Institutional Repository - Research Portal
Dépôt Institutionnel - Portail de la Recherche
researchportal.unamur.be
University of Namur

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Étude comparative des populations piscicoles de la Meuse en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange

Hospied, M.

Award date:
1976

Awarding institution:
Universite de Namur

Link to publication

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 02. May. 2026

FACULTES UNIVERSITAIRES N.D. DE LA PAIX.
NAMUR
FACULTE DES SCIENCES

ETUDE COMPARATIVE DES POPULATIONS PISCICOLES DE LA MEUSE, EN AMONT ET EN AVAL DE LA CENTRALE NUCLEAIRE DE TIHANGE.

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Licencié en Sciences biologiques
par

HOSPIED M.

1975 - 1976

6/

AVANT - PROPOS

Nous tenons tout spécialement à exprimer notre reconnaissance à monsieur Micha, pour ses encouragements et l'intérêt qu'il nous a porté, tout au long de l'élaboration de ce mémoire.

Nous adressons également nos plus vifs remerciements à monsieur Kirchmann, dirigeant le département de Radiobiologie du Centre d'Etude de l'énergie nucléaire à Mol, pour sa sollicitude et son aide irremplaçable, concernant l'étude de la contamination radioactive. Que ses collaborateurs, et les membres du département de mesure et contrôle des radiations, qui ont exécuté les mesures spectrométriques trouvent ici l'expression de ma gratitude. L'exposé de monsieur Collard, concernant les techniques de mesures a été particulièrement apprécié.

Nous remercions aussi monsieur Feytmans, professeur de statistiques aux FUNDP , dont les connaissances furent précieuses pour l'interprétation des multiples données récoltées, ainsi que son assistante mademoiselle Genette.

Un cordial merci à l'équipe de pêche et principalement à messieurs Bisschops D. , Frank V. , Kaiser R., du laboratoire d'Ecologie.

Nos remerciements vont également aux services des Eaux et Forêts de Liege et de Namur pour la collaboration sympathique de messieurs Pirnet , Françollet et Rorive, lors des pêches à Ampsin et Andenne.

A monsieur Philippart, chercheur au FNRS, dont les conseils nous ont guidé.

A messieurs Beuken et Torrebore , travaillant à la centrale nucléaire de Tihange, à qui nous devons les mesures de t° de l'effluent rejeté dans la Meuse.

A monsieur Colson, agent technique des Eaux et Forêts pour ses données sur le repeuplement piscicole.

Enfin, à tous ceux qui de près ou de loin, ont participé à la réalisation de ce travail.

PLAN

pages

INTRODUCTION. 6

1ère PARTIE : ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

Impacts des centrales nucléaires sur les écosystèmes aquatiques continentaux.

1. Fonctionnement des centrales nucléaires.

1.1. Généralités. 9

1.2. Besoins en eau. 12

1.2.1. Quantités d'eau de refroidissement. . . . 12

1.2.2. Rendement thermique. 13

1.2.3. Les différents systèmes de refroidissement. . . . 15

1.2.3.1 Le refroidissement direct. 16

1.2.3.2 Le refroidissement indirect. 17

a) Circuit avec réfrigérant humide.
b) Circuit avec réfrigérant sec.
c) Les tours combinées.

1.3. Conclusions. 20

2. Avantages et inconvénients des centrales nucléaires.

2.1. Modifications des espaces naturels. . . . 22

2.2. Effets mécaniques. 22

2.3. Pollution chimique. 23

2.4. Effets des tours de refroidissement sur l'environnement. . . 24

2.5. Pollution thermique. 25

2.6. Pollution radioactive. 26

2.7. Conclusions. 27

3. La pollution thermique.

Introduction. 28

3.1. Influence de l'élévation de température sur le milieu abiotique. . . 30

3.1.1. Distribution des températures dans les rivières en aval des rejets. . . . 30

3.1.2. Effets de l'élévation de température sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau 34

3.2. Influence de l'élévation de température sur les biocénoses aquatiques.

3.2.1. Les producteurs

3.2.1.1. Le phytoplancton 37

3.2.1.2. Le périphyton. 40

3.2.1.3. Les macrophytes. 44

3.2.2. Les consommateurs.

3.2.2.1. Le zooplancton. 46

3.2.2.2. Les macro-invertébrés. 47

3.2.2.3. Les poissons. 49

3.2.2.3.1. Conséquences de l'élévation de température sur les poissons. 49

3.2.2.3.1.1. La mort immédiate. 50

3.2.2.3.1.2. Les activités vitales 52

Action de l'augmentation de T° sur:

a)Le comportement,la distribution et les migrations de poissons . . . 53

b)Le métabolisme,la croissance et la nutrition des poissons. 56

c)La reproduction et le développement des poissons 58

d) La santé des poissons. 61

3.2.2.3.2. Conséquences de l'élévation de température sur la structure des populations piscicoles 63

3.2.3. Les décomposeurs

3.2.3.1. Les microorganismes 64

3.2.3.2. Les macro-invertébrés. 66

3.3. Influence globale de la pollution thermique au niveau des écosystèmes.

3.3.1. Répercussions au niveau des producteurs . . 69

3.3.2. Répercussions au niveau des consommateurs . 70

3.3.3. Répercussions au niveau des décomposeurs . . 72

3.3.4. Diversité spécifique et stabilité de l'écosystème 72

4. La pollution radioactive.

4.1. Principales étapes de l'industrie nucléaire . 74
4.2. Effets des radiations sur les écosystèmes aquatiques 75
4.3. Contamination des chaînes trophiques aquatiques dulcicoles 77
4.3.1. Les producteurs 77
4.3.2. Les consommateurs 77
4.3.3. Les invertébrés décomposeurs 78

2ème PARTIE : RESULTATS EXPERIMENTAUX

Etude comparative des populations piscicoles de la Meuse, en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange.

5. Caractérisation sommaire du milieu 79

5.1. La Meuse 79
5.1.1. Hydrographie 79
5.1.2. Hydrologie - Débits 79
5.1.3. Qualité de l'eau 80
5.1.4. Pollution radioactive 83
5.1.6. Zones de prélèvements 83
5.2. La centrale nucléaire de Tihange 84
5.2.1. Le site 84
5.2.2. Caractéristiques de la centrale 85

6. Matériel et méthodes 87

6.1. Captures des poissons 87
6.1.1. Filet maillant 87
6.1.2. Pêche électrique 88
6.2. Traitements des poissons capturés 89
6.2.1. Procédure générale 89
6.2.2. Reproduction 91
6.3. Etude de la contamination radioactive . . . 94

6.3.1. Préparation des échantillons 94
6.3.2. Techniques de mesure de radioactivité . . . 95
6.3.2.1. Appareils de mesure 96
6.3.2.2. Unités de mesure 97

7. Résultats des captures 98

7.1. Diversité spécifique 98
7.2. Intérêt des différentes espèces pour cette étude comparative 98

8. Influence de l'augmentation de la température sur la reproduction des gardons 102

9. Contamination radioactive des poissons 105

9.1. Teneurs des poissons en Tritium 105
9.2. Teneurs des poissons en Cesium 107
9.2.1. Origines du Cesium 107
9.2.2. Evolution des teneurs en ^{137}Cs des gardons éviscérés 108
9.2.3. Comparaison des teneurs en ^{137}Cs des gardons éviscérés et de leurs organes . . 108
9.2.4. Comparaison des teneurs en ^{137}Cs de différentes espèces de poissons et de leurs organes 113
9.2.5. Teneurs des poissons en ^{134}Cs 113
9.3. Teneurs des poissons en Cobalt, Manganèse, et Thorium 113
9.4. Conclusions 115

10. Conclusions générales et résumé 117

BIBLIOGRAPHIE. 120

	Africa	Asia	Eastern Europe	Latin America	All developing regions	North America	Western Europe	USSR	Other advanced countries	World total
1970 Electric	0	38	0	0	125	385	292	170	87	1059
1970 Nuclear	0	0.5	0	0	0.5	10	10.5	1.7	1.3	24
1970 % Nuclear	0	1.3	0	0	0.4	2.6	3.6	1.0	1.5	2.2
1985 Electric	45	174	108	124	451	1000	733	538	280	3002
1985 Nuclear	1	24	11	16	52	320	210	160	65	807
1985 % Nuclear	2.2	14	10	13	12	32	29	30	23	27
1990 Total	65	278	152	175	670	1283	948	735	396	4032
1990 Nuclear	5	68	42	52	167	568	398	320	159	1612
1990 % Nuclear	7.9	24	28	27	25	44	42	44	40	40
2000 Total	136	609	305	343	1393	1920	1446	1248	792	6799
2000 Nuclear	45	355	184	208	792	1224	907	805	529	4257
2000 % Nuclear	33	58	60	61	57	64	63	65	67	63
2010 Total	258	1242	610	684	2821	2610	1993	1888	1584	10896
2010 Nuclear	183	951	471	528	2133	1968	1496	1423	1274	8294
2010 % Nuclear	64	77	77	77	76	75	75	75	80	76

TABLEAU I : ÉVOLUTION DE LA PUISSANCE ÉLECTRIQUE (GIGAWATTS) DE 1970 A 2010 .

D' APRES PARKER (1973)

INTRODUCTION

La demande croissante des besoins en énergie dans le monde, (besoins industriels, accroissement de la population, augmentation de la consommation par habitant) et la crise pétrolière 73-74 (limitation des ressources de combustibles fossiles), ont requis le développement d'une autre source d'électricité, à partir de combustible nucléaire : l'énergie nucléaire.

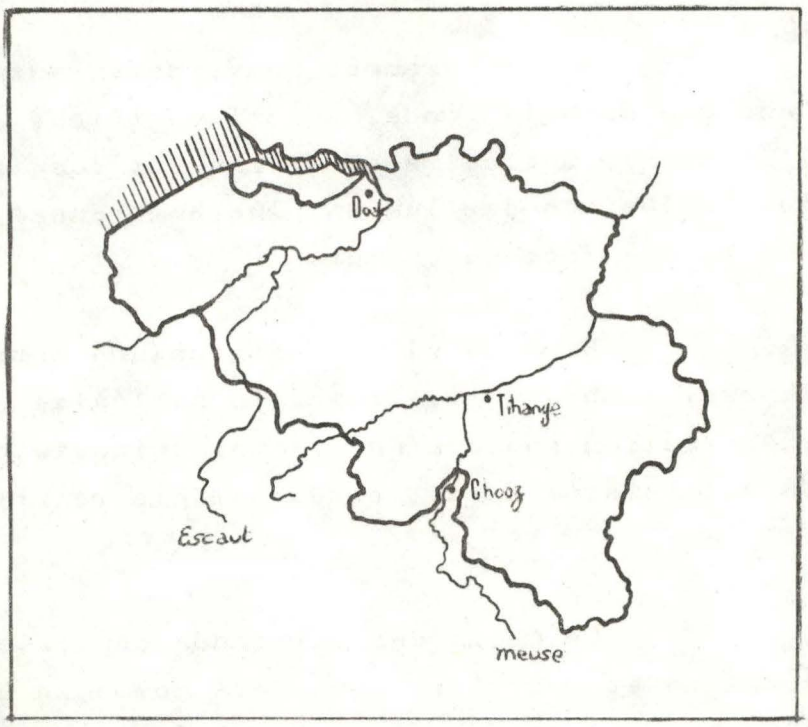
Les programmes gouvernementaux de la production de l'énergie dans le monde, constituent tous en un développement de l'industrie nucléaire et envisagent des implantations de centrales nucléaires de plus en plus nombreuses, que ce soit sur les fleuves, les lacs ou en mer.

Bien qu'elle constitue une petite part de l'énergie utilisée, (tableau 1), l'énergie nucléaire et son programme d'intensification soulève une certaine inquiétude chez le public, peu ou mal informé de cette technologie relativement jeune.

Le choix des sites des centrales nucléaires est très complexe et peut être considéré comme le carrefour de tous les problèmes politiques, économiques,écologiques...qui se posent dans le domaine du nucléaire. Les contraintes limitant le choix des sites sont effet très nombreuses : contraintes géographiques (aire topographique,localisation),géologiques (nature du sol), hydrologiques, seismologiques, météorologiques, écologiques, de sécurité,de l'aménagement du territoire.

Ce travail comporte deux grandes parties :

- La <u>première partie</u> rend compte d'une recherche bibliographique concernant l'impact des centrales nucléaires dans le monde entier, sur les écosystèmes aquatiques.



CARTE 1 : SITUATION DES CENTRALES NUCLÉAIRES

Le but du chapitre 1 est de préciser pourquoi et comment les centrales nucléaires peuvent nuire au milieu aquatique, et en quoi elles diffèrent des centrales thermiques classiques.

Le chapitre 2 résume les principaux inconvénients résultant de l'implantation des centrales nucléaires sur l'environnement. Nous verrons que de tous les impacts des centrales nucléaires, ce sont les effets directs et indirects de la pollution thermique sur l'écosystème aquatique, qui sont les plus à craindre. (chapitre 3) La pollution radioactive des centrales nucléaires ne semble pas contribuer dangereusement, autant que les premières études permettent de le constater, à la radioactivité présente dans le milieu. (chapitre 4)

Comme la plupart des pays à économie développée, la Belgique se trouve actuellement confrontée à un grave problème de consommation énergétique.

Le gouvernement belge a opté pour une politique énergétique avec un développement important de la production d'électricité par les centrales nucléaires.

A l'entreprise franco-belge de Chooz (280 MWe), en exploitation régulière depuis 1970, se sont se sont ajoutées en 1974, la centrale nucléaire de Doel, sur l'Escaut (393 MWe) et en 1975, sa deuxième tranche ainsi que la centrale nucléaire de Tihange sur la Meuse (872 MWe).

Les centrales nucléaires à construire entre 1979 et 1983, comprendraient d'une part le doublement des installations de Doel (Doel 3) et de Tihange (Tihange 2) et d'autre part, des implantations dans deux sites nouveaux encore le long de la Meuse (carte 1).

Or, de nombreuses et graves incertitudes subsistent quant aux garanties que l'industrie nucléaire est en mesure de fournir, notamment concernant l'influence d'une élévation de température sur les divers aspects de la vie aquatique.

Ces incertitudes montrent l'étendue des recherches nécessaires pour préciser cette importante question.

Parmi la faune et la flore aquatiques, ce sont les poissons, situés à la fin de la chaîne alimentaire, qui sont les plus menacés lors d'un changement dans l'écosystème aquatique.

- La seconde partie a pour objet l'étude de l'impact de la centrale nucléaire de Tihange dernière née en Belgique, sur les populations de poissons dans la Meuse.

Pour pouvoir décrire les influences des rejets radioactifs, chimiques et thermiques de la centrale, il faut comparer la faune piscicole en aval de Tihange, avec celle de l'amont.

Le chapitre 5 a pour but de caractériser le milieu et de situer les zones de prélèvements.

La démarche générale concernant les prélèvements des échantillons de poissons, le matériel et les méthodes utilisés sont décrits dans le chapitre 6.

Le chapitre 7 rend compte des résultats des échantillonnagesmensuels réalisés.

Nous constaterons dans le chapitre 8, l'influence du réchauffement de l'eau sur la reproduction des poissons de la Meuse.

Les effluents rejetés dans la Meuse par les centrales nucléaires de Tihange et de Chooz contiennent de nombreux radioéléments. Ceux-ci contaminent les poissons et donnent lieu à des phénomènes de concentration (chapitre 9).

1ÈRE PARTIE

ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE.

1. Fonctionnement des centrales nucléaires.

1.1. Généralités.

Le principe de base du fonctionnement d'une centrale nucléaire est le même que celui d'une centrale thermique traditionnelle : la vapeur produite par un combustible est détendue dans une turbine, celle-ci entraîne un alternateur produisant de l'énergie électrique. Dans tous les cas, un condenseur refroidit la vapeur qui a fait tourner la turbine, au contact de l'eau de rivière ou de mer.
Les deux systèmes de centrales diffèrent essentiellement dans la manière de produire la vapeur. Dans le cas des centrales traditionnelles, la chaleur provient de la combustion dans la chaudière d'un combustible fossile (charbon, fuel, gaz...), tandis que la chaleur provient de la fission des noyaux d'Uranium dans le cas des centrales nucléaires.
La chaudière nucléaire assure, à partir de l'énergie nucléaire, la production de vapeur. Elle comprend :

1. le réacteur, renfermant les barreaux d'Uranium, sources de chaleur (coeur),
2. l'échangeur de chaleur, lieu de production de la vapeur.

Entre l'un et l'autre, circule en circuit fermé, un fluide caloporteur.

Il existe différents types de réacteurs (de filières) définies par un certain nombre d'options de base. Ces choix fondamentaux concernent les 3 éléments qui caractérisent le coeur :

1. le modérateur.
2. le caloporteur.
3. le combustible.

1. le modérateur : Matériau placé dans le réacteur, nécessaire pour ralentir les neutrons et entretenir une réaction en chaîne.

Trois possibilités sont offertes : l'eau lourde, le graphite ou l'eau légère.
Les noyaux du modérateur doivent en effet être légers, très peu capturants, et sous forme dense.

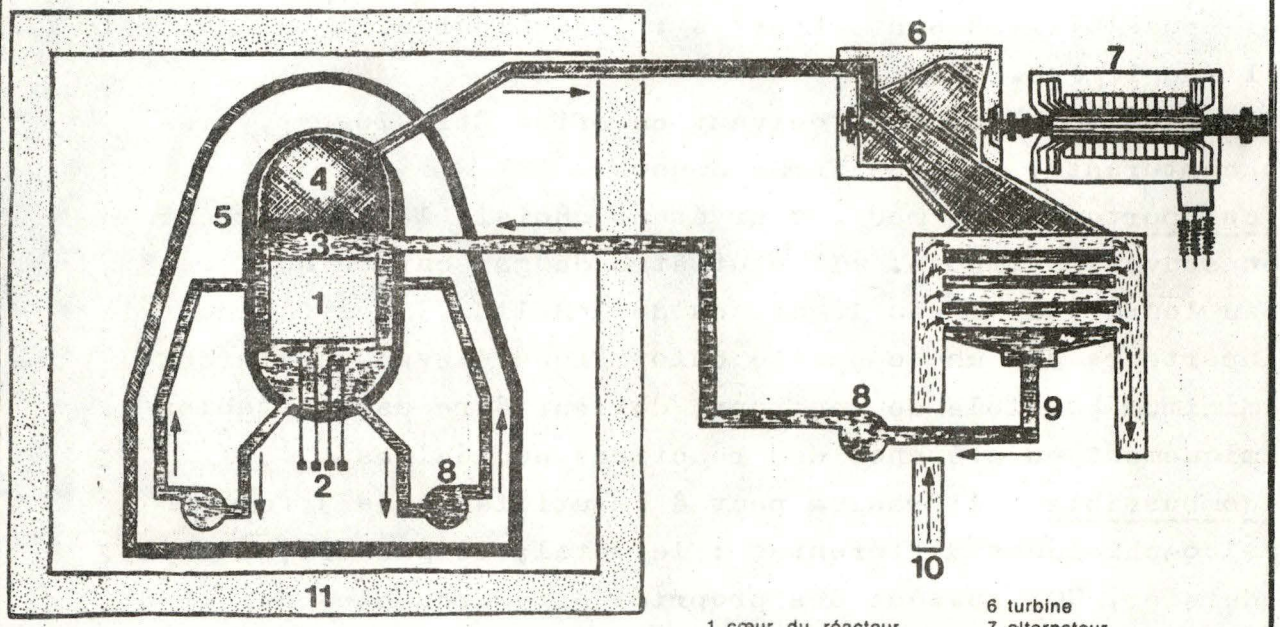
2. le caloporteur : le modérateur étant choisi, le caloporteur bien souvent s'impose. Il peut être du gaz carbonique, de l'eau lourde, de l'eau légère ou de l'Helium. Les fluides caloporteurs ont une capacité calorifique élevée, capturent un minimum possible de neutrons, doivent être assez stables chimiquement en présence des réactions nucléaires.
3. le combustible : l'Uranium peut être utilisé sous 3 formes physico-chimiques différentes : le métal, le carbure, l'oxyde. Ce dernier, UO_2 possède des propriétés remarquables qui l'ont fait adopter principalement dans les centrales nucléaires. La forme naturelle de l'Uranium contient 0,7 % d'U^{235} et 99,3 % d'U^{238}. La forme enrichie, créée artificiellement, renferme une proportion plus grande d'U fissile.

Les grandes filières.

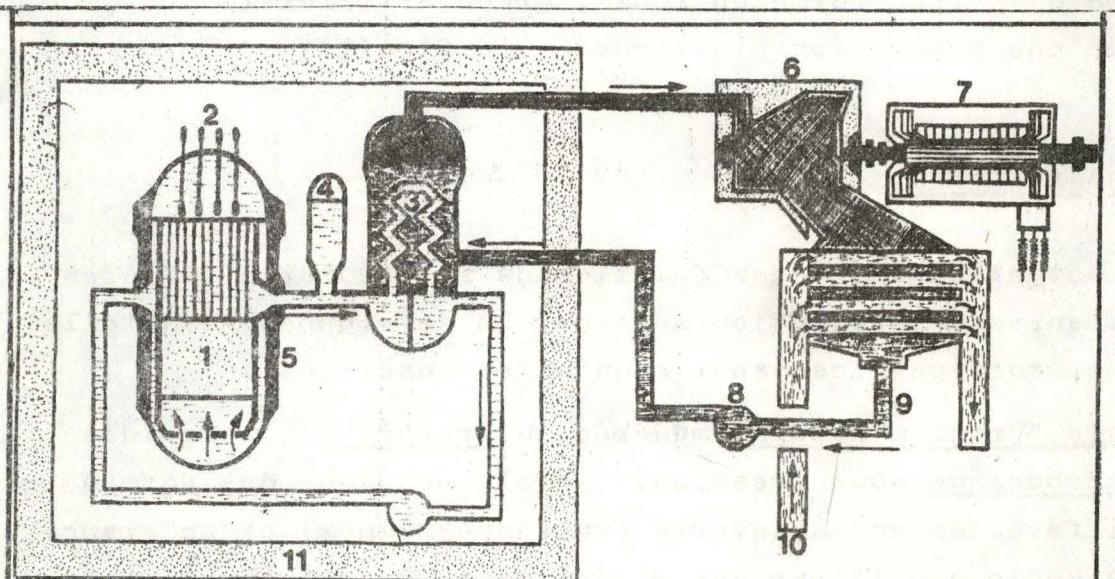
A l'heure actuelle, 6 grandes familles de réacteurs, 6 filières retiennent surtout l'attention soit par le développement qu'elles ont atteint, soit par les espoirs qu'elles suscitent :

- la filière "Uranium naturel modérée au graphite et refroidie au gaz carbonique sous pression." Développée sous des formes assez différentes en Angleterre (variante Magnox) et en France, c'est la seule à utiliser des matériaux de base naturels. Les centrales de Chinon, Saint-Laurent des Eaux sont de ce type.
- la filière à Uranium enrichi, modérée LWR et refroidie à l'eau légère (ordinaire).
  Les réacteurs sont plus petits que ceux appartenant à la filière précédente mais le combustible, d'un autre côté est plus onéreux.

FIGURE 1 : SCHÉMA DU FONCTIONNEMENT DE LA FILIÈRE A EAU BOUILLANTE (BWR)



1 cœur du réacteur
2 barres de contrôle
3 séparateur
4 sécheur
5 cuve
6 turbine
7 alternateur
8 pompe
9 condenseur
10 eau de la rivière
11 enceinte de confinement



1 cœur du réacteur (combustible gainé)
2 barres de contrôle
3 échangeur
4 pressuriseur
5 cuve
6 turbine
7 alternateur
8 pompe
9 condenseur
10 eau de la rivière
11 enceinte de confinement

D'APRÈS BARRERE (1975)

FIGURE 2 : SCHÉMA DU FONCTIONNEMENT DE LA FILIÈRE A EAU PRESSURISEE (PWR)

Il existe deux grandes variantes de cette filière :

1. La variante BWR : (Boiling Water Reactor) - (fig 1)

- L'eau est portée à ébullition pendant la traversée du coeur du réacteur. Une pression d'environ 70 kg/cm^2 s'établit, ce qui correspond à une température de vapeur de 290°C environ. Cette vapeur est envoyée directement à la turbine, sans qu'il y ait besoin d'un échangeur de chaleur.
- Le circuit de la vapeur doit être conçu pour éviter les risques de contamination radioactive.
- En France, c'est la société SOGERCA qui construit les BWR, sous licence Général Electric.

2. La variante PWR : (Pressurized Water Reactor) - (fig 2)

- L'eau est maintenue à une pression de 150 kg/cm^2 grâce à un pressuriseur. Elle atteint, sans se vaporiser, une température de l'ordre de 320°. L'extraction des calories se fait donc ici en phase liquide.
- Le problème de confinement peut se résoudre plus facilement que chez les BWR.
- Les centrales de Chooz, Doel, Tihange, sont de ce type.
  En France, c'est la société FRAMATOME qui construit les PWR, sous licence Westinghouse.

- la filière à eau lourde : HWR
  Elle est fondée sur l'utilisation du modérateur idéal ; l'eau lourde, mais dont le prix de revient est élevé. Plusieurs variantes ont été développées mais la seule qui connaisse un développement industriel notable est la variante canadienne CANDU (Canadian deuterium uranium).

- la filière AGR
  (Advenced Gas Cooled) développée par les Anglais dans le prolongement de la filière Magnox. Le combustible est ici

sous forme d'oxyde.

- la filière HTR (à haute température). C'est un type de réacteur développé récemment, utilisant le graphite comme modérateur et refroidi à l'Hélium. Le combustible est construit de façon à résister à des températures de 900°C (Uranium enrichi, dispersé dans du graphite).
  On envisage de se passer de la vapeur pour produire de l'électricité en envoyant directement l'Hélium dans des turbines à gaz. (in "l'Energie nucléaire-Actualités et Documents", 1975). L'on obtient un bon rendement. (40%)
  Exemple : Dragon, réacteur européen en Angleterre.

- la filière à neutrons rapides :
  Tous les réacteurs précédents sont des réacteurs à neutrons thermiques, lents. Mais il existe aussi des réacteurs dans lesquels on ne ralentit pas les neutrons. Ce sont les surrégénateurs (breeders).
  Le Plutonium est placé au milieu d'U^{238}, appauvri, provenant d'une usine d'enrichissement. Il irradie fortement l'U^{238} qui est transformé en Plutonium $^{(239)}$. La quantité de Plutonium obtenue est supérieure à celle introduite dans le réacteur. Il produit plus de matière fissile qu'il n'en consomme, et fournit en même temps de l'énergie.
  Le rendement est de l'ordre de 40 %.
  Le fluide de refroidissement est du sodium fondu.

