

Rapports scientifiques et techniques
de l'IFREMER

LE TRAITEMENT DE L'EAU DE MER EN AQUACULTURE

Septembre 1987

RAPPORT DU GROUPE DE TRAVAIL

Volume 2 : Rapport des thèmes abordés



LE TRAITEMENT DE L'EAU DE MER

EN AQUACULTURE

SEPTEMBRE 1987

RAPPORT DU GROUPE DE TRAVAIL

VOLUME 2 : RAPPORTS DES THEMES ABORDES

IFREMER

SOMMAIRE

- PREAMBULE : STRATEGIE DE RENOUVELLEMENT DE L'EAU EN
AQUACULTURE. ELEVAGE DES POISSONS _____ P. DIVANACH
- I - LE CONTROLE DES MATIERES EN SUSPENSION _____ C. DANIOUX
- II - LE CONTROLE THERMIQUE DE L'EAU _____ C. DANIOUX
J. CALVAS
- III - LE CONTROLE DES PRODUITS AZOTES _____ J.P. BLANCHETON
- IV - LE CONTROLE DES MATIERES ORGANIQUES DISSOUTES _____ P. DIVANACH
- V - LE CONTROLE DES GAZ DISSOUS _____ J. HUSSENOT
- VI - LE PROBLEME DU CHLORE _____ D. LECLERCQ
- VII - LA METROLOGIE DES PARAMETRES DU TRAITEMENT _____ H. CHARTOIS

PARTICIPANTS IFRIMER A LA REDACTION

Jean.Paul	BLANCHETON	PALAVAS-LES-FLOTS
Christian	DANIOUX	BREST
Pascal	DIVANACH	PALAVAS-LES-FLOTS
Maria	KENTOURI	SETE
Arnaud	MULLER-FEUGA	BREST

PREAMBULE

STRATEGIE DU RENOUVELLEMENT

DE L'EAU EN AQUACULTURE

ELEVAGE DES POISSONS

Par Pascal DIVANACH

SOMMAIRE

- I - EXPOSE DES MOTIFS**

- II - LES BESOINS EN EAU DES SYSTEMES AQUACOLES**

- III - L'UTILISATION ET LA MISE A DISPOSITION DE CETTE EAU**
 - III.1 - Utilisation du milieu d'élevage en place : renouvellement naturel
 - III.2 - Alimentation en eau des structures d'élevage à terre par gravité
 - III.3 - Alimentation par pompage

- IV - LE POMPAGE DE L'EAU DE MER**
 - IV.1 - La théorie du pompage
 - IV.2 - La qualité du choix des pompes
 - IV.3 - Le choix du réseau de distribution adéquat
 - IV.4 - Le choix de la meilleure stratégie d'entretien et de vidange des bassins

- V - LES SITES - LEURS CARACTERISTIQUES ET LES CHOIX POUR LE RENOUELEMENT DE L'EAU**
 - V.1 - Les mers à marées
 - V.2 - Les mers sans marée

I. EXPOSE DES MOTIFS

Il n'est pas inutile, avant d'examiner les contraintes de qualité du milieu d'élevage aquatique et les moyens à mettre en oeuvre pour les satisfaire, de dresser un rapide tableau des quantités que requiert un tel type d'élevage. C'est le but de la présente note qui, tout en rappelant des ordres de grandeurs que tout aquaculteur doit avoir présent à l'esprit, se propose de faire le point sur la typologie des moyens dont dispose l'éleveur pour assurer le renouvellement en eau du milieu d'élevage selon des débits toujours abondants.

Ces points de vue sont essentiellement traités dans le cas des élevages marins. Toutefois, ce sont les mêmes ordres de grandeur et principes qui prévalent dans les élevages continentaux. Les différences portent essentiellement sur les modes de renouvellement qui, dans le dernier cas, mettent en oeuvre, le plus souvent, l'énergie potentielle du réseau hydrographique.

II. LES BESOINS EN EAU DES SYSTEMES AQUACOLES

Contrairement à tous les autres systèmes industriels ou agricoles, les systèmes aquacoles sont de très gros consommateurs d'eau (Tableau 1). A production égale, ils sont 100 à 10 000 fois plus demandeurs que leurs homologues les plus exigeants.

La raison principale de cet état de choses est lié au fait qu'en aquaculture, l'eau ne participe pas ou peu au métabolisme. Son rôle est réduit à celui de support individuel ou trophique et de milieu d'environnement ainsi que de vecteur de déchets, de calories, de frigories, ou d'oxygène.

Par ailleurs, contrairement aux autres systèmes terrestres où les déchets sont rapidement court-circuités par sédimentation sur le sol, de par la faible densité de l'air, en milieu liquide, le poisson vit dans son "pot de chambre". Non seulement les déchets y sédimentent plus lentement que sur terre, mais en plus le pouvoir solvant de l'eau peut conduire à accentuer des causes de régulation métaboliques par feed-back négatif des produits du catabolisme.

Globalement les besoins hydriques de l'aquaculture marine oscillent, selon la taille des individus et les espèces, entre 200 et 1000 m³ d'eau par kg de poisson produit.

L'avarice en eau ne permet que momentanément d'améliorer les performances car le système aquacole exprime alors successivement les 3 étapes éventuelles de la régulation : modification comportementale de baisse d'alimentation, puis modification physiologique de l'efficacité de transformation, et enfin parfois la mort.

Momentanément, le système peut survivre et croître en conditions hydriques limitantes et exprimer des performances correctes. Mais il faut savoir qu'il encaisse souvent le

déficit comme un stress agissant par sommation de doses et que lorsque le phénomène régulateur finit par s'exprimer, il se déclenche avec d'autant plus de force et d'acuité que le déséquilibre a été important et long.

La base de tout projet et de toute stratégie d'exploitation aquacole est donc un respect des bases biologiques exprimées à long terme, qui seules présentent une valeur élevée pour le calcul du niveau de risques. La recherche des records et des performances technologiques, ne doit être considérée que dans une étape ultérieure et après analyse socio-économique et biologique des implications et du surcoût de la compensation du déficit imposé par celui de l'augmentation d'assistance technique. En fait, la satisfaction de mise en fonctionnement d'un système artificiellement compliqué ne doit jamais faire oublier que la vie, avec ses deux composantes "croissance et régulation" est un phénomène naturel se développant très bien en l'absence de l'homme. La productivité n'a pas pour objet l'artificialisation et la sophistication mais la compensation exacte et analytique des vrais facteurs limitants du système.

Ces besoins sont modulés selon le stade de croissance de l'animal. Grossièrement ils diminuent dans le sens de l'augmentation de la taille (pour une même production en poids) : Ecloserie - Nurserie - Prégrossissement. Il est par ailleurs évident que la production en poids d'une Ecloserie-Nurserie n'a rien de commun avec la production d'une installation de grossissement. Les débits nécessaires, même si les besoins sont inversement proportionnels à la taille, seront dans le même rapport (de quelques dizaines de m³/h à plusieurs centaines voire plusieurs milliers de m³/h).

D'autre part, la fragilité et les exigences des animaux diminuent avec l'augmentation de leur taille. Il est donc concevable d'admettre une sophistication plus importante d'une écloserie-nurserie donc des dépenses plus grandes, compensées par le prix de vente de l'alevin.

Ces raisons sembleraient déjà militer en faveur d'une tendance à réaliser plutôt

- une alimentation par pompage au niveau des Ecloseries-Nurseries
- une alimentation gravitaire pour les structures de grossissement.

III. L'UTILISATION ET LA MISE A DISPOSITION DE CETTE EAU

L'eau peut être utilisée de deux manières :

- Sur place, la structure d'élevage est transplantée dans le milieu
- Transportée à terre dans la structure d'élevage soit naturellement par gravité, soit artificiellement par pompage.

III.1 Utilisation du milieu d'élevage en place Renouvellement naturel

Cette solution est la première venant à l'esprit. En effet, il paraît logique d'utiliser l'eau où elle est disponible.

Les structures de confinement de l'élevage sont donc implantées dans le plan d'eau naturel. Le choix du site est alors primordial pour assurer d'une part, une bonne protection des structures (ou concevoir des structures résistant aux éléments extérieurs) et d'autre part une bonne qualité de l'eau. La variété des sites est à priori très vaste puisqu'elle va du site fermé (lagunes, lacs, étangs, étangs côtiers) au site ouvert exposé (pleine mer) en passant par tous les intermédiaires sites ouverts protégés (estuaires, baies abritées), sites ouverts moyennement exposés (rades).

Le renouvellement d'eau est assuré naturellement par le courant, et les mouvements natatoires du poisson au travers de parois poreuses assurant le passage de l'eau et la rétention des animaux. Le critère de choix sera donc, après la qualité de l'eau (critère commun à toutes les formes d'aquaculture) et la bathymétrie, la présence d'un courant.

Cette forme d'élevage est donc intéressante puisqu'elle n'entraîne aucune dépense énergétique d'où le développement de cette technique dans le monde entier (cages flottantes) mais avec une contre-partie, qui consiste dans une réduction des moyens de contrôle du milieu d'élevage.

III.2 Alimentation en eau des structures d'élevage à terre par gravité

L'idée est d'utiliser l'énergie potentielle de l'eau pour alimenter "gratuitement" les structures d'élevage. Ce principe nécessite une différence de hauteur d'eau entre la source et la structure : il sera applicable presque essentiellement dans les mers à marées.

Un cas simple consiste à alimenter le bassin d'élevage directement par la mer à marée montante, l'évacuation des eaux se faisant pendant la marée descendante.

Le renouvellement est discontinu. Il est pratiqué dans les élevages de type extensif. La maîtrise de l'eau est aléatoire car elle dépend du site et des marées. La productivité est aussi très faible.

L'amélioration de cette technique consiste à assurer un renouvellement pratiquement continu quelle que soit la hauteur de la marée par un système à 3 bassins : bassin de stockage amont - bassin d'élevage - bassin de stockage aval. (ex: Station AQUALIVE de NOIRMOUTIER).

L'intensification de l'élevage est alors possible grâce à une certaine maîtrise de l'eau.

Les coûts énergétiques sont nuls. Par contre, les investissements sont très lourds, mais amortissables sur une période très longue. (Toutefois, jamais plus de 15 ans).

III.3 Alimentation par pompage

Il est généralement considéré que le pompage en aquaculture ne peut être qu'un poste économique très important sinon abusif. Cette idée est actuellement un des handicaps majeurs à l'expansion de l'élevage marin intensif tel qu'il est pratiqué en pisciculture d'eau douce. Cet argument d'ailleurs a facilité le développement des élevages en cages flottantes qui ne présentent pas que des avantages : contrôle impossible du milieu, structures devant être parfaitement adaptées au site et aux conditions météorologiques (tempêtes), rapines et déprédations plus faciles.

Par opposition, l'implantation des installations à terre dans des zones adaptées et l'alimentation en eau par pompage permettent de moduler de façon importante les aléas climatiques et de minimiser les risques de malversations.

Actuellement, les raisons des attitudes négatives vis-à-vis du pompage sont, dans certains cas, assez peu justifiables et relèvent plus d'une analyse erronée et incomplète de quelques paramètres que de choix de stratégies. (encart n°1)

Cette technique est développée dans le paragraphe 4

IV. LE POMPAGE DE L'EAU DE MER

IV.1 La théorie du pompage

Par définition, l'unité de puissance Cheval Vapeur, équivaut à 736 w ou 75 kgm/sec. Par souci de simplification, on admettra qu'un litre d'eau de mer pèse 1 kg et, que le rendement moyen des pompes et de leur système moteur est de 73,6 % ; cette définition transposée en langage courant signifie alors qu'il faut 1 kw réel pour mettre en oeuvre une pompe de 1 CV théorique (0,736kw) c'est-à-dire capable de monter 75 litres d'eau par seconde sur une hauteur de 1 m, ou encore que le potentiel de pompage rapporté au kilowatt - heure de consommation est de 75 x 3600 kgm/h soient 270 m³ x mètre de dénivelé / heure de pompage.

Si on admet par ailleurs que le coût moyen du kwh est de 0,5 FF et que les besoins hydriques des poissons de mer sont en conditions intensives moyennes normales de 200 à 1000 M3 d'eau par kg de production selon la taille des individus (DIVANACH 1985), il en résulte que le prix du poste hydrique sur la base de la seule consommation énergétique peut être chiffré au maximum entre :

0,37 et 1,85 FF/kg de production et par mètre de hauteur manométrique

A ces valeurs, il importe d'ajouter le prix de l'amortissement et de l'entretien des installations de pompage, d'adduction et d'évacuation d'eau pour définir le coût total du poste hydrique.

Au plan pratique, cette relation enseigne de façon évidente que si les besoins hydriques de l'aquaculture sont quantitativement élevés, ils n'impliquent nullement une dimension économique rédhibitoire, de par l'existence de la double composante de choix technoéconomique du pompage sur le débit ou la pression.

Globalement, la plus grande cause de variation du prix de pompage n'est pas biologique (facteur 5 seulement mais humaine) (Tableau 2) : la limite théorique de mise en mouvement de grandes masses d'eau sans dénivelé, sur des surfaces comparables à celles de la pisciculture, est d'environ 80 m^3 par watt consommé, ce qui représente un coût théorique du poste "énergie hydrique" de 0,002 à 0,006 FF par kg de production, qui est absolument négligeable.

Le dimensionnement d'une pisciculture marine avec un pompage de type "au fil de l'eau" n'imposant à la masse hydrique qu'un dénivelé de 10 cm conduirait à un coût du poste "énergie hydrique" de 0,04 à 0,19 FF/kg de poisson produit, ce qui est encore tout à fait minime par rapport aux autres postes.

La réalisation de cette même installation à la cote 1m majorerait le coût de production d'un facteur 10 (soit 0,37 à 1,85 FF/kg de production) ce qui est toujours très acceptable dans une optique de production de poisson de qualité.

Par contre, l'élévation de l'eau à 10 m de hauteur conduit à des coûts énergétiques de pompage de 3,7 à 18,5 FF/kg de production qui commencent à placer ce poste économique au même niveau que celui du poste trophique (10 à 25 FF/kg de production) et grèvent le budget de fonctionnement de façon importante.

Au delà de 20 m de hauteur, le poste pompage devient le principal coût de production (7,4 à 37 FF/kg en grossissement).

Le niveau du système d'élevage par rapport à l'aquifère est donc un des principaux paramètres susceptibles d'alourdir le coût de production : mais il n'est pas le seul car l'efficacité de l'ajustement de l'ensemble des conditions techniques aux contraintes du site peut toujours tout remettre en question. Or, actuellement, la majorité des systèmes aquacoles pâtit de différentes erreurs de dimensionnement dues à une étude analytique insuffisante du coût relatif de chacun des maillons du système hydraulique. Ces erreurs qui sont graves car régulièrement répétées, sont toutes fondées sur l'accumulation en série de petites montagnes hydrauliques sur

le réseau de distribution d'eau. Généralement peu importantes en soi (sauf exception), la somme de tous ces barrages finit par créer une importante perte de rendement énergétique qui initialise une boucle de logique par l'absurde : l'eau étant devenue chère, on l'économise; il en résulte alors que les poissons souffrent et réduisent leurs performances : ce qui renchérit encore plus le prix du poste hydrique.

La base de notre raisonnement d'analyse des erreurs de conceptions hydrauliques en aquaculture repose sur la constatation suivante qui transpose en langage courant la théorie du pompage :

Chaque mètre de dénivelé hydraulique imposé au système (qu'il soit réel ou artificiel par erreur d'ajustement) coûte à l'entreprise entre 0,4 et 11,9 FF par kg de poisson produit ! Il est donc primordial de les réduire au maximum.

La rentabilité maximale de l'opération étant obtenue avec les systèmes "au fil de l'eau", nous analyserons dans les lignes suivantes les diverses stratégies permettant de l'approcher.

IV.2 La qualité du choix des pompes

La pompe, qui est le coeur du système d'élevage, fournit à la fois le débit d'eau nécessaire à la vie animale, et la pression qui permet de l'élever à la cote désirée. Située en amont du système, elle conditionne toute la distribution ultérieure et est donc à la base du coût de fonctionnement.

Les besoins en eau des poissons étant de caractère volumétrique et non barométrique, la stratégie de pompage la plus économique consiste à choisir les systèmes élevant le maximum d'eau à la cote minimale compatible avec les besoins animaux.

Il existe dans le commerce, une vaste gamme de systèmes de pompages adaptés à la majorité des situations de débit - pression imposées par l'industrie. Leur bon choix passe par une bonne définition des conditions d'élevage nécessaires à l'établissement du cahier des charges. Surdimensionner la capacité de pompage manométrique par rapport à la cote réelle des installations a trois conséquences :

- 1) créer une inutile et fictive montagne hydraulique entre l'aquifère et le site aquacole car après être montée en pression l'énergie potentielle de l'eau est en général gaspillée par détente équivalente à une cascade ;
- 2) impliquer une augmentation de la puissance de la pompe du facteur d'erreur de dénivelé pour pouvoir assurer les besoins hydriques des animaux qui n'ont que faire de l'énergie potentielle de l'eau ;
- 3) accessoirement, il importe de noter que le surdimensionnement manométrique impose un réseau de distribution hydrique clos (tuyauterie et vannes) d'autant plus résistant à la pression (donc plus

cher) que l'erreur est élevée, ce qui a deux conséquences aquacoles :

- initialisation d'une boucle de logique par l'absurde sur la base du raisonnement : existence d'une surpression hydrique - possibilité de créer des pertes de charge en utilisant des tuyauteries de petit diamètre - réalisation effective - limitation du débit - installation d'un surpresseur pour rétablir la pression ce qui correspond à installation d'une nouvelle montagne hydrique fictive et au renchérissement proportionnel du coût de production ;
- possibilité de sursaturation gazeuse responsable d'embolies et de maladies de la bulle chez les animaux.

Actuellement le mauvais dimensionnement du système de pompage est généralement le responsable principal du surcoût du poste hydrique.

Combien d'installations situées à la cote + 1 m à + 3 m (donc imposant des coûts de production énergétiques de 0,5 à 5,6 FF/kg de production) sont en fait équipées de pompes centrifuges avec pression de refoulement de l'ordre de 2 bars conduisant à des coûts réels compris entre 10 et 30 FF/kg produit. Toutefois, à la décharge des utilisateurs, il importe de noter que le développement de l'aquaculture étant restreint, cette dernière ne peut induire une fabrication industrielle particulière et adaptée véritablement à ses besoins, sinon à des coûts exorbitants. Du matériel de pompage fabriqué en grandes séries existe et le choix doit s'effectuer à l'intérieur de cette gamme.

La variété du choix permet cependant de déterminer bien souvent un matériel très voisin des besoins à condition que les responsables des installations étudient sérieusement leur projet ou le confient à des personnes spécialisées.

Nous rappelons ici quelques notions élémentaires de choix d'un type de pompage en fonction des besoins et de la topographie des sites. (Tableau 3)

IV.3 Le choix du réseau de distribution adéquat

L'optimisation du système de pompage suppose une recherche préalable du système de distribution présentant les moindres pertes de charges et la meilleure adéquation avec le profil "au fil de l'eau".

Actuellement, les causes d'erreurs de dimensionnement du réseau de distribution sont tellement multiples que nous ne pouvons qu'en signaler quelques unes :

- utilisation d'un réseau de tuyauteries fermées "gonflé" à une pression (cote) bien supérieure à

- celle du bassin de réception ;
- acceptation d'une cascade pour l'alimentation (ou la sortie) du bassin ;
- admission de pertes de charges représentant plusieurs mètres sur l'ensemble du circuit (c'est-à-dire quelques dizaines de francs par kg de poisson produit) ;
- utilisation d'une réserve gravitaire par château d'eau alimenté en permanence au dessus de la cote désirée
- utilisation de canalisations d'amenée d'eau au dessus des bassins ;
- utilisation de tuyauteries dont la section est trop faible ou présentant des coudes et des rétrécissements responsables de pertes de charge et de débit.

Globalement, il importe de considérer que l'optimum en matière de pompage étant un système sans dénivelé, le réseau de distribution devrait être conçu de façon à limiter les pertes de charges au minimum incompressible (c'est-à-dire quelques centimètres à quelques dizaines de centimètres). Il devrait donc utiliser des canaux de large section à une cote voisine de celle du plan des bassins et de l'aquifère. La préservation des pannes d'alimentation y serait dévolue à un groupe électrogène automatique plutôt qu'à un château d'eau (sauf si ce dernier était équipé d'une électrovanne à rupture et d'une alimentation propre) car le surcoût d'élévation qu'il entraîne est généralement de 1 à 5 FF par kilo de production.

IV.4 Le choix de la meilleure stratégie d'entretien et de vidange des bassins

Il existe deux théories opposées de conception des bassins d'élevage :

- bassin situé au dessus du plan d'eau, présentant l'intérêt d'être vidangeable par gravité et de pouvoir supporter facilement l'assec. Ceci facilite la pêche, les traitements et le vide sanitaire mais implique inversement un génie civil élaboré et un remplissage par pompage permanent pour compenser le dénivelé.
- bassin creusé dans le sol, en partie sous l'aquifère est naturellement rempli par gravité, présente des coûts de construction et d'alimentation hydriques plus faibles que le précédent mais ne peut être vidé que par pompage.

Le critère de choix technico-économique entre les deux filières passe par une juste appréciation de leurs rapports qualité-prix respectifs.

Afin de mieux permettre d'évaluer les parts financières dévolues aux avantages et aux inconvénients de ces deux types de systèmes, nous avons comparé dans le tableau 4 les coûts énergétiques de pompage pour alimenter et/ou vider des bassins dans 4 configurations de prégrossissement et de grossissement de poissons de type loup. Deux de ces schémas permettent une vidange par gravité mais doivent être alimentés par pompage à la cote correspondant à leur hauteur le reste du temps. Les deux autres, situés au fil de l'eau ne sont pas vidangeables par gravité mais permettent une alimentation où le dénivelé total correspond à la seule perte de charge du système qui dans ce cas a été arbitrairement évalué à 1 cm.

Pour être rendues plus fiables, les deux hypothèses sont agrémentées d'une vidange mensuelle à 75 ou 80% (selon les cas) pour traitement sanitaire et d'une vidange totale en fin d'essai pour la pêche.

Il résulte de cette comparaison qu'élever l'eau en permanence à une cote telle qu'elle autorise la vidange par gravité, coûte 80 à 160 fois plus cher que si on choisit de travailler au fil de l'eau et de vidanger le bassin par pompage à chaque traitement ou pêche. Au plan absolu, la simple satisfaction de disposer de bassins vidangeables par gravité, majore le coût de production de 1,85 FF minimum (prégrossissement classique) à 3,7 FF (grossissement en raceways de 2 m de profondeur) par kilo de poisson produit, ce qui peut parfois être un handicap majeur pour l'élevage d'espèces à faible prix de vente.

Ces résultats se passent d'autant plus de commentaires que dans la majorité des cas, les systèmes permettant l'étanchéité et la vidange des bassins par gravité (moines, vannes, bondes, etc) représentent à eux seuls un coût d'investissement supérieur à celui de l'achat d'une bonne pompe d'épuisement marinisée servant à la vidange de l'ensemble des bassins. En élevage larvaire, par contre, où la productivité recherchée est de type numérique et non pondérale, et où les coûts de production ne sont plus applicables et les avantages fournis par la vidange gravitaire l'emportent sur les inconvénients du surcoût économique.

V. LES SITES - LEURS CARACTERISTIQUES ET LES CHOIX POUR LE RENOUELEMENT DE L'EAU (Tableau 5)

Les systèmes d'élevage au fil de l'eau ne peuvent se concevoir pratiquement qu'avec les structures implantées dans le milieu lui-même : de ce fait, ces systèmes s'affranchissent des fluctuations de niveaux des plans d'eau.

Les renouvellements sont alors naturels, effectués par les courants. Il importe que la structure soit parfaitement adaptée au site.

Cependant, des systèmes avec renouvellement forcé sont tout à fait admissibles car la dépense énergétique est très faible : une charge motrice de quelques centimètres peut induire de grands débits selon la section de passage. C'est toute l'aquaculture pratiquée en mer depuis les sites fermés et protégés (lagunes) jusqu'à la mer ouverte non encore colonisée.

En ce qui concerne les sites à terre (hors d'eau), il convient de distinguer deux catégories :

- les sites en bordure des Mers à marées (Atlantique - Manche)
- les sites en bordure des Mers sans marées ou à très faibles marnages (Méditerranée).

Il faut introduire ici le concept de "prévention des inondations".

La législation fait obligation aux industriels de se prémunir contre les inondations et les installations doivent être construites à une cote minimale, (définie à partir de la probabilité de risque hydrique) au dessus de l'aquifère.

En aquaculture, le concept de l'inondation n'a pas la même valeur que dans l'industrie ou l'agriculture. Le risque n'est pas (sauf cas particulier) de mouiller les installations ou de noyer les animaux, mais de voir la cote de l'eau dépasser les berges du système, ce qui peut provoquer la détérioration des infrastructures et la fuite du cheptel.

En fait, la surélévation de l'ensemble du système hydraulique à une cote supérieure à la cote de l'eau lors de la marée du siècle ou de la plus grande tempête d'équinoxe ne peut être une solution miracle mais un palliatif car le coût de pompage de "préservation du risque" (proportionnel au dénivelé) y est très élevé. Par contre, une simple surélévation des berges de façon adéquate pour tenir compte à la fois des risques exceptionnels et des contraintes quotidiennes de travail lorsque le niveau de l'eau dans l'installation est variable, pourrait aboutir à un résultat préventif identique tout en économisant le coût de pompage.

V.1 Les mers à marée

La marée est une forme d'inondation périodique de la zone d'estran. Si toutes les conclusions précédentes ne sont pas directement transportables du fait de l'amplitude des variations de niveau, de la base de la problématique reste identique et se surajoute à celle de la prévention contre les éléments naturels.

La minimisation des coûts de pompage doit tenir compte de la situation extrême suivante :

- l'installation du système d'élevage au dessus de la cote des plus hautes marées, augmentée de la marge

de sécurité due aux basses pressions barométriques, impose de dimensionner au moins une partie de l'installation de pompage sur le dénivelé maximum potentiel.

Sur la façade Atlantique où le marnage moyen est d'environ 2,50 m (plus 1,50 m de prévention), cette amplitude conduit à un coût énergétique de 1,90 à 7,40 FF/Kg de production, ce qui représente des frais de fonctionnement déjà assez importants pour une entreprise.

Sur la Manche où les marnages vont de 5 m à 14 m, ces coûts sont au moins à multiplier par 3, ce qui rend de telles installations non réalisables.

Par contre, l'installation du système au fil de l'eau qui autorise des coûts de pompage peu élevés, est impossible dans ces zones où le marnage est pratiquement toujours supérieur à la profondeur des bassins, conduisant à leur assec périodique.

L'aménagement de ces zones à fort marnage passe presque exclusivement par un système de réduction de ce marnage : un bassin de stockage se remplissant à marée haute, soit gravitairement en profitant de l'énergie potentielle de la marée, soit par pompage (ex. Station AQUALIVE à NOIRMOUTIER).

La distribution de l'eau peut alors se faire gravitairement ou par pompage. Les coûts énergétiques mis en oeuvre seront faibles et devraient être parfaitement compatibles avec la rentabilité d'une exploitation.

V.2 Les mers sans marée (ou très faible marnage)

En Méditerranée, l'amplitude maximale du niveau du plan d'eau par très forte tempête ne dépasse jamais 1,50 m. La différence de coût de pompage entre la stratégie au fil de l'eau et celle à la cote maximale représente quand même en moyenne 1,7 + 1 FF/Kg de poisson produit.

Sans être négligeable, ce coût est tout à fait admissible et autorise largement la mise en oeuvre de systèmes d'élevage à terre alimentés exclusivement par pompage.

ENCART N° 1

PRINCIPALES RAISONS DE LA DEFAVEUR ACTUELLE DONT EST VICTIME LA STRATEGIE DE POMPAGE EN AQUACULTURE MARINE

- 1 - Analyse erronée des besoins hydriques réels des animaux et dimensionnement des circuits par transposition directe de la truiticulture intensive avec des objectifs de record, sans tenir compte de l'importance des antécédents technologiques et génétiques dans les performances de cette industrie.
- 2 - Analyse erronée du rôle des paramètres débit-pression dans la stratégie de pompage et utilisation exclusive des outils d'hydraulique générale classique sans tenir compte des particularités du modèle aquacole et des limites théoriques minimales possibles au plan économique.
- 3 - Négligence quasi totale du caractère biologique de l'eau d'aquaculture et de ses implications hydrauliques (fouling, parasitisme, etc).
- 4 - Compensation économique des fautes de conception hydrauliques qui exacerbent les problèmes biologiques et le mauvais rendement du poste "énergie de pompage".
- 5 - Limitation des besoins hydriques aux facteurs "oxygène dissous et ammoniac" sans tenir compte du potentiel régulateur associé au vecteur pathologique, qu'il soit parasitaire ou non.

TABLEAU N°1 BASES D'EVALUATION ET DE COMPARAISON DES BESOINS EN EAU DANS DIVERS SECTEURS DE PRODUCTION INDUSTRIELS, AGRICOLES OU AQUACOLES

SECTEURS	DETAIL DE PRODUCTION	BESOIN EN EAU (M ³ PAR TONNE DE PRODUIT FABRIQUE)
<p>INDUSTRIES NON AGRICOLES (d'après DEGREMONT 1972)</p>	<p>Tannerie PapeteriePâte à papier Emballage - carton Papiers spéciaux Textilecoton Laine (peignage-blanchiment) Rayonne Produits chimiques Raffinerie de pétrole Acier Acier laminé Aluminium Electricité thermique avec refroidissement par eau</p>	<p>20 à 140 300 40 500 15 à 200 165 400 à 1000 220 à 1000 0,1 à 40 6 à 300 400 1300 3 à 400 m³ par MWh</p>
<p>AGRICULTURE (d'après DEGREMONT 1972)</p>	<p>Blé Riz Céréales pauvres Coton</p>	<p>1500 4000 1000 10 000</p>
<p>ELEVAGE</p>	<p>Gros bétail Porc Mouton Poulet</p>	
<p>AQUACULTURE</p>	<p>Truite Loup, Daurade, Charax Elevage larvaire et sevrage Prégrossissement Grossissement Sar, Marbré</p>	<p>1 000 000 500 000 200 000 500 000 à 2 000 000</p>

TABLEAU N°2 INFLUENCE DE LA HAUTEUR MANOMETRIQUE DE POMPAGE, SUR LE DEBIT HYDRIQUE MAXIMAL DISPONIBLE PAR UNITE DE PUISSANCE INVESTIE, AINSI QUE SUR SES IMPLICATIONS ZOOTECHNIQUES ET ECONOMIQUES DE PRODUCTION AQUACOLE


Puissance réelle investie	1 KWh				
Hauteur manométrique de pompage désirée (m)	0,01	0,1	1	10	100
Débit hydrique maximal disponible à la cote envisagée (m ³ /h) (*)	27000	2700	270	27	2,7
Prix du mètre cube d'eau à la cote envisagée (FF/m ³) (**)	1,9 10 ⁻⁵	1,9 10 ⁻⁴	1,9 10 ⁻³	1,9 10 ⁻²	1,9 10 ⁻¹
Production potentielle de poisson avec le débit disponible (***) (Kg)	Hypothèse 1 135 Hypothèse 2 27	13,5 2,7	1,4 0,27	0,14 0,027	0,01 0,003
Coût de production afférent au poste pompage (****) (FF/Kg de production)	Hypothèse 1 0,004 Hypothèse 2 0,019	0,04 0,19	0,37 1,85	3,7 18,5	37 185,2

Légende : * Dans l'hypothèse d'un rendement de la pompe de 73,6% et d'une masse volumique de l'eau de 1 Kg /litre.

** Dans l'hypothèse d'un prix du KWh de 0,5 FF.

*** Dans les deux hypothèses extrêmes de valorisation hydriques par les poissons en élevage intensif N°1 : 200 m³ /Kg de production, et N°2 : 1000 m³ / Kg de production.

**** Sur la base de la seule consommation énergétique.

 Ces 2 colonnes, bien que figurant dans le tableau, ne partent pas d'hypothèses réalistes : elles sont en quelque sorte les bornes du système.

I. HAUTEUR ASPIRATION INFERIEURE A 7 OU 8 METRES

1. Hauteur géométrique totale de quelques centimètres

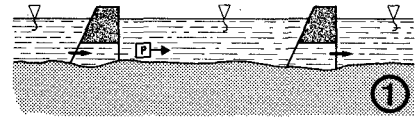
Mise en mouvement d'une masse d'eau par un accélérateur de courant

①

HELICES

Caractéristiques Gros débits : plusieurs milliers de m³/h très faibles hauteurs : quelques cm

HYDROJETS



2. Hauteur géométrique totale de quelques mètres

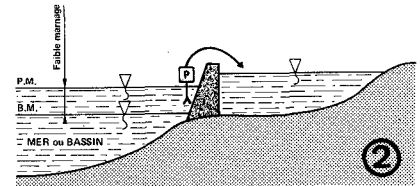
Prélèvement et utilisation de l'eau distants de quelques mètres

- * Pompage de la mer dans un bassin
- * Pompage d'un bassin dans un autre bassin

②

HELICES CARENEES
VIS D'ARCHIMEDE

Caractéristiques Débits moyens à forts plusieurs centaines à plusieurs milliers de m³/h Hauteur totale < 10 m



3. Hauteur géométrique totale d'une dizaine de mètres à plusieurs dizaines de mètres

Prélèvement et utilisation de l'eau proches ou distants de plusieurs dizaines de mètres

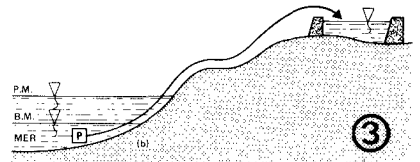
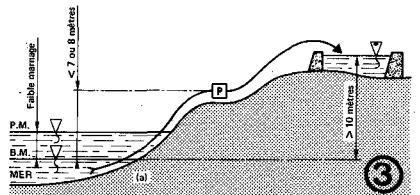
- * Pompage dans une mer sans marée ou à faible marnage

③

POMPES CENTRIFUGES A SEC
IMMERGEES

(a)
(b)

Débits Faibles (plusieurs dizaines de m³/h)
Moyens " centaines "
Forts " milliers "



II. HAUTEUR ASPIRATION SUPERIEURE A 7 OU 8 METRES

1. Hauteur géométrique totale de l'ordre de la dizaine de mètres

- 11) Pompage à proximité du prélèvement
Station de Pompage ENTERREE ou IMMERGEE

- * Pompage dans les mers à forts marnages

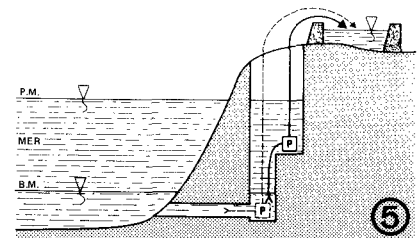
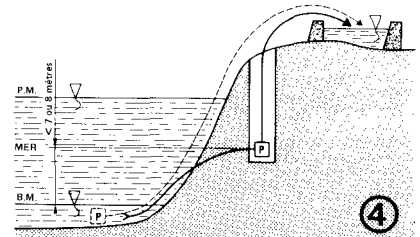
④

POMPES CENTRIFUGES A SEC
IMMERGEES

Débits Faibles
Moyens
Forts

- 12) Eau arrivant au point de pompage par galerie ou canal

- * Marche continue avec Station de pompage [ENTERREE IMMERGEE]

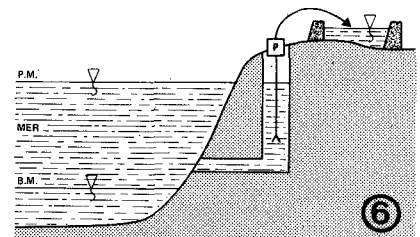


⑤

POMPES CENTRIFUGES A SEC
IMMERGEES

Débits Faibles
Moyens
Forts

- * Marche discontinue



⑥

POMPES HELICES
VIS ARCHIMEDE

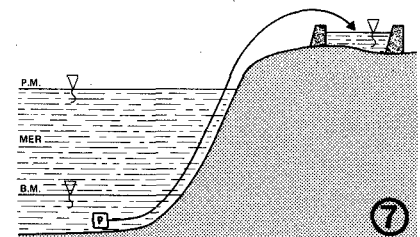
Débits Moyens
Forts

2. Hauteur géométrique totale de plusieurs dizaines de mètres

21. Hauteur aspiration ramenée à valeur < 7 ou 8 mètres

Voir I3

22. Autres cas



⑦

POMPES CENTRIFUGES IMMERGEES

TABLEAU N°4 COMPARAISON DU COUT ENERGETIQUE DE POMPAGE POUR ALIMENTER ET/OU VIDER DES BASSINS D'ELEVAGE
DANS QUATRE HYPOTHESES DE PREGROSSISSEMENT ET DE GROSSISSEMENT DE POISSONS MARINS DE TYPE
"LOUP"

TYPES D'ELEVAGES		PREGROSSISSEMENT		GROSSISSEMENT		
HYPOTHESES D'ELEVAGE	BASSINS	Type Dimensions en eau : L X l X h (m) Volume hydrique (m ³)	race way 30X 2 X 1 60		race way 50 X 4 X 2 400	
	PREVISIONS ZOOTECH- NIQUES PAR BASSIN	Nombre d'individus initial et final Poids individuel initial et final (g) Charge initiale et finale (Kg/m ³) Taux de mortalité (%) Biomasse initiale et finale (Kg) Gain de biomasse (Kg) Valorisation hydrique (m ³ /Kg produit) Durée du cycle Volume d'eau total consommé (m ³)	13200 0,3 0,07 4	12000 50 10 600 596 1000 1 AN 596000	8800 50 1,1 440	8000 500 10 4000 3560 500 2 ans 1 780 000
PREVISIONS DE MAINTENANCE HYDRAULIQUE	Nombre, durée, et taux des vidanges partielles pour traitement prophylactique Nombre de vidanges totales pour pêche et mise en assec sanitaire		12 de 2 h à 80% 1		24 de 2 h à 75% 1	
HYPOTHESES HYDRAULIQUES	Cote du système par rapport à l'aquifère Conséquences sur la vidangeabilité par gravité		+ 1 cm -	+ 1 m +	+ 1 cm -	+ 1 m +
CONSEQUENCES SUR LE COUT ENERGETIQUE DE POMPAGE *	Cout de l'alimentation en eau (FF/Kg produit) Cout de la vidange des bassins (FF/Kg produit) Bilan final des 2 opérations (FF/Kg produit)		0,02 0,017 0,022	1,85 0 1,85	0,01 0,037 0,014	3,7 0 3,7
* Les éléments de ces calculs sont définis dans le texte						

Tableau N°5 RECAPITULATIF SYNOPTIQUE DES CARACTERISTIQUES DE 5 CONFIGURATIONS AQUACOLEES EN FONCTION DE LEUR ALTITUDE DANS LA ZONE DE BALANCEMENT DES MAREES

Hypothèses de base : élevage : grossissement et prégrossissement de poissons de type "loup" dans des raceways placés en séries ; amplitude de la marée : 3 m ; surélévation maximale possible par temps de tempête : + 1 m ; rendement des pompes : 73,6% ; Prix du KWh : 0,5 FF ; masse volumique de l'eau : 1 Kg/l ; besoins hydriques des poissons : 200 à 1000 m³ d'eau par kilo de production ; perte de charge maximale du circuit d'élevage : 10 cm ; PMVE : pleine mer de vives eaux ; BMVE : basse mer de vives eaux ; NM : Niveau moyen de la mer ; CM : cote maximale de l'eau en cas de tempêtes

NIVEAU DE LA MER	COUPE LONGITUDINALE DE L'INSTALLATION	CARACTERISTIQUES DE L'INSTALLATION
CM PMVE NM BMVE		Installation hors sol pouvant être vidée par gravité même par les plus fortes tempêtes mais qui implique inversement une alimentation permanente par pompage sur un dénivelé minimum de 2 m, maximum de 6 m, et moyen de 4,5 m (soit un coût énergétique de 1,7 à 8,3 FF/Kg produit). L'accessibilité aux bassins est facile, le coût d'excavation nul, et le niveau d'eau dans les bassins est toujours constant.
CM PMVE NM BMVE		Installation enterrée pouvant être presque toujours vidée par gravité sauf par tempête et par PMVE. Le niveau d'eau dans les bassins y est constant et les conditions de travail (accessibilité) sont faciles. Le travail d'excavation est faible. L'alimentation permanente par pompage est nécessaire sur un dénivelé minimum de 0 m (en cas de tempête), maximum de 5 m, et moyen de 2,5 m, ce qui conduit à un coût énergétique de 0,93 à 4,63 FF/Kg produit.
CM PMVE NM BMVE		Installation enterrée ne pouvant être vidée par gravité que pendant la deuxième moitié du jusant. Le niveau d'eau dans les bassins y est constant et leur accessibilité reste aisée. Le travail d'excavation est plus important. L'alimentation permanente en eau par pompage est nécessaire sur un dénivelé minimum de 0 m (à chaque étale de PMVE), maximum de 4 m et moyen de 1,5 m, ce qui conduit à un coût énergétique de 0,6 à 2,8 FF/Kg produit.
CM PMVE NM BMVE		Installation assez fortement enterrée avec travail d'excavation et ne pouvant être vidée par gravité qu'à basse mer de vives eaux. Le niveau d'eau dans les bassins n'est constant que 50% du temps et suit le niveau de la marée pendant la première partie du jusant et la deuxième partie du flot. L'alimentation en eau se fait alternativement par pompage sur un dénivelé au maximum de 1,5 m (et moyen de 0,75 m) et par pulsion le reste du temps. Le coût énergétique est de 0,25 à 0,7 FF/Kg.
CM PMVE NM BMVE		Installation très fortement enterrée (gros travail d'excavation) et ne pouvant être vidangée que par pompage. L'accessibilité des bassins est mauvaise et le niveau d'eau très variable selon la marée. L'alimentation se suffit d'un système à pulsion conduisant à des coûts énergétiques faibles de l'ordre de 0,04 m à 0,2 FF/Kg produit.

1

LE CONTROLE DES MATIERES

EN SUSPENSION

Par Christian DANIOUX

Volume 2

SOMMAIRE

I - INTRODUCTION

II - LA DECANTATION

II.1 - La décantation statique

II.2 - La décantation dynamique

III - LA FILTRATION

III.1 - La filtration lente

III.2 - La filtration rapide

IV - LA FLOTTATION

V - CONCLUSIONS

BIBLIOGRAPHIE

I. INTRODUCTION

Les méthodes d'élevage imposent une qualité du milieu d'autant meilleure que l'animal est plus petit.

Selon les sites, le milieu naturel, en dehors des matières dissoutes et des germes pathogènes, contient plus ou moins de matières en suspension d'origines très diverses (minérales le plus souvent, et organiques).

Il convient de les supprimer en tout ou partie pour éviter

- d'une part, les risques de détérioration du milieu d'élevage par transformation des matières organiques ayant une influence sur l'oxygène dissous et donnant parfois, par dégradation, des produits toxiques
- d'autre part, l'encrassement des installations pouvant être bien souvent à l'origine de pannes et conduisant inévitablement à l'utilisation non optimale des installations (par exemple, pertes de chaleur par encrassement d'échangeurs).

Il est donc nécessaire d'admettre une eau aussi limpide que possible dans des limites raisonnables compatibles avec les coûts des systèmes de traitements selon le stade d'élevage.

Par ailleurs, l'installation d'aquaculture produit aussi des matières en suspension, généralement d'origine organique, qui seront rejetées dans le milieu naturel.

Il convient de prévoir et de mettre en oeuvre les systèmes adéquats pour supprimer ces matières, autant à l'admission qu'au rejet.

Trois méthodes essentiellement peuvent être utilisées :

- la décantation
- la filtration
- la flottation

II. LA DECANTATION

Son but est de permettre le dépôt des particules en suspension afin de les concentrer et éventuellement de les éliminer pour l'obtention d'une eau propre.

Deux types de décantation existent :

II.1 La décantation statique

L'eau à traiter se trouve au repos dans une enceinte et le dépôt se fait naturellement par gravité :

c'est le principe des marais salants.

Le temps de la sédimentation dépend de la hauteur d'eau et de la qualité des particules. Pour apprécier cette valeur, des tests préalables sont nécessaires.

Ses avantages

- Elle ne nécessite aucune énergie
- Par l'utilisation de grandes surfaces l'oxygénation est favorisée (surtout par le vent).

Ses inconvénients

- Elle demande de grandes surfaces (parties directement improductives)
- Elle peut subir de nombreuses perturbations pouvant même aller jusqu'à la suppression du phénomène (le vent, les différences de température, induisent des courants de convection).

Ce mode de décantation est très peu utilisé dans l'industrie. Il peut par contre parfaitement convenir en aquaculture extensive ou semi-intensive sous forme de bassin de stockage (Ex. de la Station AQUALIVE à NOIRMOUTIER), ou pour traiter les effluents aquacoles avant rejet dans les zones de marais.

II.2 La décantation dynamique

La décantation s'opère en circulation continue : la vitesse ascensionnelle de l'eau doit être inférieure à la vitesse de chute des particules solides.

La surface du décanteur est donc fonction de cette vitesse pour un débit donné. Plus l'écart entre ces deux vitesses sera grand, plus petit sera l'ouvrage et par conséquence, son coût plus faible.

Il y a donc intérêt à construire des ouvrages les moins onéreux possibles et à mettre en oeuvre des systèmes qui accélèrent la décantation.

Facteurs d'accélération

Ils sont essentiellement de deux types :

- Chimiques : ce sont les adjuvants qui provoquent la coagulation et la floculation des fines particules et des colloïdes.

