k = \frac{A}{AT} = \frac{\text{ration réduite}}{\text{ration normale}}$.

Stock actuel (et concentration du polluant en bassin connu) :

$$w = P \frac{w_0}{P_0}$$

Calcul de la charge maximale en poissons sans épuration :

$$P_m = C' \frac{Q_0}{a.k.b} \quad \text{ou} \quad P_m = P_0 \times \frac{C'}{C_m} \times \frac{1}{k}$$

P_0 , stock actuel,

C_m , concentration mesurée en bassin.

Calcul de l'apport en oxygène pour cette charge maximale :

$$C.O. = P_m \times D.O. - \Delta.C.O. \times Q_0$$

C.O., capacité d'oxygène à fournir,

D.O., demande d'oxygène, en g/kg/h.

On comparera les solutions recyclage et réutilisation pour atteindre cette charge.

Calcul du débit recyclé (pompe) pour un objectif de stock P :

$$Q_P = \frac{P \times D.O. - A.C.O. \times Q_0 - C.O._P}{(C - 5,5)}$$

C, concentration d'O² obtenue sur l'eau de recyclage réoxygénation, C.O._P, capacité d'oxygénation des réutilisations.

Estimation de l'investissement pour un objectif de stock P donné :

Rendement à obtenir :

$$E = \frac{(w/c') - 1}{\Gamma}$$

avec : $\Gamma = \frac{Q_P}{Q_0}$

E ≤ 0,1 : pompage, aération, stripping.

0,2 < E < 0,1 : décantation, aération, stripping.

E > 0,2 : épuration.

Estimation du gain de charge :

$$P = (rE + 1) \cdot \frac{C'}{k \cdot C'_0}$$

Calcul du niveau d'abattement de pollution à réaliser :

Les données à réunir pour chaque période de traitement sont :

- le débit dans l'exploitation, Q_T (m³/h) ;
- la charge du polluant à éliminer, W (g/h) ;
- le facteur C de concentration à obtenir, soit :

$$C = \frac{C'}{C_0}$$

C', objectif de concentration,

C₀, concentration obtenue avec le même débit Q_T sans recyclage.

Le niveau d'abattement à réaliser s'exprime par :

$$E = \frac{W/Q_0 - C'}{C' \cdot r}$$

$$E = \frac{1 + CR - C}{CR}$$

Petit, 1974 (1)

Liao, 1971 (2)

avec :

- E, rendement en % tel que $E = (1 - \frac{C_f}{C'})$;

- C_f, concentration en sortie de filtre ;

- C', concentration au niveau des bassins, et concentration d'entrée sur le filtre ;

- W , charge polluante (g/h) ;
- Q_0 , débit d'eau d'apport ;
- r , taux de recyclage tel que $r = \frac{Q_P}{Q_0} = \frac{\text{débit pompé}}{\text{débit d'apport}} ;$
- R , taux de recyclage tel que $R = \frac{Q_P}{Q} = \frac{\text{débit pompé}}{\text{débit total}} ;$

(On a : $r = \frac{R}{1-R}$).

La formule (1) permet des calculs rapides d'estimation des frais et des gains reliés aux dispositifs mis en oeuvre.

La formule (2) est plus simple pour la construction des graphiques d'étude des fluctuations des concentrations de polluants en bassins.

