

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

Rapport sur le cadmium et les poissons d'eau douce



avec la coopération du
Programme des Nations Unies pour l'environnement



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

**COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES
DANS LES EAUX INTÉRIEURES**

Les documents de la CECPI sont publiés dans trois séries:

Rapport de la CECPI

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

Document technique de la CECPI

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

Document occasionnel de la CECPI

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

Secrétaire

Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures

Département des pêches

FAO

Via delle Terme di Caracalla

00100 Rome, Italie

RAPPORT SUR LE CADMIUM ET LES POISSONS D'EAU DOUCE

préparé par

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

avec la coopération du

Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE)

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-43

ISBN 92-5-200297-9

Reproduction interdite, en tout ou en partie, par quelque procédé que ce soit, sans l'autorisation écrite de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, seule détentrice des droits. 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 1977

PREPARATION DE CE DOCUMENT

L'historique de la préparation de ce document est exposé dans l'Avant-Propos du rapport même. Ce document a été préparé par le Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (CECPI).

Le rapport est publié dans cette série où ont déjà paru les neuf premiers rapports du Groupe de travail, soit: "Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures", EIFAC Tech.Pap., (Fr) (1):27 p., 1964; "Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave", EIFAC Tech.Pap., (6):32 p., 1968; "Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson", EIFAC Tech.Pap., (8):8 p., 1969; "Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures", EIFAC Tech.Pap., (Fr)(11):13 p., 1971; "Rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures", Doc.Tech.CECPI, (15):20 p., 1973; "Rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures", Doc.Tech.CECPI, (19):12 p., 1973; "Rapport sur le chlore et les poissons d'eau douce", Doc.Tech.CECPI, (20):12 p., 1973; "Rapport sur le zinc et les poissons d'eau douce", Doc.Tech.CECPI, (21):25 p., 1973; "Rapport sur le cuivre et les poissons d'eau douce", Doc.Tech.CECPI, (27):23 p., 1976.

Distribution:

Département des pêches de la FAO
Fonctionnaires régionaux des pêches
de la FAO
PNUE
Sélecteur EI/F

Référence bibliographique:

CECPI. Groupe de travail sur les critères
de qualité des eaux pour les poissons
d'eau douce européens (1977)
Doc.Tech.CECPI, (30):22 p.
Rapport sur le cadmium et les poissons
d'eau douce

Water quality. Cadmium. Lethal limits.
Freshwater fish. Invertebrates. Aquatic
plants. Aquatic weeds.

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
AVANT-PROPOS	
RESUME	ix
1. INTRODUCTION	1
1.1 Source du cadmium	1
1.2 Chimie du cadmium dans l'eau douce	1
1.3 Méthodes d'analyse	1
2. ACCUMULATION DU CADMIUM DANS LES TISSUS DES POISSONS	2
3. EFFETS LETAUX SUR LE POISSON	3
3.1 Mode d'action	3
3.2 Facteurs influant sur la toxicité létale aiguë	5
(a) Température	5
(b) Oxygène dissous	6
(c) pH	6
(d) Dureté de l'eau	6
(e) Salinité	6
(f) Matières organiques	7
(g) Exposition intermittente à des concentrations virtuellement létales	7
(h) Acclimatation au cadmium	7
(i) Comportement du poisson	7
(j) Action combinée du cadmium et d'autres poissons	7
3.3 Résumé des données toxicologiques	8
(a) Toxicité létale aiguë	8
(i) Alevins de salmonidés	8
(ii) Juvéniles et adultes de salmonidés	8
(iii) Autres que salmonidés	9
(b) Toxicité létale à long terme	9
(i) Salmonidés	9
(ii) Autres que salmonidés	9
4. EFFETS SUBLETAUX SUR LE POISSON	10
5. OBSERVATIONS EN MILIEU NATUREL	11
6. INVERTEBRES AQUATIQUES	12
6.1 Tests de laboratoire	12
6.2 Observations en milieu naturel	13
7. ALGUES ET SPERMATOPHYTES AQUATIQUES	14
8. RESUME ET CONCLUSIONS	14
9. CRITERES PROVISOIRES DE LA QUALITE DE L'EAU	16
10. REFERENCES	18

AVANT-PROPOS

Ce rapport constitue le onzième document sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens préparé pour la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (CECPI), organisation intergouvernementale comprenant 23 Etats-Membres. La Commission a concentré ses efforts sur l'établissement de critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens depuis sa Deuxième session, Paris (1962)^{1/}, où elle a pris acte de la recommandation de la Conférence des Nations Unies sur les problèmes de pollution des eaux en Europe (1961) - "que la CECPI prenne l'initiative pour l'établissement de critères dans ce domaine"^{1/}.

Ainsi qu'il a été mentionné dans les dix premiers rapports^{2/}, la Commission a approuvé que l'exploitation rationnelle d'un système fluvial exige qu'il soit fourni de l'eau d'une qualité appropriée pour chaque utilisation qui en est faite ou que l'on entend en faire, et que cette qualité soit atteinte ou maintenue normalement par le contrôle de la pollution. Il était donc nécessaire de connaître les normes requises pour chaque utilisation particulière, afin de déterminer le degré nécessaire de lutte contre la pollution et de prévoir l'effet probable de déversements plus importants ou nouveaux effluents. On a fait remarquer que les normes de qualité pour l'eau de boisson ont été bien définies par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et que pour certaines utilisations agricoles ou industrielles des normes ont aussi été définies. Cependant les critères de qualité de l'eau pour les poissons n'ont pas reçu l'attention qu'ils méritent. Beaucoup trop souvent, on a considéré que l'eau convient bien aux poissons tant qu'il n'y a pas de mortalité évidente pouvant être attribuée à des polluants connus. La dégradation de l'habitat aquatique par pollution et la diminution de la production annuelle et la production subséquente de la pêche sont souvent passées inaperçues.

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

-
- 1/ Voir respectivement: Rapport de la CECPI, Deuxième session, 1962, pages 7-8
Nation Unies (1961) Conférence sur les problèmes de la pollution
des eaux en Europe, tenue à Genève du 22 février au 3 mars 1961,
documents soumis à la Conférence, volumes I-III, Nations Unies,
Genève, 600 p.
- 2/ Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap.,
(Fr) (1):27 p., 1964
Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap.,
(Fr)(4):26 p., 1968
Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur
la documentation slave, EIFAC Tech.Pap., (Fr)(6):32 p., 1968
Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson,
EIFAC Tech.Pap., (8):8 p., 1969
Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap., (Fr)(11):13 p., 1971
Rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures, Doc.Tech.CECPI, (15):20 p.,
1973
Rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures, Doc.Tech.CECPI, (19):12 p., 1973
Rapport sur le chlore et les poissons d'eau douce, Doc.Tech.CECPI, (20):12 p., 1973
Rapport sur le zinc et les poissons d'eau douce, Doc.Tech.CECPI, (21):25 p., 1973
Rapport sur le cuivre et les poissons d'eau douce, Doc.Tech.CECPI, (27):23 p., 1976

EIFAC/T30

Pour accomplir cette tâche, la Commission a créé à sa Deuxième session, un groupe de travail d'experts, ceux-ci étant choisis sur la base de leurs connaissances des exigences physiques, chimiques et biologiques des poissons d'eau douce européens.

Ce groupe de travail a préparé un premier rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, mentionné plus haut, qui a été soumis à la Troisième session de la Commission, Scharfling am Mondsee, 1964, où il a reçu le plein accord de la Commission^{3/}.

La Troisième session suggéra ensuite que les études du groupe de travail soient axées sur: la température de l'eau (y compris un examen critique des effets de déversements d'eau chaude); l'oxygène et le gaz carbonique dissous; le pH; les substances toxiques comprenant les métaux lourds; les phénols, les pesticides et herbicides.

La priorité a été donnée à l'étude sur la température élevée et le groupe de travail prépara un premier texte sur ce sujet au cours de l'exercice biennal qui suivit. (Au cours de la Troisième session les activités de la Commission ont été réorganisées sous trois Sous-Commissions dont l'une, la Sous-Commission III - le poisson et l'eau polluée - englobe toutes les activités de la CECPI dans le domaine de la pollution. Le Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens dépend, depuis lors, de cette Sous-Commission.)

La Quatrième session de la Commission, Belgrade, 1966, conclut, à la suite de l'examen de la documentation sur les effets de la température sur la vie aquatique, qu'une telle étude requerrait plus de travail que les ressources de la Commission ne le permettaient à cette époque. Entre-temps, elle suggéra qu'un rapport sur les valeurs extrêmes du pH soit préparé pour la prochaine session de la CECPI et qu'un rapport sur l'oxygène dissous soit mis en oeuvre lorsque des fonds s'avèreraient disponibles pour engager un consultant à temps plein^{4/}.

Le rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures (voir note 2) a été publié en 1968, à temps pour être présenté à la Cinquième session de la CECPI (Rome, mai 1968), qui l'a approuvé à l'unanimité^{5/}.

Au cours de sa Cinquième session, la Commission ré-examina, de nouveau, l'ordre des priorités des prochains thèmes d'étude et décida d'entreprendre des examens critiques de la documentation sur les effets de l'ammoniac et des phénols sur les poissons d'eau douce.

Elle recommanda, également, que des directives quant à ses prochains travaux dans le domaine du contrôle de la pollution des eaux, y compris la continuité de l'établissement de critères de qualité des eaux, soient demandées au Symposium FAO/CECPI sur la nature et l'étendue des problèmes de pollution des eaux affectant les pêches intérieures en Europe, qui devait se tenir à Jablonna, Pologne, les 15-16 mai 1970, précédant immédiatement la Sixième session de la CECPI.

La Cinquième session approuva, en outre, un premier texte du rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave. Le rapport a été publié en novembre 1968, troisième de la série de la CECPI sur les critères de qualité des eaux, et a été suivi, en 1969, de la quatrième publication de la série, Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson (voir note 2 pour les deux rapports).

^{3/} Rapport de la CECPI, Troisième session, 1974, page 27

^{4/} Rapport de la CECPI, Quatrième session, 1966, page 28

^{5/} Rapport de la CECPI, Cinquième session, pages 35-36

A la suite du Symposium de Jablonna^{6/}, la Sixième session de la CECPI, Cracovie, 1970, ^{7/} ré-examina de nouveau le programme de la Commission relatif aux critères de qualité des eaux. Après avoir noté qu'un rapport sur l'ammoniac était presque terminé, elle approuva la continuation de l'étude sur les phénols et des travaux courants commencés par le groupe de travail sur le cuivre, le zinc et le mercure, et recommanda que soient ajoutés les cyanides, détergents, chlore et hydrocarbures comme thèmes d'études ultérieures. Elle recommanda également, la reprise des travaux sur la température de l'eau et la préparation d'un examen critique fondé sur le rapport sur l'oxygène dissous, préparé à l'échelle mondiale pour la FAO^{8/}.

Après la Sixième session de la CECPI, le Groupe de travail de la CECPI a publié les rapports sur l'ammoniac et les phénols monohydratés, soit les cinquième et sixième études sur les critères de qualité des eaux, dans cette série de la CECPI^{2/}, qui ont été présentées à la Septième session de la CECPI (Amsterdam, 1972^{9/}) où ils ont été approuvés à l'unanimité.

Après la Septième session, le Groupe de travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux a préparé des premiers textes de rapports sur l'oxygène dissous, le chlore et le zinc, qui ont été étudiés au cours de ses 11ème et 12ème réunions tenues, respectivement, à Rome (15-17 janvier 1973) et à Karlsruhe (25 mai 1973). Les rapports sur l'oxygène dissous, le chlore et le zinc ont été publiés, soit les septième, huitième et neuvième études sur les critères de qualité des eaux dans cette série de la CECPI^{2/} et ont été approuvés par la Huitième session de la CECPI (Aviemore, Ecosse, 6-10 mai 1974)^{10/}. La Huitième session recommanda que le prochain rapport prioritaire traite du cadmium. Elle recommanda, en outre (i) que tous les rapports parus devraient être remis à jour en tant que de besoin et offerts à un éditeur pour publication en un volume unique; (ii) que des recherches sur le terrain devraient être encouragées par la CECPI en vue de fournir des informations essentielles pour la formulation des critères de qualité de l'eau. La dixième étude sur le cuivre et les poissons d'eau douce a été publiée et approuvée par la neuvième session (Helsinki, Finland 1976)^{11/}.

Cette étude, la onzième, est sur le cadmium et les poissons d'eau douce. Les spécialistes ci-après ont été nommés au Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux en vue de la préparation de ce rapport:

M. J.S. Alabaster	(Royaume-Uni), Organisateur
M. D. Calamari	(Italie)
M. M. Grande	(Norvège)
M. T.B. Hasselrot	(Suède)
M. R. Lloyd	(Royaume-Uni), Rapporteur
M. A.W. Lysak	(Pologne)
M. W.K. Besch	(Allemagne, Rép. féd. d')

Secrétariat de la FAO:

M. J.L. Gaudet - Secrétaire de la CECPI

^{6/} Holden, A.V. et R. Lloyd, Symposium sur la nature et l'étendue des problèmes de pollution des eaux affectant les pêches continentales en Europe. Synthèse des rapports nationaux, EIFAC Tech.Pap., (16):20 p., 1972

^{7/} Rapport de la CECPI, Sixième session, 1970, p.31

^{8/} Doudoroff, Peter et Dean L. Shumway, Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. FAO Fish.Tech.Pap., (86):291 p. 1970

^{9/} Rapport de la CECPI, Septième session, 1973, p. 41-2

^{10/} Rapport de la CECPI, Huitième session, 1974, p. 25

^{11/} Rapport de la CECPI, Neuvième session, 1976, p.19

EIFAC/T30

RESUME

L'industrie, qui utilise largement le cadmium, en déverse de petites quantités dans les eaux douces de surface. Habituellement, les concentrations naturelles sont inférieures à 1 µg/l, quoique des teneurs supérieures aient été trouvées dans les eaux polluées. Une notable proportion du cadmium de l'eau des rivières est adsorbée sur des particules en suspension, mais, seules les formes solubles sont toxiques pour les poissons. Les concentrations de cadmium soluble dans les eaux naturelles et polluées sont proches des limites qu'autorisent les moyens de mesure, ce qui provoque des difficultés pour définir et interpréter les données recueillies en milieu naturel. On sait peu de choses du processus toxique du cadmium sur les poissons. Le métal s'accumule de préférence dans les branchies, le foie et le rein; mais l'importance, sur le fonctionnement de ces organes, des taux décelés n'apparaît pas clairement, même s'il semble bien que le rôle osmorégulateur des branchies et du rein soit sans doute altéré. Quand le poisson est remis dans une eau saine après exposition au cadmium, celui-ci est évacué lentement par les tissus, mais l'imprégnation peut se produire en quelques heures et provoquer la mort du sujet peu de temps après.