Ces produits sont très utilisés dans le traitement de l'eau douce. Ils sont très onéreux, peuvent même être dangereux pour les animaux selon leur utilisation.

Ce processus ne paraît pas être, en aquaculture, une voie intéressante.

- mécaniques :

Le but est de mettre, dans un volume déterminé, un système augmentant la surface de décantation.

Entre autres systèmes, les décanteurs lamellaires apportent une solution intéressante.

Ils sont utilisés en eau douce et mériteraient d'être testés en eau de mer. Ils sont intéressants par leurs facilité de nettoyage en place

La description détaillée de ce système figure dans le rapport n°19 du CEMAGREF de Bordeaux :

SALMONICULTURE et ENVIRONNEMENT

Vol.2 : Moyens de lutte contre la pollution des Salmonicultures intensives

Tome 1 : Epuration des rejets de salmonicultures. Sept. 1984 par André FAURE.

III. LA FILTRATION

La filtration consiste à faire percoler l'eau au travers d'une matière poreuse

On distingue :

III.1 La filtration lente

Celle-ci s'opère uniquement par gravité

Ses avantages :

- Sa mise en oeuvre est simple et ne dépense pas d'énergie
- Les nettoyages de la matière filtrante sont moins fréquents

Ses inconvénients :

- Les surfaces à mettre en oeuvre sont importantes
- Par conséquent, les ouvrages (les filtres) sont onéreux

III.2 La filtration rapide

Les filtres fonctionnent sous pression : la vitesse de passage (dans son ensemble) est rapide. Cette filtration impose un réseau hydraulique avec pompes et canalisations.

Il existe différents types de filtres et de supports filtrants selon la qualité de l'eau requise.

On distingue :

- a) Les filtres à sable, à silice, pour une filtration des particules grossières ($>40\mu$) qui permettent des débits importants.

La matière filtrante est généralement un matériau concassé dont la granulométrie est définie selon la taille des particules à arrêter.

Ces filtres sont toujours placés sur le refoulement d'une pompe : les filtres à l'aspiration sont à proscrire car ils entraînent inévitablement de fortes pertes de charges lorsqu'ils sont colmatés, avec, en conséquence, des risques de cavitation donc de désamorçage de la pompe.

Cependant, certaines prises d'eau se font dans un massif de sable (prises d'eau sur la plage) qui sert de filtre et qui donne une eau dégagée de ses particules. Cette méthode est intéressante et fiable si la surface des crépines est suffisante.

- b) Les filtres à cartouches pour une filtration fine (jusqu'à quelques μ).
Cette filtration s'adresse aux débits très faibles (utilisée pratiquement dans les laboratoires)
- c) Les filtres sur parois minces qui nécessitent une surface filtrante importante.

Ils revêtent plusieurs formes :

- * Les filtres à membranes, très performants, s'adressent aux très faibles débits. Ils s'intercalent toujours dans un réseau sous pression.
- * Les tamis composés d'un tissu tendu sur un cadre et très utilisés dans les piscicultures d'eau douce (au niveau de la prise d'eau).
Ils demandent des surfaces importantes et des nettoyages fréquents. Ils ont toutefois l'avantage de ne pas être très onéreux.
- * Les chaussettes qui, selon les mailles, peuvent arrêter les fines particules.

Ce système est utilisé sur un refoulement de pompe mais fonctionne gravitairement (Ex. du pompage Eau de Mer IFREMER - Centre de Brest). Il donne entière satisfaction avec un coût très faible.

Pour le nettoyage, il y a lieu de prévoir une arrivée double afin de ne pas arrêter l'alimentation en eau pendant l'opération.

Tous ces systèmes, bien connus en eau douce, sont utilisés

pour la plupart en eau de mer.

Leur efficacité est toutefois très variable par suite des problèmes de fouling.

Leur nettoyage devient alors beaucoup plus compliqué et un courant d'eau inversé ne suffit pas toujours à les rendre propres.

Par ailleurs, la faune et la flore qui se fixent inévitablement sur le milieu filtrant à l'état de larves peuvent se développer rapidement et arrivent même à détériorer la qualité du milieu, notamment sur le plan de l'oxygène dissous.

Le seul remède est de changer le milieu filtrant ou de le régénérer par un brassage et d'un nettoyage avec par exemple de l'Eau de Javel.

IV. LA FLOTTATION

La flottation consiste à abaisser la densité d'un corps immergé par un processus quelconque et rendre sa flottabilité positive, puis le séparer du reste de la masse d'eau et le récupérer.

Généralement, ce phénomène est obtenu par diffusion d'air dans l'eau avec l'adsorption des bulles sur la particule solide.

Ce phénomène est décrit et a été expérimenté par P. DIVANACH dans "Conditions d'Application et valeur épuratrice de la flottation et de l'écumage en aquaculture intensive marine". Thèse 3^e cycle 1978.

L'application du phénomène est intéressante pour traiter les effluents avant recyclage pour supprimer la matière organique solide (fécès, excès de nourriture) avant le traitement biologique.

Toutefois, le procédé est très coûteux car il met en oeuvre de grandes quantités d'air et est surtout utilisable au stade du laboratoire ou de l'écloserie.

Il est souvent jumelé à l'écumage décrit par P. DIVANACH dans sa thèse.

V. LES CONCLUSIONS

La suppression des matières en suspension de toutes origines facilite largement le traitement biologique ultérieur de l'eau de mer.

La combinaison des procédés décrits dans ce chapitre apporte la solution à tous les problèmes rencontrés.

Cependant, la prépondérance de l'un ou de l'autre de ces procédés se marquera en fonction du stade d'élevage où l'on se

trouve (écloserie - nurserie - grossissement) et du type d'installation rencontrée (intensif, semi-intensif, extensif).

D'ores et déjà, il paraît intéressant d'effectuer ce traitement primaire pour éliminer une bonne part de polluants.

Les axes de recherche devraient pouvoir se tourner vers :

- la flottation des fécès avec la recherche et l'utilisation d'un tensio - actif efficace ;
- la mise au point de systèmes et d'appareillages pour la décantation des particules solides ;
- les essais de matériels, notamment de filtres efficaces.

BIBLIOGRAPHIE

DEGREMONT

Mémento Technique de l'eau - 1978

DIVANACH P.

"Conditions d'application et valeur
épuratrice de la flottation et de
l'écumage en aquaculture intensive
marine"

Thèse 3^e cycle 1978 - Université AIX-
MARSEILLE II

FAURE A.

Moyens de lutte contre la pollution
des salmonicultures intensives.
Épuration des rejets de salmonicul-
tures

CEMAGREF BORDEAUX - Sept. 1984

LE CONTROLE THERMIQUE

DE L'EAU

- Le chauffage de l'Eau de Mer

Par Christian Danioux

- Utilisation de l'eau salée souterraine en
aquaculture : l'expérience d'AQUALIVE

Par Jacques CALVAS

LE CHAUFFAGE DE L'EAU DE MER

Tiré de " LES SYSTEMES DE CHAUFFAGE DE L'EAU DE MER "

Exposé MEDRAP - FAO TUNIS AVRIL 1986 C. DANIOUX

Par Christian DANIOUX

avec la collaboration de P. DIVANACH

SOMMAIRE

I - INTRODUCTION

II - LA THEORIE DU CHAUFFAGE

III - LES DIFFERENTES TECHNIQUES UTILISABLES

III.1 - Le chauffage classique à partir de chaudières

III.2 - Les pompes à chaleurs

III.3 - L'utilisation d'eaux chaudes

- Rejets des centrales électriques

- Utilisation de nappes souterraines

III.4 - L'utilisation de l'énergie solaire

IV - CONCLUSIONS

I. INTRODUCTION

I.1 La nécessité de chauffer l'eau de mer

Dans les régions tempérées, les bases de l'aquaculture sont établies sur la mise en oeuvre d'une machinerie animale régie par les lois générales de la thermo dynamique de la vie dont le travail d'élaboration de matière (fourni par l'énergie de combustion des aliments) est fonction du niveau thermique du système.

Principalement axée vers la recherche de la productivité rapide, l'aquaculture est généralement demandeuse de régimes métaboliques élevés, donc de températures hautes servant à activer la croissance, ou alors de conditions thermiques particulières (associées à un environnement lumineux et trophique adéquat) afin de favoriser les mécanismes de la maturation et de la ponte.

Mais elle peut aussi être soumise à des contingences opposées où la règle devient la mise en veilleuse des systèmes biologiques, soit pour les maintenir sans risque à des niveaux de charges inhabituels (transport), soit pour les faire survivre à moindre coût dans l'attente de conditions meilleures (estivage - hivernage).

En région tempérée côtière, les fluctuations de températures sont importantes selon la saison et l'on peut passer de l'optimum de croissance au simple métabolisme de base où les animaux souffrent, voire descendre en dessous du minimum vital où ils meurent.

Confinés dans les systèmes d'élevage d'où ils ne peuvent émigrer vers des zones plus favorables, les animaux subissent les contraintes du milieu et particulièrement les variations de température. Il est donc important pour l'aquaculteur de définir une stratégie thermique et d'en assurer l'application par des méthodes et des moyens.

I.2 Les besoins de chauffage se situent à tous les stades de la vie de l'animal.

La reproduction dépend de la température qu'elle soit naturelle en conditions normales ou décalée pour augmenter la production d'une éclosion nécessitant alors le chauffage de l'eau.

La température idéale d'incubation des oeufs se situe à 2°C environ au-dessus de la température de ponte : pour éviter les problèmes, un léger réchauffage de l'eau n'est pas superflu.

Les alevins doivent d'abord être protégés des basses températures dont dépend la survie. Leur grossissement dépendra ensuite de la température : il sera plus rapide si la température est plus élevée avec toutefois un optimum de croissance dépendant de l'espèce.

Le gain de croissance entraîne l'augmentation du nombre de cycles d'élevage, donc de la production du système et par conséquence une augmentation de la rentabilité. Les élevages annexes (proies vivantes pour l'alimentation des

alevins) sont aussi demandeurs généralement de chauffage puisque les températures requises pour les Rotifères et les Artémia se situent entre 25°C et 30°C. En dessous de ces valeurs, les temps d'élevage augmentent, avec pour conséquence l'augmentation des volumes pour le maintien d'un niveau journalier de production.

II. LA THEORIE DU CHAUFFAGE

La kcal est la quantité de chaleur nécessaire pour élever de 1°C un litre d'eau aux conditions normales de pression (la frigorie, à l'inverse, est la quantité de chaleur à extraire pour abaisser de 1°C la même quantité d'eau).

1 kw peut théoriquement libérer 860 kcal, c'est-à-dire permettre le chauffage de l'eau selon toutes les combinaisons possibles suivantes :

$$\text{litres} \times T^{\circ}\text{C} = 860$$

Dans la pratique, compte tenu du rendement des systèmes de chauffage (ou de refroidissement) et des déperditions calorifiques dans les enceintes d'élevage, 1kw ne peut généralement pas induire une variation de température de 1°C dans un volume d'eau supérieur à 600-800 litres.

Sur le plan qualitatif, les besoins thermiques en aquaculture de région tempérée relèvent généralement de ce que l'on appelle les basses calories avec une majorité des gammes vitales spécifiques comprises entre 5°C et 25°C.

Biologiquement, la quasi totalité des problèmes de mortalités hivernales sont spécifiques et ont lieu :

- en dessous de 4 à 5°C pour les animaux (loup, daurade, turbot) en prégrossissement et en grossissement,
- en dessous de 7 à 10°C pour les juvéniles
- en dessous de 10 à 13°C pour les larves.

Sur le plan quantitatif, l'eau est un vecteur thermique et à ce titre, les besoins caloriques de l'aquaculture sont directement liés aux besoins en eau, généralement très importants : de l'ordre de 200 à 1000 m³ par kg de poisson produit (variable selon les stades). (d'après DIVANACH).

Dans ces conditions, et en fonction des données précédentes qui ne sont que des ordres de grandeur, l'énergie calorifique nécessaire pour augmenter la température de 1°C de l'eau d'élevage se situe à

$$800 - 1000 \text{ kw}/^{\circ}\text{C}/\text{kg de poisson produit}$$

Ce chiffre montre l'importance considérable de ce poste et l'intérêt, d'une part de le réduire au maximum et d'autre part de faire en sorte qu'il s'applique à un nombre important d'individus par kg dans le but de réduire le coût de l'alevin produit. Il est donc illusoire de vouloir en tous temps (sauf cas très particuliers) appliquer cette technique par suite de son coût exorbitant. Elle trouvera son application presque exclusivement dans les stades alevinage et pour la survie des animaux en mauvaises périodes.

III. LES DIFFERENTES TECHNIQUES UTILISABLES

La technique la plus simple et utilisée couramment pour les petits volumes est la résistance chauffante électrique, soit installée directement dans le bac d'élevage, soit placée dans un bac de chauffage annexe. Les systèmes décrits ci-après s'adressent à des volumes et des débits correspondant à des installations d'une certaine importance.

III.1 Le chauffage classique à partir de chaudières

III 1.1 Principe de fonctionnement

Un carburant quelconque (fuel-gaz) brûlé dans une chaudière fournit au liquide qui la traverse les calories nécessaires à l'élévation de sa température.

Selon les caractéristiques du fluide à chauffer, celui-ci peut passer directement dans la chaudière ou être au contact avec un fluide caloporteur par l'intermédiaire d'un échangeur.

Les combustibles généralement utilisés sont le fuel et le gaz pour les facilités de stockage (l'électricité également lorsqu'elle est disponible).

III 1.2 L'exploitation et les problèmes

La technique de chauffage par chaudière est très répandue dans de nombreuses installations industrielles. Le matériel est donc classique et fiable.

Malheureusement, les rendements ne sont pas toujours très élevés et il faut se méfier des réglages au niveau de l'injection du carburant qui peut entraîner des surconsommations, donc une augmentation des coûts de chauffage.

L'introduction de l'Eau de Mer à chauffer se fait au niveau d'échangeurs. C'est la partie sensible de l'installation puisque l'échange de chaleur entre la source chaude (circuit primaire de chaudière) et la source froide (Eau de Mer naturelle) s'effectue à ce niveau.

Tout dépôt ou incrustation dans l'échangeur diminue encore le rendement global de l'installation (ce phénomène se retrouvera d'ailleurs dans presque tous les types de chauffage) d'une part par diminution du coefficient de transmission de chaleur à travers les parois, et d'autre part par les diminutions de la

section de passage du liquide entraînant une diminution du débit.

III 1.3 Les avantages et les inconvénients

Le chauffage de l'eau de mer par chaudière est actuellement le procédé le plus utilisé, le matériel étant parfaitement connu.

Le choix du carburant est fonction des conditions économiques du pays ou de la région utilisatrice. La souplesse d'utilisation et les coûts bien cernés en investissement et en fonctionnement évitent généralement les surprises.

Par contre, en fonctionnement pur (sans tenir compte de l'amortissement du matériel et de l'entretien), ce type de chauffage est loin d'être économique car 1 kw dépensé donne en équivalent une quantité inférieure par suite des rendements des différents appareils.

III.2 LES POMPES A CHALEUR

III 2.1 Principe de fonctionnement

Ces machines sont établies sur le principe d'échanges de chaleur entre des états différents d'un fluide de travail.

Evaporation - Compression - Condensation - Détente.

Au cours de son évaporation, le fluide prélève de la chaleur dans le milieu extérieur qui est la source froide : échanges dans L'EVAPORATEUR.

Lors de la condensation, le fluide cède de la chaleur dans le milieu extérieur qui est la source chaude : échanges dans le CONDENSEUR.

Ces échanges sont possibles par des changements d'état du fluide tour à tour comprimé et détendu.

La pompe à chaleur s'intéresse à la fourniture de chaleur à la source chaude pour lui élever sa température.

Une pompe à chaleur comprend les éléments suivants :

- un compresseur : compression du gaz par fourniture de travail,
- un condenseur qui transforme le gaz en liquide : la chaleur de condensation est dégagée et fournie à la source chaude à réchauffer,
- un détendeur qui baisse la pression du liquide frigorigène,
- un évaporateur : la chaleur de vaporisation est prélevée sur la source froide.

Lors du fonctionnement de la pompe à chaleur, on s'intéresse au rapport de la quantité de chaleur fournie par la machine à

la source chaude, au travail mécanique qu'il a fallu dépenser pour réaliser cette opération.

Ce rapport s'appelle coefficient de performance (COP). Pour 1 kw dépensé, combien de kw peut-on récupérer ? Généralement ce chiffre doit être supérieur à 3 pour y trouver un certain intérêt : il se situe le plus souvent entre 2 et 5.

III 2.2 Les conditions d'utilisation de tels matériels

D'après les essais effectués, une pompe à chaleur se montre beaucoup plus économique qu'un chauffage traditionnel en ce qui concerne le fonctionnement : 1 kw dépensé pour 3 à 7 kw récupérés. Cependant, les investissements et les problèmes d'entretien d'un matériel plus sophistiqué qu'une simple chaudière sont beaucoup plus importants.

Le défaut majeur de ce type d'installation concerne la souplesse de fonctionnement. En dessous d'un certain débit, la pompe à chaleur ne donne pas toute sa puissance. Il y a donc une perte au niveau du rendement.

Les problèmes rencontrés sont à la fois techniques (réglages, encrassement des échangeurs, fiabilité du matériel) et d'exploitation par la complexité du matériel.

Un gain de rendement est obtenu en faisant passer l'eau de mer directement dans les condenseur et évaporateur.

Actuellement, la technique a beaucoup évolué et les systèmes sont devenus beaucoup plus fiables.

Ces matériels sont parfaitement adaptés aux gammes de température concernées par l'aquaculture. Malheureusement, sur le plan industriel, ils ne sont pas très développés, peut être en raison de leur prix d'achat.

III.3 UTILISATION D'EAUX CHAUDES

Les rejets d'eaux chaudes (centrales électriques par exemple) ou l'eau des nappes souterraines peuvent être utilisés en aquaculture soit directement comme milieu d'élevage si la qualité de cette eau convient soit comme fluide caloporteur pour réchauffer l'eau de mer naturelle.

III 3.1 Rejets de Centrales Electriques

L'utilisation des eaux de refroidissement de centrales a depuis longtemps intéressé les aquaculteurs par la mise à disposition de débits importants d'une eau de mer ayant gagné quelques degrés.

A HUNTERSTON en Grande-Bretagne (élevage de poissons dans les rejets de la centrale nucléaire), à Martigues-Pontheau (centrale thermique) et à Gravelines (centrale nucléaire) en France, des stations expérimentales tentent de mettre au point des techniques d'élevage de diverses espèces.

L'action première est d'utiliser l'eau de rejet comme milieu d'élevage gardant ainsi le bénéfice presque intégral du gain de température.

Malheureusement, pour les besoins de la centrale (éviter le fouling dans les circuits de refroidissement), cette eau est fortement chlorée pendant la saison chaude au moment de la prolifération des algues. Une partie est absorbée au niveau de la centrale ; dans les rejets, il reste un taux d'oxydants résiduels variable selon les saisons et les injections de chlore qui peuvent être faibles et continues comme à HUNTERSTONE et GRAVELINES ou discontinues et fortes comme à MARTIGUES-PONTHEAU. Dans ce dernier cas, il est impératif que la station aquacole se mette en dehors du circuit de rejet pendant le temps de chloration (recyclage de l'eau). Ce taux décroît dans le temps d'où l'intérêt d'étudier le point de pompage de l'eau de mer pour l'alimentation des bassins d'élevage.

III.3.2 Utilisation des nappes souterraines d'eau salée

cf. UTILISATION DE L'EAU SALEE SOUTERRAINE EN

AQUACULTURE : EXPERIENCE D'AQUALIVE

III.4 Utilisation de l'énergie solaire

L'énergie solaire est dispensée à profusion et gratuitement, ne demandant qu'à être recueillie et n'étant cause d'aucune pollution. La seule limitation à son emploi vient de son manque de continuité : alternance des jours et des nuits, balancement saisonnier, auxquels s'ajoute la nébulosité qui arrête passagèrement le rayonnement solaire.

Pour recueillir cette énergie rayonnée, il faut disposer au sol de capteurs adaptés au problème à résoudre.

En aquaculture, en dehors de la production d'électricité directement utilisable, le chauffage de l'eau par l'effet de serre paraît intéressant.

L'effet de serre résulte de la transmission sélective de certains matériaux. Le verre et quelques matières plastiques transmettent totalement le rayonnement solaire.

Le rayon solaire traverse la lame et chauffe le corps qui se trouve dessous. Celui-ci rayonne aussi mais à une température qui n'est pas très élevée et son rayonnement se situe dans la zone de l'infrarouge lointain qui est arrêtée par la lame.

Un vitrage constitue donc un piège à calories : c'est l'effet de serre.

De l'eau circulant en faible épaisseur ou dans un serpentin peut ainsi être chauffée.

Quelques essais ont été tentés à la station d'Aquaculture IFREMER à Palavas-Les-Flots. Quelques problèmes techniques (éclatement des canalisations, dépôts considérables de sel, entretien important) ont fait abandonner la solution expérimentée.

A notre connaissance, il n'existe pas de projet à proprement parler d'utilisation de l'énergie solaire qui actuellement se heurte à des difficultés technologiques (encrassement principalement avec pertes de rendement) et surtout économiques (de grandes surfaces sont nécessaires pour la pose des capteurs).

Au Canada, un essai de chauffage solaire a été tenté en 1978 dans une éclosérie-nurserie du FRESHWATER INSTITUTE (Department of Fisheries and Ocean) située près de WINNIPEG. Celle-ci élevait des truites Arc en Ciel en eau douce (12°C) sortant d'un puits artésien à 6°C. L'installation comprenait 48 capteurs montés en séries parallèles, inclinés à 45° et représentant une surface totale de 144 m².

Si le principe de chauffage ne tient pas compte du liquide à chauffer, les problèmes d'exploitation sont dépendants de la nature de ce liquide et l'expérience canadienne citée pour information ne peut être extrapolée directement à l'eau de mer.

En France, un concours "Architecture solaire en Bretagne" a été lancé en 1983 par l'Agence Française pour la maîtrise de l'Energie. Une nurserie solaire de poissons plats a été primée mais actuellement, le projet n'a pas encore vu le jour.

Pourtant, l'intérêt de l'utilisation de l'énergie solaire est certain, probablement dans un premier temps comme appoint d'autres techniques plus classiques dans le sens des économies d'énergie.

IV. CONCLUSIONS

L'aquaculture nouvelle de types semi-intensif et intensif à pour objectif premier la production d'alevins en quantités importantes destinées à être grossis dans des structures adaptées.

Pour permettre la diminution de la durée des cycles d'élevage et l'augmentation de la production finale, une maîtrise de l'énergie est nécessaire.

Les méthodes de chauffage présentées ont montré divers aspects qu'ils soient techniques ou surtout financiers laissant entrevoir à chaque fois les avantages et les inconvénients des solutions mises en oeuvre.

La solution des chaudières est celle qui reste la plus répandue notamment au niveau de nombreux projets d'éclosérie-nurserie étudiés car facile de mise en oeuvre :

Elle est simple, fiable mais d'un coût de fonctionnement énorme si l'on ne se trouve pas dans un pays où le coût de l'énergie est faible.

La pompe à chaleur, encore très répandue, est sûrement intéressante pour son coût de fonctionnement. Elle a par ailleurs un autre avantage : la possibilité d'inversion de

cycle qui lui permet, en été, de refroidir l'eau, très utile pour certaines espèces et pourquoi pas, lui jumeler un conditionnement d'air des locaux. Ses inconvénients majeurs sont la sophistication du matériel et le manque de souplesse : elle doit être conçue pour marcher toujours à son régime maximum si l'on veut obtenir un coût réduit du m³ d'eau chauffée.

L'utilisation de l'eau souterraine paraît sans aucun doute être une voie de développement de l'aquaculture par les avantages qu'elle procure :

- un coût de fonctionnement très inférieur aux autres techniques (3 à 10 fois moins onéreux),
- la possibilité d'implanter des stations sur des sites difficiles ou inexploitable à l'heure actuelle (zone de marais),
- la possibilité de refroidissement de l'eau de mer naturelle en été,
- la richesse en sels nutritifs et gaz carbonique dissous pour la culture du phytoplancton

Quant à l'énergie solaire, elle est sûrement prometteuse dans certains pays mais les problèmes techniques sont loin d'être résolus pour aboutir à des systèmes sans trop de contraintes (entretien aisé) nécessitant tout de même un stockage important de l'eau chaude pour la nuit.

Dans tous les cas, la détermination du mode de réchauffage doit tenir compte de la source de calories disponible sur le site avec une étude de coûts lorsque plusieurs sources existent.

UTILISATION DE L'EAU SALEE
SOUTERRAINE EN AQUACULTURE
L'EXPERIENCE D'AQUALIVE

Par Jacques CALVAS

SOMMAIRE

- I - INTRODUCTION**

- II - LA PRESENTATION DE DIFFERENTS SYSTEMES AQUIFERES COTIERS**
 - II.1 - Les ressources géothermiques européennes
 - II.2 - Les systèmes aquifères côtiers des différentes façades maritimes françaises
 - II.3 - Les aquifères côtiers en Vendée
 - II.4 - Conclusion

- III - LES CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINES**

- IV - LE TRAITEMENT DES EAUX SOUTERRAINES**
 - IV.1 - Déferrisation
 - IV.2 - Oxygénation, dégazage
 - IV.3 - Nitrification
 - IV.4 - Conclusion

- V - LES DIFFERENTES POSSIBILITES D'UTILISATION DE L'EAU SOUTERRAINE**
 - V.1 - Utilisation en tant que vecteur thermique
 - V.2 - Utilisation en tant que source de nutriments

- VI - LA COMPARAISON DES COUTS DE DIFFERENTS SYSTEMES DE RECHAUFFAGE DE L'EAU DE MER**
 - VI.1 - Coût énergétique de pompage
 - VI.2 - Coût du chauffage

- VII - CONCLUSION**

- BIBLIOGRAPHIE**

I. INTRODUCTION

Le développement de l'aquaculture sur la côte atlantique bute actuellement sur la maintenance toute l'année d'une température optimale évitant les accidents dûs aux coups de froid (bar, daurade) ou aux trop fortes chaleurs (turbot, salmonidés).

Pour ces poissons dont le cycle de grossissement s'étale souvent sur plusieurs années, le passage de ces périodes critiques est une condition "sine qua non" de réussite.

Le premier intérêt d'exploiter les eaux souterraines salées est de permettre d'obtenir toute l'année sur le littoral une eau à température constante au voisinage de 14 à 15°C.

Depuis 1980, la station AQUALIVE de l'IFREMER de Noirmoutier a entamé une série d'études sur les possibilités d'utilisation de ces aquifères, malheureusement toxiques à l'état brut car pauvres en oxygène, riches en gaz carbonique et parfois en fer et ammonium.

Le traitement des eaux souterraines permettrait le développement de l'aquaculture sur une bonne partie du littoral Atlantique où les nappes aquifères coïncident souvent avec des zones de marais sous exploités ou à l'abandon.

Les autres avantages des aquifères salés sont d'une part de pouvoir s'affranchir de l'Océan, donc de permettre l'installation d'unités aquacoles dans les zones où l'alimentation par l'Océan est difficile, voire impossible (marais du centre de l'île de Noirmoutier, certains marais de la province de Huelva en Espagne, par exemple).

D'autre part, cette eau étant riche en sels nutritifs et gaz carbonique dissous, elle favorise la pousse de phytoplancton, premier maillon de la chaîne trophique.

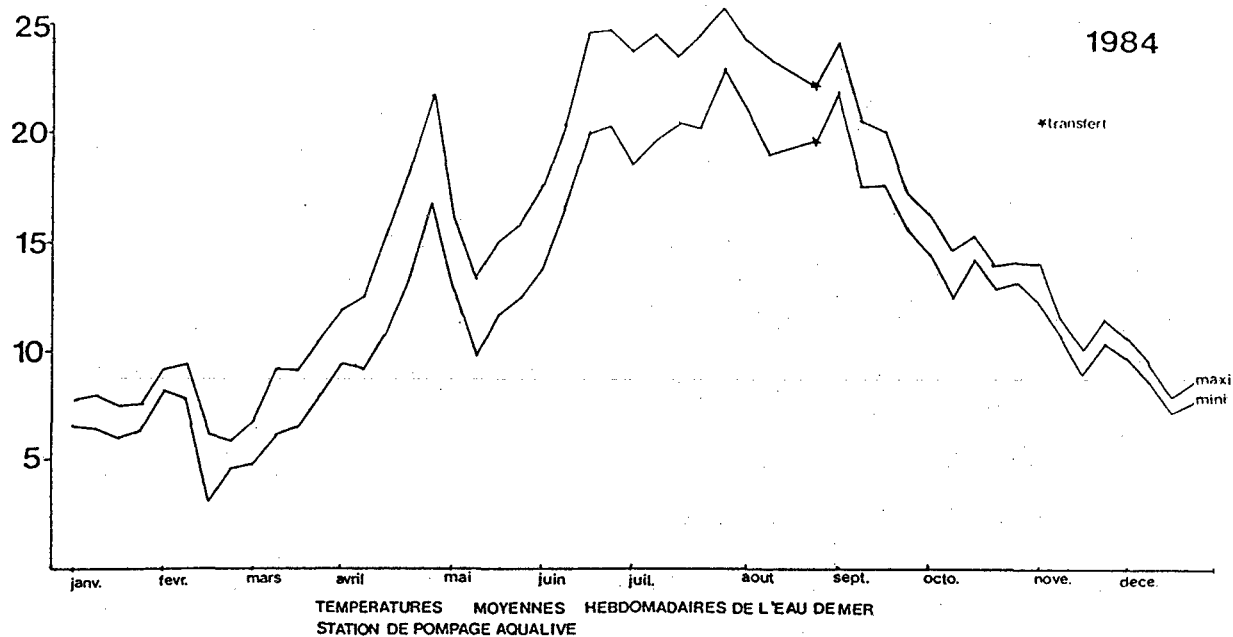
II. LES CARACTERISTIQUES DE DIFFERENTS SYSTEMES AQUIFERES COTIERS

Les informations relatives aux nappes d'eau salée souterraine en France et à l'étranger sont encore relativement fragmentaires.

Nous avons essayé de réunir le maximum de données concernant les systèmes côtiers français.

En ce qui concerne l'étranger, nous possédons peu de données, si ce n'est une cartographie globale européenne et quelques informations relatives à une nappe espagnole de la région de Huelva.

Toutefois, on peut préciser les grandes caractéristiques hydrochimiques de ces eaux :



Températures critiques des principales espèces de poissons en
élevage à Aqualive

	Mortalité totale	Mortalité parti- elle lethargie des survivants	arrêt du comportement alimentaire
DORADE	4° - 5° 32°	7°	9° - 10°
BAR	2° 28°-30°	4°	8° - 9°
TURBOT	1° 25°	3°	5°
TRUITE	- 0,5° 18°	1°	4°

N.B. Il faut noter que ces températures correspondent aux seuils critiques pour des poissons d'un an et plus. Les animaux plus jeunes (inférieurs à 10-15 g) sont encore plus sensibles, les températures létales basses sont à majorer de 2 ou 3 degrés.

- température : variable suivant la profondeur (13 à 22°C et plus) mais constante toute l'année.
- salinité : en général de 5 ‰ à 36 ‰.
- pH : acide ou légèrement basique 6,7 à 7,4.
- oxygène dissous : concentrations très faibles, souvent proches de 0.
- ammonium ; teneurs souvent importantes (0,1 à 4 mg/l)
- fer : teneurs variables (entre 0,1 et 6 mg/l)

Dans ce chapitre, nous avons regroupé les données hydrogéologiques ou hydrochimiques recueillies sur ces différentes nappes.

- Nos informations proviennent du BRGM pour ce qui concerne la partie Europe et les systèmes aquifères côtiers français.
- Le littoral Vendéen a fait l'objet de campagnes systématiques menées par la DDA de Vendée (Mr. BRESSON) qui a été notre principale source.
- Les études concernant la littoral de la Manche ont été effectuées par la DDA de ce département.

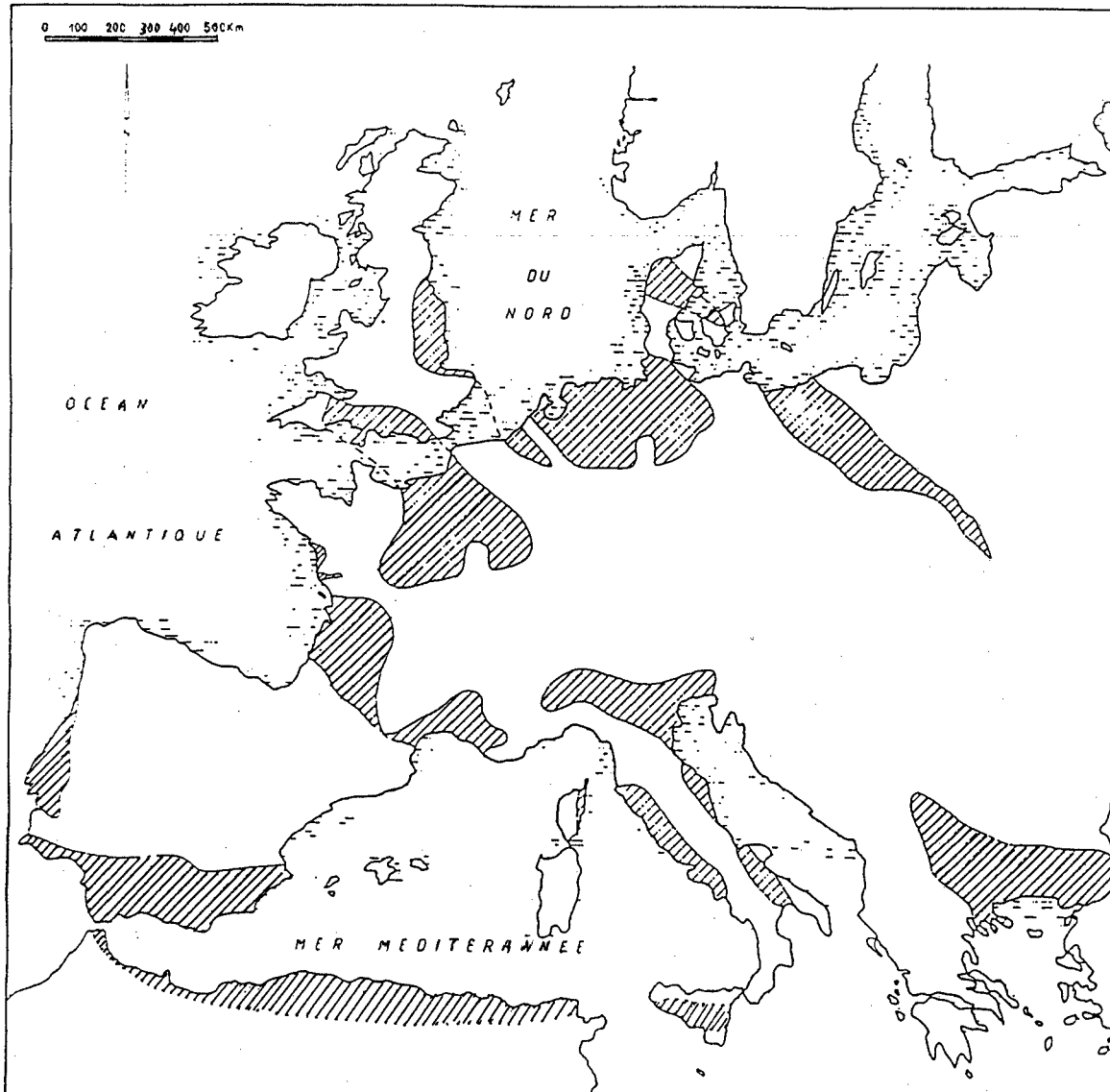
II.1 Les ressources géothermiques européennes situées en zone côtière

Sur la carte présentée ci-après figurent les ressources géothermiques européennes situées en zone côtière. Ces ressources sont de trois types :

- 1/ Les ressources basse température liées à des réservoirs géothermiques profonds (cas du Bassin Aquitain).
- 2/ Les ressources très basse température liées à des réservoirs superficiels (cas des bordures de bassins sédimentaires).
- 3/ Les ressources thermales (ex. Italie).
Alors que les ressources 1/ et 2/ sont celles de bassins sédimentaires, les ressources de type 3 / sont celles de zones plus tectonisées.

Il convient ici de rappeler que les ressources basse température ont une température comprise entre 50 et 80° C et que leur profondeur est généralement supérieure à 1 000 m. Les ressources très basse température ont une température variant entre 12 et 50°C, elles sont généralement assez directement accessibles de la surface et ont des températures très variables (entre 20 et 80°C).

RESSOURCES GEOTHERMALES DES COTES EUROPEENNES



Zone côtière disposant de ressources géothermiques à basse et très basse température ou de ressources thermales



Note : La carte et le texte sur les ressources géothermiques européennes en zone côtière nous ont été aimablement communiqués par le B.R.G.M., Bureau de Recherches Géologiques et Minières.

Il est intéressant de constater que pour l'ensemble des côtes européennes disposant de ressources géothermiques :

- les ressources très basse température (12 à 50°C) sont les plus nombreuses et les plus accessibles à faible coût;
- plus de 2000 km de côtes de l'Atlantique, de la Manche et de la mer du Nord, disposent de ressources géothermiques ;
- plus de 2000 km de côtes méditerranéennes disposent , ponctuellement toutefois, de ressources géothermiques.

La salinité de ces nappes est variable selon les sites.

En résumé, il est possible de dire que les côtes européennes sont riches en potentialités géothermiques, essentiellement de type très basse température (12 à 50°C).

II.2 Les systèmes aquifères côtiers des différentes façades maritimes françaises (d'après un document BRGM)

Les problèmes liés à l'exploitation des eaux souterraines dans les zones côtières ont fait l'objet de nombreuses études et des travaux récents ont abouti à des modèles de simulation d'écoulement qui permettent une meilleure prévision du comportement des aquifères sollicités.

La maîtrise des pompages implique d'une part, une définition précise de l'usage de l'eau (température et qualité chimique requises), d'autre part une connaissance des caractéristiques de l'aquifère (géométrie, alimentation, transmissivité, soit le produit de la perméabilité par l'épaisseur mouillée) et de la nappe qu'il renferme (gradient, qualité chimique).

L'intérêt économique d'une telle exploitation suppose également la détermination de l'évolution à terme de l'aquifère sollicité, aussi bien des niveaux que de la concentration en sels.

- a) L'étude des déplacements du contact eau douce / eau salée est complexe du fait non seulement de l'hétérogénéité des formations aquifères, mais également de la différence de densité, de viscosité, de température de deux liquides miscibles.

Différents schémas (Fig. 1 à 7) illustrent cette complexité depuis la disposition de la nappe insulaire (cas de l'île de la Réunion), à celle des nappes des aquifères calcaires plus ou moins karstifiés et des formations détritiques.

La position de l'interface, à l'équilibre, peut être définie approximativement par la relation de GHYBEN (1889) et HERZBERG (1901). En prenant 1,025 pour den-

sité de l'eau de mer, l'interface eau douce / eau salée se trouve à une profondeur de 40 fois la charge d'eau douce au dessus du niveau de la mer, à moins qu'un écran imperméable ne vienne limiter l'aquifère.

Dès qu'une perturbation (injection ou pompage) est provoquée sur la nappe phréatique douce, il y a déplacement de l'interface et création d'une zone de mélange et intrusion d'eau salée. La propagation est fonction de l'impulsion qu'elle soit positive ou négative. L'équilibre est rompu et un rajustement s'opère progressivement suivant la relation théorique de GHYBEN - HERZBERG. Dans la réalité, il y a différences avec le calcul, différences qu'il faut attribuer à la perméabilité des terrains et à l'existence de la zone de mélange ou zone de transition (Fig. 8)

Un tel mélange se produit sous l'effet des variations de charge de l'eau douce et de l'eau salée (dispersion cinématique).

Ces variations pouvant s'effectuer sous l'action de l'alimentation saisonnière des nappes à partir des pluies et / ou suivant les marées, sans faire intervenir la diffusion moléculaire d'ailleurs de faible importance.

La zone de mélange peut atteindre quelques dizaines de mètres d'épaisseur dans des formations détritiques du Biscayne aquifer en Floride.

- b) L'invasion marine peut être diversement décelée par la modification de la température et par variation de la composition chimique mise en évidence par la considération des rapports Cl/SO_4 et $Cl/Na + K$ (expressions équivalents). Il arrive que le mélange des eaux ne corresponde pas à une dilution de l'eau salée par l'eau douce, et il importe de prendre en compte les phénomènes modificateurs et plus particulièrement les échanges d'ions entre l'eau et le terrain (échanges de base).

Il y a lieu de rappeler que la composition de l'eau de mer contenant 35 g/l de sels dissous est approximativement la suivante :

Cl 19; SO_4 2,7 ; HCO_3 0,14 ; Br 0,07 ; Na 10,5 ;

Mg 1,3 ; Ca 0,4 ; K 0,4 ; SR 0,01.

- c) Les aquifères côtiers, présentés suivant la conception système qui permet la prise en considération de l'aquifère dans sa globalité pour son exploitation, ont été schématiquement représentés (Fig. 9 à 13).

- aquifères continus étendus à nappe libre (limites non représentées dans le cas de la craie de la côte de la Manche)

- aquifères discontinus, type karstique (seulement massif des Calanques autour de Marseille) ;
- aquifères discontinus, type plissé - compartimenté et type roches cristallines fracturées ;
- domaines très faiblement perméables et secteurs semi-perméables
- zones d'émergence généralement marécageuses.

Ces schémas n'ont qu'une valeur indicative et tout projet d'exploitation nécessitera une étude particulière détaillée adaptée à l'échelle du problème posé.

II.3 Les aquifères côtiers en Vendée

Depuis 1973, le département de la Vendée a engagé des recherches en eau souterraine qui ont permis la mise en évidence de ressources exploitables, avec des débits pouvant atteindre 500 m³/h. Des campagnes de forages plus spécifiquement axées sur la prospection de nappes saumâtres ont été effectuées en 1980-1982. Des pompages d'essai, et des analyses d'eau ont été réalisés. Les travaux ont porté sur les aquifères suivants :

- Ile de Noirmoutier,
- Marais poitevin (nappe du DOGGER),
- Marais breton (nappe éocène)

Plusieurs dizaines de forages ont été réalisés. Ils ont permis d'établir une cartographie de ces nappes. Ces travaux ont fait l'objet de nombreux rapports que nous ne détaillerons pas ici. (Fig. 14)

II.4 Conclusion

Cette étude qui ne peut être exhaustive met en évidence l'abondance de ces nappes. Rien que sur le littoral Vendéen, elles couvrent 150 km², correspondant à environ 1700 ha de marais pour l'île de Noirmoutier, 6 000 ha pour le marais breton. Leur utilisation permettrait donc de valoriser d'importantes surfaces en eau, actuellement à l'abandon. Toutefois, la qualité de ces eaux est variable d'un site à l'autre. Ce problème est abordé dans le chapitre suivant.

III. LES CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINES

Les caractéristiques des eaux de différentes nappes, sur le littoral français et à l'étranger, sont données dans les tableaux 1 et 2.

A l'examen de ces résultats, il apparaît que ces eaux, quoique différentes sur de nombreux points, sont identiques sur au moins trois paramètres hydrologiques :

- constance thermique
- anoxie
- richesse en gaz carbonique

En ce qui concerne les métaux lourds, les mesures faites sur un forage de Noirmoutier (Tableau 2) montrent que les concentrations sont relativement faibles et proches de celles rencontrées dans le milieu naturel.

L'utilisation de ces eaux à l'état brut ne peut être envisagée. Il convient de les traiter avant. Les traitements seront à moduler suivant la qualité des eaux propres au site et l'utilisation envisagée.

IV. LES TRAITEMENTS DES EAUX SOUTERRAINES

On a vu que ces eaux étaient :

- riches en gaz carbonique
- parfois riches en fer et en ammonium
- pauvres en oxygène

Les différents traitements que l'on peut utiliser seront :

IV.1 Déferrisation

Principe de la déferrisation : Le fer dissous précipite au contact de l'oxygène sous la forme d'hydroxyde ferrique. Les flocons peuvent ensuite être éliminés par filtration mécanique. Deux techniques peuvent être utilisées :

Procédé VYREDOX (Fig. 15). L'eau est oxygénée au contact de l'air puis injectée par l'intermédiaire de forages en étoile, dans le sous-sol. Le calcaire fracturé joue le rôle de filtre mécanique, et piège les flocons (solution utilisée à AQUALIVE). La deuxième méthode consiste à oxygéner l'eau puis à la filtrer sur un filtre à sable ou à la décanner (solution utilisée à la station IFREMER de Bouin).

IV.2 Oxygénation, dégazage (Fig. 16)

La méthode utilisée est le strippage sur une colonne remplie d'anneaux plastiques "LEVAPAK" qui augmentent la surface de l'interface air-eau. Au fur et à mesure que l'eau ruisselle

sur les anneaux, elle se désature en gaz carbonique et s'enrichit en oxygène. L'efficacité dépend du débit à traiter et de la dimension de colonne (Fig.17).

IV.3 Nitrification

Elle se pratique par biofiltration classique. Le support retenu à AQUALIVE est l'argile expansée (BIOGROG).

