



CRITÈRES DE QUALITÉ DES EAUX POUR LES POISSONS D'EAU DOUCE EUROPÉENS

Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures

préparé par

**Le Groupe de travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux
pour les poissons d'eau douce européens**



**COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES DANS LES EAUX INTÉRIEURES
ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE
Rome, 1971**

COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES DANS LES EAUX INTÉRIEURES

Les documents de la CECPI sont publiés dans quatre séries:

Rapport de la CECPI

Rapport de chaque session, publié en français et en anglais.

Document technique de la CECPI

Des documents scientifiques et techniques sélectionnés comprenant certains documents de travail présentés aux sessions de la Commission ou de ses sous-commissions. Publiés en français et en anglais.

Document occasionnel de la CECPI

Documents d'intérêt général pour la Commission, Publiés dans la langue d'origine, soit en français, soit en anglais.

Nouvelles de la CECPI

Notes et commentaires sur les activités de la CECPI et de ses Etats Membres, de la FAO et d'autres organisations: une tribune pour l'échange d'informations, d'idées et d'expériences.

Des exemplaires de ces documents peuvent être obtenus en s'adressant au:

Secrétaire
Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux
intérieures
Département des pêches
FAO
Via delle Terme di Caracalla
00100 Rome, Italie

EUROPEAN INLAND FISHERIES ADVISORY COMMISSION (EIFAC)

EIFAC documents are issued in four series:

EIFAC Report

Report of each session, in English and French.

EIFAC Technical Paper

Selected scientific and technical papers, including some of those contributed as working documents to sessions of the Commission or its sub-commissions. Published in English and French.

EIFAC Occasional Paper

Papers of general interest to the Commission. Published in the language submitted, either English or French.

EIFAC Newsletter

Notes and comments on the activities of EIFAC and its Member Nations, FAO and other organizations: a forum for the exchange of news, ideas and experience. Published in English and French.

Copies of these documents can be obtained from:

Secretary
European Inland Fisheries Advisory Commission
Department of Fisheries
FAO
Via delle Terme di Caracalla
00100 Rome, Italy

CRITERES DE QUALITE DES EAUX POUR LES POISSONS D'EAU DOUCE EUROPEENS

Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures

préparé par

Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures
Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux
pour les poissons d'eau douce européens

ORGANISATION DES NATIONS POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE
Rome, 1971

PREPARATION DE CE DOCUMENT

L'historique de la préparation de ce document est exposé dans l'"Avant-Propos" du rapport.

Ce document a été préparé par le Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (CECPI). Le rapport est publié dans cette série où ont été publiés les quatre premiers rapports du Groupe de travail: "Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, EIFAC tech.Pap., (Fr)(1):27 p., 1964; "Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures", EIFAC tech.Pap., (Fr)(4):24 p., 1968; "Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave", EIFAC tech.Pap., (6):32 p., 1968; et "Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson", EIFAC tech.Pap., (8):8 p., 1969.

Référence bibliographique

Groupe de travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures. EIFAC tech.Pap., (Fr) (11):13 p., 1971.

SOMMAIRE

	<u>Page</u>
AVANT-PROPOS	ii
RESUME	iv
1. INTRODUCTION	1
2. EXAMEN DE LA DOCUMENTATION SUR LES EFFETS DE L'AMMONIAC	1
Action mortelle directe:	
2.1. Données de laboratoire	2
<u>Variables affectant les seuils mortels</u>	2
(a) Valeur du pH	
(b) Anhydride carbonique libre	
(c) Oxygène dissous	3
(d) Dureté de l'eau	
(e) Alcalinité	
(f) Température	
(g) Salinité	
(h) Acclimatation aux faibles concentrations d'ammoniac	4
(i) Autres facteurs	
<u>Résumé des données sur la toxicité</u>	4
(a) Salmonidés	
(b) Autres espèces	5
(c) Toxicité de l'ammoniac en présence d'autres poisons	6
2.2. Observations en milieu naturel	6
2.3. Mode d'action toxique	7
2.4. Réactions d'évitement	
2.5. Effets sur les organismes alimentaires aquatiques	8
3. CONCLUSIONS	8
FIGURES	10
REFERENCES	11

AVANT-PROPOS

Ce rapport constitue le cinquième document technique sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens préparé pour la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (CECPI), organisation intergouvernementale comprenant 23 Etats-Membres. La Commission a concentré ses efforts sur l'établissement de critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens depuis sa seconde Session, Paris (1961) ^{1/}, où elle a pris acte de la recommandation de la Conférence des Nations Unies sur les problèmes de pollution des eaux en Europe (1961) tendant à ce que la CECPI prenne l'initiative pour l'établissement de critères dans ce domaine. Ainsi qu'il a été mentionné dans les quatre premiers rapports ^{2/}, la Commission a approuvé que "l'exploitation rationnelle d'un système fluvial exige qu'il soit fourni de l'eau d'une qualité appropriée pour chaque utilisation qui en est faite ou que l'on entend en faire, et que cette qualité soit atteinte ou maintenue normalement par le contrôle de la pollution. Il était donc nécessaire de connaître les normes requises pour chaque utilisation particulière, afin de déterminer le degré nécessaire de lutte contre la pollution et de prévoir l'effet probable de déversements plus importants ou nouveaux effluents. On a fait remarquer que les normes de qualité pour l'eau de boisson ont été bien définies par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) et que pour certaines utilisations agricoles ou industrielles des normes ont aussi été définies. Cependant, les critères de qualité de l'eau pour les poissons n'ont pas reçu l'attention qu'ils méritent. Beaucoup trop souvent on a considéré que l'eau convient bien aux poissons tant qu'il n'y a pas de mortalité évidente pouvant être attribuée à des polluants connus. La dégradation de l'habitat aquatique par pollution et la diminution de la production annuelle et la production subséquente de la pêche sont souvent passées inaperçues.

S'appuyant sur ces arguments, il a été décidé que la Commission entreprenne l'établissement de critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Ce travail consistait en un examen critique de la documentation et, très probablement, en expériences pour éclaircir les contradictions et combler les lacunes des connaissances, suivi par des recommandations visant à fixer les exigences désirables pour les organismes aquatiques ou groupes d'organismes variés en ce qui concerne les différentes qualités de l'eau. Les critères définitifs devraient être publiés et faire l'objet d'une large diffusion."

Pour accomplir cette tâche, la Commission a créé à sa Deuxième Session, un groupe de travail d'experts, ceux-ci étant choisis sur la base de leurs connaissances des exigences physiques, chimiques et biologiques des poissons d'eau douce européens. Ce Groupe de Travail a préparé un premier rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, mentionné plus haut, qui a été soumis à la Troisième Session de la Commission, Scharfling am Mondsee, 1964, où il a reçu le plein accord de la Commission. Le rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures (voir note 2) a été publié au début de 1968, à temps pour être présenté à la Cinquième Session de la CECPI (Rome, mai 1968) qui l'a approuvé à l'unanimité.

Outre la revue critique de la documentation sur la température de l'eau et les valeurs du pH, la Commission avait décidé lors de sa Quatrième Session ^{3/} (Belgrade, 1966) d'étudier les besoins en oxygène dissous et les substances toxiques, y compris les métaux lourds, les phénols, les insecticides et les herbicides. Après la Quatrième Session, la FAO a nommé un consultant pour passer en revue la documentation mondiale sur les besoins des poissons d'eau douce en oxygène dissous. Lors de sa Cinquième Session (Rome, 1968) ^{4/}, la Commission, ré-examinant les priorités des études ultérieures a

^{1/} Voir respectivement: Rapport de la CECPI, Deuxième Session, 1962, pages 7-8

Nations Unies (1961) Conférence sur les problèmes de la pollution des eaux en Europe, tenue à Genève du 22 février au 3 mars 1961.

Documents soumis à la Conférence, volumes I-III, Nations Unies, Genève, 600 p.

^{2/} Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, EIFAC tech.Pap.(Fr) (4):26 p., 1964

Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures, EIFAC tech.Pap.(Fr) (4):26 p., 1968

Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave, EIFAC tech.Pap.(Fr) (6):32 p., 1968

Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson, EIFAC tech.Pap. (8):8 p., 1969

^{3/} Rapport de la CECPI, Quatrième Session, 1966, page 28

^{4/} Rapport de la CECPI, Cinquième Session, 1968, pages 35-36

décidé d'entreprendre la revue critique de la documentation sur les effets de l'ammoniac et des phénols. A sa Sixième Session ^{5/} (Cracovie, 1970), la Commission a décidé de poursuivre la revue critique sur les phénols, le cuivre et le zinc et d'entamer des travaux sur les composés du mercure et les cyanures.