Exemple

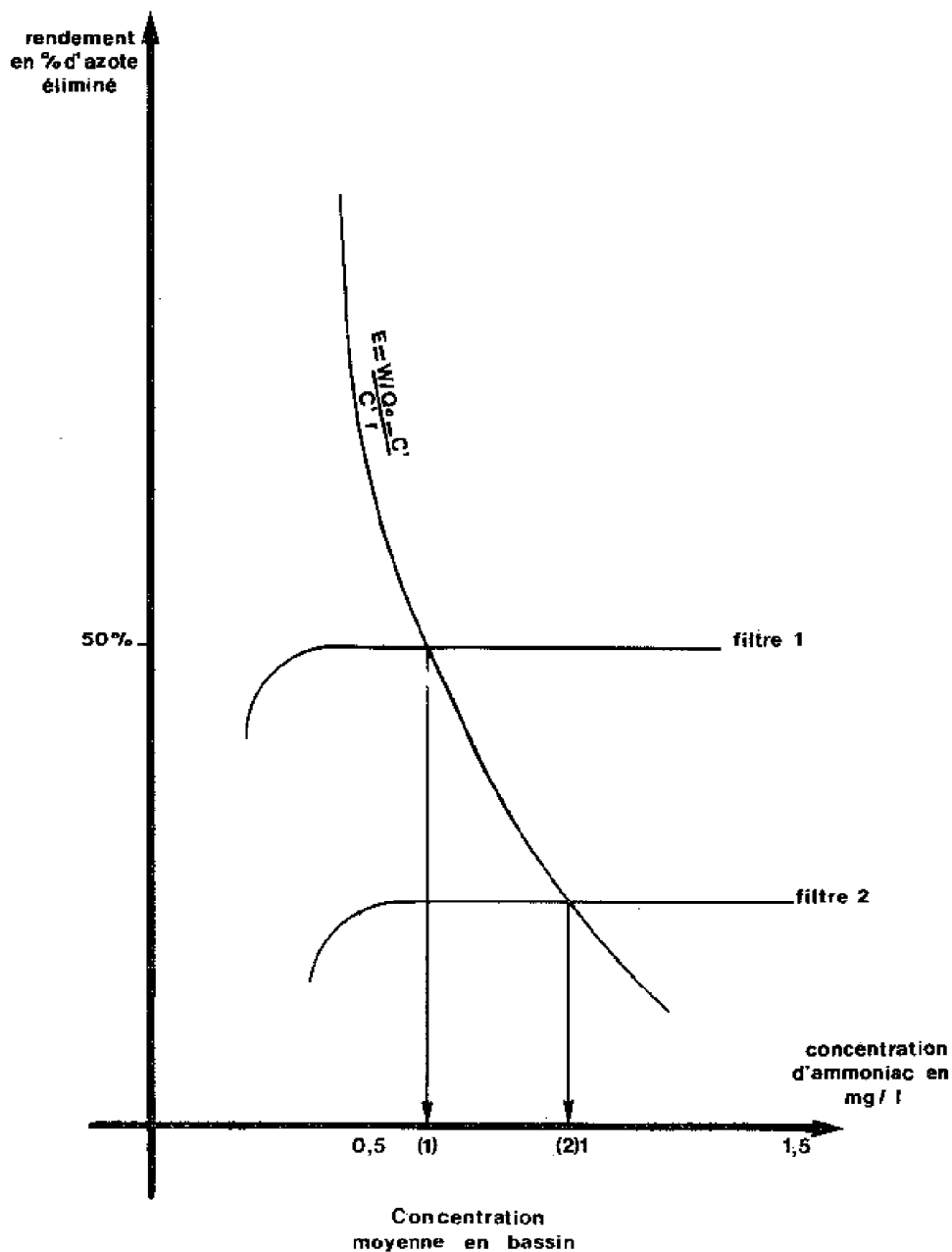


Figure 77 : Interaction entre recyclage et épuration. Effet sur la concentration de l'ammoniac dans les bassins

Détermination graphique de la teneur en bassin, les débits d'approvisionnement et de recirculation étant fixés, pour un tonnage et un nourrissage connus :

W , Q_0 et r étant fixés, on trace $E = f(C')$ avec :

$$E = \frac{W/Q_0 - C'}{C' \cdot r}$$

Pour chaque teneur d'ammoniac en bassin, on a le rendement des filtres à installer (*figure 77*).

On superpose au graphe les courbes $E = f(C')$ des types de filtre envisagés (voir épuration).