1.2. Besoins en eau.

1.2.1. Quantités d'eau de refroidissement :

Toute machine thermique effectue un travail avec perte de chaleur dans le milieu ambiant. Cette conséquence s'applique évidemment à toute centrale électrique : classique ou nucléaire.

En général, 555 cal/g sont nécessaires pour refroidir et condenser la vapeur suffisamment en vue de son pompage.
La quantité d'eau nécessaire varie avec le type de centrale (puissance, type de refroidissement) et l'augmentation de température possible dans le condenseur (ΔT).
Les centrales thermiques classiques rejettent 1250 kcal par Kwh dont 250 par cheminée. Alors que les centrales nucléaires (filière graphite-gaz ou LWR) rejettent 1650 kcal par Kwh dans l'eau de la source froide du condenseur.
Or pour deux centrales de même puissance totale, la quantité d'eau de refroidissement est toujours plus grande dans le cas d'une centrale nucléaire.
De plus, la puissance de celles-ci est supérieure à celle des centrales électriques surtout quand elles sont regroupées en plusieurs tranches. (1 tranche $\simeq$ 1000 MWe) (1 MWe = 10^9 watts électriques.)
Les conséquences des rejets d'eau réchauffée vont être sans commune mesure avec ce qui existe déjà.
A Tihange, pour un ΔT de 12 ° C, la quantité d'eau pompée dans la Meuse est de 33 m3/sec pour une puissance nette de 870 MWe.

1.2.2. Le rendement thermique :

Le rendement des réacteurs nucléaires est nettement inférieur à celui des centrales classiques, ainsi que le montre le tableau ci-dessous. C'est-à-dire que les pertes de chaleur sont plus élevées dans les premiers.

Tableau II : Rendement comparé des centrales thermiques .
(d'après d'Hoop, 1972, in CEE, 1975)

	centrales classiques	centrales nucléaires (LWR)
Energie du combustible	100 %	100 %
Pertes à la cheminée	14 %	-
Energie électrique produite	38 %	33 %
Energie dissipée dans l'eau de refroidissement	45 %	63 %
Rapport de l'énergie dissipée dans l'eau, à l'énergie électrique produite.	1,19	1,90

Pour les centrales à combustible nucléaire, les rejets thermiques représentent presque 2 x (1,9) la puissance électrique produite (tableau II).
Cependant, avec l'amélioration des techniques, de meilleurs rendements sont prévisibles.
Améliorer le rendement d'une centrale électrique, ou augmenter son efficacité thermique, c'est une manière de réduire les quantités des rejets thermiques en rivière (ainsi que le prix de revient en Kwh)

Tableau III : Caractéristiques thermiques en KWh thermique par KWh électrique (d'après Krenkel, in CEE, 1975).

	Efficacité thermique %	Chaleur rejetée par le condenseur	Besoins en eau de refroidissement ΔT=8° C
centrale classique	33 %	1,63	45 1/s
centrale classique	40 %	1,12	32,5 1/s
centrale nucléaire (LWR)	33 %	1,95	53,5 1/s

- Une centrale à combustible fossile dont le rendement est de 33 % rejette 1,63 KWh thermique par KWh électrique produit. La quantité de chaleur rejetée est abaissée à 1,12 si le rendement est amélioré à 40 %.
- A rendement égal, une centrale nucléaire rejette une quantité de chaleur 1,3 plus grande qu'une centrale au fuel.

1.2.3. Les différents systèmes de refroidissement.

Un autre moyen de diminuer l'intensité et la quantité des rejets réchauffés, est l'installation et l'amélioration des systèmes de refroidissement.
En plus du refroidissement direct, plusieurs méthodes de refroidissement indirect ont fait l'objet d'études et de réalisations industrielles pour des sites terrestres.
Chaque méthode a ses avantages et ses inconvénients. Il faut tenir compte en même temps des coûts (investissement, fonctionnement) et de toutes les répercussions sur l'environnement.

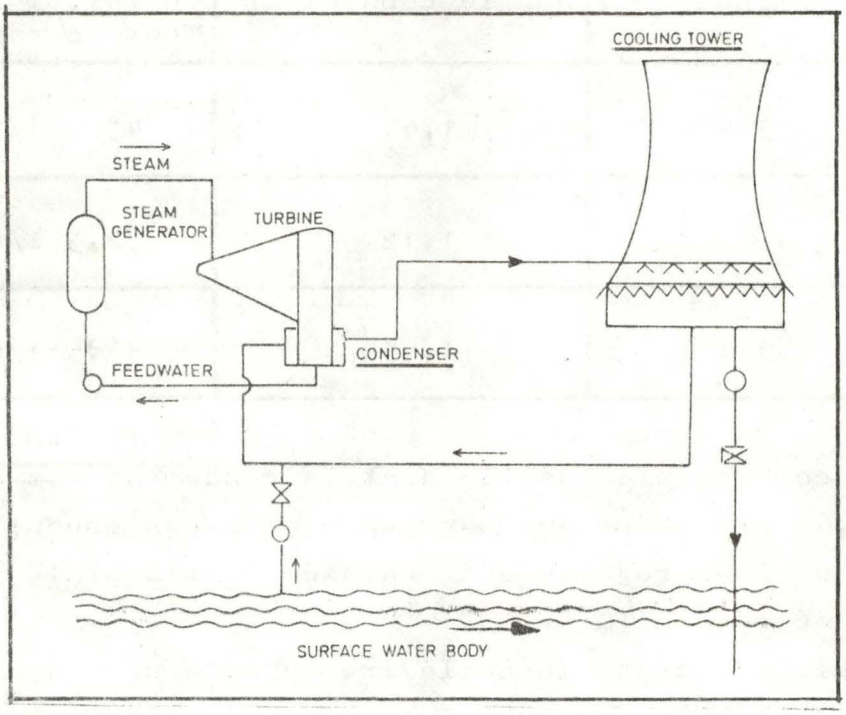


FIGURE 3 : SCHÉMA SIMPLIFIÉ DU FLUX DE L'EAU DE REFROIDISSEMENT. D'APRÈS PARKER (1973)

1.2.3.1. Le refroidissement direct.

L'eau, prise à la rivière (au lac, à la mer) y est renvoyée intégralement, après son passage dans les condenseurs et l'échauffement qui résulte.
C'est la méthode la plus utilisée jusqu'à présent. Elle est simple et économique, par contre elle est la plus dangereuse pour l'environnement aquatique, tant par la quantité d'eau rejetée, que par l'échauffement de ces rejets.
(50 m^3/sec d'eau réchauffée de 10°C sont rejetés par une centrale de 1000 MWe) (BROSSELIN, 1975)
Aussi, en raison de l'accroissement des besoins énergétiques (taille, nombre, puissance des centrales) et de la situation de plus en plus critique de l'environnement, le système de refroidissement direct rencontrera de plus en plus des limites d'application.
Pour améliorer ce système, on peut interposer sur le trajet de l'eau réchauffée, des canaux ou des réservoirs artificiels, permettant un refroidissement par évaporation (= tampons).
2 types d'utilisation sont possibles :

1. le circuit ouvert ("once through")-(fig. 3)
2. le circuit fermé ("recirculation")

Pour que le refroidissement soit suffisamment valable, la surface d'évaporation doit être importante.

(800 à 1500 ha pour 1000 MWe, CEE, 1975)
(400 à 800 ha pour 1000 MWe, COM. SAGES, 1975)

Le prix du terrain, le gigantisme des travaux et aussi le fait que les réservoirs de refroidissement concentrent les solides dissous (nécessité de purger) constituent les inconvénients du système.
Cependant, la surface des réservoirs ("cooling ponds") peut être réduite de 50 à 1 % (d'après les auteurs) par l'installation de systèmes d'aspersion ("spray-ponds").

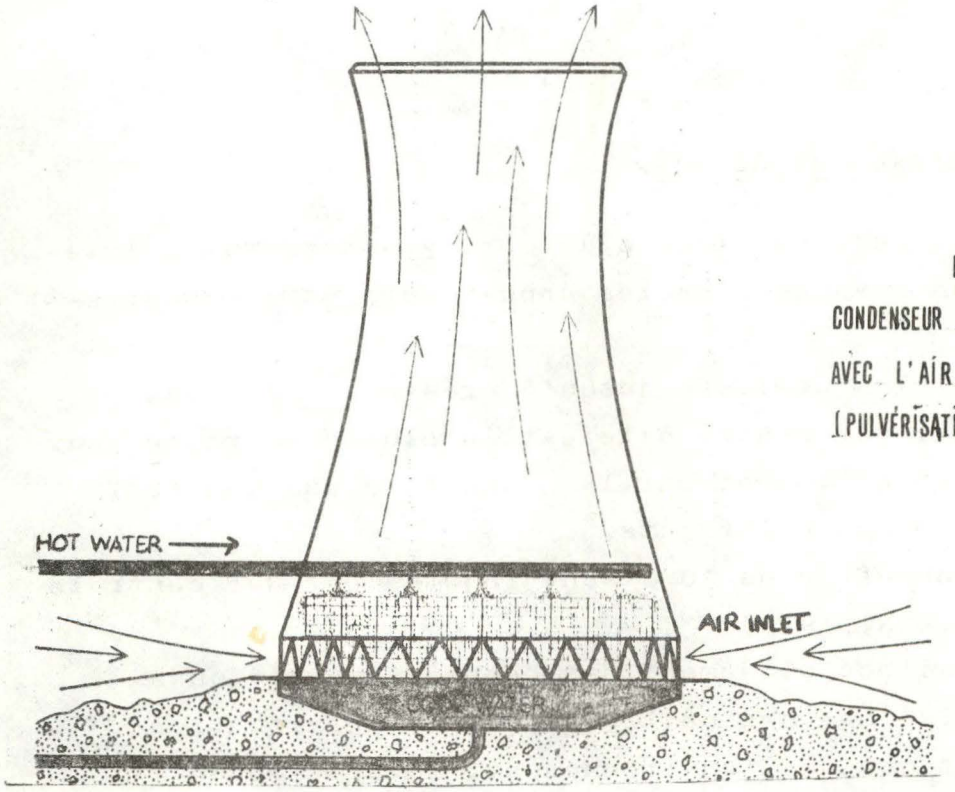


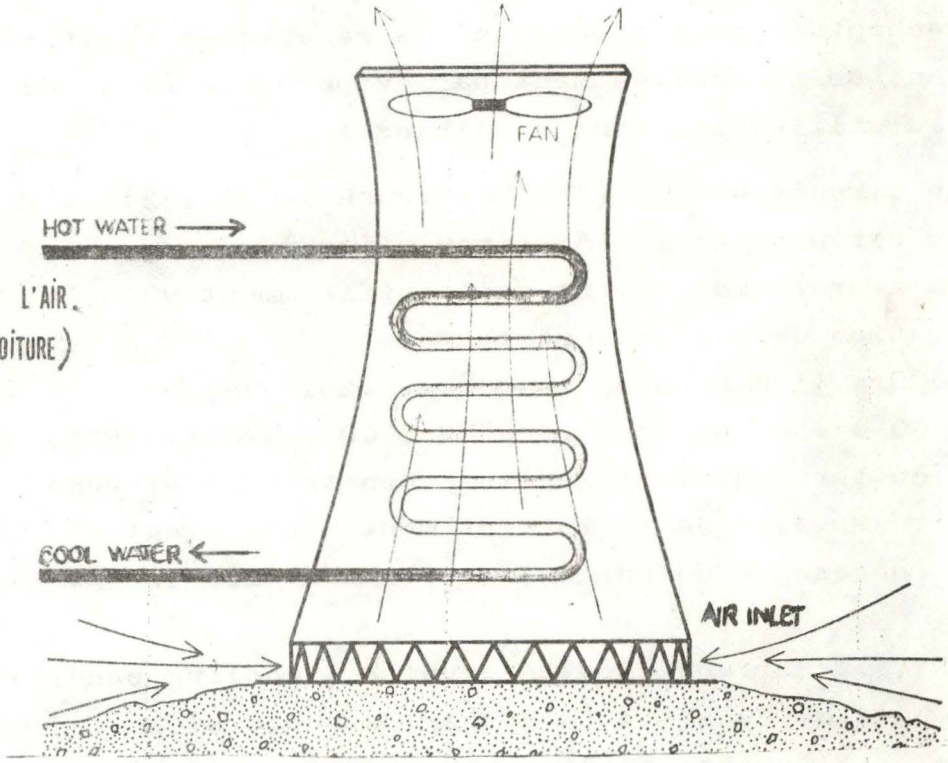
FIGURE 4 : TOUR HUMIDE

L'EAU CHAUDE VENANT DU CONDENSEUR EST EN CONTACT DIRECT AVEC L'AIR.
(PULVÉRISATION)

D'APRÈS CLARK (1969).

FIGURE 5 : TOUR SÈCHE

L'EAU CHAUDE N'ENTRE PAS DIRECTEMENT EN CONTACT AVEC L'AIR.
(PRINCIPE DU RADIATEUR DE VOITURE)



1.2.3.2. Le refroidissement indirect.

Actuellement, les méthodes de refroidissement indirect ne sont employées que lorsque la disponibilité de l'eau est insuffisante (T° élevée, mois d'étiage, plusieurs centrales installées sur le même cours d'eau, débit trop faible...)
Les tours de refroidissement peuvent être humides ou sèches selon la nature du fluide réfrigérant. (eau ou air)

a) Circuit avec réfrigérant humide : fig.4

L'eau réchauffée, venant des condenseurs, est amenée au-dessus d'un réseau de lattes sur lequel elle est pulvérisée. Lors de sa chute, l'eau rencontre un énorme courant d'air qui la refroidit. La plus grande partie de l'eau est recueillie à la base de la tour et retourne aux condenseurs (cycle fermé).
L'air peut être aspiré par l'effet de cheminée d'une construction haute, de forme hyperbolique (tirage naturel) ou par l'usage de ventilateurs (tirage forcé).

Tours humides à tirage naturel :

Il existe deux sytèmes différents, selon que le courant d'air est horizontal ou vertical, par rapport au courant d'eau. Il s'agit du type à contre-courant (counter-flow) ou du type à courant croisé (cross-flow).
Ces tours ne nécessitent pas de besoins en électricité mais par contre, sont dépendantes des conditions atmosphériques. Un autre inconvénient est leur coût d'investissement élevé dû à leur grande taille :

- hauteur : de 145 à 170 m
- diamètre à la base : de 100 à 150 m

Tours humides à tirage forcé :

Ces tours sont de plus petite taille que celle à tirage naturel et sont indépendantes des conditions atmosphériques. Mais

elles exigent une certaine partie de la production électrique (10 % à Tihange) pour la marche des ventilateurs. De plus, l'usage de ceux-ci est bruyant et particulièrement inapprécié du voisinage. Mais le principal désavantage des tours humides est sans aucun doute, la perte d'eau subie.
Celle-ci entraîne différentes conséquences :
D'abord, les rejets d'eau de vapeur d'eau dans l'atmosphère peuvent modifier le climat local. Ensuite, ils nécessitent des prélèvements supplémentaires de réfrigérant qui ne seront pas rendus à la rivière. Cette eau prélevée compense la perte due à l'évaporation : c'est l'eau d'APPOINT (make-up).
Mais ce n'est pas tout. A chaque cycle dans le circuit, à chaque évaporation, les éléments de l'eau, qu'ils soient naturels ou artificiels, se retrouvent concentrés.
Pour lutter contre ce phénomène, il faut purger, renouveler une partie de l'eau du bassin de récupération situé à la base de la tour. Les purges augmentent donc la quantité d'eau d'appoint nécessaire.
D'après IAEA (1974), l'eau d'appoint constitue 3 à 5 % de la quantité totale d'eau circulant.
Il n'empêche que l'évaporation, nécessaire au fonctionnement des tours humides, reste la principale source des pertes d'eau.
D'après Parker (1973) les tours humides font perdre 75 % de la chaleur de l'eau des condenseurs, par évaporation. Ce pourcentage de chaleur perdue est fonction du bulbe humide de l'air, de l'humidité relative de l'air, de la vitesse du vent, de l'écart des températures de l'eau.

b) Circuit à réfrigérant sec : fig.5

L'air n'entre pas en contact avec l'eau du condenseur, qu'il refroidit : c'est le principe du radiateur de voiture.
La vapeur venant des turbines peut être directement refroidie dans la tour sèche qui remplace ainsi le condenseur habituel.
Le tirage peut être mécanique ou naturel.

Les tours sèches ne nécessitant aucun besoin d'eau, elles évitent donc les principaux problèmes(traitements chimiques, corrosion, influences sur le climat, sur l'écosystème aquatique...) rencontrés dans les autres systèmes de refroidissement (tours humides). Ces avantages sont donc considérables. Cependant, les tours sèches restent peu utilisées. Cela tient à leur coût d'investissement et de fonctionnement élevé. (constructions gigantesques).

Pour une centrale de puissance 600 MWe :

hauteur : 172 m
diamètre à la base : 205 m
diamètre au sommet : 125 m

Leur efficacité thermique est plus faible que celle des tours humides. Cela est dû à la chaleur spécifique de l'air, 4 fois plus petite que celle de l'eau.
La plus grande tour sèche refroidissant une centrale nucléaire se trouve en Sibérie. La puissance de cette centrale est de 48 MWe (IAEA,1974).
Les tours sèches sont également employées en Roumanie, pour une centrale d'une puissance de 250 MWe (Micha, communication personnelle).
D'autres tours sèches sont utilisées en Angleterre (Rugeley), en Allemagne, en URSS dans des centrales thermiques classiques, et des installations pétrochimiques.
Les effets directs sur l'environnement sont réduits au minimum chez les centrales utilisant les tours sèches. Les dimensions de celles-ci constituent un obstacle majeur à leur emploi pour de grandes centrales nucléaires. De plus, certains problèmes techniques ne sont pas encore résolus actuellement (IAEA, 1974).

c) Les tours combinées.

Les tours combinées sèches-humides présentent des avantages que chaque tour séparée ne possède pas. Il existe de nombreuses combinaisons possibles, mais elles ne sont pas encore opérationnelles sur de grandes unités de plus de 1000 MWe.

1.3. Conclusions.

Le but des systèmes de refroidissement est de réduire la pollution thermique, c'est-à-dire de minimiser l'impact thermique des centrales sur la vie aquatique et la qualité des eaux.
Ces systèmes sont donc tout à fait indispensables : les circuits ouverts devront être condamnés au profit du refroidissement par tours humides ou mieux, par tours sèches.
Or ces moyens ne sont pas toujours utilisés. Ainsi, aux Etats-Unis, en 1980, la moitié de la capacité installée aura des tours de refroidissement. En Angleterre, les systèmes de refroidissement les plus couramment employés sont les tours humides à tirage naturel. (Parker, 1973)
En France,(Brosselin, 1975) sur les 150 tranches que le plan gouvernemental a prévu, 10 seulement seraient équipées de réfrigérants secs, 10 autres en circuits ouverts sur le Rhône, 30 munies de tours humides, le reste étant installées sur la mer.
Les tours sèches représentent un coût d'investissement et de fonctionnement élevé.
Il faut concilier les impératifs du développement économique et ceux de la sauvegarde du milieu naturel.
Ne faire intervenir que des considérations d'ordre économique (politique, industriel...) dans le choix des sites, du mode de captation et de rejet, du système de refroidissement, c'est purement et simplement condamner la vie aquatique.

2. Avantages et inconvénients des centrales nucléaires.

Par rapport aux autres sources d'énergie disponibles (charbon,pétrole) et dans le contexte économique et politique actuel, l'énergie nucléaire présente certains avantages :

- la matière première, l'Uranium naturel,est mieux répartie dans le monde que le pétrole et le charbon dont on entrevoit,dans un avenir relativement proche,l'épuisement des réserves.

  Malgré le progrès de la chimie de synthèse,les hydrocarbures naturels représentent toujours une valeur chimique,qui justifie un prix élevé.

- les centrales thermiques classiques dégagent dans l'atmosphère des gaz de combustions,fumées,ce qui, dans le cadre des besoins en énergie actuels,constitue une pollution intempestive.

Mais les implantations de plus en plus nombreuses des centrales nucléaires se traduisent également par différents sujets de préoccupations, se rapportant au potentiel de pollution de ces centrales.

Ce sont :
- les modifications des espaces naturels
- des effets mécaniques
- la pollution chimique
- des effets des tours de refroidissement sur l'environnement
- la pollution thermique
- la pollution radioactive.

2.1. Modification des espaces naturels.

La construction croissante des centrales nucléaires soulève des problèmes de protection de la nature.

En effet, des territoires possédant une valeur écologique (réserves naturelles...) offrent certains avantages pour l'implantation de centrales nucléaires (éloignement des villes, terrains meilleur marché).

Si ces sites sont retenus, ils peuvent être considérés comme perdus.

La surface occupée par un parc de centrales nucléaires est de 500 ha, environ.

La vie des centrales, actuellement, est de 30-40 ans. Or, quand les réacteurs nucléaires sont hors d'usage, on les abandonne pendant 20 à 30 années, pour les laisser se "refroidir".

Par exemple, le 1er réacteur de Marcoule et la 1ère tranche de Chinon ont été définitivement arrêtés en 1968 et 1973 et aucune décision n'a encore été prise au sujet des bâtiments abandonnés (Ramade, 1975).

Il faut ajouter à l'impact sur l'environnement les couloirs de lignes à haute tension, peu appréciés dans les paysages, et qui couvriront une surface de plus en plus importante.

Ils devraient être tracés en tenant compte des voies de migrations des oiseaux, des sites de valeur...

Aussi, le choix des sites possibles devrait se baser sur des études écologiques.

2.2. Effets mécaniques.

Des dommages écologiques peuvent être importants au niveau de la prise d'eau. Des organismes divers (larves, jeunes poissons, crustacés, mollusques...) sont aspirés et subissent des chocs contre les grilles et autres dispositifs d'arrêt.

Les petits organismes du plancton sont entraînés dans les circuits de refroidissement et doivent subir des chocs physiques,

des changements brusques de température et de pression. D'après ROSS (1973), la température augmente de 8°C à une vitesse de 1°C par seconde dans les tuyaux des condenseurs.
La prise d'eau ne peut être située près des sites de reproduction et près des voies de migration des poissons, et devrait permettre aux courants d'aider les organismes à éviter l'entraînement dans les circuits.
La localisation de la prise d'eau et le mode de rejet des eaux de refroidissement doivent être choisis de façon à empêcher la recirculation de l'eau rejetée. Celle-ci soumet en effet les organismes affaiblis par un premier passage, à repasser par les circuits de refroidissement.

2.3. La pollution chimique.

Certains organismes (algues, mollusques...) se développent bien dans les circuits de refroidissement et ont tendance à se fixer aux parois. Pour éliminer cette prolifération indésirable, des biocides (chlore, hypochlorité - eau de javel -, acide sulfurique) sont injectés par intermittence.
Les concentrations sont faibles, de l'ordre du p.p.m ou moins. D'autre part, des produits détartrants sont parfois ajoutés là où les eaux sont dures. (Brosselin, 1975)
Quand l'eau de refroidissement circule en circuit fermé, des changements chimiques peuvent se produire (pH, dureté,...) (Davies, 1966).
On peut dire, que, à quelques exceptions près (rejet accidentel de 20.000 l d'hypochlorite dans la Meuse à Tihange en septembre 75), les conséquences du rejet des polluants chimiques ne sont pas directement importantes. Cependant, les effets synergiques dus à l'effet combiné de l'élévation de température et du rejet de polluants chimiques, bien que mal connus, peuvent devenir très critiques pour la vie aquatique.

2.4. Effets des tours de réfrigération sur l'environnement.

Ce sont : - l'effet esthétique
- l'effet sonore
- les effets sur le climat local

- les tours sèches sont plus grandes que les tours humides, surtout celles dont la ventilation est naturelle.
- A 100 m des tours à ventilation naturelle, le bruit de la chute d'eau atteint un niveau de 65 à 75 dB. Le bruit des ventilateurs s'ajoute à celui de la cascade pour les tours à tirage forcé.
- Quel que soit le type de centrale, le recours à l'eau comme fluide réfrigérant se traduit par une évaporation (1 à 2 m3/sec, par tranche de 1.000 MWe) qui peut modifier le climat local. Dans certaines régions, le brouillard peut se former plus vite et persister plus longtemps (IAEA, 1974). Si les tours sont munies d'éliminateurs, leur contribution aux précipitations naturelles est négligeable, mais la formation des cumulus naturels est souvent anticipée.
  Les panaches se rabattent rarement sur le sol.
  Leur hauteur, pour les tours humides à tirage naturel est de 400 m à 800 MWe, et leur formation souvent nocturne. La connaissance des effets de ces tours sur le climat est encore fort incomplète (IAEA, 1974). Toujours est-il que l'air chaud des tours sèches s'élève à des altitudes l'empêchant d'influencer le climat local.

  En conclusion, les impacts des tours de refroidissement à tirage naturel munies d'éliminateurs, ne sont pas importants.

2.5. Pollution thermique.

L'utilisation d'un fleuve pour le refroidissement en circuit ouvert se traduit par un réchauffement significatif des eaux par suite des quantités considérables de calories à évacuer.

L'augmentation de température a des effets multiples dont l'un des plus importants est l'aggravation des dégâts causés par les pollutions organiques et toxiques sur l'écosystème aquatique.

L'écosystème aquatique est un ensemble excessivement complexe, dont les divers constituants sont fortement interdépendants.

Le régime thermique relativement stable de la rivière avec lequel les êtres vivants sont en équilibre dynamique, ne pourra pas être déplacé sans conséquences.

Il est bien établi que la pollution thermique constitue une menace pour le déséquilibre biologique des rivières.

Or les nombreuses observations, faites aux abords des centrales sont parfois différentes et même contradictoires : l'élévation de la température de l'eau n'a pas d'effet, perturbe plus ou moins gravement, ou est réellement néfaste sur l'écosystème.

Il faut en effet tenir compte d'une série d'éléments (géographiques, techniques, climatiques...) qui font que les conséquences de la pollution thermique dépendent des conditions locales, et que chaque site est un cas particulier.

Ces éléments sont principalement :

- le mode de rejet de l'effluent chaud (permanent, accidentel).
- la température et le débit de l'effluent thermique et ceux de la rivière réceptrice.
- les types de rivière : l'élévation de température est plus dangereuse pour une rivière salmonicole que pour un cours d'eau de plaine.
- l'état de pollution des eaux réceptrices.
- les fluctuations thermiques, saisonnières et journalières. (Pour savoir dans quelles mesures les cycles de variation de température sont touchés par la pollution thermique.)
- le type de centrale, sa puissance, l'échauffement de l'eau utilisée (ΔT), le système de refroidissement employé.

Dans le chapitre suivant (chapitre 3), nous examinerons plus en détail les effets de la pollution thermique sur les écosystèmes aquatiques.