Les tests de toxicité aiguë et chronique, effectués sur des espèces sensibles, ont donné des résultats contradictoires, que peuvent expliquer la courbe variable et anormale de réaction à la concentration, ou des erreurs dans la mesure des concentrations de cadmium soluble. Les concentrations létales après au moins 10 jours d'exposition peuvent être 100 fois moindres que celles létales en 1 à 4 jours: s'il existe un seuil léthal de concentration, il est mal défini. Plusieurs facteurs de milieu ont une incidence sur la position et la forme de la courbe de réaction à la concentration. Une diminution de la dureté de l'eau, de l'oxygène dissous et peut-être du pH abaisse la CL 50 (c'est-à-dire la concentration létale à 50 %); la toxicité pourrait aussi être influencée par les modifications de température et de salinité.

La sensibilité des différentes espèces de poissons au cadmium est plus variable que pour les autres polluants usuels, mais les comparaisons entre les données sont difficiles à établir en raison des différences de qualité de l'eau et de la durée d'exposition. Cependant, parmi les quelques espèces expérimentées, les salmonidés sont plus sensibles que les cyprinidés (à l'exception, peut-être, de la carpe), le brochet occupant une position intermédiaire. Les stades juvéniles semblent les plus sensibles.

Peu d'effets sublétaux du cadmium ont été observés. Les vairons ont révélé des difformités de l'épine dorsale et, chez la truite arc-en-ciel, le développement des ovules peut être compromis. Chez l'omble de fontaine, l'activité accrue du mâle au cours du frai, dans une eau à basse concentration de cadmium, a déterminé une plus forte mortalité.

Les salmonidés semblent être plus sensibles que les autres éléments du biotope aquatique qui ont été testés. Certaines espèces d'invertébrés comme Daphnia magna et Gammarus fossarum paraissent aussi sensibles que les salmonidés, mais la plupart des autres sont beaucoup plus résistantes. Chez certaines espèces de plantes aquatiques, la croissance est plus lente dans des concentrations de cadmium proches des limites de survie du poisson, mais la majorité des plantes semble être très résistante.

On dispose de peu de données sur la situation de la faune ichtyologique dans les eaux de surface polluées par le cadmium, mais l'absence de truite brune a été notée dans des eaux où les expériences de laboratoire avaient laissé prévoir une concentration toxique de cadmium. Des vairons ont également été trouvés là où les concentrations avaient été estimées sans danger pour la truite arc-en-ciel. Mais les cours d'eau pollués par le cadmium contiennent aussi d'autres poisons, spécialement des métaux lourds: si l'action toxique de certains de ceux-ci s'est ajoutée à celle du cadmium en produisant un effet cumulatif, il apparaît que le zinc pourrait avoir un effet contraire.

L'examen critique des données disponibles (résumées dans les para. 77-99) permet de proposer les critères provisoires suivants pour le cadmium dissous:

Le Groupe de travail s'est basé, pour l'exécution de ce rapport, sur les mêmes règles fondamentales que celles formulées lors de la préparation de la première étude, à savoir que:

"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 d'eau 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."

Ce rapport sera présenté à la Dixième session de la CECPI (Hambourg, Allemagne, Rép. féd., 1978).

Tableau 1

Concentrations annuelles maximales approximatives des percentiles 50 et 95 du cadmium soluble ($\mu\text{g Cd/l}$) pour les poissons d'eau douce. Des ajustements devront être effectués pour tenir compte de la présence d'autres substances nocives, d'une faible teneur en oxygène dissous et de la sensibilité chez d'autres espèces

Dureté de l'eau (mg/l en CaCO_3)	(a) Truite arc-en-ciel		(b) Perche	
	Percentile 50	Percentile 95	Percentile 50	Percentile 95
10	0,3	0,6	10	20
50	0,4	0,9	15	30
100	0,5	1,0	19	38
300	0,75	1,5	25	50

Pour la carpe ordinaire, on prendra les mêmes valeurs que pour la truite arc-en-ciel, en attendant de nouvelles données sur les effets à long terme. Les valeurs correspondantes pour la truite brune et le brochet semblent être le double de celles trouvées pour la truite arc-en-ciel, tandis que pour les non salmonidés moins sensibles que la perche (Tableau 1) et le vairon, ces valeurs seraient environ 38 fois plus hautes.

Les valeurs du Tableau 1 doivent être réduites pour tenir compte des basses concentrations d'oxygène dissous et de la présence d'autres substances toxiques.

De nouvelles données fiables directes, résultant d'observations sur les cours d'eau pollués et non pollués comme sur les écosystèmes aquatiques expérimentaux semi-artificiels, sont nécessaires pour renforcer ces critères. De telles recherches seront particulièrement utiles pour établir les concentrations maximales coexistant avec des populations florissantes d'espèces de poissons blancs résistants, ainsi que l'incidence d'autres polluants de l'eau, spécialement du zinc.

La concentration du cadmium dans la musculature de poissons exposés pendant de longues périodes à de basses concentrations de cadmium dans l'eau, que ce soit en conditions naturelles ou en laboratoire, est extrêmement variable; elle peut être supérieure, de 1 à 1000 fois (en poids sec) et de 1/10 à 100 fois (en poids humide), à la concentration de ce métal dans l'eau - c'est-à-dire inférieure à 1 mg Cd/kg de muscle-poids sec de poisson (ou à 0,1 mg en poids humide) dans une eau contenant 1 $\mu\text{g Cd/l}$. On ne connaît pas les raisons de ces grandes différences.

1. INTRODUCTION

1.1 Source du cadmium

(1) Le cadmium est un oligoélément, qui se trouve habituellement à l'état d'impureté dans les minerais d'autres métaux, de zinc principalement. On l'obtient comme sous-produits du raffinage du zinc et du cuivre; il peut subsister en petites quantités à l'état d'impuretés dans ces métaux comme dans d'autres. Il est présent à faibles teneurs dans les sols, grès et schistes, d'où il n'est lessivé que très lentement dans les eaux de surface (Bowen, 1966); on le trouve également dans les engrais phosphatés. Par suite de ses nombreuses applications industrielles, dont la principale est la galvanisation, le cadmium est souvent présent dans les effluents industriels. Comme autres sources de contamination des eaux de surface, on mentionnera la pluie, qui se charge de particules transportées par l'air (provenant de la combustion de carburants fossiles, notamment par émission hors des tuyaux d'échappement) par la corrosion et l'érosion.

1.2 Chimie du cadmium dans l'eau douce

(2) Les propriétés chimiques du cadmium sont intermédiaires entre celles du zinc et du mercure et, par conséquent, les composés du cadmium ont un caractère ionique prédominant. Le cadmium se présente en solution aqueuse à l'état d'oxydation-deux modérément électropositif, si bien que la réduction ne saurait se produire dans une eau contenant de l'oxygène dissous. L'ion hydraté ($\text{Cd}(\text{H}_2\text{O})_6^{+2}$), stable en solution aqueuse, n'est pas facilement hydrolysé et est beaucoup moins amphotère que l'ion zinc correspondant. On connaît des composés organocadmium (c'est-à-dire ceux qui ont des liaisons métal-carbone), mais ils sont beaucoup moins importants dans l'environnement que ceux du mercure et ne sont pas stables en solution aqueuse.

(3) Le cadmium peut former une variété étendue de complexes solubles. Cette complexation en eau douce a été estimée d'après les constantes de stabilité publiées par Weber et Posselt (1974) et par Elder (1975); elle a été étudiée expérimentalement par Gardiner (1974a), en employant une électrode spécifique de l'ion Cd et aussi, par exemple par O'Shea (1972), au moyen de la voltamétrie par épuisement anodique (ASV). Le complexe humique est habituellement le plus important dans l'eau contenant des matières organiques (provenant soit de végétaux en putréfaction, soit d'effluents d'égoûts); mais les complexes formés avec les carbonates, sulfates, chlorures et hydroxydes, ainsi qu'avec les agents chélateurs tels que l'acide éthylène-diamino-tétra-cétique (EDTA) et l'acide nitrilotriacétique (NTA), peuvent aussi être présents. Toutefois, l'ion libre de Cd, non complexé, peut normalement prédominer sur les complexes de cadmium, surtout dans des eaux chimiquement douces, de pH relativement bas (Gardiner 1974a).

(4) La solubilité du cadmium dans les eaux naturelles et sa vitesse de précipitation ont été étudiées par Weber et Posselt (1974) et par Hem (1972). En conditions aérobiques normales, le carbonate est habituellement le sel le moins soluble à des concentrations supérieures à 10 µg Cd/l, la précipitation se produisant dans une fourchette approximative du pH de 8,5 à 11; là où du cadmium soluble est présent, c'est principalement par voie d'adsorption qu'il se dissocie de la solution. Gardiner (1974b) a étudié la tendance du cadmium à être adsorbé sur les particules solides qui se présentent naturellement dans l'eau. Les ions Cd sont adsorbés sur les matières humiques solides bien davantage que sur les particules d'argile ou de silice. La réduction de la concentration de cadmium dissous observée durant le traitement des eaux usées d'origine biologique (Oliver et Cosgrove, 1974) est provoqué par l'adsorption sur des particules solides: ce sont celles-ci qui transportent une grande proportion du cadmium dans les cours d'eau (Williams, 1973). Mathis et Kevern (1975) ont étudié la distribution du cadmium dans un lac eutrophique.

1.3 Méthodes d'analyse

(5) Les méthodes d'analyse les plus couramment utilisées pour déterminer la concentration du cadmium dans les eaux naturelles sont la spectrométrie d'absorption atomique (SAA) par emploi de l'excitation classique à la flamme (Kuwata et al., 1971), précédée si nécessaire

EIFAC/T30

d'extraction et concentration par solvant, par SAA sans flamme au four de graphite (Rattonetti, 1974), ainsi que par des méthodes de colorimètre (par ex. American Public Health Association, 1971). Toutes ces techniques doivent avoir une capacité limite de détection d'au moins 0,01 µg/l en conditions favorables; mais, normalement, on utilisera la SAA classique quand la concentration de cadmium est d'au moins 5 µg/l, pour éviter l'extraction préliminaire au solvant. Les autres techniques employées comprenaient: l'ASV (Gardiner et Stiff, 1975), dont la limite de détection est aussi approximativement de 0,1 µg/l, mais est d'un emploi difficile; l'analyse d'activation par les neutrons, la fluorescence aux rayons X, la fluorimétrie, enfin la spectrométrie par émission optique.

(6) Les concentrations de cadmium trouvées dans les recherches sur les eaux douces européennes et nord-américaines, non contaminées par aucune source connue du métal, varient habituellement entre 0,01 et 0,5 µg/l (Henriksen et al., 1976).

(7) En raison de la double difficulté que posent à la fois la mesure du cadmium aux concentrations habituellement rencontrées dans l'eau et l'identification des formes sous lesquelles il est toxique pour les poissons et autres organismes aquatiques, particulièrement en conditions naturelles, un grand nombre des données publiées sur le cadmium dans l'eau et sur les autres caractéristiques relatives à la qualité de l'eau sont incomplètes. La comparaison entre les résultats des études en laboratoire et en milieu naturel doit se faire avec le plus grand soin. Dans beaucoup de cas, les concentrations utilisées dans les expériences de laboratoire sont bien supérieures au taux de solubilité et, souvent, leur valeur nominale n'est pas contrôlée par une analyse chimique. Egalement, il peut y avoir des différences dans l'intervalle qui sépare la préparation des solutions à tester du moment où l'on y plonge le poisson, comme dans la durée moyenne de rétention dans des expériences à courant d'eau continu: d'où des modifications des conditions chimiques auquel le poisson est exposé.

2. ACCUMULATION DU CADMIUM DANS LES TISSUS DES POISSONS

2.1 Expériences en laboratoire

(8) En se servant de la perche-soleil (Lepomis macrochirus), Mount et Stephan (1967) ont trouvé que le cadmium s'accumulait au maximum dans le rein, le foie, les branchies et l'intestin, à un moindre degré dans la rate, mais pas d'une manière significative dans le squelette ni la musculature. Les courbes d'ingestion ont montré que dans un laps de 30 à 60 jours, l'équilibre se fait entre la concentration du cadmium dans l'eau et dans les tissus. On a également trouvé que cet équilibre s'établissait après 2 mois environ chez la perche à grande bouche (Microporus salmoides) (Cearley et Coleman, 1974) et chez Jordanella floridae (Spehar, 1976).

(9) Kumada (1972) a obtenu des résultats semblables avec la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri). Calamari et Marchetti (sous presse), après avoir exposé la truite arc-en-ciel à 50 µg Cd/l (dans une eau de dureté équivalente à 320 mg/l en CaCO₃) pendant 120 jours, ont constaté que le métal s'était accumulé dans différents organes, l'équilibre étant atteint en 80 jours. L'augmentation (calculée en poids humide) a été d'environ 30 fois dans le sang et le foie (0,12 à 3,4 mg Cd/kg), 80 fois dans les branchies et 100 fois dans les reins (0,17 à 16,5 mg Cd/kg). Les concentrations trouvées dans la musculature étaient d'environ 0,030 mg Cd/kg. Apparemment, ces poissons étaient en bonne santé. Une fois qu'ils ont été remis dans une eau saine, les concentrations de cadmium sont tombées de 50 pour cent dans les branchies au bout de 7 jours, dans le foie et les reins au bout de 50 jours; tous les organes ont retrouvé leurs valeurs normales au bout de 80 jours.