L'intersection des courbes indique la teneur obtenue en bassin.

BIBLIOGRAPHIE

- ARROYO G., 1983. Comment valoriser les boues de décantation ? *La Pisciculture Française*, 72, 41-42.
- ASTON R.J., 1980. The availability and quality of power station cooling water for aquaculture. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. I, 39-58, Berlin 1981.
- ASTON R.J., BROWN D.J.A., 1974. The growth of eels *Anguilla anguilla* in power station cooling water. CEGB Report RD/L/N 119/74.
- BARD G., De KIMPE P., LESSENT P., 1974. Manuel de pisciculture tropicale. C.T.F.T., Nogent/Marne.
- BECKER C.D., THATCHER T.O., 1973. Toxicity of power plant chemicals to aquatic life. US Atomic Energy Commission Wath., 1249, UC-II.
- BLACKE G., DUBOIS J.P., 1982. L'épuration des eaux par les plantes aquatiques. Etude de synthèse de l'Association Française pour l'Etude des Eaux (AFEE), 103 p.
- BOISTEL A., 1981. Etude préliminaire de l'épuration de l'eau usée de trutticulture par bassin tampon. Mémoire de D.A.A., Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- BOULANGER Y., 1983. Colloque sur la salmoniculture, 30 mars 1983. Conseil des Productions Animales, Gouvernement du Québec, 13-18.
- BOYD E.B., HOLLERMAN W.D., PLUMB J.A., SAEED M., 1984. Effect of treatment with a commercial bacterial suspension on water quality in channel catfish ponds. Prog. Fish Cult., vol. 46, n°1, 36-40.
- Brevet AGS n°79-15632 (GEIRNAERT), 1979. Argiles cuites dopées par des éléments électropositifs.

Brevet ODA/AGS n°78-22779 (LEBESQUE Y.), 1978. Procédé de dénitrification des eaux par voie biologique.

Brevet Syntex n°76-01916, 1976. Procédé d'accélération de l'établissement de l'activité de nitrification dans un filtre biologique.

CARMIGNANI G.M., BENNET J.P., 1977. Rapid start of a biological filter in a closed aquaculture system. *Aquaculture*, 11, 85-88.

CEMAGREF, 1980. Les performances des systèmes d'aération des stations d'épuration, 123 p.

CEMAGREF, 1982. Etudes des caractéristiques de sédimentation des déchets issus de pisciculture. Rapport n°11, miméo : 3 p.

CEMAGREF (ALAVOINE F.), 1981. Analyse énergétique et salmoniculture intensive. Mémoire d'études. CEMAGREF, Groupement de Bordeaux.

CETEGREF-INRA-Société DEGREMONT, 1980. Expérimentation d'un filtre à lit circulant. Aquaculture. Rapport d'étude édité par le CEMAGREF, 70 p.

CHAPERON A., 1982. Contrôle de l'eau dans une écloserie de Loups (*Dicentrarchus labrax* L.) notamment au niveau des produits azotés - Biofiltration. Ecloserie de Martigues-Ponteau (SEPIA-International). Mémoire présenté à l'Ecole Nationale Supérieure de Rennes.

CHEDAL, 1975. *T.S.M.*, 5, 173-185.

COLT J., TCHOBANOGLOUS G., 1976. Evaluation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish *Ictalurus punctatus*. *Aquaculture*, 8, 209-224.

CROUZET Ph., 1983. Pollution produite par les salmonicultures intensives: évaluation de la pollution rejetée. *La Pisciculture Française*, 73, 5-17.

CSAVAS I., VARADI V., 1980. Design and operation of a large scale experimental recycling system treated with geothermal energy at the fish culture research institute, Szarvas, Hungary. Proc. World Symposium on Aquaculture, 445-454.