2.6. Pollution radioactive.

Les produits de la combustion de l'Uranium ne restent pas tous dans le réacteur. A la longue, en effet, des microfissures se forment dans le gainage et permettent la diffusion des radionuclides qui vont contaminer le circuit primaire. Les effluents du circuit primaire sont traités de manière à les décontaminer avant d'être dilués et rejetés dans la rivière.

Les centrales nucléaires ne contribuent à la radioactivité naturelle que pour une augmentation modeste qui ne menace pas les équilibres naturels. Cependant, il faut envisager dans l'avenir les implantations de centrales puissantes sur un même fleuve, les seuils d'activités limites pourront-ils être encore respectés dans ce cas ? (Brosselin, 1975)

Les problèmes du démantèlement des centrales et du stockage des déchets radioactifs sont les plus graves de tous ceux soulevés par l'industrie nucléaire.

Tous les experts sont d'accord : après plus de 20 années de recherche, il n'existe toujours pas de véritables solutions pour neutraliser ses déchets pendant des siècles.

Ni l'incorporation des effluents radioactifs à des céramiques dans des fûts d'acier ensuite largués sur le fond des mers, ni la vitrification des déchets n'offrent encore de garanties suffisantes.

Les usines de retraitement libèrent également des gaz rares radioactifs, des effluents liquides de faibles activités.

Le problème de la pollution radioactive, l'un des plus importants soulevé par le développement de l'énergie nucléaire, fait également l'objet d'un chapitre spécial (chap. 4).

2.7. Conclusions.

- Chaque effet ne doit évidemment pas être interprété dans son contexte isolé mais il doit faire l'objet d'une estimation globale se rapportant à l'écosystème aquatique dans sa totalité, compte tenu des interférences.
- L'impact le plus important des centrales nucléaires sur l'écosystème aquatique est dû à leur pollution thermique. Les conséquences de la pollution radioactive et chimique peuvent être considérées comme relativement minimes.
- La solution du stockage à long terme des déchets à très haute radioactivité est vitale pour le développement de l'énergie nucléaire.

3. La pollution thermique.

Introduction.

La pollution thermique existe dès que les activités humaines mènent à des changements de t° qui perturbent plus ou moins gravement les écosystèmes aquatiques en dehors de leurs écarts naturels.

Les rejets thermiques sont causés non seulement par les centrales électriques, mais aussi par les raffineries de pétrole, les industries sidérurgiques. D'autres activités humaines telles l'aménagement des eaux en agriculture (irrigation, drainage), le déboisement peuvent également affecter, si elles sont généralisées, le régime thermique des eaux de surface de tout un bassin versant(in Leynaud, 1967). Les égoûts urbains, les réservoirs de barrage sont aussi susceptibles de modifier la t° de l'eau.

Le problème de la pollution thermique n'est donc pas propre aux centrales nucléaires. Il n'empêche que cette forme de pollution physique, qui tend à être négligée parfois, face aux autres types de pollution, est amenée à atteindre des niveaux critiques sur certains cours d'eau.

En effet, l'énergie nucléaire prend de plus en plus d'extension et tend à devenir la source principale d'électricité. Le nombre, la puissance, la taille des centrales nucléaires (parcs) deviennent de plus en plus importants.

La production d'électricité crée d'importants rejets de calories qui doivent être évacués dans l'environnement aquatique ou athmosphérique. Nous avons vu que le rendement thermique des centrales nucléaires était plus faible que celui des installations classiques.

Actuellement du moins, le mode de circulation fermé de l'eau de refroidissement et l'emploi des tours sèches, qui réduisent au minimum la pollution thermique, ne sont pratiquement pas employés (question technique, financière).

Au cours de ce chapitre, nous allons tenter de résumer et de comparer les informations de la littérature sur l'influence de l'élévation de t°, des chocs thermiques brusques, des chocs de froid, sur le milieu aquatique dans divers pays du monde. Bien sûr, chaque site doit être considéré comme un cas particulier, ce qui explique la nécessité pour les auteurs de préciser les conditions naturelles ainsi que l'influence humaine sur l'environnement.

Plusieurs des nombreuses informations rapportées ici ne concernent pas les centrales nucléaires, mais des centrales thermiques classiques. Nous avons déjà souligné le fait que la pollution thermique n'est pas le propre des installations nucléaires mais pour diverses raisons évoquées ci-dessus, elle prend une ampleur plus importante dans ce cas.

3.1. Influence de l'élévation de température sur le milieu abiotique.

3.1.1. Distribution des températures dans les rivières, en aval des rejets.

Dans nos régions tempérées et en conditions naturelles, les variations saisonnières de l'eau (milieux lotiques) sont comprises entre 0° C et 25° C (Philippart). Pour les rivières en Angleterre, Macan (1963) note que les températures maximales naturelles dépassent rarement 24° C. Elles sont généralement situées entre 16° et 22° C, selon la situation géographique de la rivière.

Aux Etats-Unis, les données sont à peu près identiques pour les rivières de l'Est et du Nord. Par contre, les limites supérieures sont nettement plus élevées en ce qui concerne la température maximale des rivières de l'Ouest et du Sud des USA (Langford, 1972).

Quant à la stabilité thermique des cours d'eau, il faut faire une distinction suivant leur taille.

Les grandes rivières sont plus stables que les plus petits cours d'eau : les écarts quotidiens de température ne dépassent pas 2° C, même en été (Langford, 1970).

Tandis que dans les ruisseaux, les fluctuations s'étalent entre 6° et 9° par jour. Cependant, il est intéressant de remarquer que les changements de température naturels sont toujours lents : moins de 0,2° C par heure pour les grands cours d'eau et 0,8° C par heure pour les petits (Langford, 1972).

Chaque rivière peut être caractérisée par un régime thermique qui lui est propre, fonction de l'altitude, de la pente, de la vitesse du courant, de la largeur, de la nature du fond. Les êtres vivants dans la rivière sont acclimatés à ce régime thermique et tout changement de celui-ci se répercute sur la faune et la flore.

L'arrivée d'un effluent d'eau réchauffée modifie, déséquilibre le régime thermique du milieu récepteur.

Le plus souvent, l'eau réchauffée se déverse dans la rivière par un canal : c'est la forme de rejet la plus simple, la plus brutale, à déconseiller. Dans l'intérêt de la vie aquatique, de la qualité de l'eau, il faut disperser au maximum l'eau chaude. Il existe différents modes de dispersion des effluents thermiques qui permettent un mélange entre les eaux chaudes à rejeter et les eaux réceptrices, froides (jets, diffuseurs...). D'après le mode de rejet, mais aussi d'après les débits respectifs de la rivière et de l'effluent, de la vitesse du courant, du facteur de dilution, de la profondeur du milieu récepteur, de la température en amont de la centrale, les températures en aval se distribuent différemment. Il est donc impossible de généraliser à cause du nombre de facteurs qui interviennent, la distribution des températures, suite aux effluents thermiques.

- Par exemple, le rejet d'eau réchauffé par la centrale de Montereau provoque une stratification thermique à l'endroit du rejet, dans la Seine. L'homogénéisation s'effectue après quelques kilomètres, le fond se réchauffant et la surface se refroidissant (Leynaud, 1967).

ALABASTER (1960) cite également un autre des nombreux cas de stratification thermique : l'eau de refroidissement est déversée dans la Nene à Petersborough par un assez long canal, dont la température de l'eau est de 12° C supérieure à celle de l'amont. Il n'y a pas de dilution avec l'eau froide de la ...ière.

...UD (1967) fait remarquer que les zones les plus productives, ...les rives, sont donc affectées par le réchauffement.

...re danger que représente la stratification thermique ... "barrière thermique" que la couche chaude superficielle ...ue pour les imagos et les animaux venant respirer en ...

...tte stratification verticale ne se présente pas dans

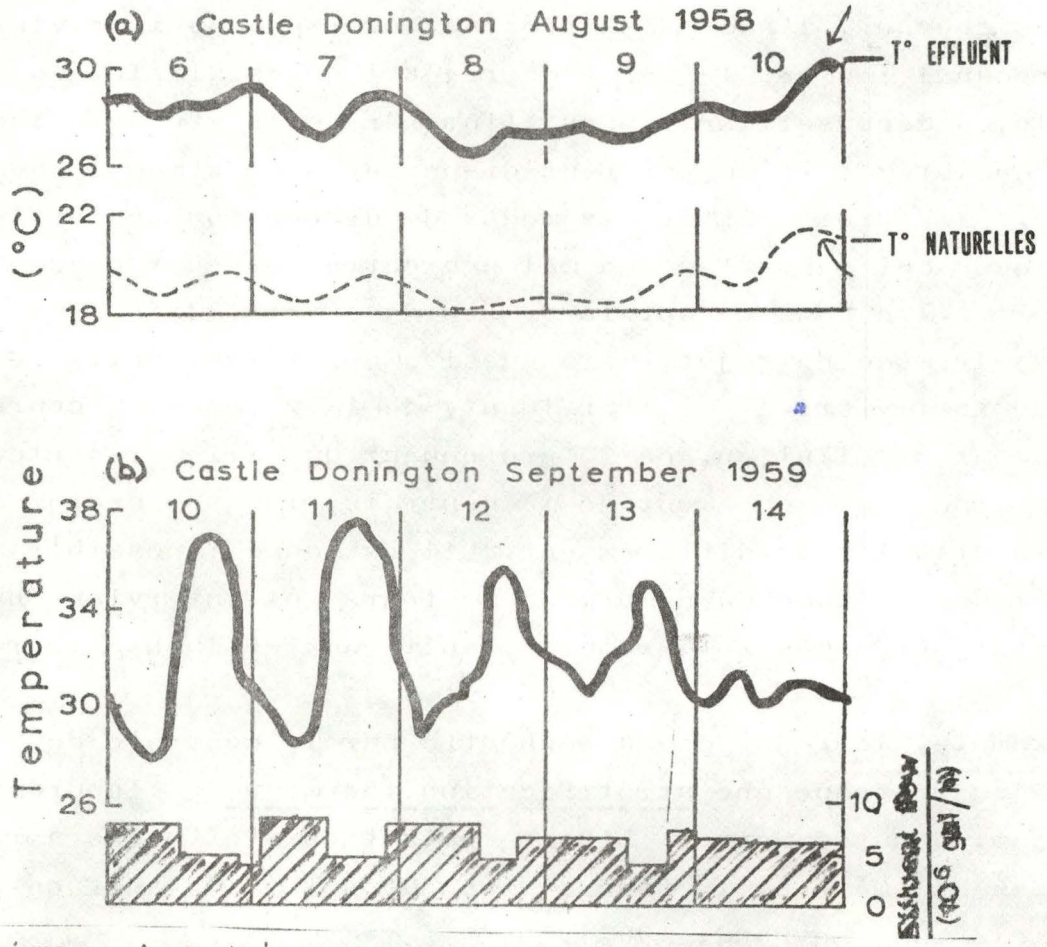


FIGURE 6 : A) T° RELEVÉES EN AMONT ET EN AVAL D'UNE CENTRALE.

B) RELATION ENTRE T° ET DÉBIT DE L'EFFLUENT.

D'APRES ALABASTER ET DOWNING (1966)

tous les cas. Ainsi, si la plus grande partie ou la totalité du débit de la rivière est captée pour refroidir la vapeur, l'homogénéisation se réalise plus rapidement : la température est uniformément plus élevée en aval. (Leynaud, 1967 ; Alabaster, 1969)

- Dans d'autres rivières, l'eau venant des condenseurs se déplace d'un côté, le long d'une rive.

VAILLANCOURT (1974) note également à propos de l'incidence thermique de la centrale Gentilly, au Canada, les façons dont les mélanges se font, d'après les saisons. Le refroidissement en automne semble plus fonction de l'évaporation que du mélange mécanique, car la différence prononcée entre les températures de l'air et de l'eau facilite les échanges thermique. Ce qui n'est pas le cas en été.

La température peut être élevée de 6° à 16° C par son passage dans les condenseurs (Eif ac, 1968). Mais parfois elle peut encore être plus haute que celle prévue à cause du phénomène de recirculation. Une partie de l'eau rejetée se déplace en amont et circule une seconde fois dans les condenseurs.

Ce phénomène est particulièrement indésirable à la fois pour les micro-organismes qui, affaiblis par un premier passage, subissent un deuxième choc, pouvant leur être fatal, et pour l'efficacité du refroidissement (Clark, in Brosselin, 1975).

D'après les difficultés du mélange des eaux de température différentes, il peut en résulter la formation de loupes, de mèches, de puits, de tourbillons d'eau chaude (Brosselin, 1975).

- L'arrivée d'un effluent thermique modifie non seulement la distribution de la température dans l'espace mais aussi la distribution de la température dans le temps.

En aval des centrales, de nombreux auteurs constatent une accentuation des fluctuations journalières aussi bien que des fluctuations à long terme. fig. 6

Ainsi, d'après Langford (1972) en amont d'une centrale électrique, les fluctuations sont d'une ampleur de moins de 2° C tandis qu'en aval, elles atteignent 2° et 7° C d'écart.

Ces températures moyennes sont en avance de 3 à 5 semaines au printemps, sur l'amont et en retard de 1 à 2 semaines en automne. De même, le nombre de degrés heures est plus élevé en aval. ALABASTER a montré sur la Trent (1969) que les températures moyennes en aval étaient plus élevées en automne que les températures moyennes, en été, observées en amont.

En conclusion, on observe couramment en aval des rejets thermiques :

- une élévation de température qui peut dépasser les valeurs naturelles,
- un effet à court terme = une accentuation des fluctuations journalières de température,
- un effet à long terme = une déstabilisation du régime thermique de la rivière avec lequel les êtres vivants sont en équilibre,
- une distribution variable des températures et la réalisation de différents phénomènes peu souhaitables (stratification, recirculation...)

Ces conséquences sont d'ampleur variable, d'après l'écart thermique entre l'amont et l'aval des centrales électriques. L'usage des tours humides par exemple, réduit les changements thermiques de l'eau. Bien sûr, ceux-ci sont nuls dans le cas de l'emploi des tours sèches. Mais nous savons que cet emploi est rare actuellement.

Il résulte également de l'examen des données bibliographiques consultées, que les localisations de la prise d'eau, de son rejet, et de ses techniques, doivent être particulièrement étudiées car elles peuvent minimiser l'impact thermique sur le cours d'eau.

Temperature (°C)	Vapour pressure (mmHg)	Viscosity (cP)	Density (g/ml)	Surface tension (dyne/cm)	Oxygen solubility (mg/litre)	Oxygen diffusivity (cm^2/s)
0	4.579	1.787	0.99984	75.6	14.6	
5	6.543	1.519	0.99997	74.9	12.8	
10	9.209	1.307	0.99970	74.2	11.3	15.7
15	12.788	1.139	0.99910	73.5	10.2	18.3
20	17.535	1.002	0.99820	72.8	9.2	20.9
25	23.756	0.890	0.99704	72.0	8.4	23.7
30	31.824	0.798	0.99565	71.2	7.6	27.4
35	42.175	0.719	0.99406		7.1	
40	55.324	0.653	0.99224	69.6	6.6	

TABLEAU IV : CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE.

D'APRÈS PARKER (1973)

3.1.2. Effets de l'élévation de la température sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau.

Une modification de la température affecte presque toutes les propriétés physiques de l'eau. Le tableau IV montre les changements de ces propriétés avec l'élévation de la température. Ce sont la densité, la viscosité, la pression de vapeur, la tension superficielle, la solubilité des gaz et leur diffusion.

Une augmentation du taux de sédimentation peut être causée par une diminution de la viscosité et l'élévation de la température, et conduire à des problèmes de dépôts de boues dans le milieu récepteur. (IAEA, 1974)

Un des facteurs de l'eau les plus importants pour maintenir et développer la vie aquatique est la quantité d'O_2 dissous.

L'élévation de la température a pour effets antagonistes de :

1. diminuer la teneur en O_2 dans l'eau et,
2. d'augmenter les besoins en O_2 des organismes (micro- comme macroorganismes).

La quantité d'O_2 dissous ne dépend pas seulement de la température de l'eau mais aussi d'autres paramètres tels la turbulence de l'eau, la stratification, la charge organique, la quantité de végétaux.

C'est ce qui explique que les constatations faites au sujet de l'influence des centrales sur les concentrations d'O_2 en aval sont différentes :

- TRENBLEY (in Leynaud 1967), sur la rivière Delaware, décrit une diminution de la concentration en O_2 quand celle-ci est élevée en amont mais par contre si l'eau est pauvrement oxygénée à l'entrée des condenseurs, il observe une augmentation d'O_2 dissous en aval.

Ce dernier phénomène peut être attribué au brassage de l'eau et à l'élévation de la vitesse de réaération (Truesdale et Vandyke, in Leynaud, 1967).

- A Montereau, Nisbet (in Leynaud, 1967) constate que la différence des concentrations en O_2 en amont et en aval de la centrale n'est pas significative. Jones (in Leynaud, 1967) explique ce fait par la rapidité du passage de l'eau dans les condenseurs et que l'échange gazeux entre l'eau et l'air n'a pas le temps de se faire.
- La turbulence de l'eau dans les tours de refroidissement des centrales de Porcheville et Drakelow suffit à enrichir en O_2 respectivement l'eau de la Seine et de la Trent, fortement polluées par les matières organiques (DBO élevée).
D'après Ross (in Leynaud, 1967), c'est au-dessus de 6 ou 7 mg d'O_2 / litre en concentration initiale qu'il y aurait perte d'O_2.

Il n'empêche que ce qu'il faut considérer, c'est l'ensemble des phénomènes découlant de l'échauffement des eaux. C'est-à-dire :
- l'augmentation des besoins en O_2,
- l'accélération des fermentations,
- la diminution des teneurs en O_2 dissous, qui se répercutent sur les êtres vivants.

Enfin, signalons que les changements de température de l'eau peuvent modifier l'action de substances chimiques toxiques sur les organismes, le seuil des concentrations létales pouvant être abaissé ou dans certains cas, élevé.

Influence de la température sur la toxicité des polluants.

La toxicité absolue des polluants est modifiée pour deux raisons car la température fait varier :
- la toxicité des poisons.
- la résistance des êtres vivants vis-à-vis de ces polluants.

D'après le type de poison, et sa concentration, la vitesse et l'amplitude du changement de température, les effets de l'échauffement de l'eau sur la toxicité des polluants sont fort différents.

Souvent, celle-ci augmente avec l'élévation de température. Ce serait dû, d'après Macek (1967) (in CEE , 1975), à une plus grande vitesse d'absorption du poison.
D'après Laberge (1959), la toxicité du cyanure de K est doublée tous les 10° C. L'orthoxylène est 3 fois plus toxique pour une élévation de température de 7° C.
On définit la concentration létale de poison comme la concentration qui provoque, pendant un temps donné, la mort de 50 % des organismes (CL 50).
Par exemple, la CL 50 (96 h) en D.D.T pour la truite Arc-en-ciel est augmentée de 50 % lorsque la température s'élève de 7 à 13° C. Par contre, pour l'endrine (autre pesticide), le CL 50 (96 h) diminue de 50 % dans les mêmes conditions expérimentales (CEE,1975).
Certains polluants ont leurs effets liés à l'oxygène :

- le cyanure, par exemple, bloque l'utilisation d'O_2, par les cellules,
- le Cuivre provoque une demande accrue en O_2
- le Zinc et le Mercure bloquent ce gaz au niveau des ouïes des poissons (CEE, 1975).

La différenciation entre les effets directs de la température et indirects (manque d'O_2) est impossible à faire. Toujours est-il que la façon de mourir est souvent directement liée à la température.

3.2. Influence de l'élévation de température sur les biocénoses aquatiques.

Nous examinerons successivement les effets directs d'une augmentation de t° de l'eau sur les trois grands niveaux trophiques des écosystèmes aquatiques, à savoir les producteurs, les consommateurs et les décomposeurs.

3.2.1. Les producteurs.

Parmi les végétaux, nous verrons successivement :
- le phytoplancton,
- le périphyton,
- les macrophytes.

3.2.1.1. Le phytoplancton.

A cause de leur taille microscopique, les différents organismes planctoniques qui foisonnent dans les conditions normales, sont entraînés par l'eau de refroidissement dans les circuits des centrales.
Flagellés, Chlorophycées, Cyanophytes, Diatomées... y subiront donc plusieurs effets mécaniques, de pression et autres, qui s'ajoutent aux effets thermiques.
De plus, (BROSSELIN, 1975) le choc thermique est double pour bien des organismes :
- élévation de température au niveau des condenseurs,
- puis retour plus ou moins rapide à une température un peu au-dessus de la normale, au niveau des systèmes de refroidissement.

LEYNAUD (1967) considère qu'il est difficile de constater des modifications liées au réchauffement des eaux car les éléments planctoniques, flottants, ne restent pas longtemps dans les zones réchauffées et se mêlent plus ou moins rapidement aux eaux normales.
Il en va autrement si les déversements d'eau chaude sont importants et relativement rapprochés.
KOOPS (1973) a prélevé des échantillons de plancton dans le

Ysselmeer, dont les eaux refroidissent les circuits de la centrale de Flevo. (Température maximum à la sortie des eaux réchauffées : 26° C.)
Les pourcentages de similarité (selon Whittaker) des échantillons en différents endroits du lac, en rapport avec les températures correspondantes, n'ont montré aucune corrélation. L'élévation de température a varié de 5° C à 15° C sur la période d'échantillonnage de 2 ans.
Mais Koops n'exclut pas des effets nuisibles à long terme.
De même, dans le lac Lichen, en Pologne, réchauffé artificiellement, on a observé après 8 ans, que la production de phytoplancton avait été multipliée par 2,5 (EIFAC, 1969) réduisant la transparence de l'eau.
En Angleterre, SWALE (in Langford, 1972) a étudié le phytoplancton de la rivière Lea, près de la Rye Meads Station et a trouvé qu'une élévation de température de 3° à 12° C n'avait pas d'effets ni sur la diversité des espèces, ni sur la production.
PATRICK (in Parker, 1973) en résumant les résultats des études portant sur l'impact de différentes centrales américaines a conclus que les algues subissaient peu d'influence par leur passage dans les condenseurs si la température maximale atteinte était inférieure à 33° C.
Par contre, MIHURSKY (in Parker, 1973) a trouvé que le plancton accusait une destruction de 95 à 100 % due au passage dans les systèmes de refroidissement d'une centrale américaine. Cependant, Parker ne précise pas sous quelles conditions cette mortalité est apparue.
KREZOSKI (in Cairns, 1972) a noté une diminution dans le nombre d'organismes du phytoplancton du lac Michigan, réchauffé artificiellement.
Les études effectuées à Montereau (Seine) semblent déceler la régression de certaines algues (Dinobryon) dans la zone réchauffée (Wurtz-Arlet, in Leynaud, 1967).
Les taux de photosynthèse des algues planctoniques ont été

mesurés pour évaluer les conséquences du passage dans les circuits de refroidissement de la centrale de Chalk Point (estuaire de la Patuxent, dans le Maryland, USA) (Morgan et Stross, 1969).

Les auteurs ont montré que l'élévation de température de 8° C cause :

1° Une baisse de moitié du taux de photosynthèse pendant la période chaude, si la température est égale à 20° C ou plus. Le taux passe de 99 mg C/m3/hà 51 mg C/m3/h quand la température en août est augmentée de 27° C à 35° C.

2° Une stimulation de la photosynthèse en hiver quand la température est inférieure à 16° C.
Le taux passe de 16 mg C/m3/h à 41 mg C/m3/h en octobre pour une augmentation de température de 16° C à 24° C, et de 37 mg C/m3/h à 64 mg C/m3/h en mars pour une élévation de température de 7° C à 12° C.

Ils ont obtenu ces résultats en faisant incuber des échantillons de plancton provenant de l'entrée d'eau, dans le canal de sortie.

De plus, l'étude du phytoplancton ayant, lui, traversé les circuits de Chalk Point, a révélé que les algues subissent des effets nocifs dus à d'autres facteurs qui se combinent avec ceux de l'échauffement des eaux.

Aussi, on constate que ces facteurs (chlorination, inhibition mécanique...) neutralisent la stimulation thermique en hiver mais aggravent l'inhibition thermique qui a lieu en été.

L'élévation de température n'est donc qu'une des causes de l'inhibition de la productivité primaire.

WARINNER et BREMER (1966) ont également découvert chez les organismes aquatiques soumis à des agents thermiques, chimiques ou mécaniques dans les tours de refroidissement, qu'il peut en résulter une stimulation ou une inhibition de la productivité primaire (de la photosynthèse). La direction de l'influence dépendant de la température de l'eau et de la grandeur de

l'échauffement.
Quand une température de 10-15° C est atteinte dans la rivière York (Virginie, USA) comme conséquence d'une élévation de température de 3° C, il y a une augmentation significative d'assimilation de carbone. Cependant, si la température est plus élevée que 15° C, et si l'augmentation de température dépasse 5,5° C, alors, la productivité primaire diminue.

3.2.1.2. Le périphyton.

Le périphyton comprend l'ensemble des végétaux croissant à la surface d'un substrat.
Les espèces microscopiques (algues unicellulaires et pluricellulaires excepté les filamenteuses) sont étudiées par identification et comptage sur des lames de verre immergées (substrat artificiel).
- Certains auteurs contestent cette méthode car les lames supportent parfois une diversité plus faible que celle des substrats naturels, ou une succession différente des espèces. (FOERSTER et SEMLICHTING, in HICKMAN et KLARER, 1975).
- Cependant, d'après d'autres travaux, les communautés algales croissant sur les lames et les substrats naturels sont similaires (BROWN et AUSTIN, in HICKMAN et KLARER, 1975).
Les algues colonisant les substrats artificiels seraient donc des indicateurs sujets à caution, des changements se passant dans une communauté naturelle. Or les effets des effluents thermiques doivent être étudiés sur des communautés naturelles et non artificielles.
La fiabilité des méthodes employées doit être particulièrement bien connue car les communautés algales périphytiques constituent de bons indicateurs des changements de l'écosystème résultant du réchauffement des eaux. Les algues, fixées, possèdent un cycle vital relativement court et répondent assez rapidement aux variations du milieu. (LEYNAUD, 1967 ; HICKMAN et KLARER, 1975).

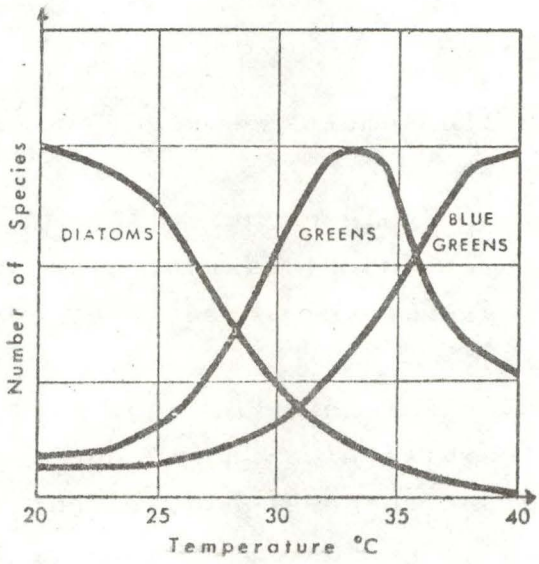


FIGURE 7 : RÉPONSES D'UNE COMMUNAUTÉ ALGUALE A UNE ÉLÉVATION GRADUELLE DE TEMPÉRATURE.