Les experts suivants ont été désignés comme Membres du Groupe de Travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux pour la préparation du présent rapport:

M. J.S. Alabaster (Royaume-Uni) Organisateur du Groupe
Prof. T. Backiel (Pologne)
Dr. T.B. Hasselrot (Suède)
M. R. Lloyd (Royaume-Uni)
Dr. V. Mitrović (Yougoslavie)

Secrétariat de la FAO: M. William A. Dill - Secrétaire de la CECPI
M. A. Thorslund - Fonctionnaire des Pêches
(Pollution des eaux intérieures)

Le présent rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures est en grande partie l'oeuvre de M. R. Lloyd qui a préparé le manuscrit initial, lequel a été discuté par les autres membres du Groupe de Travail.

Ce rapport sera présenté à la Septième Session de la CECPI, qui se tiendra probablement à Amsterdam en 1972.

RESUME

Dans l'établissement des critères de qualité des eaux pour les pêches intérieures européennes, les effets de l'ammoniac constituent un important facteur. Les effluents des égouts collecteurs, ceux de certaines industries et de l'agriculture sont des sources communes d'ammoniac dans l'eau.

L'effet nocif de l'ammoniac sur le poisson est lié à la valeur du pH ainsi qu'à la température de l'eau, du fait que seule la fraction non-ionisée de l'ammoniac est toxique. La fraction non-ionisée augmente à mesure que croissent la valeur du pH et la température.

Selon les espèces, la tolérance des poissons à l'ammoniac diffère légèrement; cette différence est plus importante lorsque les durées d'exposition sont courtes. Elle n'est cependant pas assez grande pour justifier l'établissement de critères différents selon les espèces.

La concentration toxique la plus basse observée pour les salmonidés est de 0,2 mg NH₃/l (non-ionisé); d'autres effets toxiques causés par une exposition prolongée ne sont absents qu'avec des concentrations inférieures à 0,025 mg NH₃/l (non-ionisé). Les concentrations d'ammoniac total contenant cette teneur d'ammoniac non-ionisé varient de 19,6 mg/l (pH 7,0; 5°C) à 0,12 mg/l (pH 8,5; 30°C).

Le critère ne devrait pas être appliqué aux températures inférieures à 5°C ou aux valeurs du pH supérieures à 8,5 quand d'autres facteurs doivent être pris en considération.

1. INTRODUCTION

(1) La présente revue critique a pour objet de faire le point des connaissances actuelles sur les effets de l'ammoniac sur les poissons, de déterminer la possibilité d'établir des critères solides pour ce poison et d'indiquer les secteurs où il est nécessaire de procéder à de nouvelles recherches. L'ammoniac se trouve dans la plupart des eaux comme produit biologique normal de la dégradation des protéines, bien que les concentrations puissent être très faibles et qu'une conversion ultérieure en nitrate (nitrification) puisse intervenir. La source la plus commune d'ammoniac dans l'eau est probablement les égouts ou l'effluent des égouts, particulièrement si la nitrification est inhibée dans les stations de traitement, bien que de grandes quantités d'ammoniac puissent être produites par certaines industries: fabrication de gaz, de coke et d'engrais et des quantités considérables peuvent être déversées dans les fleuves ou les estuaires.

Une autre source est fréquemment constituée par l'ensilage et le fumier et il peut s'accumuler dans les étangs à poissons pendant l'hiver, comme produit de l'excrétion des poissons. Toutefois, l'ammoniac et les sels d'ammonium ont été utilisés pour la fertilisation des étangs d'élevage de poissons et pour le contrôle des plantes aquatiques. Bien que l'ammoniac soit oxydé en nitrate dans les eaux naturelles bien oxygénées, le processus inverse peut avoir lieu avec de faibles concentrations d'oxygène dissous.

(2) Dès 1913 on a établi que la toxicité de l'ammoniac pour le poisson était notablement affectée par la valeur du pH de l'eau, mais ce n'est qu'en 1947 que Wurhmann, Zehender et Woker ont montré dans une étude classique que c'était la fraction non-ionisée de l'ammoniac qui était toxique pour le poisson et que la fraction ionisée était douée d'une toxicité minime ou nulle. Des recherches ultérieures ont établi que d'autres facteurs du milieu peuvent affecter la concentration d'ammoniac toxique pour le poisson et qu'ils peuvent être la cause des contradictions relevées dans les premières données. Il s'ensuit que la complexité du problème semble avoir empêché l'établissement de critères efficaces relatifs à ce poison. Les critères se fondent généralement sur la concentration d'ammoniac total dans l'eau et ne prennent pas en considération les effets de la valeur du pH.

(3) Une bonne partie de la documentation publiée avant 1950 a fait l'objet d'une admirable étude critique de Doudoroff et Katz (1950); de nouvelles revues ont été faites par Marchetti (1961) et Jones (1964). La présente revue suivra le même plan directeur que celui qui a été adopté pour les solides en suspension (CECPI, 1964) et les valeurs extrêmes du pH (CECPI, 1968); elle s'appuiera en majeure partie sur des données de source européenne, à l'exception des cas où les données sur les espèces de poissons non européens peuvent servir de corroboration ou montrer les effets d'une variable pour lesquels on ne dispose pas de bases européennes. Bien qu'on puisse espérer que la plus grande partie de la documentation a été passée en revue, les omissions sont inévitables; dans certains cas, des documents peuvent ne pas avoir été cités, quand il est apparu qu'ils n'apportent pas une contribution significative à la somme des connaissances ou quand les données fournies sont incomplètes. Trop souvent, les observations en milieu naturel sur la mortalité du poisson due à l'ammoniac ne s'accompagnent pas de mesures de la teneur en oxygène, de la valeur du pH et de la température, sans lesquelles les données ne peuvent être comparées à d'autres observations en milieu naturel ou aux résultats d'expériences en laboratoire.

(4) Il existe une certaine confusion dans la terminologie utilisée pour décrire les concentrations d'ammoniac. Dans la présente revue critique, les termes "ammoniac ionisé" (NH_4^+) et "ammoniac non-ionisé" (NH_3) seront utilisés pour définir les deux états de l'ammoniac, et le terme "ammoniac" se référera aux concentrations combinées d'ammoniac non-ionisé et ionisé ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$). Les méthodes chimiques d'analyse fournissent les valeurs pour l'ammoniac et la méthode utilisée pour calculer les quantités d'ammoniac non-ionisé et ionisé est indiquée ci-après. Les concentrations d'ammoniac seront exprimées en $\text{mg NH}_3/\text{l}$.

2. EXAMEN DE LA DOCUMENTATION SUR LES EFFETS DE L'AMMONIAC

Action mortelle directe

2.1 Données de laboratoire

Variables affectant les seuils mortels

(a) Valeur du pH

(5) Bien qu'on relève très tôt dans la documentation plusieurs rapports indiquant que l'ammoniac est plus toxique dans les solutions alcalines que dans les solutions acides, les bases chimiques ont été établies pour la première fois par Wuhrmann et Woker (1948), qui ont montré que seule la molécule non-ionisée était toxique, la toxicité de l'ammonium étant minime ou nulle. Downing et Merkens (1955) ont effectué d'autres études qui ont confirmé que la toxicité de l'ammoniac pouvait être directement liée à la concentration d'ammoniac non-ionisé présent.

(6) La formule de calcul du pourcentage d'ammoniac non-ionisé présent dans une solution d'ammoniac s'établit comme suit:

$$\text{Ammoniac non-ionisé pour cent} = \frac{100}{1 + \text{antilog}(pK_a - \text{pH})} \quad \text{où } pK_a = \text{Logarithme négatif de la constante d'ionisation}$$

C'est ainsi qu'une augmentation de 0,3 de la valeur du pH - de 7 à 7,3 - doublerait la concentration d'ammoniac non-ionisé dans une solution d'ammoniac, encore que l'effet soit moindre au-dessus du pH 8,5. La valeur de pKa dépend de la température et les valeurs de Bates et Pinching (1950) sont indiquées au Tableau 1 et fournies sous forme graphique à la Fig. 1.