DAOUST P.Y., FERGUSON H.W., 1984. The pathology of chronic ammonia toxicity in rainbow trout, *Salmo gairdneri* R. *Journal of Fish Diseases*, 7, 199-205.

DAVIS J.C., 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on canadian species : a review. *J. Fish Res. Board Can.*, 32, 2295-2332.

DEGREMONT, 1978. Mémento technique de l'eau, 1190 p.

DIVANACH P., 1978. Conditions d'application et valeur épuratrice de la flottation et de l'écumage en aquaculture intensive marine. Thèse de Docteur de 3ème cycle de l'Université d'Aix-Marseille II, 132 p.

DOUDOUROFF P., SHUMWAY D.L., 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. *FAO Fish Techn. Pap.*, 86, 1-291.

EIFAC, 1973. Water quality criteria for european freshwater fish. Report on dissolved oxygen and inland fisheries. EIFAC, tech. pap. n°19, 10 p.

- ELLIOT J.W., 1969. The oxygen requirements of chinook salmon. *Prog. Fish Cult.*, 31, 67.
- FAURE A., 1982. Note sur les possibilités d'épuration des rejets de sal-
moniculture intensive. Miméo, CEMAGREF, 12 p.
- FAURE A., 1983. Intérêt et pratique de l'alimentation libre service en
salmoniculture intensive. *La Pisciculture Française*, 74, 15-26.
- FAURE A., 1983. L'épuration en salmoniculture. Problèmes et perspecti-
ves. *La Pisciculture Française*, 73, 18-22.
- FERLIN P., 1980. Utilisation des eaux de refroidissement pour la produc-
tion aquacole. Soc. Hydrotech. de France. Rapport 1, question V, 11-18.
- GASPARD M., NEVEU A., 1980. Possibilités d'utilisation de la clinoptilo-
lite en potabilisation des eaux. Etude de l'élimination de l'ion NH_4^+ .
Thèse de Docteur Ingénieur. Ecole Nationale Supérieure de Chimie de
Rennes.
- GINOCCHIO R., 1981. L'énergie hydraulique. Eyrolles, Paris, 598 p.
- HAUG R.T., Mc CARTY P.L., 1972. Nitrification with submerged filters.
Water Poll. Contr. Fed., 44, 2086-2102.
- HAYWOOD G.P., 1983. Ammonia toxicity in teleost fishes. A review. *Can.*
Tech. Rep. Fish Aquat. Sci., 1177, 35 p.
- HEATH A.G., 1977. Toxicity of intermittent chlorination to freshwater
fish : Influence of temperature and chlorine form. *Hydrobiologia*, 56,
39-47.
- HENDERSON S.M., PERRY R.L., 1955. Agricultural process engineering.
Wiley, New York.
- HOFFMAN G.L., 1974. Disinfection of contaminated water by U.V. irradia-
tions, with emphasis on whirling diseases (*Myxosoma cerebralis*) and its
effects on fish. *Trans. Am. Fish Soc.*, vol. 103, n°3, 541-550.
- KAUSHIK S.J., 1980. Influence of a rise in temperature on the nitrogen
excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.). Proc. World Symposium
in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May
1980, vol. II, 77-90, Berlin 1981.
- KLONTZ G.W., KING J.G., 1975. Aquaculture in Idaho and Nationwide Idaho
dept. of water resources. Res. Technical Completion Report. IDWR, project
45-080, 86 p.
- KRAMER, CHIN, MAYO, 1972. A study for development of fish hatchery water
treatment systems. Prepared for Walla District Corps of Engineers.
- KUJAL B., 1980. Pretreatment of water for intensive aquaculture by
filters with inverted water flow. Proc. World Symposium in Heated
Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. I,
383-394, Berlin 1981.
- LEBLANC C., 1978. Contribution à l'étude de l'élimination de composés
azotés contenus dans les eaux destinées à l'alimentation. Thèse de
Docteur Ingénieur, Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes.