D'APRÈS CAIRNS (1989)

Le périphyton subit, d'après de nombreux auteurs, des altérations importantes dues à l'élévation de température de l'eau.

a - Ainsi, les taux de croissance et de colonisation du périphyton dans un effluent chaud étaient plus élevés que ceux calculés pour le reste du lac (FLEMMING, in Langford, 1972).

b - Les algues de la zone réchauffée ont un index photosynthétique (mg de C/mg chlorophylle a/h) plus faible que dans la zone normale (KEVERN ET BALL in Hickman, 1975).

c - D'autres changements portent sur la structure des communautés alguales et particulièrement sur la diminution de leur complexité.

. TREMBLEY (in Leynaud, 1967) a constaté une nette influence du réchauffement des eaux de la rivière Delaware, à Martin's Creek, ($\triangle$T de 12° à 13° C) se traduisant par :
-une diminution de la diversité spécifique,
-une réduction des algues vertes,
-une augmentation des cyanophytes,
-une augmentation des fragillariacées, (espèce de diatomées tolérantes envers de plus hautes t°)

. Des résultats similaires ont été obtenus à Montereau, mais le phénomène semble moins marqué : il est à mettre en rapport avec le réchauffement plus faible de la Seine ($\triangle$T = 7° C) (WURTZ-ARLET, in LEYNAUD, 1967)

. L'étude effectuée sur les communautés épiphytiques associées à Scirpus validus dans le lac Wabamun (Alberta, Canada) confirme les observations précédentes. HICKMAN (1975) a en effet noté, pour une t° maximale de 28 ° C :

* la dominance de 2 espèces d'algues filamentaires microscopiques (Oedogonium et Spirogyra) dans la zone réchauffée,
* l'absence de nombreuses espèces d'algues sous l'influence de l'échauffement (Mougeotia sp. , Nitzschia...)

d - Enfin, il faut signaler, en conséquence de l'élévation de température de l'eau, une certaine adaptation des algues (Hickman, 1975) dans la zone des rejets thermiques. Le flux continu d'eaux réchauffées cause une augmentation de biomasse et de productivité brute mais pas nécessairement de la productivité nette car il faut tenir compte :

- de l'augmentation du taux de respiration,
- de la réduction de l'efficacité photosynthétique.

KEVERN et BALL (in Hickman, 1975) ont remarqué le même phénomène dans deux cours d'eau à 20° C et à 25° C.
Ces résultats ne contredisent pas ceux d'Morgan et Stross (1968) et de Warinner et Brehmer (1966, discutés ci-dessus) puisque les températures critiques (25° C) signalées par ces derniers n'ont pas été atteintes au lac Wabamun.
Un arrêt des rejets thermiques et un refroidissement conséquent du milieu, pourrait causer, d'après Hickman, une diminution de la productivité primaire.
De telles perturbations (a,b,c,d) dans la structure et la fonction de la communauté alguale, à la base de la chaîne alimentaire, ont de graves répercussions sur le reste de l'écosystème aquatique.
On peut considérer différentes méthodes d'approche pour déterminer les impacts du réchauffement des eaux sur les communautés aquatiques.

- Il apparaît, d'après Cairns (1969), que la meilleur évaluation des effets est de connaître les changements dans la structure et la fonction de ces communautés.
- Cependant, l'étude de l'influence des changements de température sur le protoplasme, sur les mécanismes biochimiques de la tolérance envers la chaleur de chaque espèce au laboratoire, peut fournir des renseignements utiles.

Il existe de nombreuses données rassemblées à ce sujet.

Ces constatations mettent en évidence l'existence d'une compétition interspécifique menant graduellement à l'élimination des espèces les plus sensibles par d'autres qui tolèrent des élévations de température, représentées alors par un grand nombre d'individus.

Un exemple de ce phénomène très répandu est rapporté par CAIRNS (1956) et confirmé par de nombreux auteurs (CHURCHILL et WOJTALIK, 1969 ; BUCK in Hickman, 1975 ; KICKMAN, 1975 ; ANKARU, 1974).

Il s'agit de la pullulation estivale des cyanophytes, s'effectuant au détriment des ch lorophytes et des diatomées, fait bien connu déjà par le biais de l'évolution saisonnière normale (BROSSELIN, 1975).

La figure 7 illustre le remplacement graduel des diatomées par les algues vertes suivi par le remplacement de ces algues vertes, en fonction de l'élévation de température. Des plaques ensemencées provenant du fleuve Sabine (Texas, US) ont été repêchées à des températures de 18° - 20° C et exposées à des augmentations de température jusque 40° C.

Les trois groupes d'algues sont toujours présents mais à des positions de dominance variables, déterminées par la température. Chaque groupe possède un maximum de diversité spécifique à une température donnée.

Lorsque la température est abaissée, les algues vertes et les diatomées réapparaissent avec abondance, à leurs températures optimales respectives (30°-35° C et 20°-30° C).

Apparemment, quelques individus seulement de l'espèce survivent lorsque la température optimale de leur population est dépassée.

La plupart des effets directs de la chaleur sur les cellules (Meilbrunn , in Cairns, 1972) sont bien connus :

- dénaturation des enzymes,
- cassure des membranes cellulaires,
- libération d'enzymes coagulantes,

Les cultures d'algues soumises à des élévations de température montrent parfois des altérations morphologiques et physiologiques.

- taille plus petite des cellules,
- contenu en eau, plus élevé,
- taux de consommation d'O_2, plus élevé (MARGOLLF, 1954, in Cairns, 1972),
- variations dans le contenu cellulaire (lipides, pigments...) (LANZA, 1970, in Cairns, 1972).

3.2.1.3. Les macrophytes.

Le rôle que les plantes supérieures (bryophytes, ptéridophytes, angiospermes) tiennent dans l'écosystème aquatique est considérable.

- Production d'O_2 et consommation de gaz carbonique le jour, par le jeu de la photosynthèse,
- Protection des espèces proies,
- Support du périphyton (épiphyton),
- Frayère pour de nombreuses espèces de poissons,
- Nourriture pour certaines espèces,
- Développement massif gênant parfois la circulation d'eau,

On a constaté différents changements, suite au réchauffement des eaux, portant notamment sur :

a) La composition spécifique :

- Sur la rivière Delaware, Trembley (in Leynaud, 1967) a constaté

une diminution dans la diversité spécifique, puis la reconquête de ces zones réchauffées par des espèces plus thermophiles.
- WURTZ-ARLET (in Leynaud, 1967) a observé le développement d'une algue d'une espèce assez thermophile, en aval de Montereau.
- Potamogeton perfoliatus, tolérante à des élévations de température atteignant 35° C, supplante à certains endroits, Ruppia maritima dont la croissance est inhibée (ANDERSON, 1969, in Langford, 1972).

Une étude comparative de l'écologie dans différents réservoirs affectés thermiquement par le fonctionnement d'une centrale, (Savannah, US) montre également :
. une réduction dans la diversité des plantes vasculaires,
. une abondance relative plus élevée d'autres espèces, thermophiles, (Typha sp, Scirpus ayperinus)
L'auteur fait remarquer que ces effets étaient encore perceptibles plusieurs années après le réchauffement de l'eau. (PARKER, 1973)

b) Sur la croissance :

- Plusieurs espèces de plantes situées dans la zone artificiellement chauffée de la Seine, à Montereau, présentent un allongement de la période de végétation (LEYNAUD, 1967).
- En Angleterre, d'après LANGFORD (1972), Nuphar, Myriophyllum, Potamogeton, Carex, Phragmite, Callitriche, se rencontrent dans les zones réchauffées jusque 30° C.
Les feuilles submergées de Nuphar sont présentes toute l'année dans l'effluent thermique à Petersborough.

c) Sur la reproduction :

- A Petersborough, les fleurs de Nuphar apparaissent plus tôt. (Langford, 1972). Parker (1973) note également des floraisons précoces dans le réservoir réchauffé.

En conclusion, on n'a que peu de renseignements sur l'influence du réchauffement sur les végétaux supérieurs. Aussi, il faudrait

effectuer des recherches complémentaires sur ces organismes jouant un rôle important dans la dynamique de l'écosystème aquatique.

3.2.2. Les consommateurs.

On distinguera parmi les consommateurs :

- le zooplancton,
- les macro-invertébrés,
- les poissons.

3.2.2.1. Le zooplancton :

. Le zooplancton est constitué par les protozoaires et les micro-invertébrés.

. En général, le zooplancton est affecté plus gravement que le phytoplancton. Celui-ci possède de plus grandes capacités de regénération, son turn-over est plus élevé.

- Les recherches effectuées pour déterminer l'influence sur le plancton de l'échauffement des eaux (12° à 17° C) par la centrale De Haghe, ont montré effectivement une augmentation de 17-18 % de la mortalité du zooplancton. Bosmira, Cyclops étaient des espèces particulièrement affectées.
  Par contre, aucun dommage du phytoplancton n'a été constaté (K OOPS, 1973).

. D'autres auteurs ont constaté une destruction plus importante du zooplancton :

- BADER et TABLE (in IAEA, 1974) ont mis en évidence à Biscayne Bay (US) l'influence de l'élévation de température de l'eau sur la mortalité des animaux planctoniques,
  * Si la température est inférieure à 33° C, la mortalité affecte 7 à 12 % de la population,
  * Près d'un rejet d'eau à 40° C, ce pourcentage s'élève à 80 %.

- CLARK (in Brosselin, 1975) cite les enquêtes de l'A.E.C : la mortalité atteinte par le zooplancton subissant le choc thermique dans la centrale, ou à proximité, était de 15 à 100 %. Les espèces les plus vulnérables sont les myrsidés, (mortalité totale pour un échauffement de 8,3° C), les copépodes et les gammaridés.
  Une année, la perte en palourdes d'un estuaire américain a été estimé à 36-48 % de la biomasse, les larves se montrant très sensibles au choc thermique.

. Comme pour le phytoplancton, le passage dans les circuits de refroidissement est toujours néfaste, l'effectif des populations diminuant, soit par une diminution de fertilité soit par une plus grande vulnérabilité aux prédateurs.

3.2.2.2. Les macro-invertébrés:

De nombreuses observations ont montré que l'élévation de température causait une diminution dans la diversité des espèces de macro-invertébrés.
Ainsi, TREMBLEY (in Leynaud, 1967) remarque une chute importante du nombre des groupes d'invertébrés, causée par le réchauffement d'une partie des eaux de la Delaware quand la température en aval de l'effluent thermique est de 30-32° C.
Toujours en Amérique du Nord, COUTANT (in Langford, 1972) trouve une forte diminution du nombre d'espèces, du nombre d'individus, et de la biomasse quand la température de l'eau atteint 37° C.
Etudiant l'impact de la centrale d'Earley sur la Tamise, MANN (in Leynaud, 1972) estime qu' entre 32°-35° C se situe la t° létale pour la plupart des invertébrés.
LANGFORD (1972) a constaté sur une rivière polluée (la Trent), que le nombre moyen d'espèces diminue chaque fois, en aval de 3 centrales étudiées. Cette réduction est imputable à la concentration d'O_2 (déjà faible) qui diminue conséquemment

à l'élévation de la température.

Par contre, le même auteur observe sur la Severn, rivière non polluée, que la diversité spécifique est fonction de la température à partir de 28° C, et que la plupart des espèces supportent sans dommages une telle température.
En aval d'un réservoir de barrage, au Canada, LEMKUHL (1972) a montré que le nombre d'espèces et d'individus d'éphéméroptères et autres insectes, est fortement réduit. En effet, le bassin de retenue crée des changements de température : réchauffement en hiver, refroidissement en été.

Recherchant les causes directes de la disparition de certaines espèces, LEHMKUHL (1972) constate que 15 espèces d'insectes ne peuvent se reproduire pour au moins une des 2 raisons suivantes :
- la séquence des températures requises, pour briser la diapause et déclencher l'éclosion, est absente,
- le total de degrés jours nécessaires à la croissance et à l'émergence des adultes n'est pas atteint (ex : Ephemera simulas, Ephoran album).

D'après plusieurs auteurs (in Langford, 1973), l'élévation de la température en aval des rejets thermiques peut perturber les cycles de vie des insectes. Les formes ailées peuvent émerger plus tôt, au printemps dans l'air froid, létal. Ces espèces peuvent, pour cette raison, être éliminées de l'écosystème et perturber l'alimentation des poissons.
LANGFORD (1973) n'a pas observé ce résultat sur la Severn dont la température maximum atteinte était 28° C, pour une augmentation artificielle de 8° C. L'émergence de 7 espèces de Trichoptères, 6 espèces de Ephémères, 1 espèce de Mégaloptère s'est faite simultanément en amont et en aval, malgré une avance de 24 % du total de degrés-heure en aval.
Toujours sur la Severn, le même auteur a constaté que l'éclosion de 2 espèces (Taniopteryx et Ephemerella) a eu lieu en même temps en aval et en amont de la centrale, n'étant pas influencé

par une avance de 3 à 5 semaines des températures en aval. Par contre, l'année suivante, en 1967, les deux espèces sont écloses plus tôt dans la zone réchauffée.(Langford, 1972)
L'élévation de la température peut également avoir des effets sur des espèces moins évoluées que les insectes.
Ainsi, l'éclosion précoce (1 mois d'avance) d'une espèce d'Hirudinée (Erpobdella octoculata) a été constatée par Langford (1974) dans la partie réchauffée de la rivière Trent.

3.2.2.3. Les poissons:

La température interne des poissons, comme chez tous les animaux vivant en eau douce, n'est pas constante, mais au contraire, suit les variations thermiques du milieu (poïkilothermie).
Cela veut dire que les poissons sont entièrement sous la dépendance de la température extérieure.
Chaque fonction physiologique est caractérisée par des températures optimales qui varient évidemment d'après les espèces et parfois pour une même espèce d'une population à l'autre.
Les rejets thermiques influencent donc l'intensité du métabolisme c'est-à-dire les activités vitales du poisson, toutes contrôlées par la température.
Nous verrons d'abord l'influence de l'échauffement des eaux sur le poisson pris isolément et ensuite sur la structure des populations piscicoles peuplant la rivière réceptrice.

3.2.2.3.1. Conséquences de l'élévation de température sur les poissons.

Les exigences thermiques des poissons ont plusieurs niveaux, situés entre les limites des températures maximum et minimum. Ces dernières varient surtout pour une même espèce, d'après la température à laquelle les poissons sont acclimatés.

- Température d'acclimatation : température à laquelle les poissons ont été maintenu pendant un certain temps. (1 semaine au

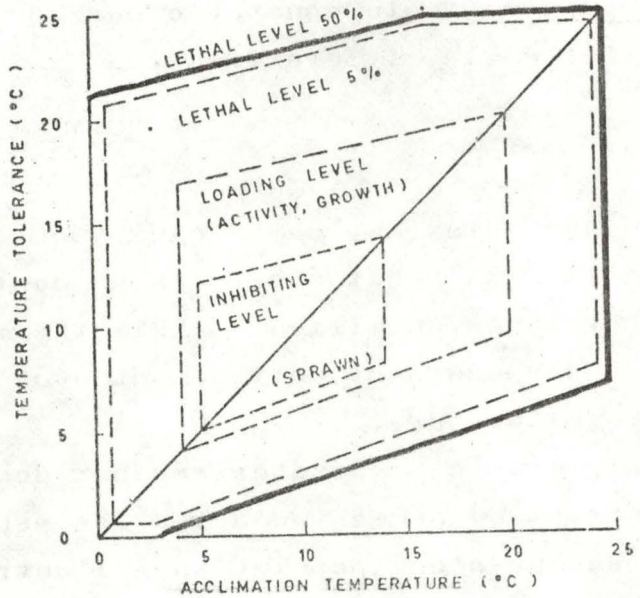


FIGURE 8 : VARIATION DES T° LETALES EN FONCTION DE LA T° D'ACCLIMATATION CHEZ LE JEUNE SAUMON SOCKEYE D'APRES BRETT, 1956 (IN PARKER, 1973)

moins pour les études de seuil létal). Dans la nature, les poissons se trouvent acclimatés à la température de leur milieu au moment considéré (Leynaud, 1967).
En partant de la température d'acclimatation dans le sens croissant, on rencontre différents seuils létaux (figure 8).
- Le seuil létal : températures à partir de laquelle les poissons commencent à mourir.
- Température létale 50 (TL 50) : température pour laquelle 50 % des poissons meurent en un temps donné.
- Température de mort instantanée : est celle qui cause la mortalité en 10 minutes.
- Température létale maximale supérieure : lorsqu'on augmente la température d'acclimatation, la TL 50 s'élève jusqu'à une température maximum, qui ne peut être dépassée pour un accroissement supplémentaire de la température d'acclimatation : c'est la température létale maximale supérieure. Elle est égale à la température maximale à laquelle une espèce peut être acclimatée.

D'après BRETT (1956, in Leynaud, 1967), les températures létales sont des éléments assez précis pour chaque espèce (si elles sont déterminées dans les mêmes conditions). Or suivant la provenance des poissons de l'espèce étudiée, ces températures létales maximales peuvent être différentes. Cette différence a été démontrée par HART (1952, in Leynaud, 1967) sur le Black-Bass (Micropterus salmoïdes).
Il faut donc être prudent en manipulant les données obtenues à l'étranger, pour une même espèce. Ainsi à Montereau, les études de seuil létal sur Micropterus salmoïdes, et d'autres espèces de poissons devraient être reprises.

3.2.2.3.1.1. La mort immédiate :

Indépendamment de tout autre facteur (espèce, stade de développement, concentration d'O_2), la température à laquelle un poisson est tué par l'effet de cuisson dépend :

1. de la température d'acclimatation,
2. de la vitesse du changement de la température

Pour toutes les espèces, l'accroissement de la température létale est plus lent que celui de la température d'acclimatation. Chez le gardon, une augmentation de cette dernière de 30 ° C, accroît seulement la température létale de 1°C (Philippart).

La vitesse d'adaptation des poissons varie d'après les espèces et les stades de développement mais elle est en général assez rapide. Elle dépend du métabolisme car elle est plus élevée dans le sens des températures croissantes (Brett, 1956, in Leynaud, 1967).

C'est un mécanisme naturel qui permet aux poissons de s'adapter aux changements saisonniers de température. En conditions naturelles, les variations thermiques sont lentes et progressives et se situent dans les limites de tolérance et d'adaptation des espèces présentes. C'est ce qui explique que les cas de mortalité par choc thermique, sont rares.

Il en est autrement dans les cas de rejets thermiques, pouvant représenter parfois un danger mortel pour le poisson.

Lorsque l'élévation de température est importante et brusque, le phénomène d'adaptation n'a même pas l'occasion de jouer.

Une expérience d'ALABASTER illustre ce fait : des perches capturées en aval de la centrale de Goldington et encagées dans le canal de rejet y survivent 140 minutes. Tandis que les perches capturées en amont n'y survivent que 48 minutes.

D'après PATRICK (in CEE, 1975), la mort thermique apparaît à des températures très peu différentes de celles ou les poissons vivent d'habitude.

Cependant, le poisson adulte bénéficie de certains atouts :

1. Une certaine résistance qui lui permet de survivre pendant un temps limité (temps de survie moyen à une température donnée) dans une zone de température létale.
2. Une sensibilité thermique élevée qui lui permet de détecter rapidement les changements de température du milieu, et de

s'éloigner momentanément vers des zones moins dangereuses, plus froides.
Les premières victimes du réchauffement de l'eau sont les salmonidés puis les cyprins rhéophiles, les autres cyprins étant plus ou moins résistants.
En été, diverses espèces de poissons capturés dans la rivière (acclimatés à la température ambiante) ont été mis en cage dans l'effluent chaud d'une centrale thermique, en Angleterre.
Toutes les truites, une grande partie des gardons, perches, goujons ont succombé endéans les 24 h. Aucune mortalité n'a été constatée concernant les tanches et les carpes.(ALABASTER, 1969).
Les Anglais ont rarement observé des mortalités de poissons adultes à proximité de leurs centrales électriques. De même, MERRIMAN (1970, in Parker, 1973), NAKATANI (1969, in Parker, 1973), TREMBLEY (1966), LEYNAUD (1967) n'ont constaté aucun effet dû aux centrales, sur les poissons respectivement sur la rivière Connecticut, la rivière Columbia, la rivière Delaware et la Seine.
A moins d'une pollution thermique à caractère catastrophique, l'effet létal direct par choc thermique est réduit, soit parce que les poissons migrent momentanément vers des zones plus froides, soit parce que les températures létales ne sont pas atteintes.
Les cas de mortalité observés sont le plus souvent dus à des arrêts de fonctionnement des centrales, en hiver. L'accident, arrivé à Oyster Creek, en janvier 72 (New-Jersey) par exemple, est alors spectaculaire.

En conclusion, comme facteur de mortalité, la chaleur n'est importante qu'en terme d'interruption de sa source, en cas d'arrêt des centrales, en cas de décharges discontinues.
Pour Alabaster, le facteur déterminant de la mortalité est la température maximale et les températures moyennes.
non

3.2.2.3.1.2. Les activités vitales :

Le danger thermique provient surtout du fait que l'augmentation de température, sans être mortelle, perturbe plus ou moins gravement les différentes activités vitales des poissons, compromettant leurs chances de survie. Pour subsister, une espèce doit assurer sa reproduction, se nourrir et s'accroître, résister aux maladies, aux parasites, à la prédation et à la compétition exercées par d'autres espèces. La survie des espèces ne sera pas garantie si la température de l'eau est simplement maintenue sous les limites létales. C'est pourquoi nous allons examiner successivement l'impact de la pollution thermique sur la distribution, l'alimentation, la reproduction et la santé des poissons.

a) Action de l'augmentation de température sur les comportements, la distribution, et les migrations des poissons.

COUTANT rapporte que le comportement des jeunes saumons accuse certaines modifications dus aux chocs thermique auxquels ils sont soumis ; pertes d'équilibre (HEAT COMA) , réduction de l'activité, parfois même immobilisation totale, se traduisant entre autre par un taux de prédation plus élevé (IAEA, 1974). Pour SYLVESTER (1972) également, les relations prédateurs-proies peuvent être affectées par un accroissement de la mortalité due à la pression plus forte de la prédation, résultant du réchauffement de l'eau. Au laboratoire, le taux de prédation des saumons coho (Oncorhynchus kisutsch) sur des alevins de saumons sockeye (Oncorhynchus nerka) augmente avec la température d'acclimatation de ces derniers.

On sait que souvent d'autres facteurs que la température - teneur en O_2, luminosité, nourriture... - déterminent les mouvements des poissons. Malgré la réalité complexe des phénomènes et leur interprétation parfois difficile, il ressort des observations diverses que les fluctuations de populations de poissons sont souvent importantes dans le canal de rejet des centrales et la partie récauffée des rivières.

la partie réchauffée des rivières.
Ces fluctuations sont saisonnières.
Ainsi, à Montereau (Leynaud et Allardi, 1975) et à Martin's Creek (Trembley, 1960) les auteurs observent un maximum de population au printemps et en automne, et un minimum en été et en hiver.
Ces constatations ont également été confirmées par d'autres auteurs tels Spigarelli sur le lac Michigan.
Dans la Trent, Alabaster a montré que le réchauffement des eaux jusque 26 ° C semble attirer non seulement des espèces de poissons vivant déjà dans la rivière (gardons, goujons...) mais aussi des espèces absentes dans l'eau plus froide en amont de la centrale (tanches, carpes, brêmes).
Par contre, vers 30° C, les poissons désertent ces mêmes lieux.
Aux Etats-Unis, où nous avons déjà signalé que la température des eaux était généralement plus élevée dans les rivières étudiées, qu'en Europe, c'est seulement vers 37° C que l'abondance et la diversité des espèces diminuent (MERRIMAN et PROFITT, in Langford, 1972).

*

Les rejets thermiques constituent parfois une véritable barrière pour les poissons migrateurs.
ROSS(1970, in Langford, 1972) note un cas où des saumons migrateurs ont été temporairement stoppé dans leurs voyages par l'eau chaude de la centrale de Carlisle.
Les informations concernant les effets des décharges thermiques sur les migrations sont beaucoup plus nombreuses dans la littérature américaine.
Les migrations des saumons adultes ont parfois été étudiées grâce à une technique spéciale (ultrasonic tracking). Une capsule en polystyrène comprenant un émetteur à ultrasons est insérée dans l'estomac des poissons migrateurs dans le but d'observer leurs comportements (direction, vitesse,

hésitations...).
Ainsi KELSO (1974) a montré que l'élévation de température dans la zone d'influence d'un effluent thermique dans le lac Ontario, altère les mouvements de la barbotte brune (Ictalurus nebulosus). Les poissons suivis, effectuant des virages fréquents et brusques, par rapport aux poissons témoins et leur vitesse de nage est plus faible.
D'après BECKER (1973) qui a étudié la pollution thermique de la Columbia (contrat avec l'Atomic Energy Commission) :
- il n'existe pas de barrières thermiques à la migration des saumons, pour une élévation de température de 2° à 3° C à proximité du réacteur de Hanford (t° maximum en été = 20°C).
- les poissons sont capables de détecter des changements de température et de modifier leurs voies de migrations s'ils rencontrent des eaux plus chaudes.
Ils ont tendance à nager le long des rives et ne devraient pas dévier de leurs routes préférées, si les déversements d'eau chaude se faisaient au milieu du fleuve. ⇒ ?
Toujours sur la Columbia, TREFETHEN (1972) rapporte que les saumons adultes étaient bloqués par une différence de température (4°C) entre la Columbia et un de ses affluents (la Snake). Selon lui, les poissons peuvent être soumis à des augmentations brusques de température (9 à 17 ° C dans les "plumes") et à de moindres hausses dans tout le reste de la section du fleuve. Au laboratoire, ces conditions thermiques ont été reconstituées (t° max. = 32° C). Les jeunes saumons testés ont trouvé rapidement la mort.
L'auteur ajoute que, indirectement, l'élévation de température décale la période de migrations des adultes dans le temps.
Dans la zone d'influence des décharges d'eau de refroidissement de la centrale nucléaire de Point Beach, SPIGARELLI (1973) a observé la tendance de diverses espèces de poissons anadromes à se concentrer durant les saisons de reproduction. Des marquages de saumons et de truites ont montré que ces poissons ne restent que très peu de temps dans la partie réchauffée.