Le filtre installé dans la nurserie d'AQUALIVE est constitué d'une cuve cylindrique de polyester (Fig. 18) de 1,05 m de diamètre et 2,50 m de haut. Elle contient environ 1,2 m³ de BIOGROG (granulométrie 1,2 à 1,5 mm). Ce filtre est en cours de montage. Les performances attendues sont, pour un débit de 15 m³/h (vitesse de passage = 17 m / h), une épuration d'environ 1 à 1,4 mg N -NH₄ /l (eau brute : 1 à 1,5 mg N -NH₄ /l, eau après filtration : 0,005 mg N- NH₄ /l).

IV.4 Conclusion

Ces différents traitements ont été mis en oeuvre à la station AQUALIVE de Noirmoutier. Ils ont prouvé leur efficacité (Tableau 3).

Toutefois, les traitements à appliquer dépendent de la manière d'utiliser cette eau souterraine.

V. LES DIFFERENTES POSSIBILITES D'UTILISATION DE L'EAU SOUTERRAINE

V.1 Utilisation en tant que vecteur thermique

Trois types d'utilisation sont possibles :

- en dilution de l'eau de mer pour assurer un écrêtage des températures extrêmes, et éviter les mortalités hivernales (bar, daurade) ou estivale (turbot);
- utilisation de l'eau de forage pure pour maintenir un minimum de croissance ;
- réchauffage de l'eau de mer par l'intermédiaire d'un échangeur.

Le premier type d'utilisation correspond en général au grossissement intensif ou semi-intensif de poissons. L'eau étant utilisée en dilution, un traitement sommaire suffit. Il consiste en dégazage par strippage. Deux méthodes d'hivernage peuvent être adoptées en semi- intensif :

- a) Rappel des poissons par un flux d'eau chaude dans des bassins d'hivernage (Fig. 19)
- b) Hivernage in situ sous un abri (serre horticole) alimenté en eau de forage (Fig. 20)

La deuxième méthode qui est en cours d'expérimentation à AQUALIVE est beaucoup plus efficace que la première et a l'avantage d'être moins onéreuse. Des débits de l'ordre de 100 m³/h par hectare sont suffisants pour maintenir dans le tunnel d'hivernage une température de 7°C (température de l'eau de mer : 4°C).

- Utilisation de l'eau de forage pure. Dans ce cas là, un traitement par biofiltration est nécessaire. Ce type d'utilisation peut être envisagé en nurserie (où les charges sont élevées).
- Chauffage de l'eau de mer par l'intermédiaire d'un échangeur. Dans ce cas là, la déferrisation est nécessaire pour éviter le colmatage rapide des plaques.

V.2 Utilisation en tant que source de nutriments (Fig. 21)

L'eau de forage contient beaucoup de gaz carbonique dissous, d'ammonium, ainsi que de la silice et du phosphore. Cette eau souterraine est déjà utilisée à la station IFREMER de Bouin pour cultiver le phytoplancton nécessaire au prégrossissement de mollusques. Des essais de fertilisation de bassins de terre semi-intensifs consacrés à l'élevage de la crevette ont été tentés cet été à AQUALIVE. L'apport d'eau souterraine favorise la pousse des microphytes. Ces expériences seront reconduites en 1986.

VI. LA COMPARAISON DES COUTS DE DIFFERENTS SYSTEMES DE RECHAUFFAGE DE L'EAU DE MER

Une approche économique a été tentée de manière à pouvoir comparer les coûts de différents systèmes de chauffage. L'évaluation a été faite en prenant comme hypothèse de base un débit de 300 m³/h, soit 5 064 heures par an.

VI.1 Coût énergétique du pompage

VI.1.1 Tarification E.D.F

ABONNEMENT

Prime annuelle fixe pour utilisation longue

370,08 F HT le kva

CONSOMMATION

Tarif utilisation longue

hiver : heures pleines (16h/j) 61.63 centimes le kw
(1/11 au 31/3)

	heures creuses (8h/j)	27,90 centimes
<u>été</u>	: heures pleines	17,93 centimes
(1/4 au 31/10)	heures creuses	9,96 centimes

DECOMPTE DES HEURES POUR UN POMPAGE DU 15 OCTOBRE AU 15 MAI

Tarif hiver		Tarif été	
nov.	30		
déc.	31		
jan.	31	oct.	15
fev.	28	avr.	30
mar.	31	mai.	15
<u>total</u>	<u>151 jours</u>	<u>total</u>	<u>60 jours</u>

nombre heures creuses :

<u>hiver</u>	151 x 8 =	1 208 h
<u>été</u>	60 x 8 =	480 h

nombre heures pleines

<u>hiver</u>	151 x 16 =	2 416 h
<u>été</u>	60 x 16 =	960 h

VI.1.2 Coût du pompage

VI.1.2.1 Solution eau souterraine

ABONNEMENT EDF

La station de pompage existante nécessite une puissance souscrite de 100 kva, soit un abonnement de :

370,08 F x 100 kva =	37 008 F HT
+ TVA 18,60 %	= 43 891,49 TTC

FOURNITURE EDF

HCH	1 208 h	x 0,2790 F	x 80 KW	=	26962,56 F HT
HCE	480 h	x 0,0996 F	x 80 KW	=	3824,64 F HT
HPH	2 416 h	x 0,6163 F	x 80 KW	=	119118,46 F HT
HPE	960 h	x 0,1793 F	x 80 KW	=	13770,24 F HT
			TOTAL		163375,90 F HT
			TVA 18,60 %		194119,62 F TTC

COÛT TOTAL EDF

Abonnement	43 891,49 F
Fourniture	+ 194 119,62 F
Soit un total de	238 011,11 F TTC

VI.1.2.2 Solution échangeur

Abonnement EDF

$$\text{La puissance nécessaire est : } P = \frac{Q \times H}{\eta}$$

Q = débit en l/s

H = hauteur manométrique totale en m = 100 m

η = rendement de la pompe.

L'échangeur nécessite 300 m³ d'eau et 400 m³ d'eau souterraine.

La puissance est donc = P = 163 KW pour l'eau de mer

P = 217 KW pour l'eau de forage

Il faut donc 380 KW de puissance totale et un abonnement EDF de 475 kva.

Soit le prix de l'abonnement :

$$370,08 \text{ h} \times 475 = 175\,788 \text{ F} + \text{TVA } 18,60 \% = 208\,484,57 \text{ F.}$$

COUT DE FONCTIONNEMENT

POMPAGE EAU DE MER

HCH	1	208 h	x 0,2790 F	x 163 KW	=	54 936,22 F
HCE		480 h	x 0,0996 F	x 163 KW	=	7 792,70 F
HPH	2	416 h	x 0,6163 F	x 163 KW	=	242 703,87 F
HPE		960 h	x 0,1793 F	x 163 KW	=	28 056,86 F
TOTAL :						333 489,65 F HT
TVA 18,60 %						395 518,72 F

POMPAGE EAU SOUTERRAINE

HCH	1	208 h	x 0,2790 F	x 217 KW	=	73 135,94 F
HCE		480 h	x 0,0996 F	x 217 KW	=	10 374,34 F
HPH	2	416 h	x 0,6163 F	x 217 KW	=	323 108,83 F
HPE		960 h	x 0,1793 F	x 217 KW	=	37 351,78 F
TOTAL						443 970,89 F
TVA 18,60 %						526 549,47 F

coût total EDF pour le pompage dans le cas d'un système par échangeur

Abonnement	208 484,00 F
+ Fourniture	395 518,72 F
+ Fourniture	526 549,47 F
TOTAL	1 130 552,19 F

VI.2 Coût du chauffage

A titre indicatif suit un coût énergétique de chauffage électrique et de chauffage au fuel.

Ne disposant pas du budget pour le financement d'étude nécessaire, nous ne pouvons fournir les coûts en investissement, amortissement et entretien.

Consommation énergétique pour chauffer 300 m³/h d'eau de mer à 14°C avec 1°C de marge de sécurité.

Les ΔT sont calculés à partir des moyennes de température de l'eau de mer à Aqualive de 1979 à 1984.

Mois	$\Delta T^{\circ}C$	K cal/h	Total/mois
Oct	1	300	x 24 x 15 = 108 000 K cal
Nov	5	1 500	x 24 x 30 = 1 080 000 K cal
Déc	7,2	2 160	x 24 x 31 = 1 607 040 K cal
Jan	7,3	2 190	x 24 x 31 = 1 629 360 K cal
Fev	8	2 400	x 24 x 28 = 1 612 800 K cal
Mars	5	1 500	x 24 x 31 = 1 116 000 K cal
Avr	1,9	570	x 24 x 30 = 410 400 K cal
mai	1	300	x 24 x 15 = 108 000 K cal
<u>TOTAL</u>			<u>7 671 600 K cal</u>

$$7\,671\,600 \times 0,86 = 6\,597\,576 \text{ KW}$$

VI.2.1 Coût en fonctionnement d'un chauffage électrique

Avec un rendement de 1

	K cal	KW	dont heures creuses KW	dont heures pleines KW
Oct	108 000	92 880	30 960	61 920 (T. été)
Nov	1 080 000	928 800	309 600	619 200 (T. hiv)
Déc	1 607 040	1 382 054,4	460 684,8	921 369,6 "
Jan	1 629 360	1 401 249,6	467 083,20	934 166,40 "
Fev	1 612 800	1 387 008	462 336	924 672 "
Mars	1 116 000	959 760	319 920	639 840 "
Avr	410 400	352 944	117 648	235 296 (T. été)
Mai	108 000	92 880	30 960	61 920 "

Nombre KW tarif été

Heures creuses :	179 568 x 0,0996 =	17 884,97 F HT
Heures pleines :	359 136 x 0,1793 =	64 393,09 F HT

Nombre KW tarif hiver

Heures creuses :	2 019 624 x 0,2790 =	563 475,10 F HT
Heures pleines :	4 039 248 x 0,6163 =	2 489 388,54 F HT
TOTAL	=	3 135 141,70 F HT
soit	=	3 718 278,06 F TTC

VI.2.2 Coût en fonctionnement d'un chauffage au fuel

Rendement d'un chauffage au fuel = 0,8 (selon les spécialistes de la société Chauffage et Ventilation)

Nous avons vu que

6 597 576 KW effectifs étaient nécessaires avec un rendement de 0,8, il faut donc :

$$\frac{6\ 597\ 576}{0,8} = 8\ 246\ 970\ \text{KW}$$

11 600 KW d'énergie calorifique égalent 1 TEP

$$\text{Soit } \frac{8\ 246\ 970\ \text{KW}}{11\ 600} = 710,95\ \text{TEP}$$

$$\text{Soit } \frac{710,95 \times 1\ 000}{0,88} = 807\ 897,73\ \text{litres de fuel}$$

$$\text{à } 3,33\ \text{F TTC le litre} = 2\ 690\ 299,43\ \text{F TTC}$$

VII. CONCLUSION

L'utilisation de l'eau souterraine est sans aucun doute une des seules voies permettant le développement de l'élevage des poissons marins sur le littoral atlantique. En effet, les probabilités d'hiver exceptionnel sont assez grandes (une fois tous les 10 ans environ) et le risque devient élevé si l'on considère la durée du cycle d'élevage (18 à 30 mois).

D'autre part, les avantages de l'eau salée souterraine par rapport à d'autres systèmes de réchauffage de l'eau de mer sont :

- a) un coût de fonctionnement largement inférieur (3 à 10 fois moins cher suivant les systèmes) ;
- b) la possibilité de s'affranchir complètement de l'Océan, donc être indépendant du cycle des marées et d'envisager l'implantation d'unité aquacole sur des sites inexploitablement actuellement ;
- c) la possibilité de refroidir l'eau de mer en été ;
- d) la richesse de l'eau souterraine en sels nutritifs et gaz carbonique dissous permettant la culture de phytoplancton.

TABLEAU RECAPITULATIF DES COUTS DE FONCTIONNEMENT DE DIFFERENTS SYSTEMES

DE RECHAUFFAGE DE L'EAU DE MER (1)

SYSTEME	ECHANGEUR	AQUALIVE	CHAUDIERE FUEL	CHAUDIERE ELECTRIQUE
INVESTISSEMENT	458 258,00 F.	311 918,00 F.	INCONNU	INCONNU
COUT ENERGETIQUE	1 130 552,76 F.	238 011,11 F.	2 690 299,43 F.	3 718 278,06 F.
ENTRETIEN (7%)	32 078,00 F.	21 834,26 F.	INCONNU	INCONNU
AMORTISSEMENT	50 082,00 F.	31 807,00 F.	INCONNU	INCONNU
TOTAL FONCTIONNEMENT ET MAINTENANCE	1 212 712,76 F.	291 652,37 F.	2 690 299,43 F. + ENTRETIEN ET AMOR	3 718 278,06 F. + ENTRETIEN ET AMOR
COUT PAR M ³	0,80 F.	0,19 F.	1,77 F.	2,45 F.

(1) : CHIFFRES ETABLIS POUR UN DEBIT DE 300 M³ /H, 5 064 HEURES PAR AN

TABLEAU 1 : QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES DES MARAIS LITTORAUX
(EAUX BRUTES)

	Prof. en m	Ø en cm	Débit m ³ /h	Temp. °C	Salin. ‰	pH	O ₂	CO ₂	NH ₄	Fer
BAIE DE SOMME	48	100	10	10	20	6.85	2	403	1,3	13,8
SAINTE MARIE DU MONT	12	160	25	12	28	7.00	-	-	6,0	7,0
BOUIN (IFREMER)	13	160	30	13,2	34,0	7.10	0,2	-	2,1	5,0
AQUALIVE (IFREMER) FA 2	17	200	90	14,3	36,5	6.65	<1	100	3,5	0,3
SMAM NOIRMOUTIER *	-	160	24-78	13,5-14,5	18,8-36,7	6,1-7,3	-	-	0,01-1,25	0,05-5,8
LA GACHERE	4	1000	21	10,6	30,7	7.65	-	152	-	traces
LOIX EN RE (F.A.L)	6,5	200	11	14,7	22,5	6.65	0,4	-	3,3	8,5
LOIX EN RE (P.T)	4	1000	dans le puits 3 en arté- sien	-	3,5	7.2	-	-	<0,05	0,1
ARS EN RE	473	160	50	22,7	5,8	6.8	0,4	-	6	13
ST JUST LUZAC (AMF)	32	250	50	15,0	34,1	6.95	0,5	-	6,8	-
LA TREMBLADE (IFREMER)	105	200	90-160	16,5	32,3	7.00	0,25	49	1,4	0,25
LA BREE LES BAINS (FMD)	18	-	80	14,2	40	6.7	0,8	300	0,04	abondant
ESPAGNE (HUELVA)	-	-	-	19	30-36	7.0-7.4	-	11-45	0,2-0,4	-

* : mini-maxi sur 17 forages

(D'après HUSSENOT 1985)

TABLEAU 2 : COMPARAISON DES METAUX LOURDS CONTENUS DANS LES EAUX SALEES SOUTERRAINES DE L'ILE DE NOIRMOUTIER ET DANS LES EAUX COTIERES DE LA BAIE DE BOURGNEUF, EXPRIMES EN $\mu\text{g} / \text{l}$

	EAUX SOUTERRAINES DE L'ILE DE NOIRMOUTIER*			FORAGE FA2 AQUALIVE	EAUX COTIERES BAIE DE BOURGNEUF **			R.N.O MAXI DES EAUX MARINES
	MINI	MAXI	MOYENNE	MOYENNE	MINI	MAXI	MOYENNE	
CADMIUM	0,014	4,74	0,565	0,262	0,03	0,312	0,111	0,1 - 1
PLOMB	0,10	30,80	2,27	0,42	0,15	2,39	0,65	0,5 - 5
CUIVRE	0,96	5,84	1,87	2,45	0,52	2,92	1,15	1 - 10
ZINC	1,93	89,90	16,45	3,69	2,64	22,59	7,90	5 - 50

Analyses sur eaux filtrées à $0,45\ \mu\text{m}$ et fixées par HCl Suprapur, traitées pour l'ensemble des échantillons par le Centre des Eléments Tracés de Nantes

* : Campagne II et III SMAM NOIRMOUTIER / AQUALIVE

** : AMIARD et AMIARD - TRIQUET (Communication personnelle)

Ile Bergère - Mars à Novembre 1982

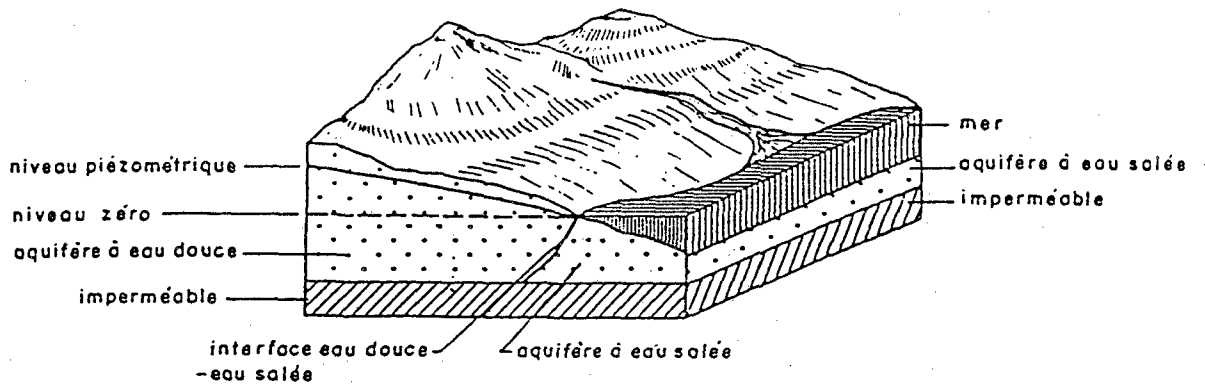
(d'après HUSSENOT 1985)

TABLEAU 3 : COMPARAISON DE LA QUALITE DE L'EAU DES MARAIS
ET DE L'EAU SALEE SOUTERRAINE BRUTE ET EPUREE

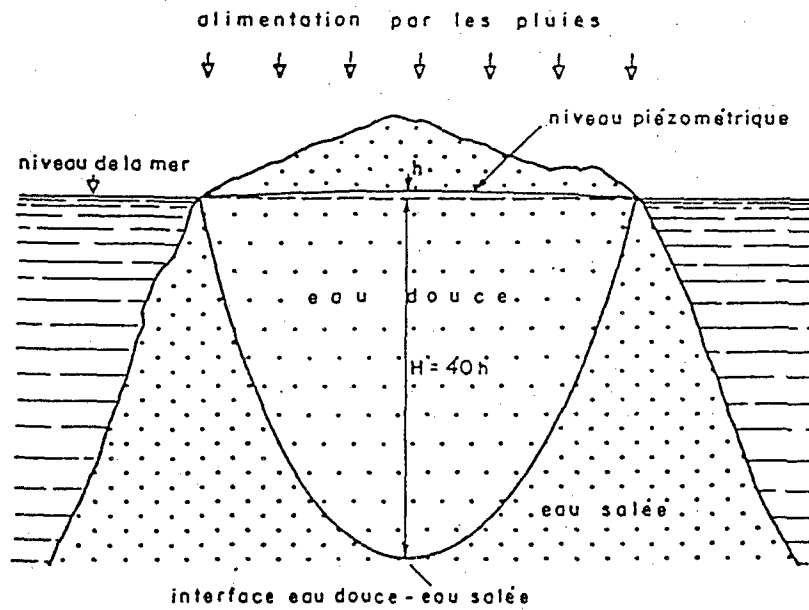
	Eau des marais aquacoles	Eau souterraine brute	Eau épurée
Température	0 - 30 °C	13,5 - 15,0 °C	12,5 - 16 °C
Salinité	20 - 43 ‰	10 - 45 ‰	10 - 40 ‰
<u>Oxygène dissous</u>	3 - 9 mg / l	< 1 mg / l	7 - 8,5 mg / l
<u>pH</u>	8,2 - 9,5	6,5 - 7,5	≥ 7,4
<u>Gaz carbonique libre</u>	2 mg / l	50 à 400 mg / l	≤ 20 mg / l
<u>Azote ammoniacal total</u>	0,01 - 0,05 mgN / l	1 à 10 mgN / l	0,1 à 1 mgN / l selon les espèces
Nitrates	0,01 - 1 mgN / l	0,01 - 1 mgN / l	0,01 - 1 mgN / l
Phosphates	≤ 0,05 mgP / l	0,1 - 1 mgP / l	0,1 - 1 mgP / l
Silicates	0,02 - 1 mgSi / l	2 - 5 mgSi / l	2 - 5 mgSi / l
Fer total	< 0,1 mg / l	0,1 - 5 mg / l	≤ 0,1 mg / l ou absence de précipité

(Source : HUSSENOT, 1985)

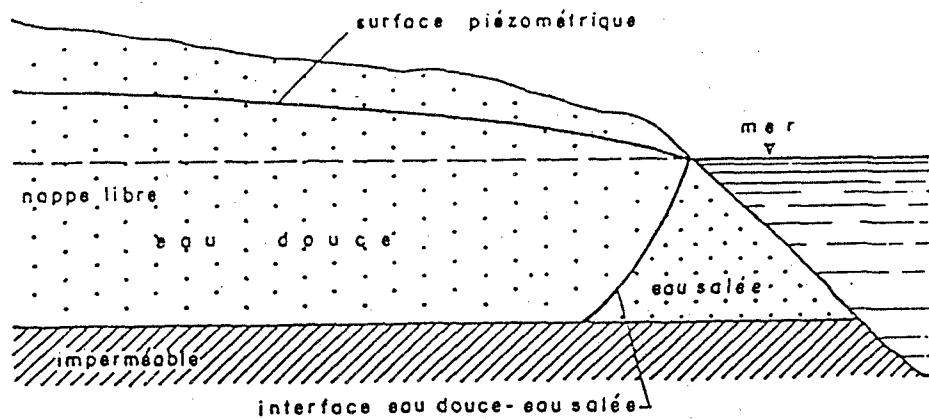
1- Zone côtière en général



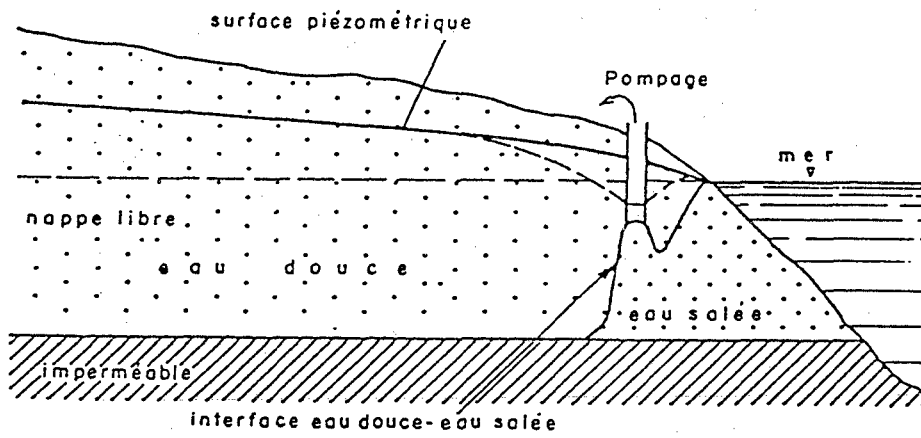
2- Ile



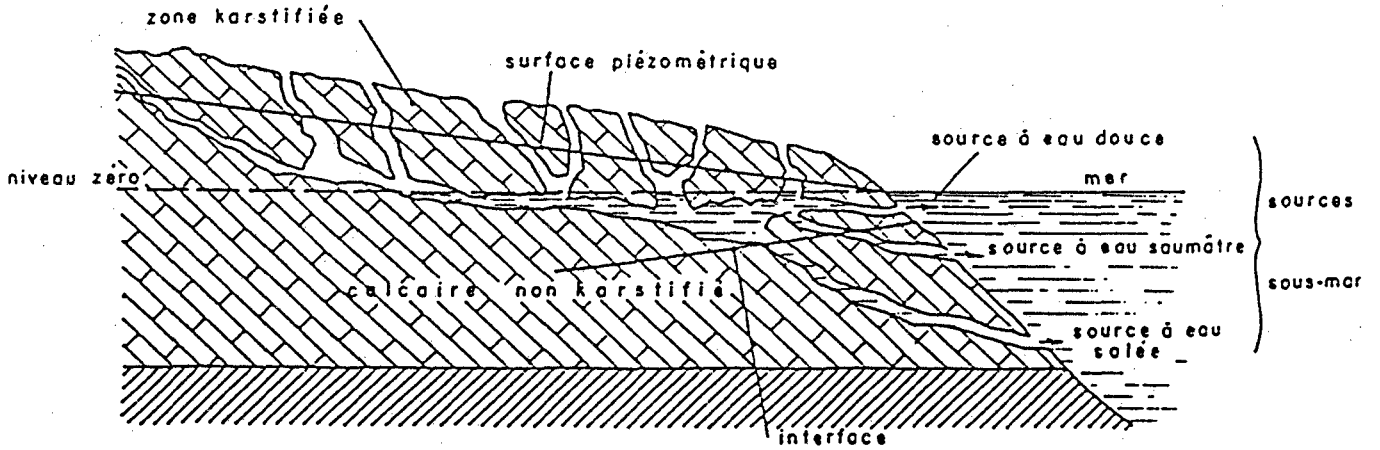
3- Equilibre



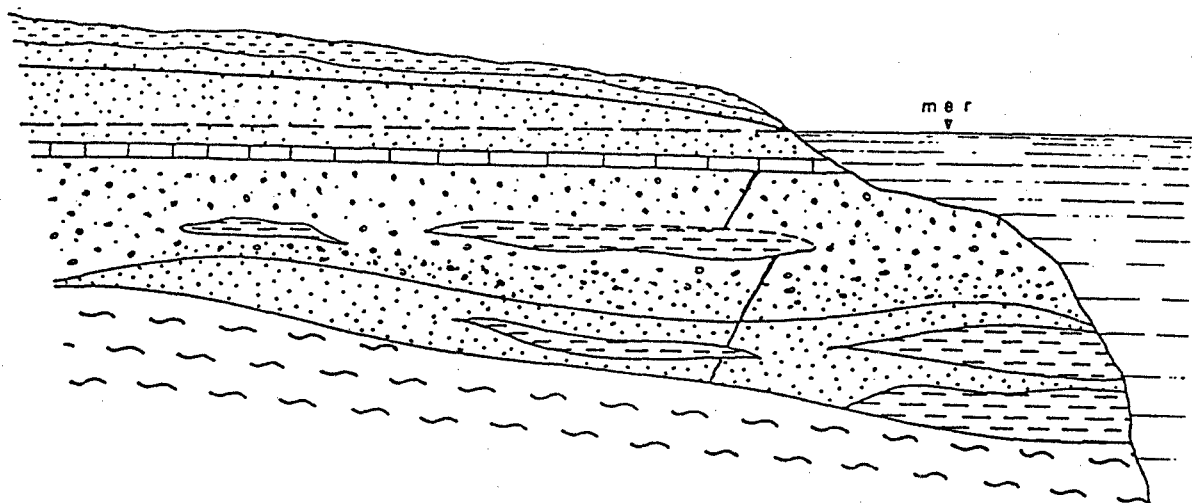
4 - Pompage



5 - Milieu calcaire fissuré



6 - Formations détritiques



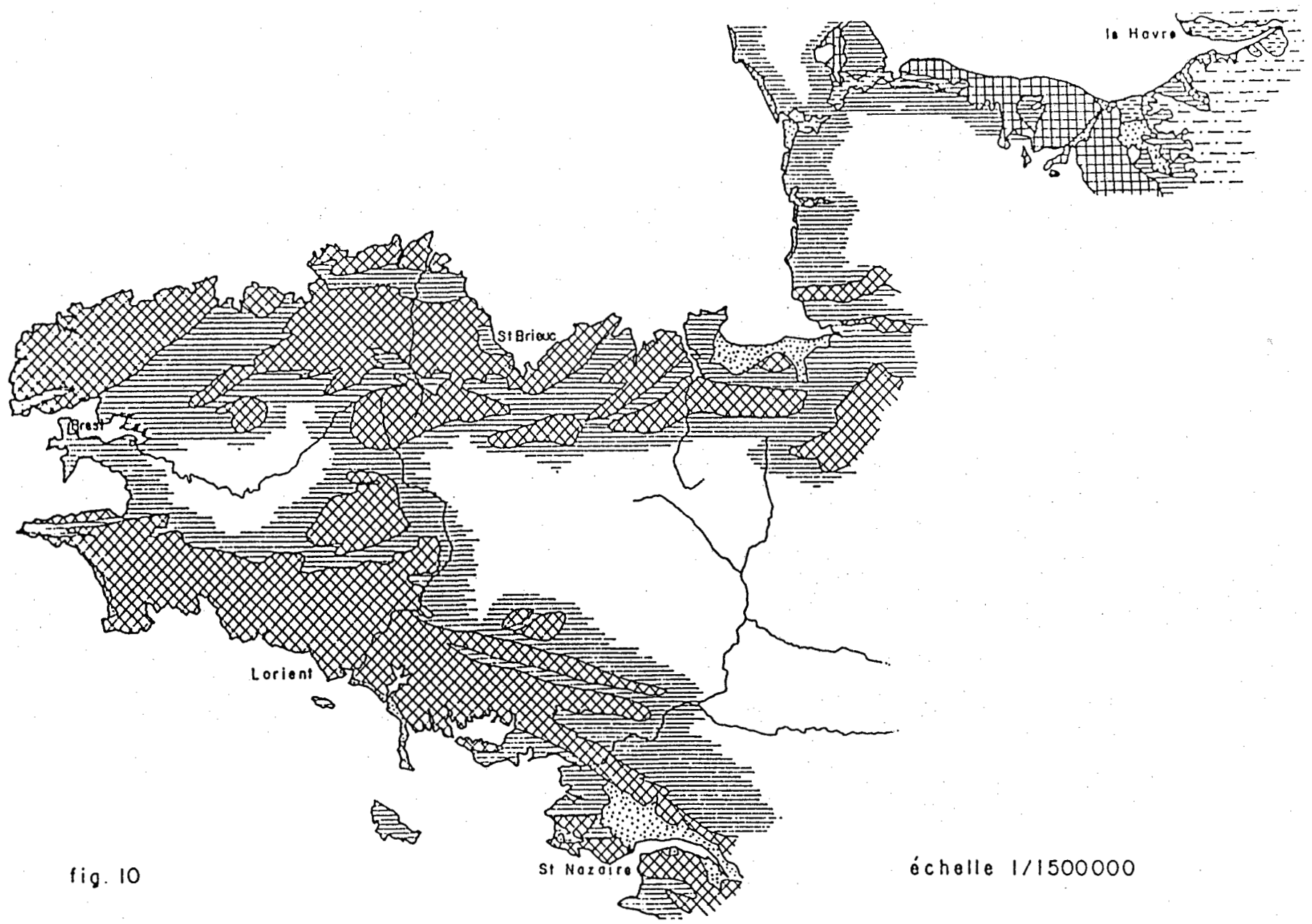


fig. 10

échelle 1/1500000

AQUIFERES COTIERS -
Vendée - Aquitaine

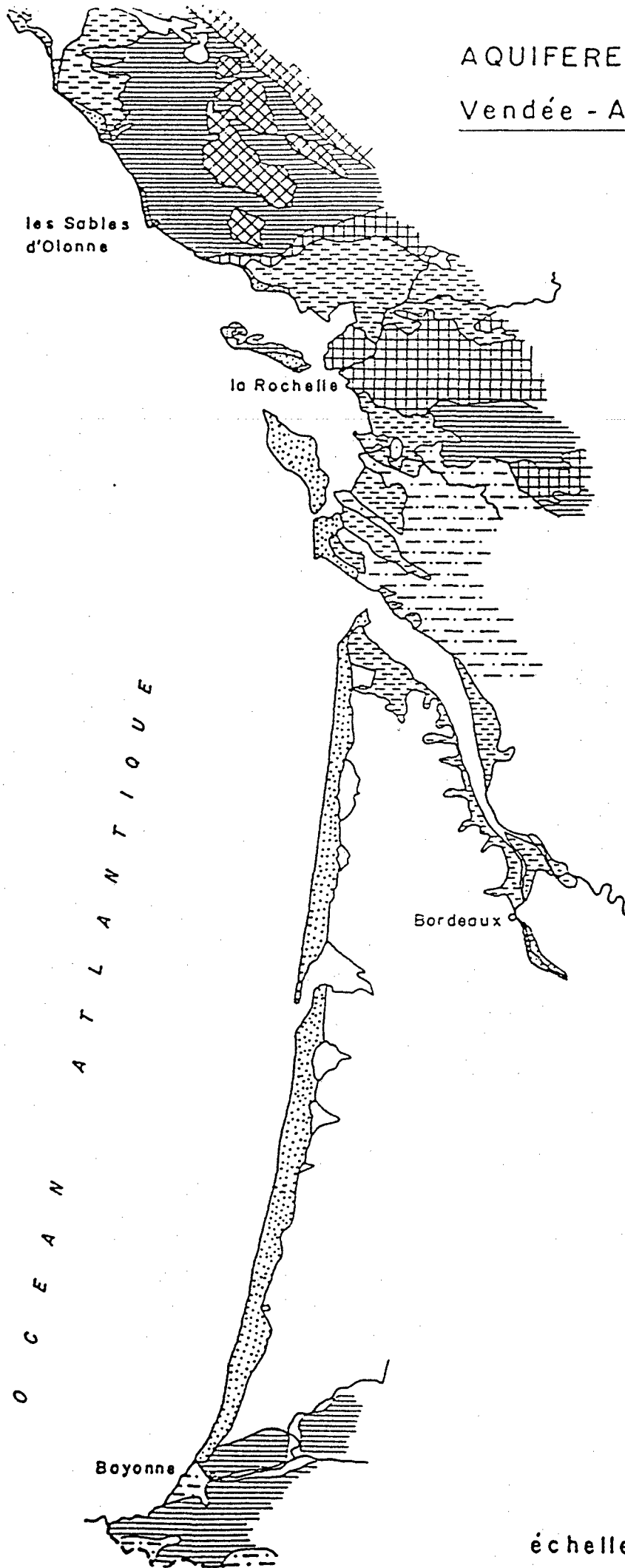


fig. II

échelle 1/1500000

AQUIFERES COTIERS - Méditerranée

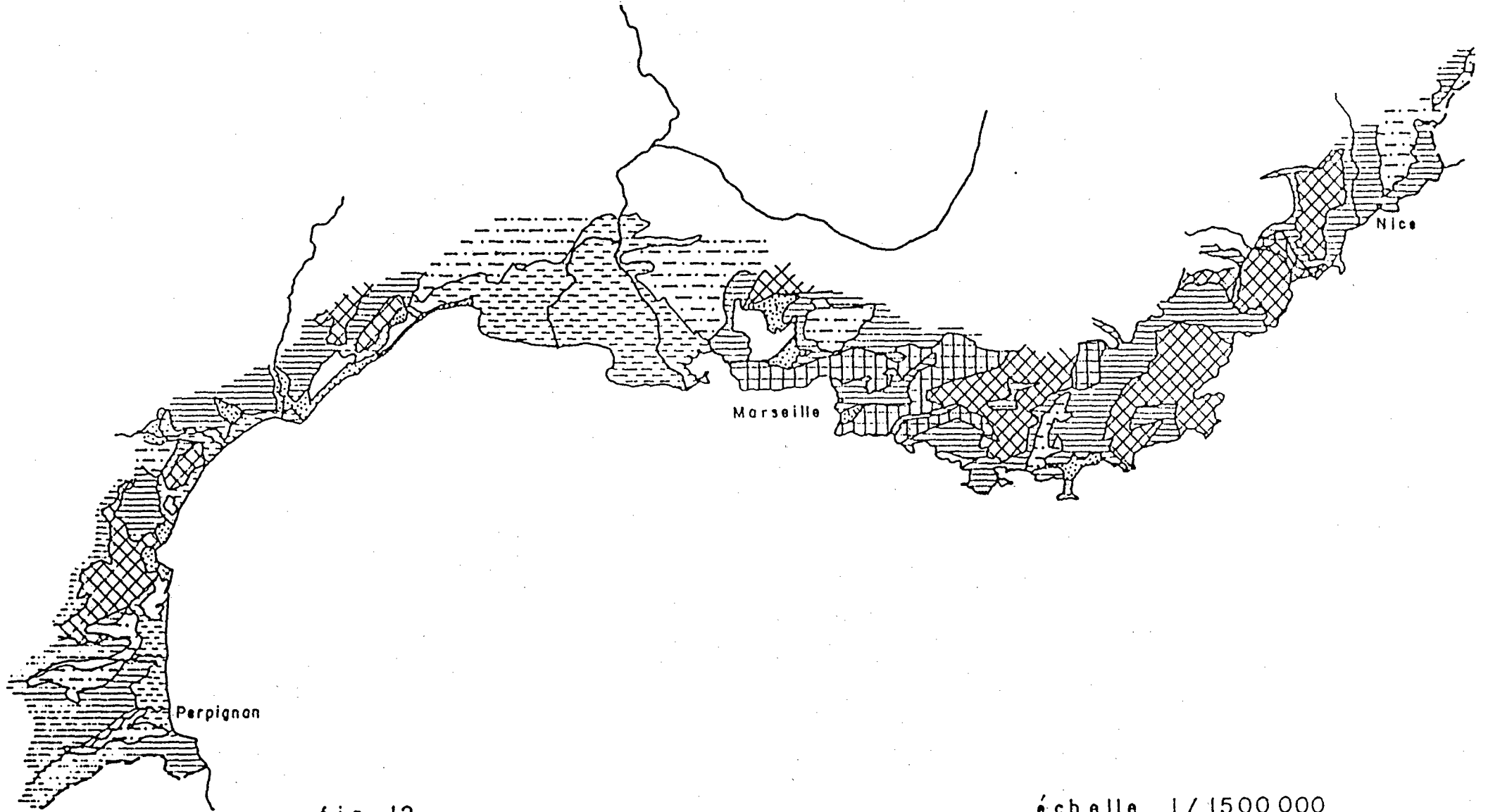


fig. 12

échelle 1/1500 000

AQUIFERE COTIERS - Corse

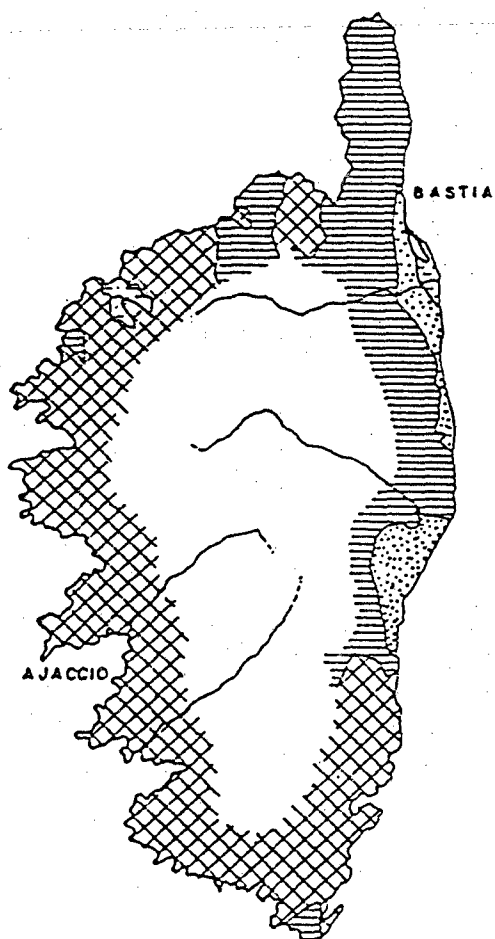
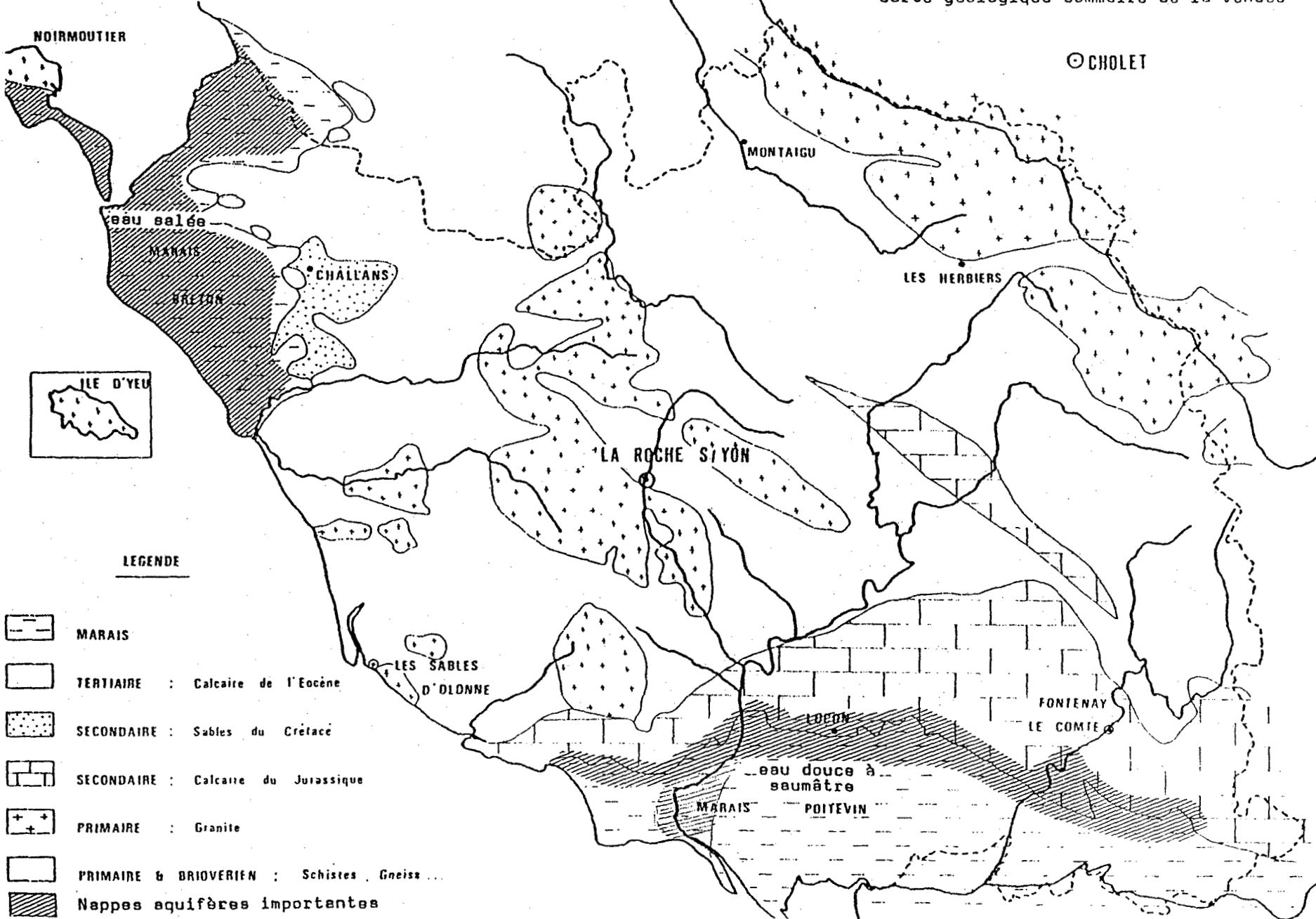


fig. 13

échelle 1/1500000

Carte géologique sommaire de la Vendée



LEGENDE








-  MARAIS
-  TERTIAIRE : Calcaire de l'Eocène
-  SECONDAIRE : Sables du Crétacé
-  SECONDAIRE : Calcaire du Jurassique
-  PRIMAIRE : Granite
-  PRIMAIRE & BRIOVERIEN : Schistes, Gneiss...
-  Nappes aquifères importantes

