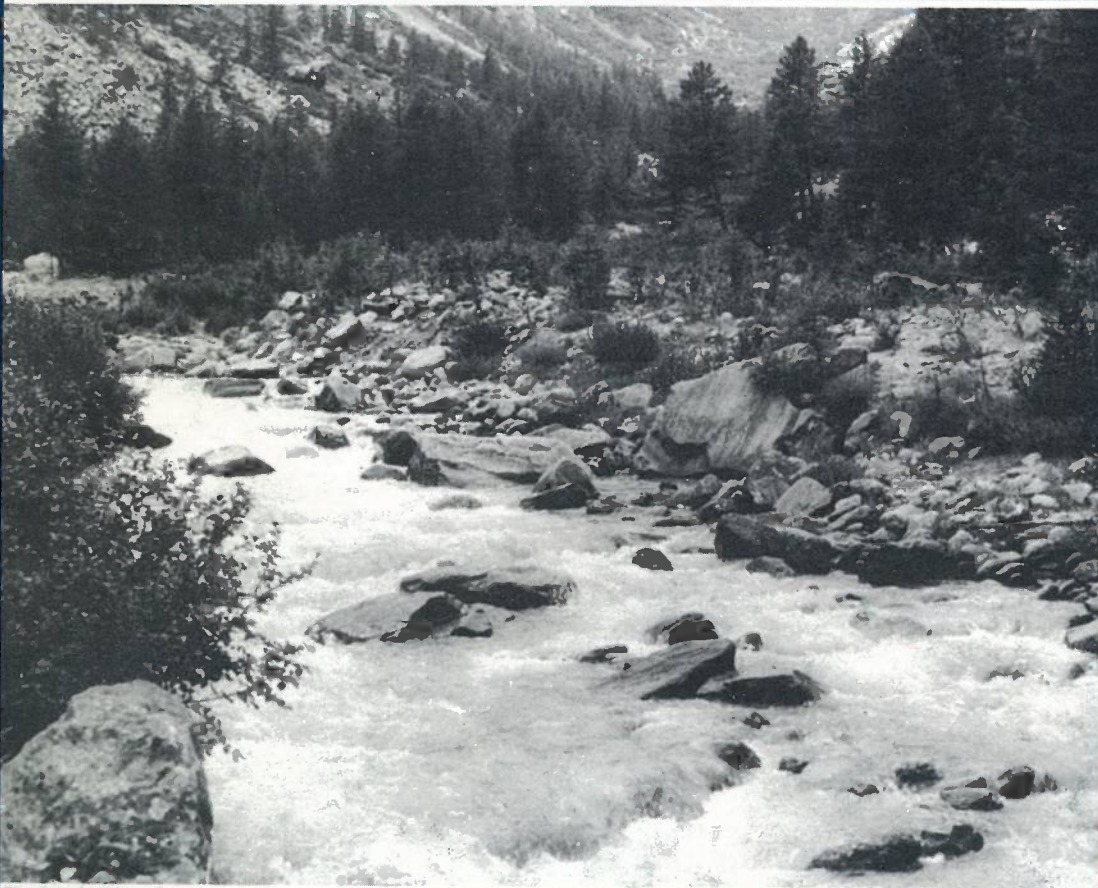


# Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens

## Rapport sur les nitrites et les poissons d'eau douce



ORGANISATION  
DES  
NATIONS UNIES  
POUR  
L'ALIMENTATION  
ET  
L'AGRICULTURE

# Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens

## Rapport sur les nitrites et les poissons d'eau douce

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 (CECPI)

DOCUMENT  
TECHNIQUE  
DE LA CECPI

# 46

CECPI/T46



ORGANISATION  
DES  
NATIONS UNIES  
POUR  
L'ALIMENTATION  
ET  
L'AGRICULTURE  
Rome, 1984



Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

M-42

ISBN 92-5-202177-9

Tous droits réservés. Aucune partie de cette publication ne peut être reproduite, mise en mémoire dans un système de recherche bibliographique ni transmise sous quelque forme ou par quelque procédé que ce soit: électronique, mécanique, par photocopie ou autre, sans autorisation préalable. Adresser une demande motivée au Directeur de la Division des publications, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Via delle Terme di Caracalla, 00100 Rome (Italie), en indiquant les passages ou illustrations en cause.

© FAO 1984

PREPARATION DU PRESENT DOCUMENT

Le présent document constitue le treizième rapport du Groupe de travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Les experts ci-après ont contribué à cette étude:

D. Calamari (Italie) - Directeur des débats

A. Arillo (Italie)

F.B. Eddy (Ecosse - Royaume-Uni)

R. Lloyd (Royaume-Uni)

J.F. de L.G. Solbé (Royaume-Uni)

Secrétariat FAO:

D. Charbonnier - Secrétaire de la CECPI

Pour s'acquitter de cette tâche, le Groupe de travail s'est conformé aux principes généraux qui avaient été adoptés pour la préparation du premier rapport, à savoir:

"Théoriquement, les critères de qualité des eaux adoptés pour les poissons d'eau douce devraient permettre le bon déroulement de tous les stades du cycle biologique. En outre, ils ne devraient pas déterminer l'apparition dans un cours d'eau de conditions qui soient de nature à altérer la chair du poisson ou à inciter le poisson à éviter un bief qu'il fréquenterait autrement, ou à déterminer une telle accumulation de substances nocives dans le poisson qu'il puisse y avoir danger à le consommer. Des facteurs indirects, tels que ceux affectant les organismes fourrages, doivent également être pris en considération au cas où leur importance serait démontrée."

Le présent texte a été préparé par F.B. Eddy aux fins d'examen par le Groupe de travail et il a été présenté pour approbation à la treizième session de la CECPI (Aarhus, 23-30 mai 1984).

Distribution:

Auteurs

Liste de distribution de la CECPI  
Département des pêches de la FAO  
Fonctionnaires régionaux des pêches  
de la FAO

La référence bibliographique de ce document  
doit être donnée ainsi:

Commission européenne consultative pour les  
1984 pêches dans les eaux intérieures  
Groupe de travail sur les critères  
de qualité des eaux pour les pois-  
sons d'eau douce européens, Critè-  
res de qualité des eaux pour les  
poissons d'eau douce européens.  
Rapport sur les nitrites et les  
poissons d'eau douce. Doc.Tech.  
CECPI, (46):21 p.

## TABLE DES MATIERES

	<u>Pages</u>
1. INTRODUCTION	1
2. PRODUCTION DE NITRITES	1
2.1 Production naturelle de nitrites	1
2.2 Concentrations de nitrites dans les eaux polluées	2
2.3 Production bactérienne de nitrites	2
3. ASPECTS CHIMIQUES ET ANALYSE	4
3.1 Aspects chimiques	4
3.2 Réactivité des nitrites avec certaines molécules biologiquement intéressantes	4
3.2.1 Formation de composés nitrosés	4
3.2.2 Formation de complexes d'oxyde nitrique	5
3.3 Analyse	5
4. EFFETS TOXIQUES ET LETAUX DES NITRITES	6
4.1 Nitrites présents dans l'alimentation	6
4.2 Méthémoglobine	6
4.3 Absorption de nitrites dans le sang et les tissus	7
4.4 Effets physiologiques	8
4.5 Composés N-Nitrosés	8
5. FACTEURS PHYSICOCIMIQUES INFLUENCANT LES CONCENTRATIONS LETALES	8
5.1 Chlorures	8
5.2 Autres ions inorganiques	9
5.3 pH	9
6. CONCENTRATIONS LETALES A LONG TERME ET EFFETS SUBLETAUX	12
7. DONNEES RECUEILLIES EN MILIEU NATUREL	12
8. RECAPITULATION DES DONNEES SUR LA TOXICITE POUR LE POISSON	13
9. EFFET DES NITRITES SUR D'AUTRES GROUPES D'ANIMAUX AQUATIQUES	15
9.1 Invertébrés	15
9.2 Amphibies	15
10. RESUME ET CONCLUSIONS	15

## 1. INTRODUCTION

Les effets nocifs des nitrites sur l'homme et sur les vertébrés supérieurs sont connus depuis longtemps, mais il n'y a que quelques années que leur toxicité pour le poisson a commencé d'attirer l'attention. Cela tient principalement, peut-être, à l'utilisation de méthodes intensives de pisciculture qui sont susceptibles de faire appel à des systèmes de recyclage des eaux pour en éliminer les déchets, en particulier l'ammoniac. Dans ces systèmes, les bactéries nitrifiantes présentes dans le dispositif de filtration oxydent l'ammoniac qu'elles transforment en nitrates par l'intermédiaire des nitrites, mais, dans les cas où cette oxydation est incomplète, il peut subsister des concentrations relativement élevées de nitrites, qui peuvent être mortelles pour le poisson.

Il y a évidemment des bactéries nitrifiantes dans la plupart des eaux naturelles; avec les bactéries dénitrifiantes, qui réduisent les nitrates en nitrites et en azote gazeux, elles représentent un élément important du cycle de l'azote dans les étangs, les lacs, les cours d'eau et autres masses d'eau douce. Par suite, la plupart des eaux douces non polluées contiennent des nitrites, mais seulement en très faibles quantités; toutefois, des modifications des conditions de milieu, par exemple l'introduction de déchets azotés, (notamment dans les eaux usées), la réduction de la teneur en oxygène dissous et les variations de température, peuvent avoir pour effet d'en accroître les concentrations, en particulier dans des zones localisées où il peut y avoir une mauvaise circulation de l'eau ou un mélange insuffisant des déchets avec le courant de dilution.

## 2. PRODUCTION DE NITRITES

### 2.1 Production naturelle de nitrites

Dans les systèmes aquatiques, l'azote gazeux peut être "fixé" par certaines bactéries et algues blue-vert pour former de l'ammoniac qui est oxydé en nitrites, nitrates et composés azotés utiles aux plantes. L'azote atmosphérique peut être transformé en oxydes d'azote par combustion ou sous l'effet de la foudre et ceux-ci forment des nitrites et des nitrates lorsqu'ils sont dissous dans l'eau. Dans le présent rapport, la concentration sera toujours exprimée par la masse d'azote contenue dans des nitrites, à savoir mg N.NO<sub>2</sub> ou µg N.NO<sub>2</sub> et, sauf indication contraire, le terme "nitrite" s'appliquera à la fois à l'ion nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) et à l'acide nitreux, conjugué (HNO<sub>2</sub>) (voir section 3.1).

Des nitrites sont présents en quantités infimes, jusqu'à un maximum d'environ 2 µg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub>, dans les eaux superficielles non polluées des lacs et les concentrations accusent généralement des variations saisonnières pour atteindre leur maximum pendant l'hiver et leur minimum pendant l'été. La présence de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> résulte principalement, pense-t-on, de la réduction de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> imputable à l'activité du phytoplancton. La distribution verticale de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> dans les lacs est en étroite corrélation avec la teneur en oxygène, un maximum tendant à être observable entre une zone bien oxygénée riche en nitrates et une zone plus profonde presque dépourvue d'oxygène et riche en ammoniac. Dans la plupart des cas, la formation de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> est due à la réduction des nitrates; dans quelques lacs toutefois, on pense que la présence de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> résulte de l'oxydation de l'ammoniac (Hutchinson, 1957). Un exemple sur lequel on est bien informé est celui du Priest Pot, petit lac anglais (1 hectare) de la région du Lake District, qui est un cas typique, comme il y en a beaucoup dans le monde, de lac dont le fond devient périodiquement anoxique. Quoique ses eaux superficielles contiennent seulement 1-2 µg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub>, on y trouve une étroite bande d'eau, située approximativement à 1,5 m au-dessus de la surface, qui ne contient pratiquement pas d'oxygène et où la concentration en NO<sub>2</sub><sup>-</sup> est de 45 µg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub> (Finlay, Span et Harman, 1983). Dans un lac tropical du bassin de l'Amazone, le Grand Lac Jutãĩ, dont la température est de 26°-31°C, la concentration de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> est de 0,5 µg l<sup>-1</sup> dans les eaux superficielles et elle atteint le triple de cette valeur dans la zone anoxique stagnante à environ 8 m de profondeur. Cette dernière zone contient également les plus fortes concentrations d'anhydride carbonique, de nitrates, d'ammoniac, de fer et de phosphore, en particulier pendant la saison sèche où l'eau est à son plus bas niveau et qui représente la période la plus critique pour la vie du poisson (Santos, 1980). Une enquête portant sur 65 lacs italiens non pollués a montré que les concentrations de nitrites étaient de 1,5 µg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub> dans la majorité des cas, 5-20 µg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub> dans beaucoup d'autres, et plus de 20 µg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub> dans quelques cas isolés (IRSA, 1980). La teneur en NO<sub>2</sub><sup>-</sup> d'un certain nombre de lacs nord-américains a été mesurée par McCoy (1972). Il n'a trouvé que peu ou

pas du tout de  $\text{NO}_2^-$  dans les eaux libres, et  $2,3 \text{ mg l}^{-1}$   $\text{N.NO}_2$  dans les baies et les eaux stagnantes; par contre, les eaux proches du rivage contenant des matières organiques en décomposition, principalement des plantes et des algues contenaient communément  $2-18 \text{ mg l}^{-1}$   $\text{N.NO}_2$  et même, à l'occasion, jusqu'à  $180 \text{ mg l}^{-1}$   $\text{N.NO}_2$  (tableau 1).