(10) V.M. Brown, D.G. Shurben et W.F. Miller (comm. pers.) ont maintenu des truites arc-en-ciel pendant 65 semaines dans des concentrations nominales de 2,5 et 8 µg Cd/l. Ils ont trouvé un degré minimal d'accumulation du métal dans la musculature et aucune variation avec le temps. A la fin de cette période, les facteurs d'accumulation pour la musculature, le foie et les reins (en poids sec) n'ont pas dépassé, respectivement, 500, 3 000 et 10 000. Le facteur de concentration dans les branchies d'un poisson maintenu pendant 3 jours dans une

eau à 1 mg Cd/l (soit l'équivalent d'un CL 50 de 4 à 5 jours pour la truite arc-en-ciel) a été de 20 pour la truite arc-en-ciel et d'environ 3 pour le gardon (Rutilus rutilus) et la perche (Perca fluviatilis) (Département britannique de l'Environnement, 1973).

2.2 Observations en milieu naturel

(11) Lucas et al. (1970) ont étudié les concentrations d'oligo-éléments chez différentes espèces ichthyologiques des Grands Lacs, en utilisant l'analyse d'activation aux neutrons, et ont trouvé une valeur médiane pour le cadmium de 0,094 mg Cd/kg pour tout le corps (poids humide) et de 0,4 mg/kg pour les concentrations dans le foie (humide). Uthe et Bligh (1971), en employant la spectrophotométrie d'absorption atomique, ont trouvé moins de 0,05 mg Cd/kg pour l'ensemble du corps (humide) chez plusieurs espèces de poissons d'eau douce, sans observer de différences entre sujet provenant de zones industrialisées ou non.

(12) Les poissons de l'Etat de New York contenaient 0,02 mg Cd/kg dans le corps (humide), une fois vidé, avec seulement quelques sujets présentant des niveaux allant jusqu'à 0,1 mg/kg (Covett et al., 1972).

(13) Il n'y a pas eu d'études comparables effectuées en Europe, mais Jaakkola et al. (1971) ont trouvé en Finlande 0,003 mg Cd/kg dans la musculature humide du brochet (Esox lucius), en secteur "sain", et entre 0,004 et 0,013 mg/kg dans une zone "polluée". Pour le foie et les reins, les valeurs observées chez ces poissons étaient de 0,028 à 0,055 mg/kg et de 0,153 à 0,232 mg/kg, respectivement pour la zone saine, de 0,034 à 0,113 mg/kg et de 0,169 à 0,339 mg/kg, respectivement pour les zones contaminées.

(14) En Angleterre, 10 truites brunes (Salmo trutta) provenant de la rivière Churnet, où, dans des échantillons d'eau filtrée sur membrane prélevés sur une période de 44 mois, les valeurs de percentiles médian et 95 pour le cadmium étaient de 3 et 6 µg de Cd/l, contenaient des concentrations de 1,4, 4,0, 6,3 et 17,7 mg/Cd/kg en poids sec, respectivement, dans la musculature, le foie, les reins et la rate (J.F. de L.G. Solbé, comm. pers.). R. Huddart et H.A. Hawkes (comm.pers.) ont signalé des résultats assez voisins (0,1, 1,1, 15,4 et 15,7 mg de Cd/kg poids sec, respectivement) pour la truite arc-en-ciel maintenue pendant 3 mois dans un canal à l'extérieur, contenant de l'eau de rivière où les concentrations de percentiles 50 et 95 cadmium étaient, respectivement de 2 et 4 µg Cd/l. Le facteur de concentration du cadmium dans la musculature, poids sec, est donc dans ces deux études d'environ 470 pour la truite brune et de 50 pour la truite arc-en-ciel.

(15) Dans le lac Ringvatnet, en Norvège, où les valeurs médianes et 95 de percentiles étaient de 0,6 et 1,4 µg de Cd/l, la concentration du cadmium dans la musculature de l'omble chevalier (Salvelinus alpinus) était, respectivement, d'environ 0,03 et 0,075 mg/kg poids sec (M. Grande et K.W. Jensen, comm.pers.), c'est-à-dire un facteur de concentration d'environ 50 et 125, respectivement.

(16) Dans la rivière Elsenz (Rép. fédérale allemande), où la moyenne signalée de cadmium sur une période de 2 mois était de 0,5 mg Cd/l, on a trouvé dans la musculature humide une concentration de 0,04 mg/kg pour une truite arc-en-ciel d'un an et de 0,05 mg/kg pour deux gardons (Rutilus rutilus) de six ans. Lorsque la concentration du cadmium dans l'eau atteignait 0,9 µg/l, elle était d'environ 0,1 µg/kg pour tout le corps (humide) de deux épinoches à 3 épines (Gasterosteus aculeatus) (Prosi, 1976). Des concentrations beaucoup plus élevées ont été observées dans le rein et le foie.

(17) Dans aucun cas, on n'a noté de corrélation positive entre la concentration de cadmium et la taille ou l'âge du poisson.

3. EFFETS LETAUX SUR LE POISSON

3.1 Mode d'action

(18) Selon Calamari et Marchetti (sous presse), l'effet toxique du cadmium ne serait pas attribuable à l'une ou l'autre des différentes formes chimiques du métal en solution; mais, probablement, toutes les formes "solubles" seraient d'une toxicité semblable (c'est-à-dire, les solutions qui passent à travers un filtre de 0,45 µm de porosité).

EIFAC/T30

(19) L'hyperplasie et la nécrose de l'épithélium des lamelles secondaires de la branchie apparaissent sur la truite arc-en-ciel exposée à 10 mg de Cd/l, mais l'altération des branchies a été moins évidente à 0,01 mg Cd/l (Ministère britannique de la technologie, 1970). Bilinski et Jonas (1973) ont observé sur cette espèce une dégénérescence étendue de la structure des branchies après exposition pendant 24 h dans une eau très douce (4 mg/l en CaCO₃) contenant 1,12 mg de Cd/l. Ils ont constaté une dissociation de la couche épithéliale, une hypertrophie et une hyperplasie de l'épithélium interlamellaire, ainsi qu'une réduction importante (60 pour cent) de la capacité d'oxydation des lactates par les filaments de branchies excisés sur les sujets ayant survécu. L'exposition à une concentration plus faible (11 µg Cd/l, qui a causé une mortalité à 75 pour cent en 96 h) n'a pas donné de diminution décelable de l'oxydation.

(20) Le foie, le coeur et le cerveau peuvent aussi être altérés par le cadmium (Ministère de la Technologie, R.U. 1970, 1973). Chez le fondule (Fundulus heteroclitus) exposé au cadmium, Gardner et Yevich (1970) ont observé des modifications pathologiques du rein et du tractus intestinal, ainsi qu'une augmentation rapide du nombre d'éosinophiles dans le sang; selon eux, la mort serait due à une dégradation des fonctions respiratoire et extra-rénale, par diminution de la surface respiratoire.

(21) Jackim et al. (1970) ont observé chez cette espèce des modifications de l'activité de certaines enzymes du foie. Celle de la phosphatase alcaline (PAL) a été la plus sensible in vitro au cadmium, mais, in vivo, son activité n'a pas été différente de celle du sujet témoin; d'un autre côté, l'activité in vivo de la phosphatase acide, de l'oxydase xanthine et de la catalase avait notablement diminué chez les poissons ayant survécu après exposition à une CL 50 de 96 heures. In vitro, à une concentration de 0,37 mg/l, le cadmium est également capable d'interrompre la production d'énergie dans les mitochondries du foie, chez la perche-soleil, par blocage de l'absorption d'oxygène (Hiltibran, 1971). Des niveaux bien plus élevés (420 à 1 000 mg/l) sont nécessaires pour provoquer l'inhibition de la déshydrogénase lactique (DHLP) et de la transaminase glutamique-oxalacétique du plasma (TGOP) chez le cyprin-sucet (Catostomus commersoni) (Christensen, 1971). Toutefois, le même auteur a trouvé une diminution de poids statistiquement significative, une augmentation de la teneur en protéines et une augmentation de l'activité de l'acétylcholinestérase (ACH) chez les alevins de l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis), maintenus dans une eau chimiquement douce à 0,7 et 3,4 µg de Cd/l; à une concentration plus élevée, il a trouvé une augmentation de l'activité de la TGOP et de la PAL (Christensen, 1975).

(22) Après avoir exposé pendant 15 jours un flet (Platichthys flesus) à des concentrations sublétales de cadmium, Larsson et al. (1976) ont constaté une diminution de taille du foie, de l'anémie, une altération du métabolisme des hydrates de carbone (augmentation du sucre dans le sang et du glycogène dans le foie, réduction du lactate dans le sang et du glycogène dans la musculature) et, dans le plasma, une augmentation des ions Na⁺, Cl⁻ et Mg²⁺ et une réduction de K⁺ et Ca²⁺. Chez plusieurs truites arc-en-ciel, après exposition pendant 80 semaines à 8 µg de Cd/l, on a observé dans le foie un accroissement des concentrations de calcium et de zinc et une réduction de celle du cuivre, ainsi qu'également une réduction de la concentration du calcium dans le squelette (V.M. Brown, D.G. Shurben et W.F. Miller, comm. pers.). La modification des concentrations de calcium indique une altération du métabolisme de ce métal, qui pourrait expliquer la suppression de la maturation sexuelle chez les femelles (Water Research Centre, 1975). Le déséquilibre ionique provoqué par le cadmium pourrait aussi expliquer les troubles neuromusculaires, l'hyperexcitabilité, les convulsions et la tétanie observés chez les poissons par divers auteurs (Cearley et Coleman, 1974; Eaton, 1974; Benoit et al., 1976; Spehar, 1976); peut-être aussi la dégénérescence des fibres musculaires (Département britannique de l'environnement, 1973) et les lésions de l'épine dorsale (Bengtsson et al., 1975). Ces derniers auteurs attribuent la forte incidence (30 pour cent) des dommages causés aux vertèbres du vairon (Phoxinus phoxinus) à la tension continue des muscles antagonistes, créée par l'action musculaire prolongée que provoque le cadmium. Les déformations de l'épine dorsale ont aussi été décrites chez beaucoup de poissons ("Tribolodons"), morts après une exposition de près de 15 mois à 5 µg de Cd/l (Nakamura, 1974).

(23) L'inflammation du pancréas a été observée chez un gardon ayant survécu à 9,0 mg de Cd/l pendant 50 jours (Département britannique de l'environnement, 1973); des modifications du métabolisme des hydrates de carbone chez le flet ont été attribuées à des désordres du pancréas (Larsson, 1975). Des modifications histologiques ont été constatées dans les tissus hématopoïétiques de la truite arc-en-ciel (rate) (Ministère de la Technologie, R.U. 1970) et du fondule (tête du rein) (Gardner et Yevich, 1970). Sangalang et O'Halloran (1972) ont observé des altérations testiculaires, avec nécrose hémorragique étendue, et une réduction in vitro de la synthèse androgénique (kétostérone-11) chez l'omble de fontaine.

(24) Des effets létaux irréversibles semblent avoir été causés en 24 heures à une truite arc-en-ciel, exposée à une CL 50 de 48 heures, et en 48 heures à une CL 50 de 6 jours (para. 25).

(25) Le cadmium a été trouvé dans des tissus de poissons exposés in vitro à des concentrations connues (paras. 8 à 10), ainsi que chez des poissons capturés dans des eaux polluées (paras. 13 à 14); mais on connaît peu les désordres ou l'altération des fonctions de ces organes, bien que la concentration puisse y être beaucoup plus élevée que dans les tissus normaux.

(26) Il semble que l'altération des mécanismes de régulation ionique par le cadmium soit plus probablement la cause de la mortalité que l'asphyxie ou la lésion du système nerveux (Cearley et Coleman, 1974); mais il reste encore à clarifier la toxicologie précise du métal chez différentes espèces de poissons et la cause des grandes différences de sensibilité entre elles. On trouvera un supplément d'information aux paragraphes 53 à 56.

3.2 Facteurs influant sur la toxicité létale aiguë

(27) Ball (1967) a trouvé que le rapport entre le logarithme de la période médiane de survie de la truite arc-en-ciel et le logarithme de la concentration de cadmium s'exprimait par une ligne droite oblique, dans la fourchette de 1 à 64 mg Cd/l, et par une ligne horizontale entre 0,01 et 1,0 mg/l. Les recherches suivantes ont montré que la relation linéaire de cette dernière fourchette avait une légère pente, le temps de survie étant plus élevé à de basses concentrations (Département britannique de l'environnement, 1972); la pente varie avec les facteurs de milieu tels que la dureté de l'eau, le taux d'oxygène dissous (Calamari et Marchetti, sous presse), et la température (M. Grande, comm. pers.), ainsi qu'avec les espèces de poisson: c'est ainsi que chez le cyprin doré (Carassius carassius) la pente est telle que les valeurs de CL 50 à 2,4 et 10 jours sont presque identiques (A.H. Houston et C. McCarthy, comm. pers.). L'aplatissement de la courbe de toxicité pour la truite arc-en-ciel, également constatée dans un autre test (Ministère de la Technologie, R.U. 1968), peut contribuer assez médiocrement à reproduire les résultats des tests. Toutefois, la faible solubilité du cadmium dans des eaux modérément dures à pH élevé (cf. para. 25) pose un problème supplémentaire pour définir la teneur de l'eau des aquariums en substances toxiques disponibles. La valeur médiane asymptotique du cadmium (ou concentration médiane CL 50 de seuil létal) est difficile à estimer pour certaines espèces, parce qu'elle peut ne pas être encore évidente après plusieurs mois d'exposition. Les concentrations létales en quelques jours peuvent être jusqu'à 100 fois plus élevées que celles qui provoquent la mortalité dans des expériences à long terme.

(a) Température

(28) On dispose de peu de données sur le rôle de la température dans la toxicité du cadmium. Avec le saumon de l'Atlantique (Salmo salar), M. Grande (comm. pers.), a trouvé que la CL 50 à 5 jours, à 4° et à 10° en eau chimiquement douce, était d'environ 1 000 et 50 µg de Cd/l, respectivement, bien que les valeurs correspondantes pour une CL 50 24 h aient été pratiquement identiques. Eisler (1971) a également trouvé une plus grande toxicité à température élevée (para. 34).