- LENCASTRE A., 1976. Manuel d'hydraulique générale. Eyrolles, Paris, 412 p.
- LIAO P.B., 1971. Water requirements of salmonids. *Prog. Fish Cult.*, 33, 210-215.
- LEVESQUE L., 1981. Les rejets eaux chaudes des centrales thermiques. Etude de synthèse de l'Association Française pour l'Etude des Eaux (AFEE), 177 p.
- LOVELL R.T., SACKEY L.A., 1973. Absorbtion by channel catfish of earthy-musty flavor compound synthetised by cultures of blue-green algae. *Trans. Am. Fish Soc.*, 102, 774-777.
- Mac CALL J.W., 1976. Obtaining optimum pH by the blending of the water supplies and the effects of fish produced CO₂ on pH. Kramer, Chin, Mayo. Technical report, n°46.
- Mac KAY K.T., Van TOEVER W., 1979. An ecological approach to a water recirculating system for Salmonids : preliminary experience. Proceedings of the Bio-Engineering Symposium for Fish Cultures, 249-258.
- MADAN MOHAN RAO G., 1971. Influence of activity and salinity in the weight dependent oxygen consumption of the rainbow trout *Salmogairdneri*. *Marine Biology*, 8, 205-212.
- MAISSE G., DORSON M., TORCHY C., 1980. Inactivation de deux virus pathogènes pour les salmonidés (virus de la nécrose pancréatique infectieuse et de la septicémie hémorragique virale) par les rayons ultra-violets. *Bull. Franç. Pisc.*, 278, 34-40.
- MALLEVIALLE J., LAVAL Y., LEFEBRE M., ROUSSEAU C., 1978. The degradation of humic substances in water by various oxidation agents (ozone, chlorine, chlorine dioxide), In "Ozone/chlorine dioxide oxydation products of organics materials", R.G. Rice, J.A. Cotruvo Eds. Ozone Press Int., 189-199.
- MARSHALL K.C., RUBY STOUT, MITHCELL R., 1971. Mechanism of the initial events in the sorption of marine bacteria to surfaces. *Gen. Microbial*, 68, 337-348.
- MARSHALL K.C., 1978. The effects of surfaces on microbial activity water pollution microbiology. Vol. 2. Mitchell Ed. Pub. John Wiley & Sons Ny, 51-72.
- MAUREL P., 1983. L'ouvrage d'épuration de la pisciculture de Font-Rome. Interview Mr BEAL. *La Pisciculture Française*, 72, 14-18.
- MAUREL P., 1983. Les circuits fermés en aquaculture : technologie et domaines d'applications. *La Pisciculture Française*, 71, 5-18.
- MEADE Th. L., 1976. The technology of closed system culture of Salmonid. Marine advisory service NOAA sea grant. University of Rhode Island, Kingston 02881.
- MELARD Ch., PHILIPPART J.C., 1980. Pisciculture intensive du Tilapia. *Sarotherodon niloticus* dans les effluents thermiques d'une centrale nucléaire en Belgique. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. II, 637-658, Berlin 1981.

MESKE C., 1971. Warmwasser Fischzucht Neue Verfahren der Aquakultur. *Naturwissenschaft*, 58, 312-318.

MUIR J.F., 1978. Studies in water treatment and reuse in aquaculture. Ph. D. Thesis, University of Strathelyde, 459 p.

MÜLLER FEUGA A., PETIT J., SABAUT J.J., 1978. The influence of temperature and wet weight on the oxygen demand of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) in fresh water. *Aquaculture*, 14, 355-363.

MURRAY K.R., POXTON M.G., LINFOOT B.T., WATRET D.W., 1981. The design and performance of low pressure air-lift pumps in a closed marine recirculation system. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. I, 413-428, Berlin 1981.

NASH C.E., PAULSEN C.L., 1980. Water quality changes relevant to heated effluents and intensive aquaculture. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. I, 3-15, Berlin 1981.