Tableau 1. Valeurs du pKa de l'ammoniac pour les températures de 5 à 30°C

Température °C	5	10	15	20	25	30
pKa	9.90	9.73	9.56	9.40	9.25	9.09

On peut calculer qu'une hausse de la température de 10°C double la concentration d'ammoniac non-ionisé d'une solution d'ammoniac. On peut aussi montrer que la proportion d'ammoniac non-dissocié augmente avec l'accroissement de la puissance ionique, l'augmentation par rapport à l'eau distillée est d'environ 10 pour cent dans une eau ayant une dureté d'environ 250 mg/l exprimée comme carbonate de calcium et d'environ 25 pour cent dans l'eau de mer.

(7) Récemment, Tabata (1962) a déclaré que la fraction ionisée de l'ammoniac possède une toxicité démontrable bien qu'elle ne corresponde qu'au cinquantième de la toxicité de l'ammoniac non ionisée pour les daphnies (Daphnia pulex) et encore moins pour certaines espèces de poissons. Ces conclusions divergent des données de Downing et Merkens (1955).

(b) Anhydride carbonique libre

(8) Alabaster et Herbert (1954) ont montré que la toxicité d'une solution de chlorure d'ammonium pourrait être affaiblie en accroissant la quantité d'anhydride carbonique libre se trouvant dans l'eau, qui réduit la valeur du pH, jusqu'à ce que la teneur en anhydride carbonique atteigne un seuil de toxicité pour le poisson. Plus récemment, Lloyd et Herbert (1960) ont noté un effet secondaire de l'anhydride carbonique libre. Ils pensent que ce n'est pas la valeur du pH de l'ensemble de la solution qui importe dans la détermination de la toxicité de l'ammoniac, mais la valeur du pH de l'eau en contact avec la surface des branchies; ceci dépend de l'effet que l'anhydride carbonique produit par la respiration du poisson a sur la valeur du pH de l'eau, et son ordre de grandeur dépend de la concentration d'anhydride carbonique libre déjà présent dans la solution. Si la concentration d'anhydride carbonique libre dans l'eau est très faible, les quantités rejetées par le poisson réduiront considérablement la valeur du pH à la surface des branchies mais l'importance de ce changement du pH décroîtra à mesure qu'augmente la teneur de l'ensemble du volume d'eau en anhydride carbonique libre. Ainsi, dans les expériences au cours desquelles les teneurs d'anhydride carbonique libre ambiant sont très faibles et la valeur du pH élevée (à la suite d'addition d'hydroxyde d'ammonium ou d'hydroxyde de sodium pour le contrôle du pH), les teneurs d'ammoniac non-ionisé toxique peuvent être cinq fois supérieures à celles qui sont applicables aux eaux polluées où la quantité d'anhydride carbonique libre peut être élevée et la valeur du pH plus basse. Jusqu'ici, cet effet n'a été démontré que pour la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) et son ordre de grandeur peut être plus faible pour les espèces ayant peu d'activité respiratoire et dégageant donc de petites quantités d'anhydride carbonique dans le courant d'eau respiratoire.

(c) Oxygène dissous

(9) Une réduction de la teneur de l'eau en oxygène dissous accroît la toxicité de plusieurs poisons du poisson; ce phénomène a été constaté pour l'ammoniac par Wuhrmann (1952) et Downing et Merkens (1955) ce dernier montrant qu'une réduction de la teneur de l'eau en oxygène à 50 pour cent de la valeur de saturation de l'air réduit le temps de survie de plusieurs espèces de poissons dans des solutions mortelles au tiers de ce qu'il est dans l'eau aérée. Lloyd (1961 a) a montré que l'effet de faibles concentrations d'oxygène sur le seuil de LC 50 pour l'ammoniac (valeur pour laquelle la courbe liant la période moyenne de survie à la concentration devient parallèle à l'axe du temps de survie) était supérieur à son effet sur d'autres poisons, et a avancé une hypothèse pour expliquer cette différence et les variations provoquées par l'anhydride carbonique libre dans l'eau. Sur la base de cette hypothèse, on peut calculer que l'effet de faibles teneurs d'oxygène dissous sur la toxicité de l'ammoniac diminuera avec l'augmentation de la teneur en anhydride carbonique libre. En milieu naturel, toutefois, où une diminution des quantités d'oxygène dissous est susceptible de s'accompagner d'une augmentation de la teneur d'anhydride carbonique libre et d'une réduction concomitante de la valeur du pH, ce facteur peut réduire beaucoup la toxicité de l'ammoniac que la toxicité accrue provoquée par de faibles quantités d'oxygène. Dans les expériences rapportées ici, les poissons ont été directement transférés d'une eau pure à des solutions d'ammoniac ayant une teneur en oxygène plus faible; à notre connaissance, aucune expérience analogue avec des poissons déjà habitués à la faible teneur en oxygène dissous n'a été effectuée.

(d) Dureté de l'eau

(10) Wuhrmann et Woker (1955), utilisant des vairons (Phoxinus phoxinus) comme Herbert (données non publiées dans Herbert, 1961), avec des truites arc-en-ciel, ont montré que les variations de la dureté de l'eau n'ont pas d'effet sur la toxicité de l'ammoniac pour ces poissons.

(e) Alcalinité

(11) Dans l'état actuel des connaissances, l'alcalinité (concentration de bicarbonates) n'affecte la toxicité de l'ammoniac que par le rôle qu'elle joue en déterminant la valeur du pH de l'eau en liaison avec la teneur d'anhydride carbonique existant. Cet effet a été décrit sous forme de graphique par Lloyd (1961 b).

(f) Température

(12) On a déjà dit qu'une hausse de la température entraîne l'accroissement de la proportion d'ammoniac non-ionisé se trouvant dans une solution d'ammoniac (para.6). Woker (1949) a montré que, bien que le temps de survie du chevesne (Squalius cephalus) à un niveau constant d'ammoniac non-ionisé décroisse avec une hausse de la température, le seuil de LC 50 demeure le même. Des résultats semblables ont été trouvés par Herbert (1962) pour la truite arc-en-ciel.

(13) Il est cependant possible que ces conclusions ne s'appliquent qu'aux températures supérieures à 10°C. Burrows (1964) a montré que pour des températures inférieures, l'ammoniac non-ionisé devient nettement plus toxique pour le saumon "chinook" (Oncorhynchus tshawytscha) et les récents travaux de Brown (1968) semblent montrer qu'à 3°C, le seuil LC 50 pour l'ammoniac non-ionisé dans le cas de la truite arc-en-ciel est environ la moitié de ce qu'il est à 10°C, ce qui annulerait l'effet de la température sur la dissociation de l'ammoniac. Ceci revêt une certaine importance si les concentrations d'ammoniac s'élèvent dans les fleuves ou les étangs à carpe en hiver.

(g) Salinité

(14) La toxicité de l'ammoniac pour la truite arc-en-ciel diminue avec une hausse de la salinité allant jusqu'à 30 pour cent de celle de l'eau de mer (concentration approximativement isotonique avec le sang) mais s'accroît lorsqu'on atteint une salinité de 100 pour cent par rapport à l'eau de mer (Herbert et Shurben, 1965) dans des conditions de laboratoire, avec une valeur du pH constante. L'examen des données montre que la courbe établissant une relation entre le seuil LC 50 de l'ammoniac et le log de la concentration de l'eau de mer est symétrique aux environs de la concentration isotonique avec le sang du poisson, le seuil de la solution isotonique étant un peu plus du double de celui de l'eau douce. Les constantes de dissociation pour l'ammoniac utilisées dans cette étude étaient celles de l'eau douce.

(h) Acclimatation aux faibles concentrations d'ammoniac

(15) Il est nettement établi que l'exposition des poissons à des teneurs sub-létales d'ammoniac accroît leur résistance ultérieure aux concentrations mortelles (Vamos, 1963; Malacea, 1968; Lloyd et Orr, 1969). La résistance acquise par la truite dure au minimum un jour mais est perdue après trois jours (Lloyd et Orr, 1969). Aucune des données disponibles ne permet une estimation de la concentration maximum à laquelle les poissons peuvent s'acclimater.

(i) Autres facteurs

(16) Herbert et Shurben (1963) ont montré que la résistance de la truite arc-en-ciel à l'intoxication par l'ammoniac demeurait inchangée à des vitesses de nage allant jusqu'à 2 longueurs de corps/sec mais diminuait ensuite et, qu'à 3 longueurs de corps/sec, le seuil de LC 50 était 70 pour cent de celui dans l'eau dormante.

(17) Hemens (1966) a observé que la femelle de Gambusia affinis était légèrement plus résistante à l'intoxication par l'ammoniac que le mâle, mais que les différences de taille n'avaient aucun effet sur leur sensibilité.