Ces salmonidés évitent les contacts prolongés avec des températures anormalement élevées, car ils ne s'y acclimatent pas.

b) Action de l'augmentation de température sur le métabolisme, la croissance, la nutrition des poissons.

- Le métabolisme est l'ensemble des réactions biochimiques, qui à partir d'aliments et O_2 pris dans le milieu, fournissent l'énergie nécessaire aux diverses fonctions vitales des êtres vivants.

On distingue :

- le métabolisme de base (repos), c'est-à-dire quand le sujet dépense un minimum d'énergie.
- le métabolisme d'activité chez un sujet en pleine activité.
- le métabolisme de routine correspondant à des mouvements spontanés. Les mesures du métabolisme se font souvent à partir de la consommation d'O_2, élément indispensable à la réalisation des réactions énergétiques (LEYNAUD, 1975)

La température a une action directe sur les processus énergétiques des poissons. Pour toutes les espèces de poissons étudiés soumis à une élévation de température, la consommation d'O_2 augmente.

Le taux d'accroissement est fonction de l'espèce étudiée et du métabolisme (poisson au repos ou en activité)(FRY, in Leynaud, 1967).

La différence entre la consommation d'O_2 relative à l'état d'activité et celle à l'état de repos représente l'énergie disponible pour les activités extérieures et les exigences des fonctions internes qui en résultent (Leynaud, 1967).

Pour certaines espèces (Salvelinus fontinalis), cette différence passe par un maximum bien avant d'atteindre la température létale.

La température apporte donc des limitations d'activités au-dessous de cette température mortelle.
Une autre manifestation mesurable du métabolisme actif chez les poissons est la nage. Chez de nombreuses espèces, la température limite de façon importante les possibilités de nage, jouant un rôle défavorable dans le maintien de l'espèce.
BRETT (in Sylvester 1972) a noté que l'augmentation de température et de l'activité (nage) peut multiplier d'un facteur 10 à 20, le taux normal du métabolisme, en présence d'O_2, chez le saumon sockeye.
De façon générale, les grands poissons ont relativement des taux métaboliques plus faibles que les petits poissons de la même espèce.

- Des auteurs ont mis en évidence une nette diminution de l'appétit de certains poissons soumis à une élévation de température.
Vers 29°-30° C, par exemple, pour la carpe (Ukraine), les températures létales déterminées pour cette espèce sont situées entre 34° et 36° C et la température de dérangement, autour de 31° C. (SHKORBATOV, 1954, in EIFAC, 1969).
Cela montre que les critères de température maximum peuvent être fixés légèrement sous ces valeurs.
En général cependant, la consommation de nourriture augmente avec la température (DE SYLVA, in Langford, 1972) pour le Black Bass (Micropterus salmoïdes).
CRAGG-HINE (in Langford, 1972) l'a montré dans les eaux chaudes du canal de rejet de la centrale de Petersborough, les poissons présents se nourrissant l'hiver au lieu de jeûner comme le font les individus en eau froide.
L'auteur a montré que les gardons et les brêmes commencent à grandir 2 à 3 mois en avance sur les poissons vivant en amont de cette centrale. Le maintien d'une température automnale et hivernale anormalement élevée peut accroître sensiblement

la productivité des organismes proies et être favorable aux poissons dont l'activité de nutrition ne connaît ainsi pas de ralentissement ou d'arrêt hivernal.
Les effets de la température sur le rythme alimentaire se manifestent évidemment sur la vitesse de croissance des poissons.
Le taux de croissance, au total, était le même que celui des poissons non soumis au réchauffement artificiel. Ce phénomène s'explique par la surpopulation et la compétition pour la nourriture dans les eaux chaudes.
Une autre cause est la plus grande proportion des végétaux ingérés par les poissons en aval de la centrale thermique.

c) Action de l'augmentation de température sur la reproduction, et le développement des poissons.

La reproduction s'effectue selon un rythme saisonnier, contrôlée par la température et le photopériodisme. L'accroissement de la durée des jours et l'augmentation de la température déterminent la fraye pour les espèces se reproduisant au printemps.
Les mécanismes inverses jouent pour les espèces frayant en automne.
La synchronisation entre la maturation des gonades, les facteurs du milieu et la ponte est telle que celle-ci a lieu au moment le plus favorable de l'année pour l'incubation, l'éclosion et le développement des alevins (Philippart).
Une élévation artificielle ou non de la température, du moins limitée à quelques degrés, n'empêche pas le déroulement des étapes de la reproduction mais les déplace dans le temps (MICHA, 1975).
La fraye de printemps (Cyprinidés) sera avancée vu le réchauffement précoce des eaux ; tandis que la fraye d'automne (Salmonidés) s'effectuera plus tard que la normale.

A Martin's Creek, sur la Delaware, TREMBLEY signale qu'une espèce se reproduit prématurément (Catastomus cannersonni). Les poissons peuplant un réservoir réchauffé (au Texas) ne se reproduisent pas différemment mais la croissance des fingerlings (jeunes de l'année) était plus rapide pour le Black Bass (SMITH,).

En Pologne, dans des pisciculture utilisant l'eau de refroidissement de quelques centrales (t° variant entre 10° et 35°, d'après les saisons), les carpes atteignent déjà la maturité sexuelle à l'âge de deux ans (THORSLUND, 1972).

Toujours en Pologne, les études concernant le lac Lichen, réchauffé par le passage dans les condenseurs d'une centrale, ont montré l'avance de la période de reproduction pour 3 espèces :

- Brème Bordelière (Blicca bjoernka)
- Tanche (Tinca Tinca)
- Sandre (Luciopera lucioperca)

Deux autres espèces, Perche et Brochet, se sont reproduits normalement (in EIFAC, 1969).

Aucune différence par contre n'a été observée concernant la reproduction, entre les poissons du canal réchauffé (centrale de Petersborough) et ceux en amont de la centrale... (Langford, 1972). Les températures durant la reproduction des gardons et des brêmes étaient dans la rivière : 10° - 15° C et dans le canal : 20° - 26° C.

Cependant, BRAY (in Langford, 1972) signale une avance de 6 à 8 semaines de l'époque de la fraye chez le gardon dans la rivière Witham, en aval de la centrale de Lincoln.

En 1966, un petit pourcentage de gardons ont frayé deux fois dans l'année.

En 1967, l'avance du pic maximum de reproduction était de deux semaines sur celui de l'amont.

En 1968, ce pic a apparu 4 semaines plus tôt qu'en 1966.

Déjà, vers le 29 mars, les gardons et les brêmes communes ont été vus se reproduisant immédiatement en aval de la centrale à une température de 20,9 ° C. Aucune ponte n'a été constatée aux autres stations, en amont (t° eau, entre 10,5 ° C et 12,5 ° C)

(BRAY, 1971).
Les oeufs ont donné naissance à des alevins normaux.

C'est pendant les stades initiaux de développement des poissons que les effets des pollutions thermiques sont les plus à craindre.

Des températures d'incubation anormalement élevées accroissent le taux de mortalité des oeufs.
Une des causes de mortalité peut être attribuée au fait que les besoins en O_2 des oeufs augmentent rapidement avec la température. Or la surface et la perméabilité des membranes limitent l'utilisation de l'O_2 dissous et ne peuvent faire face aux nouvelles exigences (Fry, 1957, in Leynaud).
De même les embryons se développent à des températures s'écartant de leur température optimale et plus la probabilité d'avoir des alevins anormaux est grande.
Par exemple, pour le gardon, REZNICHENKO (in EIFAC, 1969) a observé une augmentation nette des anomalies à 16°C, et à partir de 20°C, une réduction du nombre d'éclosions.

Divers auteurs ont montré que le développement des embryons de carpe, de truite, du barbeau, de la brême, du hotu, de la sandre, du brochet, est plus rapide à des températures supérieures que à celles normalement rencontrées en conditions naturelles.
Par exemple, pour la carpe, à 30°C, la durée de développement est la moitié de celle à 20°C (TATARKO, in EIFAC, 1969).

Plus l'éclosion est rapide, moins formées sont les larves. (PEÑAZ, 1974 : 2 expériences sur l'influence du régime thermique durant l'incubation sur le hotu).

Les différences de tolérance thermique que manifestent les embryons des différentes espèces, sont à mettre en relation avec les températures optimales de reproduction.

Celles-ci sont comprises pour le gardon entre 5° et 20°C et pour la brême commune, entre 8° et 23°C. (EIFAC, 1969)
Ces deux espèces possèdent une gamme de températures satisfaisantes assez large.
Par contre, les oeufs de Lotte (Lota lota) ne se développent normalement qu'entre 0,5°C et 1,5°C. Une augmentation de température de 2°C en hiver (T° eau = 0°C) peut donc suffire à détruire cette espèce, sans affecter les autres. (EIFAC, 1969)

Un réchauffement de 5° à 6°C de l'eau en hiver et en automne peut conduire à une plus forte mortalité parmi les embryons de salmonidés ainsi qu'une réduction de leur taille, de leur vitalité, compromettant leurs chances de survie. (EIFAC, 1969)

BROWN (1973) a capturé des alevins (0+) en amont et en aval de 4 centrales électriques situées dans l'est de l'Angleterre. Il a constaté que brêmes, ablettes, chevaines, gardons atteignent en aval une taille significativement plus grande qu'en amont.
La saison de croissance est allongée d'un mois ou plus, jusqu'en novembre, alors que normalement, la croissance s'arrête en septembre. Brown ne peut savoir si les plus grandes tailles atteintes par les poissons en aval sont dues à leur croissance plus rapide ou à l'éclosion plus précoce. L'amplitude des phénomènes observés varie d'après les élévations de t°.

d) Action de l'augmentation de la température sur la santé des poissons.

Une élévation de la température accélère le développement des parasites, agents bactériens et viraux pathogènes. La prolifération des protozoaires et champignons responsables de la mousse (saprolégniose) et des points blancs (Ichtyophtirius) est également favorisée par la diminution d'O_2 consécutive à la hausse de température. En plus, celle-ci diminue la production d'anticorps et donc la résistance des poissons à ces maladies. (EIFAC, 1969)

Ainsi SMITH a constaté une infestation parasitaire (nématodes, trématodes, cestodes) considérablement plus étendue dans la zone réchauffée artificiellement d'un lac du Texas. Le pourcentage de poissons parasités par Argulus parmi les 2 espèces les plus communes est de 86 % à 93 %. 66% des poissons capturés au total étaient parasités par au moins un parasite.
L'infestation, par contre, diminue nettement en nombre de poissons parasités et de parasites quand la température de l'eau atteint 30°C.

SMITH rapporte que Argulus se développe

en 30 à 40 jours de 15,5°C à 20°C
en 20 à 30 jours de 20°C à 25°C
en 15 à 18 jours de 25°C à 27,7°C

A 27,7°C, la reproduction est très rapide : jusque 3 générations par an !
Une espèce de trématode, Hysteromorpha étudiée par HIGGINS (1959, in Smith) montre également des températures optimales de développement; à 30°C, l'incubation est particulièrement rapide, pour ralentir à des températures plus faibles.
Dans le lac Lichen, un grand pourcentage de brêmes sont infestées par des ligules favorisées par le réchauffement constant de l'eau. (EIFAC, 1969)
Par contre, THORSLUND (1972) n'a pas observé de différences dans le développement des parasites et les maladies des poissons entre les étangs réchauffés artificiellement par l'eau de refroidissement et les étangs naturels.

SNIEZKO (1964, in Leynaud, 1967) a constaté l'élimination des salmonidés de plusieurs rivières aux U.S.A., due à l'action combinée des myxobactéries et de la t°.

Clostridium chauveï, germe responsable du charbon chez les bovidés, ne se développe pas d'habitude chez les animaux à sang froid. Mais quand la température de l'eau atteint 30°C, ce germe pathogène peut attaquer les poissons. C'est ce qui s'est passé dans

l'Hérault, quand la température a atteint 32°-33°C. Besse a observé durant plusieurs années, la gangrène gazeuse de la Sofie due à Clostridium chauveï; la contamination se faisant à partir de déchets d'abattoir rejetés dans la rivière.

En conclusion, il paraît établi qu'une température de 22° à 25°C accélère fortement les cycles de parasites dans les rivières à cyprinidés. Dans les rivières salmonicoles, une température de 20° à 22° C entraîne généralement un développement important des maladies bactériennes (Leynaud, 1967). Certains parasites et les maladies des poissons représentent donc un danger bien plus grand à des températures élevées.

3.2.2.3.2. Conséquences de l'élévation de température sur la structure des populations piscicoles.

Les espèces de poissons constituant la population piscicole dans une rivière réagissent de façon très différentes, et à des vitesses différentes, à une élévation de température donnée ou à un changement du milieu qui en résulte. Ceci provoque des changements importants dans la structure des populations.
STAUFFER (1964) a constaté une légère diminution des indices de diversité dans les stations localisées dans l'effluent thermique de la centrale de Glen Lynn (Virginie, US)
La mise en relation des températures de l'eau et des fréquences de capture a permis de montrer que :

- certaines espèces évitent les températures élevées,
- d'autres, thermophiles, sont attirées par le réchauffement de l'eau,
- certaines ne sont pas influencées par le changement thermique.

De plus, pour la majorité des espèces, les indices de conditions sont plus faibles pour les individus pêchés en eau chaude.

A Montereau, Leynaud et Allardi (1975) ont constaté une grande variabilité saisonnière dans la composition des populations pis-

cicoles.Le changement provoqué par le réchauffement de l'eau ($\Delta T = 7°C$) se traduit par une augmentation de la proportion de cyprinidés en été.
(de 62 % en hiver, à 87 % en automne, jusqu'à 91 % en été).

Le Black-bass (Micropterus salmoïdes) est une espèce favorisée par l'élévation de la température : il s'est bien acclimaté et se reproduit dans le canal de rejet d'eau chaude de la centrale. Par contre,le barbeau est, lui, éliminé pendant la période chaude : il déserte le canal quand la température atteint 21°C.

3.2.3. Les décomposeurs.

Nous verrons successivement :
- les micro-organismes,
- les macro-invertébrés.

3.2.3.1. Les micro-organismes.

Ce sont les bactéries et les protozoaires.

Les bactéries.

En général, les bactéries sont tolérantes aux valeurs extrêmes, des taux d'O_2, de pH, de température.
L'élévation de température augmente leur activité, et accélère la croissance des colonies en diminuant leur temps de génération.
ex : Pour Escherichia coli, des températures de 35° à 45°C offrent des conditions de température optimales de croissance.

Les protozoaires.

Les études d'effets à long terme (9 ans) de petites élévations graduelles de température, (quelques degrés C) concernant les communautés de protozoaires des rivières Savannah et Potomac (USA) n'ont décelé aucune influence de l'échauffement des eaux (Cairns in , PATRICK , 1969)
A l'autre extrême,Cairns a montré en laboratoire que des chocs

thermigues brusques et élevés causent des changements considérables dans le nombre d'espèces présentes.

Une restauration de la diversité spécifique, existant avant le choc, après que la température soit redevenue normale, se fait assez rapidement.

ex : Communauté de protozoaires du lac Douglas (Michigan,US) (CAIRNS, 1972)

Le nombre d'espèces descend de 26 à 7 pour un choc thermique de 8 minutes. Après 1 jour, ce nombre atteint 18 et 26 après 3 à 6 jours.

Il est difficile de déterminer les différences entre les populations bactériennes de l'amont et de l'aval d'une centrale. Cependant quelques données ont été obtenues, (IAEA, 1972)

- Des résultats rassemblés sur 4 ans d'étude n'indiquent pas de différence dans le nombre de bactéries en amont et aval d'une centrale sur le Connecticut.
- De même, sur la Hudson, les bactéries ne subissent pas de dommages en passant par les circuits de refroidissement.

Des remplacements de populations ont été décrits en relation avec des changements de conc.d'O_2 ou avec des variations saisonnières et la pollution thermique.

- Remplacement de populations psychrophiles par des populations thremophiles (Sielburth, 1967, Matthys, 1972 , in Micha, 1975)
- Remplacement de bactéries aérobies par des bactéries anaérobies, à partir de concentrations inférieures à 1 mg O_2 l. (CEE, 1975)

Cairns conclut de ses nombreuses expériences que :

- l'intensité du choc thermique est plus important que sa durée, dans la diminution de la diversité spécifique.
- la restauration prend plus de temps pour des chocs de températures plus élevées.

De manière générale, la vitesse de changement de température in-

tervient d'une façon importante : elle peut permettre ou non une acclimatation de protozoaires aux nouvelles conditions du milieu.

3.2.3.2. Les macro-invertébrés.

Les invertébrés détritivores font partie de la faune benthique. En réalité, la plupart d'entre eux peuvent également être considérés comme étant partiellement des consommateurs.

En font partie :

- des crustacés tels écrevisses, gammares ...
- des mollusques tels Dreissena, Anodonta, Sphaerium, Unio,
- des larves d'insectes : certains trichoptères à fourreaux, des plécoptères, éphémères, diptères,
- des annélidés tels Tubifex , Limnodrilus,

La plupart d'entre eux sont assez résistants à divers types de pollution.

En général, il y a diminution du nombre de macro-invertébrés dans les zones contiguës aux centrales. Cette réduction est surtout considérable en été. (NAUMAN et COREY, MERRIMAN, GAMMON, HETCHEL, in IAEA, 1972). Une élévation de 5° à 6° C en été a causé la suppression de la faune benthique en URSS (MERRIMAN, in IAEA, 1972). Parfois, les invertébrés benthiques ne sont pas affectés, sans doute par l'existence d'une stratification thermique, les espèces se réfugiant dans l'eau froide des fonds.(CRAVEN, 1970, in IAEA, 1972).

Dans certains cas, en hiver, le nombre d'individus, et ou, la biomasse augmente. Massengill (1969, in IAEA, 1972) rapporte une augmentation de biomasse de 10 à 40 % du benthos de l'aval par rapport à la biomasse du benthos en amont de la centrale, sur le Connecticut.

Ces différentes observations suggèrent que les élévations de température, favorisant ces espèces benthiques en général mais

jusqu'à une certaine température seulement, laquelle, différente pour chaque espèce, est parfois atteinte en été.
Les observations effectuées dans le canal de rejet de la centrale de Montereau, montrent que les populations de gammares, toujours plus faibles que dans la Seine, deviennent quasi-nulles au-delà de 28,5°C (WURTZ-ARLET , 1964, in Leynaud, 1967).

A Monterau, les mollusques ont aussi été étudiés. WURTZ-ARLET (1964, in Leynaud, 1967) a constaté leur développement, suite au réchauffement des eaux. ($\Delta T = 7°C$)

Par contre sur la Delaware, HARMAN (1964) rapporte les changements intervenus dans la faune des gastéropodes, causés par une élévation de température de 26°C à 40°C. En aval de la centrale, on ne rencontre plus qu'une seule espèce, et seulement en hiver. Les 3 espèces vivant en amont sont de nouveau visibles à 1 mile en aval du rejet thermique.

Les résultats de VAILLANCOURT (1974) montrent que l'augmentation de la température de l'eau, causée par la centrale de Gentilly, au Canada, a une influence très nette sur Bithynia tentaculata en particulier et d'autres gastéropodes en général :

1. Les jeunes sont déjà présents en mai au lieu de juillet, résultats d'une ponte précoce l'année où la centrale fonctionne, par rapport aux années précédentes. La température de la zone réchauffée était à la mi-mai de 4° à 6° supérieure à la zone témoin.
2. En aval, la mortalité n'est pas du tout constante comme à la station témoin, mais elle s'accroît de façon régulière pour atteindre 100 % en septembre et octobre.

Toute la faune malacologique a disparu à partir du mois d'août.
Un an après l'arrêt des opérations de la centrale, Vaillancourt n'a pu observer la présence que de quelques Bithynia.
Cette mortalité totale est imputable non seulement à l'élévation de la température moyenne de l'eau (5° à 6°C seulement) mais

surtout aux chocs thermiques, résultant du fonctionnement variable, intermittent, de la centrale (augmentation de température de 10°C pour une puissance max. de la centrale).

D'autres auteurs ont observé des changements dans le cycle de vie, les activités des invertébrés, causés par le réchauffement des eaux.

- Le réchauffement artificiel de la Tamise à Reading cause une avance dans la période de reproduction chez les Mollusques bivalves : Unio pictorum et Anodonta anatina.
  Il provoque également une croissance plus rapide chez Anadonta anatina, dans sa première année de vie et une saison de croissance plus longue dans les années suivantes chez Unio pictorum. (NEGUS, 1966)
- La faune de la rivière Trent, est constituée presque entièrement par 4 espèces de tubificides. Les températures en amont de la centrale Drakelow sont comprises entre 5° et 17°C et en aval de 15 à 22°C.
  ASTON (1973) a constaté un plus grand nombre de Limnodrilus hoffmeteri matures en aval. La production des oeufs est plus élevée jusque 25°C.
  BOLTOVSKOI (in Aston, 1973) confirme ces résultats. Limnodrilus hoffmeteri se reproduit 3 semaines plus tôt dans la partie réchauffée d'un lac russe. Cette espèce est plus abondante qu'ailleurs et produit une génération supplémentaire par an.
- STEEL et BATTY (in Leynaud, 1967) ont mis en évidence que la reproduction de Asellus aquaticus est avancée d'un mois en aval de Earley.
  On assiste parfois à l'introduction accidentelle et à l'acclimatation d'espèces exotiques. Ainsi, MANN (1965) et LANGFORD (1971) en ont récolté dans des rivières réchauffées par des effluents thermiques, et des réservoirs de refroidissement.
  exemple : Physa acuta (un gastéropode) sur la Trent, de même l'oligochète Branchiura sowerbyi en aval de Earley en Angleterre et aux Etats-Ubis.
  (BRINKHURST, in IAEA, 1974)

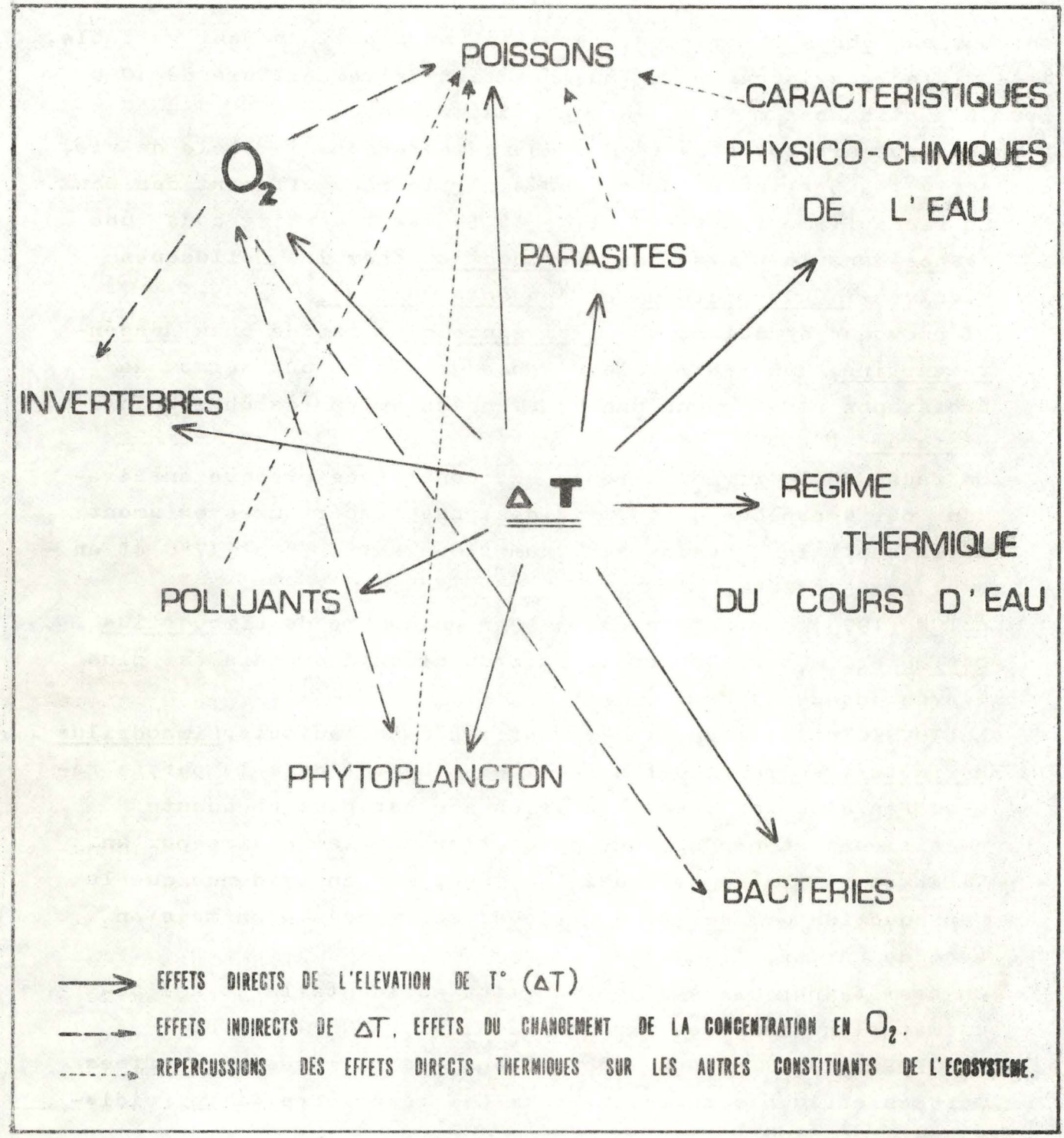


FIGURE 9 : CONSEQUENCES D'UNE ELEVATION DE TEMPERATURE SUR UN ECOSYSTEME AQUATIQUE.

3.3. Influence globale de la pollution au niveau des écosystèmes.

"On conçoit qu'un écosystème est un ensemble d'une complexité généralement extraordinaire où organismes et facteurs du milieu sont en interaction continuelle. Seuls quelques modèles fortement simplifiés nous permettent une première approche de la dynamique de certains aspects du fonctionnement des écosystèmes".

Tout écosystème aquatique présente un équilibre dynamique entre les producteurs, les consommateurs et les décomposeurs, parfois perturbé par des catastrophes climatiques naturelles.Toute pollution artificielle (thermique, chimique ou radioactive) provoque toujours des perturbations supplémentaires qui se répercutent à tous les niveaux et que l'écosystème tend à combattre. (fig. 9)
Il existe très peu d'études globales qui envisagent les conséquences des pollutions thermiques sur les écosystèmes aquatiques.