EIFAC/T30

(b) Oxygène dissous

(29) Calamari et Marchetti (sous presse), en utilisant une truite arc-en-ciel acclimatée pendant une semaine à une eau contenant de l'oxygène dissous à seulement 40 pour cent de sa valeur de saturation par l'air, ont constaté une diminution du temps de survie, par comparaison avec la même espèce maintenue dans une eau à même concentration de cadmium, mais saturée d'air à 100 pour cent, et une légère réduction d'environ un tiers des valeurs de CL₅₀ de 4 à 40 jours.

(30) D'autre part, Voyer (1975) a trouvé que pour le fondule, les CL 50 de 24 et 96 h n'étaient pas notablement différentes à des niveaux d'oxygène dissous entre 4 mg/l et la saturation, auxquels les poissons ont été acclimatés en moins de deux heures.

(c) pH

(31) Il n'y a pas eu de données publiées quant à l'effet du pH sur la toxicité du cadmium. Mais Pickering et Gast (1972) signalent une communication personnelle de R.W. Andrew qui a trouvé que le cadmium avait la toxicité la plus aiguë avec un pH de valeur élevée, en dépit du fait que, dans une eau dure à pH alcalin, le cadmium est précipité dans la solution (Pickering et Gast, 1972; Eaton, 1974) (voir para. 4). D'autre part, des études préliminaires (V.M. Brown et D.G. Shurben, comm. pers.) ont montré qu'une concentration de 4 mg de Cd/l n'est pas létale pour la truite arc-en-ciel exposée pendant 10 jours dans une eau à pH de 8,4, tandis qu'elle le devient en peu de jours avec un pH de 7,2 dans une eau dure équivalente à environ 280 mg/l de CaCO₃.

(d) Dureté de l'eau

(32) Brown (1968) a établi une courbe qui montre, pour la truite arc-en-ciel, une relation positive entre le logarithme d'une CL₅₀ 48 h de cadmium et le logarithme de la dureté de l'eau. Calamari et Marchetti (sous presse) ont confirmé ce rapport avec des alevins acclimatés au test de dureté de l'eau: la CL₅₀ de 48 h étant de 20, 80 et 320 mg/l en CaCO₃. Ce résultat est raisonnablement conforme à la mortalité à 75 pour cent de la truite arc-en-ciel en 4 jours à 11 µg/l, observée par Bilinski et Jonas (1976) avec une dureté de l'eau de 4 mg/l en CaCO₃.

(33) Des recherches récentes ont montré que la toxicité à long terme du cadmium, chez la truite arc-en-ciel, augmente avec la diminution de la dureté de l'eau: pour une dureté totale de 14 mg/l (en CaCO₃), la CL₅₀ 42 jours était à une concentration de 6 µg Cd/l, contre 15 µg/l avec une dureté totale de 250 mg/l (en CaCO₃) (Département britannique de l'environnement, 1976). McCarthy et A.H. Houston (comm. pers.) ont également démontré un effet marqué de la dureté de l'eau sur la toxicité du cadmium chez le cyprin doré, en utilisant une technique de test statique; les valeurs de CL₅₀ de 10 jours étaient de 1,78 et 40,2 mg/Cd/l dans des eaux ayant une dureté (exprimée en CaCO₃) d'environ 21 et au moins 100 mg/l, respectivement.

(e) Salinité

(34) Le fondule (*Fundulus heteroclitus*) acclimaté à différentes salinités, a été moins sensible au cadmium à 5 pour cent qu'à 15, 25 ou 35 pour cent de salinité (Eisler, 1971), la CL₅₀ 8 jours étant d'environ 15 mg Cd/l à 5 pour cent et d'environ 30 mg Cd/l à 35 pour cent à 20°C. A plus basse température (5°C) les valeurs létales étaient d'environ 30 et 50 mg/Cd/l, respectivement, pour les deux salinités extrêmes. Apparemment, les sujets maintenus dans une salinité à 15 pour cent étaient en général plus résistants que ceux acclimatés à des salinités inférieures ou supérieures, phénomène également observé avec d'autres agents toxiques qui, selon ce qu'ont suggéré Herbert et Wakeford (1964), se produit quand le sang du poisson se trouve approximativement isotonique avec le milieu ambiant.

(f) Solides en suspension

(35) Il a été établi que le cadmium est aussi toxique en eau dure (240 mg/l en CaCO₃) de pH 8,0, sans matières organiques, qu'en présence de 25 mg/l de solides humiques (contenant des métaux et détergents à faible teneur), provenant d'un effluent après percolation (Département britannique de l'environnement, 1972).

(g) Exposition intermittente à des concentrations virtuellement létales

(36) Des truites arc-en-ciel exposées à une CL50 48 h de cadmium pendant seulement 24 h ont manifesté une mortalité semblable (50 pour cent), au bout de 9 jours, à celle des sujets qui ont continué d'être exposés à cette concentration (Ministère de la Technologie, R.U., 1969), montrant ainsi que les effets létaux irréversibles s'étaient produits au cours de la période d'exposition de 24 h. D'après les observations de Calamari et Marchetti (sous presse), environ 50 pour cent de chaque lot de truites arc-en-ciel a été tué par une CL50 de 6 jours de cadmium, que les poissons soient exposés au poison pendant 144 h ininterrompues, ou pendant trois périodes successives de 48 h séparées par des intervalles de 12, 24, 48, 72 ou 96 h dans une eau saine.

(h) Acclimatation au cadmium

(37) Eaton et al. (sous presse) ont étudié sur deux groupes de truites, acclimatées au cadmium à diverses périodes de leur cycle biologique, la fourchette des concentrations de métal dans l'eau entre lesquelles, d'une part, au taux le plus élevé, la récolte fixe (proportion de poissons survivants multipliée par leur poids) n'est pas sensiblement différente de celle du lot témoin et, d'autre part, au taux le plus bas à partir duquel cette récolte accuse un écart notable. Les chiffres les plus bas (de 1,1 à 3,7 µg Cd/l, contre 3,8 à 11,7 µg/l) ont été obtenus avec les truites brunes dont l'exposition n'avait commencé qu'au stade tardif de l'oeuf embryonné, comprenant par conséquent 2 jours seulement d'exposition comme embryons, contre 50 jours pour l'autre groupe exposé au stade d'oeufs fécondés. Des résultats analogues ont été trouvés avec le saumon argenté coho (Oncorhynchus kisutch). Ceci indique que l'acclimatation se ferait pendant le stade embryonnaire. Spehar (1976) a observé une augmentation similaire de la résistance des larves chez Jordanella floridae, qui avait d'abord été exposé au cadmium au stade embryonnaire.

(i) Comportement des poissons

(38) Larsson et al. (1976), ayant exposé des flets à 10 mg de Cd/l, ont observé une recrudescence d'activité des poissons après 9 à 10 jours et la mort d'un seul sujet (sur un lot de 8) au bout de 13 jours. Benoit et al. (1976) ont trouvé que les mâles de truite brune, exposés à des solutions contenant du cadmium, étaient plus excitables et accusaient une plus grande mortalité que les femelles pendant le frai. L'hyperactivité a été également signalée chez la perche-soleil (Cearley et Coleman, 1974; Eaton, 1974) chez la perche à grande bouche (Cearley et Coleman, 1974) et chez Jordanella floridae (Spehar, 1976), mais sans différence entre les sexes. Ellgaard et al. (sous presse) ont aussi décrit cet accroissement d'activité locomotrice de la perche-soleil à des concentrations de cadmium de 0,1 et 0,25 mg/l, qui n'étaient pas létales pour le poisson en 2 semaines; au taux de 0,5 mg Cd/l, l'activité était réduite et il y avait 30 pour cent de mortalité. Benoit et al. (1976) citent également R.A. Drummond, qui, ayant isolé 28 truitelles brunes, les a exposées à 40 µg Cd/l pendant 144 h et n'a observé que 14 pour cent de mortalité: ce qui indiquerait que l'interaction entre sujets dans un bac expérimental peut accroître la toxicité apparente du cadmium.

(j) Action combinée du cadmium et d'autres poisons

(39) Eisler et Gardiner (1973) ont constaté un accroissement de la mortalité chez le fondule (mummichog) quand des concentrations de cadmium non létales sont en présence de concentrations létales de cuivre et de zinc en eaux salées. D'autre part, Eaton (1973) a trouvé que la CL50 96 h en eau dure, chez le méné à grosse tête (Pimephales promelas), n'était que les 8/10 de celle prévue dans une eau mélangée de cuivre et de zinc avec du

EIFAC/T30

cadmium ne comprenant que 4 pour cent du total. Les tests sur la truite arc-en-ciel en eau dure (J.F. de L.G. Solbé et V.A. Cooper, comm. pers.) ont montré que la CL50 48 h pour le zinc était d'environ 3,8 mg Zn/l, en présence de cadmium à des concentrations allant jusqu'à 2 mg Cd/l, et qu'à des taux plus faibles de zinc s'abaissant jusqu'à 0,5 mg Zn/l, les temps de survie ne dépendaient que des concentrations de cadmium. De plus, dans une autre expérience où des truitelles arc-en-ciel ont été exposées pendant quatre semaines à des mélanges de cadmium, soit de 30, soit de 40 µg Cd/l, et de zinc à des concentrations jusqu'à 500 µg Zn/l dans une eau dure (245 mg/l en CaCO₃), avec un pH d'environ 7,8, la mortalité avait tendance à être moindre aux concentrations intermédiaires de zinc, indiquant quelque antagonisme entre les deux métaux.

3.3 Résumé des données toxicologiques

(40) La majorité des concentrations de cadmium signalées comme létales pour les poissons est comprise dans la fourchette de 10 à plus de 10 000 µg/l. Les différences peuvent être attribuées surtout à la durée des expériences (paras. 26 et 27) et à la forme de la courbe de réaction à la concentration, qui est cause de difficultés pour définir un seuil léthal de concentration médiane, même après des mois d'exposition; également à la dureté de l'eau (paras. 32 et 33), à la température (para. 28), et aux espèces de poissons (para. 32). Les écarts attribuables au pH (para. 31) et au stade du cycle biologique (para. 41) sont moins clairement définis.

(a) Toxicité létale aiguë

(i) Alevins de salmonidés

(41) La CL50 de 5 jours du cadmium, chez des alevins de truite brune dans une eau à 320 mg/l de dureté en CaCO₃ et à 10 ou 12°C, est d'environ 30 µg Cd/l (Ministère de la Technologie, R.U., 1967). Les alevins de truite arc-en-ciel sont aussi très sensibles: une mortalité de 50 et 33 pour cent a été trouvée durant une exposition de 48 h à, respectivement, 120 et 25 µg Cd/l dans une eau chimiquement douce à 20 mg/l en CaCO₃ (Calamari et Marchetti, sous presse). Des résultats analogues sont signalés pour des alevins actifs (ayant perdu leur vésicule) de saumon royal (*Oncorhynchus tshawytscha*) en eau douce: la CL50 de 8 jours était de 16 µg Cd/l (Environmental Protection Agency, E.U.A., 1975), tandis que, dans une expérience de 19 semaines menée depuis l'oeuf jusqu'au stade alevin, la mortalité a été de 27 et 18 pour cent à 1,9 et 1,3 µg Cd/l ce qui indiquerait la possibilité d'une certaine acclimatation survenue dès le stade de l'oeuf (voir para. 35). Les alevins vésiculés de saumon royal et de truite gorge coupée (*Salmo gairdneri*) sont notablement plus résistants au cadmium que les alevins actifs, la CL50 de 8 jours pour les deux espèces étant supérieure à 26 µg Cd/l pour les premiers et d'environ 1,4 µg Cd/l pour les seconds dans une eau à environ 12°C et d'une dureté approximative de 25 mg/l en CaCO₃ (G.A. Chapman, comm. pers.).

(ii) Juvéniles et adultes de salmonidés

(42) Dans une eau chimiquement très douce (4 mg/l en CaCO₃), la mortalité chez la truite arc-en-ciel a été de 75 pour cent en 96 h à 11 µg Cd/l (Bilinski et Jonas, 1973). Dans des expériences en eau dure (290 à 320 mg/l en CaCO₃), la CL50 96 h a été d'entre 2 et 3 mg Cd/l (Ball, 1967; Calamari et Marchetti, sous presse) et, dans d'autres tests avec une eau à 240 mg/l en CaCO₃, elle est survenue à des taux aussi bas que 50 µg Cd/l pour les juvéniles et les adultes (Ministère de la Technologie, R.U., 1969) ou même 30 µg Cd/l (Département de l'Environnement, R.U., 1972). Les raisons de ces écarts ne sont pas claires, mais on peut les attribuer à des différences dans le pH et dans l'équilibre entre les ions Cd⁺⁺ et d'autres formes du cadmium dans les solutions utilisées.

(43) Chez les jeunes sujets d'un an et les tacons de saumon royal, comme chez la truitelle arc-en-ciel, la résistance (CL50 de 8 jours) au cadmium (0,9 à 2,3 µg Cd/l) est analogue à celle des alevins actifs (1,4 µg Cd/l), dans des eaux d'environ 12°C et à 25 mg/l en CaCO₃ de dureté (G.A. Chapman, comm. pers.); mais elle semble plus basse que celle du mâle adulte de la truite arc-en-ciel, qui avait une CL50 de 17 jours à 4,8 µg Cd/l dans une eau à la température de 10°C, avec une dureté d'environ 44 mg/l en CaCO₃ (G.A. Chapman et D.G. Stevens, comm. pers.).

(44) Grande (1972) a effectué des expériences à court terme sur les alevins de moins d'un an (4 cm de long) de saumon atlantique et a trouvé une CL₅₀ de 6 jours avec 45 µg Cd/l dans une eau douce (9,5 mg/l en CaCO₃), à la température de 9°C. Ceci indiquerait que le saumon peut être légèrement plus résistant que la truite arc-en-ciel à des concentrations létales aiguës. Cependant, à 4°C, la CL₅₀ de 25 jours, pour le saumon, était d'environ 5 µg Cd/l, sans indication alors d'une concentration - seuil de survie (M. Grande comm. pers.). Il n'a pas été constaté de différence significative dans la survie entre des truitelles brunes et arc-en-ciel de moins d'un an, dans la fourchette de 10 à 1 000 µg Cd/l en eau dure (250 mg/l en CaCO₃) à pH de 7,5 et à la température de 11°C, la concentration médiane de seuil léthal (de 10 jours) étant d'environ 10 µg Cd/l pour les deux espèces (D.G. Shurben, comm. pers.).