(18) On a pu confirmer dans une certaine mesure (Lloyd et Orr, 1969) que la manipulation physique des poissons immédiatement avant de les exposer à l'ammoniac accroît leur résistance à ce poison (par. 20).

Résumé des données sur la toxicité

(a) Salmonidés

(19) Penaz (1965) a présenté des données montrant que les oeufs de truite commune (Salmo trutta v. fario) sont très résistants à de courtes expositions (120 min) dans des concentrations pouvant atteindre 50 mg NH₃/l d'ammoniac non-ionisé à 10°C, bien qu'il semble que l'éclosion soit affectée si les oeufs sont exposés pendant leurs derniers stades de développement. Wuhrmann et Woker (1948) ont observé que le seuil pour le frai de la truite commune était de 0,3 à 0,4 mg NH₃/l d'ammoniac non-ionisé.

(20) D'autres expériences de Penaz (1965) sur les alevins de truite commune ont permis d'établir un LC 50 de 10 heures à 3,60 mg NH₃/l bien que les données montrent une mortalité de 60 pour cent dans 0,4 mg NH₃/l à la fin de cette période et l'on a pensé que cette concentration constituait un seuil. Lloyd et Herbert (1960) ont montré que le seuil LC 50 à la surface des branchies de la truite arc-en-ciel était de 0,49 mg NH₃/l, bien qu'il ait fallu des concentrations plus élevées dans l'ensemble de la solution pour atteindre ces taux. Cela explique l'importance des valeurs du seuil LC 50 (1,8 mg NH₃/l) trouvées par Merkens et Downing (1957) qui ont utilisé de l'eau ayant une très faible teneur d'anhydride carbonique libre. Pour tenir compte des nombreuses variables différentes affectant la toxicité des solutions d'ammoniac, Lloyd (1961 b) a publié une série de graphiques à partir desquels on peut calculer le seuil LC 50 de ce poison pour la truite arc-en-ciel. D'après les données alors disponibles, il existe une corrélation étroite entre les valeurs du seuil LC 50 prévues et observées. Toutefois, les récentes expériences de Ball (1967) montrent une valeur de LC 50 d'un jour pour la truite arc-en-ciel de 0,50 mg NH₃/l, semblable à celle trouvée par Herbert et Shurben (1963), de 0,50 mg NH₃/l, et Herbert et Shurben (1965), de 0,49 mg NH₃/l, bien qu'un second test ait donné comme résultat un LC 50 d'un jour de 0,70 mg NH₃/l. Lloyd et Orr (1969) ont trouvé un LC 50 d'un jour de 0,47 mg NH₃/l pour la truite arc-en-ciel munie d'une sonde urinaire et maintenue en eau aérée. Ces valeurs sont inférieures à celles que prévoient les graphiques de Lloyd (1961 b) pour les conditions expérimentales et on a laissé entendre (Lloyd et Orr, 1969) que les différences de techniques expérimentales utilisées, telles que la manipulation du poisson immédiatement avant le début de l'expérience, peuvent entraîner une variation des résultats. Des valeurs de seuil LC 50 encore plus faibles: 0,2 mg NH₃/l ont été données pour l'alevin de la truite arc-en-ciel par Liebmann (1960) et pour les truitelles arc-en-ciel par Danecker (1964) mais on n'a avancé aucune hypothèse quant à la sensibilité accrue de ces poissons, à l'exception du fait que Danecker utilisait du fumier liquide dilué pour produire la concentration d'ammoniac requise.

(21) La plupart des données sur la toxicité de l'ammoniac pour le poisson mentionnées au par. 20 proviennent de tests qui ne se sont étendus que sur quelques jours. Cependant, des tests couvrant une période de trois mois avec des lots de 200 truites arc-en-ciel ont montré qu'une petite proportion du nombre de poissons est tuée par des concentrations inférieures au LC 50 de deux jours; à 0,22 mg NH₃/l, la mortalité a été de quinze pour cent, et à 0,11 et 0,06 mg NH₃/l, la mortalité a été de cinq pour cent (Water Pollution Research, 1967). D'autre part, on n'a pas relevé de mortalité chez les jeunes saumons "chinook" exposés à 0,018 mg NH₃/l - ou moins - pendant une période de six semaines (Burrows, 1964), bien qu'on ait observé une certaine hyperplasie de l'épithélium des lamelles des branchies (par. 35).

(22) Les tacons de saumon de l'Atlantique (Salmo salar) en eau douce sont plus sensibles à l'intoxication par l'ammoniac que la truite arc-en-ciel de même taille, avec un LC 50 d'un jour de 0,28 mg NH₃/l (Herbert et Shurben, 1965) mais la différence de sensibilité disparaît pour des taux de salinité accrus.

(23) La valeur du pH des eaux naturelles pouvant ne pas être constante et montrer une fluctuation diurne, la teneur en ammoniac non-ionisé varie certainement. Le résultat des expériences de Brown, Jordan et Tiller (1969) sur la toxicité de teneurs d'ammoniac en fluctuation est difficile à évaluer du fait que des concentrations variant entre $1\frac{1}{2}$ et $\frac{1}{2}$ fois le LC 50 de deux jours selon un cycle de deux heures entraînent une mortalité de truites arc-en-ciel supérieure à ce que l'on pouvait attendre du seuil LC 50 de deux jours (concentration moyenne), le temps de survie étant environ deux fois aussi long que celui qui a été constaté pour $1\frac{1}{2}$ fois le LC 50 de deux jours. Sur cette base, on pourrait donc supposer que des expositions successives à des concentrations mortelles d'ammoniac sont cumulatives. Toutefois, des fluctuations d'un ordre de grandeur semblable selon un cycle d'une heure produisent une mortalité analogue à celle d'un LC 50 de deux jours constant, et dans ce cas on pourrait penser que les poissons réagissent à la valeur moyenne des concentrations d'ammoniac auxquelles ils ont été exposés. On peut expliquer ces résultats différents en disant qu'il faut à l'ammoniac une à deux heures pour avoir un effet physiologique sur les poissons (Lloyd et Orr, 1969) et que cela pourrait affecter les réactions des poissons aux expositions à l'ammoniac dans ces conditions expérimentales. Il est nécessaire de procéder à de nouvelles expériences pour déterminer l'effet des variations diurnes de l'ammoniac non-ionisé sur la survie des poissons, avec les changements de la valeur du pH et de température qui peuvent se produire dans les eaux, tant naturelles que polluées.

(b) Autres espèces

(24) Une étude récente de Ball (1967) portant sur la toxicité de l'ammoniac pour le gardon (Rutilus rutilus), le rotengle (Scardinius erythrophthalmus), la brème (Abramis brama) et la perche (Perca fluviatilis) montre que les valeurs du seuil LC 50 pour ces espèces, aux températures d'été en Grande Bretagne, étaient respectivement de 0,42; 0,44; 0,50 et 0,35 mg NH₃/l (ammoniac non-ionisé) et que les expériences ont dû être poursuivies de $2\frac{1}{2}$ à 4 jours avant de pouvoir estimer le seuil LC 50. Ces valeurs étaient comparables à celles qui ont été obtenues en 24 heures pour la truite arc-en-ciel dans les mêmes conditions d'essai. Par conséquent, bien que ces espèces aient une meilleure résistance que la truite à l'ammoniac pendant des tests de deux jours, leur temps de survie dans 0,73 mg NH₃/l étant huit fois plus long, le seuil LC 50 des cinq espèces était semblable. Ces résultats rendent difficile une comparaison avec les données d'autres expériences lorsque les tests étaient de courte durée, du fait que les temps de survie dans des solutions mortelles peuvent être affectés par de nombreux facteurs.

(25) Flis (1968 a), utilisant la carpe commune (Cyprinus carpio) dans une eau à 11°C a constaté 16 pour cent de mortalité dans des concentrations d'ammoniac non-ionisé de 1,3 mg NH₃/l pour un essai et 18 pour cent dans 0,9 mg NH₃/l pour un autre, sur une période de 10 jours. Dans ces expériences, l'ammoniac a été ajouté sous forme d'hydroxyde d'ammonium et les hautes valeurs du pH -de 8,3 et 8,7 - indiqueraient une faible concentration d'anhydride carbonique libre, si bien que les concentrations toxiques peuvent être légèrement supérieures à la normale. Dans d'autres tests, où la valeur moyenne du pH était 8,05, Flis (1968 b) a observé une mortalité de 8 pour cent chez la carpe commune en 35 jours à 0,11 mg NH₃/l, bien que pour une seconde série de tests avec cette concentration, la mortalité ait été nulle. Encore que Danecker (1964) ait estimé qu'une concentration d'ammoniac non-ionisé de 1,5 mg NH₃/l constitue le seuil mortel pour la carpe commune à environ 16°C, les tests ont duré moins de deux jours et un nouveau tracé à partir des données indique qu'une concentration-seuil peut ne pas avoir été atteinte pendant cette période. Vamos (1963) a constaté que la concentration d'ammoniac non-ionisé requise pour que la carpe commune se "renverse" était de 0,5 mg NH₃/l dans des tests ne durant que quelques heures.