## 2.2 Concentrations de nitrites dans les eaux polluées

La présence dans les eaux superficielles de concentrations de  $\text{NO}_2^-$  se situant aux alentours de  $10 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$   $\text{N.NO}_2$  est depuis longtemps considérée comme un signe de contamination par des eaux usées. De fait, les déchets azotés de diverses origines peuvent contenir des nitrites et, généralement, les effluents contenant de l'ammoniac sont aussi susceptibles d'en renfermer des concentrations élevées. Les eaux usées sont probablement la plus fréquente source d'ammoniac, en particulier si la nitrification a été inhibée; en outre, les effluents des industries produisant du charbon, du gaz, du coke et des engrais en déchargent d'importantes quantités. De l'ammoniac provenant en particulier des ensilages et des engrais organiques et chimiques pénètre dans les systèmes aquatiques en conséquence des activités agricoles; toutefois, ces substances sont souvent utilisées pour fertiliser les étangs où l'on pratique la pisciculture extensive. Les poissons et autres animaux aquatiques produisent eux-mêmes de l'ammoniac qui, comme on l'a déjà dit, peut avoir une importance considérable en pisciculture intensive, en particulier si l'on fait appel à la nitrification bactérienne dans les systèmes de recyclage. Les effets de la présence d'ammoniac sur les poissons d'eau douce ont été examinés par la CECPI (1970).

Peu d'études ont été spécifiquement consacrées à la teneur en nitrites des eaux douces et à ses effets sur le poisson et les données sur la question font sérieusement défaut, en particulier pour ce qui concerne les cours d'eau. Aux Etats-Unis, on a signalé des concentrations pouvant atteindre  $16,8 \text{ mg l}^{-1}$   $\text{NO}_2^-$  dans toute une variété d'effluents d'usines textiles (Walsh, Bahner et Horning, 1980). Dans l'Holme, cours d'eau de l'ouest du Yorkshire (Royaume-Uni) qui est relativement épargné par la pollution, les concentrations minimales de  $\text{NO}_2^-$  étaient de  $0,01 \text{ mg l}^{-1}$ , la moyenne de  $0,16 \text{ mg l}^{-1}$ , un maximum de  $1,2 \text{ mg l}^{-1}$  étant observé en association avec les déversements des industries textiles et des réseaux d'assainissement (Brown, Bellinger et Day, 1982); les concentrations minimales en chlorures étaient de  $30 \text{ mg l}^{-1}$ . Solbé (1981) a étudié en détail la corrélation entre la teneur en  $\text{NO}_2^-$  des eaux et leur qualité du point de vue de la pêche. En général, les pêcheries de médiocre qualité contenaient des concentrations élevées de  $\text{NO}_2^-$ . Les bonnes pêcheries de salmonidés se trouvaient dans des eaux à faible teneur en  $\text{NO}_2^-$  et les plus mauvaises dans des eaux contenant de  $60 \text{ } \mu\text{g}$  à  $200 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$   $\text{N.NO}_2$ . Les pêcheries de poissons rustiques se trouvaient dans des eaux renfermant jusqu'à  $0,3 \text{ mg l}^{-1}$   $\text{N.NO}_2$ , mais la concentration en nitrites n'était pas nécessairement un facteur déterminant de leur qualité. On trouvera au tableau 1 des données additionnelles sur la teneur en  $\text{NO}_2^-$  d'eau contenant des poissons.

## 2.3 Production bactérienne de nitrites

Deux groupes de bactéries sont principalement responsables de la nitrification et de l'oxydation de l'ammoniac en nitrates. Le premier, Nitrosomonas, oxyde  $\text{NH}_3$  en  $\text{NO}_2^-$ , tandis que Nitrobacter, oxyde  $\text{NO}_2^-$  en  $\text{NO}_3^-$ ; dans l'un et l'autre cas, la présence d'oxygène est nécessaire. Il arrive souvent que  $\text{NO}_2^-$  soit oxydé plus vite qu'il ne se forme; dans les réseaux d'assainissement, où la nitrification a été particulièrement bien étudiée, il est rare que la concentration de  $\text{NO}_2^-$  dans les eaux usées, dépasse  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . La nitrification tend à être inhibée aux basses températures, notamment au-dessous de  $5^\circ\text{C}$ , ainsi que dans les eaux acides; ainsi, Collins *et al.*, (1975) ont noté un ralentissement à PH 6 et une inhibition complète à PH 5,5 dans un système de recyclage de l'eau contenant des ictalures tachetés. Des agents antibactériens tels que l'érythromycine réduisaient les taux de nitrification (Collins, *et al.*, 1975a), de même que le bleu de méthylène lorsqu'il était utilisé comme parasiticide; par contre, la formaline, le vert de malachite combiné au sulfate de cuivre et le permanganate de potassium étaient sans effet lorsqu'ils étaient utilisés à des doses thérapeutiques (Collins *et al.*, 1975b).

Le premier stade de la dénitrification consiste en la réduction de  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NO}_2^-$  et le second en la réduction de  $\text{NO}_2^-$  en azote gazeux ou en  $\text{N}_2\text{O}$ , chacun des deux pouvant faire intervenir plusieurs espèces de bactéries. La réaction est ordinairement aérobie, mais, en conditions anaérobies, l'oxygène provenant des nitrates, c'est-à-dire de la réduction

Tableau 1

Auteur	Emplacement, Système	Concentrations de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> en mg N.NO <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>
McCoy (1972)	Lacs du Wisconsin (Etats-Unis)	Eaux libres Baies et eaux stagnantes Eaux proches du rivage contenant des matières organiques Eaux contenant des algues et des plantes aquatiques en décomposition Systèmes établis Systèmes commençant à fonctionner Eaux non aérées Eaux aérées
Collins, <i>et al.</i> , 1975, 1975a	Système de recyclage	0
Hollerman et Boyd (1980)	Etangs à ictalures tachetés	2-3 10-70
Perrone et Meade (1977)	Système de recyclage de l'eau contenant des salmonidés	180 +
Smith et Williams (1974)	Système de recyclage de l'eau contenant des salmonidés	jusqu'à 0,5
Saeki (1965)	Systèmes de réutilisation de l'eau contenant des carpes	jusqu'à 16
Solbé (1981)	Pêcheries britanniques de truites Pêcheries britanniques de poissons rustiques	0,06 0,2
Tucker et Schwedler (1983) Weston (1974)	Etangs à ictalures tachetés Système de recyclage de l'eau contenant des salmonidés	Jusqu'à 1,06
Hutchinson (1957)	Eaux superficielles des lacs	0,15
Finlay, Span et Harman (1983)	Priest Pot, (lac anglais du Lake District): - Eaux superficielles - 1,5 m au-dessous de la surface	1,8 0,012-0,2
Santos (1980)	Grand lac Jutai du Bassin de l'Amazonie: - Eaux superficielles - Zones anoxiques	0,012-0,25 jusqu'à 3
IRSA (1980)	Enquête sur 65 lacs italiens non pollués: - Majorité - Nombreux autres cas - Faible minorité	0,12 jusqu'à 0,002
Klinger (1957)	Cours d'eau recevant des effluents d'usines métallurgiques, etc.	0,002 0,045
Brown, Bellinger et Day (1982)	Rivière Hulme, Ouest de Yorkshire: - Concentration minimale - Concentration maximale, eaux usées, effluents usines textiles	0,0005 0,0015
Walsh, Bahner et Horning (1980)	Eaux d'un cours d'eau des Etats-Unis pollué par des effluents d'usines textiles	0,001-0,005 0,005-0,02 plus de 0,02
		jusqu'à 30
		0,01
		1,2
		jusqu'à 16,8



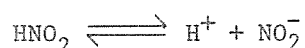
du  $\text{NO}_3^-$ , peut être utilisé. Par suite, dans les eaux douces où vivent des poissons, la dénitrification peut avoir pour effet non seulement de produire des nitrites, mais aussi d'abaisser la teneur en oxygène dissous de l'eau.

La présente étude ne vise pas à faire un exposé détaillé sur la nitrification et la dénitrification. Pour plus de renseignements, le lecteur est prié de se reporter à Focht et Chang (1976) et à Henze-Christensen et Harremoës (1976).

### 3. ASPECTS CHIMIQUES ET ANALYSE

#### 3.1 Aspects chimiques

En solution aqueuse, l'ion nitrite se trouve en équilibre avec son acide conjugué et la concentration de chacune des deux formes est fonction du pH et de la température. On a donc :



et une augmentation du pH favorise un accroissement de la teneur en  $\text{NO}_2^-$ .

Il est possible de calculer les quantités relatives de  $\text{NO}_2^-$  et de  $\text{HNO}_2$  si l'on connaît le pH de l'eau, sa température et la constante d'équilibre, ou pKa, pour  $\text{HNO}_2$ . La formule appliquée est :

$$\text{antilog} (\text{pH} - \text{pKa}) = \frac{\text{base}}{\text{acide}}$$

A pH 7 et 12,5°C, la pKa de l'acide nitreux est de 3,337 (Weast, 1978). Dans ces conditions par conséquent, le rapport base/acide s'établit à 4603, autrement dit il y a 99,978 pour cent de  $\text{NO}_2^-$ . Si le pH de l'eau diminue d'une unité, le rapport base/acide est divisé par dix et s'établit à 457, autrement dit il y a 99,781 pour cent de  $\text{NO}_2^-$ . Pour calculer la variation de la pKa de  $\text{HNO}_2$  en fonction de la température, Colt et Tchobanoglous (1976) appliquent la formule

$$\frac{655,586}{T + 273,16} + 1,148,$$

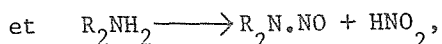
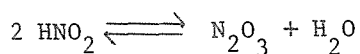
où T est la température de l'eau. Toutefois, on possède peu de données sur les variations de la constante de dissociation de l'acide nitreux en fonction de la température et du pH de l'eau. Le tableau 2a donne quelques exemples des proportions relatives de  $\text{NO}_2^-$  et de  $\text{HNO}_2$  à différents Ph de l'eau et le tableau 2b indique la variation de la pKa de  $\text{HNO}_2$  en fonction de la température, calculée selon la formule de Colt et Tchobanoglous (1976).

A mesure que l'eau se refroidit, la constante de dissociation pour  $\text{HNO}_3^-$  augmente, ce qui a pour effet d'accroître la proportion de  $\text{HNO}_2$ . Ainsi, à pH 7,0, il y a 0,032 pour cent de  $\text{HNO}_2$  à 5°C, et seulement 0,022 pour cent à 25°C.

#### 3.2 Réactivité des nitrites avec certaines molécules biologiquement intéressantes

##### 3.2.1 Formation de composés nitrosés

En solutions aqueuses et, plus particulièrement, dans des milieux acides tels que le milieu stomacal où le pH peut approcher la pKa de l'acide nitreux, celui-ci est transformé en une variété d'agents de nitrosation actifs, par exemple l'anhydride nitreux  $\text{N}_2\text{O}_3$ , le sulfocyanate de nitrosyle ON-NCS, les halogénures de nitrosyle NOX, l'ion nitreux acide  $\text{H}_2\text{NO}_2^+$ . Ces substances peuvent nitroser activement divers types de composés tels que les aminés, les amides, les thiols, les peptides, les sucres aminés, etc., pour former des composés nitrosés dont beaucoup ont des propriétés toxiques, mutagènes et/ou cancérigènes (Natake *et al.*, 1979; IARC, 1982). La nitrosation des amines secondaires présente ici un intérêt particulier puisque les poissons contiennent des quantités relativement importantes de diméthylamine. On a par exemple :



la vitesse de réaction étant en grande partie fonction de la concentration d'acide nitreux (Mirvish, 1975).

### 3.2.2 Formation de complexes d'oxyde nitrique

Les nitrites peuvent réagir, spécialement en milieu anaérobie, avec plusieurs hémato-protéines autres que l'hémoglobine pour produire, par exemple, un cytochrome mitochondrial NO- (Walters et Taylor, 1965) et un complexe P-450 cytochrome microsomique NO- (Kahl, Wulff et Netter, 1978; Duthu et Shertzer, 1979); ce dernier peut compromettre sérieusement le métabolisme microsomique de plusieurs composés dangereux.