3.3.1. Répercussion au niveau des PRODUCTEURS.

Dans la plupart des cas, une élévation de la température de l'eau favorise l'activité des Producteurs, se traduisant par une augmentation de production de matières organiques,à première vue bénéfique.
En réalité, une forte productivité primaire ne correspond pas nécessairement à une productivité secondaire élevée.
En effet, les algues thermophiles (vertes et bleues-vertes) responsables de cette productivité primaire, se développent aux dépens des diatomées et des autres espèces moins tolérantes au réchauffement du milieu.
La pullulation de ces algues devient un élément polluant.Elles ont une valeur trophique très réduite par rapport à leurs possibilités de production. Or la qualité d'une nourriture est aussi importante en terme de production secondaire, que sa quantité disponible. (DUSSART, 1966)
Il existe donc des impasses trophiques, c'est à dire des espèces végétales que les animaux ne consomment pas, et qui ne participent

pas à la construction de la pyramide alimentaire.Ces impasses trophiques existent naturellement mais atteignent un développement maximal dans les écosystèmes aquatiques réchauffés artificiellement.

Le phénomène d'eutrophisation apparaît quand une pièce d'eau reçoit des apports continus d'éléments nutritifs (Phosphates, nitrates, matières organiques d'origine agricole et domestique). Il est redoutable car il conduit au déséquilibre de l'écosystème aquatique.

En effet, on constate un excès de Productivité primaire et plus tard, un excès de l'activité des décomposeurs (bactéries.) La production d'O_2 par photosynthèse restant constante d'une part,et compte tenu de l'augmentation des besoins en O_2 d'autre part, l'eutrophisation donne lieu à des mortalités parfois massives de consommateurs (poissons).

Les communautés microbiennes, bactéries, protozoaires, capables de se nourrir des algues bleues-vertes (cyanophytes) se développent rapidement. Leur nombre d'espèces et l'abondance des individus peuvent même augmenter. Un pareil système simplifié oscille évidemment beaucoup plus qu'un système plus complexe. (IAEA, 1974)

L'eau se charge de substances toxiques libérées par les bactéries anaérobies (Hydrogène sulfureux, composés ammoniaqués, méthane...). De plus, certaines espèces secrètent des toxines biliprotéiques pouvant s'accumuler dans les tissus de certains consommateurs. (BROSSELIN, 1975)

Les processus décrits sont tous influencés par la température. Une élévation de quelques degrés Celsius, naturelle ou résultat du réchauffement par passage dans les condenseurs, peut provoquer les effets catastrophiques de l'eutrophisation.

3.3.2. Répercussion au niveau des CONSOMMATEURS.

La matière organique élaborée par les producteurs est utilisée, en partie, par les consommateurs hétérotrophes, qui s'en nourrissent et s'entremangent. La production secondaire,résultat de

toute cette chaîne de métabolisme, sera donc complexe. (DUSSART, 1966)

L'ensemble des animaux aquatiques, et surtout les poissons, situés au sommet des chaînes alimentaires, sont sensibles à l'effet direct de la température mais surtout à ses effets se manifestant sur les autres niveaux de l'écosystème (chimie de l'eau, nourriture végétale et animale, parasites, agents pathogènes). Il suffit d'une modification grave à l'un de ces niveaux pour déséquilibrer toute une population piscicole.

Il semble cependant peu probable qu'une pénurie alimentaire se produise pour les poissons, car la tolérance thermique des espèces proies est au moins égale à celle du poisson le plus résistant vivant dans le milieu. (PHILLIPART,)

D'après BRETT (CEE, 1975), certains facteurs écologiques (compétition interspécifique, maladie, prédation... deviennent plus importants quand on approche de la température létale.

De faibles concentrations d'oxygène abaissent la température maximale létale chez la carpe, le gardon, la truite (EIFAC, 1969)

Les conditions du milieu (O_2, pH, T°) interviennent sur les possibilités d'acclimatation.

BRETT (in Leynaud, 1967) a montré que Amiurus nebulosus s'acclimate moins bien aux températures élevées quand les teneurs en O_2 sont faibles.

Les végétaux consomment du CO_2 pendant la journée : il en résulte une variation normale de pH. (Alcalinisation le jour - acidification la nuit). La température agissant sur la photosynthèse, les variations de pH sont amplifiées et le déséquilibre de l'écosystème, aggravé.

La fréquence respiratoire de la carpe (et de la tanche) augmente avec la température et le pH.

à 20°C : 43 }
à 30°C : 58 } à pH 7,1

L'augmentation du rythme de vie aura à long terme, un effet néfaste sur la vie des poissons en augmentant leur fatigue. (CEE, 1975)

3.3.3. Répercussions au niveau des DECOMPOSEURS.

L'élévation de la température et ses effets sur la physicochimie de l'eau ont des répercussions sur l'activité des bactéries. Les bactéries pathogènes et fécales sont parfois favorisées et leur développement menace alors dangereusement la qualité de l'eau, d'autant plus que le milieu est pollué par des produits toxiques et des matières organiques.

En général, le temps de génération des bactéries diminue avec la hausse de température. Cet effet est favorable pour l'auto-épuration des rivières. L'auto-épuration est accélérée, mais la consommation d'O_2 est considérablement augmentée (DBO s'élève). Il s'ensuit une asphyxie totale pouvant détruire toute vie, y compris les micro-organismes épurateurs (Brosselin, 1975).

Les bactéries épuratrices résistent bien à des faibles concentrations en O_2 mais si celles-ci diminuent de façon trop importante, (1 mg O_2/l) on assiste à leur remplacement par des bactéries anaérobies qui dégagent méthane ou hydrogène sulfureux.

Certains invertébrés détritivores : Bithynia, Oligochètes, larves de Chironomus, voient leur consommation d'O_2 varier très peu quand le milieu passe de 100 % à moins de 5 % de la concentration normale en O_2. Les macro-organismes détritivores (tubificides...) sont les derniers à disparaître en cas de fortes pollutions.

3.3.4. Diversité spécifique et stabilité de l'écosystème.

La diversité d'une biocénose représente sa richesse en espèces. Les conséquences de la pollution thermique sur sa diversité spécifique sont variables d'un site à l'autre suivant l'ampleur de l'élévation de température responsable.

Dans les régions froides, le nombre d'espèces se maintient et parfois augmente.

Cependant la constatation la plus générale est un appauvrissement en espèces, plus ou moins poussé.

Cette diminution d'espèces est évidemment particulièrement nette dans le canal de rejet et à proximité du rejet de l'eau chaude dans la rivière. (IAEA, 1974).

Un des phénomènes principaux se manifestant au niveau d'une population est qu'un changement important d'un facteur écologique (T°) va d'abord éliminer des individus appartenant aux espèces les plus sensibles. (espèces sténothermes).
Si le changement s'accentue,finalement tous les individus des espèces les plus sensibles sont éliminés , et même les espèces tolérantes peuvent être affectées si le stress augmente encore.
Il résulte de l'élévation de température des changements importants dans la structure des communautés, une diminution de la diversité spécifique et une disproportion de plus en plus évidente dans le nombre d'individus (abondance) d'une espèce tolérante par rapport aux espèces plus fragiles.
Un écosystème riche, complexe, contient de nombreuses espèces si bien que l'élimination d'une espèce, la perte d'une fonction,pourra être prise en charge par d'autres espèces,restantes.Par contre plus un écosystème est simplifié,plus il devient instable.Les relations trophiques entre communautés sont perturbées et le fonctionnement des écosystèmes est déséquilibré.

<u>En conclusion</u>, les résultats montrent la variabilité des réactions biologiques tant au niveau des espèces, qu'au niveau des biocénoses, et soulignent la sensibilité notable des organismes à la pollution thermique.
Le problème exige des études approfondies dans la perspective d'une politique globale de l'utilisation de l'eau. Il est nécessaire de savoir comment et combien les écosystèmes sont affectés par l'échauffement du milieu.

4. La pollution radioactive.

4.1. Principales étapes de l'industrie nucléaire.

La première étape consiste à extraire l'Uranium qui contient le seul nuclide fissile dans la nature (c'est-à-dire qui subit très facilement la réaction nucléaire de fission) : l'Uranium ^{235}. Il se trouve dans l'Uranium naturel à raison de 0,7 %.
On peut augmenter cette proportion à 5, 10, 20 % par séparation isotopique dans des usines d'enrichissement. (le Haghe, en France).

La matière fissile est préparée sous forme de cartouches, ou d'aiguilles gainées par des alliages adéquats.

La réaction de fission des Noyaux d'U^{235} est fortement exoénergétique. Quand un neutron s'intègre à un noyau d'U^{235}, celui-ci se divise en deux fragments inégaux de 93 à 140 nucléons. Au même instant, quelques neutrons sont éjectés, qui vont à leur tour exciter d'autres Noyaux d'Uranium. (réactions en chaîne)

On appelle produits de fission, les fragments radioactifs (excès de neutrons) et leurs descendants. Ils ont des nombres de masse qui se répartissent du Zinc-72 au Dysprosium 171.(ex : le ^{137}Cs)
D'autres radioéléments ont une origine différente : ce sont les produits d'activation. Ils se forment par l'excitation des neutrons des éléments stables des matériaux constitutifs du réacteur et du fluide de refroidissement. Ce sont principalement le ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{58}Co, ^{134}Cs, pour les centrales de type PWR.
A partir d'Uranium^{238} se forme également du Plutonium fissile.
Le temps de séjour des éléments combustibles est de 3 ans environ.Ils sont extraits du réacteur et stockés sur le site pendant un temps de refroidissement plus ou moins long (150 jours), durant lequel les produits de fission perdent une partie de leur activité. Ensuite, les produits d'activations et le plutonium, sont entreposés sous eau dans une usine de retraitement.
Le stockage des déchets ne peut en aucun cas, constituer une

solution à long terme : il faut, tôt ou tard les éliminer. C'est un caractère propre à la pollution radioactive de garder sa nocivité pendant les périodes souvent très longues (années, siècles, millénaires) de la désintégration.

4.2. Effets des radiations sur les écosystèmes aquatiques d'eau courante.

Les centrales nucléaires et surtout les usines de production de l'Uranium (broyage, extraction...) rejettent des effluents liquides contenant des radionuclides dont la nature et la composition sont fonction des caractéristiques de l'industrie nucléaire.

Un organisme accepte tous les isotopes d'un élément donné. Il sera d'autant plus contaminé si l'activité du radionuclide dans l'eau est plus élevée. Ceci se vérifie surtout si c'est un isotope d'un élément nécessaire pour le métabolisme, mais peu abondant. L'accumulation du radionuclide dépend surtout du taux de la forme radioactive sur la forme non radioactive de cet élément. (Lanza, 1972)

Les êtres vivants peuvent recevoir une dose d'irradiation interne par ingération de radionuclides, à partir des aliments, ou par absorption de l'eau contaminée. L'exposition externe résulte de l'immersion dans l'eau contaminée ou, pour certaines espèces elle se fait à partir des sédiments contaminés.

Les processus de concentration ne sont pas uniquement biologiques (quand les radionuclides entrent dans la constitution d'un métabolite) mais aussi de nature physico-chimique, si les radionuclides sont retenus par absorption artificielle (au niveau des plantes totalement immergées,par exemple) (Ozenda, 1967, in Kirchmann et Lambinon, 1973).

En général, les niveaux de radioactivité auxquels sont soumis les populations aquatiques naturelles au voisinage des centrales

sont faibles.

Il existe peu de données concernant l'impact global des radiations ionisantes sur l'écosystème aquatique. Par contre, les informations recueillies en laboratoire sont plus abondantes. On administre à différents organismes des doses beacoup plus élevées que celles atteintes dans les rejets des centrales en fonctionnement normal.

* Effets létaux .

Les doses létales de radiation varient largement d'après l'espèce, l'âge, le sexe, l'état physiologique et le stade de développement,(les oeufs de truites sont plus sensibles que les adultes).D'une façon générale,les algues sont radiorésistantes et les poissons plus radiosensibles.

* Effets sublétaux.

L'action fondamentale des 4 types de rayonnements nucléaires dangereux (α, β, γ , neutrons) est d'ioniser les atomes des corps vivants.Ce phénomène d'ionisation entraîne des perturbations chimiques (ruptures de liaisons moléculaires) qui provoquent à plus ou moins longue échéance , des troubles caractérisés (diminution de l'activité des cellules, altération de leurs structures).Les jeunes individus, de par leur métabolisme plus intense,sont plus contaminés.

La dose nécessaire pour induire une réponse biologique détectable est considérablement plus élevée, que les concentrations maximales qui peuvent se trouver dans l'environnement.

Les effets génétiques, pas plus que les effets somatiques causés par les effluents radioactifs des centrales nucléaires n'affectent les écosystèmes aquatiques exposés. Des effets sont possibles à longue échéance. Autre fait préoccupant : la radiosensibilité peut être modifiée par des interactions avec les autres polluants présents dans l'eau.

4.3. Contamination des chaînes trophiques aquatiques dulcicoles.

De nombreuses études ont été faites pour connaître le comportement des radionuclides et leurs facteurs de concentration dans les constituants des chaînes trophiques.

4.3.1. Les producteurs.

Les ALGUES sont particulièrement intéressantes pour le contrôle radiologique vu leur place dans la chaîne alimentaire, leur biomasse et leur capacité de fixation (très forte pour le ^{137}Cs).

Les déchets radioactifs sont éliminés de préférence dans le plus grand volume possible d'eau, pour assurer une dilution maximale. En raison des bas niveaux de radioactivité et de la diversité des radionuclides présents, la contamination de l'eau est donc difficile à mesurer.
Or, bien avant que l'eau n'atteigne les limites de concentration admises, les sédiments, la faune, et la flore indiquent une augmentation de la contamination du milieu en Co et Mn tout au moins (Cantillon, Kirchmann , 1969). Il est intéressant dès lors de déterminer quelques espèces bioindicatrices, c'est-à-dire possédant comme capacité d'accumuler des radionuclides en concentration élevée, de répondre rapidement à la contamination.
Ainsi des mousses aquatiques (Cinclidatus danubicus par ex.) ont été choisies comme bioindicateurs pour le ^{54}Mn et le ^{60}Co dans le cadre d'un programme général de surveillance radiologique des rejets de la Centrale de Chooz, sur la Meuse (Kirchmann , Lambin on, 1973)

4.3.2. Les consommateurs.

A Chooz, les poissons (situés au sommet des chaînes alimentaires) présentent une radioactivité supérieure de 24 à 880 fois à celle des eaux de la Meuse. Les éléments radioactifs, comme les insecticides, se concentrent peu à peu le long des chaînes trophiques. (Ramade, 1975)

La radioactivité des poissons capturés dans la Columbia, en aval des réacteurs de Hanford, est 100 fois plus élevée que chez des poissons maintenus dans une eau contaminée au même niveau mais nourris avec des aliments non contaminés.
Certains organes fixent préférentiellement soit le ^{60}Co (reins, gonades, foie) soit le ^{54}Mn (organes externes). Les 70 % du Sr se retrouvent au niveau des muscles.

4.3.3. Les invertébrés décomposeurs.

Les bivalves filtrent des quantités énormes d'eau et les facteurs de concentration de ^{54}Mn sont assez élevés pour qu'ils soient utilisés comme bioindicateurs de ce radionuclide. Il faut une période de 1 mois environ pour que des anodontes contaminées perdent 50 % de leur radioactivité, après avoir été mises dans l'eau froide. (Processus de désorption)
En Meuse, ce sont les invertébrés qui reçoivent la dose la plus élevée (due au ^{54}Mn).

2ÈME PARTIE

RESULTATS EXPERIMENTAUX.

TABLEAU V : Moyennes mensuelles et annuelles des débits de la Meuse, enregistrés à l'écluse de la Neuville (m^3/sec)

	1971	1972	1973	1974	1975
Moyennes mensuelles					
jan.	204	117	94	245	415
fev.	295	208	294	330	314
mars	149	118	148	252	308
avr.	96	236	112	133	289
mai	89	143	159	72	123
juin	107	95	103	52	76
jui.	76	77	49	52	58
août	43	123	34	41	43
sep.	36	66	30	67	43
oct.	29	43	43	308	45
nov.	81	229	87	367	91
dec.	97	166	227	559	132
Moyennes annuelles	108	135	120	207	161

TABLEAU VI : Nombre de jours où le débit à l'écluse de la Neuville, fut inférieur à :

	33 m^3/sec.	84 m^3/sec.
en 1973	56 j	172 j
en 1974	16 j	139 j
en 1975	8 j	162 j

5. Caractérisation sommaire du milieu.

5.1. La Meuse.

5.1.1. Hydrographie.

La Meuse longue de 925 km (dont 492 en France, 194 en Belgique et 239 aux Pays-Bas) prend sa source sur le plateau de Langres, à 410 m d'altitude.

Elle pénètre en Belgique à Hastières et reçoit les eaux de plusieurs affluents belges dont les principaux sont la Semois à Monthermé (France), la Lesse à Dinant, la Sambre à Namur, l'Ourthe à Liége.

Jusque Namur, la Meuse garde une direction Sud-Nord puis se dirige vers le Nord-Est jusqu'à la frontière hollandaise.

5.1.2. Hydrologie. Débits.

Nous avons repris les données enregistrées quotidiennement au barrage de la Neuville.

- Le débit moyen de la Meuse déterminé entre les années 1911 et 1964 est supérieur à 200 m^3/ sec.
  Durant les années 71-72-73, on a mesuré un débit moyen de 120 m^3/sec. Ces résultats permettent de croire à un certain fléchissement du débit.
  En 1974, celui-ci fut de 207 m^3/ sec. et de 161 m^3/ sec. en 1975. (tableau V)

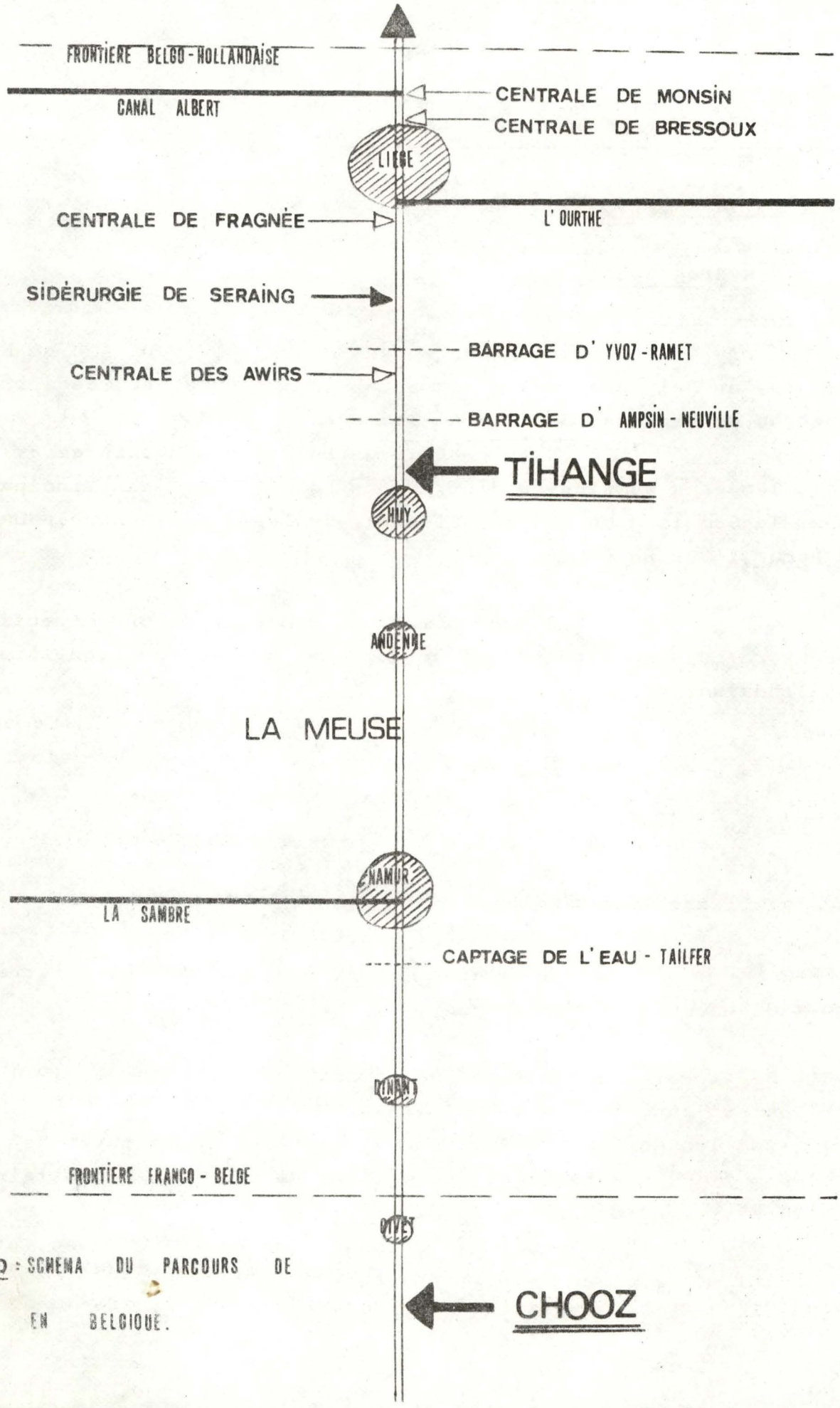


FIGURE 10 : SCHEMA DU PARCOURS DE LA MEUSE EN BELGIQUE.

- Les <u>débits d'étiage</u> mensuels descendent rarement en dessous de 30 m^3/ sec.
  Des débits journaliers de 10 à 15 m^3/ sec. sont parfois atteints durant les périodes chaudes. (tableau VI)

- En <u>période de crue</u>, les débits mensuels atteignent ou dépassent la valeur de 1000 m^3/sec. Des débits journaliers de 1700 m^3/sec. sont mesurés durant ces périodes.

5.1.3. <u>Qualité de l'eau.</u>

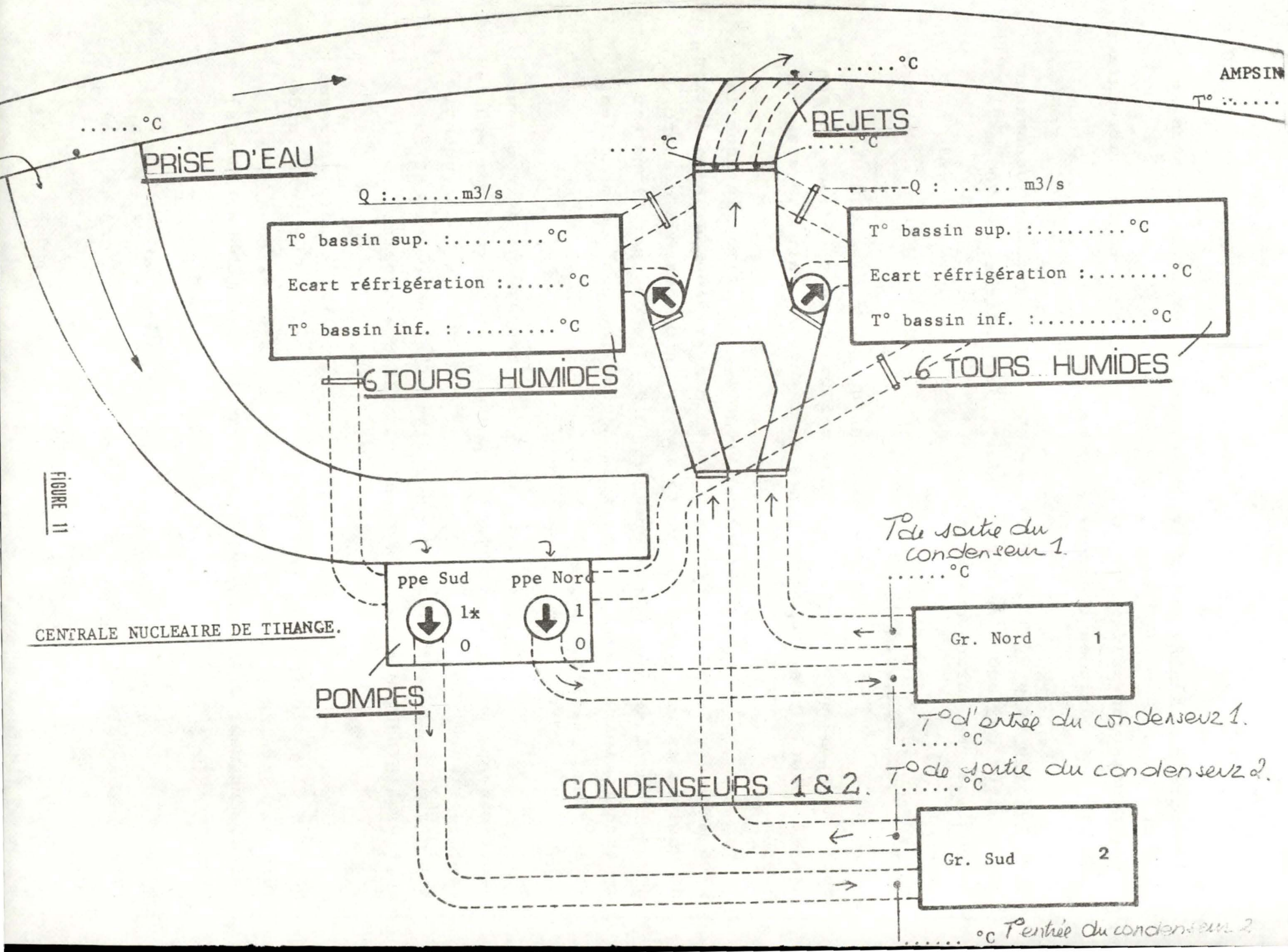
Comme beaucoup de cours d'eau, la Meuse subit depuis longtemps une certaine pollution. Tout au long de son trajet en Belgique, l'état de santé du fleuve ne fait que s'aggraver.

La région liégeoise constitue la zone la plus menacée, la plus sensible à toute aggravation de la pollution, de quelque nature que ce soit. (La teneur en O_2 dissous descend jusque 2 mg/l en été, alors que 5 mg d'O_2 dissous par litre est la teneur minimale en O_2 considérée nécessaire pour le maintien d'une faune piscicole saine.)

Les villes où se concentrent de nombreux habitants ont un énorme volume d'eaux usées non épurées qui souillent le fleuve. Les industries exigent des quantités d'eau de plus en plus considérables et elles rejettent de multiples produits chimiques, déchets de leur activité.

Cet état de pollution est encore aggravé par des élévations de t° de l'eau dues aux industries (ex : sidérurgie à Seraing), aux centrales électriques classiques (les Awirs, Fragnée, Bressoux, Monsin) et nucléaires (Chooz, Tihange) (figure 10)

D'après un modèle mathématique (Smitz, 1975), les effets cumulatifs ne risquent de devenir graves qu'à


AMPSIN
T° :.....
.....°C
PRISE D'EAU
.....°C
REJETS
.....°C
Q :.....m3/s
T° bassin sup. :.....°C
Ecart réfrigération :.....°C
T° bassin inf. : .....°C
6 TOURS HUMIDES
.....-Q : m3/s
T° bassin sup. :.....°C
Ecart réfrigération :.....°C
T° bassin inf. :.....°C
6 TOURS HUMIDES
FIGURE 11
CENTRALE NUCLEAIRE DE TIHANGE.
ppe Sud
ppe Nord
1*
0
1
0
POMPES
T° de sortie du condenseur 1.
.....°C
Gr. Nord 1
T° d'entrée du condenseur 1.
.....°C
CONDENSEURS 1&2.
T° de sortie du condenseur 2.
.....°C
Gr. Sud 2
.....°C T° entrée du condenseur 2

la suite de la mise en service de Tihange I et II.

