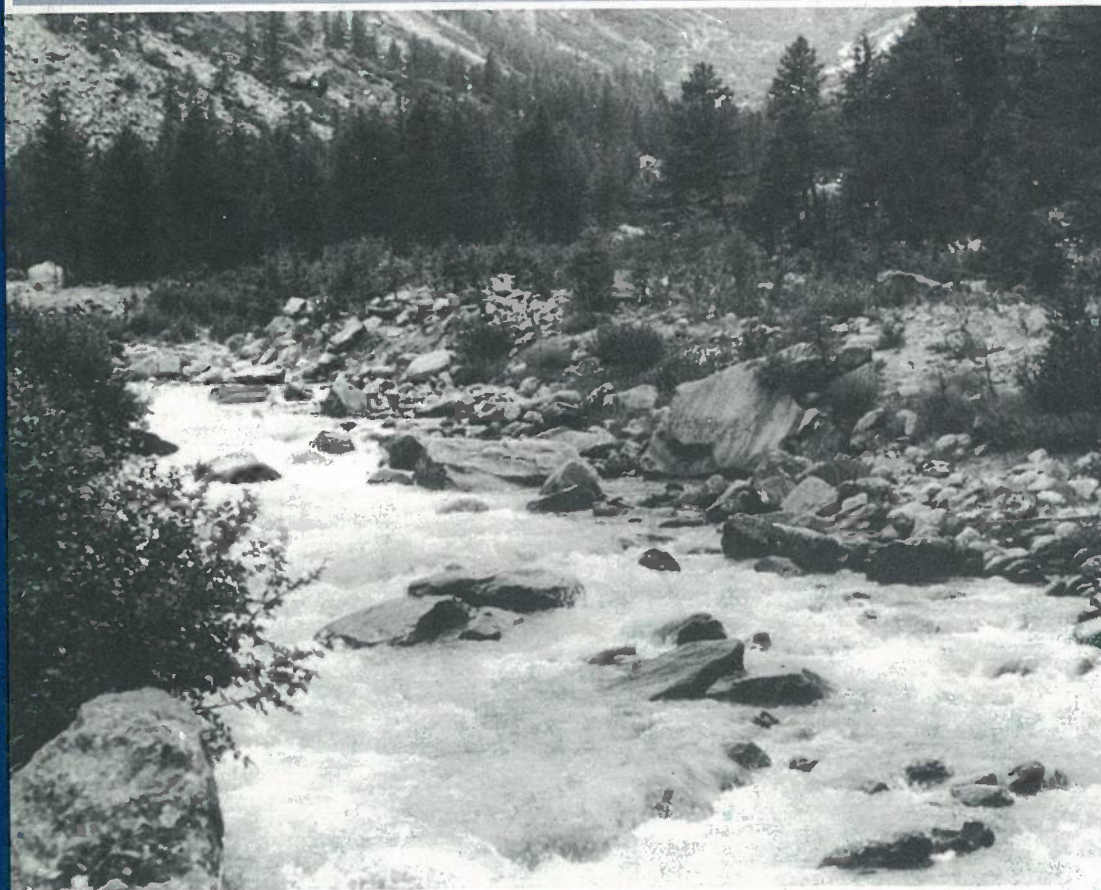


# Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens

## Rapport sur le nickel et les poissons d'eau douce

DOCUMENT  
TECHNIQUE  
DE LA CECPI

45



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

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

Rapport sur le nickel  
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

**45**

CECPI/T45



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 92-5-202176-0

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 DE CE DOCUMENT

Il s'agit du quatorzième rapport préparé par le Groupe de travail CECPI des critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens.

Le Groupe de travail a chargé de sa préparation les experts suivants:

D. Calamari (Italie) - Convocateur

R. Lloyd (Royaume-Uni)

J.F. de L.G. Solbé (Royaume-Uni)

Secrétariat de la FAO:

D. Charbonnier - Secrétaire de la CECPI

Dans son travail, le Groupe a suivi les mêmes principes généraux que ceux qui avaient été adoptés pour la préparation de son premier rapport:

"Les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce doivent permettre le déroulement complet de tous les cycles de vie. En plus, ils ne doivent pas provoquer dans l'eau des cours d'eau des conditions telles que la chair des poissons prenne une odeur et un goût étrangers ou que ces poissons soient amenés à désertter une partie du cours qu'ils fréquenteraient autrement, ou donner lieu à l'accumulation de substances nocives chez les poissons à un degré tel qu'il y aurait danger à les consommer. Les facteurs indirects tels que ceux qui affectent les organismes servant de nourriture aux poissons doivent aussi être considérés si ces organismes jouent un rôle important."

Le présent rapport a été préparé par D. Calamari et J.F. de L.G. Solbé; ses conclusions et les critères de qualité des eaux proposés ont été approuvés par la treizième session de la CECPI (Aarhus, 23-30 mai 1984); M. G. Mance (Royaume-Uni), qui a fait des commentaires sur le dernier projet de texte, est vivement remercié pour son aide.

La photographie de couverture est de T. Petr.

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  
poissons d'eau douce européens,  
Critères de qualité des eaux pour  
les poissons d'eau douce euro-  
péens. Rapport sur le nickel et  
les poissons d'eau douce. Doc.  
Tech.CECPI, (45):16 p.

#### RESUME

Ce rapport, préparé par le Groupe de travail des critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens, qui relève de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures, analyse la littérature spécialisée publiée sur la présence et les effets du nickel dans les eaux douces. Il énumère les sources de nickel et examine la chimie et l'analyse de cette substance dans les eaux douces. Le mode d'action du nickel et les facteurs qui influent sur sa toxicité à court et à long terme pour les poissons aux divers stades de leur cycle biologique sont étudiés en détail. Des informations analogues pour les plantes et les invertébrés sont considérées et des preuves d'accumulation du métal chez les animaux et les plantes sont examinées.

Les critères provisoires proposés pour la qualité de l'eau ne distinguent pas entre les eaux à salmonidés et celles qui n'en renferment pas, mais des critères séparés sont recommandés pour les eaux dures et les eaux douces. Les circonstances dans lesquelles des normes plus ou moins rigoureuses peuvent être appropriées sont indiquées. Pour protéger les eaux douces la concentration aqueuse moyenne de nickel "soluble" ne doit pas dépasser 0,01 mg Ni/l et le percentile 95 ne doit pas dépasser 0,03 mg/Ni/l en eau douce (20 mg/l de CaCO<sub>3</sub>). En eau dure (320 mg/l de CaCO<sub>3</sub>) on propose que les concentrations de nickel correspondantes soient respectivement de 0,04 et de 0,12 mg/l. Ces concentrations sont considérées aussi comme satisfaisantes pour la protection de la majorité des autres organismes d'eau douce. Des concentrations plus élevées pourraient être aussi satisfaisantes là où se trouvent des agents complexants organiques.

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
1. INTRODUCTION	1
1.1 Origine et utilisations du nickel	1
1.2 Chimie du nickel en eau douce	1
1.3 Méthodes d'analyse	2
1.4 Présence dans l'eau et dans les sédiments	2
2. EFFETS LETAUX SUR LE POISSON	3
2.1 Mode d'action	3
2.2 Paramètres influant sur les niveaux de létalité aiguë	4
2.2.1 Introduction	4
2.2.2 Dureté	4
2.2.3 Température	4
2.2.4 Espèces	4
2.2.5 Age et taille des poissons	4
2.2.6 Action combinée du nickel et d'autres poisons	5
2.3 Etudes portant sur les stades de développement et les cycles biologiques	5
2.4 Effets à long terme	6
2.5 Données relevées dans le milieu naturel	6
3. ACCUMULATION DANS LES POISSONS	6
3.1 Données de laboratoire	6
3.2 Données relevées dans le milieu naturel	7
4. EFFETS SUR LES INVERTEBRES D'EAU DOUCE	7
4.1 Introduction	7
4.2 pH et alcalinité	7
4.3 Dureté	8
4.4 Age de l'organisme	8
4.5 Différences interspécifiques de toxicité létale	8
4.6 Réponses sub-létales	8
4.7 Accumulation	9
4.8 Récapitulation des effets sur les invertébrés	9
5. EFFETS SUR LES PLANTES ET MICRO-ORGANISMES	13
5.1 Algues et macrophytes	13
5.1.1 Effets toxiques	13
5.1.2 Accumulation	14
5.2 Champignons et micro-organismes	14
5.3 Récapitulation des effets sur les plantes et les micro-organismes	15
6. RESUME ET CONCLUSIONS	15
7. CRITERES PROVISOIRES DE QUALITE DES EAUX	16
8. REFERENCES	17
Tableau 1 Toxicité létale à court terme du nickel pour les invertébrés	10

## 1. INTRODUCTION

### 1.1 Origine et utilisations du nickel

Le nickel (Ni) est un métal qui a un poids atomique de 58,71. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est estimée à 60-90 mg/kg mais sa présence est relativement faible dans les roches acides et forte dans les roches basiques et les roches ultrabasiques. Le nickel a un rayon ionique et une électronégativité égaux à ceux du cobalt, du fer et du magnésium et peut donc se substituer à ces éléments dans divers minéraux. Les sulfures sont particulièrement importants du point de vue commercial, les principaux producteurs européens étant la Norvège, la Finlande, la République démocratique allemande, l'Albanie et la Grèce. Des détails supplémentaires sur la géochimie et la chimie du nickel ont été publiés par Nriagu (1980) et par le National Research Council of Canada (1981).

Le nickel est employé en galvanoplastie, dans la fabrication d'alliages et d'accumulateurs alcalins. Il est rejeté dans l'environnement au cours des processus industriels et surtout pendant les opérations d'extraction et de fusion, ainsi que pendant la combustion de combustibles fossiles (le pétrole brut peut contenir des dizaines de milligrammes de nickel par kilogramme). Le nickel peut aussi être présent dans les eaux de ruissellement des routes.

### 1.2 Chimie du nickel en eau douce

Le nickel est le dernier élément métallique de la première série de transition du système périodique des éléments. Plusieurs stades d'oxydation de ce métal sont connus, cependant les stades d'oxydation 0 et 2+ sont les plus courants (Cotton et Wilkinson, 1972). L'état d'oxydation qui domine dans les eaux naturelles est Ni<sup>2+</sup>.

Un compte rendu descriptif de la formation d'espèces de nickel dans le système sol/eau a été décrit par Richter et Theis (1980).

Des complexes de coordinats naturels se forment à un faible degré selon l'ordre décroissant: OH<sup>-</sup> > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > Cl<sup>-</sup>. et les espèces aqueuses libres dominent aux valeurs de pH neutres présentes dans la plupart des eaux aérobies (Morel, McDuff et Morgan, 1973).

Baes et Mesmer (1976) ont étudié la répartition des espèces de nickel en fonction du pH et, en se fondant sur les valeurs des réactions d'hydrolyse des différentes espèces aqueuses, ils ont constaté que dans les eaux ayant un pH allant de 5 à 9, l'ion libre Ni<sup>2+</sup> est pratiquement la seule forme présente.