Fig. 14

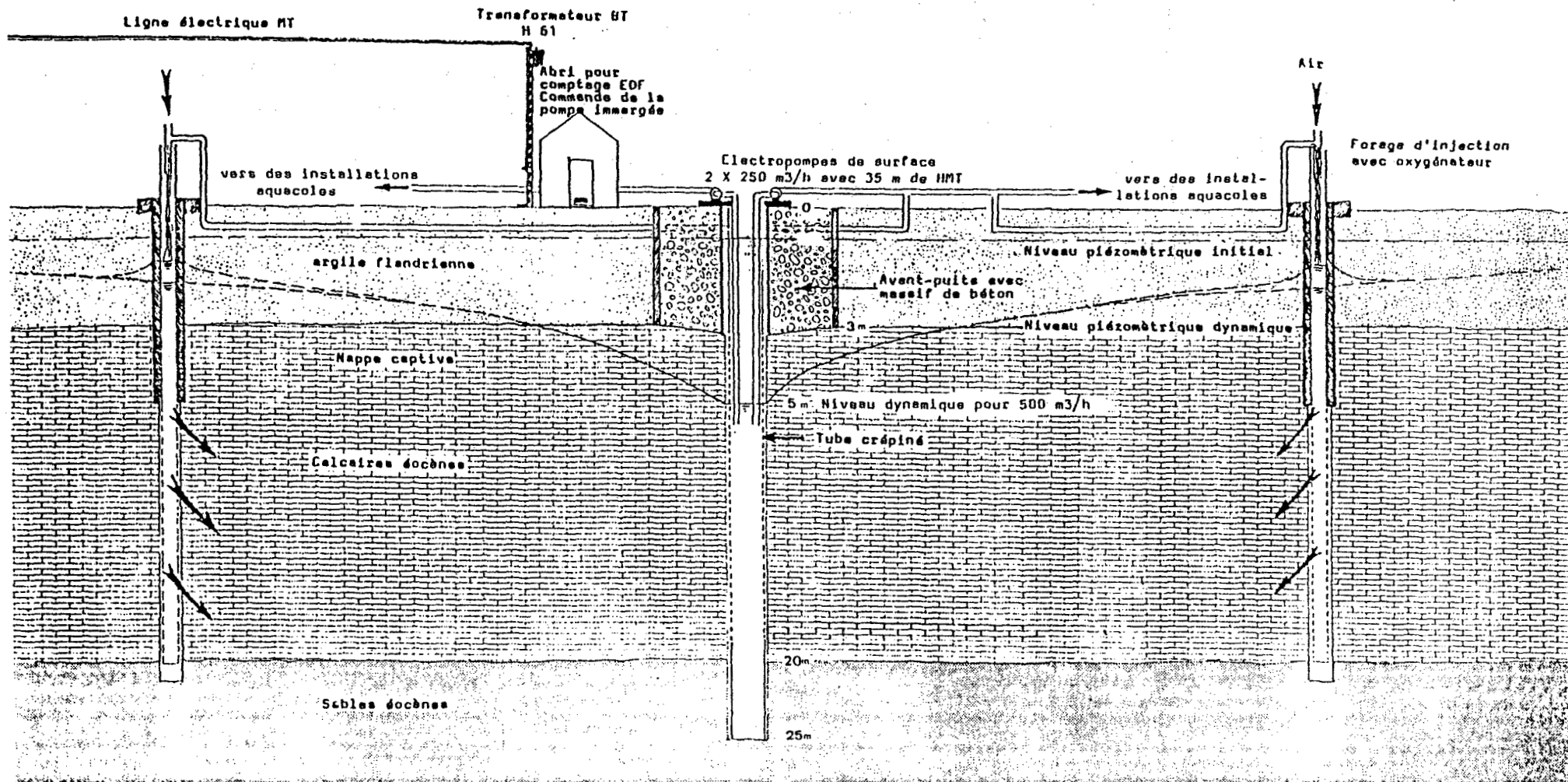


Fig. 15 : Déferrisation par réinjection partielle dans le sous-sol

source: AQUALIVE 1984

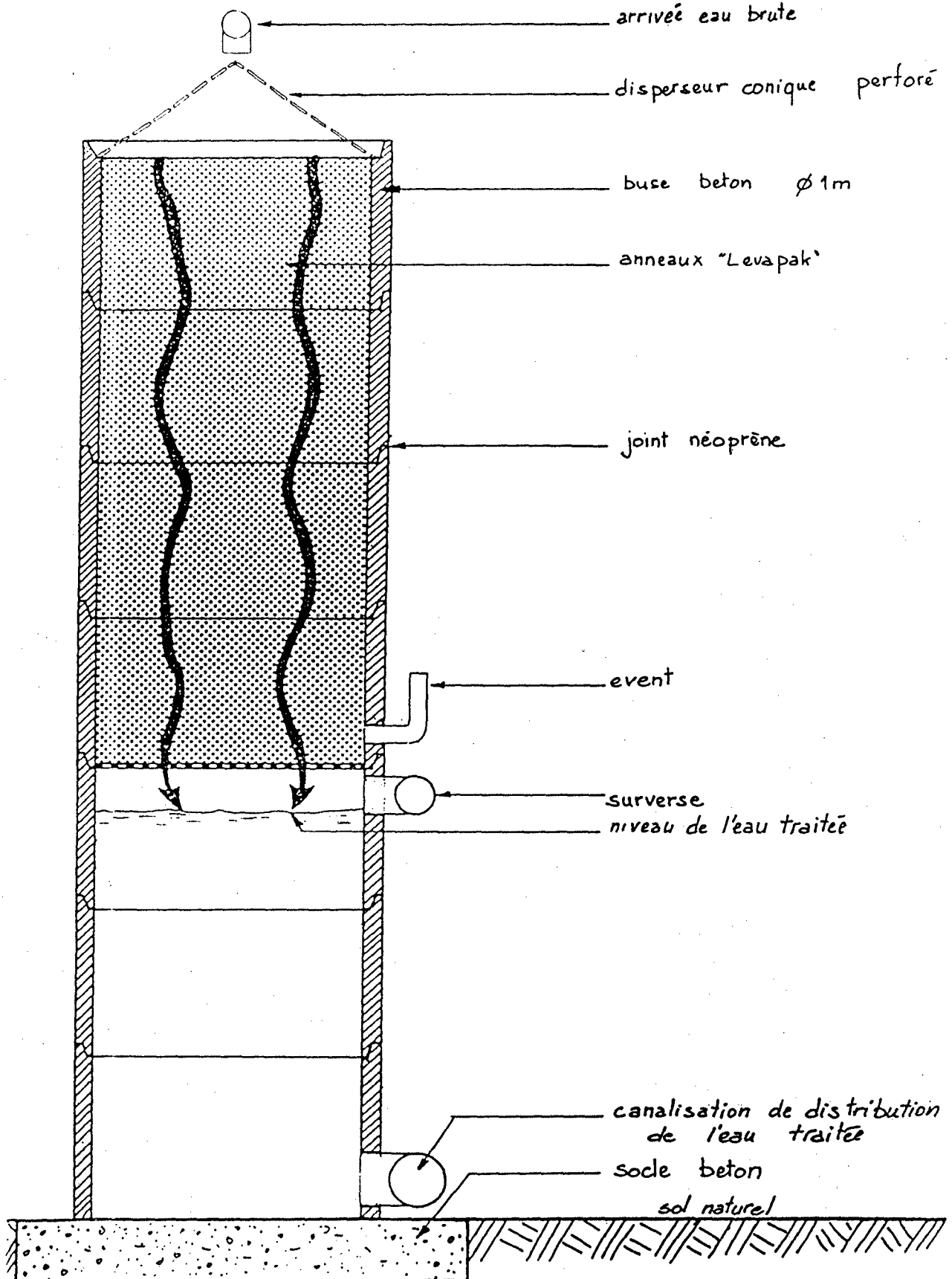


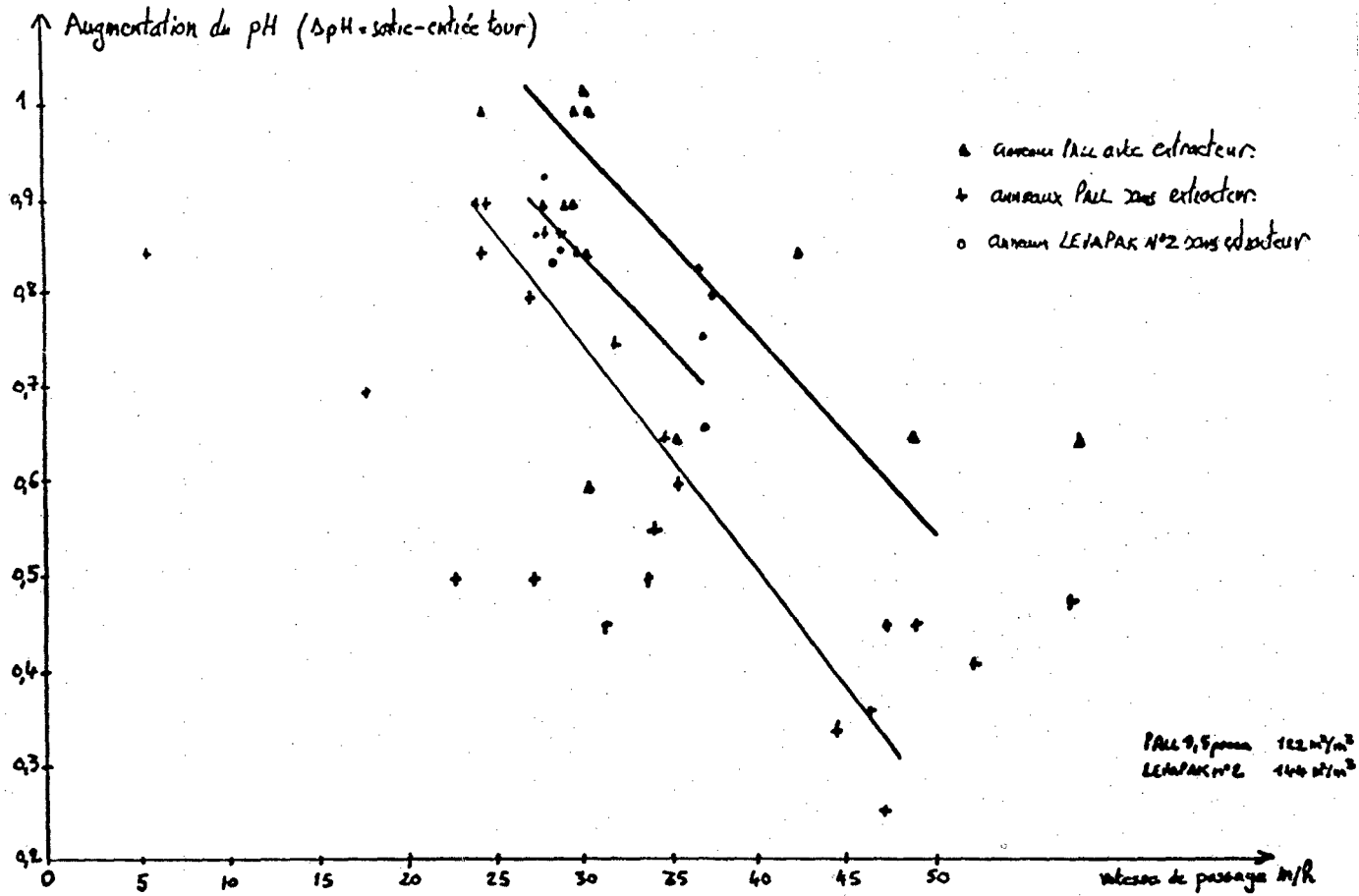
FIGURE 16

Coupe schématique d'une tour de dégazage.

(d'après CALVAS et LE MOINE, 1985).

D E G A Z A G E

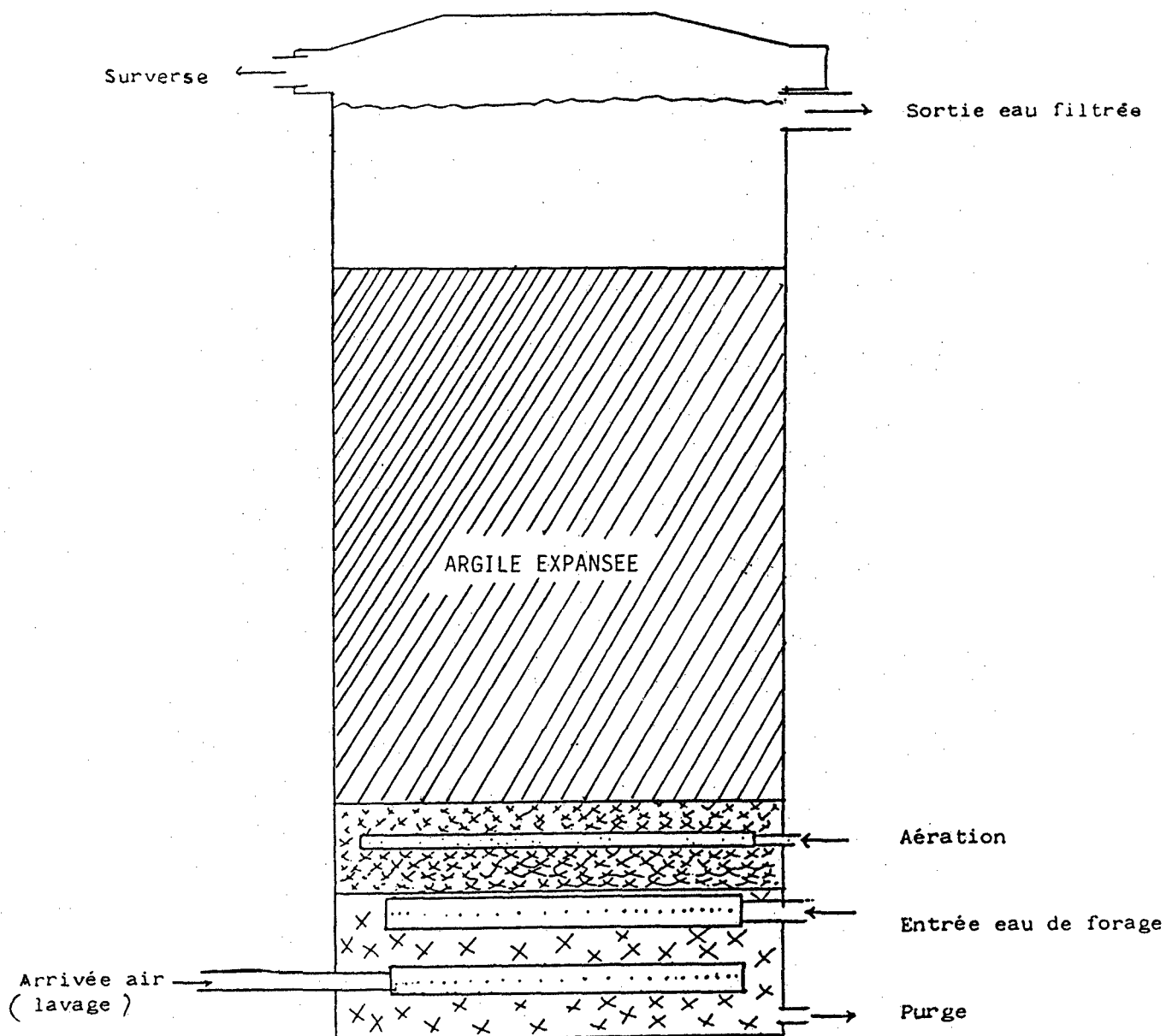
figure 17 : Action du strippage sur le pH






TOUR DEGAZAGE
 HAUTEUR 3 M
 DIAMÈTRE 0,5 M

ESSAIS DÉBITS - ANNEAUX
 AÉRIATION -

Fig. 18 : Coupe schématique du filtre biologique utilisé à AQUALIVE (d'après POQUILLON, 1983)



-  argile expansée
-  petits graviers (5 à 20 mm)
-  gros graviers (25 à 70 mm)

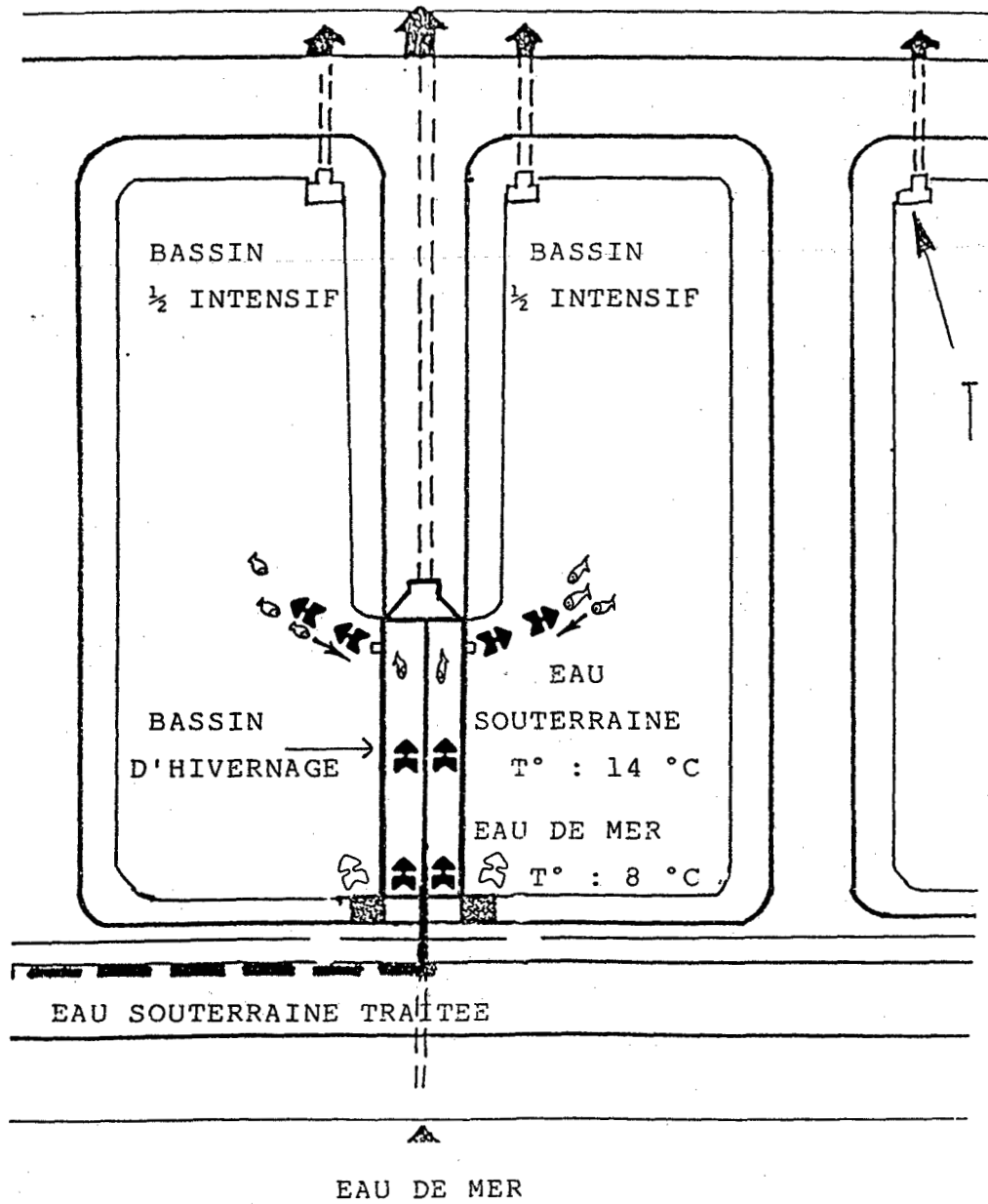


fig. 19 : TECHNIQUE DE RAPPEL DES POISSONS EN BASSIN
D'HIVERNAGE PAR UTILISATION D'EAU SOUTERRAINE

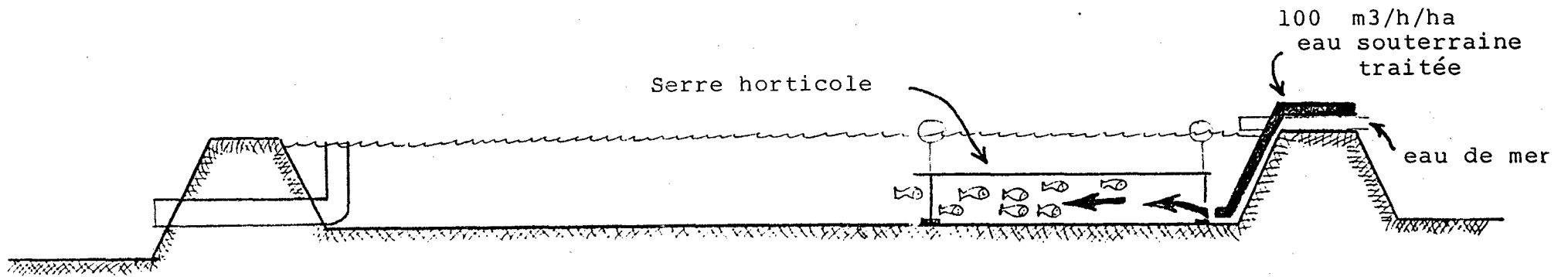


fig. 20 : TECHNIQUE D'HIVERNAGE SOUS ABRI EN BASSIN DE GROSSISSEMENT
SEMI-INTENSIF

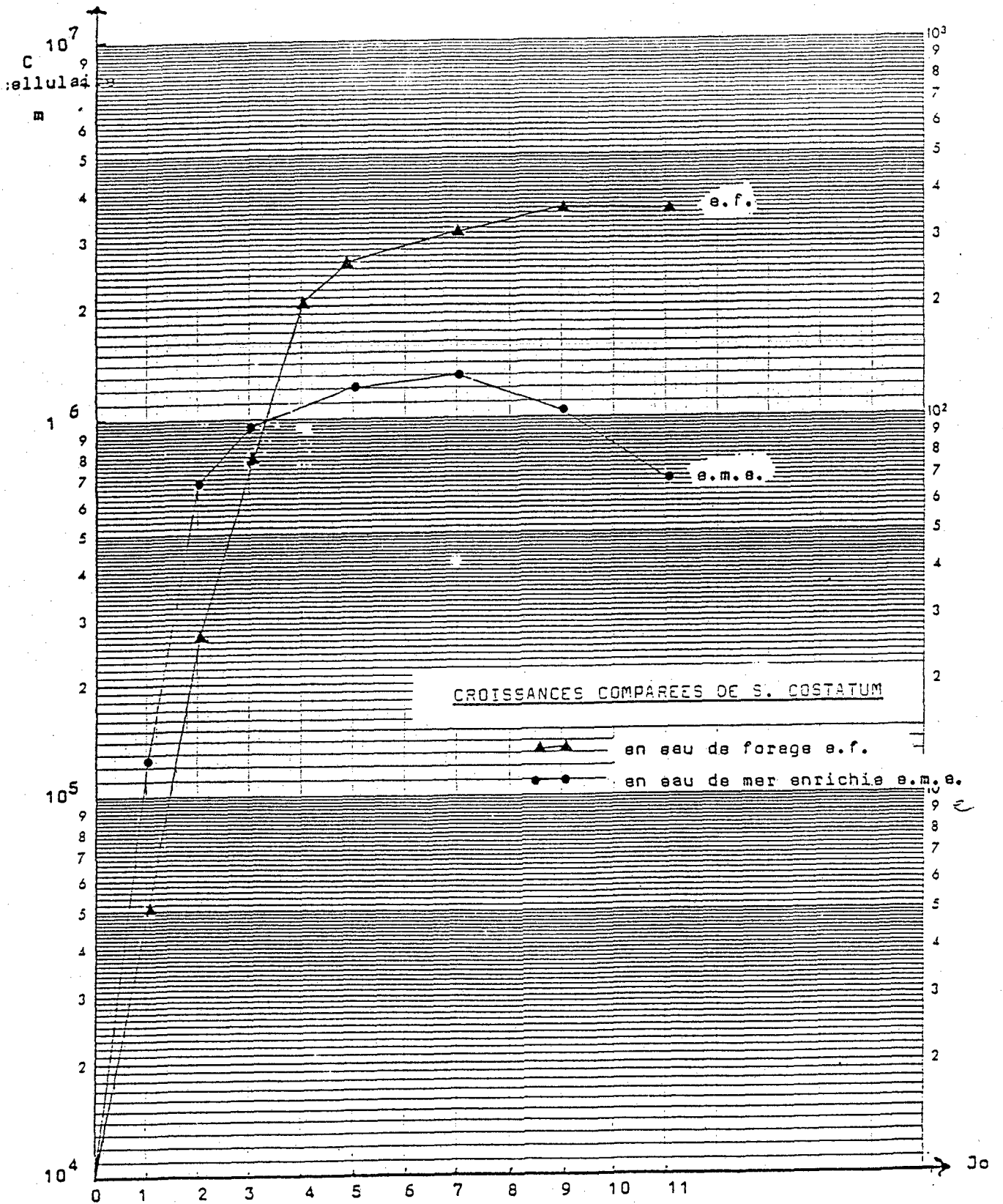


Fig.21 - croissance de phytoplancton en eau de mer souterraine (d'après BEJIN, 1984. "Eau de forage de Bouin : caractéristiques utilisation biologique").

BIBLIOGRAPHIE

- ARNOLD F. Le fer dans les eaux souterraines de la station
1982 AQUALIVE : technique de dosage rapide et essai
 d'épuration.
 Rapport de stage ISTOM / AQUALIVE
- BEJIN M. Eaux de forage de Bouin : caractéristiques et
1984 utilisation biologique
- BERNARD D. Recherche d'eau salée pour l'ostréiculture à
1980 Hossegor (Landes)
 BRGM 80 AQI 72
- BRESSON G. Etude hydrogéologique de l'île de Noirmoutier.
1980 Programme de recherche pour l'aquaculture.
 Rapport DDA Vendée
- BRESSON G. Utilisation des eaux souterraines pour l'alimen-
HUSSENOT J. tation des installations aquacoles à Noirmoutier.
VILLETARD V. Rapport SMAM - 8 Pages
1980
- BRESSON G. Compte-rendu des travaux de forages de reconnais-
MAISONNEUVE E sance hydrogéologique à Noirmoutier.
1982 Campagne 1981
 Rapport DDA - 31 Pages, 2 annexes
- BRESSON G. Possibilité d'exploitation des eaux souterraines
1982 en Vendée pour l'aquaculture. Programme d'études.
 Rapport d'études - 18 Pages
- CAHOUR V. Essai d'utilisation de l'eau salée souterraine de
1980 la station AQUALIVE pour l'élevage de la truite :
 passage progressif en eau brute.
 Rapport de stage - 48 Pages
- CALVAS J. Demande d'aide à l'innovation pour la mise au
LE MOINE O. point d'un pilote de traitement de l'eau salée
1985 souterraine de la nappe de Noirmoutier en vue de
 son utilisation en aquaculture
- DEBUISSON J. Invasion marine dans les aquifères côtiers
DREYFUS A. (d'après de WIEST)
MONITION L. BRGM 69 SGL 255 HYD
1969

- DESCROIX P. 1978 La méthode Vyredox pour l'enlèvement du fer et du manganèse des eaux souterraines
TSM - L'eau - Pages 437 à 442
- ETIENNE H. 1982 Alimentation en eau salée des bassins pour l'aquaculture à partir des eaux souterraines.
Programme d'études générales
Note BRGM - PAL - 7 Pages
- ETIENNE H. 1982 Aquaculture en milieu salé. Alimentation des bassins au moyen des eaux souterraines. Ière approche des problèmes posés.
Note BRGM - SGR - Pays de Loire - 4 Pages
- ETIENNE H. 1982 Exploitation des eaux souterraines dans les zones côtières.
Note BRGM - SGN Eau - 3 Pages - 10 Figures
- ETIENNE H. 1982 Information concernant des établissements aquacoles en eau salée utilisant des eaux souterraines
Note BGRM - PAL - 3 Pages
- FABERES D. 1982 Le traitement des eaux salées souterraines de la station AQUALIVE par le procédé Vyredox : efficacité d'épuration par le fer, l'azote ammoniacal et les métaux lourds.
Rapport de stage ISIM/STE/AQUALIVE
- HUSSENOT J. 1981 Use of a salt well - water in the winter growth and survival of marine fishes : turbot, sole and sea-bass. Contributed paper (poster n 76).
World conference on Aquaculture, Venice, 21 - 25 september 1981
- HUSSENOT J. 1982 Etat des travaux concernant l'analyse des eaux souterraines pour le Syndicat Mixte d'aménagement des Marais de Noirmoutier.
Document réunion SMAM du 26.05.1982 - 3 Pages
- HUSSENOT J. 1982 Traitement biologique des eaux salées souterraines de la station AQUALIVE - Procédé de désammonification et coûts.
Rapport interne - CNEOX/FA - 15 Pages
- HUSSENOT J. 1985 Les nappes salées souterraines des marais de l'Atlantique et leurs utilisations aquacoles.
Colloque Aquaculture en milieu de marais 7 - 8 novembre 1985 - Noirmoutier

- KUMMER A. L'eau de forage : propriétés, traitements et possibilités d'utilisation.
1980 Rapport de stage ENSIAA / AQUALIVE
- LODEVIS N. Etude des eaux de forage sur l'île de Noirmoutier (Vendée).
1982 Rapport de stage AQUALIVE - Janvier 1982
- MAISONNEUVE E Suivi géologique des forages de reconnaissance hydrogéologique à Noirmoutier.
1981 Rapport de stage DDA - 11 Pages, 2 annexes
- MARCHAL J.P. Examen de l'état actuel de la contamination par le sel marin des réservoirs aquifères littoraux à nappe libre de la région Languedoc - Roussillon (synthèse des résultats).
1977 BGRM 77 SGN 051 LRO
- PETIT J. Rapport d'étude concernant le traitement des eaux de mer du sous-sol à la station AQUALIVE de NOIRMOUTIER.
et Coll. 1982 Rapport INRA Rennes - 15 Pages et plan d'exécution
- ROBERT J.M. Tests de fertilité par culture de phytoplancton sur différentes eaux salées souterraines de l'île de Noirmoutier.
RAVAIL B. 1982
- VILLETARD V. Etude des eaux de forage à la station AQUALIVE, île de Noirmoutier (Vendée)
1980 Rapport de stage France Aquaculture - 22 Pages

LE CONTROLE DES PRODUITS AZOTES

LA NITRIFICATION DES EFFLUENTS AQUACOLES

Par Jean-Paul BLANCHETON

Volume 2

PARTICIPANTS A LA REDACTION

J.P BLANCHETON

IFREMER

PALAVAS-LES-FLOTS

G. CHANU

U S T L

MONTPELLIER

P. DIVANACH

IFREMER

PALAVAS-LES-FLOTS

SOMMAIRE

INTRODUCTION

I - PRODUCTION DE POLLUTION

II - MOYENS D'ELIMINATION DE L'AZOTE AMMONIACAL

II.1 - Moyens physicochimiques

II.2 - Moyens biologiques

II.2.1 - Procédés à cellules en suspension

II.2.2 - Procédés à culture fixées

III - BASES DE LA NITRIFICATION BIOLOGIQUE

III.1 - Microorganismes nitrifiants

III.2 - Mécanismes biologiques

III.3 - Paramètres affectant la nitrification

III.3.1 - Oxygène

III.3.2 - Température

III.3.3 - Lumière

III.3.4 - pH

III.3.5 - Concentration en matières organiques

III.4 - Modélisme des systèmes à biomasse fixée

IV - ELEMENTS PERMETTANT LE CHOIX DU TYPE DE CREATEUR

V - CONCLUSION

BIBLIOGRAPHIE

INTRODUCTION

Si les dépenses énergétiques de pompage de l'eau d'alimentation d'installations aquacoles peuvent être minimisées simplement par l'utilisation de faibles dénivelés, de pompes bien adaptées et de canalisations induisant peu de pertes de charge, celles de chauffage sont pratiquement incompressibles.

La filière d'élevage du bar actuellement développée, par exemple, et qui consiste à faire l'élevage larvaire et le sevrage en période hivernale, de manière à obtenir des alevins aussi grands, et donc aussi résistants que possible à l'entrée de l'hiver suivant, nécessite le chauffage de débits d'eau importants.

Le recyclage de toute ou partie de cette eau, présente un intérêt économique évident, et permet en outre d'éliminer les problèmes liés d'une part à la disponibilité en eau de bonne qualité, et d'autre part au réchauffage de celle-ci (sursaturations gazeuses).

Les données de bases nécessaires au dimensionnement de telles installations sont actuellement mal connues, et le problème n'a à notre connaissance, jamais été abordé par des professionnels de l'épuration. Des installations ont été conçues et réalisées par des biologistes, mais aucune étude générale, permettant de définir précisément la nature du réacteur, (c'est-à-dire l'ensemble enceinte, garnissage), et le type de fonctionnement hydraulique les mieux adaptés au traitement d'effluents marins aquacoles, n'a encore été entreprise.

I. PRODUCTION DE POLLUTIONS

De nombreuses études ont permis de quantifier la pollution engendrée par les salmonicultures intensives, et des formules de calcul de l'excrétion azotée (ammoniacale et uréique) et des matières figurées produites par des élevages intensifs de truites, ont été établies (CEMAGREF 83) :

$$NH_4 = K \cdot X \cdot A$$

NH_4 = quantité produite en g
 K = coefficient de stress = $0,8 + 0,2 n$; n est le nombre d'utilisations de l'eau
 A = quantité d'aliment en g
 X = taux de production d'ammoniac, fonction du pourcentage de protéines dans l'aliment, proche de 2,6% pour un aliment classique contenant 50% de protéines.

$$MES = (1 - kd) \cdot (33 \cdot Ic - 20) \cdot \frac{A}{100}$$

MES = quantité entraînée dans l'effluent de sortie du bac d'élevage

kd = coefficient de décantation de la pisciculture
Ic = indice de consommation.

Les travaux de GUERIN-ANCEY 1976 et VITALE-LELONG 1985 sur l'excrétion azotée du bar, et des bilans effectués sur les élevages pratiqués à la Station IFREMER de PALAVAS (CECCHI 1984, CONNIER 1985), permettent maintenant d'avoir une bonne idée de celle-ci. Le tableau ci-dessous montre que les valeurs trouvées sont très comparables à celles obtenues en salmoniculture, ce qui est assez logique si l'on sait que les actuels aliments bar et daurade sont en fait des aliments saumon très peu modifiés.

	CECCHI 84	PALAVAS 86	CONNIER 85	VITALE- LELONG 85	GUERIN ANCEY 76	CEMAGREF 83
ELEVAGE	BARS - DAURADES					TRUITES SAUMONS
ELEVAGE LARVAIRE 0 à 20 J 20 à 50 J > 50 J	450 890 1330	36J : 600				
SEVRAGE			720			
PREGROS- SISSEMENT				910 à 2270		
0+					510	607
1+					375	404
2+					335	304
GENITEURS			100			

Excrétion en azote ammoniacal en mg N(NH₄) par kg de poisson et par jour.

En première approximation, il semble donc que les formules établies pour la salmoniculture permettent d'avoir un ordre de grandeur correct de l'excrétion azotée ammoniacale du bar et de la daurade. En conditions d'élevage normales, l'excrétion uréique ne représente que 10% à 15% de l'excrétion ammoniacale.

II. MOYENS D'ELIMINATION DE L'AZOTE AMMONIACAL

II.1 Procédés physicochimiques

Dans l'ensemble, ces procédés sont coûteux ou polluants, ce sont :

- Le dégazage à pH basique
- Les échanges d'ions
- La chloration
- Les traitements électrochimiques

Ce dernier type de traitement consiste à faire passer l'effluent enrichi en magnésium dans une cellule contenant des électrodes de charbon. L'électrolyse élève le pH à la cathode, et l'ammoniaque précipite sous forme de $Mg NH_4 PO_4$. Ce procédé est envisageable dans des stations aquacoles marines où l'eau est déjà riche en magnésium. Un bilan énergétique serait cependant nécessaire préalablement à toute tentative même expérimentale.

II.2 Les procédés biologiques

Par procédé biologique il faut entendre l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitreux puis nitrique par des microorganismes aérobies majoritairement autotrophes, (dont la source de carbone est le CO_2).

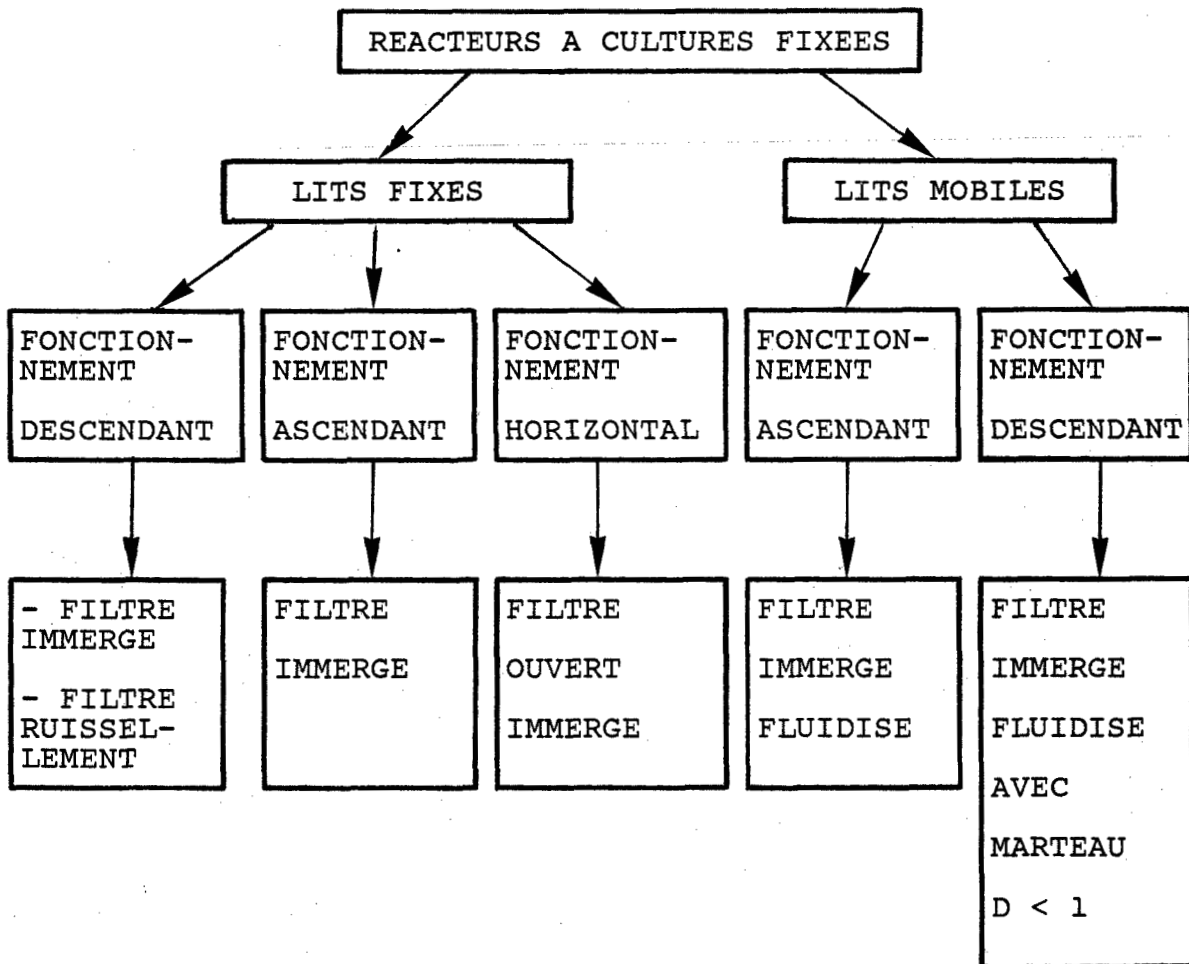
Deux grands types de procédés biologiques sont utilisés pour éliminer l'azote ammoniacal : les procédés à cellules en suspension et ceux à cultures fixées :

II.2.1 Procédé à cellules en suspension (type boues activées)

Il a surtout été utilisé jusqu'à présent en épuration et ne paraît pas extrapolable aux eaux peu chargées issues d'un élevage aquacole. La quantité de biomasse nitrifiante est de 10 à 20 fois inférieure à celle présente dans un procédé à cellules fixées, d'où un dimensionnement de bassin subissant un facteur 10 lui aussi.

II.2.2 Différents procédés à cultures fixées

Le schéma ci-dessous montre les différents systèmes des procédés à cultures fixées :



La forte densité de biomasse nitrifiante dans ces procédés permet de diminuer le temps de passage et donc le volume des unités. On peut imaginer, dans chacun des cas cités plus haut, des réacteurs diphasiques (solide, liquide) ou triphasiques (solide, liquide, gaz). Les réacteurs diaphasiques sont adaptés aux fortes concentrations en azote ammoniacal (supérieures à 2 mg/l). Un apport d'oxygène est fait sous forme liquide (peroxyde d'hydrogène). C'est une solution qui donne de bons résultats en laboratoire, mais trop coûteuse pour être utilisée en Aquaculture. Nous serons donc amenés à utiliser des réacteurs triphasiques comportant :

- Une phase solide : le substrat nécessaire à la fixation bactérienne,
- Une phase liquide : l'eau à traiter,

- Une phase gazeuse : l'air surpressé injecté dans le milieu.

III. BASES DE LA NITRIFICATION BIOLOGIQUE

Le principe dont nous avons dit quelques mots plus haut consiste à utiliser des microorganismes nitrifiants pour transformer l'ammoniaque en nitrites puis en nitrates, les nitrates étant bien moins toxiques pour les animaux que l'ammoniaque.

III.1 Les microorganismes nitrifiants

Cette transformation est le fait d'un ensemble de bactéries dont on connaît bien certaines espèces, mais aussi de champignons. Un filtre est doncensemencé par un ensemble de microorganismes. Dans certaines conditions, il se peut qu'une population hétérotrophe nitrifiante soit présente et participe à l'épuration azotée et carbonée du milieu de culture. Parmi les hétérotrophes on peut citer :

- Nocardia qui est une bactérie filamenteuse
- Arthrobacter sp autre bactérie
- Aspergillus Flavius qui est un champignon.

Mais leur activité est faible, en général, devant celle des autotrophes. C'est en 1880 que WINOGRADSKY proposa le modèle, toujours d'actualité, du phénomène de nitrification en deux espèces :

- La nitritation ou nitrosation : c'est l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitreux dont sont responsables les bactéries :

- Nitrosomonas sp
- Nitrosococcus sp
- Nitrospira sp
- Nitrocystis sp

- La nitrification : c'est l'oxydation de l'azote nitreux en azote nitrique. Elle est effectuée par les bactéries :

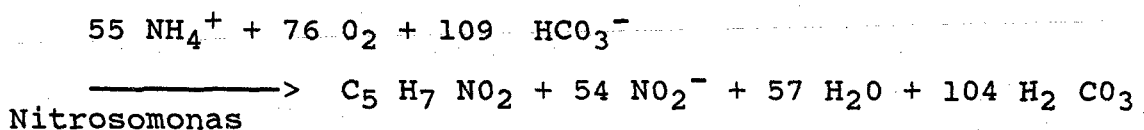
- Nitrobacter Winogradski
- Bactodena sp
- Microdenna sp

Ce sont des chimiotrophes aérobies strictes tirant leur énergie d'une réaction d'oxydation. Cette énergie leur permet de réduire le gaz carbonique.

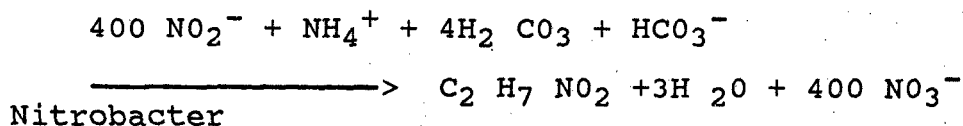
III.2 Les mécanismes biochimiques

L'agence (Américaine) de protection de l'environnement (EPA 1975) a établi des équations globales des espèces nitrifiantes, en faisant l'hypothèse que la composition chimique de la biomasse formée est la suivante : $C_5 H_7 NO_2$.

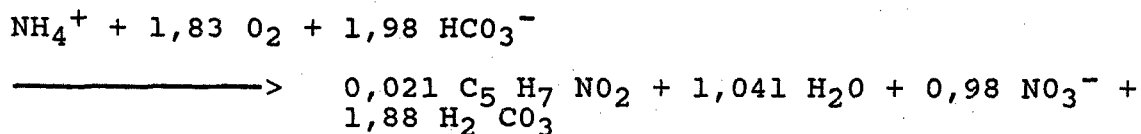
LA NITRITATION ($NH_4 \rightarrow NO_2$)



LA NITRATATION ($NO_2 \rightarrow NO_3$)



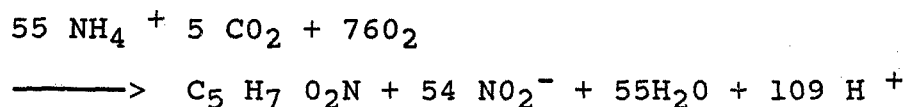
Le bilan global peut alors s'écrire :

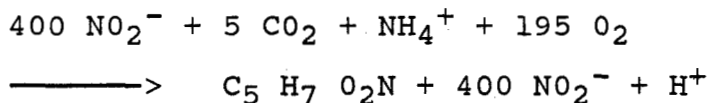


Oeci signifie que l'oxydation de 1 mg d'azote ammoniacal $N(NH_4)$ nécessite 4,18 mg d'oxygène, 7,13 mg d'alcalinité (exprimée en $Ca CO_3$) et produit 0,17 mg de biomasse nitrifiante. Cependant les équations de l'équilibre calco-carbonique indiquent que H_2CO_3 est en faible quantité dans l'eau douce et quasiment absent en eau marine.

Les équations précédentes sont donc plus une construction intellectuelle qu'un modèle applicable à l'épuration. L'autre modèle proposé par HANG et MAC CARTY (1972) sur la même base de composition de la cellule ($C_5 H_7 NO_2$) donne des équations légèrement différentes.

NITRITATION



NITRATATION

La même remarque est valable pour ces équations : le CO_2 dissous (en fait $\text{H}_2 \text{ CO}_3$) est peu présent dans les eaux douces et quasiment inexistant dans les eaux marines. Ces équations permettent néanmoins d'établir les constantes suivantes :

1 gramme d'azote ammoniacal consomme 4,25g d' O_2 , produit 0,1425 g d'ions H^+ , 0,15 g de cellules pratiquant la nitrification et 0,025 g de cellules pratiquant la nitratation.

III.3 Paramètres affectant la nitrificationIII.3.1 La concentration en O_2 dissous

La dose stoechiométrique nécessaire aux réactions de nitrification serait de 4,18 mg d' O_2 par mg d'azote ammoniacal à oxyder. Certains auteurs affirment que la synthèse cellulaire produit une petite quantité d'oxygène en provenance du CO_2 , mais le cycle de CALVIN (mécanisme d'assimilation du CO_2) ne prévoit pas de relargage d'oxygène. Cependant ADAMS (1974) et MARTIN (1979) remarquent que la quantité d'oxygène utilisée par unité de masse d'azote ammoniacal est inférieure aux besoins théoriques.