(26) Du fait que Ball (1967) a montré que des tests de plusieurs jours sont requis pour obtenir une mesure du seuil LC 50 de l'ammoniac pour les poissons communs, des tests plus courts sont peu susceptibles de fournir des valeurs de seuil et il est par conséquent difficile d'établir une comparaison avec les résultats obtenus pour d'autres espèces. D'une manière générale, cependant, les seuils toxiques d'ammoniac non-ionisé pour des tests courts portant sur plusieurs espèces vont de 0,6 mg NH₃/l pour la perche et 2 mg NH₃/l pour la carpe et la tanche (*Tinca tinca*), le chevesne et le vairon se situant à un niveau de sensibilité intermédiaire (Woker et Wuhrmann, 1950; Liebmann, 1960; Nehring, 1962; Danecker, 1964; Malacea, 1966).

(27) Par conséquent, il est probable que les diverses espèces de poissons blancs ont une sensibilité semblable à l'intoxication par l'ammoniac après une exposition prolongée mais pour de courtes périodes certains se montrent plus résistants, notamment la carpe et la tanche. Ceci peut être important dans des situations où la teneur d'ammoniac non-ionisé varie, par suite de fluctuations de la concentration d'ammoniac total ou de changements de la valeur du pH ou de la température de l'eau et certaines espèces peuvent survivre à de fortes concentrations pendant de courtes périodes, qui pourraient être mortelles pour des poissons plus sensibles.

(c) Toxicité de l'ammoniac en présence d'autres poisons

(28) Plusieurs essais ont été faits avec la truite arc-en-ciel sur la toxicité des mélanges d'ammoniac et d'autres poisons. Des expériences avec des solutions contenant de l'ammoniac et du cyanure ont montré que la combinaison était plus toxique que chacune des substances (Wuhrmann et Woker 1948). Herbert (1962) a montré que le seuil LC 50 d'un mélange d'ammoniac et de phénol est obtenu quand la somme des concentrations individuelles, exprimée comme proportion de leurs valeurs de seuil LC 50 séparées, est égale à l'unité. D'autres tests avec le zinc et l'ammoniac (Herbert et Shurben, 1964) et le cuivre et l'ammoniac (Herbert et Van Dyke, 1964) ont donné des résultats semblables en ce sens que la toxicité de chacun des poisons peut s'ajouter de cette manière. Cependant, Brown, Jordan et Tiller (1969) ont montré que des mélanges de zinc, de phénol et d'ammoniac dans lesquels la fraction de la toxicité totale attribuable au phénol et à l'ammoniac était minime, étaient moins toxiques que les valeurs prévues et il est possible que cette méthode d'addition des toxicités ne soit pas valable pour de faibles concentrations de poisons (par. 34). Récemment, Vamos et Tasnadi (1967) ont utilisé le sulphate de cuivre pour réduire la toxicité de l'ammoniac dans les étangs à carpes et il semble que les composés de cupro-ammonium formés ne soient pas toxiques, observation opposée à celle d'Herbert et Van Dyke (1964) dans des expériences en laboratoire.

2.2 Observations en milieu naturel

(29) Bien qu'on ait rapporté de nombreux cas de mortalité de poissons à la suite du déversement d'ammoniac dans des rivières ou des fleuves et de l'accumulation d'ammoniac dans les étangs à carpes, les données chimiques disponibles sont insuffisantes pour une corrélation avec les constatations en laboratoire. En outre, il est peu fréquent que l'ammoniac soit le seul poison présent et il est difficile d'évaluer le rôle des autres substances toxiques.

(30) Récemment, cependant, Vamos et Tasnadi (1967) ont fait quelques observations intéressantes sur la mortalité de la carpe dans les étangs à poisson. La mortalité était constatée quand la concentration d'ammoniac non-ionisé atteignait 0,5 mg NH₃/l avec un seuil d'oxygène dissous de 6 mg/l, mais avec une concentration d'oxygène à 2 mg/l, le seuil mortel de l'ammoniac non-ionisé était de 0,2 mg NH₃/l. Ces observations étaient aussi les données de laboratoire concernant l'effet des faibles niveaux d'oxygène sur la toxicité de l'ammoniac pour les poissons. On a rapporté plusieurs autres cas de mortalité de la carpe commune dans des étangs où une combinaison de hautes températures, de valeurs du pH élevées et de forte concentration d'ammoniac existait à un degré variable. D'une manière générale, les conditions mortelles ne persistent que quelques heures et les mesures de la qualité de l'eau avant et pendant cette période ne suffisent pas à permettre une corrélation avec les données de laboratoire. Kempinska (1968) recommande de ne pas utiliser l'ammoniac comme fertilisant pour les étangs à poissons si la valeur du pH de l'eau dépasse 8,5.

(31) Un examen récent des données sur la qualité de l'eau du système fluvial du Trent en Angleterre (Garland et Hart, communication personnelle) montre qu'on rencontre des espèces de poissons communs là où la concentration moyenne d'ammoniac non-ionisé pendant une période d'un an se situe entre 0,01 et 0,04 mg NH₃/l (avec des concentrations moyennes d'oxygène dissous de 6,8 à 8,5 mg/l). La valeur supérieure est d'environ 10 pour cent celle du seuil LC 50 trouvée pour le poisson blanc par Ball (1967).

2.3 Mode d'action toxique

(32) On a quelquefois déclaré que l'ammoniac agit sur le système nerveux du poisson mais ceci est surtout fondé sur des données relatives aux mammifères; plusieurs auteurs ont montré que l'exposition du poisson aux solutions toxiques d'ammoniac endommage l'épithélium des branchies (Kuhn et Koecke, 1956; Burrows, 1964; Reichenbach-Klinke, 1967; Flis, 1968 a) et Marchetti (1960) ont constaté qu'une exposition prolongée au seuils sub-létaux d'ammoniac provoque de sérieux dommages caudaux chez les carassins (*Carassius carassius*). Reichenbach-Klinke (1967) a aussi décrit certains effets sur le sang de la truite arc-en-ciel, dans lequel le nombre d'érythrocytes s'abaisse quand l'ammoniac atteint une concentration toxique et il considère que le frai de truite est sérieusement affecté par une concentration de 0,27 mg NH₃/l. Dans une étude plus complète des effets de concentrations mortelles et sub-létales d'ammoniac sur divers organes de la carpe commune, Flis (1968 b) a établi que les tissus sont sérieusement atteints après une exposition de 35 jours à une concentration d'ammoniac non-ionisé de 0,11 mg NH₃/l qui, bien que non mortelle dans un test, a entraîné une mortalité de 8 pour cent lors d'une seconde expérience. Les dommages atteignant le foie et les reins paraissent être associés à la rupture des vaisseaux sanguins. Danecker (1964) signale à la fois des dommages aux branchies et une hémolyse chez la carpe.

(33) Lloyd et Orr (1969) ont prouvé que l'exposition à des concentrations d'ammoniac supérieures à 12 pour cent du seuil LC 50 a accru l'absorption d'eau par la truite arc-en-ciel. En mesurant les changements des taux de production d'urine, ils ont montré que le seuil LC 50 était associé à un taux d'écoulement d'urine de 12 ml/Kg/h, contre un taux normal de 2 ml/Kg/h à 10,5°C, soit une absorption sextuplée. Ces conclusions peuvent expliquer la plus grande résistance de la truite arc-en-ciel à l'ammoniac non-ionisé dans des solutions salines isotoniques (par. 14); la tension imposée par cette absorption d'eau aux reins, et l'équilibre en eau du poisson, d'une manière générale, peuvent expliquer les effets constatés par d'autres auteurs sur le système sanguin et les tissus. Lloyd et Orr (1969) pensent en outre que tout facteur affectant l'équilibre de l'eau chez le poisson influence aussi sa sensibilité à l'intoxication par l'ammoniac, ce qui peut être la raison de la sensibilité accrue des poissons ulcérés (Vamos 1963) et des tacsos (Herbert et Shurben, 1965).