La solubilité dans l'eau de la plupart des sels naturels de nickel, y compris le carbonate, est élevée (> 1 g/l), de sorte que dans des conditions normales le métal ne donne pas lieu à des précipités. En revanche, la solubilité du sulfure de nickel est très faible (< 5 mg/l) et en milieu anaérobie, le sulfure est le principal facteur déterminant la solubilité du métal (Sillen et Martell, 1971).

Le nickel forme des complexes stables avec de nombreux coordinats organiques tels que les amino-acides, l'EDTA, le NTA, etc.; les constantes de stabilité du nickel ont fait l'objet d'un rapport de Smith et Mansell (1975). Les acides humique et fulvique forment aussi des complexes (constantes de stabilité dans Mantoura, Dickson et Riley, 1978) et leur capacité d'absorption du nickel est proportionnelle à la concentration des ions de nickel dissous d'après Chowdhury et Bose (1971) le rapport entre les ions de métal présent dans l'humus et ceux qui sont dans l'eau est d'environ 950.

Les métaux ferreux, en raison de leur électro-négativité élevée, ont tendance à être fortement absorbés sur les minéraux argileux. Le nickel est aussi facilement absorbé sur les minéraux argileux et concentré dans la fraction la plus fine (Allan et Crook, 1972). Du fait de cette propriété, les sédiments pourraient être considérés comme un réservoir possible de nickel, comme c'est le cas de nombreux autres métaux. Morris (1975) a signalé que les métaux ont tendance à se dissoudre et à passer des sédiments dans l'eau dans des conditions naturelles caractérisées par un pH faible et un pH élevé.

Le nickel peut par conséquent se présenter dans le milieu aquatique sous la forme de ses sels solubles, absorbés sur les solides en suspension et sous la forme des complexes

organiques. Le métal absorbé sur les argiles et autres solides en suspension ne peut, *a priori*, être facilement disponible pour les processus toxicologiques; la partie du nickel qui forme des complexes organiques est difficile à chiffrer, de sorte qu'il est impossible d'évaluer sa contribution aux processus toxicologiques.

Compte tenu de toutes ces considérations, les critères de qualité de l'eau applicables au nickel devront par conséquent être exprimés en termes de nickel total soluble (définis, par commodité, comme les formes susceptibles de traverser un filtre dont les pores ont un diamètre de 0,45 µm).

A moins qu'il ne soit spécifié autrement, les données fournies dans ce rapport se rapportent au nickel soluble total.

### 1.3 Méthodes d'analyse

Les principales techniques d'analyse utilisées couramment pour déterminer la concentration du nickel dans les eaux naturelles et les eaux polluées sont la spectroscopie d'absorption atomique (SAA), avec flamme (Christian et Feldman, 1971; Burrell, 1974), précédée le cas échéant d'une extraction par solvant et par concentration (Kinrade et Van Loon, 1974; Stoepler, May et Mohl, 1978; Danielsson, 1980), et la SAA sans flamme en utilisant un fourneau à graphite (Manning et Ediger, 1976; Danielsson, Magnusson et Westlund, 1978). On peut aussi utiliser les méthodes colorimétriques (APHA/AWA/WPCF, 1981).

Pour la spectrométrie d'absorption atomique, les limites de détection varient suivant les auteurs et les techniques, de 0,010 à 0,0002 mg/l, tandis que les méthodes de détection colorimétriques peuvent descendre jusqu'à 0,001 mg/l.

D'autres techniques ont été utilisées, notamment l'activation neutronique, les rayons X, la fluorescence atomique, la spectrométrie de masse et les méthodes électrochimiques (polarographie impulsionnelle, voltamétrie à redissolution anodique) (Stoepler, 1980).

La littérature spécialisée contient des descriptions de plusieurs méthodes d'analyse utilisées pour doser le nickel dans des échantillons biologiques et Stoepler (1980) a récemment effectué une étude approfondie, qui comprend les méthodes de dosage dans l'eau. Parmi les méthodes les plus utilisées, citons la dissolution de l'échantillon dans de l'acide, suivie de digestion en combinant chaleur et pression (Julshamn et Braekkan, 1975; Stoepler, 1980). Des méthodes analogues de digestion par voie humide sont également utilisées pour doser le nickel dans les sédiments.

### 1.4 Présence dans l'eau et dans les sédiments

Une étude approfondie de la répartition et du comportement du nickel dans l'environnement aquatique a récemment été effectuée par Snodgrass (1980) principalement à partir de données provenant d'Amérique du Nord. Kopp et Kroner (1967) ont constaté la présence de nickel dissous 16 pour cent de 1 577 échantillons d'eau provenant de différentes régions des Etats-Unis et trouvé une concentration moyenne de 19 µg/l. La concentration de nickel dans les eaux non-contaminées est considérée comme variant de 0,003 à 0,017 mg/l. Dans une autre étude faite en 1962 (NAS, 1975) sur l'eau du robinet, les concentrations s'échelonnaient de <0,001 à 0,059 mg/l, avec une moyenne de 0,005 mg/l. Ces données ont été confirmées par McCabe (1974) qui a constaté une concentration moyenne de nickel de 0,0048 mg/l.

Parmi les mesures de la concentration du nickel dans les eaux européennes, un rapport de l'Institut italien de la recherche sur les eaux (IRSA, 1980) donne des valeurs inférieures à la limite de détection de la spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (0,002 mg/l) pour environ 70 lacs d'Italie. Gaggino (1982) signale, pour l'eau non filtrée, une concentration moyenne de 0,003, 0,0027 et 0,0032 mg/l, dans trois stations d'échantillonnage situées le long du cours du Pô dans le nord de l'Italie, tandis que l'eau filtrée par des membranes ayant un diamètre de pore de 0,45 µm contenaient du nickel à des concentrations inférieures à la limite de détection de la SAA sans flamme.

Dans 31 cours d'eau du Royaume-Uni la gamme des concentrations moyennes du nickel dissous variait de 0,012 à 0,073 mg/l pour les eaux relativement polluées (qui peuvent cependant permettre le passage de poissons migrateurs et de pêcheries "put-and-take") et de 0,0007 à 0,0037 pour les cours d'eau propres.



Les concentrations moyennes de métal dissous dans les autres pays d'Europe étaient les suivantes: Neckar, 30,8 µg/l (Lodemann et Bukenberger, 1973); Rhin, 14,4 µg/l (Brinkmann, 1973) et 13,0 µg/l (Bouquiaux, 1974); Weser, 16,2 et Escaut 16,0 µg/l (Bouquiaux, 1974); Vesdre, 15,1 µg/l (Boelen et de Boeck, 1976).

Il existe d'autres données sur les concentrations de nickel dans les sédiments des fleuves européens. Laskowski *et al.* (1976) ont trouvé des valeurs supérieures à 0,1 mg/kg dans les cours d'eau du bassin Rhin-Main, région industrialisée très peuplée. Solomons et Mook (1977) signalent des valeurs plus basses, allant de 0,019 à 0,059 mg/kg dans les sédiments estuariens des Pays-Bas. Ces dernières valeurs sont légèrement supérieures à celles qui sont considérées comme normales, par exemple par Fitchko et Hutchinson (1975).

## 2. EFFETS LETAUX SUR LE POISSON

### 2.1 Mode d'action

La littérature spécialisée ne donne aucune description précise de la base biochimique de la toxicité du nickel. Cependant, des études métaboliques faites sur les animaux indiquent que le nickel, sous la forme d'ion divalent, est lié à diverses structures moléculaires telles que les acides nucléiques et les protéines.

L'inhibition de l'activité ATP-ase par le nickel a été signalée à la fois *in vivo* et *in vitro* sur des enzymes de diverses sources; les effets sur diverses autres enzymes ont fait aussi l'objet de rapports (voir le compte-rendu de Mushak, 1980).

Il existe très peu de données sur le poisson; Hughes, Perry et Brown (1979) ont trouvé des lésions aux organes de la structure des ouïes au niveau des lamelles secondaires chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) entraînant une diminution de la capacité du poisson à transférer l'oxygène de l'eau dans le sang, après un traitement de courte durée à 0,05 de la CL50 48 heures. Arillo *et al.* (1982) ont mesuré plusieurs paramètres biochimiques chez la truite arc-en-ciel après six mois d'exposition à 0,02 de la CL50 48 heures. On sait que les glucides du foie, l'activité protéolytique du foie, les protéines totales du foie et l'acide sialique contenu dans les ouïes sont modifiés lorsque plusieurs troubles physiologiques se produisent, par exemple, lorsque l'homéostasie est maintenue au prix d'une dépense énergétique élevée. Ces changements ont par conséquent été considérés comme des indices de stress. On sait en outre que ces déterminants sont aussi affectés par une action métallique spécifique. Après six mois de traitement, une baisse statistiquement significative de l'acide sialique a été constatée dans le tissu des ouïes, mais le niveau normal est rétabli après trois mois en eau propre.

L'amenuisement de l'acide sialique peut avoir un effet négatif sur l'osmo-régulation et les propriétés immunologiques; on sait en fait que le mucus contient des immuno-globulines et des molécules caractérisées par une activité lysozymatique. Le poisson exposé au nickel présentait une baisse marquée, en particulier chez les mâles adultes, des réserves glucidiques, qui retrouvaient leur niveau normal après une période de récupération de trois mois. Ce phénomène concorde avec l'hyperglycémie provoquée par le nickel chez les mammifères (Sunderman, 1977).

Etant donné que d'autres inhibiteurs SH ont provoqué des altérations métaboliques analogues à la teneur glucidique du foie, l'effet observé peut être causé par l'interaction directe du métal à la fois sur les membranes cellulaires et sur la fraction enzymatique thiolique du pancréas. L'activité protéolytique et le niveau des glucides totaux sont réglés par des hormones et une relation inversement proportionnelle entre les deux déterminants a été constatée chez les animaux témoins, alors que les poissons mâles traités présentaient des résultats statistiquement différents. Le changement de cette relation peut être dû à des protéases lysosomiques qui, étant des métallo-enzymes, pourraient être inhibées par de fortes concentrations de métal (Waters *et al.*, 1975).

## 2.2 Paramètres influant sur les niveaux de létalité aiguë

### 2.2.1 Introduction

Un certain nombre de facteurs peuvent influencer sur la toxicité des métaux pour le poisson. Toutefois, pour le nickel, rares sont ceux qui ont été étudiés. La plupart des données mentionnées ci-dessous proviennent d'études concernant des espèces de poissons non européens, bien que quelques-unes de ces espèces soient maintenant présentes et importantes dans les eaux européennes (par exemple truite arc-en-ciel, *Salmo gairdneri*).