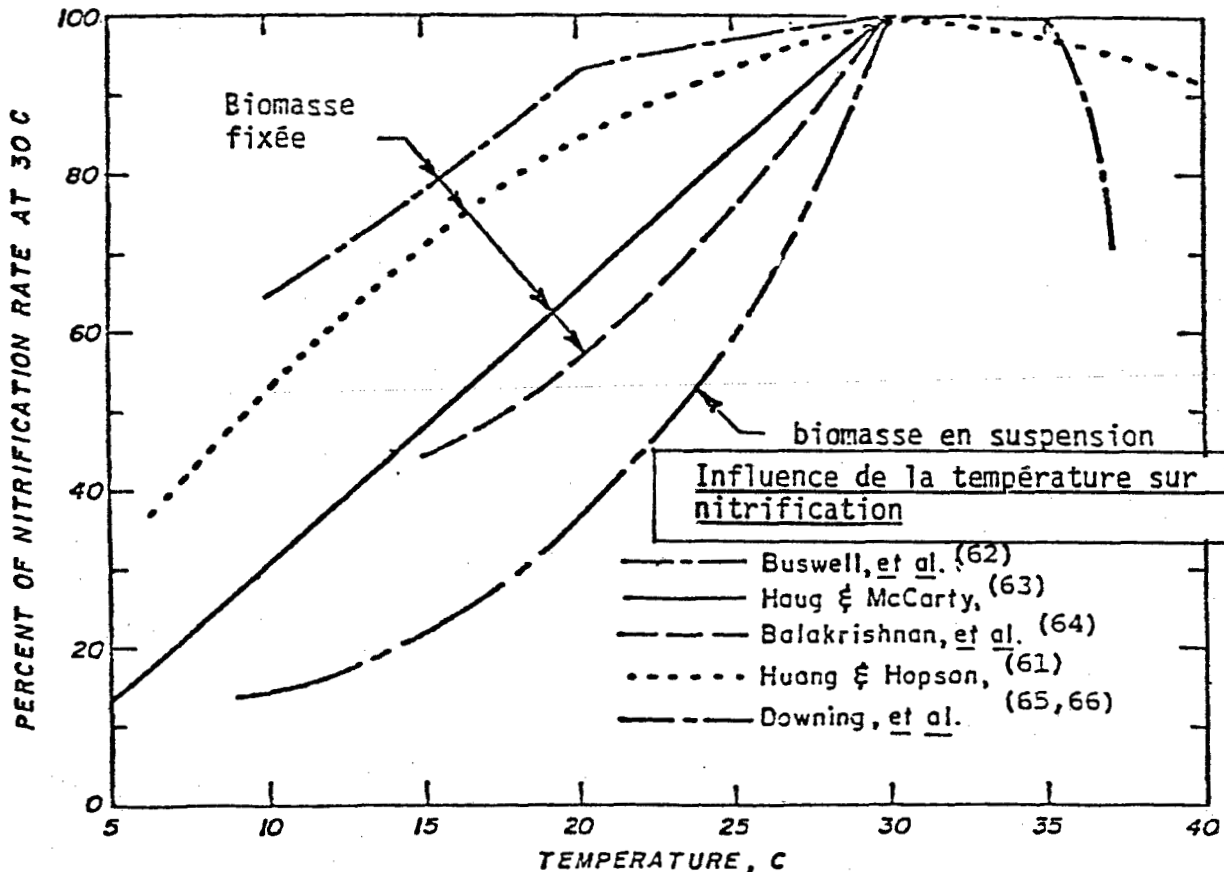
MARTIN donne même une constante de saturation assez basse k_s : 0,42 mg O_2 /l. (la constante de saturation dans l'épuration de MICHAELIS correspond à une vitesse de réaction égale à la moitié de la vitesse maximale). Aucun auteur ne signale un effet inhibiteur d'un excès d'oxygène par rapport aux besoins stoechiométriques.

III.3.2 Influence de la température

Entre 5 et 30°C, il semble que l'augmentation de température ait une action exponentielle sur la vitesse de nitrification. On peut, dans cet intervalle, utiliser l'équation empirique :

$$V = V_{20^\circ\text{C}} \cdot e^{0,06 (T - 20)}$$

Les valeurs trouvées pour les taux de nitrification en fonction de la température, par différents auteurs, sont données dans le graphique suivant :



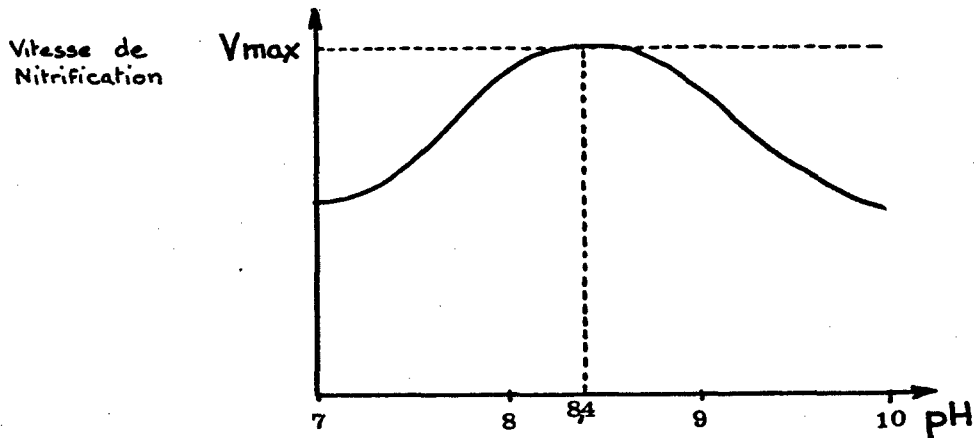
Nous pouvons remarquer que, pour l'ensemble de ces auteurs, l'optimum se situe entre 30°C et 35°C.

III.3.3 Influence de la lumière

Plusieurs études citées par O.KINNE (1970) dans "Marine Ecology" indiquent un meilleur métabolisme bactérien à l'obscurité. Mais il faut remarquer que les publications concernant le traitement des eaux potables ou des eaux usées ne prennent pas en compte ce facteur. Il est vrai que dans les bassins de boues activées ou dans les filtres biologiques industriels peu de lumière pénètre, contrairement à certaines installations utilisées en aquaculture, comme les filtres horizontaux.

III.3.4 Influence du pH

Tous les auteurs s'accordent pour situer le pH optimum de nitrification autour de 8,4. La courbe de vitesse de nitrification en fonction du pH aurait l'allure ci-dessous.



Cette courbe a une allure en cloche classique des réactions enzymatiques avec cependant une réserve car les réactions enzymatiques ont en général un maxima entre 7,2 et 7,4.

III.3.5 Influence de la concentration en matière organique

KIFF (1972) a obtenu des résultats en réacteurs fermés qui ont montré que l'effet inhibiteur de la matière organique serait dû aux concentrations limitantes en O_2 dissous et à la compétition défavorable entre les hétérotrophes à vitesse de développement plus rapide et les autotrophes plus lents.

Selon MEVEL (1976) le rendement des filtres autotrophes, en terme d'oxydation de l'ammoniaque, est meilleur que celui des filtres hétérotrophes.

III.3.6 Inhibiteurs des réactions de nitrification et de nitratisation

D'après H. PAINTER (1970) les populations de microorganismes nitrifiantes ($NH_4 \rightarrow NO_2$) seraient sensibles aux fortes concentrations en azote nitreux (NO_2), tandis que les populations nitrifiantes ($NO_2 \rightarrow NO_3$) seraient inhibées par une trop forte présence d'azote ammoniacal.

D'après JONES et HOOD (1980) les cellules nitrifiantes sont inhibées par des concentrations de 19,6 mg/l en $N(NH_4)$ et de 1960 mg/l en $N(NO_3)$, les cellules nitrifiantes sont, elles, inhibées par des concentrations de 5,04 mg/l en $N(NO_2)$ et de 1960 mg/l en $N(NO_3)$.

Il existe pour chacun des grands ensembles bactériens des inhibiteurs spécifiques :

- de la nitrosation : N-Serve (2 chloro 6 trichlorométhyl Pyrimidine)
- de la nitratisation : chlorate (NaClO_3)

D'autre part les toxiques agissant classiquement sur les phénomènes biologiques, comme les métaux lourds, ont une action inhibitrice sur la nitrification.

III.4 Modélisation des systèmes à biomasse fixée

Les populations de microorganismes composant un filtre biologique sont partiellement hétérogènes et dépendent pour beaucoup de l'inoculum.

Il existe une distribution de l'âge de la culture dans l'épaisseur de la zoogée : la biomasse externe est constituée de bactéries nouvellement formées, alors que la biomasse interne peut avoir un âge très élevé.

Une modélisation voulant prendre en compte l'ensemble des paramètres de la nitrification devient forcément inopérante pour le dimensionnement d'ouvrages industriels. De même, le choix d'une formulation homogénéique du type Monod, établie pour une culture pure, n'a plus de sens physique pour une population aussi hétérogène. GRASMISK (1982), RODRIGUES et AL (1984) ont conçu un modèle à partir des principales hypothèses simplificatrices suivantes :

- a) le système est ramené à un biofilm plan fixé sur une paroi plane.
- b) l'épaisseur (5) du biofilm est homogène.
- c) la réaction intrinsèque (à l'intérieur du biofilm) de transformation d'un réactif limitant est d'ordre nul et K est sa vitesse par unité de volume du biofilm.
- d) le réactif limitant est transporté dans le biofilm par diffusion avec une diffusivité effective D.
- e) la résistance du transfert liquide biofilm est négligeable.
- f) le régime stationnaire est atteint.

Ces hypothèses de modélisation sont pour certaines difficilement vérifiables.

- a) Si l'on se place à l'échelle des microorganismes les copeaux de polyéthylène sont des parois planes, mais un matériau type biogrog ou charbon actif, avec une structure microporeuse, peut favoriser une implantation différente de la microflore.
- b) L'épaisseur homogène du biofilm répond aux mêmes objections que celles sur un biofilm plan et dépend beaucoup du matériau utilisé.

- c et d) Ces hypothèses ont été confirmées par l'expérimentation.
- e) La résistance au transfert liquide-biofilm peut résulter du manque de perméabilité des parois des microorganismes. Il existe cependant des systèmes biologiques facilitant le transfert (du milieu intracellulaire) des substrats nécessaires au développement de la microflore.
- f) Cette dernière hypothèse est sans doute celle qui est la plus difficilement vérifiable car, si un régime stationnaire peut facilement être établi au niveau hydraulique, pour une culture bactérienne la stabilité est beaucoup moins mesurable.

Finalement la seule vérification d'un modèle mathématique est son efficacité de prédiction.

Les travaux de GRASMICK et AL (1984) en eau douce ont confirmé pour l'un des deux régimes de fonctionnement du modèle, le régime réactionnel, le bien fondé de ces hypothèses. L'autre régime de fonctionnement est le régime diffusionnel.

Ces deux régimes dépendent du type de pénétration du biofilm par le réactif limitant :

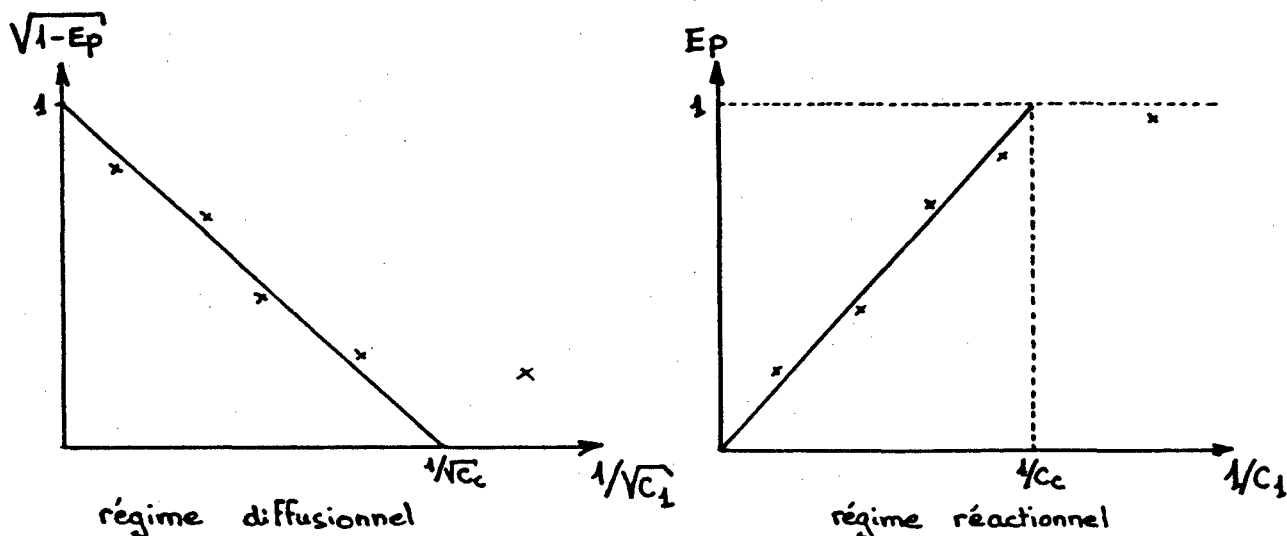
Dans le cas du régime réactionnel,
le biofilm est entièrement pénétré par le réactif limitant, ce qui implique que,

- La cinétique apparente est d'ordre nulle
- La conversion dans un réacteur parfaitement agité est identique à celle obtenue dans un réacteur-piston.

Dans le cas du régime diffusionnel,
Le biofilm est parfaitement pénétré par le réactif limitant,
- Le processus est alors contrôlé par la diffusion et la cinétique apparente est de l'ordre 1/2.

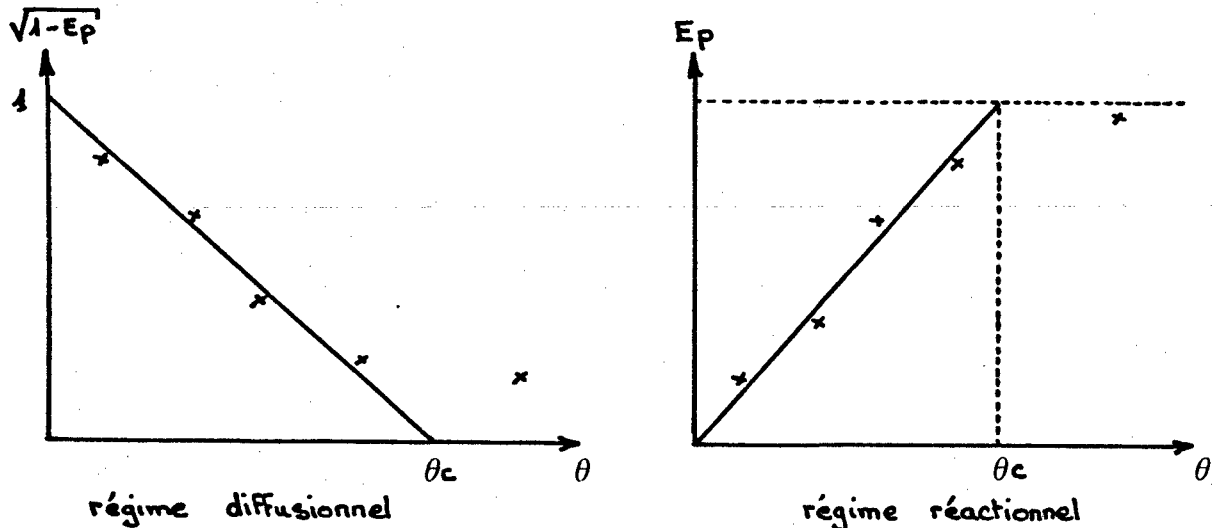
Le réacteur piston présente une conversion supérieure au réacteur parfaitement agité, mais l'écart relatif n'excède jamais 20% ce qui justifie, en première approximation, de négliger le mode d'écoulement pour dimensionner un réacteur.

INFLUENCE DE C_1 A TEMPS DE PASSAGE FIXE

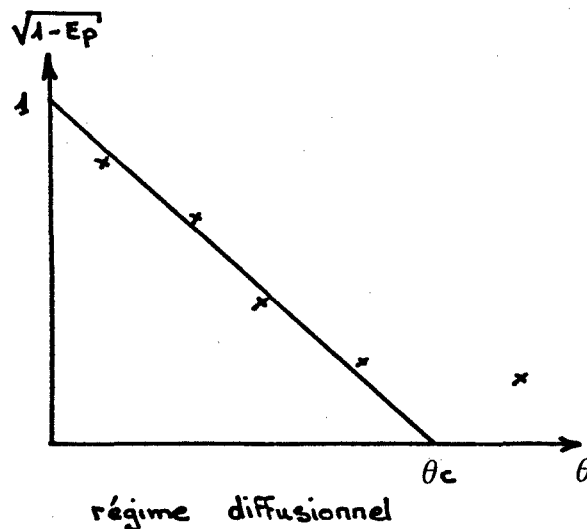


La concentration donnée par GRASMIK et al comme valeur critique de passage du régime réactionnel au régime diffusionnel est de 25 ppm.

INFLUENCE DE θ A CONCENTRATION EN REACTIF LIMITANT FIXE



D'après François CONNIER (1985) le passage entre les 2 régimes se situe à $\tau / C_1 = 0,6 \text{ m}_3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}$ ce qui fait une concentration de 0,3 ppm en $\text{N}(\text{NH}_4)$ un temps de passage en fût vide de 13 mn. Les bassins d'élevage contiennent des concentrations d'azote ammoniacal inférieures à 0,3 ppm en situation normale ; à priori il faudrait donc dimensionner en fonction du régime diffusionnel. Or la vérification de cette théorie n'a pu se faire pour l'instant qu'en régime réactionnel ; reste à démontrer sa vitalité en régime diffusionnel. Pour ce faire, il suffirait, à concentration constante (=0,2 ppm), d'établir que les points expérimentaux dans le plan ($\sqrt{1-E_p}$ Vs. θ) déterminent une droite avec une corrélation correcte.



Le temps de passage optimum ou critique (θ_c) obtenu quand l'efficacité est maximale permet de calculer le volume du filtre connaissant le débit à traiter.

$$V = Q \cdot \theta_c.$$

Pour un même matériau, il est possible de tracer point par point la courbe située dans le plan (C_l Vs θ) et donc d'avoir une abaque permettant le dimensionnement immédiat d'un filtre. Dans le cas où la corrélation obtenue dans le plan ($\sqrt{1-E_p}$ Vs θ) serait mauvaise, il ne faudrait pas pour autant rejeter le modèle. Il est en effet possible que l'adaptation de la quantité de biomasse aux faibles concentrations en ammoniacque induise un maintien du régime réactionnel : l'épaisseur du biofilm, étant faible celui-ci serait tout de même entièrement pénétré par le réactif.

Dans cette hypothèse il faudrait tester les mêmes points dans le plan (E_p Vs θ), l'obtention d'une droite avec une bonne corrélation serait une confirmation de la validité du modèle. Dans le cas contraire il faudrait renouveler l'expérience avant de renoncer à l'appliquer à une station aquacole.

IV. ELEMENTS PERMETTANT LE CHOIX DU TYPE DE REACTEUR

BIOMASSE

FIXEE

OU

BIOMASSE EN

SUSPENSION

La biomasse fixée
est 10 à 20 fois plus
abondante d'où une im-
portante économie dans
la taille des réacteurs
pour les effluents aqua-
coles dont le régime de
conversion de l'ammoniac
sera diffusionnel.

GARNISSAGES

OU

GARNISSAGES

HORS D'EAU

NOYES

Biodisques, lits bactériens

Les garnissages noyés

évitent des systèmes mécaniques demandant un entretien régulier et permettent de limiter les pertes thermiques en période hivernale.

LITS FIXES

OU

LITS MOBILES

Réacteurs pistons ou réacteurs parfaitement agités suivant la vitesse de l'effluent.

Réacteurs parfaitement agités.

Les lits fixes

évitent les problèmes de réglage et de surveillance des lits mobiles qui consomment plus d'énergie et occupent un volume supérieur. De plus les réacteurs pistons ont une capacité de conversion supérieure de 20% aux réacteurs parfaitement agités.

Fonctionnement

Fonctionnement

Fonctionnement

ascendant à OU

horizontal à OU

descendant à

co-courant.

courants croisés.

contre courant.

Le fonctionnement descendant à contre courant est toujours meilleur que le fonctionnement ascendant à cocourant mais il limite les vitesses de circulation par risque d'embolie du système. La comparaison : fonctionnement à contre courant et fonctionnement à courants croisés n'a pas été faite.

Garnissage microporeux

Autres garnissages

de type Biogrog

OU

Les garnissages microporeux évitent un lessivage de la biomasse et développent une surface spécifique très supérieure à tous les autres garnissages existants.

En conclusion un réacteur conçu pour une station aquacole aurait les caractéristiques idéales suivantes :

- biomasse fixée
- garnissage noyé de type biogrog
- lit fixé
- fonctionnement descendant à contre courant
- forme allongée d'un réacteur piston

Si la modélisation mathématique proposée est vérifiée, le volume du réacteur pourrait être déterminé à partir du temps de passage optimum (obtenu sur pilote de laboratoire garni avec le support choisi) et de la vitesse en fût vide. Les traiteurs d'eau donnent des vitesses maximales dépassant les 20 m/h, pour des matériaux de type biogrog.

V. CONCLUSION

Les essais actuellement en cours à la Station de PALAVAS permettront de déterminer d'une part, si les paramètres caractéristiques de la nitrification sont identiques en eau douce et en eau de mer ; d'autre part si le modèle développé au laboratoire de Génie des procédés de l'U.S.T.L de MONTPELLIER en épuration d'eau douce (GRASMICK et AL 1984) peut conduire à une estimation correcte de la surface spécifique nécessaire pour épurer un effluent aquacole donné (caractérisé par une faible concentration en azote ammoniacal).

Par la suite, l'identification du type de réacteur et de garnissage les mieux adaptés, ainsi que l'étude d'une unité pilote, permettront de dégager les paramètres de calcul et d'extrapolation nécessaires au dimensionnement d'une unité de nitrification parfaitement adaptée aux effluents d'une exploitation aquacole, et donc d'optimiser la demande globale en énergie des élevages liée aux traitements de l'eau.

REPRESENTATION DE L'INFLUENCE DU TEMPSDE PASSAGE ET DE LA CONCENTRATION A L'ENTREE

VARIABLE	REGIME	R.P.A.	REACTEUR PISTON
TEMPS DE PASSAGE θ		$\frac{E_A}{\sqrt{1-E_A}} = 2 \frac{\theta}{\theta_m}$	$\sqrt{1-E_p} = 1 - \frac{\theta}{\theta_m}$
CONCENTRATION à l'entrée C_1	DIFFUSION- NEL	$\frac{1-E_A}{E_A^2} = \frac{1}{4} \frac{C_1}{C_m}$	$\sqrt{1-E_p} = 1 - \frac{\sqrt{C_m}}{\sqrt{C_1}}$
EFFICACITE E	REACTIONNEL	$E_A = \frac{K \cdot \varepsilon b \cdot \theta}{C_1}$	$E_p = \frac{K \cdot \varepsilon b \cdot \theta}{C_1}$

Avec θ = temps de passage en fût vide

θ_c = temps de passage critique en fût vide

C_1 = concentration en réactif limitant à l'entrée de l'unité

C_c = concentration critique en réactif limitant à l'entrée de l'unité.

E_a = Efficacité du réacteur parfaitement agité

E_p = Efficacité du réacteur piston

K = Vitesse constante par unité de volume du biofilm

εb = Taux de rétention de biomasse.

L'intérêt de ces relations est d'une part de pouvoir représenter graphiquement l'influence de θ ou de C_1 sous forme de droites, d'autre part, de définir des temps de passage critiques θ_c et des concentrations critiques à l'entrée C_c , pour lesquels la conversion est de 100%, d'où la possibilité de dimensionner les réacteurs.

En régime de réaction $\theta_c = C_1 / K \varepsilon b$

$$C_c = K \cdot \varepsilon b \cdot \theta$$

En régime de diffusion $\theta_c = \theta_m$

$$C_c = C_m$$

BIBLIOGRAPHIE

1. CEMAGREF
1983
Salmoniculture et environnement - volume 1
Evolution de la pollution rejetée par les
salmonicultures intensives.
2. GUERIN-ANCEY
1976
Etude expérimentale de l'excrétion azotée du
bar (*Dicentrarchus labrax*) en cours de crois
sance. *Aquaculture*, 9 (1976) 253-258.
3. VITALE-LELONG
1985
Bilan azoté de la daurade et du loup en pré-
grossissement. Rapport scientifique IFREMER.
4. CECHI P.
1984
Préliminaires à la mise au point d'un cir-
cuit fermé pour élevage larvaire de loup.
Définition et quantification des pollutions.
Rapport de stage d'ingénieur.
5. CONNIER F.
1985
Contribution à l'étude de la nitrification
d'un effluent aquacole. Rapport de stage
d'ingénieur.
6. EPA
1975
(Environ. Protect. Agency)
Processus design manual for nitrogen control
Office of Technology transfert, OHIO (USA)
7. HAUGH H.
MACCARTY P.L.
1972
Nitrification with submerged filters J.W.C.P
44, 11, 2080-2102.
8. ADAMS C.E.
1974
Treatment of a high strength phenolic and
ammonia waste stream by single and multisto-
ge activated process Proc. 29 th indust.
Conf. Purdue University 613-630
9. MARTIN F.
1979
Le problème de l'azote dans l'eau.
Technique et documentation, 1ère édition.
10. STEPHENSON J.P
1981
Nitrification in the biological fluidized
bed Biological Processes section Wastewater
technology center (E.P.S) Ontario.
11. MARINE Ecology Vol 1 Part 1 Ed. O. KINNE
1970

12. KIFF J.R. The ecology of nitrification dénitrification
1972 systems in activated sludge. J.W.P.C.F. 71
 (475-484).

13. MEYEL G. Conditions de la nitrification de la matière
1976 organique dans les sédiments marins en sys-
 tèmes clos. Application aux élevages de pé-
 neides. Thèse du 3ème cycle U.B.O. BREST.

14. PAINTER H., Nitrification in the activated sludge proc-
KOWLES G., cess. j. Inst. Sew. Purif (130-154)
DONING A.L.,
1964

15. PAINTER H. Areview of litterature of inorganic nitrogen
1970 metabolism in micro organism. Wat. Res 46
 (393-450)

16. JONES R.D. M.A HOOD Effects of temperature, pH, salini-
1980 ty and inorganic nitrogen on the rate of am-
 monium oxydation by nitrifiers isolated from
 wetland environnements Microb. Ecol. 6
 (339-347)

17. RODRIGUEZ B. Modeling of biofilm . RAPPORT, ustl,
GRASMICK A. MONTPELLIER
ELMALEH S.
1982

18. YAHI H. Nitrification en réacteur à cellules immobi-
1982 lisées oxydation à l'air et au peroxyde d'
 hydrogène. Thèse,USTL, MONTPELLIER.

19. GRASMICK A. Réacteur à cellules Nitrifiantes immobili-
ELMALEH S. sées sur garnissage à co ou contre courant.
YAHI H. courant. Etude expérimentale et modélisation
1984 Wter Res. Vol. 18 n° 7 pp 885 6 891

20. ELMALEH S. Mathematical models for biological aerobic
GRASMICK A. fluidized bed reactors. Mathematical model
1985 in biological waste water treatment. Edited
 by SE Jergensen and M.J. Gromicc. develop-
 ments in environmental modelling 7 ELSERVIER

LE CONTROLE DES MATIERES

ORGANIQUES DISSOUTES

Par Pascal DIVANACH

Les excréments animaux liquides jouent un rôle important dans la détérioration d'un milieu d'élevage.

Sans traitement, elles se concentrent au fur et à mesure des recyclages et deviennent de plus en plus nocives pour les animaux.

Seul, le traitement biologique peut permettre la dégradation partielle de ces produits. Il peut donc être intéressant d'alléger ce traitement par une diminution de la teneur de l'eau en produits polluants dissous.

L'écumage est une technique de séparation en phase liquide de composés divers après adsorption à des interfaces eau-bulles d'air et accumulation consécutive dans des mousses.

Celles-ci sont évacuées et éventuellement traitées.

L'écume est particulièrement riche en Carbone, Azote et Phosphore organiques, en matières en suspension organiques, en Fer, Cuivre, Zinc, Chrome, détergents ABS, enzymes. Par contre, sa teneur en nitrites, nitrates, Sodium, Potassium, Magnésium est peu ou pas différente de celle de l'eau de mer.

Il n'est pas capable de maîtriser l'augmentation du taux des nitrites et des nitrates. Tout au plus, il freine leur accumulation en piégeant des matières azotées à l'origine de nitrites et nitrates par l'intermédiaire du cycle de l'azote. Par contre, associé aux autres techniques de traitement (décantation - filtration - flottation - épuration biologique) l'écumage contribue à parfaire le traitement général de l'eau tout en ayant une action secondaire sur la réoxygénation du milieu.

L'écumage trouve sa véritable utilisation dans le transport des animaux vivants où les volumes sont faibles et obligent à un recyclage total.

L'utilisation de l'écumage en aquaculture a été traité dans :

"CONDITIONS D'APPLICATION ET VALEUR EPURATRICE DE LA FLOTTATION ET DE L'ECUMAGE EN AQUACULTURE INTENSIVE MARINE" par Pascal DIVANACH - Thèse 3e cycle 1978 - Université AIX - MARSEILLE 2. pp 47-121.

LE CONTROLE DES GAZ DISSOUS

EN AQUACULTURE MARINE

Par Jérôme HUSSENOT

Volume 2

SOMMAIRE

I - RAPPEL DES CONNAISSANCES DE BASE

- I.1 - Les bases physiques
- I.2 - Les bases biologiques
- I.3 - Les bases énergétiques

II - L'AERATION ET L'OXYGENATION

- II.2 - La demande en oxygène
- II.2 - Les procédés d'apports d'oxygène
- II.3 - Le dimensionnement des installations d'aération

III - LE DEGAZAGE DES EAUX SURSATUREES

- III.1 - Les sources de sursaturation
- III.2 - Les procédés de dégazage
- III.3 - Les appareils de mesure

IV - LES BESOINS EN TECHNOLOGIE AQUACOLE

Annexe : Evaluation des sursaturations gazeuses créées par différents types de pompes utilisables en aquaculture.

BIBLIOGRAPHIE.

Nous nous intéresserons dans ce travail de synthèse au contrôle des principaux gaz dissous, l'oxygène, l'azote et l'argon, le gaz carbonique. Dans la mesure du possible, nous aborderons les problèmes pour les mollusques et les crustacés, mais il est certain que la littérature scientifique est beaucoup plus riche en ce qui concerne les poissons.

I. RAPPEL DES CONNAISSANCES DE BASE

I.1 Les bases physiques

I.1.1 Composition de l'air

$N_2=78,084\%$ $O_2=20,946\%$ $Ar=0,934\%$ $CO_2=0,033\%$

I.1.2 Solubilité des gaz dissous

D'après la loi de Henry, à l'équilibre, la solubilité d'un gaz en solution est directement proportionnelle à sa pression partielle :

$$C = P \cdot \alpha \quad (1)$$

C concentration du gaz dissous en moles/l

P pression partielle du gaz

α coefficient de solubilité du gaz en eau de mer

sauf cas particulier pour CO_2 en eau de mer. Dans l'eau, la solubilité du gaz carbonique et de l'oxygène est beaucoup plus grande que celle de l'azote, il en résulte un rapport des concentrations très différent dans l'eau et dans l'air.

	N_2/CO_2	O_2/CO_2	CO_2/CO_2
AIR	2400	630	1
EAU	28	19	1

Tableau 1 d'après RICHARDS (1965)

La solubilité décroît lorsque la température augmente, elle est plus faible dans l'eau de mer que dans l'eau douce. Des tables permettent de déterminer le taux de saturation en fonction de ces paramètres (UNESCO 1973 pour O_2)

I.1.3 Transfert des gaz

La turbulence et le mélange augmentent la cinétique de transfert des gaz entre l'air et l'eau, donnée par la formule suivante :

$$\frac{dc}{dt} = K (C_s - C) \quad (2)$$

$C_s - C$ déficit ou surplus en gaz dissous à l'instant t
 K coefficient de transfert dépendant de la température, du gaz et de la surface d'échange

La taille des bulles d'un système de diffusion, diminue pour une salinité croissante (KILS 1977). Cela peut avoir pour effet d'augmenter la vitesse de transfert de l'oxygène de 63 à 71% selon les températures (ZIEMINSKI et coll. 1976).

I.1.4 Taux de saturation des gaz dissous

Lorsque la tension des gaz dans un liquide est supérieure (ou inférieure) à la pression que ceux-ci exercent à la surface du liquide, il y a sursaturation (ou sous-saturation), ce qui peut s'exprimer par ΔP (tension du gaz dans le liquide - pression du gaz à la surface du liquide). Un tensiomètre ou saturomètre peut mesurer directement ces valeurs; il y a sursaturation lorsque ΔP est positif.

$$\Delta P \text{ gaz totaux} = \Delta P(O_2) + \Delta P(N_2+Ar) + \Delta P(CO_2) \quad (3)$$

I.2 Les bases biologiques

I.2.1 Respiration et excrétion

I.2.1.1 Consommation d'oxygène

La respiration des animaux marins a été évaluée par de nombreux auteurs, mais les conditions souvent différentes d'alimentation, de température, de salinité, rendent difficile une comparaison. Le tableau 2 rassemble les données bibliographiques des espèces marines à vocation aquacole, lesquelles ont été ramenées à une unité commune (mg d'oxygène par heure et par kilo de poids frais, incluant la coquille pour les coquillages).

En l'absence de données sur la consommation d'oxygène en métabolisme d'activité (période d'alimentation, digestion), les respirations seront données pour un métabolisme standard (la plus faible intensité métabolique d'un animal isolé à l'obscurité) ou pour un métabolisme de routine (qui résulte des fonctions normales d'un animal à jeun).

TABLEAU 2

Respiration des principales espèces en conditions normoxiques en mg O₂ . Kg-1 poids frais . h-1

ESPECE	POIDS	TEMPS	METABOLISME	RESPIRATION	REFERENCES
Mytilus edulis	5g	14	activite (V)	54	HAMBURGER (1983)
Mytilus edulis	15g	10	standard (V)	30	WIDDOWS (1979)
Mytilus galloprovin.	11g	25	standard (V)	32	" "
Crassostrea gigas	70g	12-16	routine (S)	5-23	BOUCHER (1985)
Cardium edule	8g	10	standard (V)	35	WIDDOWS (1979)
Ruditapes decussatus		25	standard (V)	19	RIVA (1985)
Palaemon elegans	1g	25	standard (V)	480	DALLA VIA (1985)
Palaemon serratus	1g	21	standard (V)	271-452	CORREIA-S. (1980)
Crangon crangon		<20	standard (V)	100-343	HAGERMAN (1976)
Penaeus japonicus	4,5g	27	standard (V)	730	KULKARNI (1980)
Penaeus japonicus	15g	27	standard (V)	230	" "
Penaeus japonicus	2,4g	26	standard (V)	326	TRUCHOT (1983)
Anquilla rostrata	2,2g	25	activite (V)	600-970	DEGANI (1985)
Pleuronectes platessa	300g	10	standard (V)	35	PRIEDE (1980)
Pleuronectes platessa	110g	10	standard (V)	50	JOBLING (1982)
Salmo gairdnerii	100g	12	eau-douce	260	MULLER-FE. (1978)
Scophthalmus maximus	275g	18	moy. 24h	180	JONES (1981)
Scophthalmus maximus	4g	16	fin de journée	488	BROWN (1984)
Scophthalmus maximus	44g	16	" "	241	" "
Scophthalmus maximus	229g	16	" "	150	" "
Scophthalmus maximus	1000g	16	" "	98	" "
Scophthalmus maximus	10g	20	standard (V)	153	SCHERRER (1984)
Scophthalmus maximus	10g	20	routine (V)	214	" "
Scophthalmus maximus	130g	18,5	moy. 24h	135	LECLERCQ (1986)
Solea solea	200g	20	moy. 24h	93	" "
Sparus aurata	50g	23,5	moy. 24h	438	" "
Sparus aurata	42g	21	matin à jeun	266	DOSDAT (1984)
Dicentrarchus labrax	20g	22	matin à jeun	177	" "

IFREMER-GROUPE DE TRAVAIL TRAITEMENT DE L'EAU DE MER-CONTROLE GAZ DISSOUS

(S) : in situ, (V) : in vitro

HUSSENOT 1986

Les valeurs des auteurs exprimées en mole.h-1 ou l.h-1, ont été converties en mg.h-1 ramené à un kilogramme de poids frais, coquille incluse pour les mollusques.

Pour estimer les respirations dans les conditions d'élevage, il semble devoir multiplier par 2,5 ou 3 le métabolisme standard, d'après SCHERRER (1984).

Pour les poissons, certains auteurs expriment les résultats en oxygène consommé selon la quantité d'aliment distribué. Ces données ont une application pratique évidente, très préférable en aquaculture, puisque les paramètres taux de nourrissage et température sont automatiquement intégrés :

Selon RAY (1981) pour le poisson chat, il faut 213 gO₂ par kg d'aliment.

Selon WILLOUGHBY (1968) et FAURE (1976) il faut environ 300 gO₂ par kg d'aliment chez les salmonidés.

Les besoins en oxygène d'une unité d'élevage de poissons peuvent donc être approximativement estimés par :

$$C_{O_2} = 0,3 * B * r \quad \text{en kg d'oxygène (4)}$$

B : biomasse instantanée
r : ration-jour en %

D'après les travaux de LECLERCQ (1986) en aquaculture intensive, la consommation d'oxygène pour les poissons marins (sole, turbot, daurade) avoisine 300 à 350g O₂ par kg d'aliment séché.

I.2.1.2 Production de gaz carbonique

Dans le même esprit, nous retiendrons l'expression de COLT et TCHOBANOGLOUS (1981), pour l'estimation du gaz carbonique produit par les poissons.

$$P_{CO_2} = 1,375 * C_{O_2} \quad \text{en unités de masse (5)}$$

ce qui représente de 293 à 481 gCO₂ par kg d'aliment.

I.2.1.3 Production d'azote

La production d'azote gazeux est négligeable, l'essentiel de l'azote excrété étant sous forme ammoniacale. Nous rappellerons tout de même l'expression de COLT et ARMSTRONG (1981), qui servira pour le calcul des débits ou pour le dimensionnement des filtres biologiques (cf. partie contrôle des produits azotés du métabolisme).

$$P_{N-NH_4} = (1,0 - PCF) * (PL/6,25) * 1000 * B * r \quad \text{en kg (6)}$$

PCF facteur de conversion protéique (0,65 à 0,8)

PL niveau protéique (%)

soit pour un aliment à 50% de protéine 16 à 28g de N-NH₄ par kg d'aliment.

I.2.2 Seuils critiques et seuils acceptables

En aquaculture, l'éleveur doit maintenir la concentration des gaz dissous dans des limites permettant une activité normale. Les seuils recherchés sont donc très différents des seuils

critiques ou léthaux, traditionnellement rapportés par la littérature scientifique (Fig. 1).

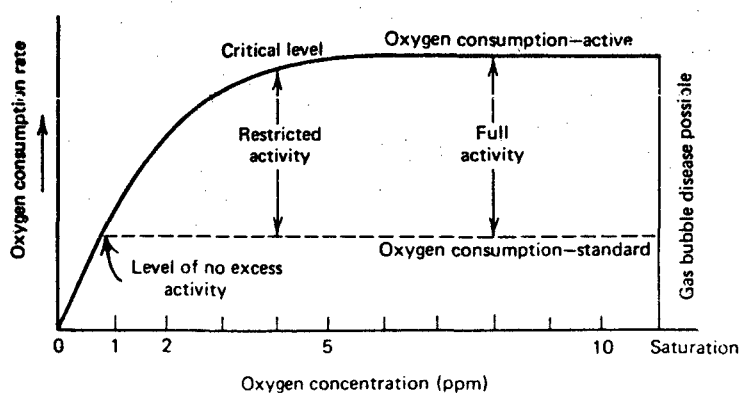


figure 1: activité selon O_2
in Jones (1964). Fish and River Pollution

Des expositions prolongées à très faibles concentrations peuvent en outre entraîner des effets indirects, en diminuant la résistance aux maladies, en inhibant la croissance, en augmentant la sensibilité à d'autres toxiques comme par exemple l'azote ammoniacal. DOSDAT (1984) a constaté l'apparition des mortalités à $0.8 \text{ mg/l } O_2$ pour le loup comme pour la daurade, dans les tests de survie, après coupure d'alimentation en eau.

I.2.2.1 Seuils mini acceptables pour l'oxygène dissous

Les seuils minimaux pour l'oxygène dissous, couramment employés en aquaculture sont pour :

- les salmonidés 5,5 à 6 mg/l
- les poissons marins 4,5 à 5 mg/l
- les crustacés (crevettes) 3 à 4 mg/l

I.2.2.2 Seuils maxi en sursaturation gazeuse

Certain procédés d'aération permettent de dépasser le taux de saturation des gaz dissous, et présentent des dangers bien connus de "maladie de la bulle gazeuse" (G.B.D = GAS BUBBLE DISEASE), qui peuvent entraîner très rapidement des mortalités massives (WEITKAMPF et KATZ 1980). Les symptômes extérieurs qui précèdent les mortalités, sont le plus souvent des exophtalmies et la présence de bulles de gaz sous la peau ou

dans les nageoires. Les tolérances en sursaturation gazeuse pour les poissons marins, d'après GRAY et coll.(1985), baissent lorsque les températures augmentent, mais elles sont par contre plus élevées pour des alevins de 3 cm que pour des juvéniles de 10-13 cm (Tableau 3)

DL 50 96H 20°C alevins DL 50 96H 20°C juvéniles

LOUP (D.labrax)	127%	3cm	116%	10cm
MULET (M.cephalus)	129%	3cm	125%	13cm

Tableau 3 d'après GRAY et coll.(1985) en pression de gaz totaux (TGP)

Pour les 2 espèces concernées, loup et mullet, les résultats sont très similaires et permettent de préconiser un seuil limite de 115% de saturation (TGP). Ce seuil est toutefois supérieur au niveau critique adopté par l'Environmental Protection Agency (1972), lequel est de 110% de TGP. La prise de conscience des problèmes de sursaturation gazeuse, et l'obligation pour l'état de Washington de faire respecter un seuil maxi dès 1973, a permis de mettre sur le marché américain des appareils de mesure jusqu'ici inexistantes (saturomètre, tensiomètre...). Le rôle de l'azote est important dans l'apparition de ces phénomènes. Des sursaturations par l'oxygène pur peuvent stripper l'azote et permettre des survies totales à des sursaturations gazeuses en oxygène de l'ordre de 270%, pour 108% de TGP (SAROGLIA et coll. 1986).

I.2.2.3 Concentration en gaz carbonique libre

Le pourcentage de gaz carbonique libre dans l'eau par rapport au CO₂ total, est fonction du pH. Dans l'eau de mer de pH 8.2-8.3, il est en quantité très faible (<1%), pour des raisons d'équilibre avec les bicarbonates ; il ne pose donc aucun problème. Dans des eaux plus particulières, comme des eaux recyclées (pH 7.3-7.5) ou des eaux salées souterraines (pH 6.5 à 7.0), le gaz carbonique libre dissous peut présenter des valeurs critiques ou léthales (HUSSENOT 1985), qui nécessitent la mise en place d'unités de dégazage, ou l'apport de sels tampons. Les seuils acceptables pour les animaux marins sont inconnus, en raison de l'absence de valeurs élevées de ce gaz dans l'eau des océans. Par contre, en eau douce acide, qui sont des eaux très faiblement tamponnées, la toxicité du CO₂ libre est bien connue. A des concentrations supérieures à 40-50mg/l, le CO₂ peut entraîner des baisses de croissance (néphrocalcinose, SMART et coll. 1979), et même dans certains cas des mortalités, notamment à faible concentration d'oxygène dissous, en raison du ralentissement des mécanismes d'oxydation de l'hémoglobine (SPOTTE 1979).

I.3 Les bases énergétiques

Il nous semble utile de présenter une comparaison des coûts énergétiques dans l'apport d'oxygène aux élevages, par le pompage et par l'aération. L'étude est faite pour une eau de mer de 35 pour mille et de 23°C (saturation $O_2 = 7\text{mg/l}$). Le seuil mini accepté est de 4,5mg/l.

POMPAGE : 1m^3 d'eau pompé apporte 2,5 gO_2

Si 1kwh donne 270m^3 par mètre de dénivelé (DIVANACH et coll. 1985), il apportera théoriquement 675g O_2 (pour une pompe de 0,1 bar de pression).

AERATION :

Nous verrons plus loin qu'en aquaculture l'efficacité d'un aérateur est de l'ordre de 0,2-0,5 kgO_2 par Kwh, soit en moyenne 350 gO_2 par Kwh. Ces chiffres sont proches de ceux de COLT et TCHOBAÑOGLIOUS (1981), qui considèrent qu'il faut 2 à 4 kw pour transférer 1 kgO_2/h en pisciculture d'eau douce.

Il apparaît donc que l'aération devient plus économique que le pompage d'eau saturée, dès lors que le dénivelé de pompage dépasse 2 mètres d'altitude ; c'est-à-dire dans la plupart des cas, avec les stations de pompage actuellement mises en place (pompages de 1 à 2 bars de pression soit 10 à 20 mètres de dénivelé). Le renouvellement d'eau dans une installation aérée pourra donc être adapté aux seuls besoins de l'élimination de l'azote ammoniacal ; or, pour le grossissement des poissons marins comme le loup et la daurade, les seuils acceptables sont élevés, et de l'ordre de 1 à 2mg/l $N-NH_3+NH_4$ (LISAC 1981), niveau confirmé par la Fondation Océanographique Ricard qui a évalué le seuil limite acceptable pour la daurade à 0,29mg/l de $N-NH_3$, soit 4,4 mg/l de $N-NH_3+NH_4$ à pH 8,2 et 20°C.