(iii) Autres que salmonidés

(45) Rehwooldt et al. (1972) ont signalé que la CL₅₀ 96 h, chez la carpe ordinaire (Cyprinus carpio), était de 240 µg Cd/l dans des eaux d'une dureté de 55 mg/l en CaCO₃.

(b) Toxicité létale à long terme

(i) Salmonidés

(46) Eaton et al. (sous presse) ont étudié la fourchette des concentrations de cadmium dans l'eau entre lesquelles, d'une part, au taux le plus élevé, la récolte fixe (proportion de poissons survivants multipliée par leur poids) n'est pas sensiblement différente de celle du lot témoin et, d'autre part, le taux le plus bas à partir duquel cette récolte accuse un écart notable. Ces expériences portaient sur plusieurs espèces de salmonidés exposés au cadmium dans une eau douce (à 45 mg/l en CaCO₃) à pH de 7,2 à 7,8 et à des températures d'environ 10°C, pendant leur stade embryonnaire, puis, pendant au moins 60 jours de leur stade larvaire. Les écarts ont été de 4,4 à 12,3 µg Cd/l pour la truite de lac (Salvelinus namaycush), de 3,8 à 11,7 pour la truite brune et de 1,1 à 3,8 pour l'omble de fontaine.

(47) Pour la truite arc-en-ciel, la CL₅₀ de 50 jours a été trouvée égale à 10 µg/l de Cd dans une eau d'une dureté de 240 mg/l en CaCO₃, avec un pH d'environ 8,0 (Département britannique de l'environnement, 1972). D'autre part, Calamari et Marchetti (sous presse), avec une eau plus dure (320 mg/l en CaCO₃), ont obtenu un seuil léthal de 100 µg/l pour les truitelles d'un an de la même espèce au cours d'une expérience de 40 jours; ils ont observé une survie quasi complète des adultes (d'un poids de 200 g) au cours d'une exposition d'une durée de 120 jours, à une concentration de 50 µg/l dans les mêmes conditions de milieu. Les raisons de cet écart dans les résultats chez la truite arc-en-ciel ne sont pas claires.

(ii) Autres que salmonidés

(48) Eaton et al. (1976) ont également calculé pour le brochet la fourchette des concentrations du cadmium entre lesquelles, au taux le plus élevé, la récolte fixe de poissons n'est pas sensiblement différente de celle du lot témoin et la récolte qui, à partir du taux le plus bas, accuse un écart notable. Ces brochets étaient exposés au cadmium dans une eau douce (à 45 mg/l en CaCO₃), d'un pH de 7,2 à 7,8 et à une température de 16°C, pendant 7 jours comme embryons, puis pendant 28 jours comme larves. La fourchette était de 4,2 à 12,9 µg Cd/l, comme pour la truite brune (para. 46).

(49) On ne signale pas d'autres données sur les stades juvéniles de poissons blancs européens, et il en existe très peu pour les formes adultes. Pour la loche franche (Noemacheilus barbatulus), la CL₅₀ à 60 jours en eau dure (240 mg/l en CaCO₃) à environ 12°C était d'environ 2 mg de Cd/l (Solbé et Flook, 1975); la CL₅₀ de 7 jours était aussi d'environ 2 mg Cd/l, taux bien supérieur à la valeur correspondante de 0,01 mg Cd/l trouvée par Ball (1967) pour la truite arc-en-ciel dans des conditions comparables.

EIFAC/T30

(50) Les brèmes (Abramis brama) ont toutes survécu pendant 6 semaines à la concentration de 5 mg Cd/l, ou pendant 10 semaines à 0,5 mg Cd/l, bien que des altérations pathologiques soient apparues dans le dernier test, la nécrose du foie étant particulièrement manifeste (Département britannique de l'environnement, 1971). Pour la perche européenne (Perca fluviatilis), la CL50 de 50 jours en eau dure (250 mg/l en CaCO₃) était d'environ 0,5 mg Cd/l; pour le gardon, elle était supérieure à 9 mg Cd/l (Département de l'environnement, 1973), mais, bien que les gardons aient tous survécu 50 jours à 0,5 mg Cd/l, chacun montrait des signes de dégénérescence musculaire.

(51) Bengtsson et al. (1975) ont gardé des vairons pendant 70 jours dans une eau à alcalinité de 40 mg/l en CaCO₃ et à salinité de 6,7 pour cent, avec un pH de 8,0 en présence de cadmium. La CL50 de 70 jours a été de 0,4 mg de Cd/l (limites de fiabilité à 95 pour cent: 0,15 et 1,16 mg Cd/l; il y a eu environ 30 pour cent de mortalité à 34 µg Cd/l, 20 pour cent à 7,5 µg Cd/l ainsi que dans le lot témoin (jusqu'à 1 µg Cd/l). Une petite proportion (inférieure à 5 pour cent) des survivants à 7,5 µg Cd/l a montré des signes de déformation de l'épine dorsale, alors qu'il n'y en avait pas dans le lot témoin, et environ 15 pour cent dans les poissons ayant survécu à 34 µg Cd/l.

4. EFFETS SUBLETAUX SUR LE POISSON

(52) Certains de ces effets ont déjà été mentionnés dans les paras. 21 à 23 et 25, à propos du mode d'action du cadmium.

(53) Kumada et al. (1972) n'ont pas observé de mortalité significative, ni d'effet sur la croissance de la truite arc-en-ciel exposée à une concentration de 5 µg Cd/l pendant 30 semaines; la dureté de l'eau n'a pas été spécifiée, mais, d'après les valeurs basses de la CL50 à 10 jours, elle doit avoir été très faible. Des tests à long terme en eau courante ont été effectués sur des truitelles arc-en-ciel de moins d'un an pendant 65 jours en eau dure (250 mg/l en CaCO₃), à des concentrations nominales de cadmium de 0,2, 5 et 8 µg/l (V.M. Brown, D.G. Shurben et W.F. Miller, comm. pers.). Tous les poissons ont survécu et, apparemment, leur croissance n'a pas souffert du cadmium; mais le développement des ovules, l'éclosion artificielle des oeufs et la survie des larves ont été affectées jusqu'à des niveaux aussi bas que 2 µg Cd/l. La spermatogénèse n'a été altérée que dans un seul mâle maintenu à 8 µg Cd/l, concentration à laquelle les poissons ont été exposés de nouveau pendant 15 semaines sans mortalité, mais sans développement des ovules. L'examen histologique a confirmé ce blocage de la maturité chez les femelles en liaison avec la concentration de cadmium: les ovaires de tous les sujets exposés à 8 µg Cd/l contenaient seulement des oocytes immatures à un stade précoce de développement. La fécondation artificielle s'est effectuée facilement avec tous les poissons témoins, tandis que ce traitement n'a réussi que pour 3 sur 4 sujets à 2 µg, pour 2 sur 4 à 5 µg et pour aucun à 8 µg de Cd/l. La mortalité des oeufs a été de 75 pour cent chez les témoins à 7 semaines, de 100 pour cent à 2 µg Cd/l après 5 semaines et à 5 µg après une semaine. L'éclosion des oeufs témoins et la survie de leurs larves exposées ensuite au cadmium n'ont pas été affectées par des concentrations allant jusqu'à 8 µg Cd/l.

La respiration des mitochondries du foie n'a pas marqué d'inhibition, in vitro, chez des poissons exposés au cadmium pendant 33 semaines (B.N. Zaba et E.J. Harris, comm. pers.) (cf. para. 21); mais les concentrations de cadmium et de cuivre étaient plus faibles dans les mitochondries de sujets exposés aux taux les plus élevés (voir para. 22). Hughes (1976) a étudié la capacité de diffusion des branchies (mesure de la fonction respiratoire), après exposition au cadmium pendant 7 mois: les résultats indiquent une réduction de cette capacité à toutes les concentrations (V.M. Brown, G. Knowles et G.M. Hughes, comm. pers.). La concentration de cadmium dans l'eau témoin était d'environ 0,4 µg Cd/l.

(54) Un test préliminaire à courant constant en eau dure (240 mg/l en CaCO₃) et à températures de 7 à 19°C effectué sur des truitelles brunes d'un an, dix semaines avant leur maturité sexuelle, a montré que 20 pour cent des poissons sont devenus mûrs aux concentrations nominales de 3 µg Cd/l, 9 µg Cd/l et dans les lots témoins, tandis que, à 27 µg Cd/l, 10 pour cent ont péri et aucun n'a mûri. Quatorze mois après le début des expériences,

80 pour cent étaient sexuellement mûrs chez les sujets témoins, ainsi que dans ceux exposés à 3 µg et 9 µg Cd/l. A 27 µg Cd/l, 60 pour cent étaient morts et 3 des poissons survivants étaient sexuellement mûrs (V.M. Brown et D.G. Smurben, comm. pers.). Ces résultats suggèrent que la truite brune est peut-être moins sensible que la truite arc-en-ciel au cadmium.

(55) Peterson (1976) a trouvé que les juvéniles de saumon atlantique acclimatés à 15°C dans une eau douce (13 mg/l en CaCO₃) choisissaient cette température dans un bac à gradient horizontal et avaient tendance à choisir une température légèrement inférieure (14°C) en présence de 2 µg Cd/l, bien que cette préférence n'ait pas été statistiquement différente de celle observée dans les bacs témoins.

(56) Weis et Weis (1966) ont trouvé que la cicatrice initiale et la formation du blastème de nageoires amputées, chez le fondule, étaient inhibées à la concentration de 10 µg Cd/l, qui n'était pas létale pour le poisson en 14 jours.

5. OBSERVATIONS EN MILIEU NATUREL

(57) En aval du débouché d'un effluent d'eaux usées dans la rivière Arrow, en Angleterre, les concentrations de cadmium soluble sont de 8 à 25 µg/l, avec une moyenne de 19 µg/l, et coexistent avec d'autres poisons à un dixième des valeurs combinées de CL50 48 h pour la truite arc-en-ciel: la période médiane de survie des truites en nasses y a été de 8 jours, ce qui est proche des résultats observés dans des expériences de laboratoire (para. 42). Quelques espèces autres que les salmonidés résident néanmoins en amont de la décharge, où la concentration de cadmium n'est que de 0,8 µg/l (soit 8 centièmes de la valeur de la CL50 de 10 jours) (Ministère de la technologie, R.U., 1970).

(58) On a observé la présence de la truite brune en amont du débouché d'un effluent dans la rivière Tean, en Angleterre, dont l'eau a une dureté de 210 mg/l en CaCO₃ et où les concentrations de percentiles 50 et 95 de cadmium "soluble" sur une période de 344 mois étaient de 2,6 et 6,4 µg/l, respectivement, mais cette espèce était absente en aval de la décharge, où les valeurs correspondantes étaient de 7 et 19 µg Cd/l (V.A. Cooper et J.F. de L.G. Solbé, comm. pers.). Le dernier chiffre est inférieur à la CL50 de 8 mois pour la truite brune (30 µg Cd/l); coexistaient également de petites concentrations d'autres poisons, principalement de cuivre et de zinc, qui, en moyenne, étaient équivalentes à seulement les 6 centièmes et les 4 centièmes des valeurs respectives prédites de CL50 48 h pour la truite arc-en-ciel. Les autres espèces que l'on a trouvées dans cet habitat écologique étaient le chabot (*Cottus gobio*), l'épinoche à 3 arêtes et le vairon (Département de l'environnement, R.U., 1973).

(59) Des observations analogues (V.A. Cooper et J.F. de L.G. Solbé, comm. pers.) ont été faites dans les biefs supérieurs de la rivière Churnet, en Angleterre, où la valeur médiane du pH était 7,2, la dureté moyenne de 104 mg/l en CaCO₃; là où la truite brune et le chabot étaient présents, les concentrations de percentiles 50 et 95 de cadmium soluble étaient de 3 et 6 µg/l; pour le cuivre et le zinc, les valeurs des percentiles 50 et 95 étaient équivalentes, respectivement, aux 11 et 28 centièmes de leurs valeurs combinées prédites de CL50 48 h, pour la truite arc-en-ciel.

(60) De récentes études en Norvège (M. Grande et K.W. Jensen, comm. pers.) ont montré que de bonnes pêcheries de truite brune existent dans les cours d'eau chimiquement douce (dureté moyenne entre 17 et 20 mg/l en CaCO₃), où les valeurs de percentiles médian et 95 de cadmium soluble, pendant la période mars-août, étaient respectivement d'environ 0,3 et 0,6 µg/l. La pêche à l'omble chevalier est également bonne dans deux lacs, dont l'eau est d'une dureté similaire, où ces rivières débouchent: le L. Ringvatnet, où les valeurs de percentiles correspondants étaient d'environ 0,6 et 1,4 µg Cd/l, et le L. Hostovatnet, où elles étaient de 0,5 et 1,2 µg Cd/l, respectivement. Les concentrations moyennes de zinc allaient jusqu'à 35 µg/l dans les rivières et 88 µg/l dans les lacs; pour le cuivre, les valeurs correspondantes allaient jusqu'à 43 µg/l dans les cours d'eau comme dans les lacs.

EIFAC/T30

6. INVERTEBRES AQUATIQUES

6.1 Tests de laboratoire

(61) Brkovic-Popovic et Popovic (sous presse) ont effectué des tests avec Tubifex tubifex à 20°C et trouvé des valeurs de CL50 48 h d'environ 2,8, 31, 45 et 720 µg Cd/l dans des eaux d'une dureté totale de 0,1, 34,2 (sans régulateur des phosphates), 34,2 (avec régulateur des phosphates) et 261 mg/l exprimés en CaCO₃. Ces auteurs signalent des résultats analogues avec Daphnia magna (comm. pers.). Il semble donc que la dureté de l'eau a un effet marqué sur la toxicité aiguë du cadmium pour ces espèces, exactement comme pour les poissons.