### 2.2.2 Dureté

Pickering et Henderson (1966) ont comparé les toxicités du chlorure de nickel dans des eaux présentant deux valeurs de dureté différentes (dureté totale 20 mg/l et 300 mg/l sous forme de  $\text{CaCO}_3$ ). Les valeurs CL50 96 heures ont été de 4,9 mg/l pour le méné à grosse tête (*Pimephales promelas*) et de 5,3 mg/l pour la perche-soleil (*Lepomis macrochirus*) dans de l'eau légère, et de 43,5 mg/l et 39,6 mg/l respectivement dans de l'eau dure. La truite arc-en-ciel a présenté un quadruplement de la sensibilité en passant de l'eau dure à l'eau légère, la valeur CL50 48 heures tombant d'environ 80 à 20 mg/l (Brown, 1968). Récemment, Calamari (communication personnelle) a confirmé ces chiffres; il a comparé la toxicité du nickel pour une seule valeur de pH (7,4) pour la truite arc-en-ciel (100 mm de long) dans de l'eau dure et de l'eau légère (dureté totale 320 et 20 mg/l sous forme de  $\text{CaCO}_3$  respectivement). A 15°C, les CL50 48 heures étaient de 53,6 mg de Ni/l dans l'eau dure et de 17,2 mg/l dans l'eau légère.

### 2.2.3 Température

Rehwoldt, Bida et Nerrie (1971) et Rehwoldt *et al.* (1972) ont examiné les effets de la température sur la toxicité du nickel pour six espèces de poissons des eaux chaudes: *Fundulus diaphanus* (bar d'Amérique), *Roccus saxatilis* (perche soleil), *Lepomis gibbosus*, perche blanche (*Roccus americanus*), anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) et carpe (*Cyprinus carpio*). Ces espèces présentent une large gamme de sensibilité allant de valeurs CL50 96 heures comprises entre 6,2 et 46,2 mg de Ni/l à 17°C, tandis qu'à 28°C aucune espèce ne montrait qu'un écart minime par rapport à sa sensibilité à la température plus basse.

### 2.2.4 Espèces

Parmi les six espèces testées par Rehwoldt *et al.* (1972) à 28°C et à une dureté de 55 mg/l sous forme de  $\text{CaCO}_3$ , *Roccus saxatilis* et *Lepomis gibbosus* ont été les plus sensibles avec des valeurs CL50 96 heures de 6,3 et 8,0 Ni/l respectivement, tandis que *Fundulus diaphanus* était la plus tolérante (46 mg Ni/l). *Roccus americanus*, *Anguilla rostrata* et *Cyprinus carpio* ont eu des réactions intermédiaires mais relativement sensibles, les valeurs CL50 96 heures étant de 13,7, 13,0 et 10,4 mg Ni/l respectivement.

Lors de tests statiques au cours desquels la concentration de nickel n'a pas été mesurée, Pickering et Henderson (1966) ont démontré que *Pimephales promelas*, *Lepomis macrochirus*, *Carassius auratus* et *Lebistes reticulatus* présentaient un niveau de sensibilité semblable à celui de ce dernier groupe de poissons, avec des valeurs CL50 96 heures, dans une eau légère (20 mg de  $\text{CaCO}_3$ /l), de 4,9, 5,3, 9,8 et 4,5 mg Ni/l, respectivement. La truite arc-en-ciel, en revanche, est apparemment moins sensible, avec une valeur CL50 48 heures en eau en circulation continue d'environ 20 mg/l (Brown, 1968; Calamari, communication personnelle).

Ces dernières données concordent avec les expériences menées en milieu naturel par Hale (1977), qui a relevé pour la truite arc-en-ciel des valeurs CL50 96 heures de 35,5 mg Ni/l en écoulement continu, en utilisant de l'eau d'une alcalinité de 82 - 132 mg/l sous forme de  $\text{CaCO}_3$ .

### 2.2.5 Age et taille des poissons

Le Bureau de recherche sur la pollution des eaux du Royaume-Uni (Great Britain, Ministry of Technology, 1967) a relevé des valeurs CL50 12 jours de 5 mg/l, en eau dure, pour les alevins de la truite arc-en-ciel de 14 jours, et au cours d'une expérience similaire, le Ministère de la technologie (Great Britain, Ministry of Technology, 1969) a confirmé la sensibilité élevée aux stades juvéniles, les valeurs CL50 20 jours étant de 1,3 mg Ni/l; aucune autre mortalité ne s'est manifestée lors d'une exposition de 56 jours.

### 2.2.6 Action combinée du nickel et d'autres poisons

Brown et Dalton (1970) ont mesuré les valeurs CL50 48 heures du cuivre, du zinc et du nickel et de mélanges de ces trois métaux pour la truite arc-en-ciel en eau dure (240 mg/l sous forme de  $\text{CaCO}_3$ ) dans les proportions respectives de 1:1:1 de leurs valeurs CL50 48 heures et constaté que les effets de ces trois métaux combinés s'additionnaient approximativement. Marking (1977) aboutit à la même conclusion (CL50 non précisée). Weinstein et Anderson (1978), ont démontré en utilisant *Brachydanio rerio* que les effets du cuivre et du nickel étaient plus qu'additifs aux niveaux létaux et il a été constaté également (Anderson, Horovitch et Weinstein, 1979) que la proportion relative de chaque constituant du mélange avait une influence notable: plus celle du nickel était élevée et plus le pourcentage de mortalité était faible. Toutefois, Muska et Weber (1977) ont communiqué dans un bref compte-rendu que d'après des tests de sept jours sur les effets du cuivre et du nickel et de leur mélange sur la croissance et la consommation alimentaire de guppys juvéniles, à 7°C et 25°C, l'effet combiné était légèrement plus qu'additif en ration restreinte.

Les données communiquées par F.S.H. Abram (communication personnelle) sur la survie de la truite arc-en-ciel à des mélanges de nickel et de chrome en eau dure (270 mg/l sous forme de  $\text{CaCO}_3$ ) à 15°C montrent que, pour les valeurs CL50 96 heures dans un rapport de 3:1 entre les proportions CL50 du chrome et du nickel ces métaux présentent un effet combiné additif.

Anderson, Horovitch et Weinstein (1979) ont constaté que les effets létaux de mélanges de nickel et de vanadium diminuaient progressivement à mesure qu'augmentait la proportion du vanadium. Contrairement, Anderson, Horovitch et Weinstein (1979) ont constaté que lorsque les concentrations de nickel et de vanadium s'accroissaient en proportion de celles du phénol en mélanges tertiaires, les effets létaux du mélange devenaient progressivement (doubles) plus qu'additifs.

D'après ces données on peut conclure que la toxicité létale aiguë de mélanges de nickel et d'autres poisons est de 0,6 à deux fois celle qui résulterait de la somme des proportions des unités toxiques respectives des constituants, mais que, dans la majorité des cas, elle est proche de l'unité, c'est-à-dire que l'effet combiné est simplement additif.

D'après les renseignements limités disponibles il semble que la dureté de l'eau soit le principal facteur qui influe notablement sur la toxicité du nickel pour le poisson, tandis que les variations de température ne paraissent pas avoir d'influence sur la toxicité. Les variations interspécifiques de sensibilité entre les poissons se situent dans une fourchette inférieure à l'unité dans des conditions physico-chimiques expérimentales comparables.

### 2.3 Etudes portant sur les stades de développement et les cycles biologiques

Shaw et Brown (1971) n'ont observé aucun effet sur les oeufs de truite arc-en-ciel fertilisés, à une concentration de 1 mg Ni/l et maintenus ensuite dans une eau propre. Pickering (1974) dans une étude du cycle biologique du méné à grosse tête a constaté que des concentrations de nickel de 0,38 mg Ni/l et au-dessous (0,18 et 0,08) n'avaient aucun effet négatif sur la survie, la croissance et la reproduction. Toutefois, une concentration de nickel de 0,73 mg/l a eu un effet statistiquement significatif sur le nombre d'oeufs par ponte et sur l'éclosion de ces oeufs, tandis qu'elle n'a pas affecté la survie et la croissance de la première génération de poissons. L'eau de dilution avait une dureté de 210 mg  $\text{CaCO}_3$ /l, un pH de 7,8 et une température moyenne de 18°C.

Les valeurs CL50 72 heures des oeufs et larves de carpe (*Cyprinus carpio*) (Blaylock et Frank, 1979) étaient de 6,1 et 8,4 mg/l respectivement tandis que la valeur CL50 257 heures était de 0,75 mg Ni/l pour les larves dans une eau ayant une dureté de 128 mg  $\text{CaCO}_3$ /l, un pH de 7,4 et une température de 25°C. Au cours de la même expérience, des concentrations aussi faibles que 3 mg Ni/l ont porté le nombre des larves anormales à 23 pour cent (8,6 pour cent sur le groupe témoin), celle des oeufs non éclos avec embryon à 32,7 pour cent, contre 5,9 pour cent pour le groupe témoin.

Birge *et al.* (1978) ont exposé la truite arc-en-ciel et la perche truitée *Micropterus salmoides* à 11 oligo-éléments trouvés dans le charbon, de la fertilisation à quatre jours après l'éclosion. A 12°-13°C la durée d'exposition était de 28 jours pour la truite arc-en-ciel et de huit jours pour la perche. Les valeurs CL50 ont été pour ces durées de

0,05 mg Ni/l pour la truite et de 2,06 mg/l pour la perche, mais on a constaté que des concentrations 100 fois moindres peut-être pouvaient tuer de faibles pourcentages des 100 organismes utilisés à chaque concentration. Les calculs des valeurs CL1 pour le nickel ont été de 0,0006 mg/l et 0,0097 mg/l pour la truite et la perche respectivement, mais 100 oeufs seulement étant utilisés à chaque concentration, la validité du calcul paraît douteuse. L'eau reconstituée utilisée pour ces expériences avait une dureté d'environ 100 mg/l de CaCO<sub>3</sub> et un pH de 7,2-7,8. Pour la truite arc-en-ciel et le cyprin doré, des larves tétratoïdes ont été observées à des niveaux d'exposition qui ne perturbaient pas notablement l'éclosion. Le test a été répété dans une eau naturelle ayant un pH de 7,8 et une dureté de 174 mg CaCO<sub>3</sub> dans laquelle la CL50 pour la truite arc-en-ciel était de 0,09 mg Ni/l. De l'eau du robinet déjavellisée (pH 7,6; dureté 125 mg/l) a donné une valeur CL50 de 0,06 mg Ni/l. Les juvéniles semblent être moins tolérants que les adultes.

Dans une eau de dilution de même qualité que celle utilisée par Birge *et al.* (1978), Birge et Black (1980) ont trouvé des valeurs CL50, de la fertilisation à quatre jours après l'éclosion, de 0,71 mg/l pour l'ictalure tacheté (*Ictalurus punctatus*) et de 2,78 mg/l pour le cyprin doré (*Carassius auratus*). Les valeurs CL10 étaient de 0,04 et 0,4 mg/l respectivement. Cette communication donnait également les valeurs CL10 pour les stades embryonnaire/larvaire de la truite arc-en-ciel (0,01 mg/l) et de la perche truitée (0,11 mg/l) provenant de l'étude antérieure.

Il semble donc que les stades juvéniles soient plus sensibles que les adultes.