5.1.4. Températures de la Meuse.

- En amont de la centrale.

Un thermographe a été placé fin février à l'écluse d'Andenne. Une sonde plonge à 50 cm de profondeur. Début mai, l'appareil a été déplacé de quelques mètres en amont du barrage. Cet appareil enregistre la t° en continu, indiquant ainsi les t° max. et min. atteintes. Toutes les semaines, le papier du tambour est renouvelé.

- En aval de la centrale.

La t° moyenne journalière enregistrée à l'écluse de la Neuville a dépassé 18°C

pendant 105 j. en 1973 et 136 j. aux Awirs

72 j. jusqu'au 24/8/74 (les données août-septembre manquent) et 125 j. auw Awirs.

en 1973, la t° moyenne mensuelle a dépassé les 18°C pendant 4 mois

	à Ampsin	et aux Awirs.
en juin	19.1	20.1
en juillet	21.4	22.4
en août	21	23.4
en sept.	18.7	22.0

en 1974,

en juin	19	21.7
en juillet	20	21.9
en août	20.8	22.4
en sept.	-	18.0

en 1975, aux Awirs à l'entrée des cond enseurs.

en juin	20.3
en juillet	23.9
en août	26.6
en sept.	23.5
en oct.	20.2

TABLEAU VII : Moyennes mensuelles des rejets de calories/sec. de la centrale de Tihange, basées sur le calcul :

Débit de l'effluent multiplié par T° (T° entrée du condenseur - T° sortie du condenseur.)

MOIS	CALORIES / SEC.
sep. 75	357258
oct. 75	386395
nov. 75	392436
déc. 75	388443
janv 76	367851
fev. 76	408606
mars 76	397056
avr. 76	376629
mai 76	336501

357,5 Mcal/sec

en 1976, aux Awirs, les données ne sont pas encore disponibles.
les t° enregistrées à Ampsin sur lesquelles nous comptions n'ont pas été disponibles, la section environnement de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (I.H.E.) s'étant aperçue en juin 1976 que les t° relevées par ce thermomètre étaient supérieures à la réalité et ce depuis un an.
Nous nous sommes basés sur la différence moyenne de t° à l'entrée et la sortie des condenseurs de la centrale. (figure 11)
Connaissant le débit (16,5 m^3/sec par condenseur) nous avons calculé la quantité moyenne de calories rejetées en Meuse, par mois. (tableau VII)

- Nous ne pouvons donc pas comparer les t° naturelles de la station amont avec les t° de la station en aval des rejets thermiques de la centrale de Tihange.

- Cependant, la figure 12 montre l'évolution de la t° de l'eau de la Meuse aux Awirs, depuis le début de cette étude (août 1975) jusqu'en décembre 75.

  Les t° relevées aux Awirs sont supérieures de quelques degrés aux températures enregistrées au barrage de la Neuville.

  Nous constatons la chute de t° de l'eau de août à octobre, qui s'accentue nettement en novembre jusque décembre.

- D'autre part, à partir de février 76, nous disposons des données enregistrées par le thermographe, à l'écluse d'Andenne.

- De plus, à titre indicatif, nous avons reporté sur ce même graphique (fig. 12) les températures que nous avions relevées, en

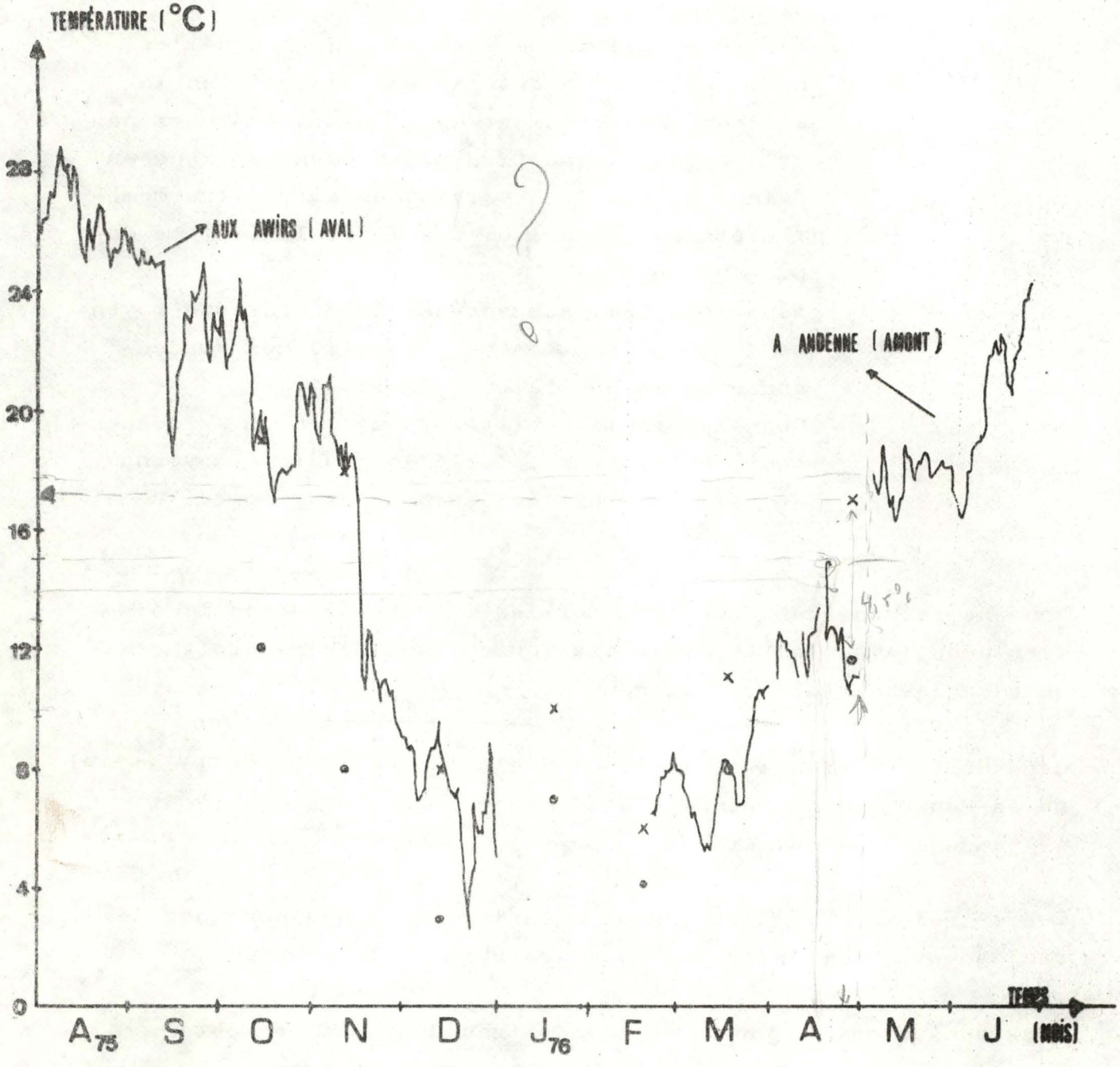


FIGURE 12 : EVOLUTION DES TEMPERATURES DE L'EAU DE LA MEUSE, EN AMONT ET EN AVAL DE LA CENTRALE NUCLEAIRE DE TIHANGE.

surface, les jours de pêche, donc tous les mois.
Le graphique montre des écarts parfois importants entre les t° d'am ont et d'aval:

écarts de 7°C, le 14 oct. 75
10°C, le 14 nov. 75 → ??
5°C, le 16 déc. 75
3°C, le 19 janv. 76
2°C, le 18 fév. 76
3°C, le 17 mars 76
4,5°C, le 28 avril 76.

5.1.5. Pollution radioactive.

Depuis 1962, un programme de surveillance radioécologique des sites d'implantations des centrales nucléaires a été mis au point par le Ministère belge de la Santé publique, en collaboration avec le département de radiobiologie du centre d'étude de l'énergie nucléaire (CEN) à Mol.

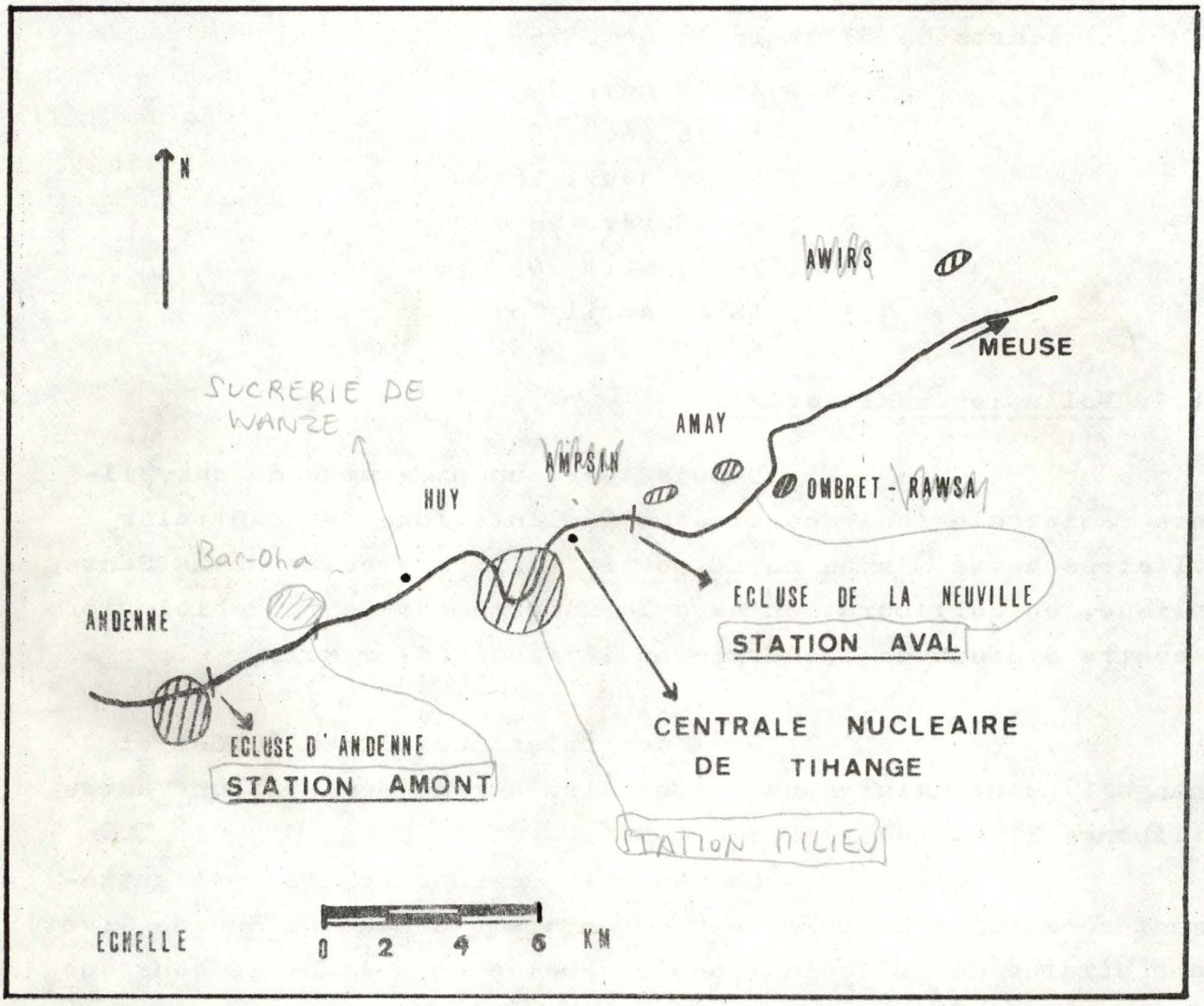
Deux centrales nucléaires (Chooz et Tihange 1) sont maintenant en fonction sur la Meuse et une autre (Tihange 2) est en construction.

La centrale de Chooz (SENA) est entièrement construite en territoire français (à 8 km au Sud de Givet) à une dizaine de km de la frontière belge en suivant le cours de la Meuse. Elle a été mise en service au début 1967 mais est en exploitation régulière depuis 1970.

La puissance électrique nette est de 280 MWe (1/3 de celle de Tihange 1) et son système de refroidissement fonctionne en circuit ouvert.

5.1.6. Zones de prélèvements.

Les deux zones de prélèvements sont : (carte 2)



CARTE 2 : SITUATION DE LA CENTRALE NUCLEAIRE ET DES STATIONS D' ECHANTILLONNAGES

1) <u>en amont de la centrale</u> : l'aval de l'écluse n° 13 d'Andenne, à 12 km de la centrale nucléaire de Tihange.

2) <u>en aval de la centrale</u> : l'aval de l'écluse de la Neuville, à Ampsin, située à 2,2 km de la borne amont de la centrale.

Entre ces 2 endroits, le cours de la Meuse est coupé par des barrages (Huy) qui isolent les populations piscicoles dont des échantillons ont été prélevés mensuellement.

Nous n'avons pas mesuré les paramètres physico-chimiques des endroits de pêche "amont" et "aval".

Nous pouvons considérer que la principale différence entre les deux zones de prélèvements réside dans la température de l'eau.

5.2. La centrale nucléaire de Tihange.

La centrale nucléaire de Tihange est la deuxième réalisation franco-belge (après SENA à Chooz) des producteurs d'électricité Centre et Sud et Electricité de France. La S.E.M.O. (Société belgo française d'énergie nucléaire mosane) qui a été constituée par E.D.F. et Centre et Sud a confié l'exploitation de la centrale à la société Intercom.

5.2.1. Le site.

Le site de la centrale a été choisi à Tihange (province de Liège) localité située sur la rive droite de la Meuse, à 3 km du centre de Huy et à 25 km à l'Ouest de Liège.

La région est peuplée par 1.200 habitants dans un rayon de 1 km, 18.000 habitants dans un rayon de 3 km et 70.000 habitants dans un rayon de 10 km. (S.E.M.O., 1969)

Le terrain retenu, occupant 25 ha est situé en rive droite le long du fleuve. Le site est plat, à la côte moyenne de 70 m.

Le sol, reconnu par des sondages, est constitué d'alluvions récentes sur une dizaine de mètres d'épaisseur, recouvrant des terrains anciens de schistes siluriens.

Seule, la zone des roches frasniennes (calcaire) en bordure immédiate de la Meuse présente une certaine perméabilité.

Sur la rive gauche à une distance de 4,5 km en aval de la centrale, existe une station de captage de la Société nationale de Distribution d'eau (à Amay)

Du point de vie sismique, le site pourrait être classé à la limite des zones 6 et 7 de l'échelle Mercalli.

Les vents dominants viennent des secteurs SO et NE et ont été étudiés au cours d'une campagne de mesures de 3 ans, à partir d'un mât météorologique installé sur le site.

5.2.2. Caractéristiques de la Centrale.

La puissance électrique nette est de 872 MWe (mégawatts électriques.

Le réacteur est à eau sous pression de type P.W.R. de licence Westinghouse et a été construit par ACEC et Framatone.

Les essais ont eu lieu de mars à juin 75 et l'exploitation a débuté en juillet 75.

a) Le fonctionnement des deux condenseurs nécessite chacun un débit de 16,5 m^3 par seconde et réchauffe l'eau de la Meuse passant dans leurs circuits, de 12°5C environ au maximum.

b) Les deux groupes de condenseurs ont fonctionné séparément du 11 octobre au 22 octobre 75, le 6 avril 76 et du 20 au 28 avril 76.

Cette réduction de la puissance est à mettre en relation avec les conditions hydrologiques et thermiques de la Meuse.

En effet, la législation actuelle impose une limitation de la t° maximale à 30°C dans le canal de rejet.

De plus la différence entre les températures de l'eau en amont et en aval de la centrale ne peut dépasser 5°C.

c) On peut associer à l'élévation max. de t°, un débit minimal en dessous duquel la rivière ne peut plus évacuer entièrement la chaleur produite sans dépasser la limite autorisée. Si le débit est inférieur à la valeur limite (33 m^3/sec.) une fraction de la puissance thermique doit être dissipée par d'autres moyens. (réfrigérants atmosphériques)

d) Ainsi les tours de réfrigération (2 groupes de 6 tours) à tirage forcé, ont fonctionné

du 31 juillet 75 au 17 août 75

du 28 août 75 au 3 septembre 75

Cette année, elles ont été mises en service depuis le 14 juin.

6. Matériel et méthodes.

6.1. Capture des poissons.

Le prélèvement des poissons s'est fait mensuellement dès août 75 à l'écluse de la Neuville (aval de la centrale) et a débuté en novembre 75 à l'écluse d'Andenne (amont de la centrale).

L'étude comparative débute donc avec les poissons pêchés au mois de novembre.

Pour les captures des poissons,nous avons utilisé principalement deux techniques :

- le filet maillant.
- la pêche électrique.

Cependant, en août et septembre 75, la passe à poissons du barrage d'Ampsin-Neuville a été vidée pour permettre une récolte au début du travail.

Signalons également "l'apport" de la pollution accidentelle du 19 septembre 75 (22 Tonnes d'hypochlorite de Na)qui a ainsi permis un échantillonnage aisé de poissons en aval de la centrale.

6.1.1. Filet maillant.

En octobre,un filet maillant de 50 m de longueur a été utilisé avec succès à Ampsin.

Les moitiés de ce filet ont été depuis lors régulièrement immergées, en fin d'après-midi l'un à la station aval, l'autre à la station amont, et relevés le lendemain matin.

A partir d'avril,les quantités de poissons pêchés étant encore suffisantes, la longueur de chaque filet a été

réduite de 25 à 15 mètres.

Les caractéristiques du filet maillant monofilament utilisé sont :

- fil en nylon : 0,3 mm de diamètre.
- dimension des mailles à l'entre-noeud : 3 cm
- largeur : 1,50 m

Grâce à ces filets, possédant les mêmes caractéristiques, immergés et relevés aux mêmes dates, nous avons pu récolter des échantillons suffisamment nombreux, en général des gardons, appartenant aux populations piscicoles des stations "amont" et "aval" pour pouvoir les comparer entre eux.

En raison de la sélectivité imposée par les dimensions des mailles, les poissons capturés sont d'une taille supérieure à 19 cm.

Nous pouvons ainsi comparer des échantillons de poissons (gardons) les plus âgés de la population.

6.1.2. Pêche électrique.

A partir de janvier 76, nous avons pratiqué la pêche électrique, dans le but de prélever des jeunes individus chez qui la croissance est meilleure et la détermination de l'âge plus aisée.

Cette technique consiste à créer un champ électrique entre une anode et une cathode immergées dans la rivière. Elle s'est pratiquée ici en canot pneumatique "Astral" (4 pers) dont les caractéristiques sont : largeur : 1 m 70
longueur : 4 m 20.
et équipé d'un moteur Mercury 110.

On utilise un groupe électrogène de marque Electro-pullman donnant un courant continu max. de 420 volts avec une intensité max. de 6 Ampères.

L'anode,mobile est un anneau de 30 cm de diamètre équipée d'un grillage.La cathode rectangulaire est elle,fixée au bateau.

Parmi les réactions possibles des poissons sous l'effet de ce champ électrique, on observe un arrêt de la nage, une nage forcée vers l'anode, une tétanie paralysante. Ces réactions permettent une capture relativement facile des poissons.

Ceux qui nous intéressent sont disposés au fur et à mesure de leur capture, dans un bac dans le canot.

- En conclusion: L'emploi du filet maillant et la méthode de pêche électrique sont complémentaires et nécessaires pour étaler et améliorer l'échantillonnage.

Si les récoltes en aval ne sont pas suffisantes, la passe à poissons du barrage d'Ampsin-Neuville peut suppléer aux captures.Cependant,la nature et la quantité des poissons pris de cette manière varie beaucoup d'un mois à l'autre.

6.2. Traitements des poissons capturés.

6.2.1. Procédure générale.

Tous les poissons capturés sont identifiés au niveau de l'espèce. L'ouvrage de systématique consulté pour cette détermination est celui de Spillmann (1961).

Les animaux qui ne sont pas traités le jour même de la pêche sont conservés au freezer à -6°C.

Les poissons sont dénombrés, mesurés et pesés individuellement.

- On mesure la longueur totale (L.t.) entre la pointe du museau

placé contre la butée d'une planche graduée en mm et l'extrémité de la nageoire caudale dont les lobes sont rapprochés de façon à donner une valeur maximale à cette mesure.(Ricker, 1971)

Nous avons également noté la longueur de la fourche (L.f.), mesure souvent employée, entre l'extrémité du museau et l'échancrure médiane de la nageoire caudale.

- Les poissons sont pesés à 0,5 g près au moyen d'une balance (marque Analis) dont la gamme de poids varie de 0 à 1600 g.

Un lot d'écailles est prélevé à l'aide d'une pince,sur chaque individu, au-dessus de la ligne latérale droite et au niveau de l'anus. Les 2 opercules sont également retirés dans le but de déterminer l'âge du poisson et de le comparer avec celui établi par la lecture des écailles.

Chaque poisson est disséqué. Nous avons prélevé le premier tiers antérieur du tube digestif qui est conservé dans une solution formolée (10%) en vue de l'étude du contenu stomacal.

Un bref examen de la morphologie interne permet de constater parfois des malformations,une maladie ou la présence de parasites dans la cavité générale. Ces indices de l'état sanitaire du poisson sont annotés et les parasites sont conservés au formol, en vue de leur identification ultérieure.

Nous avons également prélevé les gonades qui sont épongées et pesées.

De plus,le foie,la rate,le cerveau de chaque poisson ont été prélevés et conservés dans une solution de formol (10%).

Avec les poissons éviscérés, conservés eux aussi au formol, les organes prélevés ont été envoyés au laboratoire de radiobiologie du C.E.N. (Mol) dirigé par Monsieur Kirchmann.

6.2.2. Reproduction.

Le dimorphisme sexuel est peu prononcé chez les espèces récoltées. L'examen morphologique externe ne permet pas de connaître le sexe des poissons immatures ou adultes, en dehors de la saison de reproduction.

Les gonades se détachent facilement, elles sont nettoyées, débarassées de la graisse, essuyées et pesées, à 0.05 g près (balance marque Sartorius, type 2204)

Les testicules et les ovaires des poissons pêchés en dehors de la période de reproduction sont conservés dans une solution de formol dilué à 10 %. Les ovaires des poissons (gardons, brêmes, chevaines) pêchés aux mois d'avril, mai sont eux, conservés au liquide de Gilson, dans le but d'étudier la fécondité du poisson (comptage des oeufs).

Pour nous permettre d'effectuer une étude plus fine de la reproduction pendant l'époque du frai, nous avons réalisé une pêche supplémentaire (29 avril 1976) au filet maillant uniquement.

Comparaison des rapports gonado-somatiques. (R G/S)

* Définition. : Le rapport gonado-somatique est le rapport entre le poids des gonades et le poids total du poisson, exprimé en pourcentage.

$$R\ G/S = \frac{100\ G}{S}$$

où G = poids des gonades en grammes
S = poids total du corps en g.

* Nous avons calculé cet indice pour chaque poisson, établi la moyenne sur l'ensemble d'une pêche pour une même espèce.

m_1 = moyenne des R G/S des mâles aval
m_2 = moyenne des R G/S des femelles en aval
m_3 = moyenne des R G/S des mâles en amont
m_4 = moyenne des R G/S des femelles en amont.

Par une analyse de variance à un critère fixe (le temps) nous avons été amenés à rejeter l'hypothèse nulle ($m_1 = m_2 = m_3 = m_4$) par exemple en novembre 75.

Nous arrivons donc à la conclusion globale que les moyennes m_1 , m_2 , m_3 , m_4 ne sont pas toutes égales entre elles.

Nous voulons éprouver les hypothèses suivantes :

- les R G/S des mâles en aval sont-ils les mêmes que ceux des mâles en amont ?

$$H_{01} : m_1 = m_3$$

$$H_{11} : m_1 \neq m_3$$

- les R G/S des femelles en aval sont-ils les mêmes que ceux des femelles en amont ?

$$H_{02} : m_2 = m_4$$

$$H_{12} : m_2 \neq m_4$$

- les R G/S des mâles par rapport aux femelles sont-ils les mêmes, quelle que soit la station ?

$$H_{03} : m_1 + m_3 = m_2 + m_4$$

$$H_{13} : m_1 + m_3 \neq m_2 + m_4$$

La méthode employée est celle de Scheffé (Feytmans, 1975) (Le nombre d'échantillons à l'intérieur de chaque groupe à comparer n'est pas constant.)

Les contrastes à considérer sont donc :

$$\lambda_1 = m_1 - m_3$$

$$\lambda_2 = m_2 - m_4$$

$$\lambda_3 = m_1 + m_3 - m_2 - m_4$$

pour chaque contraste, on calcule l'intervalle de confiance

$$L - S.\ S_L \leq \lambda \leq L + S.\ S_L$$

où L = valeur du contraste estimé

λ = valeur du contraste si les moyennes sont connues

= fonction linéaire appelée contraste si la somme des coefficients est nulle.

$S^2 = (r - 1).\ F_{r-1\ ;\ N-r;\ 1-\alpha}$

où N = nombre total des R G/S

r = 4

$1 - \alpha = 0{,}95$

F = dans les tables de Fisher-Snedecor.

$S_L^2 = CMR \sum_j \frac{c_j^2}{n_j}$ ou CMR = carré moyen résiduel

c = coefficient

Pour chaque contraste, on a 95 chances sur 100 $(1-\alpha)$ que la valeur vraie du contraste prenne une valeur comprise entre les limites $L - S._{SL}$ et $L + S._{SL}$

Si l'intervalle de confiance ainsi calculé comprend la valeur 0, rien ne nous permet de rejeter l'hypothèse nulle.

6.3. Etude de la contamination radioactive.

6.3.1. Préparation des échantillons :

Les poissons éviscérés sont conservés au formol (10 %) dans une double enveloppe de sacs plastiques,étiquetée.

Les échantillons sont évidemment séparés d'après leur provenance,leur date de capture,leur espèce,leur sexe.

L'idéal aurait été de les séparer en fonction de leur âge mais nous n'avons pas eu le temps nécessaire pour estimer l'âge,à partir des écailles,sauf pour les gardons capturés par pêche électrique au mois d'avril 76.

Aussi nous avons grossièrement séparé les gardons en 2 groupes,de plus et de moins de 19 cm (L.t.)

En décembre,les foies de gardons ont été réunis,quel que soit le sexe auquel le poisson appartenait.De même pour les rates.