Tableau 2a

Equilibre entre l'ion nitrite et l'acide nitreux à différents pH de l'eau.  
Température 12,5°C

pH de l'eau	base ou $\text{NO}_2^-$		% $\text{HNO}_3$
	acide $\text{HNO}_2$		
10	4 602	566	0.00002
9	460	257	0.0002
8	46	030	0.0022
7	4	603	0.022
6		460	0.22
5		46	2.17
4		4.6	21.7
3.3		1	50

Tableau 2b

Variation de la pKa de  $\text{HNO}_2$  en fonction de la température  
(Colt et Tchobanoglous, 1976)

Température	pKa $\text{HNO}_2$
5	3.505
10	3.463
15	3.423
20	3.384
25	3.347
30	3.311
35	3.275

### 3.3 Analyse

Les nitrites peuvent être commodément dosés par spectrophotométrie, avec toute une variété de méthodes fondées sur la réaction des nitrites avec l'acide sulfanilique pour former un sel de diazonium qui se combine avec un dérivé de la naphtylamine (par exemple l-naphtylamine acide 7-sulfonique) pour former un colorant rouge (Wood, Armstrong et Richards, 1967; Shechter, Gruener et Shuval, 1972). Ces méthodes conviennent dans la plupart des cas si l'on analyse des échantillons d'eau; toutefois, une méthode plus sensible utilisant la chimioluminescence peut être employée (Walters *et al.*, 1980). Le dosage des nitrites dans les tissus et autres matériels biologiques soulève un certain nombre de problèmes. Il convient d'éviter les milieux fortement acides ( $\text{HCl}$   $\text{N}$  ou davantage), car ils peuvent provoquer la dénitrosation de certains composés nitrosés qui conduit à une augmentation apparente de la concentration de nitrites libres; en revanche, dans les milieux moins acides, certains composés biologiques tels que NADH peuvent être cause d'une perte de coloration. Pour l'analyse d'échantillons de ce type, il est recommandé d'évaluer initialement les effets d'interférences en vérifiant le taux de récupération de nitrites de référence ajoutés (Ariello, communication personnelle). Les polymères et les résines échangeuses d'ions sélectives pour les anions, y compris  $\text{NO}_2^-$ , pourraient se révéler utiles pour l'analyse après que la technique aura été perfectionnée (Chiou *et al.*, 1981), de même que les méthodes de chromatographie gazeuse/liquide. Les électrodes en oxyde nitreux sont utiles car ils permettent d'obtenir instantanément un résultat, mais leur sensibilité est limitée à  $6 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2^-$  (Krous, Blazer et Meade, 1982).

#### 4. EFFETS TOXIQUES ET LETAUX DES NITRITES

Les nitrites sont des substances extrêmement toxiques et la pénétration de petites quantités provenant de l'alimentation ou du milieu aquatique dans l'organisme des poissons peut être nocive. La présente section fait le point des recherches effectuées sur divers aspects du mode d'action des nitrites.

##### 4.1 Nitrites présents dans l'alimentation

La plupart des informations sur les effets des nitrites contenus dans l'alimentation concernent l'homme ou des mammifères de laboratoire; les principales observations sont résumés ici parce qu'elles peuvent être valables, au moins approximativement, pour le poisson.

Les nitrites peuvent être absorbés dans la nourriture ou ils peuvent se former dans l'intestin en conséquence de la réduction bactérienne des nitrates. Dans l'alimentation humaine, la principale source de nitrites est constituée par les viandes et poissons salés et séchés où les nitrites ont une activité anti-bactérienne et tout en confiant un arôme et une couleur agréables. Aux Etats-Unis, une limite de 200 mg kg<sup>-1</sup> de NaNO<sub>2</sub> a été imposée pour les viandes traitées, et il a été recommandé que l'apport alimentaire de NO<sub>2</sub> ne dépasse pas 0,4 mg kg<sup>-1</sup> par jour (Wolff et Wasserman, 1972). L'Organisation mondiale de la Santé, quant à elle, recommande que l'apport alimentaire ne dépasse pas 1 mg l<sup>-1</sup> de N.NO<sub>2</sub> (Dean et Lund, 1981; Critères d'hygiène de l'environnement de l'OMS (WHO, 1978)).

Les nitrates présents dans l'alimentation ne sont pas toxiques en eux-mêmes; ils ne le deviennent que lorsque le milieu intestinal favorise la présence de microbes qui peuvent réduire les nitrates en nitrites. Ainsi, l'alcalinité relative de l'intestin des nourrissons, surtout quand ils ont moins de quatre mois, favorise la production de nitrites qui peuvent, dans des cas extrêmes, provoquer une méthémoglobinémie et la mort. La décomposition des matières végétales, par exemple, dans les ensilages, peut favoriser la réduction des nitrates, et leur ingestion peut induire une méthémoglobinémie chez le bétail.

Le métabolisme des nitrates et des nitrites ingérés par le poisson n'a guère été étudié et il faudrait entreprendre des expériences en vue de déterminer s'il y a réduction des nitrates dans l'intestin des poissons, en particulier chez les espèces herbivores.

##### 4.2 Méthémoglobine

Le transport de l'oxygène depuis la surface respiratoire jusqu'aux tissus est assuré grâce à une combinaison réversible de l'hémoglobine avec l'oxygène. L'hémoglobine fonctionnelle contient du fer à l'état bivalent (Fe<sup>2+</sup>), mais l'oxydation en fer trivalent (Fe<sup>3+</sup>) qui peut être réalisée par un certain nombre de substances, parmi lesquelles les nitrites, aboutit à la production du pigment de couleur caractéristiquement brune, la méthémoglobine, qui n'est plus capable de réagir réversiblement avec l'oxygène.

Chez les mammifères comme chez les poissons, une petite proportion de l'hémoglobine, ordinairement 5 pour cent ou moins (Meade et Perrone, 1980; Eddy, Kunzlick et Bath, 1983) est présente sous forme de méthémoglobine et les globules rouges contiennent une réductase qui maintient cette forme oxydée à des niveaux minimaux. La présence de nitrites dans l'eau détermine rapidement une méthémoglobinémie chez les poissons d'eau douce; la quantité de méthémoglobine produite est fonction de la concentration de nitrites, de la concentration de chlorures (voir section 5.1), de l'espèce de poisson et de la durée de l'exposition.

Les poissons sont capables de supporter des taux relativement élevés de méthémoglobine. On considère, par exemple, qu'un taux de méthémoglobine de 25-30 pour cent est inoffensif pour l'ictalure tacheté *Ictalurus punctatus* (Tucker et Schwedler, 1983); par contre, un taux de méthémoglobine de plus de 70 pour cent provoque un état de stress chez la truite arc-en-ciel "rainbow trout" *Salmo gairdneri* et chez le saumon royal *Oncorhynchus tshawytscha*, mais sans entraîner la mort (Smith et Williams, 1974; Brown et McLeay, 1975). Les poissons peuvent survivre avec un taux d'hémoglobine fonctionnelle très inférieure à la quantité normale, comme on a pu le démontrer en leur injectant des médicaments contenant de l'oxyde de carbone (Anthony, 1961), par exemple du chlorhydrate de phénylhydrazine, ou en remplaçant leur sang par du plasma ou, par une solution saline. On a mis en évidence

que, indépendamment d'une augmentation du débit cardiaque, des truites dont l'hématocrite allait de 2 à 5 pour cent, avaient des processus respiratoires à peu près normaux (Cameron et Davis, 1970). Certains poissons de l'Antarctique ne possèdent pas d'hémoglobine du tout, le plasma sanguin assurant à lui seul les échanges respiratoires entre le sang et les tissus, ce qui s'explique principalement par le fait qu'aux températures proches du point de congélation sa teneur en oxygène dissous est substantiellement accrue (Holeton, 1970, 1971).

#### 4.3 Absorption de nitrites dans le sang et les tissus

L'apparition de méthémoglobine est associée à la pénétration de  $\text{NO}_2^-$  dans le plasma sanguin et sa vitesse de formation est en étroite corrélation avec les concentrations de  $\text{NO}_2^-$  dans le sang, de même que sa vitesse de disparition lorsque les poissons sont remplacés dans une eau propre (Eddy, Kunzlick et Bath, 1983). On a pu montrer que la faculté de récupération rapide des ictalures tachetés présentant une méthémoglobinémie induite par les nitrites est associée à la présence d'une enzyme réduisant la méthémoglobine dans les érythrocytes (Huey et Beitinger, 1982; Freeman, Beitinger et Huey, 1983). Les nitrites pénètrent dans le sang par les ouïes et il semble qu'il y ait une intervention des cellules responsables de l'absorption des chlorures, car elles s'hypertrophient et deviennent plus nombreuses dans les ouïes des truites arc-en-ciel "rainbow trout" exposées aux nitrites (Gaino, Arillo et Mensi, 1984). Des modifications analogues ont été observées chez des poissons placés dans de l'eau déionisée où les cellules assurant le transfert des chlorures se sont développées dans les lamelles secondaires des ouïes plutôt que dans l'épithélium primaire (Laurent et Dunel, 1980), tandis qu'une corrélation entre les concentrations de nitrites dans le plasma sanguin et le nombre de cellules lamellaires absorbant les chlorures a été notée par Krous, Blazer et Meade (1982).

Une autre caractéristique intéressante des ouïes est leur aptitude à concentrer les nitrites dans le sang et les tissus à des niveaux de nombreuses fois supérieurs à la concentration extérieure. Chez des truites arc-en-ciel "rainbow trout" exposées pendant 24 h à  $10 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$ , la concentration sanguine était de  $100-140 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$ , le gradient de concentration étant donc de 10 (Bath et Eddy, 1980; Eddy, Kunzlick et Bath, 1983); par contre chez des truites nageant librement et exposées à une concentration beaucoup plus faible de  $\text{NO}_2^-$  ( $0,45 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$ ) pendant 72 h, le taux de  $\text{N.NO}_2^-$  dans le sang était de  $19 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$ . Toutefois, chez les poissons qui s'étaient retournés, on a observé des concentrations très supérieures pouvant aller jusqu'à  $34 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$  (Margiocco *et al.*, 1983), ce qui correspond à un gradient de concentration d'à peu près 70. Ces auteurs ont également montré que les nitrites pénétraient dans les tissus, leur concentration dans les ouïes, dans le foie et dans le cerveau étant inférieure à leur concentration dans le sang, et leur concentration dans les muscles beaucoup plus faible.

Le mécanisme par lequel les nitrites pénètrent dans les ouïes et se concentrent dans le sang et les tissus n'a pas été complètement expliqué, mais on a suggéré que le dispositif branchial d'échange d'ions  $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$  (Maetz, 1971) qui est, pense-t-on, responsable de l'absorption des chlorures par les poissons d'eau douce, n'a pas seulement une affinité pour les chlorures, mais aussi pour les nitrites. S'il en est effectivement ainsi, alors les nitrites devraient être absorbés à une vitesse prévisible en l'absence de chlorures, tandis que les inhibiteurs de l'absorption des chlorures devraient également empêcher celle des nitrites. Certaines observations viennent à l'appui de cette hypothèse (Bath et Eddy, 1980; Eddy, Kunzlick et Bath, 1983). Une deuxième possibilité est que les ouïes soient perméables à  $\text{HNO}_2$  (l'acide conjugué à  $\text{NO}_2^-$ ) mais non aux nitrites eux-mêmes, et, conformément à cette théorie, on peut prévoir que lorsque l'eau est plus acide que le sang,  $\text{HNO}_2$  diffuse à travers les ouïes et se ionise dans le sang pour former  $\text{NO}_2^-$ . Par conséquent, la toxicité des nitrites devrait être influencée par le pH de l'eau et atteindre son minimum dans les eaux alcalines. Il y a peu d'indications en faveur de cette théorie, car elle n'explique pas l'effet protecteur de  $\text{Cl}^-$  (voir section 5.1), mais les données de Russo, Thurston et Emerson (1981) sur la toxicité suggèrent que les deux états  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{HNO}_2$  sont toxiques.