#### 2.4 Effets à long terme

A part les études des cycles biologiques déjà décrites (section 2.3) deux études chroniques seulement ont été effectuées. La première, portant sur un gardon de 68 mm (*Rutilus rutilus*) dans une eau dure (approximativement 260 mg/l sous forme de CaCO<sub>3</sub>) ayant une température de 13,7°C et un pH de 7,6, a donné une valeur CL50 109 jours de 3,4 mg/l (C.A. Willis, communication personnelle). La deuxième portait sur la bioaccumulation (Calamari, Gaggino et Pacchetti, 1982) et plusieurs paramètres biochimiques (Arillo *et al.*, 1982). Des truites arc-en-ciel ont été exposées pendant six mois à 1 mg Ni/l et à un mélange constitué de 0,01 mg Cd/l, 0,2 mg Cr/l et 1,0 mg Ni/l dans une eau dure (320 mg/l sous forme de CaCO<sub>3</sub>) ayant une température de 15°C et un pH de 7,4. La concentration de traitement était d'environ 0,02 de la CL50 48 heures (voir section 2.1).

Les poissons exposés au métal ont présenté une diminution importante de l'acide sialique contenu dans les branchies et une réduction marquée des glucides totaux du foie chez les mâles adultes, qui était aussi statistiquement significative chez les femelles.

Arillo *et al.* (1982) ont donc conclu qu'une exposition de longue durée à une concentration de 1,0 mg Ni/l et à un mélange de nickel, chrome et cadmium provoquait plusieurs changements biochimiques chez *Salmo gairdneri*, dont certaines semblaient irréversibles, en particulier chez les mâles.

#### 2.5 Données relevées dans le milieu naturel

Il n'existe pas de données provenant d'études effectuées dans le milieu naturel dans lesquelles le nickel est le principal polluant. Ce métal tient normalement une place mineure à côté d'autres polluants (voir par exemple l'étude d'Alabaster *et al.*, 1972). Dans ces conditions, le rôle du nickel dans tout effet observé sur l'état des pêcheries paraît incertain. Dans 31 cours d'eau du Royaume-Uni les concentrations moyennes de nickel dissous s'étendaient de 0,012 à 0,073 mg/l pour des eaux relativement polluées et de 0,0007 à 0,0037 pour les rivières propres (Mance et Yates, 1984).

### 3. ACCUMULATION DANS LES POISSONS

#### 3.1 Données de laboratoire

Calamari, Gaggino et Pacchetti (1982) ont constaté que lors d'une exposition de longue durée à 1 mg/l l'absorption du nickel était continue pendant 180 jours. Ils ont également déterminé, au moyen d'un modèle toxico-cynétique, que les valeurs asymptotiques théoriques pour le foie, le rein et le muscle devraient être atteintes en 397, 313 et 460 jours, respectivement;

à ce moment les coefficients de bioconcentration calculés (concentration tissu/concentration environnement) observés étaient de 3,1, 4,2 et 1,0, respectivement pour les trois organes. Pour le foie, la concentration était de l'ordre de 2,9 mg/kg poids humide, de 4,0 pour le rein et de 0,8 mg/kg pour le muscle tandis qu'au début de l'expérience les niveaux étaient respectivement de 1,5, 1,5 et 0,5 mg/kg. En eau pure, l'élimination était assez lente; la proportion de nickel subsistant après 90 jours était de 25, 41 et 31 pour cent pour le foie, le rein et le muscle, respectivement.

En conclusion, il ressort de données limitées que le nickel ne s'accumule guère dans les tissus examinés. Toutefois, même ces concentrations relativement faibles peuvent provoquer des altérations biochimiques (Ariillo *et al.*, 1982) comme résumé dans la section 2.4.

### 3.2 Données relevées dans le milieu naturel

Une étude de l'accumulation du nickel dans les organismes aquatiques a été récemment publiée (Jenkins, 1980). La gamme indiquée était pour les zones non contaminées de 0,2-2,0 mg/kg du poids humide de l'ensemble du poisson. La plupart des données relevées en milieu naturel ont été recueillies par des auteurs d'Amérique du Nord et sont en général concordantes. Par exemple, Uthe et Bligh (1971) ont trouvé des niveaux très faibles de Ni (0,2 mg/kg) dans sept espèces de poissons provenant de zones contaminées et non contaminées. Tong *et al.* (1972) ont communiqué des données concernant plusieurs espèces de poissons, décapités et éviscérés; sur la base du poids humide, des valeurs de l'ordre de 1 mg/kg ont été trouvées avec des concentrations légèrement supérieures chez quelques spécimens, et une gamme complète allant de 0,03 à 3,8 mg/kg. En revanche, Hutchinson *et al.* (1975) ont analysé le crapet de roche (*Ambloplites rupestris*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*), *Esox* spp., la barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*) et le moxostome du nord (*Moxostoma macrolepidotum*) provenant de zones contaminées par le nickel. Ils ont relevé les gammes de concentration ci-après: 10,7-17,0 mg/kg dans le foie; 11,8-51,6 dans le rein; 11,1-31,7 dans l'ouïe et 9,5-13,3 dans le muscle. Mathis et Cummings (1973) ont trouvé de 0,04 à 0,52 mg/kg dans le muscle de plusieurs espèces de poissons du fleuve illinois tandis que Jeng (1975) a trouvé 0,3 mg/kg dans les eaux d'Asie.

Toutes ces données concordent avec les quelques analyses faites par Gaggino (1982), sur des poissons d'Europe provenant d'eaux relativement pures. Cet auteur a analysé *Alburnus alburnus* et *Leuciscus cephalus* provenant du Pô et a trouvé des valeurs allant de 0,15 à 0,27 mg de Ni/kg pour la première espèce et de 0,17 à 0,3 mg/kg pour la deuxième dans des zones relativement peu contaminées, où les concentrations de nickel dans l'eau étaient d'environ 0,003 mg/l. En revanche, dans une station d'échantillonnage contaminée, la concentration du nickel dans le poisson était de 0,51 mg/kg pour *Alburnus alburnus* et de 0,75 mg/kg pour *Leuciscus cephalus*.

## 4. EFFETS SUR LES INVERTEBRES D'EAU DOUCE

### 4.1 Introduction

Les effets du nickel sur les invertébrés d'eau douce ont été très peu étudiés en Europe. Même si l'on se reporte à la littérature spécialisée non européenne (en grande partie d'Amérique du Nord) les données sont trop peu nombreuses pour permettre une évaluation correcte par exemple de l'influence des facteurs environnementaux sur la toxicité. Aucune comparaison rigoureuse de la toxicité pour une espèce donnée à des températures, valeurs de pH, concentrations d'oxygène dissous ou salinité différentes n'est possible. Des comparaisons entre espèces de la sensibilité peuvent toutefois être faites car un grand nombre des études ont été exécutées dans des eaux ayant une dureté d'environ 50 mg/l de CaCO<sub>3</sub> et des températures d'environ 20°C.

### 4.2 pH et alcalinité

Brković-Popović et Popović (1977) ont étudié les effets du nickel et d'autres métaux lourds sur la survie de *Tubifex tubifex* dans quatre eaux de composition différente. La valeur CL50 24 heures tombait de 120 mg de Ni/l en eau dure (pH 7,32, alcalinité 234 mg/l de CaCO<sub>3</sub>) à 33,4 (28,1-39,7) mg/l dans une eau légère à un pH de 6,85 et une alcalinité de 7,5 mg/l sous forme de CaCO<sub>3</sub>. Les valeurs correspondantes CL50 48 heures étaient de 61 et 8,7 mg Ni/l.



#### 4.3 Dureté

Les informations fournies par l'étude décrite en 4.2 ci-dessus peuvent aussi être utilisées pour l'examen de l'effet de la dureté sur la toxicité du nickel pour *Tubifex tubifex*. Pour une diminution de la dureté de 261 mg/l à 34,2 mg/l de CaCO<sub>3</sub>, la toxicité du nickel augmentait, donnant des valeurs CL50 48 heures de 61 et 8,7 mg/l, comme il est indiqué ci-dessus. Il convient cependant de noter que les effets de la dureté, de l'alcalinité et du pH n'ont pas été étudiés indépendamment et que, par conséquent, les données ne donnent que des tendances générales.

#### 4.4 Age de l'organisme

Bien qu'Anderson (1950) ait compris l'importance de l'âge de *Daphnia* et, en particulier, la sensibilité de la période de mue, la seule étude dont on peut tirer des renseignements sur les effets de l'âge est celle de Rehwoldt *et al.* (1973). Ces auteurs ont exposé les oeufs et les adultes de l'escargot *Amnicola* au nickel dans une eau ayant les caractéristiques ci-après: température, 17°C; pH, 7,6; dureté, 50 mg/l; oxygène dissous, 6,2 mg/l. Dans ces conditions, les valeurs CL50 24 heures étaient de 26,0 mg/l pour les oeufs et de 21,2 mg/l pour les adultes tandis qu'à 96 heures cette légère différence de sensibilité était inversée, les valeurs CL50 96 heures étant 11,4 et 14,3 mg/l, respectivement.

#### 4.5 Différences interspécifiques de toxicité létale

Le tableau 1 indique les valeurs CL50 obtenues au cours de tests de courte durée ainsi que les conditions de l'expérience. Aucune donnée sur des expériences de longue durée n'a été trouvée. Si l'on ne tient pas compte des études faites en eau distillée certains des petits crustacés (*Daphnia*, *Eudiaptomus* et *Nitocra* semblent être sensibles à bref délai et le rotifère *Philodina* ainsi qu'une éphémère (*Ephemerella*) légèrement plus tolérants. Le sulfate de nickel est apparu moins toxique pour le rotifère que le chlorure de nickel. Les vers tubificidés et les chironomidés, malgré la tolérance connue à la pollution organique de certains membres de ces familles, viennent ensuite (bien qu'en eau dure les tubificidés puissent être beaucoup plus résistants). Parmi les groupes les plus tolérants d'invertébrés figurent d'autres crustacés (*Gammarus* et *Cyclops*), des oligochètes (*Nais*), des insectes (*Zygoptera*), les trichoptères (*Hydropsyche*) et les plécoptères (*Acroneuria*) et enfin les mollusques (*Amnicola*) et, spécialement, *Viviparus*.

Cependant, à part *Daphnia*, les valeurs CL50 96 heures des invertébrés d'eau douce étudiées semblent dépasser largement 1 mg/l, même dans des eaux dont la dureté a une valeur aussi basse que 30 mg/l sous forme de CaCO<sub>3</sub>.

#### 4.6 Réponses sub-létales

Il existe peu de données quantitatives concernant les effets sub-létaux du nickel sur les invertébrés, bien que l'on trouve des renseignements sur l'accumulation du métal dans les organismes (voir section 4.7 ci-dessous).

Gupta, Khangarot et Durve (1981) ont constaté que *Viviparus bengalensis* réagissaient à de fortes concentrations de nickel en s'operculant et en secrétant ou en libérant du mucus, des oeufs et des embryons.

Biesinger et Christensen (1972) ont étudié la survie, la croissance, la reproduction et le métabolisme de *Daphnia magna*. Les conditions de qualité des eaux du test sont indiquées dans le tableau 1. Les *Daphnia* exposés à 0,125 mg Ni/l pendant trois semaines avaient un poids inférieur de 43 % à celui des *Daphnia* témoins, 9 % de protéines en moins, et une réduction de 26 % de l'activité de la transaminase oxalacétique glutamique. Par comparaison avec le taux le plus élevé de reproduction (qui peut être trouvé soit chez les témoins ou à de très faibles dosages de métal - il ne ressortait pas clairement lequel de ces deux facteurs était en cause dans le cas du nickel), une diminution de 16 pour cent de la reproduction s'est produite à 0,03 mg Ni/l avec une baisse de 50 pour cent à 0,095 mg/l. Ces doses peuvent être comparées avec les concentrations létales indiquées dans le tableau 1.