II. L'AERATION ET L'OXYGENATION

II.1 La demande en oxygène

Elle diffère pour des systèmes "statiques" comme les étangs ou les marais (élevages extensif ou semi-intensif en bassins de terre à faible renouvellement) et par les systèmes "courants" (raceways à fort renouvellement).

II.1.1 Système "courant"

Le bilan d'oxygène dans ce système est relativement simple comme le montre la figure 2

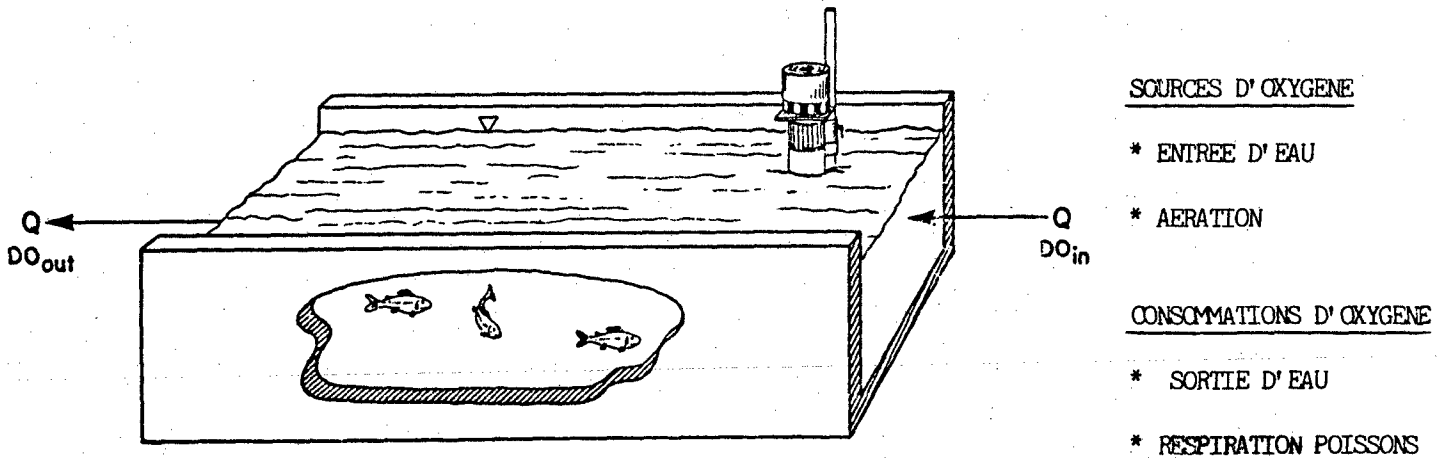
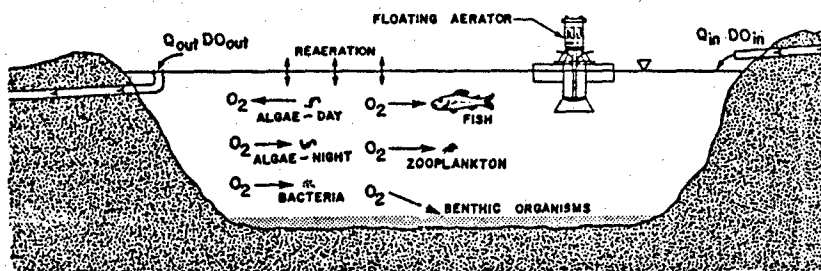


FIGURE 2 : entrées et sorties d'oxygène en système "courant" d'après COLT et TCHOBANOGLIOUS 1981.

L'oxygène apporté par l'eau, ou l'aération, est essentiellement consommé par les poissons.

II.1.2 système "statique"

Le bilan d'oxygène dans un système "statique" est beaucoup plus complexe, comme l'indique la figure 3.



SOURCES OF OXYGEN

- REAERATION
- ALGAE (DURING THE DAY)
- INFLOW WATER
- AERATION

CONSUMERS OF OXYGEN

- TRANSFER ACROSS AIR - WATER BOUNDARY
- BACTERIAL DECOMPOSITION OF UNEATEN FOOD
- BENTHIC ORGANISMS
- OUTFLOW WATER
- ALGAE (DURING THE NIGHT)
- ZOOPLANKTON
- BACTERIA
- FISH

COLT et TCHOBANOGLIOUS 1981

FIGURE 3 : entrées et sorties d'oxygène dans un système "statique".

Dans certains cas, la consommation principale d'oxygène peut être due à la respiration du phytoplancton et aux bactéries. La période critique se situe en fin de nuit. Une meilleure connaissance des chutes horaires nocturnes de ces systèmes est très souhaitable pour respecter les seuils limites et adapter les débits aux charges en poisson ou inversement... Des travaux de ce type ont été entrepris en eau douce sur les élevages de poissons chats (BOYD et coll. 1978, BOYD 1982), de tilapias, et de truites arc en ciel en étang.

II.2 Les procédés d'apport d'oxygène

La technologie de l'aération repose sur deux principes:

- la dispersion des bulles de gaz (air ou oxygène) dans une phase continue liquide (aérateurs diffuseurs hydroéjecteurs, tubes en U, aérateurs turbine).
- la dispersion des gouttelettes dans une phase continue gazeuse (aérateurs de surface, aérateurs gravitaires).

Le tableau 4 résume les performances et les caractéristiques des principaux systèmes d'aération (Fig. 3). Les rendements (vitesse de transfert) exprimés dans ce tableau par N , représentent non pas les caractéristiques des constructeurs effectuées dans les conditions standard (N_0 : eau potable, $O_2=0\text{mg/l}$, $T=20^\circ\text{C}$), mais une extrapolation pour l'aquaculture, selon, le coefficient proposé par COLT et TCHOBANOGLOUS (1981). Ce coefficient considéré pour l'aquaculture en eau douce ($T=20^\circ\text{C}$, O_2 mini 6mg/l , O_2 saturé 9mg/l) devrait être du même ordre de grandeur en eau de mer ($T=20^\circ\text{C}$, O_2 mini $4,5\text{mg/l}$, O_2 saturé $7,4\text{mg/l}$), en raison d'une déficience en oxygène par rapport à la saturation presque similaire (environ 3mg/l). Toutefois il n'est pas tenu compte de la plus grande efficacité de certains systèmes en eau de mer (KILS 1977). Les rendements sont généralement compris entre $0,1$ et $0,5 \text{ kgO}_2/\text{Kwh}$.

Néanmoins 3 systèmes apparaissent plus efficaces dans le transfert de l'oxygène : le tube en U, (MAUREL 1985) la colonne gravitaire garnie d'anneaux, et les systèmes à l'oxygène pur. Le rendement de $9,58$ pour le tube en U n'est vérifié que dans le cas où l'on disposerait sans pompage d'une dénivellation de 20 à 30 cm. Les producteurs d'oxygène fournissent 1 mètre-cube d'oxygène (soit $1,4\text{Kg}$) avec une dépense énergétique de $1,5\text{Kwh}$; cet oxygène rationnellement utilisé dans des enceintes closes de mélange peut être transféré à $80-85\%$, ce qui représente un minimum de $0,73\text{KgO}_2$ par kwh. Le tableau 3 précise pour chaque procédé l'autonomie de l'aération par rapport au circuit hydraulique, la fiabilité par rapport à une usure ou un colmatage, les effets secondaires de dégazage, de sursaturation, ou de circulation des eaux.

Une attention particulière doit être portée sur les risques de sursaturation en gaz totaux de certains procédés d'aération. Il s'agit de tous les types d'aération qui travaillent à une pression supérieure à la pression atmosphérique : aérateurs diffuseurs, aérateurs turbines, chutes et cascades, et qui sont bien souvent en même temps les procédés ayant les meilleurs rendements. Ils sont donc à mettre en place avec précaution, et nous conseillons aux utilisateurs une vérification à la mise en route du taux de saturation en gaz totaux (à défaut en oxygène) pour éviter tout risque de mortalité. En éclosérie, l'aération sur colonne garnie d'anneaux (PCA : Packed Column Aerator) peut assurer une oxygénation et un dégazage combinés avec un très bon rendement ($N_o=1\text{kgO}_2/\text{Kwh}$ selon HACKNEY 1981), qui peut même atteindre des performances beaucoup plus grandes avec un dénivelé disponible de 1 mètre entre les bassins ($N_o=83\text{kgO}_2/\text{Kwh}$ selon COLT ET WESTERS 1982).

II.3 Le dimensionnement des installations d'aération

Quelle puissance d'aération installer dans une unité d'élevage est un problème délicat, d'une part car la consommation d'oxygène du bassin est mal connue, et d'autre part car les caractéristiques des équipements le sont aussi. L'approche empirique est souvent pratiquée, mais elle peut entraîner une surpuissance installée coûteuse. Nous noterons l'intérêt d'une méthode de calcul, qui, d'une part quantifie les pertes en oxygène du système, et d'autre part estime les besoins en aération, déduction faite des apports par l'eau de renouvellement. Une fois ces besoins connus, la formule de ECHENFELDER et FORD (1968) permet de préciser les conditions de transfert d'oxygène d'un appareil dont les conditions standard de transfert sont connues :

$$N' = N_o(20^\circ\text{C}) \cdot (C_s - C_i)/8,84 (1,024)^{T-20} \cdot \alpha \quad (7)$$

N' kgO_2/kwh transféré dans les conditions de l'élevage
 N_o (20°C) kgO_2/kwh transféré dans les conditions standard
 correction de tension de surface = 0,95 en eaux usées

C_s concentration de sat. dans les conditions d'élevage

C_i concentration initiale de l'eau d'élevage en mg/l

T température en degrés C

α correction de transfert d'oxygène = 0,85 à 0,95

ce qui permet de déterminer le type et le nombre d'appareils nécessaires pour le système étudié.

En résumé:

1. déterminer la demande en oxygène du système
2. sélectionner le type d'aération adapté
3. déterminer le rendement de l'aérateur
4. corriger les données constructeurs selon les caractéristiques du système
5. déterminer le nombre d'aérateurs requis
6. localiser ces aérateurs pour obtenir une aération régulière

III. LE DEGAZAGE DES EAUX SURSATUREES

III.1 Les sources de sursaturation

D'après COLT (1983), six mécanismes principaux peuvent être recensés dans la production des sursaturations gazeuses :

- * L'ENTRAINEMENT DES BULLES est le mécanisme le plus connu, que nous avons détaillé dans les chapitres précédents pour ce qui concerne l'aération. Les problèmes d'aspiration d'air au pompage en sont un autre exemple.
- * LE CHAUFFAGE DE L'EAU, souvent pratiqué en écloserie, provoque des sursaturations, par diminution de la solubilité à température croissante. La figure 4 donne une idée de l'effet de la température sur la sursaturation exprimée en ΔP (voir équation 3).
- * LE MELANGE DES EAUX de températures différentes (Fig. 5).
- * LA PHOTOSYNTHESE qui peut créer, en période de haute intensité lumineuse, de fortes productions d'oxygène dissous. Les animaux marins semblent toutefois supporter des sursaturations plus fortes dans ces cas-là.
- * L'ACTION DES BACTERIES peut modifier la concentration de gaz dissous. C'est le cas des eaux souterraines où la respiration des bactéries diminue le niveau d'oxygène et augmente celui du gaz carbonique. Lorsque les conditions deviennent anaérobies, des quantités importantes de méthane et d'azote peuvent apparaître. C'est le cas également des étangs et marais envasés, qui peuvent dégager, du fond, des gaz tels que CH_4 , N_2 , H_2 , H_2S .
- * LES CHANGEMENTS DE PRESSION. Une diminution de la pression atmosphérique rapide entraînera une augmentation de ΔP . Les mortalités de poissons constatées lors d'orages estivaux, sont un exemple. A l'inverse ce mécanisme peut permettre de diminuer une sursaturation accidentelle ; par l'élévation du niveau des eaux du bassin, la pression est augmentée et donc le taux de saturation aura tendance à baisser en profondeur. Les poissons pourront aller se réfugier dans cette zone. Pour les mêmes raisons, il faut éviter de vider un bassin où une sursaturation est constatée ; cela créerait une augmentation supplémentaire de ΔP , qui pourrait être fatale aux survivants.

Ces phénomènes de sursaturation apparaissent plus fréquemment à certaines saisons pour certains mécanismes. L'hiver pour les eaux réchauffées, le printemps et l'été pour la photosynthèse, etc...

III.2 Les procédés de dégazage

Pour éliminer les sursaturations, il faut favoriser l'équilibre des gaz dissous avec l'air, donc pour cela augmenter au maximum la surface de contact air - liquide. Les méthodes recensées pour dégazer les eaux par aération sont:

- Les cascades (RUCKER et TUTTLE 1948)
- Les aérateurs de surface (WOLD 1973)
- Les aérateurs diffuseurs peu profonds (DENNISON et MARCCHYSHYN 1973)
- Les dégazeurs à vide (MOUNT 1961, 1964; WILSON et TSAO 1974; MONK et coll.1980)
- Les colonnes d'aération gravitaires (PCA) (OWSLEY 1981; HACKNEY et COLT 1982; MARKING et coll.1983)

De ces méthodes, les colonnes d'aération sur anneaux ont gagné, aux USA, une grande popularité, que nous partageons en France depuis leur utilisation récente, et encore limitée aux traitements des eaux souterraines, en eau salée à la station IFREMER-Aqualive (RUELLE 1983, HUSSENOT 1985), en eau douce à l'écloserie d'esturgeons du CEMAGREF (LE COARER 1985).

Les dégazeurs à vide sont également très efficaces, mais ont l'inconvénient d'être limités en débit, de consommer beaucoup d'énergie et de diminuer en même temps le taux de saturation de l'oxygène dissous (MARKING et coll.1983)

III.3 Les appareils de mesure

La mesure de la saturation des gaz totaux nécessite un équipement encore très peu employé en France (2 à 3 appareils importés des U.S.A); ce matériel est assez peu pratique d'utilisation routinière, par le temps d'équilibrage nécessaire (5 à 10 minutes par mesure), par les calculs qu'ils nécessitent à partir de la valeur de P, et par les données complémentaires à relever en parallèle (O₂ dissous, P atmosphérique, CO₂ dissous dans certains cas). Un ouvrage, à recommander (COLT 1984), vient d'être publié sur ces problèmes de mesure des gaz totaux; il contient les formules et tables nécessaires, ainsi que des programmes pour calculatrices de poche, afin de faciliter le dépouillement.

Les types d'appareils de mesure sont:

- le saturomètre de WEISS, commercialisé depuis 1972 par ECO ENTERPRISES, Seattle, USA (utilisé par le CEMAGREF division ALA).
- le tensiomètre, commercialisé depuis 1977 par NOVATECH, Victoria, CANADA (utilisé par L'IFREMER)
- le gazomètre de BOUCK, plan de construction in BOUCK 1982.
- les analyseurs de gaz totaux dissous de COMMON SENSING, Washington, USA, avec possibilité d'enregistreurs intégrés.
- la chromatographie en phase gazeuse permet également d'évaluer le taux de saturation des gaz dissous par la méthode de SWINNERTON et coll. 1962.

Une action prioritaire sur les mesures de sursaturation Gazeuse a été proposée au groupe de travail ; elle a permis au département Technologie Aquacole IFREMER de se doter d'un appareil de mesure, et ainsi de commencer le contrôle des circuits des différents centres (GRAVELINES, PALAVAS, NOIRMOUTIER, BREST, LA TREMBLADE.). Les calculs fastidieux ont été facilités par la mise au point d'une feuille de calcul travaillant sous MULTIPLAN ou LOTUS (copie possible auprès de l'auteur).

IV. LES BESOINS EN TECHNOLOGIE AQUACOLE SUR LE CONTROLE DES GAZ DISSOUS

IV.1 La réunion du sous groupe de travail

Un sous-groupe de travail s'est réuni au CREMA - L'Houmeau le 13 mars 1985 avec la participation de scientifiques et de professionnels. Ce groupe a souhaité voir l'examen des problèmes suivants :

- * recherche des formes de bassins qui favorisent l'efficacité d'une oxygénation.
- * action prioritaire sur les problèmes de dégazage.
- * évaluation de la résistance aux sursaturations des espèces élevées, en fonction de la salinité.
- * détermination des seuils limites de gaz dissous sans effets significatifs sur la croissance, ou de malformations larvaires pour les écloseries.
- * examen de filières, pour les marais atlantiques, diminuant les renouvellements d'eau au profit de

l'oxygénation (circuits semi-fermés pour les élevages semi-intensifs).

IV.2 Réflexions et conclusions

L'aquaculture d'eau douce, le traitement des eaux usées fournissent une abondante information sur les problèmes posés. Pourtant les phénomènes diffèrent remarquablement en eau de mer, et peu de données publiées existent.

L'IFREMER, dans le cadre de ses stations expérimentales, doit intensifier sur les pilotes les observations de consommation d'oxygène et de production d'azote ammoniacal. Un protocole rigoureux, et similaire, devrait être proposé, permettant de disposer de toutes les données nécessaires au même instant, ce que les archives actuelles ne permettent que rarement (mesure entrée-sortie O_2 et NH_4 , débit d'eau, taux et heures de nourrissage, type d'aliment utilisé précisant son taux d'azote, charge précise instantanée du bassin). Cela permettrait de disposer de normes d'élevage pour le dimensionnement des installations de production.

Des données sur le taux de saturation en gaz dissous totaux doivent également être entreprises. Elles permettraient la modification éventuelle des systèmes de pompage ou d'oxygénation, ou la mise en place d'unités de dégazage.

La recherche du matériel existant en France, en aération, montre l'absence complète d'aérateurs autonomes, de secours, qui pourraient être très utiles pour l'aquaculture semi-intensive en zone non électrifiée. Une incitation pourrait être faite auprès des industriels (aérateurs sur prise de force de tracteur, surpresseurs à moteur thermique,...)

En instrumentation, la fiabilité des détecteurs de seuils critiques en oxygène avec alarme ou télécommande, disponibles sur le marché, est à examiner. Cela permettrait de proposer la mise en place sur les exploitations de moyens de contrôle et de secours automatisés, qui sont un gage de réussite en aquaculture nouvelle de poissons et de crustacés.

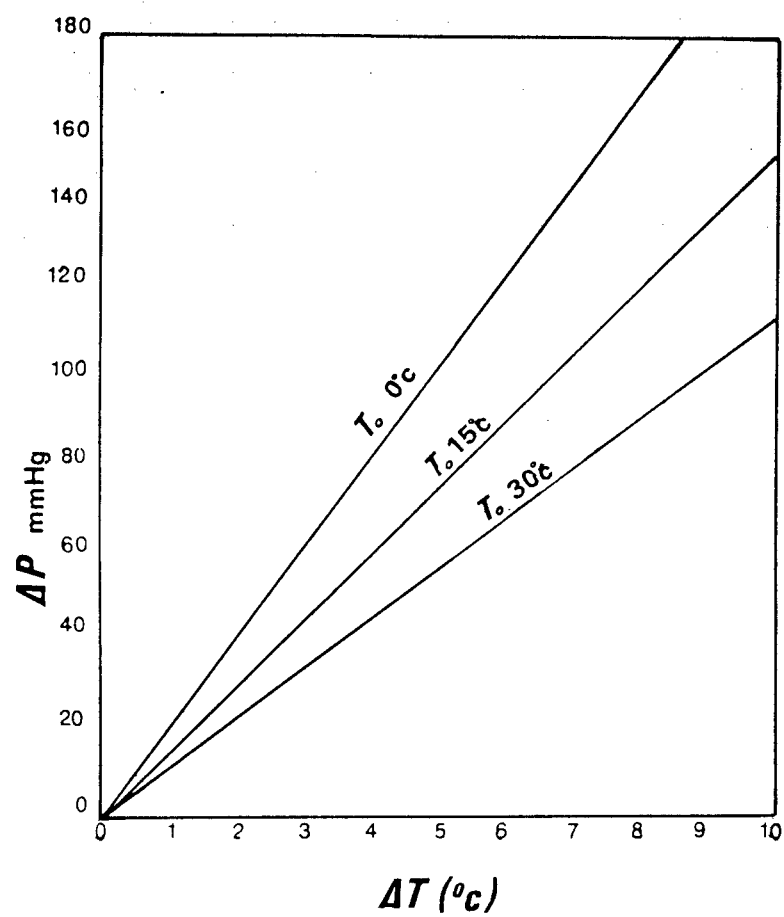


FIGURE 4

Effet de la température sur ΔP , selon la température initiale (T_0) d'après COLT (1983)

TABLEAU 4

TABLEAU COMPARATIF DES DIFFERENTS SYSTEMES D'AERATION DES EAUX EN AQUACULTURE IFREMER/CREMA J.H JUIN 1985

Groupe	Type	Rendement <i>N</i>	A v a n t a g e s	Inconvenient	Element moteur	References
		KgO ₂ /Kwh N=0,21.No* No: S%≠0 O ₂ =0 20°C	A F D M C M U I E O I A T A G B R I O B A I C N N I Z L U T O L A I L E M I G T . N I T E E A E E N	F S B M I U R A X R U I E S I N A T T T E N A N	M.E=moteur électrique A.P=air pressurisé E.P=eau pressurisé H.M=haut. manomet. par pompe	
AERATEURS	Diffuseur simple	0,09-0,16	* * *	* * *	A.PouO ₂ .P	[4]
DIFFUSEURS	Diffuseur a contre-courant		* * *	* * *	A.P + M.E	
(Air ou O ₂)	Air-lift	0,32-0,35	* * *	* * *	A.P	[2]
	Hydrojecteur	0,25-0,50	* * *	* * *	E.P	[1]
	Tube en U	0,95-9,58	* * *	* * *	E.P +(O ₂)	[1]
	Propeller aspirator pump	0,36-0,40	* * *	* * *	A.P + M.E	[6]
	Vortex		* * *	* * *	H.M	
AERATEURS	Turbine rapide axe vertical	0,17-0,23	* * *	* * *	M.E	[4]
TURBINES	Helice axe horizontal		* * *	* * *	M.E	
AERATEURS	Aerateur a palettes	0,25-0,50	* * *	* * *	M.E, Diesel	[1]
DE	Aerateur fontaine	0,25-0,50	* * *	* * *	M.E, Diesel	[1]
	Aerateur par jets	0,17-0,24	* * *	* * *	M.E	[4]
SURFACE	Aerateur a brosses		* * *	* * *	M.E	
	Aerateur a roues		* * *	* * *	M.E	
AERATEURS	Chute	0,25-0,29	* * *	* * *	H.M	[3]
GRAVITAIRES	Cascade, plan incliné	0,30-0,40	* * *	* * *	H.M	[3]
	Colonne perforée	0,37	* * *	* * *	H.M	[3]
	Colonne remplie (PcA)	0,40-0,76	* * *	* * *	H.M	[5]
SYSTEMES A	Producteur d'oxygène	0,74-0,93	* * *	* * *	M.E +A.P	
L'OXYGENE PUR	Oxygène liquide	1,00-1,80	* * *	* * *	O ₂	[1]
	Oxygène gazeux		* * *	* * *	O ₂	

* No : conditions standard pour vitesse de transfert

[1] COLT et TCHOBANOGLIOUS 1981

[2] MITCHELL et KIRBY 1976

[3] CHESNESS et STEPHENS 1971

[4] CTGREF 1980

[5] HACKNEY et COLT 1982

[6] BOYD et MARTINSON 1984

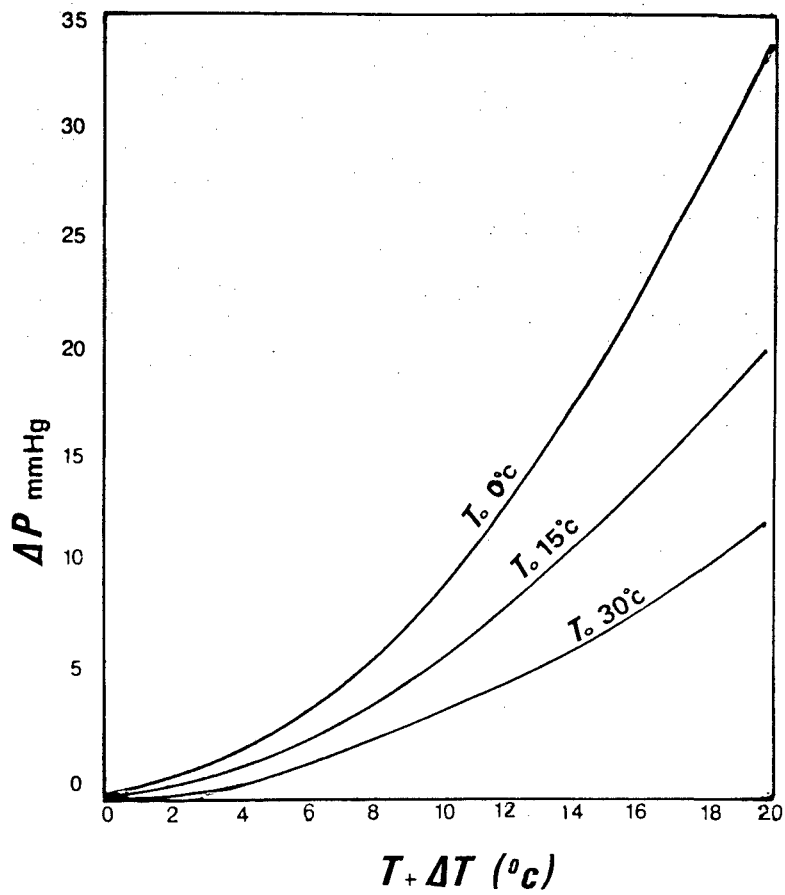


FIGURE 5 ΔP produit par mélange en quantités égales de deux eaux initialement à l'équilibre de température T_0 et $T_0 + \Delta T$ d'après COLT (1983).

ANNEXE

EVALUATION DES SURSATURATIONS GAZEUSES CREEES PAR
DIFFERENTS TYPES DE POMPES UTILISABLES EN AQUACULTURE

Par D. LECLERCQ IFREMER/SEFA 59820 GRAVELINES

Trois types de pompes ont été comparés au niveau de leurs risques de sursaturation des gaz dissous.

Les résultats sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Nous pouvons remarquer 3 types de phénomènes :

- une pompe à vitesse rapide et refoulement en tuyauteries peut générer des sursaturations gazeuses par cavitation ou les accentuer dans le réseau de refoulement.

- un pompe dite "pompe-tube", refoulant dans une colonne de large diamètre au dessus d'elle, à des hauteurs de 4 à 6 mètres, ne génère aucune modification des gaz dissous, même pour des situations initiales loin de l'équilibre (sous-saturation en oxygène).

- une pompe à vis d'Achimède effectue un travail de brassage en équilibre avec l'air qui peut tendre à rééquilibrer la pression des gaz dissous avec la pression atmosphérique.

TYPE DE POMPE	SATURATION				RELEVAGE EN METRES
	ENTREE		SORTIE		
	O ₂	N ₂	O ₂	N ₂	
* <u>RAPIDE + CONDUITE</u>					
AQUANORD	68.0	109.5	76.0	115	3
MEREA			60.0	112	10
* <u>POMPE-TUBE</u>					
CENTRIFUGE	55.9	108.8	55.9	108.6	6
HELICE	82.6		82.6		5-6
* <u>VIS-ARCHIMEDE</u>					
φ 2.7m	40.5		63.2		2.5
φ 2.4m	61.3	103.4	77.1	103,2	1.8

V. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BOUCHER G. 1985 Métabolisme respiratoire et échange azoté à l'interface des parcs ostréicoles. GIS AQUACULTURE Nord Vilaine CNRS/CNEXO 84/3082. 52pp
- BOUCK G.R. 1982 Gasometer : an inexpensive device for continuous monitoring of dissolved gases and supersaturation. Trans. Am. Fish. Soc. 111 : 505-516
- BOYD C.E. 1982 Water quality management for pond fish culture. Developement in Aquaculture and Fisheries Science. 9. Elsevier Scient. Publi. Comp.. New York 318.pp
- BOYD C.E.
ROMAIRA R.P.
JOHNSTON E. 1978 Predicting early morning dissolved oxygen concentrations in channel catfish ponds. Trans. AMER. Fish. Soc. 107 : 484-492
- BROWN J.A.G.
JONES A.
MATTY A.J. 1984 Oxygen metabolism of farmed turbot (Scophthalmus maximus). I. The influence of fish size and water temperature on metabolic rate. Aquaculture 36 : 273-281.
- COLT J.E. 1983 Production of gas supersaturation. Worhshop University of Wisconsin. Bio-engineering section. Am. Fish. Soc.. section 5 : 1-16.
- COLT J.E. 1984 Computation of dissolved gas concentrations in water as function of temperature. Salinity, and ressure. Amer. Fish. Soc. Special Publication 14 154pp.
- COLT J.E. 1986 Gas supersaturation - Impact on the design and operation of aquatic systems. Aquacult. Engng. 5 : 49-85.
- COLT J.E.
TCHOABANOGLIOUS 1981 Design of aeration systems for aquaculture Bio-Engineering Symposium for Fish Culture (FCS 1) : 138-148.

- COLT J.E. Nitrogen toxicity to crustaceans. Fish. and mol-
 ARMSTRONG D.A luscs. Bio-Engineering Symposium for Fish Cultu-
 1981 re (FCS Publ. 1) : 34-47.
- COLT J.E. The physics of gas supersaturation. Workshop
 1983 University of Wisconsin. Bio-Engineering section.
 Am. Fish. Soc.. section 2 : 1-16.
- COLT J.E. Design of packed columns for degassing. aquacul-
 BOUCK G. ture. Engng. 3 : 251-273.
 1984
- COLT J.E. Production of gas supersaturation by aeration.
 WESTERS H. Trans. Am. Fish. Soc. 111 : 342-360.
 1982
- CORREIA SILVA S Variations de la consommation d'oxygène chez
 REGNAULT M. la crevette Palaemon serratus PENNANT au cours
 1980 du cycle d'intermue Cah. Biol. Mar.21 : 279 -
 286.
- CTGREF. MINISTERE DE L'AGRICULTURE.. Les performances
 1980 des systèmes d'aération des stations d'épuration
 Documentation CTGREF, 123pp
- DALLA VIA J. Oxygen consumption and temperature change in the
 1985 shrimp Palaemon elegans. Mar. Ecol. Prog. Ser.
 26 : 199-202.
- DEGANI G. The relationship between growth, food conversion
 LEE-GALLAGER M and oxygen consumption in developed and under
 1985 developed American eels. Anguilla - rostrata L..
 Fish Biol 27 : 635-641.
- DIVANACH P. La stratégie du pompage en aquaculture. Réflex-
 KENTOURI M. ions critiques et propositions. Documents du
 MULLER- groupe de travail IFREMER traitement de l'eau de
 FEUGA A. mer en aquaculture marine. 12pp.
 BLANCHETON
 1985
- DOSDAT A. Prégrossissement et consommation d'oxygène de
 1984 loups et de daurades en élevages intensifs.
 L'aquaculture du bar et des sparidés, INRA Publ.
 Paris. : 351-359.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Water quality criteria. Sec-
 1972 tion IV Marine aquatic life and wildlife. Docu-
 ment EPA, Washington : 214-296.

- FAURE A. Bases de la gestion de l'eau en salmoniculture intensive. Rapport CEMAGREF BORDEAUX, Division ALA, Etude n 4, 82pp.+ annexes.
1976
- GRAY R.H. Comparative tolerance to gas supersaturated water of two marine fishes. Dicentrarchus labrax and Mugil cephalus. Aquaculture 48 : 83-89.
SAROGLIA M.G.
SCARANO G.
1985
- HACKNEY G. The performance and design of packed column aeration systems for aquaculture. Departement of Civil engineering University of California. Davis 95 616 California, june 1981. 74pp.
1981
- HACKNEY G.E. The performance and design of packed column aeration systems for aquaculture. Aquacult. Engng. 1 : 275-295.
COLT J.E.
1982
- HAGERMAN L. The respiration during the moult cycle of Cranogon vulgaris. Ophelia 15 : 15-21.
1976
- HAMBURGER K. Size. oxygen consumption and growth in the mussel Mytilus edulis. Mar. Biol. 75 (2/3) : 303-306.
MOLHENBERG F.
RANDLOV A.
RIISGARD H.U.
1983
- HUSSENOT J. Les nappes salées souterraines des marais de l'Atlantique et leurs utilisations aquacoles. Actes du Colloque Aquaculture en Milieu de Marais. 7-8 novembre 1985. Noirmoutier en l'Ile. 8pp. + annexes.
1985
- HUSSENOT J. La sursaturation des gaz dissous, un phénomène mal connu en aquaculture. AQUAREVUE 11 : 27-31.
LECLERCQ D.
1987
- JOBLING M. A Study of factors affecting rates of oxygen consumption of plaice. Pleuronectes platessa L. J Fish Biol 20 : 501-516.
1982
- JONES A. Production methods for farmed turbot. Fish Farming int. 8 (1) : 47-48.
1981
- KILS U. The salinity effect on aeration in mariculture. Meersforschung (Repts mar. Res.) 25 (3/4) : 201/206
1977

- KULKARNI G.K. Some aspects of respiratory metabolism of a
 JOSHI P.K. penaeid prawn, Penaeus japonicus (Bate).
 1980 Hydrobiologia 75 : 27-32.
- LE COARER Y. La sursaturation gazeuse in Elements de concep-
 1985 tion d'un complexe écloserie nourricerie pour
 esturgeons. Mémoire de 3 année.
 ENITRTS-Strasbourg/CEMAGREF-ALA-Borderaux : 73 -
 106.
- LECLERCQ D. Sursaturations gazeuses, situation actuelle au
 1986 centre de démonstration aquacole de Gravelines.
 IFREMER/SEFA Rapport technique 1986-2. 26p.
- LECLERCQ D. Consommations d'oxygène et production d'azote
 1986 amoniacal, seuils de tolérance, bases de l'in-
 tensification et de la gestion de l'eau en aqua-
 culture marine. Document IFREMER / GRAVELINES
- LISAC D. The effect of various water exchange rates on
 1981 the growth of Dicentrarchus labrax L, in rela-
 tion to the physico-chemical properties of the
 culture environment. Poster 94. World conference
 on Aquaculture. Venice. 21-25 septembre 1981.
- MAUREL P. L'oxygénation par tube en U en pisciculture et
 1985 aquaculture.
 AQUAREVUE 3 : 31-34 et 4 : 31-35
- MARKING L.L. Comparison of column aerators and a vacuum de-
 DAWSON V.K. gasser for treating supersaturated culture
 CROWTHER water. Progve Fish-Cult. 45 (2) : 81-83.
 1983
- MULLER-FEUGA A The influence of temperature and wet weight on
 PETIT J. the oxygen demand of rainbow trout (Salmo gaird-
 SABAUT J.J. nerii R.) in fresh water. Aquaculture 14:355-364
 1978
- OWSLEY D.E. Nitrogen gas removal using packed columns. Bio-
 1981 Engineering Symposium for Fish Culture (FCS Publ
 1) : 71-82.
- PRIEDE I.G. The use of a new tilting tunnel respirometer to
 HOLLIDAY investigate some aspects of metabolism and swim-
 F.G.T. ming activity of the plaice Pleuronectes -
Platessa. J. exp. Biol. 85 : 295-309.

- RAY L. 1981 Channel catfish production in geothermal water. Biol-Engineering Symposium for Fish Culture (FCS Publ. 1) : 192-195.
- RICHARDS F.A. 1981 Dissolved gas other than carbon dioxide. In RILEY et SKIRROW Chemical oceanography, Academic press, London : 197-225.
- RIVA A. 1983 Etude écophysiological de quelques mollusques bivalves. IFREMER. Actes de colloques 1 : 45-62.
- RUELLE F. 1983 Aquaculture en eau souterraine. Station CNEXO AQUALIVE. Le dégazage, effet sur CO₂, pH, O₂. Diplôme de technicien supérieur de la mer (Cherbourg). 46pp = annexes.
- SAROGLIA M.G. 1986 The control of gas bubble disease in intensive fish farms. Colloque EAAP Montpellier 1986.
- SCARANO G. 1986
- INGLE E. 1986
- SCHERRER P. 1984 Influence de la température et de la salinité sur la croissance et la consommation d'oxygène du juvénile de turbot, Scophthalmus maximus L. Thèse 3 cycle. Université de Bretagne Occidentale.
- SMART G.R. 1979 Nephrocalcinosis in rainbow trout Salmo gairdneri Richardson : the effect of exposure to elevated CO₂ concentrations. J. of Fish Diseases 2 : 279-289.
- KNOX D. 1979
- HARRISON J.G. 1979
- RALPH J.A. 1979
- COWEY C.B. 1979
- SPOTTE S. 1979 Fish and invertebrate culture. Water management in closed systems. Wiley - Interscience Publi., New York, 179pp.
- TRUCHOT J.P. 1983 Consommation d'oxygène de la crevette japonaise. Penaeus japonicus, en fonction de l'oxygénation du milieu : effets de la température et de l'acclimatation à des conditions ambiantes hypoxiques. IFREMER. Actes de colloques 1 : 245 - 254.
- JOUVE - 1983
- DUHAMEL A. 1983
- UNESCO 1973 Tables océanographiques internationales. Volume 2. Publ. UNESCO. 141pp.

WEITKAMPF D.E. A review of dissolved gas supersaturation literature. Trans. Am. Fish. Soc. 109 : 659 - 702.
KATZ M. 1980

WIDDOWS J. BAYNE B.L. LIVINGSTONE D.R. NEWELL R.I.E. DONKIN P. 1979. Physiological and biochemical responses of bivalve molluscs to exposure to air. Comp. Biochem. Physiol. 62 A : 301-308.

WILLOUGHBY H. A method for calculating carrying capacities of hatchery troughs and ponds. Prog. Fish. Cultur., 1968 30 (3) : 173-174.

ZIEMINSKI S.A. Rates of oxygen transfer from air bubbles to aqueous NaCl solutions at various temperatures. HUME III R.M. Mar. Chem. 4 : 333-346.
DURHAMR

6

LE CHLORE

DANS LE TRAITEMENT DE L'EAU DE MER

A USAGE AQUACOLE

Par Didier LECLERCQ

Volume 2

SOMMAIRE

- I - INTRODUCTION

- II - LA CHIMIE DU CHLORE EN EAU DE MER

- III - LA DECROISSANCE DU TAUX D'OXYDANT RESIDUEL

- IV - LES MODES DE TRAITEMENT
 - IV.1 - Aération
 - IV.2 - Réducteurs

- V - LA SENSIBILITE DES ANIMAUX AQUATIQUES
 - V.1 - Mollusques
 - V.2 - Poissons

- VI - CONCLUSION

BIBLIOGRAPHIE

I. INTRODUCTION

Le chlore peut être utilisé comme désinfectant ou comme anti-salissures, soit dans le traitement direct d'une eau ou d'installation à usage aquacole, soit dans le traitement d'une eau à usage industriel, utilisée ensuite dans un processus d'élevage.

Il est toxique pour les animaux aquatiques à très faible dose.

La chloration peut être pratiquée en discontinu (désinfection périodique d'installations d'élevage) ou en continu (traitement antisalissures des réseaux industriels).

Pour le traitement de débits circulants, on peut procéder par "choc" (2 à 4 ppm pendant quelques minutes à quelques heures) ou par injection régulière et ininterrompue sur de longues périodes (0,5 à 1 ppm).

Quelques éléments de compréhension sont apportés :

- sur la chimie du chlore en eau de mer
- sur la décroissance du Taux d'Oxydant Résiduel (TOR) après chloration
- sur les traitements envisageables
- sur la sensibilité des animaux aquatiques (bivalves- et poissons)

II. LA CHIMIE DU CHLORE EN EAU DE MER

La solution de javel est déjà une solution complexe de chlore moléculaire (Cl_2), d'hypochlorite (ClO^-) et de chlorure (Cl^-). Son injection dans l'eau de mer génère une solution encore plus complexe compte tenu des variations infinies dans les espèces chimiques en présence.

Principalement, la présence de brome provoque un glissement du pouvoir oxydant du chlore vers le brome, et la présence de composés azotés, organiques ou non, tend à combiner les ions simples (hypochlorite, hypobromite) en molécules complexes conservant un pouvoir oxydant (JOLLEY, in THELU TREBERN.).

Dans une première approche (après LEWIS in THELU) on entend par :

- chlore libre : le chlore moléculaire, l'acide hypochloreux (HClO) et l'ion hypochlorite (ClO^-)
- chlore combiné : la fraction liée à l'ammoniaque ou les composés organiques dans une forme échangeable
- chlore total : la somme du chlore libre et du chlore combiné.

Il semble que le chlore libre soit plus actif en terme de toxicité pour les animaux que le chlore combiné.

Cependant, de nombreux paramètres interfèrent directement sur l'équilibre des espèces oxydantes en eau de mer et ce pour des variations rencontrées couramment dans les cycles saisonniers ou hydrologiques des eaux côtières naturelles.

Pour TREBERN, qui a étudié la formation des haloamines (amines halogénées par chloration) dans l'eau de mer, le seul paramètre de l'ammoniac déterminerait la formation de 6 espèces différentes d'amines chlorées ou bromées selon le rapport Chlore/Ammoniac.

TREBERN note d'autre part que la perte en halogène actif est d'autant plus rapide qu'on est proche du rapport $Cl/NH_3 = 1,5$ (in THELU). Lors de la chloration d'eaux de mer à usage aquacole, on est souvent loin de ce rapport et la persistance de formes de brome libre (toxique) est longue.

Cet auteur a remarqué que la demande en oxydant d'une eau de mer qui contient des acides humiques marins augmente pour des teneurs croissantes en carbone et génère un oxydant résiduel de type brome libre.

Cet auteur place d'ailleurs les acides humiques comme facteur principal de variation du taux d'oxydant résiduel post-chloration dans une eau de mer naturelle.

La difficulté d'appréhender le devenir du chlore actif lors de la chloration d'une solution complexe et variable comme de l'eau de mer côtière amène à procéder à quelques simplifications à l'échelle de l'aquaculture.

On retiendra donc :

- . un glissement immédiat du pouvoir oxydant du chlore libre vers le brome libre
- . la formation d'haloamines complexes conservant un pouvoir oxydant élevé. Elles ont une durée de vie de quelques minutes à quelques dizaines de minutes.
- . la formation finale en proportion infime de trihalométhanes (bromoforme,...), suspectés de carcinogénie, à des doses de quelques microgrammes à quelques dizaines de microgrammes par litre, et dont la durée de vie est de quelques heures minimum.

La mesure qui nous intéresse sera celle du Taux d'Oxydant Résiduel, faisant appel à une méthode de mesure du chlore total, (libre + combiné).

C'est imparfait car la différence de toxicité entre les formes libre et combinée est mal connue.

C'est probablement le meilleur indicateur vu les incertitudes et les variations quant aux proportions des unes et des autres.

Dans la méthode que nous utilisons, l'oxydant résiduel oxyde un iodure en iode qui réagit avec la N-N diéthyl p.phénylène diamine (D.P.D) en milieu tamponné à pH 6,2 - 6,5, pour former un complexe rosé dosé par spectrophotométrie à 510 nm.

La mesure est automatisable. Compte tenu du bruit de fond de l'appareil que nous utilisons et des différentes imprécisions, nous estimons le seuil de sensibilité de la méthode à 0,02 ppm.

Les mesures supérieures à 0,05 ppm sont réellement significatives à l'échelle de l'aquaculture.

III. LA DECROISSANCE DU TAUX D'OXYDANT RESIDUEL (T.O.R).

On a déjà évoqué l'effet de la composition chimique de l'eau de mer chlorée sur la décroissance du T.O.R. Celle-ci est aussi dépendante de la dose initiale injectée.

Pour une dose donnée, la décroissance est d'abord rapide (elle correspond à la demande en oxydant de l'eau, en fonction de ses qualités), puis ralentie.

A titre indicatif, le graphique (1) donne quelques courbes de décroissance obtenues à Gravelines, pour une chloration initiale à 0,8 ppm (théorique).

Pour chaque site, cette décroissance est susceptible de variations. Le facteur saisonnier n'est pas négligeable et met en évidence la variabilité du phénomène à l'échelle de l'environnement marin naturel.

Le diagramme des fréquences de T.O.R. enregistrées au Centre de Démonstration Aquacole de Gravelines sur la saison de chloration (continue, industrielle) de 1985, montre bien que, pour une dose donnée et un temps de réaction donné (35 min. en moyenne) entre chloration et mesure, le TOR varie de 0 à 0,17 avec un net effet saisonnier. (Fig. 2). Au printemps et en début d'été, l'eau "consomme" tout le chlore injecté. Dès le mois d'août, la durée de vie de l'oxydant résiduel augmente.

L'effet d'une eau chlorée dans un bassin d'élevage est aussi difficile à apprécier. Ainsi un bassin d'élevage intensif présente des charges en matière organique et en ammoniacque non négligeables qui vont exercer une demande en chlore élevée. Cette demande sera cependant variable en fonction du rythme propre de l'élevage (nourrissage, nettoyages,...) et peut difficilement se prêter à modélisation.

Dans les essais de THELU, à 4kg/m³, la charge organique représentée par les animaux non nourris représentait déjà une perte de 10% sur le T.O.R. du témoin (réceptif soumis au même flux, sans animaux).

Lors de l'utilisation d'une eau industrielle chlorée présentant un TOR non nul, c'est au moment d'un changement de bassin ou d'une nouvelle mise en eau que l'éleveur doit être le plus prudent. Les animaux sont alors soumis à une eau neuve qui n'a pas reçu encore la charge biologique élevée susceptible de

provoquer une accélération de la décroissance du T.O.R. jusqu'à des valeurs non toxiques. Une procédure spéciale doit alors être mise en oeuvre pour éviter aux animaux de supporter une dose toxique trop élevée.