(62) Certains crustacés d'eau douce, comme Daphnia magna, se sont révélés être les plus sensibles au cadmium parmi les invertébrés aquatiques. Cebezssek et Staziak (1960) ont trouvé que les valeurs de CL50 120 h pour cette espèce dans une eau dure (275 à 290 mg/l en CaCO₃), à 20-22°C, étaient de 620, 470 et 370 µg Cd/l pour le sulfate de cadmium et un peu supérieures pour le chlorure. Bringmann et Kühm (1959) ont trouvé une CL50 48 h bien inférieure, de 100 µg Cd/l, pour les stades juvéniles dans une eau plus douce (215 mg/l en CaCO₃) à 23°C, tandis que Biesinger et Christensen (1972) ont obtenu une CL50 48 h de 65 µg Cd/l pour des jeunes non alimentés dans une eau beaucoup plus douce (dureté de 44 à 53 mg/l en CaCO₃), à 11-19°C. Ainsi, les jeunes paraissent être quelque peu plus sensibles que les adultes.

(63) Cependant, on a observé une immobilisation de la daphnie au bout de 64 h à 2,6 µg Cd/l dans une eau d'une dureté de 100 mg/l en CaCO₃ et à une température de 25°C (Anderson, 1948). Biesinger et Christensen (1972) ont également trouvé que la CL50 de 21 jours n'était que de 5 µg Cd/l. En outre, ils ont montré qu'il y avait une perte de poids de 7 pour cent à la fin de cette période à 1 µg Cd/l, par rapport aux témoins, et qu'une concentration de 0,7 et 0,17 µg Cd/l provoquait un freinage de la reproduction, respectivement à 50 et 16 pour cent. Boutet et Chaisemartin (1973) ont trouvé une réduction à 50 pour cent de la reproduction des crustacés Orconectes limosus et Austropotamobius pallipes à 50 et 40 µg Cd/l respectivement (dureté de l'eau non précisée).

(64) Gammarus fossarum est un autre crustacé qui paraît sensible, puisqu'il a été tué en 7 jours à une concentration de 10 µg Cd/l (en chlorure) dans une eau de dureté 320 mg/l en CaCO₃ et à une température de 18 à 20°C (I. Shreiber et W.K. Besch, comm. pers.).

(65) Les autres invertébrés examinés ont une sensibilité analogue à Daphnia à des concentrations létales aiguës de cadmium, ou bien sont plus résistants. La CL50 de 10 jours a été de 3,4 µg Cd/l pour le chironomide (Tanytarsus dissimilis); la CL50 de 28 jours a été de 8,2 µg Cd/l pour la douce Physa integra et de 1,7 µg Cd/l pour la larve de la mouche de mai (Ephemerella sp.), tandis que l'on n'a pas constaté de mortalité significative pour la phrygane (Hydropsyche betteni) ni pour la perle Pteronarcys dorsata (Environmental Protection Agency, E.U.A., 1975). Schweiger (1957) a trouvé que Carinogammarus roeseli n'était pas affecté en 7 jours à une concentration de 30 µg Cd/l, mais était tué à 400 µg/l dans une eau d'une dureté de 260 mg/l en CaCO₃, tandis que, pour Tubifex tubifex, les valeurs correspondantes étaient de 0,3 et 5 mg, respectivement. Thorp et Lake (1974) ont testé des crustacés australiens dans une eau douce (dureté 10 mg/l en CaCO₃) à 15°C: ils ont trouvé, pour la CL50 96 h, des valeurs de 10 µg Cd/l avec Austrochiltonia subtenuis et de 60 et 180 µg Cd/l avec la crevette Paratya tasmaniensis (cette crevette, respectivement pour des sujets recueillis en été et au printemps).

(66) La CL50 63 h du gastéropode Biomphalaria glabrata a été signalée comme étant de 100 µg Cd/l dans une eau douce (environ 25 mg/l en CaCO₃) à pH et à température de 20°C (Ravera et al. 1974), mais sa reproduction a été réduite à une concentration de 10 µg Cd/l.

(67) La CL50 de 96 h à 18-20°C, pour les larves d'éphémère, a été de 0,84 mg Cd/l avec Athalophebia australis, dans une eau douce à 40 mg/l en CaCO₃ (Thorp et Lake, 1974), et de 2 mg Cd/l avec Ephemerella subvaria dans une eau de dureté analogue à 44 mg/l en CaCO₃ (Warnick et Bell, 1969). Ces derniers auteurs ont également trouvé que la CL50 à 4 jours des larves de la perle Acroneuria lycorias et la CL50 à 11 jours des larves de la phrygane Hydropsyche betteni, testées dans les mêmes conditions, étaient toutes deux de 32 mg Cd/l (cf. para. 64). W.K. Besch a constaté que la structure des filets-nasses de cette phrygane était apparemment normale aux concentrations de cadmium, tombant d'environ 2 à 0,02 mg/l toutes les 34 heures dans une eau dure (à 320 mg/l en CaCO₃). Clubb et al. (1975b) ont trouvé des concentrations létales médianes du même ordre de grandeur pour les larves de plusieurs espèces de Diptères et de Plécoptères, d'Ephemerella grandis et de la phrygane Brachycentrus americanus, dans une eau dure (240 mg/l en CaCO₃); la CL50 96 h de petits spécimens immatures d'E. grandis était environ les 2 dixièmes de celle des adultes mûrs. Chironomus thummi a survécu pendant 7 jours à 50 mg Cd/l, mais a été tué à 150 mg (Schweiger, 1957).

(68) D'autres espèces sont encore plus résistantes. La CL50 96 h de la nymphe de demoiselle Ischnura heterostica est de 230 mg Cd/l et monte jusqu'à 2 g Cd/l pour les larves de phryganes leptocérides, même lorsqu'on leur retire leur fourreau protecteur (Thorp et Lake, 1974); la larve éruciforme de la phrygane Anabolia nervosa est d'une résistance analogue (Schweiger, 1957).

(69) Dans une étude sur différentes espèces d'insectes (Clubb et al., 1975a), on a constaté qu'à des concentrations élevées d'oxygène dissous (de 6 à 7 mg/l), la mortalité était plus forte qu'aux teneurs basses (de 3 à 4,9 mg/l): comme les concentrations de cadmium chez les insectes augmentent aussi avec celles de l'oxygène dissous dans l'eau, il a été suggéré que cette aggravation de la toxicité était attribuable à un accroissement du taux du métabolisme à des niveaux plus élevés d'oxygène dissous.

(70) Les tests de laboratoire (W.K. Besch, comm. pers.) dans une eau douce (environ 30 mg/l en CaCO₃) ont montré que 10 pour cent seulement des larves de Chironomus lepperi, exposées à une concentration de 1 mg Cd/l, survivaient jusqu'au stade adulte, mais que, en présence de boue, elles se développaient jusqu'à ce stade même lorsque la boue contenait 22 mg Cd/l de son poids humide, mais dans de meilleures conditions lorsque la teneur de cadmium n'était que de 10 mg/l de boue.

6.2 Observations en milieu naturel

(71) Dans la South Esk River, en Tasmanie, qui est fortement polluée par des déchets miniers et contient environ 40 µg Cd/l, mélangés à 150 µg Zn/l et 30 µg Cu/l, les crustacés, mollusques et larves d'Odonates et de Plécoptères ont été éliminés, celles d'éphémères, coléoptères et tricoptères ont beaucoup souffert. Plus en aval, où les concentrations de métaux lourds étaient de 20 à 30 pour cent plus basses, presque toutes les espèces étaient présentes, les crustacés et les larves de phryganes campodéiformes étaient même plus abondants qu'en amont, à la source de la pollution (Thorp et Lake, 1974).

(72) Dans un canal situé en extérieur et alimenté par l'eau d'une rivière contenant 75 pour cent d'effluents d'eaux usées, où les concentrations de percentiles médian et 95 de cadmium sur une période de trois mois étaient, respectivement, de 6,8 et 9,3 µg Cd/l, avec un pH d'environ 7 et une dureté de 254 mg/l en CaCO₃, on a observé une mortalité de 32 pour cent chez la truite arc-en-ciel et, par ordre décroissant d'importance numérique, on a recensé les vertébrés suivants: Asellus aquaticus, Limnaea pereger, Anatopynia notata, Pentaneura lentiginosa, Tubifex tubifex, Microspectra atrofasciatus et Simulium ornatum (D. Balloch et H.A. Hawkes, comm. pers.).

(73) Ces résultats en milieu naturel et en écosystèmes aquatiques simulés montrent des différences de sensibilité, entre espèces d'invertébrés aquatiques et de poissons, analogues à celles observées en laboratoire. Elles indiquent aussi que, là où la faune ichtyologique est affectée par le cadmium, les effets directs sur les poissons eux-mêmes sont plus importants que ceux indirectement causés par une diminution du nombre d'organismes qu'ils utilisent pour leur alimentation.

EIFAC/T30

7. ALGUES ET SPERMATOPHYTES AQUATIQUES

(74) Le cadmium intervient dans la photosynthèse des plantes terrestres, notamment en réduisant le nombre des pigments de chlorophylle et en modifiant leur proportion (Bazzas et Govindjee, 1974), ce qui a pour effet de diminuer les taux de croissance et de rendement (Haghiri, 1973; Turner, 1973). On dispose, toutefois, de peu de renseignements sur les plantes aquatiques, surtout en conditions naturelles.

(75) Une concentration de 300 µg Cd/l dans une eau assez douce (15 mg/l en CaCO₃) a été létale pour une culture de Selenastrum capricornutum, tandis qu'au taux de 50 µg/l elle inhibait sa croissance (Bartlett et al., 1974). Cependant, d'autres expériences avec des mélanges de métaux lourds ont montré que le cadmium freinerait la toxicité du cuivre pour ces algues vertes. Bumbu et Mokryak (1973) ont constaté que l'addition de CdCl₂ à des cultures de chlorelles Scenedesmus quadricauda, aux concentrations de 50 à 500 µg/l, en diminuait sérieusement la croissance. Klass et al. (1974) ont observé également une réduction importante de la croissance chez cette espèce, à 6,1 µg Cd/l, et une inhibition accentuée à 61 µg/l, en eau dure (environ 270 mg/l en CaCO₃).

(76) Dans des expériences en laboratoire sur le mille-feuilles aquatique (Myriophyllum spicatum), Stanley (1974) a trouvé une diminution de 50 pour cent du poids des racines à 7,4 mg Cd/l et des rejets à 14,6 mg/l, de la longueur des racines à 20,8 mg/l et des rejets à 809 mg/l, mais n'a donné aucune indication sur les seuils de concentration ayant un effet sur la croissance. Hutchinson et Czyska (1972) ont trouvé que, à 10 µg et à 50 µg Cd/l, les pourcentages d'inhibition de la croissance étaient d'environ 25 et 80 pour cent, respectivement, chez les entilles d'eau Lemna valdiviana, et également respectivement de 50 et 90 pour cent chez Salvinia natans. Toutefois, le cadmium était plus toxique pour L. valdiviana mélangée à S. natans, que isolée; tandis que cette dernière, au contraire, poussait plus rapidement et accumulait moins de cadmium en présence de L. valdiviana qu'en son absence.

8. RESUME ET CONCLUSIONS

(77) Le cadmium se trouve à l'état naturel dans l'environnement à des teneurs géochimiques basses, généralement en mélange avec d'autres métaux, le zinc principalement; il est aussi présent en même temps que d'autres métaux et produits chimiques, dans les décharges industrielles et les eaux réceptrices (paras. 1 et 57). Ce qui ne permet que difficilement de distinguer les effets du cadmium proprement dit dans le milieu aquatique.

(78) Les concentrations de cadmium en eau douce non contaminée par des sources connues du métal se situent habituellement entre 0,01 et 0,5 µg/l (para.6). Ces concentrations sont difficilement mesurables (paras. 2 et 5), de même que les teneurs plus élevées qui ont un effet nocif sur les organismes aquatiques les plus sensibles. Il est également malaisé d'apprécier le taux des formes de cadmium dissous que l'on croit être responsables au premier chef de la toxicité de ce métal. Les concentrations de cadmium dans les eaux naturelles varient: la valeur de percentile 95 sur une période d'un an environ se situe entre 2,0 et 2,7 fois la valeur de percentile 50 (paras. 6, 58 et 59). Le cadmium peut former toute une gamme de complexes avec les substances humiques, les ions minéraux et les agents chélateurs organiques; mais, en aérobose aqueuse, le cadmium prédomine sous forme ionique non complexée, particulièrement dans les eaux chimiquement douces non polluées à pH relativement bas (para. 3). Le carbonate de cadmium précipite normalement à des pH de valeur supérieure à 8,5; mais des composés de cadmium peuvent aussi être adsorbés, spécialement sur des matières humiques (para.4). Pour ces raisons, également parce que l'on manque souvent de données sur les facteurs affectant la toxicité (paras. 28 et 35), une bonne partie de la documentation est d'une interprétation difficile.

(79) On a constaté que le cadmium s'accumulait dans les tissus des organismes aquatiques exposés à des concentrations connues dans l'eau, mais on sait peu de choses sur son processus toxicologique (paras. 8 et 14). Il semble cependant que la mort survienne probablement par altération des mécanismes de la régulation ionique, davantage que par dégradation de la capacité respiratoire ou par atteinte du système nerveux (paras. 25 et 26).

(80) La concentration de cadmium dans la musculature du poisson exposé longtemps à de basses concentrations de cadmium dans l'eau, que ce soit en laboratoire (para. 10) ou en conditions naturelles (paras. 14 et 15), est en général supérieure - de moins de 1 000 fois et de moins de 100 fois, respectivement sur base du poids sec du muscle et de son poids humide - à la teneur du métal dans l'eau (paras. 19 et 14b): autrement dit, cette concentration est inférieure à 1 mg Cd/kg de muscle (poids sec) ou à 0,1 mg Cd/kg de muscle (poids humide) du poisson provenant d'une eau contenant 1 µg Cd/l. Il n'y a pas de corrélation clairement établie entre les concentrations de cadmium dans la musculature et celles de l'eau dans laquelle le poisson est exposé.

(81) La relation entre le logarithme de la période médiane de survie du poisson et celui de la concentration de cadmium est inhabituelle, en ce sens que la ligne de fonction sur l'horizontale est peu accentuée. De plus, la position de cette ligne varie considérablement d'une expérience à l'autre: peut-être parce que les solutions employées pour les tests n'avaient pas un équilibre chimique identique, la teneur du cadmium ionique présent pouvant varier selon le temps de rétention dans l'appareil de mesure, aux valeurs particulières de pH, de température et de dureté de l'eau utilisée. Il est également possible que la sensibilité du poisson à la toxicité du cadmium varie elle-même selon les conditions expérimentales.