#### 4.4 Effets physiologiques

Il a été signalé que la tricaïne, qui est un méthanesulfonate (MS 222), réduit la méthémoglobémie induite par les nitrites chez l'ictalure tacheté, peut-être en inhibant partiellement le mécanisme branchial d'absorption des chlorures (Huey et Beitinger, 1982a). La présence d'acide ascorbique dans le régime alimentaire (approximativement 200 mg/kg<sup>-1</sup>) accroît la tolérance aux nitrites de la truite arc-en-ciel "steelhead trout" (Blanco et Meade, 1980); ces auteurs ont également noté chez les sujets normaux une augmentation du taux de méthémoglobine aux températures plus chaudes. Etudiant la réponse de l'ictalure tacheté à l'ammoniac et aux nitrites, Tomasso, Simco et Davis, (1981) ont noté une augmentation des concentrations de corticostéroïdes dans le plasma sanguin. Avec l'ammoniac, un maximum était atteint au bout de huit heures, avec retour à des niveaux presque normaux au bout de 24 heures, tandis qu'avec 5 mg l<sup>-1</sup> de nitrites (1,5 mg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub>), la concentration de corticostéroïdes atteignait progressivement le décuple de la concentration chez les témoins au bout de 24 heures. Il a été suggéré que l'ictalure tacheté s'adapte plus facilement à l'ammoniac qu'aux nitrites. Chez des truites arc-en-ciel "rainbow trout" exposées à 0,45 mg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub> pendant une période pouvant aller jusqu'à 72 heures, on a observé une inhibition de l'activité protéolytique des lysosomes hépatiques ainsi qu'une fragilité accrue de la membrane des lysosomes (Mensi, *et al.*, 1982). L'intoxication par les nitrites de truites arc-en-ciel "rainbow trout" exposées à 0,45 mg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub>, particulièrement évident chez les poissons qui se retournent, a été attribuée aux dommages causés au foie par une hypoxie anémique (correspondant à une chute du pouvoir oxyphorique du sang, comme par exemple dans la méthémoglobémie, en contraste avec l'hypoxie hypoxique qui survient lorsqu'il y a diminution de la teneur en oxygène de l'environnement). Les nitrites causeraient des dommages structurels et biochimiques aux hépatocytes et aux mitochondries hépatiques, lesquels entraînaient une réduction des quantités de glycogène et d'ATP et une augmentation des quantités de lactates et de succinates; parallèlement, il y avait un effet de type rupture de couplage dans la respiration biochimique. Des analyses analogues effectuées sur le cerveau ont suggéré que celui-ci est moins vulnérable que le foie aux concentrations élevées de nitrites (Arillo, *et al.*, 1984).

Les nitrites sont utilisés à des fins thérapeutiques chez l'homme comme vasodilatateurs et hypotenseurs, et le même effet est observable chez les poissons (Bath, 1980; Windholz, 1976).

#### 4.5 Composés N-Nitrosés

Les nitrites réagissent avec certaines catégories d'amines et autres composés pour former des N-nitrosamines et les N-nitrosamides correspondants, dont beaucoup ont des propriétés cancérogènes ou mutagènes; par exemple, l'administration à des rats d'une dose unique de 5 ppm de N-nitrosodiméthylamine dans le régime alimentaire a provoqué l'apparition de tumeurs chez plus de 70 pour cent des sujets (Wolff et Wassermann, 1972; voir également section 3.2).

Semblables études sur des poissons sont rares; toutefois, De Flora et Arillo (1984) ont observé des mutations chez *Salmonella thyphimurium* traité avec des extraits musculaires de truites arc-en-ciel qui avaient été exposées à 450 µg l<sup>-1</sup> N.NO<sub>2</sub>.

Les eaux contenant des nitrites, en particulier celles où se déversent des eaux usées, sont susceptibles de renfermer un certain nombre d'amines qui sont des sources potentielles de nitrosamines. Il se forme davantage de ces derniers composés en présence de produits de dégradation des pesticides et, en particulier, de diéthylanolamine qui entre couramment dans la composition des détergents et autres produits de consommation (Yord et Alexander, 1981). On ne connaît pas les effets sur la vie du poisson de ces précurseurs des composés nitrosés lorsqu'ils sont présents en combinaison avec des nitrites.

### 5. FACTEURS PHYSICOCHIMIQUES INFLUENCANT LES CONCENTRATIONS LETALES

#### 5.1 Chlorures

Les chlorures sont indubitablement le principal facteur du milieu qu'influence la toxicité des nitrites. Les premières études sur la toxicité des nitrites pour les poissons



avaient donné des résultats extrêmement variables, même avec la même espèce, et les difficultés n'ont été résolues que lorsque l'on a établi que les ions chlorure présents dans le milieu extérieur contrecarrent fortement les effets toxiques des nitrites sur le saumon argenté *Oncorhynchus kisutch* (Perrone et Meade, 1977). Ces résultats ont pu être confirmés par des études sur la truite arc-en-ciel "rainbow trout" (Wedemeger et Yasutake, 1978; Bath, 1980; Bath et Eddy, 1980; Russo, Thurston et Emerson, 1981) et sur l'ictalure tacheté (Tomasso, Simco et Davis, 1979). La concentration relative des chlorures par rapport aux nitrites (exprimée en poids, à savoir  $\text{mg Cl}^-/\text{mg N}\cdot\text{NO}_2^- \text{ l}^{-1}$ ) revêt une importance décisive du point de vue de la qualité de l'eau et de sa toxicité pour le poisson.

Le rapport  $\text{Cl}^-/\text{N}\cdot\text{NO}_2^-$  conférant une protection maximum à la truite arc-en-ciel est d'à peu près 15 (Bath et Eddy, 1980); pour le saumon argenté, il est d'environ 18 (Perrone et Meade, 1977) et pour l'ictalure tacheté de 41 (Tomasso, Simco et Davis, 1979); par contre, un rapport de 10 s'est révélé suffisant pour empêcher la mort d'ictalures tachetés, dans des étangs, quoique les poissons aient eu des taux de méthémoglobine de 25-30 pour cent (Tucker et Schwedler, 1983).

## 5.2 Autres ions inorganiques

L'efficacité d'un certain nombre d'ions inorganiques pour réduire la toxicité aiguë des nitrites a été étudiée et, de toute une variété d'anions, un seul, le bromure, s'est révélé aussi puissant que le chlorure avec le bicarbonate, faisant preuve d'une efficacité modérée pour la truite arc-en-ciel "rainbow trout" (Eddy, Kunzlick et Bath, 1983), ainsi que pour l'ictalure tacheté (Huey, Simco et Oriswell, 1980). L'adjonction de calcium a réduit les taux de mortalité, mais non les taux de méthémoglobine chez le saumon royal (Crawford et Allen, 1977), ainsi que chez la truite arc-en-ciel "steelhead trout" *Salmo gairdneri* (Wedemeger et Yasutake, 1978), et ces auteurs ont également mis en évidence un effet soulageant du bleu de méthylène. Tomasso *et al.*, (1980) ont noté que les chlorures ajoutés sous forme de sels de calcium, plutôt que de sels de sodium, à la concentration de  $60 \text{ mg l}^{-1}$ , avaient pour effet d'accroître légèrement la CL50 24 h pour l'ictalure tacheté (91 et  $98 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2^-$ , respectivement) (tableau 3). Il y avait une différence insignifiante entre la protection assurée à des truites arc-en-ciel "rainbow trout" exposées à  $9,8 \text{ mg l}^{-1}$  de  $\text{N}\cdot\text{NO}_2^-$ , selon que le chlorure était ajouté sous forme de sel de calcium ou de sel de sodium (Eddy, Kunzlick et Bath, 1983); toutefois, Wedemeger et Yasutake (1978) ont observé dans certains cas une supériorité considérable de l'effet protecteur du chlorure de calcium pour la truite arc-en-ciel "steelhead trout", puisqu'il était six fois supérieur à celui du chlorure de sodium.

## 5.3 pH

Un certain nombre de rapports suggèrent que la toxicité des nitrites ( $\text{NO}_2^- + \text{HNO}_2$ ) diminue à mesure que le pH augmente. La CL50 96 h pour des truites arc-en-ciel *Salmo gairdneri* de 10 g, qui était de  $1,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}\cdot\text{NO}_2^-$  à pH 6, passait à  $3,6 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}\cdot\text{NO}_2^-$  à pH 8 (Wedemeger et Yasutake, 1978). La CL50 48 h pour les bluegills était nettement plus élevée à pH 7,2 qu'à pH 4 (Huey et Beitinger, 1982) tandis que chez des saumons argentés exposés à  $3 \text{ mg l}^{-1}$  de  $\text{N}\cdot\text{NO}_2^-$ , les concentrations de nitrites dans le plasma sanguin étaient plus élevées à pH 8 qu'à pH 6,5 (Meade et Perrone, 1980).

Dans l'intervalle de pH 7,5 à 8,5, on n'a pas observé de différences de toxicité de  $\text{NO}_2^-$  (Russo et Thurston, 1977), sauf si l'on ajoutait du HCl. Un résultat analogue a été noté par Bath (1980) pour des truites arc-en-ciel "rainbow trout" exposées pendant 96 heures à  $10 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}\cdot\text{NO}_2^-$ : il n'y avait pas de différence entre les taux de mortalité aux valeurs intermédiaires du pH; par contre, il y avait un taux de survie plus élevé à pH 8,8 et 10, et un taux de mortalité plus élevé à pH 4,6 cet intervalle de pH correspondant à une augmentation de  $10^5$  de la concentration de  $\text{HNO}_2$  qui n'a pas pu être mise en corrélation de manière significative avec le taux de survie. Toutefois, Russo, Thurston et Emerson (1981), étudiant les résultats d'une vaste série d'épreuves de toxicité effectuées sur la truite arc-en-ciel "rainbow trout" dans l'intervalle de pH 6,4-9,1, ont constaté qu'à mesure que le pH augmentait, la toxicité de  $\text{NO}_2^-$  diminuait, tandis que celle de  $\text{HNO}_2$  s'accroissait, ce qui suggère que les deux formes - acide et anion - sont toxiques.

Ainsi donc, il semble que, lorsque l'on examine la toxicité des nitrites, le pH de l'eau soit une variable importante à prendre en considération, immédiatement après les

Tableau 3

Résumé des données sur la toxicité des nitrates pour diverses espèces de poissons. Les épreuves ont été effectuées dans des conditions statistiques, sauf celles marquées d'un astérisque qui indique que l'on a utilisé un système en écoulement continu.

Espèces de poissons	Poids (g)	Temp. (°C)	pH	Dureté (Ca) exprimée en mg l <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub>	Cl <sup>-</sup> mg l <sup>-1</sup>	CL <sub>50</sub> dans mg l <sup>-1</sup> N.NO <sub>2</sub> ou autre réponse	Durée d'exposition jours	Auteur et renseignements additionnels
Truite arc-en-ciel "Steelhead trout" ( <i>Salmo gairdneri</i> )	5	10	6.8	25	1	0.5		Wedemeger et Yasutake, (1978)
	10		8.4	300	8.4	10.3		
			6.8	25	1	0.9	4	
			8.4	300	8.4	12.1		
Truite arc-en-ciel "Rainbow trout" ( <i>Salmo gairdneri</i> )	10-25	10	6.8	8 ppm Ca <sup>2+</sup>	7	3.9	4	Bath (1980) Eddy, Kunzlick et Bath (1983)
							Survie indéfinie	
Saumon argenté* ( <i>Oncorhynchus kisutch</i> )	13	11	7.2	32.3	19.6	50 % mort.	9.2 + 1	Perrone et Meade, (1977)
	22				148	0 % mort.	8.9 + 3	
	Fry				32.2	0 % mort.	8.3 + 3	
Truite arc-en-ciel* "Rainbow trout" ( <i>Salmo gairdneri</i> )	70	10	7.92	199	1.2	0.46	4	Russo et Thurston, (1977)
	99		7.74		41	12.2		
Truite arc-en-ciel* "Rainbow trout" ( <i>Salmo gairdneri</i> )	28	10	7.5	174	10.9	3.74	4	Russo, Thurston et Emerson, (1981) On a obtenu des résultats analogues pour des sujets pesant de 25 à 341 g à des valeurs intermédiaires du pH. On a utilisé 0,47 mg C <sup>-1</sup> de chlorure pour calculer le rapport
	79		7.9	177	10.4	3.54		
	147		8.5	188	10.6	4.35		
	244		8.6	184	10.5	5.34		
	9-15	10	7.0	178-209	0-0.47	0.14	4	
		7.9			0.21			
		9.0			1.12			

Tableau 3 (suite)

Espèces de poissons	Poids (g)	Temp. (°C)	pH	Dureté (Ca) exprimée en mg l <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub>	Cl <sup>-</sup> mg l <sup>-1</sup>	Cl <sub>50</sub> dans mg l <sup>-1</sup> N.NO <sub>2</sub> ou autre réponse	Durée exposition jours	Auteur et renseignements additionnels
Ictalure tacheté ( <i>Ictalurus punctatus</i> )	7-13 cm	21-24	7.0	40 mg l <sup>-1</sup>	4 60 comme NaCl 60 comme CaCl <sub>2</sub>	4.99 98 91	1 1 1	Tomasso <i>et al.</i> , 1980
Ictalure tacheté ( <i>Ictalurus punctatus</i> )	7-13 cm	22-25	7.0		61-306	Pas de formation notable de méthémoglobine	1	Tomasso, Simco et Davis, 1979
Vairon à grosse tête* ( <i>Pimephales promelas</i> )	2.3	13	8.05	199	-	2.3-2.99 3.9-5.5	4 1	
Chabot* ( <i>Cottus bairdi</i> )	5.2	14	8.08	199	-	60	6	Russo et Thurston, 1977
Carpe* ( <i>Cyprinus carpio</i> )	5.6 cm	14	7.6	260	19	40	4	Solbé, <i>et al.</i> , 1981
Cardon* ( <i>Rutilus rutilus</i> )	6.9 cm	16	7.4	261	20	12	4	Cooper et Solbé, 1980

chlorures. Les données disponibles ne permettent cependant pas de dégager des conclusions définitives, notamment dans les cas où le pH se situe à des niveaux intermédiaires.