La dichotomie entre les besoins de la désinfection, 1 ppm de chlore résiduel actif (PETIT) ou de la lutte contre les salissures et la sensibilité des animaux aquatiques (0,1 ppm maximum admissible, en première approche) est telle que la décroissance naturelle du TOR est rarement compatible avec l'aquaculture. Il apparaît nécessaire au vu des données précédentes, de pouvoir assurer un volume tampon, ou un temps de contact, assurant une heure environ de latence entre chloration et utilisation.

Le coût de telles infrastructures est souvent prohibitif, surtout lorsque la chloration "choc" est pratiquée. Un réservoir tampon n'est donc acceptable que pour des débits très limités ou des activités discontinues. Des modes de traitement doivent donc être envisagés.

IV. LES MODES DE TRAITEMENT

IV.1 Aération

L'aération, couplée à un volume tampon réduit, est utilisée à l'échelle industrielle (LECLERCQ 5). Cependant son efficacité est mal connue et son dimensionnement reste aléatoire. En principe la fraction libre de l'Oxydant Résiduel, plus toxique, serait éliminée préférentiellement, renforçant l'intérêt du procédé par un effet qualitatif. En première approche, un débit relatif air/eau de 30 % permettrait 50 % d'abattement sur un T.O.R. faible (0,2 ppm - 0,1ppm) résultant d'une chloration continue.

IV.2 Réducteurs

L'emploi de réducteurs chimiques est possible. Le thiosulfate de sodium ($\text{Na}_2 \text{S}_2 \text{O}_3$), le sulfite de sodium ($\text{Na}_2 \text{SO}_3$) ou l'anhydride sulfureux (SO_2 gaz) peuvent être employés. Les deux premiers sont apportés en solution dans l'eau à traiter, le dernier peut être apporté par injection de microbulles. Il serait plus facile à mettre en oeuvre pour de gros débits.

Nous avons l'expérience de l'utilisation du thiosulfate de sodium. (LECLERCQ 3,4). Son innocuité aux doses normalement utilisées est reconnue. La réaction de réduction est immédiate (quelques secondes) et totale. En théorie 7 mg de thiosulfate technique (1,8mg de sulfite) seraient nécessaires pour la réduction d'un T.O.R. de 1 mg/l. En pratique, nos essais avec le thiosulfate technique nous ont montré que 1,8 à 4 mg/mg étaient nécessaires.

Il apparaît que plus le taux d'oxydant résiduel à traiter est faible par rapport au taux de chloration initiale, plus le ratio thiosulfate/chlore doit être augmenté. Un ratio de 2,5 :

1 nous paraît adéquat dans le cas d'une chloration continue à bas niveau (<1 ppm, TOR 0,5 mg/l)

SCOTT (11) utilisait 2 : 1 avec succès pour l'élevage d'huîtres qui retrouvaient, en eau déchlorée, une activité de nutrition équivalente à celle d'un témoin.

L'utilisation de la déchloration chimique ne supprime pas l'accumulation de trihalométhanes par les mollusques, d'un facteur 2 à 5 par rapport à l'eau (11, 12, 13).

V. LA SENSIBILITE DES ANIMAUX AQUATIQUES

V.1 Mollusques

Chez l'huître américaine (*Crassostrea virginica*) on dispose de quelques données.

La prise d'alimentation et la croissance sont réduites dès un TOR de 0,11 mg/l (10) et une diminution de la filtration de 80 à 85 % a été enregistrée pour un TOR de 0,24 mg/l (12) (huîtres adultes). Cependant la survie des juvéniles n'est affectée qu'à des TOR supérieurs à 0,2 mg/l (13).

Pour une exposition de 96 heures à 1,5 mg/l (T.O.R.), la croissance est de 7 % de celle du témoin, 17 % à 0,4 mg/l. Quinze jours à des TOR de 0 à 0,16 mg/l induit une croissance égale à 75 % du témoin.

Chez la moule (2) un TOR de 0,5 mg/l induit un blocage de la filtration. Celle-ci atteint 50 % de la valeur témoin 30 minutes après la fin de la chloration et 85 % après 6 heures.

Il semble que les mollusques échappent à l'effet délétère des oxydants résiduels en fermant leur coquille et en s'appuyant sur un métabolisme anaérobie utilisant le glycogène stocké dans les tissus comme source d'énergie (13). Ceci explique qu'ils supportent des résiduels de chloration plus élevés que les poissons.

Une chloration continue avec un TOR situé entre 0,1 et 0,2 ppm éliminerait une population de moules en 15 à 135 jours (2). L'échelle de temps permet de penser à un effet létal par épuisement.

Les trihalométhanes aux doses rencontrées après une chloration (5-50 g/l) n'ont pas d'effet létal direct sur les mollusques.

V.2 Poissons

THELU décrit le comportement de poissons soumis au toxique (bar, sole, turbot). Après une période normale, les animaux semblent ne plus pouvoir se tenir en eau et prennent appui au fond du bassin.

Dans un second temps, ils montrent un comportement erratique à la nage et semblent venir têter l'air à la surface de l'eau.

La ventilation operculaire augmente. Enfin, il y a perte d'équilibre et de pouvoir locomoteur, puis mort.

D'après l'étude éthologique, complétée par les observations histologiques de plusieurs auteurs, rapportées par THELU, les modifications tissulaires primaires initiées par le toxique sur les branchies réduisent les capacités d'échange de celles-ci.

Il y a alors conjugaison entre une asphyxie inéluctable et une auto-intoxication sanguine.

Secondairement des lésions nécrotiques peuvent apparaître au niveau du foie, résultant probablement d'une augmentation du métabolisme anaérobie.

Ceci serait visible particulièrement chez des animaux soumis à des chocs toxiques non létaux (doses élevées et durée courte).

La différence faible entre la dose la plus élevée n'entraînant aucune mortalité en 96 heures (0,06 mg/l, bars de 5 g, THELU) et la dose létale 50 96 heures (0,13mg/l) amène à considérer l'action du toxique comme un effet de seuil.

Ceci est illustré par la forme des courbes de toxicité proposées par les différents auteurs (1, 9) qui tendent, pour des temps longs, vers une valeur limite de la concentration létale 50, située dans les essais de THELU, vers 0,12 mg/l (bars, 5g).

Le seuil apparaît variable en fonction de l'espèce, du poids individuel, de la température, du pH. (Fig 3).

THELU note que les données sur la relative toxicité du chlore résiduel pur ou combiné sont contradictoires.

En tout état de cause, les aléas envisagés au paragraphe 2 sur la forme exacte du pouvoir oxydant résiduel postchloration rendent, en eau de mer, toute distinction abusive.

Pour les espèces d'intérêt aquacole en France, et bien qu'il y ait une variation d'espèces à espèces, on retiendra pour des animaux d'un poids supérieur à 1 g :

une zone de concentration sans risque : < 0,06mg/l

une zone de concentration intermédiaire : 0,06-0,12mg/l

une zone de concentration à risque : > 0,12mg/l
(i-e . supportable uniquement pour des périodes très courtes)

Pour des individus de taille inférieure, on pourrait retenir des critères deux fois plus stricts.

Les oeufs par contre sont plus tolérants au toxique.

VI. CONCLUSION

L'utilisation aquacole d'eau industrielle chlorée ou la désinfection au chlore d'une eau à vocation aquacole nécessite des précautions d'autant plus fortes que la chimie du chlore en eau de mer répond à des critères qualitatifs soumis aux fluctuations naturelles du milieu.

Différents moyens de réduction du risque existent, de la décroissance naturelle en fonction du temps au traitement chimique avec un réducteur liquide ou gazeux.

La sensibilité des animaux élevés s'exprime pour des T.O.R. de l'ordre du 1/10 au 1/40 des taux de chloration pratiqués, (0,1 ppm contre 1 à 4 ppm).

L'effet de seuil rencontré dans les mécanismes d'action du toxique rend le traitement obligatoire dès que le risque d'une décroissance naturelle insuffisante est diagnostiqué.

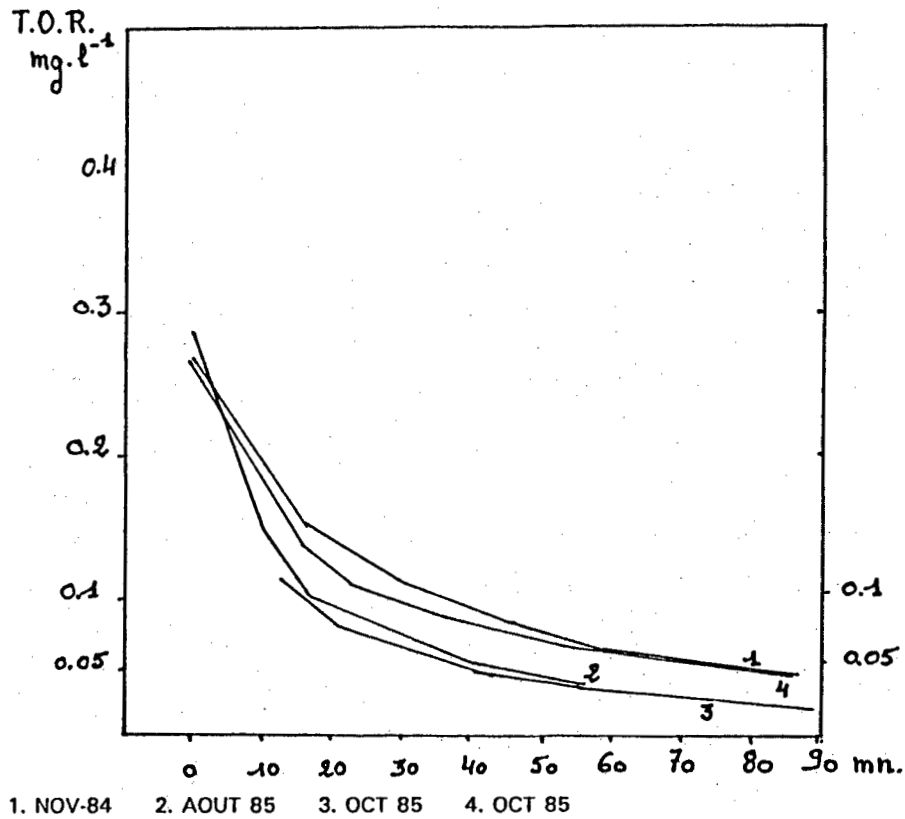
Les efforts doivent donc s'orienter vers la recherche

- du moindre coût dans les traitements du chlore,
- de l'automatisation et la fiabilité d'une chaîne de mesure continue permettant l'asservissement de l'injection du chlore et de son réducteur.

Pour le traitement continu des eaux industrielles à vocation aquacole secondaire, l'asservissement de l'injection sur le T.O.R. en sortie d'installation est à préconiser.

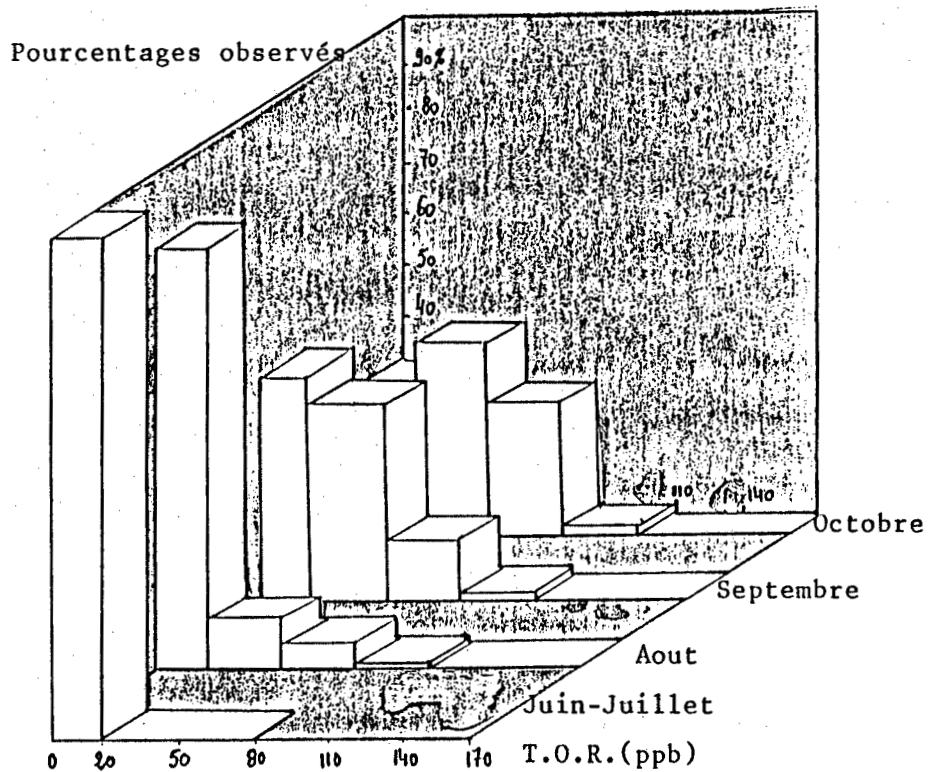
Les variations saisonnières ou climatiques le justifient. Les centrales anglaises fonctionnent sur ce principe.

Décroissance du taux d'oxydant résiduel à Gravelines.



Au zéro de l'échelle des temps correspond le prélèvement dans le déversoir E.D.F. L'injection de chlore a lieu à $t = -6$ minutes, à un taux théorique de $0,8 \text{ mg. l}^{-1}$.

FIGURE 1



Taux d'Oxydant Résiduel
Diagramme de fréquence, Gravelines 1985.

FIGURE 2

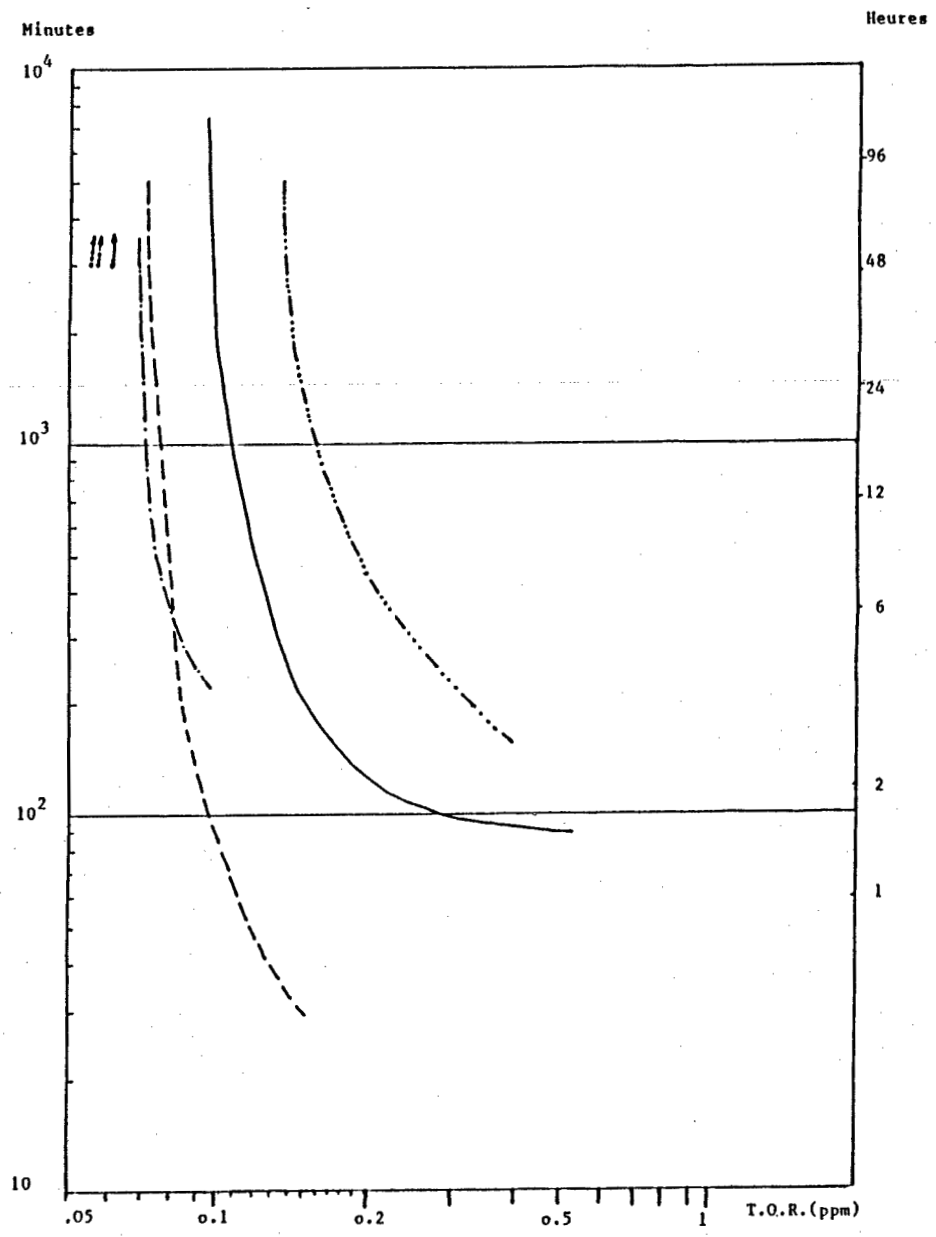


FIGURE 3

Sensibilité au chlore résiduel, mesurée par la concentration létale 50 en fonction du temps d'exposition.

- ...—... Dicentrarchus labrax, 5g , Thelu.
- .-.- Dicentrarchus labrax, 0,1 à 0,3g, Saroglia.
- - - Solea solea, 0,05g , Alderson.
- Sparus aurata, (1g), Saroglia.
- ! points de nonmortalité et nourriésage actif , Thelu.

BIBLIOGRAPHIE

1. ALDERSON R. "Sea-water chlorination and the survival and growth of the early developmental stages of plaice, PLEURONECTES PLATESSA L, and dover oles, SOLEA SOLEA L". Aquaculture, 1974, TOME 4, p. 41-53.
2. KHALANSKI M. Effects of chlorination on Marine Mussels in
and (6) pp. 557-567.
F. BORDET
1980
3. LECLERCQ D. Données préliminaires concernant l'utilisa-
1985 tion aquacole de l'eau de mer chlorée. Mai
1985. Rapport Technique 1985. 2 - 7 p.
IFREMER/GRAVELINES
4. LECLERCQ D. Données sur l'utilisation de l'eau de mer
1985 chlorée en aquaculture - GRAVELINES - Mai
1985. Octobre 1985. Rapport Technique 8-12 p.
IFREMER/GRAVELINES.
5. LECLERCQ D. Rapport de mission en Ecosse - Elevage du
1986 turbot et utilisation des eaux réchauffées de
centrale à HUNTERSTON - Juin 1986.
Rapport Technique 1986. 1 - 15p. IFREMER /
GRAVELINES.
6. LECLERCQ D. Valorisation des eaux réchauffées industri-
1986 elles : l'exemple GRAVELINES - EQUINOXE n° 11
Oct. - Nov. 1986.
7. NASH C.E. Water quality changes relevant to heated
& C.L. PAULSEN, effluents and intensive aquaculture.
1980 EIFAC / 80 / SYMP : R / 1. STAVANGER 28 - 30
May 1980.
8. PETIT J. L'approvisionnement en eau, le traitement de
1984 l'eau et le recyclage en aquaculture. In AQUA
CULTURE Vol. 1 pp 45 - 180. BARNABE G. Coor-
dinateur
9. SAROGLIA M.G. Water quality criteria for aquaculture in
QUEI RAZZA, thermal effluents. Heavy metals and residual
SCARANO G., antifouling products. EIFAC / 80 / SYMP : E /
1980 23 STRAVANGER 28-30 May 1980

10. SCOTT G.I. Physiological effects of chlorine produced
1981 oxydants and uptake of chlorination by products in the american oyster CRASSOSTREA VIRGINICA in (6) pp 501-516.
11. SCOTT G.I. Physiological effects of chlorine produced
1981 oxydants, dechlorinated effluents and trihalo methanes on marine invertebrates in (17) chapter 57.
12. SCOTT G.I. Physiological responses to chlorinated and
& all 1981 Dechlorinated sea water and bioaccumulation of bromoform resulting from chlorination. in (17).
13. SCOTT G.I. Bioconcentration of bromoform by American oys
& all 1981 ters (CRASSOSTREA VIRGINICA) exposed to chlorinated and de chlorinated sea waters, with notes on survival and Feeding. in (17)
14. THELU P. Toxicité de l'eau de mer chlorée pour les
1987 poissons marins. Thèse vétérinaire - ALFORT.
15. TREBERN B. Etude des réactions induites par l'injection
1984 d'hypochlorite en milieu marin. Thèse de doctorat en chimie (3ème cycle E.S.) N° 204 U.B.O. 1984, PP. 148.
- WATER CHLORINATION, Environmental impact and health effects.
16. 1980 Vol 3. Eds. R.L. JOLLEY, W.A. BRUNES, R.B. CUMMING,
17. 1981 Vol 4. Ann. ARBOR. SCIENCE. Publishers.
18. WHITE HOUSE Chloration of cooling water : review of literature on the effects of Chlorine on aquatic organisms.
Central Electricity Generating board RD/L/M
496 JOB N° VJ 440.

LA METROLOGIE DES PARAMETRES
DU TRAITEMENT

Par Hervé CHARTOIS

SOMMAIRE

I - INTRODUCTION

II - LES MESURES PHYSICO-CHIMIQUES, LES ELEMENTS PARTICULAIRES

II.1 - La température

II.2 - La salinité

II.3 - Le pH

II.4 - L'oxygène dissous

II.5 - La turbidité

III - LES SUBSTANCES DISSOUTES

III.1 - L'Azote ammoniacal

III.2 - La mesure de l'Azote Nitreux

III.3 - La mesure de l'Azote Nitrique

IV - CONCLUSIONS

BIBLIOGRAPHIE

I. INTRODUCTION

Les techniques employées en aquaculture sont nombreuses : cages, bassins à terre, étangs à marée, etc. Circuit ouvert ou recyclage ... Mais il existe quand même un point commun : l'EAU ! qu'elle soit douce ou de mer, elle reste le support de tout l'élevage.

Or cette eau n'est pas un milieu statique ni inerte ; elle coule dans les bacs, elle circule dans le circuit fermé, elle baigne les cages... De nombreux échanges y ont lieu : brassage, refroidissement ou échauffement, échanges gazeux avec l'atmosphère, des poissons y vivent : ils respirent, ils mangent et ils excrètent. On peut donc considérer que leur comportement, leur croissance, leur métabolisme seront nettement influencés par la qualité de l'eau.

L'éleveur ne peut ignorer que la réussite de son entreprise passe obligatoirement par la connaissance d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques du milieu et certains de ces paramètres pouvant atteindre des valeurs limites inacceptables pour la vie de l'espèce ou des espèces élevées. A chacun de ces divers facteurs il s'agit d'apporter une technique de mesure aussi simple que possible mais permettant d'obtenir avec une bonne précision et un bon degré de fiabilité des résultats représentatifs de la mesure envisagée.

D'autre part, afin de pouvoir suivre l'évolution des mesures sur un lieu au cours du temps, et comparer les caractéristiques des différents sites entre eux, il est souhaitable d'employer des méthodes bien connues, une technique de dosage "homologuée" ou bien l'emploi d'un appareil de mesures testé et utilisé dans les meilleures conditions possibles après un étalonnage soigné.

II. LES MESURES PHYSICOCHEMIIQUES, LES ELEMENTS PARTICULAIRES

II.1 La mesure de la température

La connaissance de ce paramètre est essentielle. En effet, il existe pour les diverses espèces élevées en aquaculture un préférendum qui satisfait aux meilleures conditions de croissance des animaux. De plus, ce paramètre température intervient aussi bien dans le calcul du taux de saturation en oxygène dissous, mais également dans le calcul de la salinité. La précision recherchée est de l'ordre de 0,1 à 0,2°C. Plutôt que d'utiliser sur le terrain un thermomètre à mercure, encombrant et fragile, il est souhaitable d'employer un détecteur thermométrique à semi-conducteur étanche équipé d'un affichage numérique.

Après l'avoir étalonné par comparaison avec un thermomètre de précision au 1/10 de degré à diverses températures, l'usage de ce petit matériel, d'un prix tout à fait raisonnable, s'avère extrêmement commode et permet de réaliser facilement des mesures en surface, aussi bien qu'à quelques mètres de profondeur.

II.2 La salinité

La connaissance de la salinité pour les besoins des élevages n'impose pas l'utilisation d'un salinomètre qui est un matériel très onéreux, et dont peu de laboratoires disposent. Le seul intérêt de posséder un tel matériel dans une station, à condition que la mesure soit directe et que l'appareil possède une sortie enregistreur analogique, serait l'asservissement possible d'une vanne mélangeuse eau douce/eau de mer, lorsque en éclosérie par exemple, l'élevage en cours nécessite de travailler à une salinité inférieure à la salinité normale du site.

La précision recherchée, dans le cadre de notre travail quotidien n'excède pas 0,2 à 0,5 ‰ de salinité.

Deux techniques simples sont alors envisageables et permettent toutes deux une bonne estimation de cette salinité ; si possible, les mesures seront faites sur place, ou bien, si la prise d'un échantillon s'avère obligatoire, le flacon utilisé devra être de préférence en verre, être parfaitement hermétique, avec un bouchon qui ne permet pas la formation d'un dépôt de sel à son niveau. Ces échantillons seront conservés à l'abri de la lumière, en position verticale, à température normale (surtout pas de congélation).

II.2.1 La mesure de la densité

la densité se mesure à l'aide de densimètres de précision, spécialement étalonnés pour l'eau de mer. En mesurant précisément cette densité et la température de l'échantillon, on peut en déduire la salinité.

Valeurs de $\sigma_t = 10^3 (d_t - 1)$, en fonction de la température et de la salinité (Cox et al., 1970), pour le calcul de la densité : $d_t = 1 + \sigma_t \cdot 10^{-3}$

S ‰	Température (°C)										
	0.0	2.5	5.0	7.5	10.0	12.5	15.0	17.5	20.0	22.5	25.0
5	4,068	4,126	4,089	3,962	3,750	3,456	3,086	2,644	2,134	1,560	0,928
10	8,063	8,082	8,009	7,848	7,604	7,281	6,884	6,417	5,886	5,293	4,644
15	12,364	12,045	11,935	11,741	11,466	11,114	10,691	10,200	9,647	9,035	8,369
20	16,072	16,014	15,869	15,641	15,335	14,955	14,506	13,992	13,417	12,787	12,104
25	20,086	19,991	19,810	19,550	19,213	18,805	18,330	17,792	17,197	16,548	15,850
30	24,107	23,974	23,758	23,465	23,098	22,662	22,162	21,602	20,986	20,319	19,605
35	28,134	27,964	27,714	27,388	26,991	26,528	26,003	25,420	24,784	24,099	23,371
40	32,167	31,960	31,676	31,318	30,892	30,402	29,852	29,247	28,591	27,889	27,146

Nb : Fournisseur de densimètre adaptés (1,010 à 1,030)
Dujardin Salleron, rue Payenne à Paris.

II.2.2 La mesure de l'indice de réfraction

La mesure de l'indice d'une solution saline est pour une température donnée, fonction de sa concentration en sels dissous.

Il existe dans le commerce des réfractomètres à main (ex chez SOPELEM), peu encombrants, compensés ou non en température qui

permettent de déterminer avec une précision satisfaisante cet indice de réfraction.

Les équations permettant de calculer la salinité sont les suivantes, en fonction de la température

à	0° C	N0	=	1,3340	+	1,96	10 ⁻⁴	5‰
	5° C	N5	=	1,3339	+	1,93	10 ⁻⁴	5‰
	10° C	N10	=	1,3337	+	1,89	10 ⁻⁴	5‰
	15° C	N15	=	1,3334	+	1,85	10 ⁻⁴	5‰
	20° C	N20	=	1,3330	+	1,83	10 ⁻⁴	5‰
	25° C	N25	=	1,3325	+	1,82	10 ⁻⁴	5‰

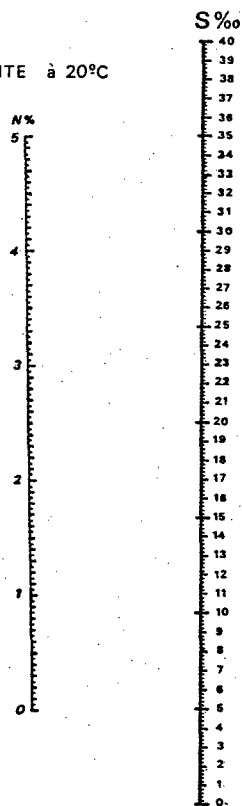
Ces équations peuvent être mises en abaqes , on peut employer le tableau suivant :

Indice de réfraction de l'eau de mer en fonction de la température et de la salinité (UTTERBACK et al., 1934).

S ‰	Température (°C)					
	0	5	10	15	20	25
0	1,3 3395	1,3 3385	1,3 3370	1,3 3340	1,3 3300	1,3 3250
5	3500	3485	3465	3435	3395	3345
10	3600	3585	3565	3530	3485	3435
15	3700	3685	3660	3625	3580	3525
20	3795	3780	3750	3715	3670	3620
25	3895	3875	3845	3805	3760	3710
30	3991	3966	3935	3898	3851	3798
31	4011	3985	3954	3916	3869	3816
32	4030	4004	3973	3934	3886	3834
33	4049	4023	3992	3953	3904	3851
34	4068	4042	4011	3971	3922	3868
35	4088	4061	4030	3990	3940	3886
36	4107	4080	4049	4008	3958	3904
37	4127	4099	4068	4026	3976	3922
38	4146	4118	4086	4044	3994	3940
39	4166	4139	4105	4062	4012	3958
40	(4185)	(4157)	(4124)	(4080)	(4031)	(3976)
41	(4204)	(4176)	(4143)	(4098)	(4049)	(3944)

Dans le cas où l'on utilise un réfractomètre à main gradué, en pourcentage de matière dissoute, et compensé de telle manière que la lecture soit corrigée pour 20°C, l'abaque suivant a été calculé.

ABAQUE donnant la relation entre
L'INDICE de REFRACTION et LA SALINITE à 20°C



Elle permet d'obtenir une précision de l'ordre de 0,2 %, ce qui est amplement suffisant pour nos besoins.

Nb : le prisme de mesure sera toujours correctement nettoyé et séché. Il ne devra pas être rayé et le zéro du réfractomètre sera vérifié à l'aide d'eau distillée

II.3 Le pH

Les fluctuations du pH de l'eau de mer sont faibles ceci étant dû à un pouvoir tampon élevé. Ce pH, voisin de 8,2 est principalement déterminé par la présence des carbonates, acide et gaz carboniques. Cependant un déficit en oxygène dissous et une augmentation de la teneur en gaz carbonique issu de la respiration des poissons en élevage peut donc affecter de façon notable cette valeur du pH.

Cette remarque est également valable, à fortiori lors de l'utilisation du recyclage de l'eau.

Il est donc intéressant de mesurer celui-ci dans le cas du circuit fermé, sachant que la température et le pH modifient le rapport Azote ammoniacal non ionisé / Azote ammoniacal total du milieu considéré.

L'utilisation de papiers indicateurs de pH n'est pas souhaitable et donne des résultats fortement erronés. La seule mesure envisageable est la mesure électrochimique par électrode de verre. Le pH doit être mesuré de préférence "in

situ" ou bien au maximum dans les cinq heures suivant le prélèvement de l'échantillon, en ayant conservé l'échantillon au froid à l'abri de la lumière.

Il existe chez tous les fabricants de matériel de laboratoire de petits pH mètres portables ou non, à indication numérique d'un coût peu élevé lorsque la précision recherchée n'est pas supérieure à 0,05 unité pH. L'élément détecteur sera une électrode de verre combinée, peu encombrante, de préférence elle sera choisie d'une qualité insensible aux ions Sodium.

Afin d'éliminer les problèmes d'entretien de cette électrode, on peut choisir une électrode à électrolyte gélifié, à corps époxy et dont la membrane de verre est bien protégée des chocs.

Seul alors, le diaphragme poreux peut se colmater à l'usage par des graisses, des colloïdes. Pour remédier à cet état de chose, il existe chez un fabricant (Ingold) une électrode combinée dite "Xérolit" dont le diaphragme est un gel auto-régénérable par simple échauffement du corps ; elle est solide, et sa réponse est rapide.

Cependant, quel que soit le type d'électrode combiné employée, il est préférable de la conserver entre deux séries de mesures dans une solution de KCl pour éviter une déshydratation de la membrane.

Les solutions tampons servant d'étalons seront préparées avec de l'eau distillée bouillie pour éliminer toute trace de gaz carbonique, pouvant altérer la valeur de ces étalons. Il existe des solutions commerciales très pratiques.

Après un étalonnage avec un ou deux tampons suivant la précision de la mesure recherchée, en rinçant l'électrode et la séchant, et ajustement du correcteur de température si besoin est, on effectuera les mesures en attendant quelques minutes pour la mise en équilibre thermique de l'électrode avec l'échantillon en remuant de temps en temps celui-ci.

II.4 L'oxygène dissous

L'oxygène est indispensable à la vie. Si l'air que nous respirons en contient une quantité relativement stable (environ 21% de la masse gazeuse atmosphérique) l'eau, quant à elle, n'en dissout qu'une faible quantité, de l'ordre d'une dizaine de milligrammes par litre.

Aussi, dans un élevage de poissons (ou bien de mollusques ou de crustacés), alors que beaucoup d'animaux sont parqués dans un volume plus ou moins restreint, la consommation d'oxygène pour leurs besoins vitaux, à laquelle vient s'ajouter celle des microorganismes dégradant la matière organique (fécès, aliments en excès), cette consommation peut être voisine sinon supérieure à l'apport du milieu. Ce déficit peut être parfois signalé par des animaux venant "piper" l'air en surface, mais, même si cela n'est pas le cas, les poissons vont terriblement souffrir, l'appétit ira en diminuant et le cheptel sera plus

sensible aux maladies car affaibli.

Il est donc absolument nécessaire, quel que soit le site envisagé, de mesurer la concentration en oxygène dissous du milieu où se pratique l'élevage. Ces mesures doivent être répétées plusieurs fois par jour de préférence, notées ainsi que l'heure et d'éventuels paramètres météorologiques ; il est également souhaitable d'effectuer ces mesures avant et après la distribution d'aliments aux poissons, car, il est possible d'obtenir des différences notables. De plus, s'il s'agit d'un élevage réalisé en cages situées en milieu marin, plus ou moins abrité, il peut s'avérer nécessaire de faire des mesures régulièrement au cours d'un cycle complet de marée, lors d'un petit coefficient et lors d'un coefficient de vive eau.

La dissolution de l'oxygène dans l'eau est liée à un certain nombre de facteurs dont les principaux sont :

- échanges à l'interface air-eau
- diffusion et mélange au sein de la masse d'eau
- utilisation de l'oxygène, pour des réactions de photo-oxydation, d'oxydation chimique
- utilisation par toute la faune aquatique pour la respiration, la dégradation bactérienne des matières organiques et la nitrification
- production dans le milieu grâce à la photosynthèse.

Cette dissolution de l'oxygène dans l'eau est régie par des lois physiques ; la quantité maximum d'oxygène dissous dans un volume donné d'eau est dite concentration de saturation. Cette valeur varie avec la température de l'eau, la salinité, la pression atmosphérique et la pression de vapeur saturante. Il s'établit donc à la surface de l'eau un équilibre entre la couche superficielle et l'air sus-jacent ; par diffusion, par brassage cette valeur d'équilibre va s'installer dans les couches inférieures du milieu.

Les lois régissant cet équilibre ont pu être mises en équations par divers physiciens, et aujourd'hui nous disposons d'un certain nombre de tables ou d'abaques nous permettant d'obtenir la concentration de saturation, en fonction de la température, de la salinité et de la pression atmosphérique.

Il existe à travers le monde un énorme travail effectué concernant la mesure de l'oxygène dissous. (Certainement plus de 3000 références bibliographiques) mais usuellement, deux méthodes principales sont à notre disposition.

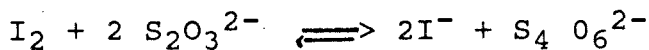
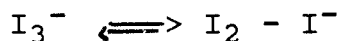
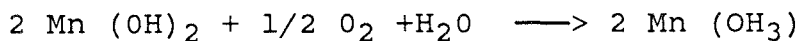
- L'une chimique est la méthode de Winkler, datant de 1888 et optimisée par Carpenter (1965) ; il existe de plus un certain nombre de variantes ayant pour but l'élimination d'interférences gênantes par exemple la méthode à l'azoture lorsque l'on se trouve en face d'échantillons supposés riches en Nitrites.

Cette méthode Winkler est la méthode de référence des océanographes et son emploi est également préconisé par la FAO.

- La seconde technique utilisable est la mesure de l'oxygène dissous par l'électrode polarographique recouverte d'une membrane perméable à l'oxygène. L'emploi de cette méthode semble nettement préférable pour un non spécialiste des dosages chimiques, surtout lorsqu'il s'agit d'effectuer des mesures nombreuses in situ. Cependant, l'usage d'une telle sonde polarographique impose un certain nombre de précautions si l'on veut que les mesures réalisées soient exemptes d'erreurs importantes.

II.4.1 La méthode de Winkler : Son principe.

Dans un échantillon d'eau à analyser, qui a été prélevé sans barbotage, on fait précipiter par une base forte une solution de chlorure ou de sulfate de manganèse. L'oxygène dissous est fixé en donnant l'hydroxyde manganique. On acidifie alors le milieu ; le précipité se dissout et le manganèse repasse au degré d'oxydation inférieur en oxydant à l'état d'iode les ions iodures introduits en solution avec la base forte. L'iode libéré est alors dosé par une solution titrée de thiosulfate. Les équations chimiques des réactions successives sont les suivantes :



Il faut donc 2 moles de thiosulfate pour doser une mole d'iode, elle même libérée par 1/2 mole d'oxygène. Cette méthode est très sensible, mais de nombreux risques d'erreurs sont liés au prélèvement et à l'injection des réactifs dans l'échantillon.

Pour réduire les erreurs dues aux manipulations on choisira un flacon en verre blanc, fermant obligatoirement avec un bouchon rodé. Ce flacon sera rempli par débordement et on évitera tout barbotage qui modifierait la concentration initiale en oxygène dissous. Les réactifs doivent être impérativement injectés sous la surface de l'échantillon, et on prendra grand soin à ne pas enfermer de bulle d'air dans le flacon lors du rebouchage de celui-ci. Si l'on fait de petites séries de dosages, une fois l'oxygène fixé par addition des premiers réactifs, avant acidification, on peut conserver les flacons au frais et à l'obscurité, en les plongeant dans un bac rempli d'eau. Après acidification l'échantillon doit être analysé dans l'heure qui suit.

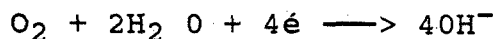
Cette méthode de dosage fait l'objet d'une norme AFNOR et sa mise en oeuvre est parfaitement expliquée dans le Manuel des Analyses Chimiques en milieu Marin édité par le groupe Chimie-pollution de l'IFREMER.

Cependant, la précision demandée par notre travail n'est pas celle requise de la part de chimistes ; mais nous devons quand même être très attentifs au mode opératoire.

Pour un usage sur le terrain, ou lorsque le technicien ne peut disposer d'un laboratoire, la société Merck commercialise un coffret permettant d'effectuer une centaine de dosages selon la méthode de Winkler ; il s'agit du test Aquamerck Référence 11107. Son emploi en est très facile, la précision que permet d'obtenir ce coffret (0,1 à 0,2 mg/l) est suffisante pour les contrôles en routine.

II.4.2 Les mesures par électrodes polarographiques à membrane.

Le détecteur polarographique est une cellule électrochimique, comprenant une anode et une cathode métalliques baignant dans un électrolyte et dont une face est constituée d'une membrane perméable à l'oxygène. Grâce à un circuit électronique approprié, on applique une différence de potentiel constante entre les électrodes. L'oxygène qui traverse la membrane se dissout dans l'électrolyte. La réduction de cet oxygène au niveau de la cathode (généralement en Or) provoque la formation d'un courant dépendant directement de la quantité d'oxygène diffusant au travers de la membrane.



Un choix judicieux de la matière constituant la membrane hydrophobe, son épaisseur, la géométrie de la cellule de mesure, la nature des métaux constituant l'anode (souvent l'argent) et la cathode (en Or généralement), l'épaisseur du film d'électrolyte situé devant cette cathode, tous ces choix ont permis d'obtenir que l'apport d'oxygène à l'intérieur de la cellule de mesure soit proportionnel à la pression partielle d'oxygène du milieu dans lequel est immergée l'électrode.

Une électronique associée amplifie le faible courant obtenu dans le détecteur, corrige la réponse de l'électrode aux variations de température auxquelles celle-ci est très sensible (cette compensation en température se fait sur une plage d'environ 5°C), et finalement l'électronique permet l'affichage de la concentration en oxygène dissous du milieu. Certains appareils de haut de gamme peuvent comporter en plus un système de mesure et de compensation automatique de la pression atmosphérique ainsi qu'une correction de salinité lorsque cette donnée est indiquée à l'appareil.

L'utilisation d'un tel appareil est simple, mais nécessite tout de même de prendre quelques précautions, aussi bien lors de sa mise en service et de son étalonnage que lors de la réalisation des mesures proprement dites.

L'étalonnage : il faut vérifier régulièrement le zéro électrique de l'appareil ; en effet, l'humidité sur un connecteur, un câble endommagé ou mal isolé peut provoquer des courants parasites erronant les mesures de plusieurs dixièmes de mg. Pour vérifier ce point, mettre l'appareil en service, électrode de mesure en place, mais sans membrane et sans électrolyte et en ayant rincé cette électrode à l'eau distillée. S'il n'y a pas de défauts, l'indication doit être 0. Remonter l'électrode suivant les prescriptions du fabricant, en ayant bien garde de ne jamais enfermer de bulle d'air à l'intérieur de la cellule de mesure et surtout, de ne pas mettre les doigts sur la membrane qui doit recouvrir le détecteur. Mettre alors l'appareil en service quelques minutes pour que l'oxygène dissous, dans l'électrolyte soit consommé. On peut alors vérifier le zéro du détecteur ; la technique la plus simple consiste à immerger l'électrode quelques minutes dans un flacon contenant une solution aqueuse à 2% de sulfite de sodium qui a pour propriété de consommer l'oxygène du milieu. L'indication de l'oxymètre doit être $0 \pm 0,05$ mg/l. Si ce n'est pas le cas, l'électrode doit être refaite ou bien elle doit être reconditionnée par le fabricant (il peut se former à l'usage sur l'anode en argent un dépôt de chlorure d'argent insoluble et qui perturbe la mesure). On peut profiter de cette étape pour vérifier la vitesse de réponse de l'électrode en la transférant de l'air, (par définition = 100% de saturation), à cette solution de sulfite de sodium. Une électrode qui réagit lentement à ces transferts doit être régénérée.

La seconde étape de l'étalonnage d'un oxymètre, c'est le point important, est le réglage de l'appareil sur la valeur de saturation dans des conditions bien précises de température, de salinité et de pression atmosphérique. La technique qui consiste à immerger l'électrode dans un béccher d'eau dans lequel on a fait barboter une dizaine de minutes de l'air est à proscrire. En effet, la température de l'eau de ce béccher peut être très différente du milieu où les mesures seront effectivement réalisées, le système de compensation électronique ne pouvant corriger cet écart, et plus grave, car non détectable, l'eau de ce béccher peut se trouver en sous ou bien en sur-saturation sans que nous puissions exactement le déterminer (sauf en faisant un dosage par la méthode de Winkler bien entendu).

Une autre technique d'étalonnage consiste à régler l'indication de l'appareil en laissant l'électrode dans l'air ; ceci entraîne également des erreurs importantes dues essentiellement aux différences de température et à la pression partielle de vapeur d'eau.

La technique la plus satisfaisante pour mettre le détecteur à la concentration de saturation calculée grâce à un abaque en connaissant température, salinité, pression atmosphérique est la suivante :

On introduit l'électrode de mesure dans un petit flacon, l'électrode devant boucher l'orifice de ce flacon de manière à ce que l'eau n'entre pas à l'intérieur lors de son immersion. Au fond de ce flacon on aura fixé un petit morceau de mousse ou bien d'éponge qui aura été imbibé d'eau. On enfoncera alors

l'électrode dans ce flacon jusqu'à ce que la membrane se trouve à 1 ou 2 mm de cette éponge ; attention qu'elle ne soit pas en contact direct, ni qu'il n'y ait des gouttelettes d'eau sur cette membrane. On immerge l'ensemble dans l'eau où devront s'effectuer les mesures. On doit alors attendre 10 à 20 minutes que l'équilibre thermique électrode, air, eau soit atteint. A ce stade, le détecteur se trouve en présence d'air, à température du milieu considéré, et saturé en vapeur d'eau. On peut alors, à l'aide du bouton calibration de l'appareil, faire indiquer à l'oxymètre la valeur de saturation, corrigée ou non de la salinité, calculée à l'aide d'une table ou d'un Nomogramme.

Cette technique d'étalonnage, peut-être un peu longue, permet d'obtenir une calibration aussi proche que possible de la valeur de saturation. Celle-ci a été vérifiée de nombreuses fois sur des mesures effectuées sur des échantillons, à l'aide d'un oxymètre et de dosages suivant la méthode de Winkler.

Après cet étalonnage, les mesures proprement dites n'offrent que très peu de difficultés. Cependant quelques observations doivent être faites.