(34) Les causes de l'accroissement de la perméabilité du poisson à l'eau ne sont pas connues. Fromm et Gillette (1968) ont constaté une certaine accumulation de l'ammoniac dans le sang des truites arc-en-ciel exposées à des solutions d'ammoniac, bien que les quantités aient été minimes et qu'elles semblent être d'origine endogène. Il est possible que l'augmentation de la perméabilité ne se produise que lorsque le mécanisme excrétoire normal est surchargé; Fromm et Gillette (1968) ont montré que la proportion d'ammoniac par rapport à l'azote total excrété diminue quand augmentent les quantités d'ammoniac ambiant. Dans les solutions où les quantités d'ammoniac absorbées par le poisson peuvent être facilement excrétées, ou perdre leur toxicité, il n'existe aucun effet nocif, ce qui peut être le cas de concentrations d'ammoniac inférieures à 12 pour cent du seuil mortel. Si l'excrétion du poisson passe de l'ammoniac à l'urée à des températures inférieures à 11°C, comme Burrows (1964) l'a montré pour le saumon chinook, on peut s'attendre à une diminution de la résistance à l'ammoniac, ainsi que l'a établi Brown (1968).

(35) Les constatations sur la permanence des dommages causés par de courtes expositions à l'ammoniac sont contradictoires; Grindley (1946) a signalé que seulement un petit nombre de truite arc-en-ciel flottant le ventre en l'air a survécu après son transfert en eau pure, alors que Vamos (1963) a constaté le contraire pour la carpe et, a observé que les poissons "flottants le ventre en l'air" avaient une meilleure résistance à une exposition ultérieure aux solutions d'ammoniac. Burrows (1964) a exposé des saumons chinook à de faibles concentrations d'ammoniac pendant six semaines et a observé une hyperplasie progressive de l'épithélium des branchies au cours des premières quatre semaines; une exposition ultérieure à l'eau claire a entraîné une guérison de l'épithélium dans une eau à 14°C mais non à 6°C.

2.4 Réactions d'évitement

(36) Jones (1948) utilisant des épinoches (*Gasterosteus aculeatus*) et Summerfelt et Lewis (1967) utilisant des poissons-lune (*Lepomis cyanellus*) ont observé que ces poissons étaient repoussés par des solutions mortelles dans un réservoir à gradient. Les poissons-lune n'évitaient pas les concentrations dans lesquelles les poissons manifestaient des signes évidents de malaise et les épinoches étaient attirés par des seuils sub-létaux. Hopher (1959) a observé que la carpe commune évitait les hautes concentrations locales d'ammoniac après leur application comme engrais pour la culture en étang. Rien ne semble montrer que les poissons évitent les teneurs sub-létales de ce poison.

2.5 Effets sur les organismes alimentaires aquatiques

(37) Dans une étude extensive des organismes invertébrés typiques de certaines zones polluées, Stammers (1953) a observé que les espèces des zones les plus polluées sont les plus résistantes à l'intoxication par l'ammoniac. En général, tous les organismes étudiés se sont montrés plus résistants que la truite. Malacea (1966) indique que le LC 50 de deux jours de la *Daphnia magna* est de 0,66 mg NH₃/l, ce qui est proche des valeurs obtenues pour la truite.

(38) Il est donc improbable que la présence d'ammoniac dans un fleuve à des concentrations inférieures à celles qui sont toxiques pour les poissons, affecte de façon négative les organismes alimentaires des poissons; cela peut même avoir un effet bénéfique notable sur la productivité et donc sur le total de la biomasse présente, comme ce peut aussi être le cas lorsque des étangs à carpe reçoivent de l'ammoniac comme fertilisant.

3. CONCLUSIONS

(39) Il est évident que le principal facteur contrôlant la toxicité de l'ammoniac est la valeur du pH de l'eau qui, avec la température, régit la concentration d'ammoniac non-ionisé présent dans les solutions d'ammoniac. De nombreuses expériences de laboratoire de durée relativement courte ont montré que la concentration mortelle d'ammoniac pour un grand nombre d'espèces de poissons se situe dans la gamme 0,2 - 2 mg NH₃/l, la truite étant la plus sensible et la carpe commune la plus résistante. Les divergences entre les résultats obtenus pour une espèce peuvent refléter des différences d'autres variables du milieu, telles que la teneur d'anhydride carbonique libre qui peut avoir un effet léger, mais significatif, sur la toxicité de l'ammoniac, ou provenir de différences de techniques expérimentales, telles que la manipulation du poisson. Bien qu'il soit évident que les espèces de poissons blancs les moins actifs survivent bien plus longtemps dans des solutions toxiques que les salmonidés, la différence entre diverses espèces de poisson, de sensibilité aux expositions prolongées est probablement inférieure à la gamme décuplée indiquée ci-dessus. Il semble par conséquent qu'un critère de qualité de l'eau pour l'ammoniac fondé sur les normes de la truite ne serait pas trop excessif pour des eaux ne contenant que des espèces de poissons blancs résistantes.

(40) D'après les données de laboratoire disponibles, la plus faible concentration toxique observée pour les salmonidés est de 0,2 mg NH₃/l pour le frai de truite arc-en-ciel (Liebmann, 1960), avec des valeurs à peine supérieures pour les tacons de saumon de l'Atlantique (Herbert et Shurben, 1965) et pour la truite arc-en-ciel à 3°C (Brown, 1968). Il est donc possible qu'un critère efficace puisse être basé sur cette concentration, bien que le manque de données expérimentales empêche qu'on puisse l'adopter en toute confiance à des températures au-dessous de 10°C.

(41) Bien que des concentrations d'ammoniac non-ionisé inférieures à 0,2 mg NH₃/l puissent ne pas tuer une proportion significative d'une population de poissons, elles peuvent toujours avoir un effet physiologique ou histopathologique nocif (Flis, 1968 b; Lloyd et Orr, 1969). Les seules observations de laboratoire sur lesquelles on peut baser un seuil d'effet non nocif sont celles de Lloyd et Orr (1969) qui ont montré que des concentrations inférieures à 12 pour cent d'un seuil de concentration mortelle, n'ont pas accru la perméabilité de la truite arc-en-ciel à l'eau. Les constatations se rapportent à une exposition soudaine du poisson à des solutions d'ammoniac et il semble qu'une acclimatation à des concentrations sub-létales puisse se produire. Il est donc possible qu'un critère fondé sur 12 pour cent d'un seuil LC 50 soit trop bas. Cependant, l'acclimatation à des concentrations sub-létales ne fait que donner une résistance accrue aux concentrations toxiques et entraîner une réaction physiologique réduite et il est toujours possible que le poisson puisse subir des changements histopathologiques nuisibles pendant une exposition prolongée (par. 21 et 32). Il est très peu probable qu'une concentration constante d'ammoniac non-ionisé puisse être maintenue dans un système aquatique naturel donné et que le poisson qui a été affecté se rétablisse quand s'abaisse le seuil d'ammoniac non-ionisé mais, ce rétablissement peut ne pas se produire dans l'eau froide (par. 35). Certaines observations en milieu naturel (par. 31) laissent penser que les pêcheries de poisson blanc peuvent être maintenues avec une concentration moyenne d'ammoniac d'environ 10 pour cent du seuil LC 50, avec la présence occasionnelle de seuils plus élevés. Dans l'ensemble, par conséquent, une concentration de 0,025 mg NH₃/l (12 pour cent du seuil LC 50 de 0,2 mg NH₃/l d'ammoniac non-ionisé) peut être le maximum tolérable par le poisson pendant une longue période. Les concentrations d'ammoniac contenant cette quantité d'ammoniac non-ionisé sont indiquées au Tableau 2 et exprimées sous forme de graphique à la Figure 2.

Tableau 2. Concentrations d'ammoniac ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) contenant une concentration d'ammoniac non-ionisé de 0,025 mg $\text{NH}_3/1$

Température °C	Valeur du pH					
	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0*	9,5*
5	19,6	6,3	2,0	0,65	0,22	0,088
10	13,4	4,3	1,37	0,45	0,16	0,068
15	9,1	2,9	0,93	0,31	0,12	0,054
20	6,3	2,0	0,65	0,22	0,088	0,045
25	4,4	1,43	0,47	0,17	0,069	0,039
30	3,1	1,00	0,33	0,12	0,056	0,035

* Les critères de ces colonnes peuvent se révéler trop bas s'il existe peu d'anhydride carbonique libre dans l'eau.