NEMET A.G., 1961. Flow of gas liquid mixtures in vertical tubes. *Ind. Eng. Chem.*, 53, 151 p.

PETIT J., 1974. Recyclage et épuration en pisciculture. Etude théorique et bibliographique. Actes de colloques, n°1. CNEXO Ed., 445-469.

PETIT J., 1978. Treatment experiments on the water discharged by fish farm. Technical report of a mission in Great-Britain. INRA, 30 p.

PETIT J., 1980. Utilisation de l'oxygène pur en pisciculture. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. I, 429-454, Berlin 1981.

PETIT J., 1982. Rapport d'étude concernant le traitement des eaux de mer du sous-sol à la station Aqualive de Noirmoutier. Rapport de contrat CNEXO, 15 p.

PETIT J., MAUREL P., 1982. L'utilisation de l'oxygène pur en pisciculture: ses possibilités et ses limites. *La Pisciculture Française*, 66, 5-13.

PETIT J., MAUREL P., 1983. L'épuration des eaux en pisciculture, ses méthodes à travers le monde. *La Pisciculture Française*, 72, 21-30.

QUERELLOU J., 1981. Ingénierie et équipements des salmonicultures d'eau douce. Session ITAVI, Rennes, "L'élevage de la truite", 25 p.

RICHARD Y., MARTIN G., BRENER L., 1979. Techniques et sciences municipales. *L'Eau*, 74ème année, 3 (TSM), 157-163.

ROGERS A., CANE A., 1981. The operation of an 18 tonnes rainbow trout rearing unit in power station cooling water. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. II, 545-555, Berlin 1981.

ROQUES H., CAPDEVILLE B., SEROPIAN J.C., GRIGOROPOULOU, 1981. Oxygénation par le peroxyde d'hydrogène des biomasses fixées utilisées en traitement biologique des eaux. *Water Research*, vol. 18, 1, 103-110.

- ROSENLUND B., 1975. Disinfection of hatchery influent by ozonation and the effects in ozonated water on rainbow trout, In "Aquatic applications of ozone", W.J. Blogoslauski, R.G. Ria Eds., Int. Ozone Inst., 59-69.
- ROSENTHAL H., 1981. Ozonation and sterilization. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. I, 219-277, Berlin 1981.
- RUSSO R.C., THURSTON R.V., 1977. The acute toxicity of nitrites to fishes, In "Recent advances in fish toxicology", R.A. Tubb Ed. U.S. Environ. Prot. Agency Ecol. Res. Ser. EPA -50013-77-085, Corvallis Oregon, 118-311.
- SAUNIER, Agence Bassin Loire-Bretagne, 1982. Désinfection des eaux usées urbaines. Techniques actuelles et coûts. Etudes inter-agences, 96 p.
- SCHERB K., Von BRAUN F., 1970. Zur Frage der biologischen Reinigung des Wassers aus Fischzuchtanlagen in Kreislauf-systemen. *Wasser und Abwasser Forschung*, 3, 3 p.
- SCHERB K., Von BRAUN F., 1971. Erfahrungen mit der Intensivhaltung von Regenbogenforellen bei biologischer Reinigung des Abwassers mit belebtem Schlamm in Kreislaufsystem. *Wasser und Abwasser-Forschung*, 4, 118-124.
- SLONE J.W., JESTER D.B., TURNER P.R., 1979. A closed vertical raceway fish cultural system containing clinoptilolite as an ammonia stripper. Proceedings of the Bio-Engineering Symposium for Fish Culture, 104-115.
- SMART G.R., KNOX D., HARRISON J.G., RALPH J.A., RICHARDS R.H., COWEY C.B., 1979. Nephrocalcinosis in rainbow trout *Salmo gairdneri* R.; the effect of exposure to elevated CO₂ concentrations. *J. Fish Dis.*, 2, 279-289.
- SOGREAH, 1974. Les pompes et les petites stations de pompage. Editions du Ministère de la Coopération, 190 p.
- SPARRE, 1976. A markovian decision process applied to optimization planning in fish farming. *Meddr. Danm. Fisk og Havunders N.S.*, 7, 111-197.
- SPEAR P.A., PIERCE R.C., 1979. Copper in the aquatic environment : chemistry, distribution and toxicity. Nat. Res. Council Canada. Publication N.NRCC 19454, 227 p.
- SPEECE R.E., 1973. Trout metabolism characteristics and the rational design of nitrification facilities for water reuse in hatcheries. *Trans. Amer. Fish Soc.*, 2, 323-334.
- SPOTTE S.W., 1979. Fish and invertebrate culture. John Wiley, New York, 2ème édition.
- STONE R.W., KAUFMAN W.J., HORNE A.J., 1973. Long term effects of toxicants and biostimulants on the waters of central San-Francisco Bay. SERL report 73-1. San. Eng. Res. Lab. Berkeley, California.
- TABACHEK J.L., YURKOWSKI M., 1976. Isolation and identification of blue-green algae producing muddy odor metabolites, Geomin lakes in Manitoba. *J. Fish Res. Board Can.*, 33, 25-35.