## 6. CONCENTRATIONS LETALES A LONG TERME ET EFFETS SUBLETAUX

En comparaison avec le nombre d'études effectuées sur les concentrations létales aiguës, il n'y en a pas eu beaucoup sur les effets à long terme des nitrites. Un certain nombre d'études ont montré que les poissons de diverses espèces tolèrent des degrés modérément élevés de méthémoglobinémie induite par les nitrites (voir 4.1); ainsi, on peut citer un cas où le saumon argenté a apparemment toléré des taux de méthémoglobine allant jusqu'à 80 pour cent sans présenter de signes de stress (Perrone et Meade, 1977). Il semble probable que les taux de méthémoglobine dans le sang revêtent une importance critique dans les eaux qui ont une teneur réduite en oxygène et pendant les périodes d'activité des poissons, mais, jusqu'à maintenant, on ne possède aucune information sur ces points.

L'une des rares études de longue durée est celle qui a été effectuée par Wedemeyer et Yasutake (1978) sur la truite arc-en-ciel "steelhead trout". Dans une eau douce à faible teneur en chlorures, les sujets exposés à toute une gamme de concentrations de nitrites, avec un maximum de  $0,06 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$ , pendant des périodes allant jusqu'à six mois, n'ont pas présenté de modifications physiologiques décelables, indépendamment d'une légère méthémoglobinémie (environ 5 pour cent); leur croissance a été normale et il n'y a pas eu de pertes. A l'hypertrophie de quelques cellules de l'épithélium lamellaire secondaire observée pendant la période d'exposition initiale de quatre semaines a fait suite une hypertrophie de la presque totalité de celui-ci. Au bout de sept semaines, ces modifications ont été observées moins fréquemment, ce qui a permis de penser qu'il y avait une adaptation et, au bout de vingt-huit semaines, les truites ont retrouvé leur état normal, ne présentant guère ou pas du tout de modifications de l'épithélium lamellaire. D'autres preuves que le poisson est capable de s'adapter aux nitrites ont été données par Tucker et Schwedler (1983): ils ont montré que des ictalures tachetés qui avaient été placés dans une eau à faible teneur en nitrites ( $0,01 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$ ) avant d'être exposés à environ  $8,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$ , avaient des taux de méthémoglobine nettement inférieurs à ceux d'ictalures soumis à une expérience analogue, mais sans exposition préalable aux nitrites.

La concentration létale moyenne des nitrites au bout de 2 à 3 semaines d'exposition était de  $21,8-26,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$  pour la carpe *Cyprinus carpio* et de  $9,0-11,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$  pour le gardon *Rutilus rutilus* (limites de confiance 95 pour cent), la concentration de chlorures dans l'un et l'autre cas étant d'environ  $20 \text{ mg l}^{-1}$ , et les rapports  $\text{Cl}^-/\text{N.NO}_2^-$  étant donc, respectivement de 0,8 et 2 (Solbé, 1981). Ces chiffres sont à comparer avec les  $\text{CL}_{50}$  96 h de  $40 \text{ mg l}^{-1}$  et  $12 \text{ mg l}^{-1}$  trouvées par cet auteur pour les mêmes deux espèces (tableau 3). La  $\text{CL}_{50}$  42 jours des nitrites pour la truite brune *Salmo trutta* était de  $1,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$  dans une eau bien aérée ayant une teneur en chlorures de  $20 \text{ mg l}^{-1}$  et une dureté totale de  $271 \text{ mg l}^{-1}$  exprimée en  $\text{CaCO}_3$ . Dans le cas de truites brunes placées dans une eau à teneur en oxygène progressivement décroissante, l'indice de saturation de l'air passant d'à peu près 100 pour cent à 40 pour cent sur une période de 8 jours, et maintenues à la teneur en oxygène minimum pendant 7 jours de plus avant d'être exposées aux nitrites, la  $\text{CL}_{50}$  84 jours a été de  $0,72 \text{ mg l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$  (Willis, communication personnelle).

## 7. DONNEES RECUEILLIES EN MILIEU NATUREL

Solbé (1981) a effectué une enquête en vue d'établir la corrélation entre l'état des pêcheries (de salmonidés et d'espèces rustiques) et les concentrations moyennes de nitrites et de chlorures observées dans les eaux du Royaume-Uni. Les résultats en sont présentés à la figure 1. La corrélation entre l'état des pêcheries, et leur teneur en nitrites et en chlorures peut être masquée dans les cas de concentrations élevées en chlorures si celles-ci sont imputables à des déversements d'eaux usées renfermant aussi d'autres polluants, en particulier de l'ammoniac auquel les espèces rustiques et les salmonidés sont en général également sensibles. Les données montrent, néanmoins que, même en la présence d'autres polluants, dans les eaux contenant en moyenne jusqu'à  $25 \text{ mg l}^{-1}$  de chlorures, les bonnes pêcheries de salmonidés se trouvent là où les concentrations de nitrites sont inférieures à  $50 \text{ } \mu\text{g l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$ . Les valeurs des 95<sup>e</sup> percentiles se sont révélées être trois fois supérieures à la concentration moyenne en nitrites, soit, respectivement,  $300$  et  $450 \text{ } \mu\text{g l}^{-1} \text{ N.NO}_2^-$  (figure 1).

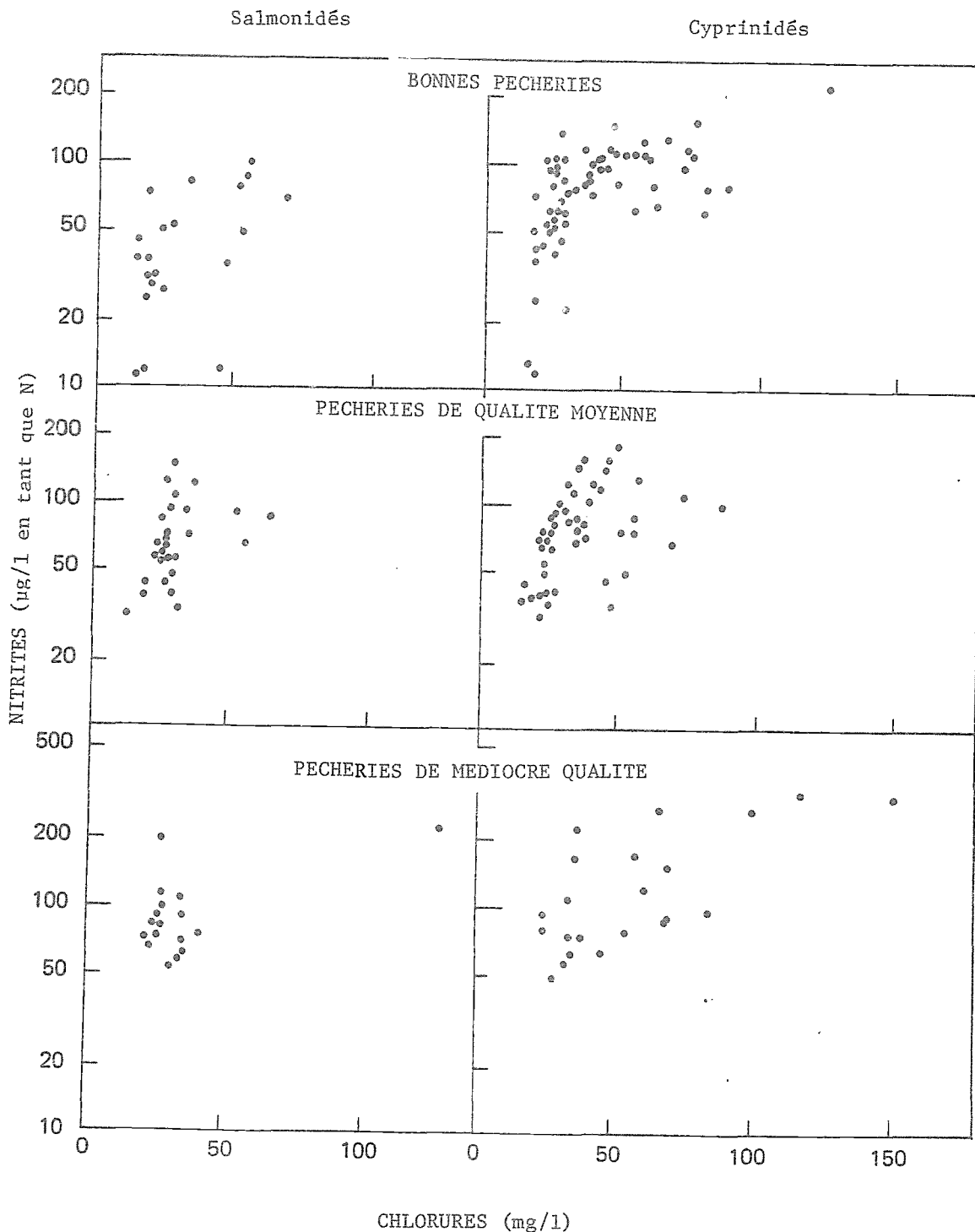


Figure 1. Corrélations entre les concentrations moyennes de chlorures et de nitrites dans divers types de pêcheries (Solbé, 1981).

#### 8. RECAPITULATION DES DONNEES SUR LA TOXICITE POUR LE POISSON

On ne peut évaluer correctement les données sur la toxicité des nitrites pour les poissons d'eaux douces que si les autres caractéristiques qualitatives de l'eau sont connues, la plus importante étant la concentration en chlorures, mais le pH et la teneur en calcium étant également à prendre en considération (voir sections 5.1, 5.2, 5.3).



Le tableau 3 a été préparé en se référant aux rapports qui présentent des données raisonnablement complètes sur les taux de mortalité, ainsi que sur les caractéristiques qualitatives de l'eau. La plupart de ces études concernent les salmonidés, en particulier la truite arc-en-ciel "rainbow trout"; quelques-unes concernent les ictalures tachetés et, jusqu'à maintenant, il n'y en a eu que très peu sur les espèces rustiques.

Dans la deuxième partie de la présente section, d'autres études sur la toxicité des nitrites pour les poissons d'eau douce sont brièvement passées en revue. Klinger (1957) a étudié les effets des nitrites sur le vairon *Phoxinus laevis* et il a noté que ces poissons réagissent aux concentrations sublétales par une diminution d'activité et, souvent, restent immobiles sur le fond; cette même observation a été faite ultérieurement par des chercheurs étudiant diverses autres espèces. Weber (1966) a noté que l'état du poisson arc-en-ciel *Lebistes reticulatus* exposé aux nitrites s'améliore en présence de calcium. Wallen, Greer et Lasater (1957) ont examiné séparément la toxicité de divers produits chimiques pour *Gambusia affinis* et ils ont constaté que les nitrites viennent au deuxième rang des produits toxiques, immédiatement après les cyanures, avec une  $CL_{50}$  48 h de  $7,5 \text{ mg l}^{-1}$ . La toxicité des nitrites pour 13 espèces nord-américaines de poissons d'eau douce a été évaluée par McCoy (1972) qui a observé que la perche *Perca carpio* figurait parmi les plus vulnérables, avec une survie de moins de 3 h dans une eau contenant  $5 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ . Toutefois, la carpe *Cyprinus carpio* et le poisson-chat noir *Ictalurus melas* ont survécu pendant au moins 48 h - la durée de l'épreuve - dans  $40 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ , tandis que le cyprin-sucet *Catostomus commersoni* a survécu au moins 48 h dans  $100 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ . Les poissons testés étaient décrits comme d'une taille correspondant à celle de "juvéniles" ou de "vairons", et les concentrations de nitrites utilisées dans les expériences étaient analogues à celles observées en milieu naturel. Russo et Thurston (1977) ont constaté que le vairon à grosse tête *Pimephales promelas* était d'environ un ordre de grandeur moins vulnérable que la truite arc-en-ciel (et la truite cou coupé), tandis que le chabot (*Cottus bairdi*) a survécu aux plus fortes concentrations de  $\text{NO}_2^-$  expérimentées, à savoir  $67 \text{ mg l}^{-1}$ , sans qu'il y ait eu de pertes.