Les valeurs indiquées dans ce tableau sont liées à la valeur du pH et à la température de l'eau; par exemple, quand la valeur du pH de l'eau est 8 et la température 20°C, la concentration totale d'ammoniac ne devrait pas dépasser 0,65 mg $\text{NH}_3/1$. Il est intéressant de noter que le récent rapport du "National Technical Advisory Committee on Water Quality Criteria (US Federal Water Pollution Control Administration, April 1968)" a conclu qu'au-dessus d'une valeur du pH de 8, la concentration totale d'ammoniac ne devrait pas excéder 1,8 mg $\text{NH}_3/1$, critère qui ne s'écarte pas de ceux qui sont fournis par le Tableau 2. Il convient de souligner cependant que ces concentrations peuvent ajouter à la toxicité des autres poisons se trouvant dans l'eau, bien que de nouvelles recherches soient nécessaires pour démontrer que ce phénomène intervient en réalité.

Fig. 1. Rapport entre la température et les valeurs pK_a pour l'ammoniac

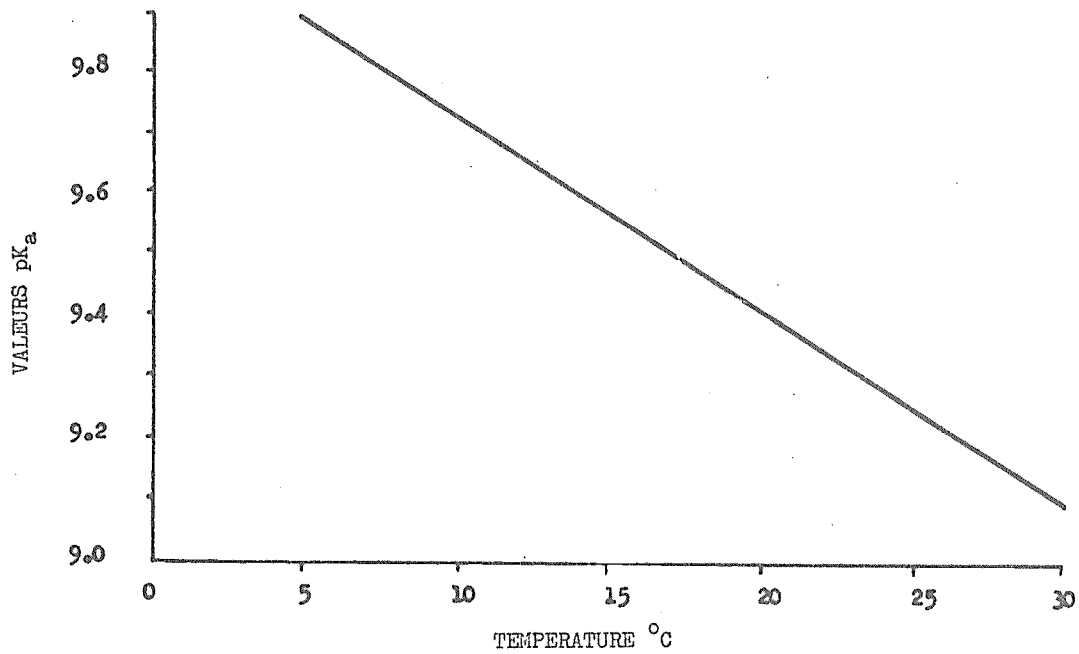
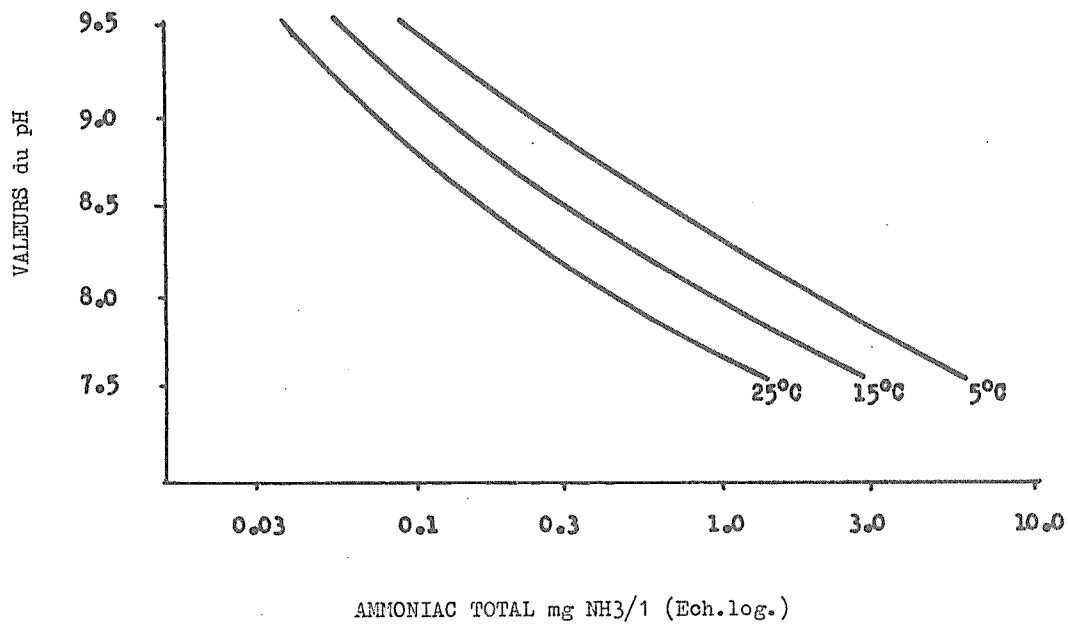


Fig. 2. Concentrations d'ammoniac total contenant 0,025 mg $NH_3/1$ d'ammoniac non-ionisé pour des eaux ayant des valeurs de pH et des températures différentes.



REFERENCES ^{1/}

- Alabaster, J.S. et D.W.M. Herbert, Influence of carbon dioxide on the toxicity of ammonia. Nature, Lond., 1954, 174, 404-405
- Ball, I.R., The relative susceptibilities of some species of freshwater fish to poisons - I. Ammonia. 1967 Water Research, 1, 767-775
- Bates, R.G. et G.D. Pinching, Dissociation constant of aqueous ammonia at 0-50° from E.m.f.-studies of the ammonium salt of a weak acid. J.Amer.chem.Soc., 72, 1393-1996
- Brown, V.M., The calculation of the acute toxicity of mixtures of poisons to rainbow trout. Water Research, 2, 723-733
- Brown, V.M., D.H.M. Jordan et B.A. Tiller, The acute toxicity to rainbow trout of fluctuating concentration and mixtures of ammonia, phenol and zinc. J.Fish.Biol., 1, 1-9
- Burrows, R.E., Effects of accumulated excretory products on hatchery-reared salmonids. Res.Rep.U.S. Fish.Wildl.Serv., 66, 1-12
- Danecker, E., Die Jauchevergiftung von Fischen - eine Ammoniakvergiftung. Österreichs Fischerei 3/4, 1964, 55-68
- Doudoroff, P. et M. Katz, Critical review of literature on the toxicity of industrial wastes and their components to fish. I. Alkalis, acids and inorganic gasses. Sew.Ind.Wastes 22, 1432-1458
- Downing, K.M. et J.C. Merckens, The influence of dissolved-oxygen concentration on the toxicity of unionised ammonia to rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson). Ann.appl.Biol., 43, 243-246
- EIFAC, Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. EIFAC tech.Pap., (1):21 p.
- EIFAC, Water quality criteria for European freshwater fish. Report on extreme pH values and inland fisheries. EIFAC tech.Pap., (4):18 p.
- Flis, J., Anatomicohistopathological changes induced in carp (Cyprinus carpio L) by ammonia water. 1968a Part I. Effects of toxic concentrations. Acta Hydrobiol., 10, 205-224
- Flis, J., Anatomicohistopathological changes induced in carp (Cyprinus carpio L) by ammonia water. 1968b Effects of subtoxic concentrations. Acta Hydrobiol., 10, 225-238
- Fromm, P.O. et J.R. Gillette, Effect of ambient ammonia on blood ammonia and nitrogen excretion of rainbow trout (Salmo gairdnerii). Comp.Biochem.Physiol., 26, 887-896
- Grindley, J., Toxicity to rainbow trout and minnows of some substances known to be present in waste waters discharged to rivers. Ann.appl.Biol., 33, 103-112
- Hemens, J., The toxicity of ammonia solutions to the mosquito fish (Gambusia affinis Baird on Girard). 1966 J.Proc.Inst.Sew.Purif., 265-271
- Hepher, B., Use of aqueous ammonia in fertilizing fish ponds. Bamidgeh, 11, 71-80
- 1959
- Herbert, D.W.M., The toxicity to rainbow trout of spent still liquors from the distillation of coal. 1962 Ann.appl.Biol., 50, 755-777
- Herbert, D.W.M. et D.S. Shurben, A preliminary study of the effect of physical activity on the resistance of rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson) to two poisons. Ann.appl.Biol., 52, 321-326

^{1/} Ces références n'ont pas été contrôlées par les Services de la FAO.