- L'électrode consomme une faible quantité d'oxygène, il faut donc renouveler la couche d'eau se trouvant au contact de la membrane. Ceci doit se faire par agitation du milieu devant cette électrode, l'optimum sera une vitesse tangentielle de l'eau voisine de 30 cm/seconde. A ce sujet trop de fabricants de ce matériel ne se soucient pas de ce critère, ne l'indiquent pas aux utilisateurs de leurs appareils et d'ailleurs, souvent, ne vendent pas le système d'agitation correspondant.

Cette agitation devient impérative lorsque l'on souhaite faire des enregistrements (qui doivent être réalisés en même temps que la température pour être significatifs...)

L'agitation manuelle de l'électrode est à proscrire fortement ; en effet ces mouvements provoquent des vibrations, transmises à la membrane de l'électrode, et ayant pour effet de modifier sans arrêt l'épaisseur du film d'électrolyte situé entre la cathode et la membrane. Les mesures sont alors erronées. Le mouvement vertical de l'électrode est le plus mauvais à ce sujet.

Pour obtenir des mesures correctes avec cette électrode polarographique, on doit prendre garde de ne jamais l'utiliser avec une membrane sale ou grasse. La perméabilité de celle-ci à l'oxygène serait altérée et la dérive de l'appareil serait importante entre les étalonnages.

Il existe sur le marché toute une gamme d'oxymètres plus ou moins sophistiqués destinés à l'usage sur le terrain ou l'utilisation au laboratoire (Prix allant de 3000 à 50000 F pour un appareil permettant d'effectuer des mesures au microgramme / litre (ppb) et destiné à l'industrie pétrolière, chimique, ou destiné à réaliser des mesures de respirométrie). Cependant, dans un choix d'appareils, ceux qui utilisent une électrode galvanique (plomb - argent) dite électrode de Mackeret doivent être exclus car trop gros consommateurs d'oxygène lors des mesures ou alors l'agitation doit être très importante. Ce choix se portera plutôt sur des appareils

utilisant l'électrode polarographique dite de Clarck (son inventeur), nettement moins encombrante et moins gourmande en oxygène. Un autre critère de choix sera la présence d'un agitateur incorporé à l'électrode permettant un renouvellement rapide de l'eau devant l'électrode de mesure ou bien la possibilité d'en installer un facilement comme accessoire.

Il existe beaucoup d'autres méthodes pour la mesure de l'oxygène dissous, mais les techniques à mettre en oeuvre sont du domaine du laboratoire, et les dosages réalisés par des spécialistes.

Parmi celles-ci, actuellement, une équipe de chercheurs français met au point un nouveau type de détecteur d'oxygène dissous, dont le principe de base est la résonance magnétique nucléaire (RMN), profitant des propriétés paramagnétiques de la molécule d'oxygène lorsqu'elle est soumise à un champ magnétique. Peut-être que très bientôt, une miniaturisation du matériel vu en démonstration permettra d'effectuer rapidement des mesures in situ, avec un appareil ayant le principal avantage de pouvoir s'affranchir des divers réglages de zéro et de concentration de saturation, obtenus par des références internes stables.

II.5 LA MESURE DE LA TURBIDITE

La turbidité de l'eau est due à la présence dans celle-ci de matières en suspension de petites dimensions : limons, grains de sable, vase, matières organiques etc... Cette turbidité peut être évaluée par des techniques différentes soit qu'il s'agisse d'une mesure in-situ ou bien d'un échantillon ramené au laboratoire.

- Sur le terrain, la méthode consiste à mesurer la profondeur à laquelle un dispositif appelé disque de Secchi cesse d'être visible. Ce disque de 20 cm de diamètre, de couleur blanche porte un repère : Croix noire dont les branches font 30 mm de large ou bien alors une série de 6 trous de 55 mm répartis sur un cercle de diamètre 120 mm. On laisse descendre le disque suspendu à une corde et on note la profondeur à laquelle ce disque cesse d'être visible.

La méthode du "fil de platine" : il s'agit alors de déterminer la profondeur à laquelle un fil métallique (l'inox convient) de 1 mm de diamètre et 25 mm de long cesse d'être visible, ce dernier étant suspendu à un fil de 1,20 m et dont l'observateur tient l'autre extrémité au niveau de son oeil.

- Au laboratoire, la turbidité d'un échantillon d'eau se mesure par utilisation de l'effet Tyndall, ou l'opacimétrie. Dans l'effet Tyndall, la technique consiste à mesurer la lumière diffractée par les particules en suspension, lorsque l'échantillon est fortement éclairé, les faisceaux d'éclairement et de mesure étant décalés de 90°, la longueur d'onde utilisée étant 860 nm. Ces mesures dépendent de la dimension des particules, de leur nombre, mais également de l'indice de réfraction du milieu. Ces mesures sont donc souvent comparatives.

Il existe également la méthode dite "des gouttes de mastic", la méthode à la silice, et la méthode néphélométrique à la formazine. Ces méthodes demandent des étalonnages et leur utilisation pour nos besoins ne se justifie pas.

- La mesure des matières en suspension.

La technique utilisée pour cette mesure est la pesée d'un filtre en fibre de verre de porosité 0,5 micron maxi avant et après avoir filtré un volume donné d'eau, qui varie suivant la charge estimée, la dimension et la porosité du filtre. Le filtre est bien entendu séché avant la filtration et il sera rincé à l'eau distillée après avoir été traversé par un échantillon marin. Ce séchage sera fait à 70°C pendant deux heures et les filtres seront refroidis dans un dessiccateur. La concentration en matières en suspension est calculée par pesée différentielle, le poids obtenu étant ramené au volume d'eau filtré. La précision de la mesure dépend bien entendu de la sensibilité de la balance utilisée pour les pesées et du volume d'eau filtré.

III. LES SUBSTANCES DISSOUTES

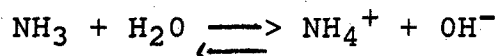
Parmi tous les éléments qui se trouvent en solution dans l'eau, l'azote a une place privilégiée pour l'aquaculture car à différents degrés d'oxydation, azote ammoniacal, nitrite, nitrate il est toujours présent dans le milieu où vivent les poissons.

III.1 L'AZOTE AMMONIACAL

C'est la forme de l'azote qui a la plus grande importance compte-tenu de sa forte toxicité pour les animaux. Cette toxicité est essentiellement le fait de la forme NH_3 ("ammoniaque dissous") et non de la forme ionisée ou "ion ammonium".

Quand l'ammoniaque, produit d'excrétion des poissons ainsi que l'urée, se dissout dans l'eau, il réagit partiellement avec l'eau pour donner des ions ammonium NH_4^+ .

Un équilibre chimique



s'établit,

dépendant du pH, de la température et de la salinité du milieu, paramètres dont la connaissance sera nécessaire pour déterminer le pourcentage d' NH_3 à partir de tables.

En effet, la plupart des techniques de dosages de l'azote ammoniacal permettent en réalité la mesure de la somme $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$.

L'azote ammoniacal pouvant subir une évolution rapide et aléatoire par altération bactérienne ou contamination atmosphérique (le gaz ammoniac est extrêmement soluble), le

prélèvement et le stockage éventuel des échantillons doivent faire l'objet de précautions particulières. Ainsi, le choix de la méthode de dosage tiendra compte de la possibilité de stabiliser rapidement ces échantillons.

Les principales techniques de mesure de l'azote ammoniacal sont essentiellement de deux types :

- les méthodes potentiométriques
- les méthodes colorimétriques

III.1.1 Les méthodes potentiométriques :

Il s'agit d'effectuer des mesures à l'aide d'électrodes à membranes hydrophobes qui, en principe offrent certaines commodités : faible volume d'échantillon et peu de traitement. Cependant, elles ne sont pas exemptes d'interférences, les électrodes sont très influencées par la température, et compte-tenu de leur dérive, nécessitent de fréquents réétalonnages. En outre, elles manquent de sensibilité ; aux bas niveaux d'azote ammoniacal la réponse de l'électrode est lente et il y a un risque d'échange d'ammoniac avec l'air au cours de cette mesure. On doit également noter que du fait du principe de l'électrode à diffusion gazeuse, on a la nécessité de travailler à un pH supérieur à 11, et qu'en eau de mer, ce pH entraîne la formation d'un important précipité d'hydroxydes de calcium et de magnésium susceptible de boucher les pores de la membrane hydrophobe. L'ajout de Citrate de Sodium ne permet pas d'éviter de manière satisfaisante cette précipitation.

III.1.2 Les méthodes colorimétriques.

Ces techniques sont basées sur le développement d'une ou de plusieurs réactions chimiques conduisant à la formation d'un composé absorbant en général la lumière dans le visible. Ces composés sont donc aisément dosables par une technique simple : la photométrie. Suivant la précision recherchée, on dispose sur le marché d'une large gamme de matériel de mesure : du simple comparateur optique à disque coloré au plus sophistiqué des spectrophotomètres laboratoire.

Il existe trois méthodes principales :

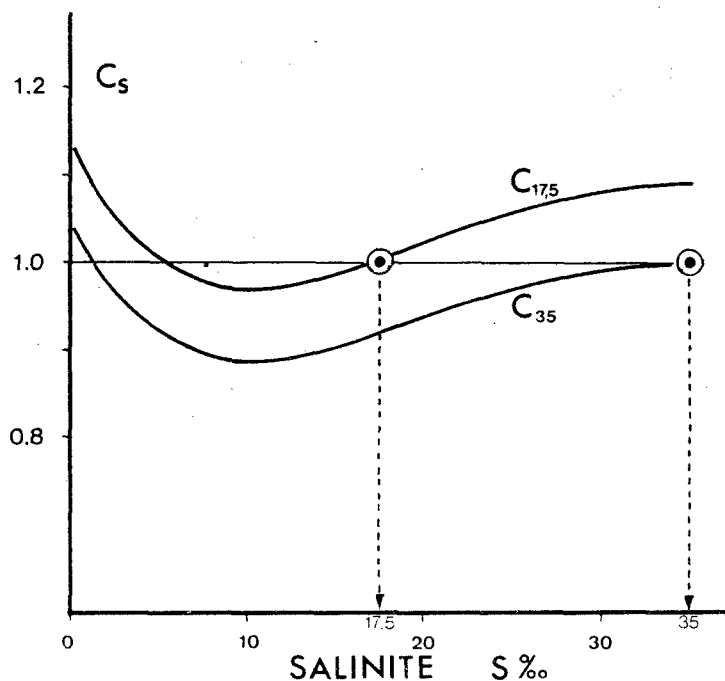
- la méthode de Nessler qui convient mal aux échantillons d'eau de mer, pour qui il existe de nombreuses interférences dues aux composés organiques et dont la sensibilité est très moyenne.
- la méthode aux Nitrites : on oxyde l'ammoniac contenu dans l'échantillon en Nitrites et on dose ces derniers. Bien que plus sensible que la méthode de Nessler (x 50), elle possède cependant l'inconvénient de nécessiter en parallèle le dosage des nitrites de façon à calculer l'azote ammoniacal par différence.

- la méthode au bleu d'indophénol : cette technique est basée sur la réaction de l'ammoniac avec le chlore, en milieu basique pour former une monochloramine. Puis cette dernière réagit avec le phénol en présence d'un excès de chlore pour former le bleu d'indophénol, absorbant de façon intense à 630 nm. La réaction est accélérée par la présence d'un sel de Nitro-prussiate servant de Catalyseur (Réaction dite de Berthelot). Pour les échantillons d'eau de mer, le pH de la réaction entraînerait la précipitation des alcalino-terreux ; celle-ci est évitée par l'addition d'une solution de Citrate de Sodium.

Cette méthode est trente fois plus sensible que la méthode de Nessler et est considérée comme ne présentant que peu d'interférences avec les acides aminés ou l'urée. Elle présente en outre l'avantage de pouvoir être utilisée pour l'eau douce aussi bien que l'eau de mer. La technique de dosage étant une méthode colorimétrique, la présence d'une trop grande quantité de matière en suspension perturbe la mesure (phénomènes de turbidité et de diffraction) ; de plus, pour des eaux provenant d'élevages, de nombreuses particules organiques peuvent éventuellement interférer au cours de la réaction chimique. Pour remédier à ces inconvénients, une filtration rapide, mais efficace des échantillons s'avère nécessaire (filtre de 25 à 50 microns).

L'azote ammoniacal est l'un des composés les plus sensibles à une évolution après le prélèvement. En effet, il est l'un des maillons du cycle de l'azote et à ce titre, l'échantillon peut se trouver soumis à des effets bactériens tels que l'ammonification ou la nitrification, ou bien à des effets planctoniques tels que l'assimilation. Par ailleurs, l'atmosphère peut être une source de contamination possible. Aussi il est nécessaire de protéger les échantillons aussi rapidement que possible du contact avec l'air, et il faut bien entendu ne pas fumer lors du prélèvement et lors du traitement de ces échantillons. Des flacons en polyéthylène de 50 ou 100 ml à goulot étroit sont recommandés pour les prélèvements compte tenu des éléments cités ci-dessus, la conservation des échantillons non fixés doit être impérativement évitée (surtout par congélation). Il est donc indispensable de stabiliser ceux-ci par addition de réactifs directement dans les flacons aussitôt que possible après le prélèvement. Une fois fixés les échantillons seront conservés à l'obscurité et la mesure devra avoir lieu au moins huit heures après l'ajout des réactifs.

L'ammoniac étant un gaz extrêmement soluble, des précautions particulières doivent être apportées à la confection des réactifs et des solutions étalons pour éviter toutes contaminations. En particulier, l'eau distillée peut contenir des quantités non négligeables d'azote ammoniacal. On lui préférera l'usage d'une eau fraîchement déminéralisée. Il en sera de même si les concentrations en azote ammoniacal sont élevées et que des dilutions s'avèrent indispensables. Un autre point important concernant ce dosage, est l'influence de la salinité sur la mesure.



Variation de la correction de salinité C_s en fonction de la salinité pour l'analyse de l'azote ammoniacal (AMINOT, non publié). La correction C_s est toujours rapportée à la salinité S à laquelle a été effectuée la courbe d'étalonnage. Ainsi à cette salinité S la correction est toujours égale à 1.00. Les deux exemples présentés donnent l'allure des courbes obtenues si l'étalonnage est effectué à une salinité de 35‰ (courbe C_{35}) ou à une salinité de 17.5‰ (courbe $C_{17.5}$).

Si les étalons et les échantillons ne sont pas de salinités voisines, il est nécessaire de tracer la courbe de variation du facteur correctif, et de multiplier les mesures obtenues par le facteur correctif.

Ainsi qu'il a été écrit auparavant, la méthode permet le dosage de l'Azote ammoniacal total (Somme de NH_3 et de NH_4^+). Or, ce qui intéresse un éleveur c'est la fraction toxique de l'azote ammoniacal c'est à dire la forme non ionisée NH_3 .

En effet des études ont montré que cette toxicité était essentiellement due à la forme NH_3 qui peut seule traverser les membranes cellulaires en raison de sa solubilité vis-à-vis des lipides, et ce qui n'est pas le cas de l'ion ammonium.

Cette pénétration de NH_3 dans les cellules altère la perméabilité cellulaire, surtout au niveau de l'épithélium branchial ceci entraînant une baisse des capacités d'échange d'oxygène pouvant conduire à la mort par réduction de l'activité métabolique.

Or cet équilibre : $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ est influencé par un certain nombre de facteurs dont les principaux sont :

- la température
- la salinité
- le pH

Des chimistes ont étudié ces différents facteurs, et ceci a permis de dresser la table suivante :

Pourcentage d'ammoniac non ionisé NH_3 par rapport à l'azote ammoniacal total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) en fonction de la température, de la salinité et du pH.

S = 0 ‰												S = 10 ‰					
t °C	pH						pH										
	6.5	7	7.5	8	8.5	9	6.5	7	7.5	8	8.5	9					
0	0,025	0,078	0,247	0,778	2,42	7,27	0,024	0,076	0,241	0,758	2,36	7,10					
2	0,030	0,094	0,295	0,927	2,87	8,56	0,029	0,091	0,298	0,904	2,80	8,36					
4	0,035	0,111	0,351	1,10	3,40	10,0	0,034	0,108	0,342	1,07	3,32	9,79					
6	0,042	0,132	0,417	1,31	4,02	11,7	0,041	0,129	0,406	1,27	3,92	11,4					
8	0,050	0,157	0,493	1,54	4,72	13,6	0,048	0,153	0,481	1,50	4,61	13,2					
10	0,059	0,185	0,582	1,82	5,53	15,6	0,057	0,180	0,568	1,77	5,40	15,3					
12	0,069	0,218	0,686	2,14	6,46	17,9	0,067	0,212	0,669	2,08	6,31	17,5					
14	0,081	0,256	0,806	2,50	7,51	20,4	0,079	0,250	0,786	2,44	7,34	20,0					
16	0,095	0,301	0,945	2,93	8,71	23,2	0,093	0,293	0,921	2,85	8,50	22,7					
18	0,112	0,352	1,10	3,41	10,0	26,1	0,109	0,343	1,08	3,33	9,82	25,6					
20	0,130	0,411	1,29	3,96	11,5	29,2	0,127	0,401	1,26	3,87	11,3	28,7					
22	0,152	0,479	1,50	4,59	13,2	32,5	0,148	0,467	1,46	4,48	12,9	31,9					
24	0,177	0,557	1,74	5,30	15,0	35,9	0,172	0,543	1,70	5,18	14,7	35,3					
26	0,205	0,646	2,02	6,11	17,1	39,4	0,200	0,630	1,96	5,96	16,7	38,8					
28	0,235	0,748	2,33	7,01	19,3	43,0	0,232	0,729	2,27	6,84	18,8	42,3					
30	0,275	0,865	2,68	8,02	21,6	46,6	0,268	0,843	2,62	7,82	21,2	45,9					
S = 20 ‰						S = 30 ‰											
t °C	pH						pH										
	6.5	7	7.5	8	8.5	9	6.5	7	7.5	8	8.5	9					
0	0,024	0,074	0,235	0,739	2,30	6,93	0,023	0,072	0,229	0,720	2,24	6,76					
2	0,028	0,089	0,280	0,881	2,73	8,16	0,027	0,086	0,273	0,858	2,66	7,97					
4	0,033	0,106	0,333	1,05	3,24	9,57	0,033	0,103	0,325	1,02	3,16	9,34					
6	0,040	0,125	0,396	1,24	3,82	11,2	0,039	0,122	0,386	1,21	3,73	10,9					
8	0,047	0,149	0,468	1,47	4,49	12,9	0,046	0,145	0,456	1,43	4,38	12,7					
10	0,056	0,176	0,553	1,73	5,27	15,0	0,054	0,171	0,539	1,68	5,14	14,6					
12	0,066	0,207	0,651	2,03	6,15	17,2	0,064	0,202	0,635	1,98	6,01	16,8					
14	0,077	0,243	0,766	2,38	7,16	19,6	0,075	0,237	0,746	2,32	6,99	19,2					
16	0,090	0,286	0,897	2,78	8,30	22,3	0,088	0,278	0,874	2,71	8,11	21,8					
18	0,106	0,334	1,05	3,24	9,50	25,1	0,103	0,326	1,02	3,16	9,36	24,6					
20	0,124	0,390	1,22	3,77	11,0	28,2	0,121	0,380	1,19	3,68	10,8	27,6					
22	0,144	0,455	1,42	4,37	12,6	31,4	0,141	0,443	1,39	4,26	12,3	30,8					
24	0,168	0,529	1,65	5,05	14,4	34,7	0,164	0,515	1,61	4,93	14,1	34,1					
26	0,195	0,614	1,92	5,82	16,3	38,2	0,190	0,598	1,87	5,68	16,0	37,6					
28	0,226	0,711	2,21	6,68	18,5	41,7	0,220	0,693	2,16	6,52	18,1	41,1					
30	0,261	0,821	2,55	7,65	20,7	45,3	0,254	0,800	2,49	7,47	20,3	44,7					
S = 35 ‰						S = 40 ‰											
t °C	pH						pH										
	6.5	7	7.5	8	8.5	9	6.5	7	7.5	8	8.5	9					
0	0,023	0,072	0,226	0,711	2,21	6,68	0,022	0,071	0,223	0,702	2,19	6,60					
2	0,027	0,085	0,269	0,847	2,63	7,87	0,027	0,084	0,266	0,836	2,60	7,78					
4	0,032	0,102	0,321	1,01	3,12	9,22	0,032	0,100	0,317	0,994	3,08	9,12					
6	0,038	0,121	0,381	1,19	3,68	10,8	0,038	0,119	0,376	1,18	3,63	10,7					
8	0,045	0,143	0,451	1,41	4,33	12,5	0,045	0,141	0,445	1,39	4,28	12,4					
10	0,053	0,169	0,532	1,66	5,08	14,5	0,053	0,167	0,525	1,64	5,01	14,3					
12	0,063	0,199	0,627	1,95	5,93	16,6	0,062	0,196	0,619	1,93	5,86	16,4					
14	0,074	0,234	0,736	2,29	6,91	19,0	0,073	0,231	0,727	2,26	6,82	18,8					
16	0,087	0,275	0,863	2,68	8,01	21,6	0,086	0,271	0,852	2,65	7,91	21,4					
18	0,102	0,321	1,01	3,12	9,25	24,4	0,101	0,317	0,997	3,08	9,14	24,1					
20	0,119	0,375	1,18	3,63	10,6	27,4	0,117	0,371	1,16	3,59	10,5	27,1					
22	0,139	0,438	1,37	4,21	12,2	30,5	0,137	0,432	1,35	4,16	12,1	30,3					
24	0,161	0,509	1,59	4,86	13,9	33,8	0,159	0,502	1,57	4,81	13,8	33,5					
26	0,187	0,590	1,84	5,61	15,8	37,3	0,185	0,583	1,82	5,54	15,6	37,0					
28	0,217	0,684	2,13	6,44	17,9	40,8	0,214	0,675	2,10	6,36	17,7	40,5					
30	0,251	0,790	2,46	7,38	20,1	44,3	0,248	0,780	2,43	7,29	19,9	44,0					

Ce tableau montre l'importance de variation du pourcentage de NH_3 surtout en fonction du pH de l'eau : pour une demi-unité pH, ce pourcentage peut être multiplié par un facteur 2,5 à 3.

Aussi, pour interpréter le résultat d'une analyse d'azote ammoniacal, il est absolument impératif de connaître la température, la salinité et le pH de l'échantillon au moment du prélèvement. Trop souvent, ces paramètres sont absents et le résultat de la mesure n'est pas exploitable.

Ce résultat devra donc comprendre :

- la mesure de l'azote ammoniacal total tel qu'il est dosé par la méthode
- les indications de la température, de la salinité et du pH de l'échantillon considéré
- le pourcentage d'ammoniac (NH_3) correspondant
- le pourcentage en N - NH_3 en mg / l qui est finalement le seul intéressant l'éleveur.

Cette méthode de dosage fait l'objet d'une norme AFNOR. C'est la seule méthode qui doit être employée pour nos mesures. Son utilisation est largement facilitée par l'emploi de la technique du dosage en flux continu car, à partir d'un certain nombre d'échantillons, le flux continu permet de minimiser les erreurs dues à la manipulation de ces échantillons. D'autre part, le flux continu permet de gagner du temps car, la formation du bleu d'indophénol met six heures à température ambiante, et ce temps est réduit à moins de dix minutes à 80°C ... Cette technique de dosage est parfaitement au point et est employée par un grand nombre de laboratoires à l'heure actuelle. Pour des mesures sur le terrain, il existe chez Merck un coffret utilisant cette méthode très commode d'emploi (Réf Merck Aquamerck 14428 et Spectroquant 14752).

III.2 LA MESURE DE L'AZOTE NITREUX

Les nitrites représentent un niveau intermédiaire dans le cycle de l'azote, entre l'azote ammoniacal et les nitrates. De ce fait, les concentrations habituelles en nitrites sont généralement faibles.

L'intérêt de leur mesure réside dans le fait qu'ils sont un indicateur du fonctionnement d'un filtre biologique équipant un circuit fermé et que leur présence en excès résulte d'un mauvais fonctionnement du lit bactérien qui doit les oxyder. Peu de données existent sur la toxicité des nitrites et les mécanismes de cette toxicité chez les poissons. Une des manifestations physiologiques de ceux-ci sont l'oxydation de l'hémoglobine en méthémoglobine qui ne peut plus assurer à ce stade le transport de l'oxygène, mais ce phénomène ne peut expliquer à lui seul le mécanisme de leur toxicité. Ces nitrites seraient également à l'origine d'hémorragies et de lésions nécrotiques au niveau du thymus des poissons. Ce niveau de toxicité correspond à une concentration faible de nitrites dans le milieu (de l'ordre de 0,1 à 0,2 mg de N - NO_2 /litre) mais cette toxicité dépendra également du temps, du pH, et en eau de mer spécialement, le seuil de toxicité serait nettement plus élevé...

La méthode de dosage à utiliser est basée sur la réaction de Griess, adaptée à l'eau de mer par Beudischeinder et Robinson (1952). C'est une méthode très sensible et bien spécifique des ions nitrites.

Les ions nitrites forment un diazoïque avec la sulfanilamide en milieu acide, puis le diazoïque se couple avec le N-naphthyl - éthylène - diamine pour donner un complexe coloré rose pourpre absorbant fortement la lumière à 543 nm. Son dosage colorimétrique est donc réalisable. Cependant aux fortes concentrations en nitrites, le composé coloré devient instable, la dilution des échantillons avec de l'eau distillée est alors nécessaire.

Les échantillons seront filtrés à 50 microns. En ce qui concerne leur conservation, si l'analyse immédiate ne peut avoir lieu, les échantillons seront congelés rapidement. Il n'existe pas de précautions particulières concernant ce dosage si ce n'est l'attente de 10 à 15 minutes après l'introduction du second réactif, mais la lecture doit impérativement s'effectuer dans les deux heures suivant le traitement de l'échantillon.

L'eau à utiliser pour la préparation des réactifs, des solutions étalons, ou pour d'éventuelles dilutions sera de l'eau fraîchement distillée ou de l'eau déminéralisée. Cette méthode a été automatisée, et la technique du flux continu permet de traiter un grand nombre d'échantillons (20 à 40 par heure) avec une précision remarquable ($\pm 1\%$ au niveau 1 micromole / litre). Les dilutions peuvent également s'effectuer directement sur le plateau analytique.

III.3 LA MESURE DE L'AZOTE NITRIQUE

Les nitrates sont la forme stable de l'azote. C'est l'élément azoté principalement utilisé par le phytoplancton. Grâce à des bactéries nitrifiantes, il est régénéré à partir de l'azote ammoniacal et des nitrites. Ceci est le principe des filtres biologiques.

De ce fait, l'importance du dosage des Nitrates est évident lorsque l'élevage fait appel à la technique du circuit fermé. Ils sont à ce titre indicateur du bon fonctionnement du filtre biologique.

La méthode de dosage retenue est basée sur la réduction des Nitrates en Nitrites, cette réduction étant obtenue par passage de l'échantillon sur une colonne de Cadmium traité au cuivre ; la réduction est catalysée par du chlorure d'Ammonium (méthode de Grasshoff 1964). En réalité la mesure représente la somme $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$; de ce fait, les nitrates seront obtenus par soustraction des nitrites, dont le dosage aura eu lieu avant réduction.

Le dosage est absolument identique à celui des Nitrites.

Le point important est le bon fonctionnement de la colonne réductrice dont le rendement ne doit pas être inférieur à 95%. Ce rendement doit être vérifié régulièrement, car il évolue quand la colonne vieillit ; le débit traversant la colonne doit être ajusté pour obtenir un rendement maximum. Le Cadmium traité contenu dans la colonne de réduction ne doit jamais venir au contact de l'air car l'amalgame serait altéré.

Dans le cas d'échantillons fortement concentrés en nitrates et nitrites, il est nécessaire de diluer ceux-ci avec une solution de NH_4Cl dans l'eau distillée pour les mêmes raisons que les Nitrites. Avant chaque série de dosages, il est nécessaire de réactiver la colonne en faisant passer sur celle-ci 100 à 200 ml d'eau dopée en Nitrates à 100 μ mole / litre et additionnée de NH_4Cl .

Cette méthode est utilisable aussi bien pour l'eau douce que pour l'eau de mer ; cependant le rendement de la colonne de réduction peut varier suivant la salinité des échantillons ; aussi est-il préférable d'établir la courbe étalon dans les mêmes conditions de salinité que les échantillons à doser.

Cette méthode est bien sûr applicable à l'analyse en flux continu, la réduction se faisant sur une colonne de Cadmium / cuivre miniature incorporée dans le circuit analytique lorsque l'hydraulique de celui-ci est stable.

Les échantillons seront soigneusement filtrés avant leur traitement (0,5 ou 1 micron) car sinon la colonne serait vite colmatée par les éléments se trouvant en suspension. Ainsi que pour les nitrites, si l'analyse ne peut-être faite immédiatement, les échantillons seront congelés aussi rapidement que possible après le prélèvement.

IV. CONCLUSIONS

Les méthodes de mesure à utiliser pour le contrôle de la qualité de l'eau aux fins d'élevage ne mettent pas en oeuvre ni une technologie sophistiquée, ni un matériel complexe. Elles sont simples et fiables.

L'utilisateur doit cependant les posséder parfaitement, connaître leurs possibilités mais également leurs limites, leurs contraintes, connaître les conditions de conservation d'un échantillon...

En effet, un oxymètre mal étalonné, un pH mètre mal réglé, une contamination ou une mauvaise conservation d'un échantillon destiné à la mesure de l'azote ammoniacal, tout ceci génère des résultats erronés, des interprétations douteuses. Parfois des actes malheureux pouvant entraîner à plus ou moins long terme la perte du cheptel !

Il faut prendre le temps d'étalonner un appareil, il faut connaître parfaitement sa méthode d'analyse, il faut vérifier souvent son matériel, il faut soigneusement laver sa verrerie, il faut absolument tester un appareil neuf avant son emploi en routine.

Afin de pouvoir interpréter les résultats issus d'un lieu ou d'un autre, il est important qu'il y ait conformité des méthodes de traitement des échantillons, du prélèvement à la mesure mais aussi que tous les paramètres liés à une mesure soient bien recueillis : par exemple température, salinité, pression atmosphérique pour une mesure d'oxygène dissous, et que l'on connaisse la température, la salinité et le pH lors d'un dosage d'azote ammoniacal.

Alors, il y aura un grand pas de fait....

Des laboratoires bien équipés doivent assurer la mise au point ou l'adaptation de méthodes de dosage pour les besoins du traitement de l'eau, et, permettre l'évaluation du matériel mis sur le marché (par exemple oxymètres).

Solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température et de la salinité. Les valeurs sont en ml.l^{-1} (ou $\text{cm}^3.\text{dm}^{-3}$).

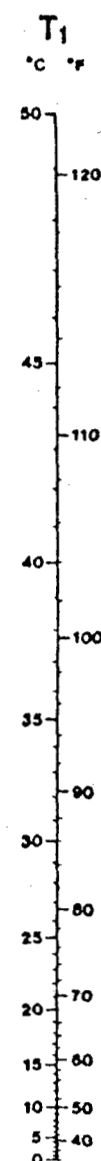
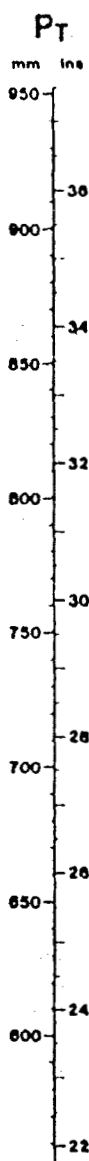
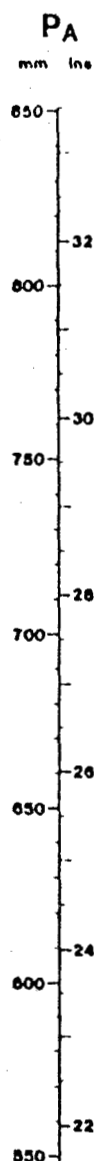
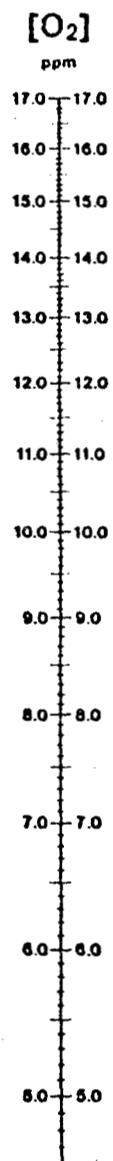
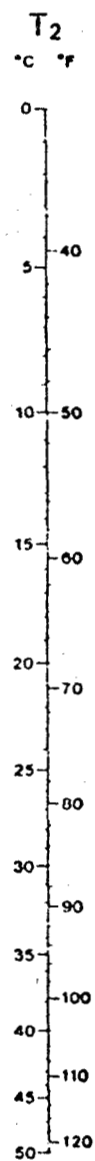
SALINITÉS

	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
0	10,22	10,08	9,94	9,81	9,67	9,54	9,41	9,29	9,16	9,04	8,91	8,79	8,67	8,56	8,44	8,32	8,21	8,10	7,99	7,88	7,77
1	9,94	9,80	9,67	9,54	9,41	9,28	9,16	9,04	8,91	8,79	8,68	8,56	8,44	8,33	8,22	8,11	8,00	7,89	7,78	7,68	7,58
2	9,67	9,54	9,41	9,28	9,16	9,04	8,92	8,80	8,68	8,56	8,45	8,34	8,22	8,11	8,01	7,90	7,79	7,69	7,59	7,48	7,38
3	9,41	9,28	9,16	9,04	8,92	8,80	8,68	8,57	8,45	8,34	8,23	8,12	8,01	7,91	7,80	7,70	7,60	7,50	7,40	7,30	7,20
4	9,16	9,04	8,92	8,81	8,69	8,57	8,46	8,35	8,24	8,13	8,02	7,92	7,81	7,71	7,61	7,51	7,41	7,31	7,22	7,12	7,03
5	8,93	8,81	8,70	8,58	8,47	8,36	8,25	8,14	8,03	7,93	7,83	7,72	7,62	7,52	7,42	7,33	7,23	7,14	7,04	6,95	6,86
6	8,70	8,59	8,48	8,37	8,26	8,15	8,05	7,94	7,84	7,74	7,64	7,54	7,44	7,34	7,25	7,15	7,06	6,97	6,88	6,79	6,70
7	8,49	8,38	8,27	8,16	8,06	7,95	7,85	7,75	7,65	7,55	7,45	7,36	7,26	7,17	7,08	6,98	6,89	6,81	6,72	6,63	6,55
8	8,28	8,17	8,07	7,97	7,86	7,76	7,66	7,57	7,47	7,37	7,28	7,19	7,09	7,00	6,91	6,82	6,74	6,65	6,57	6,48	6,40
9	8,08	7,98	7,88	7,78	7,68	7,58	7,48	7,39	7,30	7,20	7,11	7,02	6,93	6,84	6,76	6,67	6,59	6,50	6,42	6,34	6,26
10	7,89	7,79	7,69	7,60	7,50	7,41	7,31	7,22	7,13	7,04	6,95	6,86	6,78	6,69	6,61	6,52	6,44	6,36	6,28	6,20	6,12
11	7,71	7,61	7,52	7,42	7,33	7,24	7,15	7,06	6,97	6,88	6,80	6,71	6,63	6,54	6,46	6,38	6,30	6,22	6,14	6,07	5,99
12	7,53	7,44	7,35	7,26	7,17	7,08	6,99	6,90	6,82	6,73	6,65	6,56	6,48	6,40	6,32	6,24	6,17	6,09	6,01	5,94	5,87
13	7,37	7,27	7,18	7,10	7,01	6,92	6,84	6,75	6,67	6,59	6,50	6,42	6,34	6,27	6,19	6,11	6,04	5,96	5,89	5,82	5,74
14	7,20	7,12	7,03	6,94	6,86	6,77	6,69	6,61	6,53	6,45	6,37	6,29	6,21	6,14	6,06	5,99	5,91	5,84	5,77	5,70	5,63
15	7,05	6,96	6,88	6,79	6,71	6,63	6,55	6,47	6,39	6,31	6,24	6,16	6,08	6,01	5,94	5,87	5,79	5,72	5,65	5,58	5,52
16	6,90	6,81	6,73	6,65	6,57	6,49	6,41	6,34	6,26	6,18	6,11	6,03	5,96	5,89	5,82	5,75	5,68	5,61	5,54	5,48	5,41
17	6,75	6,67	6,59	6,51	6,44	6,36	6,28	6,21	6,13	6,06	5,99	5,91	5,84	5,77	5,70	5,64	5,57	5,50	5,43	5,37	5,31
18	6,61	6,54	6,46	6,38	6,31	6,23	6,16	6,08	6,01	5,94	5,87	5,80	5,73	5,66	5,59	5,53	5,46	5,40	5,33	5,27	5,21
19	6,48	6,40	6,33	6,25	6,18	6,11	6,03	5,96	5,89	5,82	5,75	5,69	5,62	5,55	5,49	5,42	5,36	5,29	5,23	5,17	5,11
20	6,35	6,28	6,20	6,13	6,06	5,99	5,92	5,85	5,78	5,71	5,64	5,58	5,51	5,45	5,38	5,32	5,26	5,20	5,14	5,07	5,02
21	6,23	6,15	6,08	6,01	5,94	5,87	5,80	5,74	5,67	5,60	5,54	5,47	5,41	5,35	5,28	5,22	5,16	5,10	5,04	4,98	4,93
22	6,11	6,04	5,97	5,90	5,83	5,76	5,69	5,63	5,56	5,50	5,44	5,37	5,31	5,25	5,19	5,13	5,07	5,01	4,95	4,89	4,84
23	5,99	5,92	5,85	5,79	5,72	5,65	5,59	5,52	5,46	5,40	5,34	5,28	5,21	5,15	5,10	5,04	4,98	4,92	4,87	4,81	4,75
24	5,88	5,81	5,74	5,68	5,61	5,55	5,49	5,42	5,36	5,30	5,24	5,18	5,12	5,06	5,01	4,95	4,89	4,84	4,78	4,73	4,67
25	5,77	5,70	5,64	5,58	5,51	5,45	5,39	5,33	5,27	5,21	5,15	5,09	5,03	4,98	4,92	4,86	4,81	4,75	4,70	4,65	4,59
26	5,66	5,60	5,54	5,48	5,41	5,35	5,29	5,23	5,17	5,12	5,06	5,00	4,95	4,89	4,83	4,78	4,73	4,67	4,62	4,57	4,52
27	5,56	5,50	5,44	5,38	5,32	5,26	5,20	5,14	5,08	5,03	4,97	4,92	4,86	4,81	4,75	4,70	4,65	4,60	4,54	4,49	4,44
28	5,46	5,40	5,34	5,28	5,23	5,17	5,11	5,05	5,00	4,94	4,89	4,83	4,78	4,73	4,67	4,62	4,57	4,52	4,47	4,42	3,37
29	5,37	5,31	5,25	5,19	5,14	5,08	5,02	4,97	4,91	4,86	4,81	4,75	4,70	4,65	4,60	4,55	4,50	4,45	4,40	4,35	4,30
30	5,28	5,22	5,16	5,10	5,05	4,99	4,94	4,89	4,83	4,78	4,73	4,68	4,62	4,57	4,52	4,47	4,43	4,38	4,33	4,28	4,24
31	5,19	5,13	5,07	5,02	4,96	4,91	4,86	4,80	4,75	4,70	4,65	4,60	4,55	4,50	4,45	4,40	4,36	4,31	4,26	4,22	4,17
32	5,10	5,04	4,99	4,94	4,88	4,83	4,78	4,73	4,68	4,63	4,58	4,53	4,48	4,43	4,38	4,33	4,29	4,24	4,20	4,15	4,11
33	5,01	4,96	4,91	4,86	4,80	4,75	4,70	4,65	4,60	4,55	4,50	4,46	4,41	4,36	4,31	4,27	4,22	4,18	4,13	4,09	4,04
34	4,93	4,88	4,83	4,78	4,73	4,68	4,63	4,58	4,53	4,48	4,43	4,39	4,34	4,29	4,25	4,20	4,16	4,11	4,07	4,03	3,98
35	4,85	4,80	4,75	4,70	4,65	4,60	4,55	4,51	4,46	4,41	4,36	4,32	4,27	4,23	4,18	4,14	4,10	4,05	4,01	3,97	3,93

TEMPÉRATURES

OXYGÈNE DISSOUS

nomogram for oxygen solubility in air saturated freshwater



Instructions for use

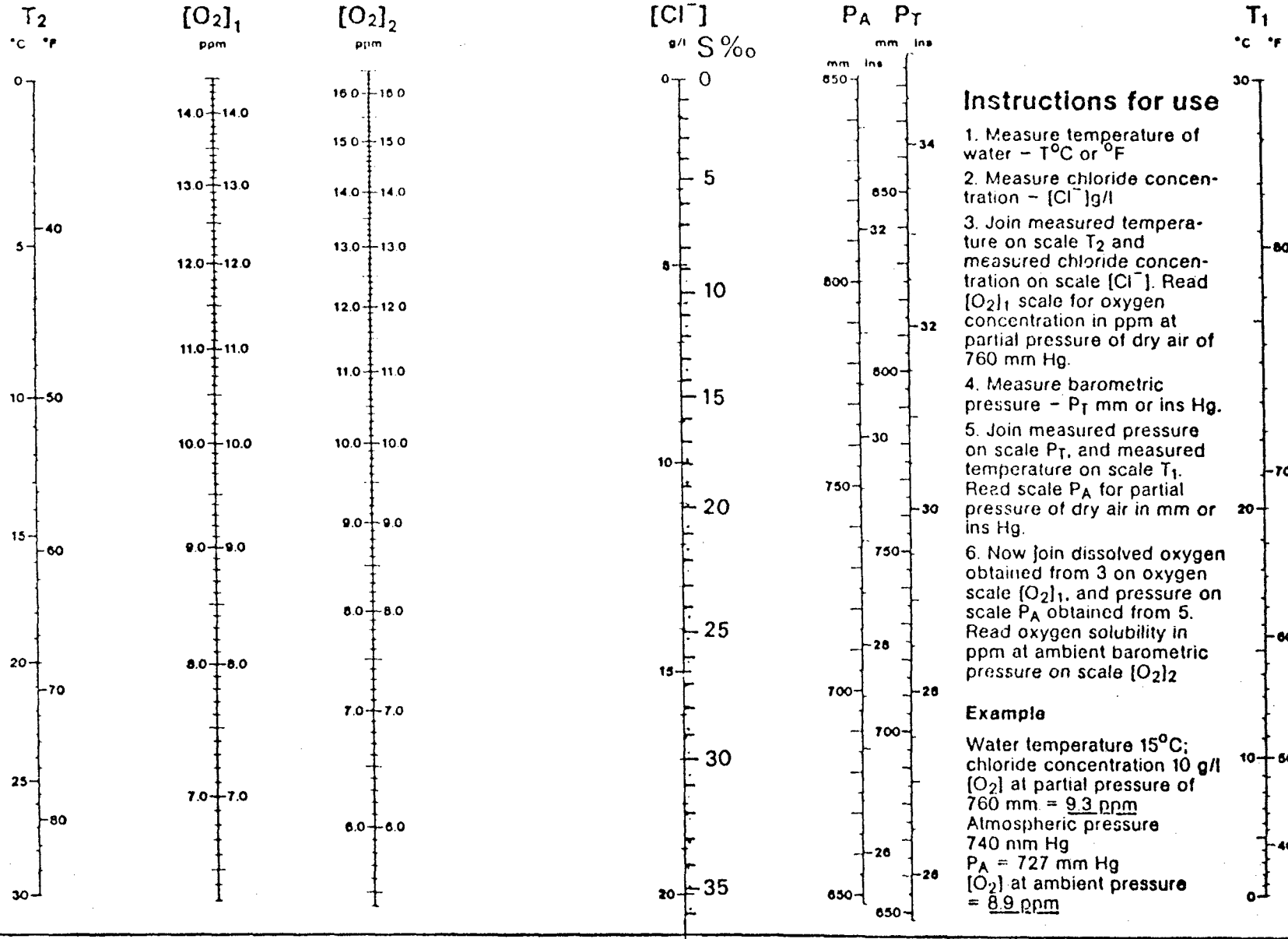
1. Measure temperature of water - T^oC or ^oF
2. Measure barometric pressure - P_T mm or ins Hg
3. Join value of measured temperature on temperature scale T₁, and value of measured pressure on pressure scale P_T, and read P_A scale to obtain partial pressure of dry air in mm or ins Hg
4. Now join value of this partial pressure on pressure scale P_A, and value of measured temperature on temperature scale T₂, and read scale [O₂] to obtain concentration of dissolved oxygen in ppm

Example

Water temperature 20^oC;
 Barometric pressure
 750 mm Hg
 P_A = 732 mm Hg
 [O₂] = 9.0 ppm

ORBISPHERE LABORATORIES
 5, rue Gustave-Moynier
 CH-1202 Geneva Switzerland
 Tel. 32 19 35

nomogram for oxygen solubility in air saturated saline water



BIBLIOGRAPHIE

- AMINOT A. Manuel des Analyses Chimiques en milieu
CHAUSSEPIED M. Marin Bull. CNEOX. IFREMER, 395 p.
1983
- DEGREMONT Memento technique de l'eau. 1978 Degremont
- HITCHMAN M.L. Measurement of Dissolved Oxygen. John Willey
1978 and Sons et Orbisphère Cap. 1578 - 255 p.
- RODIER J. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux
1987 résiduaaires, eau de mer. 7^e Ed. Dunod,
1365 p.
- STRICKLAND J.D.H. A pratical handbook of sea water analysis.
and PARSON T.R. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 167, 311 p.
1972