TERVER D., 1980. Manuel d'aquariophilie. 1 : L'aquarium d'eau douce, et d'eau de mer. Réalisations Editoriales Pédagogiques, Paris, 303 p.

THOREZ J.P., 1975. Influence du taux d'oxygène dissous sur la croissance de la truite arc-en-ciel. Fluctuations journalières de la consommation d'oxygène de la truite arc-en-ciel. Rapport INRA, Jouy-en-Josas, 11 p.

TODOROKI I., SATO Y., HONDA T., 1973. Performance of air-lift Pump., *Bull. Jap. Soc. Mech. Eng.*, 16, 733 p.

TOMASSO J.R., SIMCO B.A., DAVIS K.B., 1979. Chlorine inhibition of nitrite induced methanoglobinemia in channel cat-fish *Ictalurus punctatus*. *J. Fish Res. Board Canada*, 36, 1141-1144.

TRZEBIATOWSKI R., 1980. Fish rearing in the Dolna odra power station cooling water. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. II, 627-635, Berlin 1981.

TRUSSEL R.P., 1972. The percent un-ionized ammonia aqueous ammonia solutions at different pH levels and temperatures. *J. Fish Res. Bd. Can.*, 29, 1505-1507.

WICKINS J.F., 1976. The tolerance of warm-water prawns to recirculated water. *Aquaculture*, 9, 19-37.

WICKINS J.F., 1980. Water quality requirements for intensive aquaculture: a review. Proc. World Symposium in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger, 28-30 May 1980, vol. I, 17-38, Berlin 1981.

WILDISH D.J., CARSON W.G., CARSON M.V., 1971. The effect of humic substances on copper and zinc toxicity to salmon *Salmo salar*. Fisheries and Marine Service Tech., Report n°1160.

WILLOUGBY H.A., 1978. A method for calculating carrying capacities of hatchery troughs and ponds. *Prog. Fish. Cult.*, 30, 173-175.

Aquaculture

volume 1

Coordonnateur

Gilbert BARNABÉ

*Maître de Conférences à l'Université
des Sciences et Techniques du Languedoc*

Préface

Yves SILLARD

*Président Directeur Général
de l'IFREMER*



Technique et Documentation - Lavoisier
11, rue Lavoisier 75384 Paris Cedex 08

© **Technique et Documentation (Lavoisier), 1986**
11, rue Lavoisier - F 75384 Paris Cedex 08

ISBN 2-85206-302-6
volumes 1 et 2

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les "copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective" et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, "toute représentation ou reproduction intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants-droit ou ayants-cause, est illicite" (alinéa 1^{er} de l'article 40). Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code Pénal.