(82) La toxicité aiguë du cadmium s'accroît, pour les poissons, avec l'élévation de la température dans l'eau (paras. 28 et 34) ainsi qu'avec la diminution de l'oxygène dissous (para. 29), de la dureté de l'eau (paras. 32 et 33) et du pH (para. 31). En ce qui concerne la dureté de l'eau, l'effet est bien plus marqué pendant les 2 ou 6 premiers jours qu'après 40 ou 50, période au bout de laquelle il peut y avoir une indication nette de concentrations asymptotiques (paras. 32 et 33). On n'a pas de renseignements sur l'effet de la salinité chez les poissons dulquacoles européens, mais la toxicité du cadmium pourrait être moindre à des salinités approximativement isotoniques avec le sang du poisson (para. 33). Apparemment, la toxicité n'est pas modifiée para la présence de solides humiques en suspension, à la concentration de 25 mg/l (para. 34). Il peut y avoir une acclimatation au cadmium du poisson au stade de l'oeuf (para. 46). On a pu constater une augmentation des effets létaux provoquée par des facteurs d'intensification de l'activité des poissons, tels que le frai, ou leur groupage en lots par comparaison avec les tests sur des sujets isolés (para. 38).

(83) Des concentrations élevées de cadmium peuvent produire des effets létaux irréversibles: on les observe sur la truite arc-en-ciel après 24 heures d'exposition à une CL50 48 h et au bout de 48 h à une CL50 de 6 jours (para. 36). Il semble établi que la présence du cadmium à des concentrations faibles, qui ne seraient pas létales par elles-mêmes, diminue le temps de survie du poisson exposé à des concentrations létales du cuivre et de zinc (para. 39). Mais, d'autre part, l'effet léthal du cadmium à faibles concentrations semble être réduit par la présence de concentrations sublétales de zinc (para. 39).

(84) La sensibilité des poissons au cadmium varie selon les espèces. Parmi les espèces européennes testées à ce jour, c'est la truite arc-en-ciel qui paraît la plus sensible: des expériences de longue durée ont montré que sa reproduction est affectée par des concentrations même aussi basses que de 2 µg Cd/l, environ (para. 54). La concentration avec "effet néant" n'a pas été mesurée, mais elle se situe probablement entre 0,5 et 2 µg Cd/l.

(85) La truite brune adulte paraît douée d'une résistance similaire à la truite arc-en-ciel en ce qui concerne les effets létaux aigus, bien que, au stade alevin, cette espèce semble légèrement plus sensible que la truite arc-en-ciel (para. 41); le taux seuil pour la survie médiane en eau dure est d'environ 10 µg Cd/l pour la truite arc-en-ciel et de 30 µg Cd/l pour la truite brune (para. 44). En laboratoire, on a observé en outre que la maturité sexuelle de la truite brune s'effectue à des concentrations de cadmium aussi élevées que de 27 µg/l (para. 55).

(86) On a peu d'informations sur les poissons autres que les salmonidés et aucune observation, sur une espèce donnée, n'a été faite avec des eaux de dureté différente. Toutefois, la carpe ordinaire semble avoir des réactions comparables à la truite arc-en-ciel (para. 45), tandis que le cyprin doré est beaucoup plus sensible à des concentrations létales

EIFAC/T30

aiguës (para. 33). En revanche, chez le vairon (para. 51), la loche franche (para. 49), la perche, la brème et le gardon (para. 50), les valeurs létales à long terme (40 à 70 jours) sont bien plus élevées que celles de la truite. Mais, chez le vairon, la concentration la plus basse à laquelle on ait observé une mortalité significative et une déformation de l'épine dorsale s'est située à 7,5 µg Cd/l (para. 51) dans une eau douce (40 mg/l en CaCO₃). Les embryons et larves du brochet et de la truite brune ont des sensibilités au cadmium comparables (para. 48).

(87) Les données recueillies en milieu naturel sur les effets du cadmium chez les poissons sont peu nombreuses. La truite brune a fait l'objet d'observations en Angleterre dans la rivière Tean, où les concentrations de percentiles 50 et 95 du cadmium étaient de 2,6 et de 6,4 µg/l, respectivement, ainsi que dans la rivière Churnet où les concentrations correspondantes étaient de 3 et 6 µg Cd/l (para. 58). Ces observations sont cohérentes avec les résultats *in vitro* sur l'aptitude à survivre de cette espèce et sur sa maturité sexuelle, celle-ci ayant été acquise en présence de 27 µg Cd/l (para. 54).

(88) Dans les biefs de la rivière Tean où la truite brune était absente, mais où vivaient des espèces autres que les salmonidés (barbote, épinoche à 3 épines et vairon), on a trouvé des valeurs de 7 et 19 µg Cd/l pour les concentrations de percentiles 50 et 95 de cadmium "soluble" total. Pour le vairon, ces résultats sont conformes à ceux observés en laboratoire (para. 51), si l'on tient compte de la grande dureté de l'eau de la Tean (210 mg/l en CaCO₃).

(89) Quant aux effets des concentrations sublétales du cadmium sur le comportement des poissons, on ne dispose presque pas de renseignements. Une hyperactivité a été observée chez plusieurs espèces, associée, surtout chez les mâles, à une mortalité accrue au moment du frai (para. 38).

(90) Les invertébrés aquatiques sont, en général, plus résistants que les poissons à la toxicité du cadmium (paras. 64 à 70), bien que *Daphnia* et *Gammarus* apparaissent particulièrement sensibles (paras. 62 et 64). Les plantes aquatiques ne semblent pas être spécialement vulnérables (para. 75), mais l'absence de données d'expériences sur la dureté de l'eau empêche de pouvoir faire des comparaisons avec les autres organismes (paras. 74 et 76). Il est probable, en définitive, que les effets directs du cadmium sur les poissons sont plus importants que les inconvénients indirects provenant d'une diminution quantitative des organismes dont ils se nourrissent.

(91) L'on a certainement besoin de mettre au point des méthodes plus sensibles pour mesurer le cadmium soluble, particulièrement sous ses formes ioniques aux bas niveaux (de l'ordre du µg/l) où il semble exercer sa toxicité sur les organismes les plus vulnérables. Il faudrait également mesurer les paramètres qui peuvent modifier le milieu, aussi bien pour les tests de toxicité en laboratoire qu'en conditions naturelles, ces derniers étant particulièrement importants pour évaluer les critères de qualité de l'eau.

9. CRITERES PROVISOIRES DE QUALITE DES EAUX

(92) Les données sur la toxicité du cadmium à l'égard des organismes aquatiques ne sont pas très étendues. Les poissons, en particulier la truite arc-en-ciel, ont été les mieux étudiés: on a établi les valeurs de seuil, en condition de laboratoire, des concentrations pour la survie médiane à différents taux de dureté de l'eau, ainsi que pour la réussite de la reproduction en eau dure. Toutefois, les résultats varient chez les différents chercheurs, malgré des conditions expérimentales apparemment identiques. L'effet des autres paramètres du milieu, spécialement le pH et la température, n'est pas encore résolu. De plus, la mesure du cadmium n'est pas encore satisfaisante, en général, surtout à l'état "soluble" et aux concentrations qui affectent les organismes aquatiques.

(93) Dans une eau douce, le saumon a les mêmes réactions que la truite arc-en-ciel aux concentrations létales aiguës du cadmium, tandis que la truite brune semble mieux résister en eau dure aux effets nocifs du métal sur sa reproduction. Le brochet et la truite brune

paraissent être de sensibilité analogue à leurs stades embryonnaires et larvaires. Les non salmonidés sont plus résistants que les salmonidés aux effets létaux à long terme dans une eau dure, mais les vairons sont plus résistants que les salmonidés à la nocivité du cadmium sur leur croissance dans une eau douce.

(94) En milieu naturel, les données dont on dispose sur toutes les espèces sont peu nombreuses et se rapportent essentiellement à la truite brune.

(95) C'est pourquoi, en attendant de recueillir de nouvelles observations, tout critère sur la qualité de l'eau que l'on aura défini pour le cadmium devra être considéré comme tout à fait provisoire.

(96) Les concentrations de cadmium dans les eaux douces varient avec la saison et à courts intervalles de temps. Par conséquent, en l'absence d'informations précises concernant l'effet du métal sur les populations ichthyologiques, à des niveaux particuliers et à certaines époques de l'année, on devra utiliser une méthode arbitraire pour en tenir compte dans les critères de qualité des eaux applicables aux poissons.

(97) Il est proposé d'exprimer la qualité de l'eau en concentrations annuelles des percentiles 50 et 95 de cadmium "soluble" (c'est-à-dire, des portions qui traversent un filtre de porosité de 0,45 µm) et de prendre pour valeurs maximales des niveaux inoffensifs pour la pêche, respectivement, les 5/100 et le 1/10 de la CL50 seuil pour la survie, en tenant compte de la dureté de l'eau. Le Tableau 1 donne les valeurs correspondantes pour la truite arc-en-ciel et la perche.

(98) Pour la carpe ordinaire, on prendra les mêmes valeurs que pour la truite arc-en-ciel, en attendant de disposer de nouvelles données sur les effets à long terme. Les valeurs correspondantes pour la truite brune et le brochet semblent être le double de celles de la truite arc-en-ciel, tandis que pour les non salmonidés moins sensibles, tels que la perche et le vairon, on peut prendre des valeurs environ 38 fois supérieures (Tableau 1).

(99) Les valeurs du Tableau 1 devraient être réduites en cas de faibles teneurs en oxygène dissous, ainsi que de présence d'autres poissons. Elles pourraient aussi être augmentées pour tenir compte de la diminution de la toxicité due à des concentrations sub-létales de zinc.

Tableau 1

Concentrations annuelles maximales approximatives des percentiles 50 et 95 du cadmium soluble (µg Cd/l) pour les poissons d'eau douce. Des ajustements devront être effectués pour tenir compte de la présence d'autres substances nocives, d'une faible teneur en oxygène dissous et de la sensibilité chez d'autres espèces

Dureté de l'eau (mg/l en CaCO ₃)	(a) Truite arc-en-ciel		(b) Perche	
	Percentile 50	Percentile 95	Percentile 50	Percentile 95
10	0,3	0,6	10	20
50	0,4	0,9	15	30
100	0,5	1,0	19	38
300	0,75	1,5	25	50

EIFAC/T30

10. REFERENCES

- American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Standard methods for the examination of water and wastewater, 13th edition. New York, American Public Health Association, pp. 77, 213 and 214
- Anderson, B.G., The apparent thresholds of toxicity to Daphnia magna for chlorides of various metals when added to Lake Erie water. Trans.Am.Fish.Soc., 78:96-113
- Ball, I.R., The toxicity of cadmium to rainbow trout (Salmo gairdneri Rich.). Water Res., 1967 1:805-6
- Bartlett, L., F.W. Rabe et W.H. Funk, Effects of copper, zinc and cadmium on Selenastrum capricornutum. Water Res., 8:179-85
- Bazzaz, M.B. et A. Govindjee, Effects of cadmium nitrate on spectral characteristics and light reactions of chloroplasts. Environ.Lett., 6:1-12
- Bengtsson, B.E. et al., Vertebral damage in minnows, Phoxinus phoxinus L., exposed to cadmium. 1975 Ambio, 4(4):166-8
- Benoit, D.A. et al., Toxic effects of cadmium on three generations of brook trout (Salvelinus fontinalis). Trans.Am.Fish.Soc., 105(4):550-60
- Biesinger, K.E. et G.M. Christensen, Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of Daphnia magna. J.Fish.Res.Board Can., 29:1691-700
- Bilinski, E. et R.E.E. Jonas, Effects of cadmium and copper on the oxidation of lactate by rainbow trout (Salmo gairdneri) gills. J.Fish.Res.Board Can., 30:1553-8
- Boutet, C. et G. Chaisemartin, Propriétés toxiques spécifiques des sels métalliques chez Austropotamobius pallipes pallipes et Orconectes limonus. C.R. Séances Soc.Biol., 1973 167:1933-8
- Bowen, H.J.M., Trace elements in biochemistry. New York, Academic Press. pp. 164, 179 and 1966 209
- Bringmann, G. et R. Kühn, Vergleichende wasser-toxikologische Untersuchungen an Bakterien, Algen und Kleinkrebsen. Gesundheitsingenieur, 80:115-20
- Brown, V.M., The calculation of the acute toxicity of mixtures of poisons to rainbow trout. 1968 Water Res., 2:723-33
- Brkovic-Popovic, I. et M. Popovic, Effects of heavy metals on survival and respiration rate of tubificid worms. I. The effects of survival. Environmental Pollution (sous presse)
- Bumbu, Y.V. et A.S. Mokryak, O vliyanii nekotorykh mikroelementov na razvitie vodoroslej Scenedesmus quadricauda (Trup.) Breb. (Effect of some trace elements on the development of the alga Scenedesmus quadricauda) Izv.Akad.Nauk.Mold.SSR, Ser. Biol.Khim.Nauk, USSR, 1:82-3 (vu résumé seulement)
- Calamari, D. et R. Marchetti, Indagini sulla tossicità del Cadmio nei confronti della trota iridea (Salmo gairdneri Rich.). (sous presse)
- Cearley, J.E. et R.L. Coleman, Cadmium toxicity and bioconcentration in largemouth bass and bluegill. Bull.Environ.Contam.Toxicol., 11:146-51
- Cebejszek, I. et M. Stasiak, Studies on the effect of metals on water biocenosis using the Daphnia magna index, Part II. Rocz.Panstw.Zakl.Hyg., 11:533-40 (en polonais)