Parmi les études sur les salmonidés dont les résultats ne sont pas reproduits au tableau 3, figurent celles de Weston (1974) qui a noté une limite de tolérance médiane 96 h d'environ  $3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2^-$  ( $0,91 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ ) pour les juvéniles de saumon royal, tandis que Smith et Williams (1974) ont trouvé pour les juvéniles de truite arc-en-ciel "rainbow trout" une  $CL_{50}$  24 h de  $1,6 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ , qui est très supérieure à celle de  $0,96 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  observée pour les poissons de plus grande taille. Perrone et Meade (1977), Russo, Smith et Thurston (1974) et Russo et Thurston (1977) ont également noté que les alevins et les juvéniles des salmonidés étaient plus tolérants aux nitrites que les classes d'âges ultérieures. La toxicité des nitrites pour la truite-arc-en-ciel "rainbow trout" adaptée à l'eau de mer et pour le saumon de l'Atlantique *Salmo salar* a été étudié par Eddy, Kunzlick et Bath (1983), tandis que Crawford et Allen (1977) ont noté l'apparition d'une méthémoglobinémie chez le saumon royal adapté à l'eau de mer, même à de faibles concentrations extérieures en nitrites - autrement dit, la forte concentration en chlorures du milieu extérieur n'exerçait pas l'effet protecteur escompté.

Parmi les études de toxicité effectuées pour l'ictalure tacheté *Ictalurus punctatus* dont il n'est pas rendu compte au tableau 3, figurent celles de Konikoff (1975) qui a noté une  $CL_{50}$  96 h de  $7,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ , et de Collins, *et al.*, (1975a) qui ont observé des pertes de poissons au bout d'à peu près 10 jours lorsque la concentration en nitrites parvenait aux alentours de  $15 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  dans un système de recyclage de l'eau qui venait d'entrer en fonctionnement.

Compte tenu de l'importante influence des chlorures, deux conclusions générales peuvent être dégagées des données sur la toxicité:

- (i) les poissons rustiques, en particulier ceux qui se nourrissent sur le fond tels que les carpes et les poissons-chats noirs, sont beaucoup plus résistants aux nitrites que les salmonidés et autres espèces apparentées;
- (ii) les alevins et les juvéniles des salmonidés sont plus tolérants aux nitrites que les sujets de plus grande taille (Perrone et Meade, 1977; Russo, Smith et Thurston, 1974 et Russo et Thurston, 1977).

## 9. EFFET DES NITRITES SUR D'AUTRES GROUPES D'ANIMAUX AQUATIQUES

### 9.1 Invertébrés

L'un des rares invertébrés d'eau douce qui ont été étudiés est l'écrevisse *Procambarus simulans* (Beitinger et Huey, 1981). Lorsque la concentration en chlorures du milieu extérieur était de  $5 \text{ mg l}^{-1}$ , la  $CL_{50}$  96 h était de  $6,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2^-$  ( $1,9 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ ), mais, lorsqu'elle était portée à  $300 \text{ mg l}^{-1}$  peu de sujets mouraient. Lorsque le pH était abaissé (par exemple de 7,0 à 5,6), la durée de résistance diminuait légèrement et l'effet protecteur des chlorures se réduisait. Quelques études ont été effectuées sur des invertébrés marins, en particulier des espèces telles que les crevettes qui présentent de l'intérêt en aquaculture et qui sont souvent élevées dans des systèmes de recyclage de l'eau de mer (Wickins, 1981). Deux observations semblent intéressantes. L'une est que des concentrations relativement faibles de nitrites dans l'eau de mer pouvaient provoquer la mort, la  $CL_{50}$  3-4 semaines pour des juvéniles de *Macrobranchium rosenbergii* étant, par exemple, de  $15,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ , tandis que des concentrations très inférieures avaient pour effet de réduire la croissance d'autres espèces et que l'effet protecteur escompté de la concentration élevée en chlorures de l'eau de mer faisait apparemment défaut. La deuxième est que les espèces qui possèdent l'hémocyanine comme pigment respiratoire sont apparemment plus vulnérables aux nitrites que celles qui en sont dépourvues (Wickins, 1982).

### 9.2 Amphibies

La  $CL_{50}$  96 h pour des larves de salamandre (*Amblystoma texanum*) a été de  $1,09 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  lorsque la concentration du milieu extérieur en chlorures était de  $5 \text{ mg l}^{-1}$  ( $Cl/N. \text{NO}_2^- = 4,6$ ), mais il n'y a pas eu de pertes lorsque cette dernière a été portée à  $300 \text{ mg l}^{-1}$  (Huey et Beitinger, 1980). Une méthémoglobinémie est apparue chez des fêtards de *Rana catesbiana* en réaction à des concentrations de nitrites allant jusqu'à  $50 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2^-$  ( $15,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ ). Lorsque la concentration en chlorures du milieu extérieur était de  $5 \text{ mg l}^{-1}$  ( $Cl/N. \text{NO}_2^- = 0,31$ ); par contre, il n'y a pas eu de production de méthémoglobine à une concentration en chlorures de  $50 \text{ mg l}^{-1}$  ( $Cl/N. \text{NO}_2^- = 3,3$ ), (Huey et Beitinger, 1980a). Une grenouille verte d'une espèce inconnue a survécu pendant quatre semaines dans une eau renfermant  $100 \text{ mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  (McCoy, 1972).

On peut conclure que les larves d'amphibies réagissent aux nitrites de la même façon que les poissons.

## 10. RESUME ET CONCLUSIONS

- (i) Des nitrites sont naturellement présents dans les lacs et les cours d'eau en conséquence de la nitrification de l'ammoniac et de la dénitrification des nitrates, les concentrations normales s'établissant aux alentours de  $2-10 \text{ } \mu\text{g l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  dans les eaux superficielles. Dans les lacs et étangs d'eau stagnante, les teneurs en  $\text{NO}_2^-$  sont beaucoup plus élevées à proximité des zones anoxiques (2.1).
- (ii) Les concentrations naturelles de nitrites peuvent être accrues par des déversements d'effluents contenant des nitrites et par l'oxydation partielle des déversements ammoniacaux, ainsi qu'il ressort d'observations indiquant des chiffres supérieurs à  $10 \text{ } \mu\text{g l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ . (2.2).
- (iii) Les systèmes de réutilisation de l'eau qui font appel à la nitritification bactérienne de l'ammoniac produit par le poisson peuvent, dans certaines conditions, ne réaliser qu'une oxydation partielle, d'où accroissement des concentrations de  $\text{NO}_2^-$ . (2.3)
- (iv) Les nitrites sont toxiques pour les vertébrés, y compris les poissons; l'un des principaux effets observés est la transformation de l'hémoglobine en méthémoglobine de coloration brune, qui est incapable d'assurer le transport de l'oxygène. Mais ce n'est pas là forcément le principal effet toxique, puisque les poissons sont modérément tolérants à 50 pour cent ou plus de méthémoglobine dans le sang, et il a été suggéré que la mort peut être imputable à des effets sur les tissus ou sur l'appareil circulatoire (4.1, 4.2, 4.3).

- (v) La forme la plus toxique des nitrites est, pense-t-on, le  $\text{NO}_2^-$  qui pénètre, dans le sang par l'intermédiaire du système branchial d'échange d'ions et d'absorption  $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$  (4.3).
- (vi) La toxicité des nitrites est fortement réduite par la présence d'ions chlorure dans l'eau; dans les eaux contenant des nitrites à des concentrations susceptibles de présenter un risque pour le poisson, il est recommandé que les concentrations de  $\text{NO}_2^-$  et de  $\text{Cl}^-$  soient toutes deux mesurées en vue de déterminer leur rapport pondéral. Pour assurer une protection maximum, il faut un rapport pondéral ( $\text{mg Cl}^- \text{ l}^{-1} / \text{mg N. NO}_2^- \text{ l}^{-1}$ ) d'environ 17 pour la truite arc-en-ciel "rainbow trout" et d'environ 8 pour les espèces rustiques (5,6,7).
- (vii) Lors d'expositions de brève durée, les  $\text{CL}_{50}$  pour diverses espèces de poisson allaient de 0,1 à 1  $\text{mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ , dans le cas de très faibles concentrations; dans d'autres conditions, elles étaient de l'ordre de 1 à 10  $\text{mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  pour les salmonidés et pouvaient aller jusqu'à 100  $\text{mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  pour les ictalures tachetés (7 et tableau 3).
- (viii) Les rares résultats d'études de longue durée actuellement disponibles indiquent que, dans une eau douce à faible teneur en chlorures, la truite arc-en-ciel "steelhead trout" a eu une croissance normale lorsqu'elle a été exposée pendant six mois à toute une gamme de concentrations en nitrites, le maximum étant de 0,06  $\text{mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  (6).
- (ix) On ne possède pas de données recueillies en milieu naturel sur les populations de poisson vivant dans des eaux où les nitrites sont les seuls polluants; une vaste enquête a toutefois montré que, dans les eaux contenant jusqu'à 25  $\text{mg l}^{-1}$  de chlorures, on trouve de bonnes pêcheries de salmonidés lorsque les concentrations de nitrites sont inférieures à 50  $\mu\text{g l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ , et de bonnes pêcheries de poissons rustiques lorsqu'elles sont inférieures à 100  $\mu\text{g l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$ . Les valeurs des 95<sup>e</sup> percentiles se sont révélées être le triple de la concentration moyenne en nitrites, à savoir, respectivement, 300 et 450  $\mu\text{g l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  (7 et figure 1).
- (x) (a) Critères provisoires de qualité des eaux

Les nitrites ont manifestement un maximum de toxicité pour le poisson dans les eaux qui ont une faible teneur en chlorures. On suggère que, dans les eaux où vivent des salmonidés, la concentration moyenne en nitrites ne devrait pas dépasser 0,01  $\text{mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$  lorsque la concentration en chlorures est de 1  $\text{mg l}^{-1}$ . Les critères applicables aux eaux à plus forte teneur en chlorures sont déduits d'une analyse des résultats de laboratoire et des données recueillies sur le terrain. Pour les pêcheries de poissons rustiques, la spécification proposée pour les nitrites représente le double de celle proposée pour les salmonidés, comme il ressort du tableau ci-après. Ces critères sont applicables aux teneurs précitées en nitrites et l'expérience a montré qu'aux teneurs plus élevées, d'autres polluants peuvent être présents à des concentrations importantes affectant les populations de poisson présentes.

Chlorures $\text{mg l}^{-1}$	Critères applicables aux nitrites exprimés en $\text{mg l}^{-1} \text{ N. NO}_2^-$			
	Salmonidés		Poissons rustiques	
	Moyenne pour les salmonidés	95 <sup>e</sup> percentile*	Moyenne pour les poissons rustiques	95 <sup>e</sup> percentile*
1	0,01	0,03	0,02	0,06
5	0,05	0,15	0,10	0,30
10	0,09	0,27	0,18	0,54
20	0,12	0,36	0,24	0,72
40	0,15	0,45	0,30	0,90

\* Sur la base d'un rapport moyenne: 95<sup>e</sup> percentile de 1:3

Ces critères provisoires s'appliquent à des situations où ne se produisent que des fluctuations modérées de concentrations de nitrites. Il peut y avoir d'autres circonstances, par exemple en aquaculture intensive avec circulation d'eau à travers un filtre biologique, dans lesquelles de hautes concentrations sporadiques de nitrites peuvent se produire pendant de courtes périodes; bien qu'elles ne causent pas une concentration moyenne annuelle supérieure à celle des critères provisoires, elles peuvent être assez élevées pour causer la mortalité du poisson.

(b) Protection de la santé humaine

On a évoqué dans le présent rapport le rôle possible des nitrites et des nitrates dans la formation de composés mutagènes et cancérogènes dans les tissus des poissons. On ne possède aucune donnée sur l'importance que revêtent ces composés dans le poisson utilisé pour la consommation humaine, mais il faut bien préciser que les critères de qualité des eaux proposés dans le paragraphe précédent sont uniquement applicables au maintien en bonne santé des populations de poisson, et ne prennent pas en considération les aspects de santé publique.