- Herbert, D.W.M. et D.S. Shurben, The toxicity to fish of mixtures of poisons. I. Salts of ammonia and zinc. Ann.appl.Biol., 53, 33-41
1964
- _____, The susceptibility of salmonid fish to poisons under estuarine conditions. II. Ammonium chloride. Int.J.AirWat.Pollut., 9, 89-91
1965
- Herbert, D.W.M. et J.M. Van Dyke, The toxicity to fish of mixtures of poisons. II. Copper-ammonia and zinc-phenol mixtures. Ann.appl.Biol., 53, 415-421
1964
- Jones, J.R.E., A further study of the reactions of fish to toxic solutions. J.exp.Biol., 25, 22-34
1948
- _____, Fish and River Pollution. Butterworth, London.
1964
- Kempinska, H., Influence of ammonia fertilizers on fish. Gosp.Rybna, 20, 3-5.
1968
- Kuhn, O. et H.U. Koecke, Histologische und cytologische Veränderungen der Fischkeime nach Einwirkung im Wasser enthaltener schädigender Substanzen. Z.Zellforsch., 43, 611-643
1956
- Liebmann, H., Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. II. München
1960
- Lloyd, R., Effect of dissolved-oxygen concentrations on the toxicity of several poisons to rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson). J.exp.Biol., 38, 447-455
1961a
- _____, The toxicity of ammonia to rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson). Wat.Waste Treat.J., 8, 278-279
1961b
- Lloyd, R. et D.W.M. Herbert, The influence of carbon dioxide on the toxicity of un-ionised ammonia to rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson). Ann.appl.Biol., 45, 521-527
1960
- Lloyd, R. et L.D. Orr, The diuretic response by rainbow trout to sub-lethal concentrations of ammonia. Wat.Res., 3, 335-344
1969
- Malacea, I., Contributii la cunbasterea actiunii toxice a cianurilor, amoniacului, mercurului si arsenului asupra unor specii de pesti si a dafniei. Studii de protectia si epurarea apelor, VII, 2, 751-790
1966
- _____, Untersuchungen über die Gewohnung der Fische an hohe Konzentrationen toxischer Substanzen. Arch.Hydrobiol., 65, 74-95
1968
- Marchetti, R. Nouvelles études sur la toxicologie des poissons au point de vue du contrôle des eaux usées. Ann.Stat.Centr.Hydrobiol.Appl., 8, 107
1960
- _____, Biologia e tossicologia delle acque usate. ETAS, Milano
1962
- Merkens, J.C. et K.M. Downing, The effect of tension of dissolved oxygen on the toxicity of un-ionized ammonia to several species of fish. Ann.appl.Biol., 45, 521-527
1957
- Nehring, D., Die Giftwirkung ureashaltiger Harnstofflösungen auf verschiedene Fischarten. Z.Fisch. 9: 539-547
1962
- Penaz, M., Vliv amoniaku na jikry a pludek pstruha obecheho, Salmo trutta m.fario. Zool.listy, 14: 47-54
1965
- Reichenbach-Klinke, H.H., Untersuchungen über die Einwirkung des Ammoniakgehalts auf den Fischorganismus. Arch.Fisch.Wiss., 17:122-132
1967
- Stammers, H.A., Der Einfluss von Schwefelwasserstoff und Ammoniak auf tierische Leitformen des Saprobien-systems. Vom Wasser 20: 34-71
1953

- Summerfelt, R.C. et W.M. Lewis, Repulsion of green sunfish by certain chemicals. J.Wat.Pollut. Control Fed., 39:2030-2038
1967
- Tabata, K., Toxicity of ammonia to aquatic animals with reference to the effect of pH and carbon dioxide. Bull.Tokai,reg.Fish.Res.Lab., 34: 67-74
1962
- U.S. Federal Water Pollution Control Administration, Water Quality Criteria: Report of the National Technical Advisory Committee. U.S. Dept. of the Interior, Washington, D.C.
1968
- Vamos, R. Ammonia poisoning in carp. Acta biol.Szeged, 9: 291-297
1963
- Vamos, R. et R. Tasnadi, Ammonia poisoning in carp. 3. The oxygen content as a factor in influencing the toxic limit of ammonia. Acta biol.Szeged, 13: 99-105
1967
- Woker, H., Die Temperaturabhängigkeit der Giftwirkung von Ammoniak auf Fische. Ver.Int.Limnol., 10: 575-579
1949
- Woker, H. et K. Wuhrmann, Die Empfindlichkeit verschiedener Fischarten gegenüber Ammoniak, Blausäure und Phenol. Rev.Suisse de Zool., 57: 548-553
1950
- Wuhrmann, K., Sur quelques principes de la toxicologie du poisson. Bull.Cent.Belge Et Docum.Eaux, 15: 49
1952
- Wuhrmann, K. et H. Woker, Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung. Schweiz Z.Hydrol., 11: 210-244
1948
- _____, Über die Giftwirkungen von Ammoniak- und Zyanidlösungen mit verschiedener Sauerstoffspannung und Temperatur auf Fische. Schweiz Z.Hydrol., 15: 235-260
1953
- Wuhrmann, K., F. Zehender et H. Woker, Über die fischereibiologische Bedeutung des Ammonium- und Ammoniakgehaltes fließender Gewässer. Z.natur.Ges.Zurich, 92: 198-204
1947

Documents publiés dans la présente série

- EIFAC/T1** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures (1964).
- EIFAC/T2** Maladies des poissons. Notes présentées à la troisième session de la CECPI par J. Heyl, H. Mann, C.J. Rasmussen et A. van der Struik (Autriche, 1964).
- EIFAC/T3** Alimentation dans l'élevage de la truite et du saumon. Communications présentées à un symposium, quatrième session de la CECPI (Belgrade, 1966).
- EIFAC/T4** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures (1968).
- EIFAC/T5** Organisation de l'administration des pêches intérieures en Europe, par Jean-Louis Gaudet (Rome, 1968).
- EIFAC/T6** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave (1968).
- EIFAC/T7** Evaluation économique de la pêche sportive dans les eaux continentales, par Ingemar Norling (Suède, 1968).
- EIFAC/T8** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson (1969).
- EIFAC/T9** Récents développements dans la nutrition de la carpe et de la truite. Communications présentées à un symposium, cinquième session de la CECPI (Rome, 1968).
- EIFAC/T10** Etude comparée des mesures législatives et administratives régissant les échanges internationaux de poissons vivants et d'œufs de poisson, par F.B. Zenny, Service de législation de la FAO (Rome, 1969).
- EIFAC/T11** Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures (Rome, 1971).
(Fr)

Papers issued in this series

- EIFAC/T1** Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries (1964).
- EIFAC/T2** Fish Diseases. Technical Notes submitted to EIFAC Third Session by Messrs. J. Heyl, H. Mann, C.J. Rasmussen, and A. van der Struik (Austria, 1964).
- EIFAC/T3** Feeding in Trout and Salmon Culture. Papers submitted to a Symposium, EIFAC Fourth Session (Belgrade, 1966).
- EIFAC/T4** Water quality criteria for European freshwater fish. Report on extreme pH values and inland fisheries (1968).
- EIFAC/T5** Organization of inland fisheries administration in Europe, by Jean-Louis Gaudet (Rome, 1968).
- EIFAC/T6** Water quality criteria for European freshwater fish. Report on water temperature and inland fisheries based mainly on Slavonic Literature (1968).
- EIFAC/T7** Economic evaluation of inland sport fishing, by Ingemar Norling (Sweden, 1968).
- EIFAC/T8** Water Quality Criteria for European Freshwater Fish. List of literature on the effect of water temperature on fish (1969).
- EIFAC/T9** New Developments in Carp and Trout Nutrition. Papers submitted to a Symposium, EIFAC Fifth Session (Rome, 1968).
- EIFAC/T10** Comparative Study of Laws and Regulations Governing the International Traffic in Live Fish and Fish Eggs, by F.B. Zenny, FAO Legislation Branch (Rome, 1969).
- EIFAC/T11** Water quality criteria for European freshwater fish. Report on Ammonia and Inland Fisheries (1970).
(E)