Le nickel peut influencer sur la croissance, la biochimie et le comportement des invertébrés à des dosages nettement inférieurs aux concentrations létales, mais les données ne sont pas assez nombreuses pour permettre une plus grande précision.

#### 4.7 Accumulation

Hall (1982) a exposé *Daphnia magna* à 0,25 mg/l de nickel, y compris 63 Ni, à un pH de 6,9, 7-8 mg/l d'OD et à une température de 18-21°C dans une eau ayant une dureté de 60 mg/l sous forme de CaCO<sub>3</sub>. Le taux d'absorption du nickel était tout d'abord très rapide (environ 12 mg par animal pour une exposition de 20 heures) pour se ralentir progressivement et atteindre environ 24 mg en 80 heures. Une épuration s'est également produite au moyen probablement de deux mécanismes distincts, et 25 à 33 pour cent du nickel était perdu dans les dépouilles de l'animal à l'occasion de la mue. Les tissus des viscères n'ont commencé à accumuler du nickel qu'après cinq heures d'exposition, ce qui donne à penser que l'absorption d'aliments n'est pas une importante voie de pénétration du nickel.

Cowgill (1976) a élevé *Daphnia magna* et *Daphnia pulex* pendant trois mois sur *Euglena gracilis* cultivé dans une eau de source contenant 8,9 x 10<sup>-4</sup> mg Ni/l. Les cellules des algues contenaient 1,8 mg/kg, *Daphnia magna* 3,6 mg/kg et *D. pulex* 4,2 mg/kg, ce qui donne des CCB de 2 020, 4 050 et 4 720, respectivement.

Peu d'études ont été faites en milieu naturel: Mathis et Cummings (1973) ont mesuré le nickel dans les sédiments, l'eau et le biota du fleuve Illinois. L'eau contenait les concentrations les plus faibles de nickel (< 0,01 mg/l) et les sédiments les concentrations les plus fortes (3 à 124 mg/kg). (Des échantillons ont également été prélevés dans trois cours d'eau non industriels et la teneur en nickel de leurs sédiments s'échelonnait de 10 à 22 mg/kg de nickel.) Deux espèces de vers tubificidés étaient présentes dans le fleuve: *Limnodrilus hoffmeisteri* et *Tubifex tubifex*. Ils contenaient de 4 à 18 mg Ni/kg de poids humide. Trois espèces de clams ont été examinées à savoir dans l'ordre croissant de la teneur en nickel (mg/kg sur la base du poids humide) *Quadrula quadrula* (0,4-1,6), *Amblema plicata* (0,4-2,3) et *Fusconaia flava* (0,7-3,0). Ni les vers ni les clams n'avaient été mis à jeun de sorte que leurs viscères pouvaient renfermer des métaux.

Le nickel peut parvenir au cours d'eau avec les eaux de drainage des routes. Il provient alors du carburant et d'autres matières associées au trafic automobile. Par conséquent, les cours d'eau traversés par des routes où la circulation automobile est intense peuvent recevoir plus de nickel que ceux qui sont traversés par des routes moins fréquentées. Van Hassel, Ney et Garling (1980) ont examiné cette possibilité et ses conséquences. Ils ont constaté que les perles prédatrices de la famille des Perlidae et les Tipulidés détritivores présentaient une teneur en nickel plus élevée avec l'accroissement de la densité du trafic alors que ce n'était pas le cas des perles ptéronarcidées (détritivores). Pour une densité de trafic passant de moins de 50 à 15 000 véhicules par jour les concentrations dans les perlidés s'élevaient de 2,9 à 11,0 mg Ni/kg et de 1,8 à 6,7 mg/kg chez les tipulidés. La présence du nickel ne varia guère dans les échantillons d'eau prélevés mais la teneur des sédiments passait de 0,9 à 1,6 mg/kg de poids sec.

En résumé, les organismes peuvent absorber du nickel provenant de l'environnement jusqu'à des concentrations dépassant celles de leurs aliments, des eaux environnantes ou des sédiments selon les voies particulières d'absorption. On dispose de peu de données indiquant que les crustacés peuvent éliminer au moins une partie du nickel absorbé, lors de la mue et lorsqu'ils sont placés dans une eau propre.

#### 4.8 Récapitulation des effets sur les invertébrés

Les concentrations de nickel causant la mortalité des invertébrés exposés pendant de courtes périodes (moins d'une semaine) étaient du même ordre de grandeur que pour les poissons dans les mêmes conditions. Seuls les *Daphnia* étaient tués à des concentrations inférieures à 1 mg/l, ainsi que certaines espèces de poissons sensibles, à leur stade juvénile (voir section 2.3 ci-dessus).

Les données présentées dans le tableau 1 indiquent que pour *Daphnia* les valeurs CL50 96 heures demeurent inférieures à 0,5 mg/l. Les rotifères, certains crustacés et les éphémères ont des CL50 96 heures comprises entre 1 et 5 mg/l. Les mollusques, *Gammarus*, *Nais*, les perles, les libellules et les phryganes étaient les invertébrés les moins sensibles au nickel, leur CL50 96 heures étant souvent bien supérieure à 10 mg/l.

Tableau 1

Toxicité létale à court terme du nickel pour les invertébrés

Espèce	Temp. (°C)	Dureté Alcalinité (mg/l de CaCO <sub>3</sub> )	pH	OD (mg/l)	Durée (h)	CL50 de Ni Concentration (mg/l)	Notes	Références
ROTIFERES								
<i>Phlodyna acuticaornis</i>	20 ± 1	-	7.4-7.8	-	24 48 96	7.4 4.05 2.75	(NiCl <sub>2</sub> ) moyenne de 2 estimations de CL50	Buikema, Cairns et Sullivan (1974)
"	"	-	"	-	24 48 69	7.15 7.15 7.3	(NiSO <sub>4</sub> ) moyenne de 2 estimations de CL50	"
OLIGOCHETES								
<i>Tubifex tubifex</i>	20	~ 0.1	6.3	-	24 96	0.12 (0.091-0.16) 0.082 (0.063-0.11)		Brković- Popović et Popović (1977)
"	"	34.2	6.85	-	24 96	33.4 (28.1-39.7) 8.7 (7.84-9.65)		"
"	"	"	7.2	-	24 96	21.6 (18.1-25.7) 7.0 (6.78-8.46)		"
"	"	261	7.32	-	24 96	120 (111-130) 61.4 (57.9-65.1)		"
Nais	17	30	7.6	6.2	24 96	16.2 14.1		Rehwooldt <i>et al.</i> (1973)
GASTROPODES								
<i>Viviparus bengalensis</i>	24.3	180	7.4	6.8	12 24 48 72 96	154 138 100 59 39.8		Gupta, Khengarot et Durve (1981)

Tableau 1 (suite)

Espèce	Temp. (°C)	Dureté (mg/l de CaCO <sub>3</sub> )	Alcalinité (mg/l de CaCO <sub>3</sub> )	pH	OD (mg/l)	Durée (h)	CL50 de Ni Concentration (mg/l)	Notes	Références
GASTROPODES									
<i>Amnicola</i>	17	30	-	7.6	6.2	24 96 24 96	26.0 11.4 21.2 14.3	oeufs " adultes	Rehwooldt <i>et al.</i> (1973)
INSECTES									
<i>Trichopteran</i>	"	"	-	"	"	24 96	48.4 30.2		"
<i>Zygopteran</i>	"	"	-	"	"	24 96	26.4 21.2		"
<i>Chironomus</i>	"	"	-	"	"	24 96	10.2 8.6		"
<i>Acroneuria lyconias</i>	18.5	40	54	7.0	8.0	96	33.5	légers changements de qualité en cours de test	Warnick et Bell (1969)
<i>Ephemera subvaria</i>	"	42	46	"	"	96	4.0	légers changements de qualité en cours de test	"
<i>Hydropsyche betteni</i>	"	48	42	"	"	336	> 64.0	légers changements de qualité en cours de test	"
CRUSTACES									
<i>Gammarus</i>	17	30	-	7.6	6.2	24 96	15.2 13		Rehwooldt <i>et al.</i> (1973)
<i>Mitocra spinipes</i>	20 ± 5	-	15	8.0	-	48	6.0 (3.9-9.1)	Salinité 7 ‰	Bergtsson (1978)

Tableau 1 (suite)

Espèce	Temp. (°C)	Dureté (mg/l de CaCO <sub>3</sub> )	pH	OD (mg/l)	Durée (h)	CL50 de Ni Concentration (mg/l)	Notes	Références
CRUSTACEES								
<i>Cyclops abyssorum preactinus</i>	10	-	58	7.2	-	48	15 (8.8-25.5)	Baudouin et Scoppa (1974)
<i>Eudi aptomus padanus padanus</i>	"	-	"	"	-	48	3.6 (2.8-4.6)	"
<i>Daphnia hyalina</i>	"	-	"	"	-	48	1.9 (1.45-2.48)	"
<i>Daphnia magna</i>	25	-	97-100 <sup>a</sup>	8.2-8.4 <sup>a</sup>	-	64	<0.32	Anderson (1950)
"	18 ± 1	45.3	42.3	7.74	-	48 48 504	0.51 1.12 0.13 (0.098-0.173)	Biensinger et Christensen (1972)

<sup>a/</sup> Anderson (1944)



Les données sont trop peu nombreuses pour que l'on puisse tirer des conclusions concernant les effets des facteurs environnementaux sur la toxicité du nickel pour les invertébrés, excepté le fait que si une augmentation de la dureté semble réduire la toxicité (comme dans le cas du poisson, section 2.2.2 ci-dessus).

Les invertébrés peuvent avoir des réactions sub-létales à la présence de nickel. Des changements négatifs ont été signalés pour le taux de croissance, l'activité enzymatique et le taux de reproduction d'invertébrés exposés à des concentrations sub-létales de nickel, mais les données sont très limitées.

Par comparaison avec les concentrations de nickel dans les eaux environnantes, les invertébrés accumulent le métal, probablement par absorption directe à partir de l'eau, de leurs aliments et des sédiments (dans lesquels on trouve en général les plus fortes concentrations de nickel).

## 5. EFFETS SUR LES PLANTES ET MICRO-ORGANISMES

### 5.1 Algues et macrophytes

#### 5.1.1 Effets toxiques

Hutchinson et Czyrska (1975) ont exposé *Lemna minor (valdiviana)* pendant trois semaines à des concentrations de nickel allant de 0,01 à 1,0 mg/l et constaté que 0,05 mg/l stimulait la croissance et que seules des concentrations supérieures à 0,1 mg/l inhibaient la croissance par rapport aux végétaux témoins. Cette étude a été conduite dans un milieu artificiel ayant un pH de 6,8, une température de  $24 \pm 2^\circ\text{C}$  et une photopériode de 16 heures de lumière par jour.