- Christensen, G.M., Effects of metal cations and other chemicals upon the in vitro activity of two enzymes in the blood plasma of the white sucker, Catostomus commersoni (Lacepède). Chem.Bio.Interactions, 4:351-61
1971
- _____, Biochemical effects of methylmercuric chloride, cadmium chloride and lead nitrate on embryos and alevins of the brook trout (Salvelinus fontinalis). Toxicol.Appl.Pharm., 32:191-7
1975
- Clubb, R.W., A.R. Gaufin et J.L. Lords, Synergism between dissolved oxygen and cadmium toxicity in five species of aquatic insects. Environ.Res., 9:285-9
1975a
- _____, Acute cadmium toxicity studies upon nine species of aquatic insects. Environ. Res., 9:332-41
1975b
- Department of the Environment, Water Pollution Research 1970, p. 59. Londres, H.M. Stationery Office
1971
- _____, Water Pollution Research 1971, p. 37. Londres, H.M. Stationery Office
1972
- _____, Water Pollution Research 1972, p. 37. Londres, H.M. Stationery Office
1973
- _____, Water Pollution Research 1973, p. 36. Londres, H.M. Stationery Office
1976
- Eaton, J.G., Chronic toxicity of a copper, cadmium and zinc mixture to the fathead minnow (Pimephales promelas Rafinesque). Water Res., 7:1723-36
1973
- _____, Chronic cadmium toxicity to the bluegill (Lepomis macrochirus Rafinesque). Trans.Am.Fish.Soc., 103(4):729-35
1974
- Eaton, J.G., J.M. McKim et G.W. Holcombe, Metal toxicity to embryos and larvae of seven freshwater fish species - I. Cadmium (sous presse)
- Eisler, R.J., Cadmium poisoning in Fundulus heteroclitus (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. J.Fish.Res.Board Can., 28:1225-34
1971
- Eisler, R. et G.R. Gardner, Acute toxicology to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and zinc salts. J.Fish.Biol., 5:131-42
1973
- Elder, J.F., Complexation side reactions involving trace metals in natural water systems. Limnol.Oceanogr., 20(1):96-102
1975
- Ellgaard, E.G., J.E. Tusa et A.A. Malizia, Locomotor activity of the bluegill (Lepomis macrochirus Rafinesque); hyperactivity induced by sub-lethal concentrations of cadmium, chromium and zinc. Jour.Fish.Biol. (sous presse)
- Environmental Protection Agency, National Water Quality Laboratory Quarterly Research Report, March 31, 1975. Duluth, Minn., E.U.A.
1975
- Gardiner, J., The chemistry of cadmium in natural water - I. A study of cadmium complex formation using the cadmium specific-ion electrode. Water Res., 8(1):23-30
1974a
- _____, The chemistry of cadmium in natural water - II. The adsorption of cadmium on river muds and naturally occurring solids. Water Res., 8(3):157-64
1974b
- Gardiner, J. et M.J. Stiff, The determination of cadmium, lead, copper and zinc in ground water, estuarine water, sewage and sewage effluent by anodic stripping voltammetry. Water Res., 9(5/6):517-23
1975

EIFAC/T30

- Gardner, G.R. et P.P. Yevich, Histological and hematological responses of an estuarine teleost to cadmium. J.Fish.Res.Board Can., 27:2185-96
1970
- Grande, M., Tungmetallenes invirkning på ferskvanns fisket. Forskingsnytt, 17:31-4
1972
- Haghiri, F., Cadmium uptake by plants. J.Environ.Qual., 2:93-6
1973
- Henriksen, A. et al., Heavy metals in Norwegian waters. (Norvégien avec résumé en anglais)
1976 Rep. B2-20, 24 Aug. 1976. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, 55 pp.
- Hem, J.D., Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and groundwater.
1972 Water Resour.Res., 8(3):661-79
- Herbert, D.W.M. et A.C. Wakeford, The susceptibility of salmonid fish to poisons under estuarine conditions. I. Zinc sulphate. Int.J.Air Water Pollut., 8:251-6
1964
- Hiltibran, R.C., Effect of cadmium, zinc, manganese, and calcium on oxygen and phosphate metabolism of bluegill liver mitochondria. J.Water Pollut.Control Fed., 43(5):818-23
1971
- Hughes, G.M., Polluted fish respiratory physiology. In Effects of pollutants on aquatic organisms. Ed. A.P.M. Lockwood, Soc.Exp.Biol. Seminar Series 2:163-83,
1976 Cambridge University Press
- Hutchinson, T.C. et H. Czyrska, Cadmium and zinc toxicity and synergism to floating aquatic plants. Water Pollution Research in Canada 1972. Proc. 7th Canadian Symp.
1972 Water Pollution Research, 59-65
- Jaakkola, T. et al., Cadmium content of sea water, bottom sediment and fish and its elimination rate in fish. IAEA Panel Proc.Ser., (PL-469/7 Sta-Pub./332):69-75
1972
- Jackim, E., J.M. Hamlin et S. Sonis, Effects of metal poisoning on five liver enzymes in the killifish (Fundulus heteroclitus). J.Fish.Res.Board Can., 27:383-90
1970
- Klass, E., D.W. Rose et E.J. Massaro, The effect of cadmium on population growth of the green alga (Scenedesmus quadricauda). Buffalo, N.Y., Department of Biochemistry, State University of New York at Buffalo, 14214
1974
- Kumada, H. et al., Acute and chronic toxicity, uptake and retention of cadmium in freshwater organisms. Bull.Freshwater Fish.Res.Lab.Tokyo, 22:157-65
1972
- Kuwata, K., K. Hisatomi et T. Hasegawa, Rapid determination of trace amounts of cadmium and copper in river and sea water by atomic absorption spectroscopy. At.Absorpt. Newsl., 10:111-5
1971
- Larsson, A., B.-E. Bengtsson et O. Svanberg, Some haematological and biochemical effects of cadmium. In Effects of Pollutants on aquatic organisms. Ed. A.P.M. Lockwood. Soc.Exp.Biol. Seminar Series 2:35-46, Cambridge University Press
1976
- Lovett, R.J. et al., A survey of the total cadmium content of 406 fish from 49 New York State fresh waters. J.Fish.Res.Board Can., 29:1283-90
1972
- Lucas, H.F., D.N. Edgington et P.J. Colby, Concentrations of trace elements in Great Lake fishes. J.Fish.Res.Board Can., 27:677-84
1970
- Mathis, B.J. et N.R. Kevern, Distribution of mercury, cadmium, lead and thallium in a eutrophic lake. Hydrobiologia, 46(2-3):207-22
1975

- Ministry of Technology, Water Pollution Research 1966, p. 52. Londres, H.M. Stationery Office
1967
- _____, Water Pollution Research 1968, p. 62. Londres, H.M. Stationery Office
1969
- _____, Water Pollution Research 1969, p. 62. Londres, H.M. Stationery Office
1970
- Mount, D.I. et C.E. Stephan, A method for detecting cadmium poisoning in fish. J.Wildl. Manage., 31:168-72
1967
- Nakamura, M. Experimental studies on the accumulation of cadmium in the fish body (T.).
1974 Jap.J.Public Health, 21(16):321-7
- Oliver, B.G. et E.G. Cosgrove, The efficiency of heavy metal removal by a conventional
1974 activated sludge treatment plant. Water Res., 8(11):869-74
- O'Shea, T., Anodic stripping voltammetric study of the competitive interactions between
1972 trace metals and the alkaline earths for complexing ligands in aquatic environments. Ph.D. thesis, University of Michigan. University Microfilms, No. 73-6891, 150 p.
- Peterson, R.H., Temperature selection of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) as influenced
1976 by various toxic substances. J.Fish.Res.Board Can., 33, p. 1722-30
- Prosi, F., Die Schwermetallbelastung der Elsenz und ihre Auswirkung und limnische Organismen.
1976 Ph.D. thesis, Universität de Heidelberg
- Pickering, Q.H. et M.H. Gast, Acute and chronic toxicity of cadmium to the fathead minnow
1972 (Pimephales promelas). J.Fish.Res.Board Can., 29:1099-106
- Rattonetti, A., Determination of soluble cadmium, lead, silver and indium in rain water and
1974 steam water with use of flameless atomic absorption. Anal.Chem., 46(6):739-42
- Ravera, O., R. Gomme et H. Muntau, Cadmium distribution in aquatic environment and its
1974 effects on aquatic organisms. In Problems of the Contamination of Man and his Environments by Mercury and Cadmium. Commission of the European Communities, European Colloquium, Luxembourg, 3-5 July 1973, pp. 317-31
- 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
- Sangalang, G.B. et M.J. O'Halloran, Cadmium-induced testicular injury and alterations of
1972 androgen synthesis in brook trout. Nature, 240:470-1
- Schweiger, G., Die toxikologische Einwirkung von Schwermetallsalzen auf Fische und Fisch-
1957 nährtiere. Arch.Fischereiwiss., 8:54-78
- Solbé, J.F. de L.G. et V.A. Flook, Studies on the toxicity of zinc sulphate and of cadmium
1975 sulphate to stone loach Noemacheilus barbatulus (L.) in hard water. J.Fish.Biol., 7(5):631-7
- Spehar, R.L., Cadmium and zinc toxicity to flagfish Jordanella floridae. J.Fish.Res.Board Can., 33:1939-45
1974
- Stanley, R.A., Toxicity of heavy metals and salts to Eurasian watermilfoil (Myriophyllum spicatum L.). Arch.Environ.Contam.Toxicol., 2:331-41
1974

EIFAC/T30

- Thorp, V.J. et P.S. Lake, Toxicity bio-assays of cadmium on selected freshwater invertebrates and the interaction of cadmium and zinc on the freshwater shrimp (Paratya tasmaniensis Rich.) Aust.J.Mar.Freshwater Res., 25:97-104
1974
- Turner, M.A., Effect of cadmium treatment on cadmium and zinc uptake by selected vegetable species. J.Environ.Qual., 2:118-9
1973
- Uthe, J.F. et E.G. Bligh, Preliminary survey of heavy metal contamination of Canadian freshwater fish. J.Fish.Res.Board Can., 28:786-8
1971
- Voyer, R.A., Effect of dissolved oxygen concentration on the acute toxicity of cadmium to the mummichog Fundulus heteroclitus (L.) at various salinities. Trans.Am.Fish.Soc., 104:129-34
1975
- Warnick, S.L. et H.L. Bell, The acute toxicity of some heavy metals to different species of aquatic insects. J.Water Pollut.Control Fed., 41:280-4
1969
- Water Research Centre, Annual Report 1974/5:27
1975
- Weber, W.J. et H.S. Fosselt, Equilibrium models and precipitation reactions for cadmium (II). In Aqueous-environmental chemistry of metals. A.J. Rubin, ed. Ann Arbor, Science Publishers Inc. pp. 255-89
1974
- Weis, P. et J.S. Weis, The effects of heavy metals on fin regeneration in the killifish (Fundulus heteroclitus). Bull.Envir.Contam. & Toxicol., 16(2):197-202
1976
- Williams, L.G., J. Joyce et J.T. Monk, Stream-velocity effects on the heavy metal concentrations. J.Am.Water Works Assoc., 65(4):275-9
1973

DOCUMENTS PUBLIÉS DANS LA PRÉSENTE SÉRIE

- EIFAC/T1 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures (1964).
- EIFAC/T2 Maladies des poissons. Notes présentées à la troisième session de la CECPI par J. Heyl, H. Mann, C.J. Rasmussen et A. van der Struik (Autriche, 1964).
- EIFAC/T3 Alimentation dans l'élevage de la truite et du saumon. Communications présentées à un symposium, quatrième session de la CECPI (Belgrade, 1966).
- EIFAC/T4 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures (1968).
- EIFAC/T5 Organisation de l'administration des pêches intérieures en Europe, par Jean-Louis Gaudet (Rome, 1968).
- EIFAC/T6 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave (1968).
- EIFAC/T7 Evaluation économique de la pêche sportive dans les eaux continentales, par Ingemar Norling (Suède, 1968).
- EIFAC/T8 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson (1969).
- EIFAC/T9 Récents développements dans la nutrition de la carpe et de la truite. Communications présentées à un symposium, cinquième session de la CECPI (Rome, 1968).
- EIFAC/T10 Etude comparée des mesures législatives et administratives régissant les échanges internationaux de poissons vivants et d'œufs de poisson, par F.B. Zenny, Service de législation de la FAO (Rome, 1969).
- EIFAC/T11 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures (Rome, 1970).
- CECPI/T12 Aliments du saumon et de la truite et leur distribution (1973).
- EIFAC/T13 Eléments de la théorie de détermination de l'âge des poissons d'après les écailles. Le problème de validité (1971).
- EIFAC/T14 Consultation de la CECPI sur les engins et techniques de pêche à l'anguille (Rome, 1971).
- CECPI/T15 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les phénols monohydratés et les poissons d'eau douce (1973).
- EIFAC/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).
- CECPI/T17 Rapport du symposium sur les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et la lutte contre celles-ci, organisé par la FAO/CECPI avec le soutien de l'OIE (Rome, 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 sur les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et la lutte contre celles-ci: exposés des groupes et communications apparentées (1973).
- CECPI/T18 Le rôle instrumental de l'administration dans la lutte contre la pollution des eaux, par G.K. Moore (Rome, 1973).
- CECPI/T19 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures (Rome, 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).
- 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).
- CECPI/T22 Diagnose écologique en cours d'eau à salmonidés. Méthode et exemple, par R. Cuinat *et al.* (1975).
- EIFAC/T23 (Fr) 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 sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et grands cours d'eau — Exposés des groupes et communications apparentées, Vol. I et II (Rome, 1975).
- CECPI/T23 (bil.)
- EIFAC/T24 Rapport sur les tests de toxicité sur les poissons (Rome, 1976).
- EIFAC/T25 (bil.) Workshop on controlled reproduction of cultivated fishes. Report and relevant papers/Réunion sur la reproduction contrôlée des poissons d'élevage. Rapport et communications apparentées (1976).
- EIFAC/T26 (bil.) Second European consultation on the economic evaluation of sport and commercial fisheries. Report and relevant papers (with the collaboration of the Ministry of Agriculture of Sweden)/Deuxième consultation européenne sur l'évaluation économique de la pêche sportive et commerciale. Rapport et communications apparentées (avec la collaboration du Ministère de l'Agriculture de Suède) (in preparation/à paraître).
- EIFAC/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 (bil.) Joint ICES/EIFAC Symposium on eel research and management (*Anguilla* spp.). Report/Symposium conjoint CIEM/CECPI sur la recherche et l'exploitation des anguilles (*Anguilla* spp.). Rapport (1976).
- EIFAC/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 (Rome, 1977).
- EIFAC/T30 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur le cadmium et les poissons d'eau douce (Rome, 1977).