11. REFERENCES

- Anthony, E.H., Survival of goldfish in the presence of carbon monoxide. J.Exp.Biol., 1961 38:109-25
- Arillo, A., et al., Biochemical and ultrastructural effects of nitrite on rainbow trout: 1984 liver hypoxia at the root of the acute toxicity mechanism. Environ.Res., (in press)
- Bath, R.N., Some physiological effects of seawater and nitrite on rainbow trout (Salmo gairdneri, Richardson). Ph.D. Thesis. University of Dundee, Dundee, Scotland, 1980 206 p.
- Bath, R.N. and F.B. Eddy, Transport of nitrite across fish gills. J.Exp.Zool., 214:119-21 1980
- Beitinger, T.L. and D.W. Huey, Acute toxicity of nitrite to crayfish Procambarus simulans 1981 in varied environmental conditions. Environ.Pollut.(Ser.A), 26:305-11
- Blanco, O. and T. Meade, Effect of dietary ascorbic acid on the susceptibility of steel- 1980 head front (Salmo gairdneri) to nitrite toxicity. Rev.Biol.Trop., 28:91-107
- Brown, D.A. and D.J. McLeay, Effect of nitrite on methaemoglobin and total haemoglobin 1975 of juvenile rainbow trout. Prog.Fish.Cult., 37:36-8
- Brown, L., E.G. Bellinger and J.P. Day, A case study of nutrients in the River Holme, 1982 West Yorkshire, England. Environ.Pollut.(Ser.B), 12:81-100
- Cameron, J.N. and J.C. Davis, Gas exchange in rainbow trout (Salmo gairdneri) with 1970 varying blood oxygen capacity. J.Fish.Res.Board Can., 27(6):1069-85
- Chiou, S.J., et al., A nitron-polyvinyl and benzyl chloride polymer to selectively remove 1981 oxidising anions from non-oxidising anions. Removal of NO<sub>3</sub> and NO<sub>2</sub> from polluted waters. Anal.Lett.(A), 14:865-71
- Collins, M.T., et al., Nitrification in an aquatic recirculating system. J.Fish.Res. 1975 Board Can., 32(11):2025-31
- \_\_\_\_\_, Effects of antibacterial agents on nitrification in an aquatic recirculating 1975a system. J.Fish.Res.Board Can., 33(2):215-8
- \_\_\_\_\_, Effects of parasiticides on nitrification. J.Fish.Res.Board Can., 32(11): 1975b 2033-7

- Colt, J. and G. Tchobanoglous, Evaluation of the short term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish (Ictalurus punctatus). Aquaculture, 8:209-24  
1976
- Cooper, V.A. and J.F. de L.G. Solb , Environmental standards for freshwater fish.  
1980 Stevenage, UK, Water Research Centre, Department of the Environment (EP 1323C) (Unpubl.)
- Crawford, R.E. and G.H. Allen, Seawater inhibition of nitrite toxicity to chinook Salmon.  
1977 Trans.Am.Fish.Soc., 106:105-9
- CECPI, Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport  
1970 sur l'ammoniac et les pêches intérieures. Doc.Tech.CECPI, (11):19 p. Publi  aussi en anglais
- Dean, R.B. and E. Lund, Water reuse: problems and solutions. London, Academic Press  
1979
- De Flora, S. and A. Arillo, Mutagenic and DNA damaging activity in muscle of trout  
1984 exposed in vivo to nitrite. Cancer Lett., 20:
- Duthu, G.S. and H.G. Shertzer, Effect of nitrite on rabbit liver mixed-function oxidase  
1979 activity. Drug Metabol.Disposition, 7:263-9
- Eddy, F.B., P.A. Kunzlick and R.N. Bath, Uptake and loss of nitrite from the blood of  
1983 rainbow trout Salmo gairdneri Richardson and Atlantic salmon Salmo salar L. in freshwater and in dilute sea water. J.Fish Biol., 23:105-16
- Finlay, B.J., A.S.W. Span and J.M.P. Harman, Nitrite respiration in primitive eukaryotes.  
1983 Nature,Lond., 303:333-6
- Focht, D.D. and A.C. Chang, Nitrification-denitrification processes related to wastewater  
1976 treatment. Adv.Appl.Microbiol., 19:153-86
- Freeman, L., T.L. Beitinger and D.W. Huey, Methaemoglobin reductase activity in phylo-  
1983 genetically diverse piscine species. Comp.Biochem.Physiol.(B Comp.Biochem.), 75:27-30
- Gaino, E., A. Arillo and P. Mensi, Involvement of the gill chloride cells of trout under  
1984 acute nitrite intoxication. Comp.Biochem.Physiol.(A Comp.Physiol.), 77:611-7
- Henze-Christensen, M. and P. Harremoos, Nitrification and denitrification in wastewater  
1976 treatment. In, Water pollution microbiology, edited by R. Mitchell. New York, Wiley Interscience, vol.2:391-414
- Holeton, F.G., Oxygen uptake and circulation by a haemoglobinless Antarctic fish  
1970 (Chaenocephalus aceratus Lonnberg) compared with three red blooded Antarctic fish. Comp.Biochem.Physiol., 34:457-71
- \_\_\_\_\_, Oxygen uptake and transport by rainbow trout during exposure to carbon  
1971 monoxide. J.Exp.Biol., 54:239-54
- Hollerman, W.D. and C.E. Boyd, Nightly aeration to increase production of channel catfish.  
1980 Trans.Am.Fish.Soc., 109:446-52
- Huey, D.W. and T.L. Beitinger, Toxicity of nitrite to larvae of the salamander Amblystoma  
1980 texanum. Bull.EnvIRON.Contam.Toxicol., 25:909-12
- \_\_\_\_\_, Haematological responses of Carval Rana catesbiana to sublethal nitrite  
1980a exposure. Bull.EnvIRON.Contam.Toxicol., 25:574-7
- \_\_\_\_\_, A methaemoglobin reductase system in channel catfish Ictalurus punctatus.  
1982 Can.J.Zool., 60:1511-3



- Huey, D.W. and T.L. Beffinger. Methaemoglobin levels in channel catfish ictalurus punctatus exposed to nitrite and tricane methanesulphonate. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 39(4):643-5  
1982a
- Huey, D.W., B.A. Simco and D.W. Oriswell, Nitrite induced methaemoglobin formation in channel catfish. Trans.Am.Fish.Soc., 109:558-62  
1980
- Hutchinson, G.E., A treatise on limnology. Vol. 1. New York, J. Wiley, 1015 p.  
1957
- IARC, N-Nitroso compounds: occurrence and biological effects. (eds. H. Bartsch, I.K. O'Neill, M. Castergnaro, M. Okada, W. Davies.) Lyon, IARC, 1982, 751 p.  
1982
- IRSA (Istituto di Ricerca Sulle Acque), Indagini sulla qualità delle acque lacustri Italiane. Quad.IRSA, (43):377 p.  
1980
- Kahl, R., U. Wulff and L.J. Netter, Effect of nitrite on microsomal cytochrome P-450. Xenobiotica, 8:359-64  
1978
- Klinger, K., Natriumnitrit, ein langsamwirkendes fischgift. Schweitz.Z.Hydrol., 19:565-78  
1957
- Konikoff, M., Toxicity of nitrite to channel catfish. Prog.Fish-Cult., 37:96-8  
1975
- Krous, S.R., V.S. Blazer and T.L. Meade, Effect of acclimation time on nitrite movement across the gill epithelia of rainbow trout: the role of "chloride cells". Prog.Fish-Cult., 44:126-30  
1982
- Laurent, P. and S. Dunel, Morphology of gill epithelia in fish. Am.J.Physiol., 238:R147-R159  
1980
- Maetz, J., Fish gills: mechanisms of salt transfer in freshwater and seawater. Philoo. Trans.R.Soc.(B Biol.Sci.), 262:209-49  
1971
- Margiocco, C., et al., Nitrite bioaccumulation in Salmo gairdneri Rich. and haematological consequences. Aquat.Toxicol., 3:261-70  
1983
- McCoy, E.F., Role of bacteria in the nitrogen cycle in lakes. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Water Pollution Control Service (16010, EHR 03/72):23 p.  
1972
- Meade, T.L. and S.J. Perrone, Effect of chloride ion concentration and pH on the transport of nitrite across the gill epithelia of coho salmon. Prog.Fish-Cult., 42:71-2  
1980
- Mensi, P., et al., Lysosomal damage under nitrite intoxication in rainbow trout (Salmo gairdneri Rich.). Comp.Biochem.Physiol.(C Comp.Pharmacol.), 73:161-5  
1982
- Mirvish, S.S., Formation of N-Nitroso compounds: chemistry, kinetics and in vivo occurrence. Toxicol.Appl.Pharmacol., 31:325-51  
1975
- Natake, M., et al., Formation of DNA-damaging and mutagenic activity in the reaction systems containing nitrite and butylated hydroxyanisole, tryptophane, or cysteine. J.Nutr.Sci.Vitaminol., 25:317-32  
1979
- Perrone, S.J. and T.L. Meade, Protective effect of chloride on nitrite toxicity to coho salmon (Onchorhynchus kisutch). J.Fish.Res.Board Can., 34(4):486-92  
1977
- Russo, R.C. and R.V. Thurston, The acute toxicity of nitrite to fishes. In Recent advances in fish toxicity. Proceedings of a Symposium. Corvallis, Oregon, January 13-14, 1977. Washington, D.C., Environmental Protection Agency, (EPA 6A0/3-77-085)  
1977

- Russo, R.C., C.E. Smith and E.V. Thurston, Acute toxicity of nitrite to rainbow trout  
1974 (Salmo gairdneri). J.Fish.Res.Board Can., 31(10):1653-5
- Russo, R.C., R.V. Thurston and K. Emerson, Acute toxicity of nitrite to rainbow trout  
1981 (Salmo gairdneri): effects of pH, nitrite species and anion species. Can.J. Fish.Aquat.Sci., 38(4):387-93
- Saeki, A., Studies on fish culture in filtered closed-circulating aquaria. 2. On the  
1965 carp culture experiments in the system. Bull.Jap.Soc.Sci.Fish., 31:916-23
- Santos, U.D., Limnologic aspects of the great lake of Jutai, Central Amazonia, Brazil.  
1980 Confronting chemical changes in the water medium of the region. Acta Amazonica, 10:797-822
- Shechter, H., N. Gruener and H.I. Shuval, A micromethod for the determination of nitrite  
1972 in blood. Anal.Chim.Acta, 60:93-9
- Smith, C.E. and W.G. Williams, Experimental nitrite toxicity in rainbow trout and chinook  
1974 salmon. Trans.Am.Fish.Soc., 103:389-90
- Solbé, J.F. de L.G., The environmental effects of nitrite. Stevenage, U.K., Water Research  
1981 Centre, Department of the Environment. (Unpubl.)
- Solbé, J.F. de L.G., et al., Environmental standards for freshwater fish/life. Stevenage,  
1981 Water Reserch Centre, Department of the Environment, U.K., (FT 0163C).  
(Unpubl.)
- Tomasso, J.R., B.A. Simco and K.B. Davis, Chloride inhibition of nitrite induced metha-  
1979 emoglobinemia to channel catfish. (Ictalurus punctatus). J.Fish.Res.Board Can., 36(9):1141-4
- Tomasso, J.R., K.B. Davis and B.A. Simco, Plasma corticosteriod dynamics in channel cat-  
1981 fish (Ictalurus punctatus) exposed to ammonia and nitrite. Can.J.Fish.Aquat. Sci., 38(9):1106-12
- Tomasso, J.R., et al., Inhibition of nitrite induced toxicity in channel catfish by  
1980 calcium chloride and sodium chloride. Prog.Fish.Cult., 42:144-6
- Tucker, C.S. and T.E. Schwedler, Acclimation of channel catfish (Ictalurus punctatus)  
1983 to nitrite. Bull.Environ.Contam.Toxicol., 30:516-21
- Wallen, I.E., W.C. Greer and R. Lasater, Toxicity to Gambusia affinis of certain pure  
1957 chemicals in turbid waters. Sewage.Ind.Wastes, 29:695-711
- Walsh, G.E., L.H. Bahner and W.B. Horning, Toxicity of textile mill effluents to fresh-  
1980 water and estuarine algae, onistacea and pikes. Environ.Pollut., 21:169-79
- Walters, C.L. and Taylor, The reduction of nitrite by skeletal-muscle mitochondria.  
1965 Biochem.Biophys.Acta, 96:522-4
- Walters, C.L., et al., The sequential determination of nitrite, N-nitroso compounds and  
1980 nitrate and its application. In N-Nitroso compounds: analysis, formation and occurrence, edited by E.A. Walker. Publ.Int.Agency Res.Cancer, (31)
- Weber, E., Action of sodium nitrite (NaNO<sub>2</sub>) on the guppy Lebistes reticularis. Z.Angew. Zool., 53:123-5
- Wedemeger, G. and W.T. Yasutake, Prevention and treatment of nitrite toxicity in juvenile  
1978 steelhead trout (Salmo gairdneri). J.Fish.Res.Board Can., 35:822-7
- Weston, D.T., Nitrate and nitrite toxicity to salmonid fishes. Prog.Fish-Cult., 36:86-9  
1974