A  $20^\circ\text{C}$ , une concentration de nickel de 0,1 mg/l inhibait la croissance de quatre espèces d'algues vertes (*Pediastrum tetras*, *Ankistrodesmus falcatus* (et la variété *acicularis*), *Scenedesmus quadricauda* et *S. dimorpha*), mais 0,6 mg/l n'avait aucun effet sur l'algue bleue *Anabaena cylindrica*, bien qu'elle ait effectivement réduit le taux de croissance d'*Anabaena flos-aquae* (Spencer et Greene, 1981). Cependant, des mesures de la productivité du phytoplancton dans l'eau d'un lac peu profond auquel on avait ajouté du nitrate de nickel ont indiqué que les algues n'étaient pas affectées même à 0,6 mg/l de Ni. Ces résultats ne sont pas surprenants car: (a) la communauté était dominée par les algues bleues et (b) alors que dans les expériences de laboratoire utilisant un milieu artificiel, 98 pour cent du nickel étaient sous forme d'ion  $\text{Ni}^{2+}$ , il est possible que moins de nickel ait été biologiquement disponible dans l'eau du lac par suite de complexation avec les matières organiques, y compris les produits extra-cellulaires de l'algue bleue.

Stratton et Corke (1979) ont constaté que 0,125 mg Ni/l inhibait la croissance d'*Anabaena inaequalis* mais que 10 mg/l étaient nécessaires pour inhiber la photosynthèse et 20 mg/l pour inhiber la nitrogénase.

Chiaudani et Vighi (1978) ont exposé *Selenastrum capricornutum* au nickel dans un milieu normalisé mais sans EDTA. A  $24^\circ\text{C}$  et un pH de 6,0-6,3 la CL50 7 jours (inhibition de la croissance de 50 pour cent des valeurs témoins) était de 0,0025 mg/l de Ni. L'addition au milieu de 0,3 mg/l d'EDTA portait la CL50 7 jours à 0,013 mg/l. Lors d'une expérience ultérieure, analogue à certains des travaux de Spencer et Greene (1981), des tests ont été faits dans l'eau de 22 lacs de diverses qualités ayant des niveaux de conductivité allant de 98 à 456  $\mu\text{S}$ , une alcalinité de 100 à 440 mg/l de  $\text{CaCO}_3$  et une dureté de 50 à 260 mg/l. L'addition de 0,04 mg Ni/l à des échantillons filtrés de ces lacs ne causa pas une inhibition de la croissance aussi élevée qu'on aurait pu l'attendre d'après les études de laboratoire.

La diatomée *Navicula pelliculosa* exposée à 0,1 mg/l de nickel sous forme d'ion  $\text{Ni}^{2+}$  à l'exception de 0,2 pour cent, présenta des retards de croissance (50 pour cent de la valeur de contrôle) durant une période d'exposition de 14 jours (Fezy, Spencer et Greene (1979).

Les algues peuvent s'acclimater dans une certaine mesure à la présence du nickel. Stokes (1975) a examiné *Scenedesmus acutiformis* var. *alternans* isolé d'un lac dans la zone minière et métallurgique de Sudbury (Ontario). Depuis cinq années l'eau du lac contenait environ 2,5 gm Ni/l. A une concentration de 1,0 mg/l, *Scenedesmus* croissait à un rythme

égal à 53 pour cent de celui des végétaux témoins et à 3,0 mg/l l'algue croissait encore, mais à 18 pour cent seulement du taux des algues des eaux non contaminées. Ces résultats peuvent être comparés à ceux de Spencer et Greene (1981) ci-dessus.

### 5.1.2 Accumulation

Clark *et al.* (1981) ont étudié entre autres l'accumulation et l'élimination du nickel chez *Lemna perpusilla*. Les plantes prélevées dans un bassin de récupération de cendres volantes étaient laissées à dépurifier dans de l'eau du robinet déjà javellisée à 20°C pendant 14 jours avant que les expériences de laboratoire ne commencent. L'accumulation a alors été examinée pendant une période de 10 jours et la dépurification pendant les huit jours suivants. Durant les 14 premiers jours la concentration du nickel dans les plantes tomba d'environ 160 mg/kg de poids sec à environ la moitié de cette valeur et, en eau propre, elle demeura à ce niveau. *Lemna* accumulait facilement le nickel, particulièrement à la concentration ambiante la plus faible, soit 0,1 mg/l, absorbant 500 à 600 mg/kg au cours des dix jours. Un retour aux conditions de dépurification ne provoqua pas immédiatement une baisse de la teneur en nickel des plantes, mais après huit jours, celle-ci était revenue au-dessous de 160 mg/kg. Etant donné que la concentration du nickel dans l'eau du bassin de récupération était aussi de 0,1 mg/l, l'accumulation était plus forte en laboratoire que dans la nature.

Cowgill (1976) a constaté que *Euglena gracilis*, exposé à  $8,9 \times 10^{-4}$  mg Ni/l dans une eau de source accumulait le métal jusqu'à une concentration de 1,8 mg/kg, soit en CCB d'environ 2 000.

*Ipomea aquatica* a absorbé jusqu'à 200 mg Ni/kg de poids sec en 48 heures, principalement dans les racines, dans une eau contenant 5 mg Ni/l (Low et Lee, 1981). La présence de 5 mg Cu/l réduisait légèrement l'absorption et en présence de cuivre et de chrome à 5 mg/l l'absorption du nickel était inférieure de moitié à la valeur relevée lorsque le nickel était seul.

Hutchinson et Czyrska (1975) ont examiné *Lemna minor* provenant de 23 sites qui avaient une concentration moyenne de nickel dans l'eau de 0,027 mg/l. Les plantes renfermaient de 5,4 à 35,1 mg Ni/kg (poids sec), ce qui équivaut à des coefficients de concentration de 200 à 1 300. Ils ont aussi cultivé *Lemna* dans un milieu de culture ayant un pH de 6,8 et une température de  $24 \pm 2^\circ\text{C}$  pendant trois semaines avec addition au milieu de nickel (0,01 à 1 mg/l), et dans certains cas de nickel et cuivre; les concentrations du nickel accumulées s'échelonnaient de 40 mg/kg de poids sec pour 0,01 mg/l à 3 067 mg/kg pour 0,5 mg/l. La présence de cuivre accroissait légèrement l'accumulation du nickel par *Lemna*, contrairement à la diminution qui a été observée avec *Ipomea*, ci-dessus.

Stokes (1975) a également trouvé une absorption du nickel facilitée par le cuivre chez l'algue *Scenedesmus*, provenant d'un lac dans lequel la concentration du cuivre et du nickel était en moyenne de 0,5 et 2,5 mg/l respectivement depuis cinq ans. Elle a émis l'hypothèse que la plus grande absorption du nickel était due au fait que le cuivre accroissait la perméabilité de la membrane de la cellule.

D'autres données peuvent être trouvées dans l'étude du Conseil national canadien de la recherche (National Research Council of Canada, 1981) concernant d'autres macrophytes d'eau douce, réparties parfois entre racines, pousses, tiges et feuilles. Les valeurs s'échelonnaient de quelques unités à plusieurs centaines de mg Ni/kg.

### 5.2 Champignons et micro-organismes

Babich et Stotzky (1982) ont examiné les effets du nickel sur les micro-organismes ainsi que l'effet du pH sur la toxicité. Les champignons filamenteux ont présenté des réactions très variables au nickel, la croissance de certains étant inhibée par 10 mg Ni/l tandis que d'autres n'étaient affectés que par des concentrations pouvant aller jusqu'à 500 mg/l. Les colonies réagissaient parfois en changeant de forme et de couleur. Les réactions aux changements de pH variaient suivant les espèces, mais un accroissement du pH causait fréquemment une diminution de la toxicité.

Pour les eubactéries et les actinomycètes la toxicité était moins variable et la gamme des concentrations inhibant la croissance allait en général de 5 à 30 mg/l de Ni, mais

certaines continuaient encore à croître à 100 mg/l. La réduction du pH accroissait la toxicité. Pour les levures, la gamme des concentrations inhibitrices allait de 1 à 40 mg/l et la modification du pH influait dans certains cas sur la toxicité, comme ci-dessus.

Dans une communication ultérieure, Babich et Stotzky (1983) ont rendu compte de leurs recherches concernant l'influence de divers facteurs environnementaux sur la toxicité du nickel pour, entre autres organismes, un actinomycète, quatre espèces d'eubactéries et une levure. Une réduction du nombre des cellules se produisait à 5 ou 10 mg/l et les cellules viables étaient éliminées entre 10 et 50 mg/l, mais certaines espèces étaient intactes après 24 heures à 100 mg/l. La réduction du pH de 6,8 à 5,3 renforçait la toxicité de 75 mg Ni/l pour certaines espèces mais pas pour d'autres. En eau plus dure, on observait une réduction de la toxicité du nickel, et l'addition de 50 mg/l d'un minéral argileux ou de particules organiques et inorganiques mélangées réduisait également la toxicité. Il semble que le métal était absorbé sur les particules.

Bringmann, Khun et Winter (1980) ont constaté dans une eau assez dure (approximativement 150 mg/l de  $\text{CaCO}_3$ ) ayant un pH de 6,9, une réduction du nombre de flagellés saprozoïques *Chilomonas paramecium*, à 0,82 mg Ni/l.

### 5.3 Récapitulation des effets sur les plantes et les micro-organismes

Les travaux consacrés aux effets toxiques du nickel sur les macrophytes sont très peu nombreux. Selon certains, une concentration de 0,1 mg/l était nocive pour *Lemna* mais les algues vertes étaient affectées à des concentrations beaucoup plus faibles, et même aussi basses que 0,0025 mg/l (*Selenastrum*). Toutefois, ce dernier résultat a été obtenu sur les cultures de laboratoire en l'absence d'agents chélateurs. D'après d'autres travaux, des concentrations de 0,04 mg Ni/l ajoutées à des eaux naturelles semblent n'avoir causé que des dommages insignifiants. L'adaptation de certaines algues vertes à de fortes concentrations de nickel semble produire des souches résistantes. Indépendamment de ces considérations, on signale couramment des inhibitions d'algues vertes à environ 0,1 mg Ni/l.

Les algues bleues sont nettement plus résistantes et les eubactéries sont encore plus tolérantes. On a observé que la croissance d'espèces d'*Anabaena* était inhibée à 0,6 mg/l; un dosage de 1 mg/l peut être nocif pour les levures sensibles, mais seuls les eubactéries les plus sensibles sont affectées à 5 mg/l. Les champignons filamenteux subissent rarement des dommages au-dessous de 10 mg/l.

La toxicité du nickel pour les plantes peut être réduite en présence de complexes organiques, tandis que l'augmentation du pH ou de la dureté et la présence de solides organiques et inorganiques peuvent réduire la toxicité du métal à l'égard des micro-organismes.

## 6. RESUME ET CONCLUSIONS

Le nickel est très répandu dans la nature, en particulier dans les roches basiques (1.1). Les sulfures sont souvent exploités, le métal étant utilisé pour la galvanoplastie et la production d'alliages. Le nickel est rejeté dans l'environnement à l'occasion des opérations d'extraction, de fusion et de fabrication et lors de la combustion des combustibles fossiles.

L'état d'oxydation du nickel prédominant dans les eaux naturelles et le cation bivalent  $\text{Ni}^{2+}$  et dans les eaux ayant un pH de 5 à 9, cet ion est pratiquement la seule forme présente. Des complexes de coordinats naturels sont formés dans une faible mesure. De nombreux complexes stables se forment avec des coordinats organiques et le métal peut être aussi absorbé sur les minéraux argileux. La contribution à la toxicité de ces deux dernières formes est difficile à prévoir (1.2). La concentration du nickel dans les eaux naturelles (1.4) varie de 0,001 à 0,020 mg/l, la plupart des relevés se situant au-dessous de 0,005 mg/l.

Il n'existe aucune description précise de la base biochimique de la toxicité du nickel mais on sait que ce métal se lie à diverses structures moléculaires telles que les acides nucléiques et les protéines; les effets sur plusieurs enzymes ont été signalés. Le nickel provoque de l'hypoglycémie chez les mammifères, et les poissons exposés au nickel présentent une nette réduction des réserves glucidiques. Cet effet pourrait être attribué à l'action directe du métal à la fois sur les membranes et les groupes enzymatiques thio-liquides des cellules pancréatiques.

D'autres effets, analogues à ceux qui ont été observés avec d'autres métaux, par exemple les dommages causés aux lamelles secondaires des ouïes et l'épuisement de l'acide sialique dans les ouïes, ont été décrits (2.1).

Lors d'essais de courte durée dans des eaux légères, les espèces de poisson d'eau douce les plus sensibles meurent après une exposition à des concentrations d'environ 4 à 20 mg Ni/l. Des valeurs CL50 plus élevées de nickel pour différentes espèces de poisson ont été observées dans des eaux plus dures, d'environ 30 à 80 mg Ni/l. D'après les données limitées dont on dispose il semble que la dureté est le facteur qui a l'effet le plus marqué sur la toxicité tandis que les autres déterminants n'ont pas paru avoir un effet important. Les tests de toxicité aiguë ont fait apparaître des différences interspécifiques de sensibilité, mais qui se situaient dans une fourchette inférieure à l'unité (2.2).

La toxicité létale aiguë de mélanges comprenant du nickel peut en général être prévue sur la base de l'effet additif combiné. Les truites arc-en-ciel juvéniles sont moins sensibles que les alevins, pour lesquels la CL50 12 jours en eau dure est de 5 mg/l, tandis que dans une autre étude la CL50 56 jours était de 1,3 mg/l.

Lors d'une étude sur le cycle biologique conduite en eau de dureté moyenne (200 mg/l de CaCO<sub>3</sub>) une concentration de nickel de 0,38 mg/l n'a eu aucun effet négatif sur la survie, la croissance et la reproduction du méné à grosse tête. La CL50 dix jours du nickel pour les larves de carpe était de 0,75 mg/l dans une eau ayant une dureté de 100 mg/l sous forme de CaCO<sub>3</sub>. Dans une eau de la même dureté, les valeurs CL50 des poissons exposés, de la fertilisation à quatre jours après l'éclosion, étaient de l'ordre de 0,05 à 2,78 mg/l selon les espèces, la truite arc-en-ciel étant la plus sensible (2,3). Dans ces conditions, la CL10 pour la truite arc-en-ciel était d'environ 0,01 mg/l.

L'exposition à long terme de la truite arc-en-ciel à 1 mg/l de nickel en eau dure a provoqué plusieurs altérations biochimiques, dont certaines semblent être irréversibles (2.4).

Les études de laboratoire ont montré que le nickel avait une très faible capacité d'accumulation dans tous les poissons étudiés (3.1). Cependant, il a été démontré que cette concentration relativement faible du nickel dans les tissus pouvait provoquer des dommages biochimiques (2.4). La gamme des concentrations signalée pour les zones non contaminées dans le poisson entier était de 0,2-2 mg/kg sur la base du poids humide. Cette valeur pouvait être au maximum dix fois supérieure dans les zones contaminées (3.2).

Les concentrations de nickel mortelles pour les invertébrés exposés pendant de courtes périodes (moins d'une semaine), étaient du même ordre de grandeur que pour les poissons pour le même temps d'exposition, sauf pour certaines espèces de *Daphnia* pour lesquelles les concentrations toxiques sont inférieures à 0,5 mg/l pour des périodes d'exposition de 96 heures (4.5).

Une concentration de 0,1 mg/l était nocive pour le macrophyte *Lemna*, mais les algues vertes étaient sensibles à des concentrations beaucoup plus faibles (5.1). Toutefois, des concentrations aussi basses que 0,04 mg/l, ajoutées aux eaux naturelles, ne semblent avoir eu qu'un effet nocif marginal.

Les champignons et les micro-organismes (5.2) présentent une assez grande diversité de sensibilités au nickel, mais ils sont en général plus tolérants que les organismes supérieurs mentionnés ci-dessus.

## 7. CRITERES PROVISOIRES DE QUALITE DES EAUX

D'après les données disponibles, il n'a pas paru justifié de proposer des normes distinctes pour les salmonidés et pour les autres espèces de poisson. Les concentrations indiquées ci-dessous sont considérées comme satisfaisantes pour la protection de la majorité des autres organismes d'eau douce. Les concentrations moyennes de nickel "soluble" ne devraient pas dépasser 10 µg/l et le percentile 95 ne devrait pas dépasser 30 µg/l en eau douce (20 mg/l de CaCO<sub>3</sub>). Pour les eaux dures (320 mg/l de CaCO<sub>3</sub>), les concentrations correspondantes de nickel proposées sont de 40 µg/l et 120 µg/l, respectivement. Il semble cependant que des concentrations plus élevées de nickel pourraient être satisfaisantes lorsque des agents complexants organiques sont présents.

8. REFERENCES

- APHA/AWA/WPCF, Standard methods for the examination of water and wastewater. New York, 1981 American Public Health Association, 15th ed.
- Alabaster, J.S., *et al.*, An approach to the problem of pollution and fisheries, Symp. 1972 Zool.Soc.Lond., 29:87-114
- Allan, R.J. and R.T. Crook, Lake sediments from permafrost regions: Au, Cu, Ni, Co and Pb content of the sub-2000 micron particle size ranges. Proc.Geol.Surv.Can., 1972 711A:61-71
- Anderson, B.G., The toxicity and thresholds of various substances found in industrial wastes as determined by the use of *Daphnia magna*, Serv.Works J., 16:1156-65
- \_\_\_\_\_, The apparent thresholds of toxicity to *Daphnia magna* for chlorides of various metals when added to Lake Erie water. Trans.Am.Fish.Soc., 1950 78:96-113
- Anderson, P.D., H. Horovitch and N.L. Weinstein, The multiple toxicity of vanadium nickel and phenol to fish. Prepared for the Alberta Oil Sands Environmental Research Program by Department of Biology, Concordia University. AOSERP Rep., Concordia Univ., (79):109 p.
- Arillo, A., *et al.*, Biochemical effects of long-term exposure to Cr, Cd, Ni on rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich): influence of sex and season. Chemosphere, 1982 11:47-57
- Babich, H. and G. Stotzky, Nickel toxicity to microbes: effect of pH and implications for acid rain. Environ.Res., 1982 29:335-50
- \_\_\_\_\_, Temperature, pH, salinity, hardness, and particulates mediate nickel toxicity to enbacteria, an actinomycote, and yeasts in lake, simulated estuarine, and sea waters. Aquat.Toxicol., 1983 3:195-208
- Baes Jr., C.F. and R.E. Mesmer, The hydrolysis of cations. New York, Wiley Interscience 1976
- Baudouin, M.F. and P. Scoppa, Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. 1974 Bull.Environ.Contam.Toxicol., 121(6):745-51
- Bengtsson, B.E., Use of a harpacticoid copepod in toxicity tests. Mar.Pollut.Bull., 1978 9:238-41
- Biesinger, K.E. and G.M. Christensen, Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. J.Fish.Res.Board.Can., 1972 29(12):1691-700
- Birge, W.J. and J.A. Black, Aquatic toxicology of nickel. In Nickel in the environment, edited by J.O. Nriagu. New York, Wiley Interscience 1980
- Birge, W.J., *et al.*, Embryo-larval bioassays on inorganic coal elements and *in situ* biomonitoring of coal-waste effluents. In Surface mining and fish/wildlife needs in the eastern USA. Proceedings of a Symposium, December 1978. Washington, D.C., US Fish and Wildlife Service, (9098.910 FWS/OBS-78/81):97-108 1978
- Blaylock, B.G. and M.L. Frank, A comparison of the toxicity of nickel to the developing eggs and larvae of carp (*Cyprinus carpio*). Bull.Environ.Contam.Toxicol., 1979 21:604-11
- Boelen, C. and R. de Boeck, La pollution métallique de la Vesdre. Trib.Cebedeau, 29:391-2 1976
- Bouquiaux, J., Non-organic micropollutants of the environment. Vol. 2. Detailed listing of levels present in the environment. Luxembourg, Commission of the European Communities, Health Projective Directive, 306 p. 1974



- Bringmann, G., R. Kuhn and A. Winter, Bestimmung der biologischen Schädigung  
1980 wassergefährdender Stoffe gegen Protozoen. 3. Saprozoische Flagellaten.  
Z.Wasser-Abwasser-Forsch., 13(5):170-3
- Brinkmann, F.J.J., Heavy metal pollution of Dutch surface waters. H<sub>2</sub>O, 6(20):510-4  
1973
- Brković-Popović, L and M. Popović, Effects of heavy metals on survival and respiration  
1977 rate of tubificid worms: Part 1. Effects on survival. Environ.Pollut.,  
13:65-72
- Brown, V.M., The calculation of the acute toxicity of mixtures of poisons to rainbow  
1968 trout. Water Res., 2:723-33
- Brown, V.M. and R.A. Dalton, The acute lethal toxicity to rainbow trout of mixtures of  
1970 copper phenol, zinc and nickel. J.Fish.Biol., 2:211-6
- Buikema, A.L., J. Cairns and G.W. Sullivan, Evaluation of *Philodina acuticornis* (Rotifera)  
1974 as a bioassay organism for heavy metals. Water Resour.Bull., 10(4):648-61
- Burrell, D.C., Atomic spectrometric analysis of heavy metal pollutants in water. Ann Arbor,  
1974 Michigan, Ann Arbor Science Publishers
- Calamari, D., G.F. Gaggino and G. Pacchetti, Toxicokinetics of low levels of Cd, Cr,  
1982 Ni and their mixture in long-term treatment on *Salmo gairdneri* Rich. Chemosphere  
11:59-70
- Chiaudani, G. and M. Vighi, The use of *Selenastrum capri-cornutum* batch cultures in toxicity  
1978 studies. Mitt.Int.Ver.Theor.Angew.Limnol., 21:316-29
- Chowdhury, A.N. and B.B. Bose, Role of "humus matter" in the formation of geochemical  
1971 anomalies. C.I.M. Spec. Vol II, 410-3
- Christian, G.D. and F.J. Feldman, A comparison study of detection limits using flame-  
1971 emission spectroscopy with the nitrous oxide-acetylene flame and atomic-absorption  
spectroscopy. Appl.Spectrosc., 25:660-3
- Clark, J.R., *et al.*, Accumulation and depuration of metals by duckweed (*Lemna perpusilla*).  
1981 Ecotoxicol.Environ.Safety, 5:87-96
- Cotton, F.A. and G. Wilkinson, Advanced inorganic chemistry. New York, Wiley Interscience  
1972 Publishers, 3rd ed.
- Cowgill, U.M., The chemical composition of two species of *Daphnia*, their algal food and  
1976 their environment. Sci.Total Environ., 6:79-102
- Danielsson, L.G., Cadmium, cobalt, copper, iron, lead, nickel and zinc in Indian Ocean  
1980 water. Mar.Chem., 8:199-215
- Danielsson, L.G., B. Magnusson and S. Westlund, An improved metal extraction procedure  
1978 for the determination of trace metals in sea water by atomic absorption  
spectrometry with electrothermal atomization. Anal.Chem.Acta., 98:47-57
- Fezy, J.S., D.F. Spencer and R.W. Greene, The effect of nickel on the growth of the  
1979 freshwater diatom *Navicula pelliculosa*. Environ.Pollut., 20:131-7
- Fitchko, J. and T.C. Hutchinson, A comparative study of heavy metal concentrations in  
1975 river mouth sediments around the great levels. J. Great Lakes Res., 1:46-78
- Gaggino, G.F., Contenuti di alcuni metalli pesanti nella fauna ittica del fiume Po.  
1982 Inquinamento, 1982:25-48