- Wickins, J.F., Water quality requirements for intensive aquaculture: a review. Schr.  
1981 Bundesforschungsanst.Hamb., (16/17)Vol.1:17-37
- Wickins, J.F., Opportunities for farming crustaceans in western temperate regions. In  
1982 Recent advances in aquaculture, edited by J.F. Muir and R.J. Roberts. London,  
Croom Helm, pp. 87-178
- Wolff, I.A. and A.E. Wasserman, Nitrates, nitrites and nitrosamines. Science,Wash., 177:  
1972 15-9
- Wood, E.D., F.A. Armstrong and F.A. Richards, Determination of nitrate in seawater by  
1967 cadmium-copper reduction to nitrite. J.Mar.Biol.Ass.U.K., 47:23-31
- Windholz, M. (ed.), The Merck index. Rahway, N.J., Merck and Co. Inc., 9th ed.  
1976
- WHO, Environmental health criteria for nitrates, nitrites and N-nitroso compounds. Ambio.,  
1978 7:134-45
- Yordy, J.R. and M. Alexander, Formation of N-Nitrosodiethanolamine from diethanolamine  
1981 in lake waters and sewage. J.Environ.Qual., 10:266-70

EIFAC TECHNICAL PAPERS ISSUED  
DOCUMENTS TECHNIQUES DE LA CECPI PUBLIES

- EIFAC/T1 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries (1964)  
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 Fish diseases. Technical Notes submitted to EIFAC Third Session by Messrs. J. Heyl, H. Mann, C.J. Rasmussen and A. van der Struik (1965)  
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 (1965)
- EIFAC/T3 Feeding in trout and salmon culture. Papers submitted to a Symposium, EIFAC Fourth Session (1967)  
Alimentation dans l'élevage de la truite et du saumon. Communications présentées à un symposium, quatrième session de la CECPI (1967)
- EIFAC/T4 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on extreme pH values and inland fisheries (1968)  
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  
CECPI/T5 Organization of inland fisheries administration in Europe, by Jean-Louis Gaudet (1968)  
Organisation de l'administration des pêches intérieures en Europe, par Jean-Louis Gaudet (1968)
- EIFAC/T5(Rev.1) Organization of inland fisheries administration in Europe. Revised edition (1974)  
Organisation de l'administration des pêches en Europe (édition révisée) (1974)
- EIFAC/T6 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on water temperature and inland fisheries based mainly on Slavonic literature (1968)  
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 Economic evaluation of inland sport fishing, by Ingemar Norling (1968)  
Evaluation économique de la pêche sportive dans les eaux continentales, par Ingemar Norling (1968)
- EIFAC/T8 Water quality criteria for European freshwater fish. List of literature on the effect of water temperature on fish (1969)  
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 New developments in carp and trout nutrition. Papers submitted to a Symposium, EIFAC Fifth Session (1969)  
Récents développements dans la nutrition de la carpe et de la truite. Communications présentées à un symposium, cinquième session de la CECPI (1969)
- 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 (1969)  
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 (1969)
- EIFAC/T11 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries (1970)  
CECPI/T11 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures (1971)

- EIFAC/T12 Salmon and trout feeds and feeding (1971)  
CECPI/T12 Aliments du saumon et de la truite et leur distribution (1973)
- EIFAC/T13 Some considerations on the theory of age determination of fish from their scales - Finding proofs of reliability, by R. Sych (1971)
- EIFAC/T14 EIFAC consultation on eel fishing gear and techniques (1971)  
Consultation de la CECPI sur les engins et techniques de pêche à l'anguille (1971)
- EIFAC/T15 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on monohydric phenols and inland fisheries (1972)  
CECPI/T15 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens: rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures (1973)
- EIFAC/T16 Symposium on the nature and extent of water pollution problems affecting inland fisheries in Europe. Synthesis of national reports (1972)  
CECPI/T16 Symposium sur la nature et l'étendue des problèmes de pollution des eaux affectant les pêches continentales en Europe. Synthèse des rapports nationaux (1972)
- EIFAC/T17 Symposium on the major communicable fish diseases in Europe and their control. Report (1972)  
CECPI/T17 Rapport du symposium sur les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et la lutte contre celles-ci (1973)
- EIFAC/T17 Suppl.1 The major communicable fish diseases of Europe and North America. A review of national and international measures for their control, by P.E. Thompson, W.A. Dill and G. Moore (1973)  
CECPI/T17 Suppl.1 Les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et en Amérique du Nord: examen de mesures nationales et internationales sur la lutte contre ces maladies, par P.E. Thompson, W.A. Dill et G. Moore (1973)
- EIFAC/T17 Suppl.2 Symposium on the major communicable fish diseases in Europe and their control. Panel reviews and relevant papers (1973)  
CECPI/T17 Suppl.2 Symposium sur les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et la lutte contre celles-ci: exposés des groupes et communications apparentées (1973)
- EIFAC/T18 The role of administrative action as a tool in water pollution control, by G.K. Moore (1973)  
CECPI/T18 Le rôle instrumental de l'administration dans la lutte contre la pollution des eaux, par G.K. Moore (1973)
- EIFAC/T19 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on dissolved oxygen and inland fisheries (1973)  
CECPI/T19 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures (1973)
- EIFAC/T20 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on chlorine and freshwater fish (1973)  
CECPI/T20 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le chlore et les poissons d'eau douce (1973)
- EIFAC/T21 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on zinc and freshwater fish (1973)  
CECPI/T21 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le zinc et les poissons d'eau douce (1973)
- EIFAC/T22 Ecological diagnosis in salmonid streams - Method and Example, by R. Cuinat et al. (1973)  
CECPI/T22 Diagnose écologique en cours d'eau à salmonidés. Méthode et exemple, par R. Cuinat et al. (1975)
- EIFAC/T23 Report on the Symposium on methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers (1974)  
Rapport du Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et grands cours d'eau (1974)



- EIFAC/T23 Suppl.1 Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers - Panel reviews and relevant papers. Vol. I and II (1975)
- CECPI/T23 Suppl.1 Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et grands cours d'eau - Exposés des groupes et communications apparentées, Vol. I et II (1975)
- EIFAC/T24 Report on fish toxicity testing procedures (1975)
- CECPI/T24 Rapport sur les tests de toxicité sur les poissons (1976)
- EIFAC/T24 (Rev.1) Revised report on fish toxicity testing procedures (1982)
- CECPI/T24(Rév.1) Rapport révisé sur les tests de toxicité sur les poissons (1983)
- EIFAC/T25 Workshop on controlled reproduction of cultivated fishes - Report and relevant papers (1975)
- CECPI/T25 Réunion sur la production contrôlée des poissons d'élevage. Rapport et communications apparentées (1975)
- EIFAC/T26 Economic evaluation of sport and commercial fisheries. Report and technical papers (1977)
- CECPI/T26 Deuxième consultation européenne sur l'évaluation économique de la pêche sportive et commerciale. Rapport et communications apparentées (1977)
- EIFAC/T27 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on copper and freshwater fish (1976)
- CECPI/T27 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le cuivre et les poissons d'eau douce (1976)
- EIFAC/T28 Joint ICES/EIFAC Symposium on eel research and management (Anguilla spp.). Report (1976)
- CECPI/T28 Symposium conjoint CIEM/CECPI sur la recherche et l'exploitation des anguilles (Anguilla spp.). Rapport (1976)
- EIFAC/T29 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on the effect of zinc and copper pollution on the salmonid fisheries in a river and lake system in central Norway (1977)
- CECPI/T29 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'effet de la pollution par le zinc et le cuivre sur les pêcheries de salmonidés dans un système fluvio-lacustre du centre de la Norvège (1977)
- EIFAC/T30 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on cadmium and freshwater fish (1977)
- CECPI/T30 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le cadmium et les poissons d'eau douce (1977)
- EIFAC/T31 Report of the Symposium on Finfish Nutrition and Feed Technology (1978)
- CECPI/T31 Rapport du symposium sur la nutrition des poissons et la technologie de leurs aliments artificiels (1978)
- EIFAC/T32 The value and limitations of various approaches to the monitoring of water quality for freshwater fish (1978)
- CECPI/T32 La valeur et les limites des diverses méthodes de surveillance biologique de la qualité des eaux pour les poissons d'eau douce (1978)
- EIFAC/T33 Guidelines for sampling fish in freshwater (1980)
- EIFAC/T34 EIFAC fishing gear intercalibration experiments (1979)
- CECPI/T34 Essais CECPI d'interétalonnage des engins de pêche (1979)
- EIFAC/T35 Report of the EIFAC workshop on mass rearing of fry and fingerlings of freshwater fishes (1979)
- CECPI/T35 Rapport du stage CECPI sur la production massive du frai et des alevins en eau douce (1979)

- EIFAC/T35 Suppl.1 EIFAC Workshop on mass rearing of fry and fingerlings of freshwater fishes Papers (1979)
- EIFAC/T36 Report of the EIFAC/IUNS and ICES working group on standardization of methodology in fish nutrition research (1980)
- CECPI/T36 Rapport du groupe de travail de la CECPI, de l'UISN et du CIEM sur la normalisation de la méthodologie dans la recherche sur la nutrition des poissons (1980)
- EIFAC/T37 Report on combined effects on freshwater fish and other aquatic life of mixtures of toxicants in water (1980)
- CECPI/T37 Rapport sur les effets produits par la combinaison de toxiques dans l'eau sur les poissons d'eau douce et sur d'autres formes de vie aquatique (1981)
- EIFAC/T38 Report of the technical consultation on the allocation of fishery resources (1981)
- CECPI/T38 Rapport de la Consultation technique sur la répartition des ressources ichthyologiques (1981)
- EIFAC/T39 Utilization of heated effluents and recirculation systems for intensive aquaculture (1981)
- CECPI/T39 Rapport du Symposium sur les récents développements de l'utilisation des eaux réchauffées et des eaux recyclées en aquaculture intensive (1981)
- EIFAC/T40 Problems of fish culture economics with special reference to carp culture in eastern Europe, by M. Leopold (1981)
- EIFAC/T41 Report of the EIFAC Workshop on fish-farm effluents, by John S. Alabaster (1982)
- EIFAC/T42 Report of the Symposium on stock enhancement in the management of freshwater fisheries (1982)
- CECPI/T42 Rapport du Symposium sur l'amélioration des stocks dans le cadre de l'aménagement des pêcheries d'eau douce (1983)
- EIFAC/T42(Suppl.) Documents presented at the Symposium on stock enhancement in the management of freshwater fisheries, Volume 1: Stocking, Volume 2: Introductions and Transplantations (1984)
- CECPI/T42(Suppl.) Documents présentés au Symposium sur l'amélioration des stocks dans le cadre de l'aménagement des pêcheries d'eau douce, Volume 1: Repeuplement, Volume 2: Introductions et transplantations (1984)
- EIFAC/T43 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on chromium and freshwater fish (1983)
- CECPI/T43 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le chrome et les poissons d'eau douce (1983)
- EIFAC/T44 Report of the EIFAC working party on stock enhancement (1984)
- CECPI/T44 Rapport du groupe de travail de la CECPI sur l'amélioration des stocks (1984)
- EIFAC/T45 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on nickel and freshwater fish (1984)
- CECPI/T45 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le nickel et les poissons d'eau douce (1984)
- EIFAC/T46 Water quality criteria for European freshwater fish. Report on nitrite and freshwater fish (1984)
- CECPI/T46 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les nitrites et les poissons d'eau douce (1984)

## EUROPEAN INLAND FISHERIES ADVISORY COMMISSION (EIFAC)

EIFAC documents are issued in three series:

### EIFAC Reports

Report of each Session in English and French

### EIFAC Technical Papers

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, or one of these languages.

### EIFAC Occasional Papers

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

Copies of these documents, when still available, can be obtained from:

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

## COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES DANS LES EAUX INTÉRIEURES (CECPI)

Les documents de la CECPI sont publiés dans trois séries:

### Rapports de la CECPI

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

### Documents techniques de la CECPI

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, ou dans l'une de ces deux langues.

### Documents occasionnels de la CECPI

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

Des exemplaires de ces documents peuvent être obtenus, lorsqu'ils sont encore disponibles, en s'adressant au:

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