- Great Britain, Ministry of Technology, Water pollution research, 1966. London, HMSO  
1967
- \_\_\_\_\_, Water pollution research, 1968. London, HMSO  
1969
- Gupta, P.K., B.S. Khangarot and V.S. Durve, Studies on the acute toxicity of some heavy  
1981 metals to an Indian freshwater pond snail *Viviparus bengalensis* L. Arch.  
Hydrobiol., 91(2):259-64
- Hale, J.G., Toxicity of metal mining wastes. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 17:66-73  
1977
- Hall, T.M., Free ionic nickel accumulation and localization in the freshwater zooplankter,  
1982 *Daphnia magna*. Limnol. Oceanogr., 27(4):718-27
- Hughes, G.M., S.F. Perry and V.M. Brown, A morphometric study of effects of nickel,  
1979 chromium and cadmium on the secondary lamellae of rainbow trout gills.  
Water Res., 13:665-79
- Hutchinson, T.C. and H. Czyska, Heavy metal toxicity and synergism to floating aquatic  
1975 weeds. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., 19:2102-11
- Hutchinson, T.C., *et al.*, Movement and compartmentation of nickel and copper in an aquatic  
1975 ecosystem. In Trace substances in environmental health, edited by D.D. Hemphill.  
Columbia, University of Missouri
- IRSA (Istituto di Ricerca sulle Acque), Indagine sulla qualità delle acque lacustri  
1980 italiane. Roma, Istituto di Ricerca sulle Acque, CNR
- Jeng, S.S., Heavy metal concentration in fish of Taiwan. In International Conference  
1975 on heavy metals in the environment. October, 1975, Toronto, Ontario, Canada
- Jenkins, D.W., Nickel bioaccumulation in aquatic biota. In Nickel in the environment,  
1980 edited by J.O. Nriagu. New York, Wiley Interscience
- Julshamn, K. and O.R. Braekkan, Determination of trace elements in fish tissue by the  
1975 standard addition method. Atom. Absorpt. Newsl., 14:49-51
- Kinrade, J.D. and J.C. Van Loon, Solvent extraction for use with flame atomic absorption  
1974 spectrometry. Anal. Chem., 26:1984-8
- Kopp, J.F. and R.C. Kroner, Trace metals in waters of the United States. Cincinnati Ohio,  
1967 U.S. Department of the Interior, Federal Water Quality Administration.
- Laskowski, N., *et al.*, Abundance and distribution of some heavy metals in recent sediments  
1976 of highly polluted limnic-fluviatile ecosystem near Mainz, West Germany. In  
Environmental biogeochemistry. Vol. 2. Metal transfer and ecological mass  
balances, edited by J. Nriagu. Ann Arbor Michigan, Ann Arbor Science Publishers
- Lodemann, C.K.W. and V. Bukenberger, Schwermetallenspuren im Bereich des oberon Neckars.  
1973 GWF Wasser/Abwasser, 114(10):478-87
- Low, K.S. and C.K. Lee, Copper, zinc, nickel and chromium uptake by "Kangkong Air"  
1981 (*Ipomea aquatica* Forsk). Pertanika, 4(1):16-20
- Mance, G. and J. Yates, Proposed environmental quality standards for nickel in water and  
1984 associated materials. Tech. Rep. Water Res. Cent., Stevenage, U.K. (in press)
- Manning, D.C. and R.D. Ediger, Pyrolysis graphite surface treatment for HGA-2100 samples  
1976 tubes. Atom. Absorpt. Newsl., 6:124-7
- Mantoura, R.F.C., A. Dickson and J.P. Riley, The complexation of metals with humic  
1978 materials in natural waters. Estuar. Coastal. Mar. Sci., 6:387-408

- Marking, L.L., Method for assessing additive toxicity of chemical mixtures. *In* Aquatic toxicology and hazard evaluation, edited by F.W. Mayer and J.L. Hamelink. 1977 Philadelphia, American Society for Testing and Materials (STP 634)
- Mathis, B.J. and T.F. Cummings, Selected metals in sediments, water, and biota in the 1973 Illinois River. J. Water Pollut. Control Fed., 45(7):1573-83
- McCabe, L.J., Problem of trace metals in water supplies: an overview. *In* Proceedings of 1974 the Sixteenth Water Quality Conference. Trace metals in water supplies: occurrence, significance, and control. Urbana, University of Illinois
- Morel, F.M.M., R.E. McDuff and J.J. Morgan, Interactions and chemostasis in aquatic 1973 chemical systems: role of pH, pE, solubility and complexation. Trace metals and metal-organic interactions in natural waters, edited by P.C. Singer. Ann Arbor, Michigan, Ann Arbor Science Publishers
- Morris, J.R., The distribution of heavy metals and pH in the surficial sediments of 1975 Nelson Lake and ecological implications. Ottawa, Ontario Ministry of Natural Resources, Air Research Branch, 28 p.
- Mushak, P., Metabolism and systemic toxicity of nickel. *In* Nickel in the environment, 1980 edited by J.O. Nriagu. New York, Wiley Interscience
- Muska, C.C. and L.S. Weber, An approach for studying the effects of mixtures of toxicants. 1977 Proc. West. Pharmacol. Soc., 20:427-30
- NAS (National Academy of Sciences), Nickel. Washington D.C., National Academy of Sciences 1975
- National Research Council of Canada, Effects of nickel in the Canadian environment. 1981 Publ. Environ. Secret. Assoc. Comm. Sci. Criteria Environ. Qual., Ottawa, (18568): 352 p.
- Nriagu, J.O. (ed.), Nickel in the environment. New York, Wiley Interscience, 833 p. 1980
- Pickering, Q.H., Chronic toxicity of nickel to the fathead minnow. J. Water 1974 Pollut. Control Fed., 46:760-5
- Pickering, Q.H. and C. Henderson, The acute toxicity of some heavy metals to different 1966 species of warm water fishes. Air Water Pollut. Int. J., 10:453-63
- Rehwoldt, R., G. Bida and B. Nerrie, Acute toxicity of copper, nickel and zinc ions to 1971 some Hudson river fish species. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 6:445-8
- Rehwoldt, R., *et al.*, The effect of increased temperature upon the acute toxicity of some 1972 heavy metal ions. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 8:91-6
- \_\_\_\_\_, The acute toxicity of some heavy metal ions toward benthic organisms. Bull. 1973 Environ. Contam. Toxicol., 10:291-4
- Richter, R.O. and T.L. Theis, Nickel speciation in a soil/water system. *In* Nickel in 1980 the environment, edited by J.O. Nriagu. New York, Wiley Interscience
- Shaw, T.L. and V.M. Brown, Heavy metals and the fertilization of rainbow trout eggs. 1971 Nature, Lond., 230:251
- Sillen, L.G. and A.E. Martell, Stability constants of metal-ion complexes. Suppl. No. 1. 1971 London, Chemical Society
- Smith, R.M. and A.E. Mansell, Critical stability constants. Vol. 2 Amines. New York, 1975 Plenum Press, 415 p.
- Snodgrass, W.J., Distribution and behaviour of nickel in the aquatic environment. *In* 1980 Nickel in the environment, edited by J.O. Nriagu. New York, Wiley Interscience

- Solomons, W. and W.G. Mook, Trace metal concentrations in estuarine sediments: Mobilization, 1977 mixing or precipitation. Neth.J.Sea Res., 11:119-29
- Spencer, D.F. and R.W. Greene, Effects of nickel on seven species of freshwater algae. 1981 Environ.Pollut.(Ser.A), 25:241-7
- Stoeppler, M., Analysis of nickel in biological materials and natural waters. *In* Nickel 1980 in the environment, edited by J.O. Nriagu. New York, Wiley Interscience
- Stoeppler, M., K. May and C. Mohl, Studies of the direct extraction of nickel from urine. 1978 Ann.Clin.Lab.Sci., 8:496
- Stokes, P., Uptake and accumulation of copper and nickel by metal-tolerant strains of 1975 *Scenedesmus*. Mitt.Int.Ver.Theor.Angew.Limnol., 19:2128-37
- Stratton, G.W. and C.T. Corke, The effect of nickel on the growth, photosynthesis and 1979 nitrogenase activity of *Anabaena inaequalis*. Can.J.Microbiol., 25:1094-9
- Sunderman Jr., F.W., The metabolism and toxicology of nickel. *In* Clinical chemistry and 1977 chemical toxicology of metals, edited by S.S. Brown. Amsterdam, Elsevier
- Tong, S.S.C., *et al.*, Trace metals in New York State fish. N.Y.Fish Game J., 19:123-31 1972
- Uthe, J.F. and E.G. Bligh, Preliminary survey of heavy metal contamination of Canadian 1971 freshwater fish. J.Fish.Res.Board Can., 28(5):786-8
- Van Hassel, J.H., J.J. Ney and D.L. Garling, Heavy metals in a stream ecosystem at sites 1980 near highways. Trans.Am Fish.Soc., 109:636-43
- Warnick, S.L. and H.L. Bell, The acute toxicity of some heavy metals to different species 1969 of aquatic insects. J.Water Pollut.Control Fed., 41(2):280-4
- Waters, M.D., *et al.*, Metal toxicity for rabbit alveolar macrophages in vitro. Environ. 1975 Res., 9:32-47
- Weinstein, N.L. and P.D. Anderson, Lethal and sublethal toxicities of copper-nickel mixtures 1978 to the zebrafish (*Brachydanio rerio*). Tech.Rep.Fish.Mar.Serv.Can., (818)

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'oeufs 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 ichthyologiques 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 ichtyologiques (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)

## 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