A partir des poissons récoltés en janvier, nous avons séparé les foies des femelles et ceux des mâles (idem pour les rates).

De plus,les cerveaux de gardons ♂ et ♀ ont été prélevés,conservés au formol (10 %) et envoyés à Mol pour la mesure des teneurs en radioactivité,à partir de la pêche de mars 76.

A Mol,les poissons éviscérés sont après pesée,coupés en morceaux et introduits dans des flacons de 250 ml ou 3 l,selon l'abondance du matériel,et conservés dans une solution formolée (10 %).

Les organes internes (foies,rates,gonades,cerveaux) prélevés de ces poissons,sont conditionnés,après pesée dans des flacons de 20 ml ou 250 ml.

6.3.2. Techniques de mesure de radioactivité.

Les techniques de mesure de la radioactivité varient d'après la nature des rayonnements émis par les radioéléments.

Les principaux radioéléments qui nous intéressent sont : (tableau)

* des produits de fission et d'activation, tous émetteurs de rayonnement γ.

La méthode de mesure la plus aisée est la spectrométrie γ qui, sans avoir recours à un procédé de séparation chimique, permet :

- d'identifier
- de mesurer quantitativement

les radioéléments présents dans les échantillons.

* le tritium (H^3) qui est lui, un émetteur de β^- pur, fait l'objet d'une autre technique de mesure. (scintillation liquide)

SL 30 Intertechnique avec un amplificateur logarithmique muni d'un analyseur multicanaux

Tableau des radioéléments détectés chez les poissons de Meuse et leur période. a : années; d : jours

Radioéléments		Périodes
Tritium	^{3}H	12.3 a
Manganèse	^{54}Mn	312 d
Cobalt	^{58}Co	71.3 d
"	^{60}Co	5.27 a
Césium	^{134}Cs	2.07 a
"	^{137}Cs	30.0 a
Thorium	^{232}Th	

6.3.2.1. Appareils de mesure.

Deux types de détecteurs sont employés :

1) les détecteurs à scintillation NaI
2) les détecteurs semi-conducteurs Ge(Li)

Le C.E.N. utilise, pour les mesures de faible niveau radioactif, ce qui est le cas des échantillons de l'environnement, soit :

- des détecteurs NaI

  a) avec puits, permettant l'introduction d'un flacon plastique de 250 ml, contenant l'échantillon à analyser.

  b) des détecteurs autour duquel on place un flacon plastique de 3 l à fond creux.

- un détecteur Ge(Li) au-dessus duquel on place un échantillon en flacon de 20 ml ou 250 ml selon le cas.

Le détecteur NaI à puits est de loin le plus sensible, mais la résolution obtenue est faible, aussi l'interprétation des spectres est difficile, lorsque plusieurs radioéléments sont simultanément présents et que les pics observés se chevauchent.

Un autre avantage de ce détecteur est sa faible variation d'efficacité, il est peu sensible à une répartition hétérogène de l'activité dans le flacon, ce qui est le cas d'un échantillon sous une forme brute (morceaux de poissons, organes internes).

Le détecteur Ge(Li) bien que son efficacité soit environ 100 fois plus faible, garde tout son intérêt dès que le mélange de radioéléments est complexe, par suite de son pouvoir séparateur élevé.

Il permet de distinguer par exemple les pics photoélectriques du ^{18}Co et ^{54}Mn souvent présents simultanément.

Cependant, cette méthode nécessite une

activité supérieure à 10^{-1} pCi du radioélément à mesurer.

Les détecteurs NaI et Ge(Li) sont connectés à des sélecteurs d'impulsions de respectivement 400 et 4000 canaux.Les spectres sont transférés et interprétés sur ordinateur.

6.3.2.2. Unités de mesure.

La radioactivité d'une substance a une intensité de 1 Curie lorsque 37 milliards (3.7×10^{10}) d'atomes se désintègrent par seconde,ce qui correspond environ à la radioactivité d'1 gramme de Radium.

Le Curie est une unité très grande si bien qu'on utilise le plus souvent le microcurie (10^{-6} Ci), le nanocurie (10^{-9} Ci) ou le picocurie (10^{-12} Ci).

Nos mesures sont exprimées en p Ci/ kg de matières fraîches pour tous les radioéléments sauf pour le tritium,dont la radioactivité est donnée en p Ci/ g de matières sèches.

Pour les calculs de la radioactivité de l'eau de Meuse filtrée,ce sont des pCi /litre d'eau, qui expriment les résultats obtenus.

TABLEAU VII : RELEVÉ GÉNÉRAL DES CAPTURES PAR ESPECE ET PAR MOIS

mois de captures	août	sep	oct	nov		dec		jan		fev		mars		avri		mai	
endroits de captures	AVAL	AVAL	AVAL	AV	AM	AV	AM	AV	AM	AV	AM	AV	AM	AV	AM	AV	AM
méthodes de capture	PASSE	POLLUTION	filet 50m	filet 25m	filet 25m	filet 25m	filet 25m	elect.	elect. -filet 25	elect.	elect. -filet 25	elect. -filet 25	elect.	elect.	elect. -filet I5	passe	elect. -filet I5
espèces capturées et observées																	
gardon CYPRINIDES	x	x	X	X	X	x	X	XXX	x	X	XX	X	XX	x	XX	x	X
brème bordelière		x	x	x	x	I		xx		x		XX		xI		Ix	x
chevaine	x	x	x		x		x	X	x	x I	x	I		x	xx	x	I x
ablette commune	X	x							x		x		I	x		x	x
hotu		x	I											I	xx		xx x
vandoise								x	x	x	x		x				
brème commune		x						I				I			I		
rotengle																	
tanche									x		x			x		x	X
carpe		I															
barbeau																	x
goujon		I															
PERCIDES																	
perche		I	x		x			x	I x	x	x		x	x	I x	x	I x
sandre		I															
ESOCIDES																	
brochet				I					I								
ANGUILLIDES																	
anguille								x	x					x	x	x	x
CENTRACHIDES																	
perche-soleil																	x
SALMONIDES																	
truite								I									

I Un seul individu capturé.
x moins de 25 individus.
X Plus de 25 individus.

7. Résultats des captures.

Un tableau général (tableau VII) récapitule l'ensemble des captures réalisées durant l'année de cette étude.

7.1. Diversité spécifique.

Cette liste d'espèces met en évidence l'importance de la famille des Cyprinidae (12 espèces sur un total de 18 espèces capturées. Les autres familles étant représentées par 2 espèces (Percidae) ou une seule (Esocidae, Anguillidae, Centrarchidae, Salmonidae).

Il apparaît également à la lecture de ce tableau que c'est la technique de pêche électrique qui donne les meilleurs résultats qualitatifs (c'est à dire en nombre d'espèces).

En effet, 17 espèces appartenant aux 6 familles ont été capturées de cette façon, alors que 9 seulement apparaissent dans les prises au filet maillant. (et 10 espèces lors de la pollution accidentelle en septembre). La diversité spécifique dans la passe à poissons au Barrage d'Ampsin-Neuville est fort variable d'après l'époque de l'année.

7.2. Intérêt des différentes espèces pour cette étude comparative.

D'après leur abondance à différentes époques de l'année aux endroits de pêche (amont-aval), la régularité des captures, leur âge, leur régime alimentaire, les espèces ne présentent pas toutes le même intérêt.

On s'aperçoit immédiatement, à la lecture de la figure 13, que l'espèce qui peut fournir le plus de renseignement est le gardon.

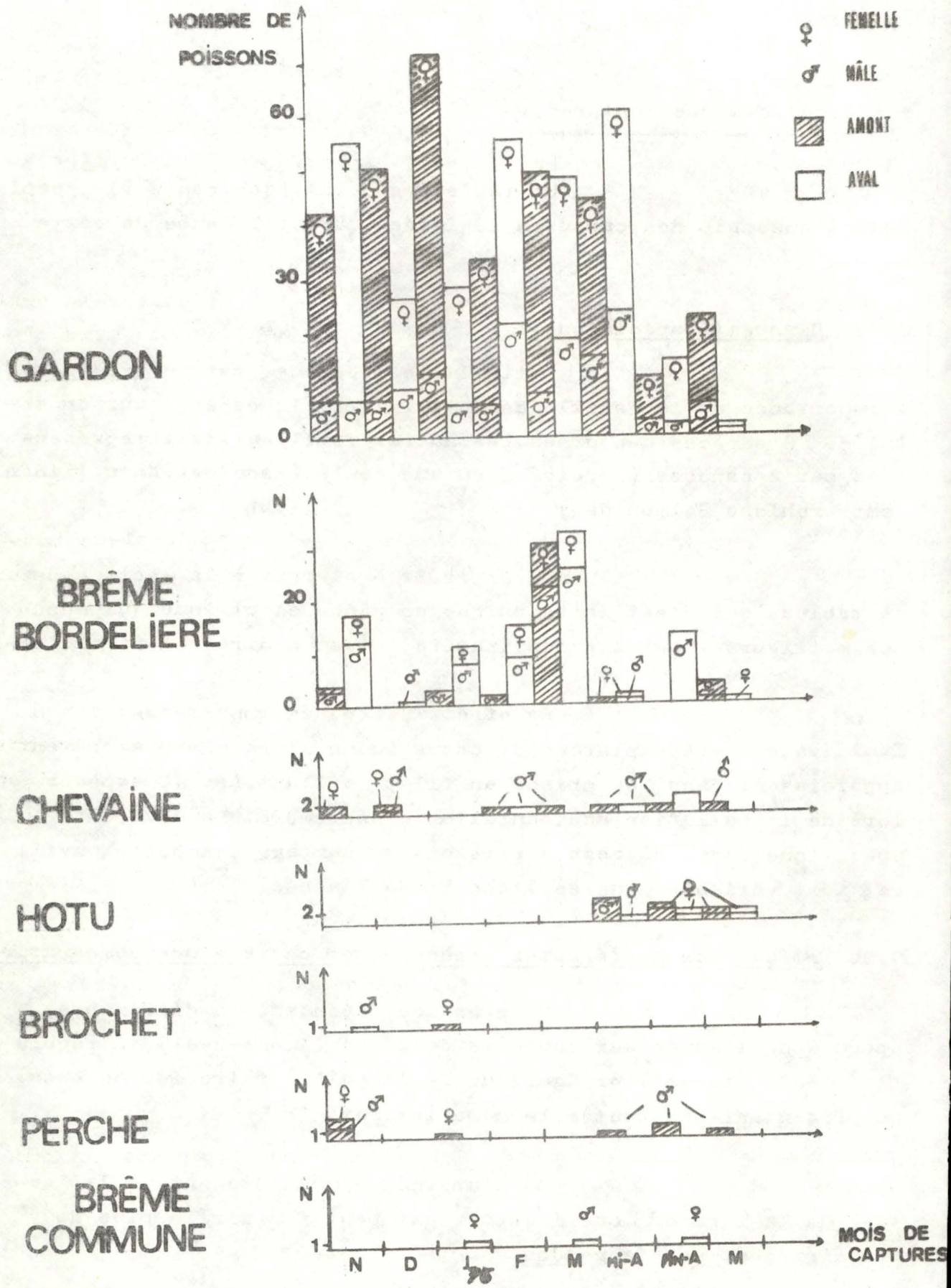


FIGURE 13 : RELEVÉ DES CAPTURES MENSUELLES (FILET) PAR ESPECE, EN AMONT ET EN AVAL DE LA CENTRALE DE TIHANGE.

En effet,cette espèce a été capturée tous les mois dans les filets maillants en quantité suffisante (30 à 40 individus), exception faite pour le mois de mai, en aval de la centrale (2 individus seulement !).

On peut également constater la prédominance de gardons femelles sur les mâles,quelle que soit l'époque ou le lieu de capture (aval-amont)

Des brèmes bordelières ont été régulièrement capturées dans le filet de la station de prélèvement "aval" mais parfois en quantité insuffisante (mi-avril et mai 76) pour donner une information valable.

En amont,les captures ont été beaucoup moins nombreuses (de 0 à 4 individus seulement),sauf en mars.

Contrairement à l'espèce précédente (gardon) ce sont les mâles qui prédominent dans l'ensemble d'une pêche,(en aval ou en amont) de la centrale nucléaire.

Que signifie ce phénomène de dominance d'un sexe par rapport à l'autre ?

Il peut indiquer une sélectivité dans les captures au filet,les mâles de Brèmes bordelières et les femelles de gardons se faisant plus prendre pour une raison quelconque.

Il peut aussi signifier que les captures se font au hasard,indépendamment des sexes des individus et qu'il y a en réalité plus de femelles gardons dans les populations âgées (L.t.$>$19 cm) que de mâles.

Les autres espèces de poissons : che-

vaines, hotus, brochets, perches et Brèmes communes malgré leur capture faible (0 à 4 individus au maximum de chaque espèce dans un filet) présentent un grand intérêt pour l'étude de leur teneur en radioéléments.

Les perches et les brochets, poissons carnivores sont particulièrement intéressants à ce point de vue, car ils se trouvent en fin de chaîne trophique.

Il est dès lors indispensable de recourir à la technique de la pêche électrique, aucune perche n'ayant été prise dans les filets à Ampsin (aval) (sauf en octobre).

De même pour les ablettes, dont la taille courante est de 10 à 15 cm (Spillmann, 1961), qui n'ont jamais été capturées dans nos filets maillants, la pêche à l'électricité se révèle indispensable.

Cette espèce fournirait également un bon matériel d'étude.

Ce n'est cependant qu'au mois de mai qu'une station, en amont de la centrale, riche en ablettes de taille comparable à celles capturées dans la passe à poissons d'Ampsin a été découverte et prospectée. (Il s'agit du pied du barrage)

En conclusion, ce sont les gardons qui représentent le meilleur matériel disponible, (abondance, régularité des captures, matériel de comparaison) pour une étude comparative entre les populations piscicoles en aval et en amont de la Centrale de Tihange.

La contamination radioactive a été étudiée non seulement chez les gardons mais aussi chez d'autres espèces capturées : brèmes bordelières, chevaines, perches, brochets, brèmes communes, truite fario.

Remarque : Il n'a pas été tenu compte dans ce travail du rempoissonnement.

Seul, le marquage des poissons introduits en Meuse permettrait de savoir dans quelle mesure nous pouvons capturer ces animaux venant de l'extérieur.

Les repeuplements effectués en 1975 et en 1976 concernaient le gardon (9/11 et 11/14 cm), la tanche (12/18 cm), la perche (14/18 cm), la carpe (8/12 cm), et le brocheton (5 sem)

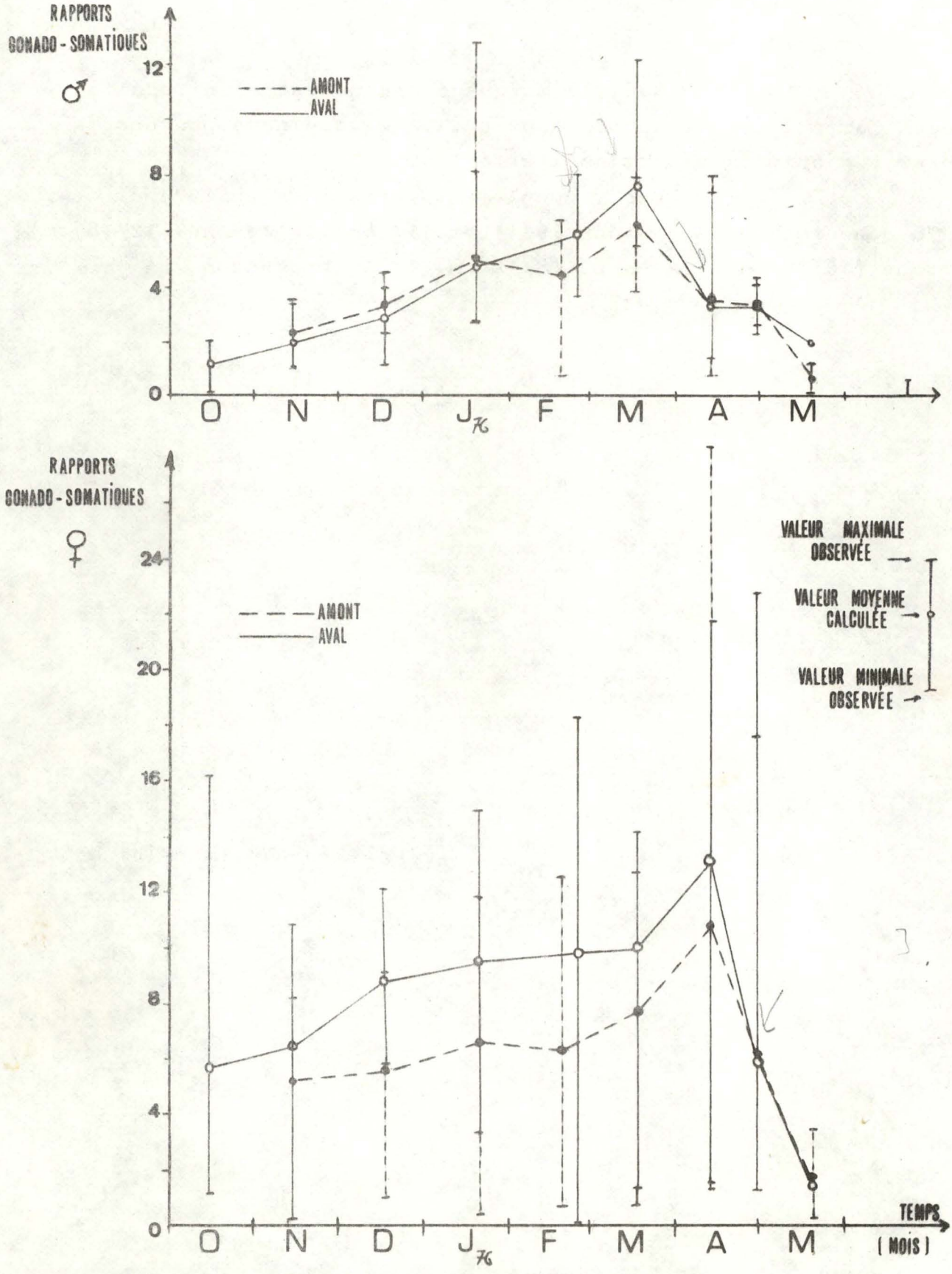


FIGURE 14 : EVOLUTION DES RAPPORTS GONADO - SOMATIQUES DE RUTILUS RUTILUS (OCTOBRE 75 A MAI 76)

8. Influence de l'augmentation de la température de l'eau sur la reproduction des gardons.

La figure 14 montre l'évolution des rapports gonado-somatiques (R G/S) calculés chez les gardons mâles et femelles capturés en amont et en aval de la centrale de Tihange.

Le tableau VIII rassemble les résultats statistiques en comparant les moyennes entre elles, par la méthode de Scheffé.

- L'activité physiologique et l'état morphologique des gonades présentent des variations saisonnières très marquées.

Le graphique met en évidence l'évolution presque cyclique de R G/S chez les individus mâles ou femelles.

Le rapport gonado-somatique traduit l'importance (en poids) prise par les gonades, en comparaison du reste du corps.

- On remarque de suite que chez les mâles, l'indice reste plus faible que celui des femelles à un moment donné.

La valeur maximale atteinte par le poids des testicules sur le poids du corps est de 12.8 %.
Alors que les ovaires représentent en moyenne 13.1 % par rapport au poids total avec un maximum de 27 %.

La méthode de Scheffé nous apprend (contraste $\lambda 3$) que la différence entre les R G/S des femelles et des mâles est significative de novembre au 13 avril sauf en mars. (tableau VIII)

TABLEAU VIII : Moyennes des rapports gonado-somatiques des gardons (taille comprise entre 19cm et 28,5cm), par mois.

DATES DES CAPTURES	AVAL		AMONT		CONTRASTES TESTES (Scheffé)		
	♂	♀	♂	♀	L_1	L_2	L_3
15 oct. 75	1.12 (15)	5.77 (63)	-	-	-	-	-
14 nov. 75	1.93 (7)	6.49 (48)	2.33 (7)	5.24 (34)	NS	NS	S
17 déc. 75	2.77 (9)	8.82 (7)	3.33 (7)	5.59 (43)	NS	S	S
20 jan. 76	4.78 (6)	9.49 (22)	4.93 (12)	6.59 (59)	NS	S	S
25-19 f.76	5.83 (21)	9.78 (34)	4.40 (6)	6.34 (27)	NS	S	S
17 mars 76	7.62 (18)	9.97 (30)	6.16 (8)	7.75 (41)	NS	S	NS
13 avr. 76	3.33 (23)	13.14 (37)	3.53 (15)	10.84 (29)	NS	NS	S
29 avr. 76	3.26 (2)	5.92 (11)	3.39 (3)	6.09 (8)	-	NS	-
19 mai 76	2.60 (1)	1.38 (1)	0.68 (6)	1.74 (8)	-	-	-

L_1 : entre les mâles (♂) d'amont et d'aval

L_2 : entre les femelles (♀) d'amont et d'aval

L_3 : entre d'amont et d'aval et les d'amont et d'aval

S : différence significative (α= o,o5)

NS : différence non significative (α= o,o5)

- : données insuffisantes ou nulles

(x) : le chiffre entre parenthèses indique le nombre de poissons traités

- Si nous considérons uniquement le graphique supérieur (de la figure 14) concernant les mâles :
on constate une légère avance de la moyenne des R G/S en amont sur ceux de l'aval de novembre à janvier.
Tandis que de février à mars, le phénomène est inversé.
Cependant ces différences ne sont pas significatives (contraste λ^1 - tableau VIII)

Le max. est atteint à la mi-mars. Mais il se pourrait que, puisque durant un mois, aucune récolte ne s'est faite, que l'indice ait encore augmenté fin mars- début avril.
En avril, c'est la chute de l'indice moyen à la fois en amont et en aval.
Le frai a déjà eu lieu pour de nombreux poissons.
Il n'apparaît donc pas de différence détectable dans le moment de la reproduction des mâles et dans l'évolution des rapports gonadosomatiques en amont et en aval de la centrale.

- Considérons à présent le graphique concernant les femelles:

Dès le mois de novembre, il existe une avance du R G/S moyen des gardons en aval sur ceux d'amont mais elle n'est significative qu'à partir de décembre, jusque mars y compris. (tableau VIII)

Dans cette première partie des 2 courbes amont et aval, on aperçoit une augmentation très faible de l'indice (en hiver, eau froide).
Tandis que celui des poissons en aval fait un "bond" de novembre à décembre, "distançant" ainsi l'indice en amont, ensuite, le R G/S n'évolue plus de cette façon.

Il aurait été intéressant d'avoir des données comparatives avant novembre.

La moyenne maximale des R G/S des femelles est atteinte à la mi-avril.

Le frai a lieu en "même temps" aux stations amont et aval. En effet, la t° en amont s'est réchauffée naturellement, il n'existe plus de différence de t° entre la t° amont et aval. ???

- En conclusion, l'augmentation artificielle de la t° de l'eau a une influence sur le développement des ovaires pendant un certain moment, quand la température naturelle est assez basse, mais cette "avance" ne se poursuit pas et ne semble pas provoquer une ponte précoce. L'élévation de t° n'est sans doute pas assez importante.

- Nous pouvons comparer les résultats obtenus avec quelques données de la littérature.

Ainsi, d'après Spillmann (1961), la ponte des gardons qui se déclenche toujours brusquement, a lieu aux environs du mois d'avril à un min. de t° de 15°C.
Ce qui confirme nos propres résultats.

En étudiant l'écologie du gardon de plusieurs rivières anglaises, Hellawell (1972) a constaté que le poids des testicules atteint un maximum en avril et commence à diminuer en mai alors que pour ce même mois, le poids des ovaires est le plus élevé de l'année.

Nous avons également observé un décalage entre les maxima des R G/S des mâles (en mars) et des femelles (en avril).

TABLEAU IX : RADIOACTIVITE en TRITIUM des poissons en amont et en aval de la centrale nucléaire de TIHANGE.

Espèces	Situation	Dates de Récoltes	Tritium pCi./g. Matière sèche	Tritium pCi./ml. eau de combustion	Tritium pCi./ml. eau de Meuse
(1) Hotus ♀	aval	15.10.75	3,13	5,0	1,08
(4) Perches ♀ et ♂	"	"	1,75	2,7	"
(2) Chevaines ♀	"	"	3,63	5,8	"
(63) Gardons ♀	"	"	2,60	4,1	"
(15) Gardons ♂	"	"	1,73	2,7	"
(7) Gardons ♂	amont	14.11.75	0,72	1,35	0,87
(35) Gardons ♀	"	"	2,21	4,18	0,87
(7) Gardons ♂	aval	"	17	25,95	0,93
(48) Gardons ♀	"	"	12	19,67	0,93
(4) Brèmes bord.	amont	"	1,22	1,93	0,87
(12) Brèmes bord. ♂	aval	"	156	249,6	0,93
(5) Brèmes bord. ♀	"	"	12,6	19,33	0,93
(1) Brochet ♂	"	"	11,2	18,92	0,93
(4) Perches ♀ et ♂	amont	"	0,76	1,49	0,87
(2) Chevaines ♀	"	"	0,90	1,53	0,87
(2) Chevaines	"	17.12.75	2,32	3,5	0,95
(21) Gardons ♀	"	"	2,38	3,8	"
(22) Gardons ♀	"	"	1,50	2,4	"
(7) Gardons ♂	"	"	2,46	3,9	"
Rates Gardons	aval	"	4,46	6,8	1,01
Ovaires "	"	"	7,68	11,7	"
Foies "	"	"	52,25	82,5	"
Testicules Gard.	"	"	3,38	5,4	"
Ovaires Gardons	amont	"	3,39	8,2	0,95
Foies Gardons	"	"	2,22	3,6	0,95
Testicules Gard.	"	"	3,24	5,0	0,95
Rates Gardons	"	"	0,55	1,0	0,95

9. Contamination radioactive des poissons.

Les centrales nucléaires, produisant des déchets radioactifs liquides, entre autres, contribuent dans une certaine mesure à la pollution radioactive des cours d'eau.

L'activité du tritium (^{3}H) a été mesurée pour quelques échantillons de poissons récoltés en octobre, novembre et décembre 75.

Nous avons observé des teneurs en ^{137}Cs chez tous les échantillons de poissons capturés en amont et en aval de la centrale de Tihange de septembre 75 à mars 76.

Les teneurs en ^{134}Cs , ^{58}Co, ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{232}Th (en ordre d'importance) ont pu être détecté moins souvent chez ces mêmes échantillons.

9.1. Teneurs des poissons en tritium (^{3}H)

Le tableau IX indique pour chaque échantillon la radioactivité en tritium en pCi/g de matières sèches et celle de l'eau résultant de la combustion de cet échantillon en pCi/ ml d'eau de combustion. (Il ne s'agit pas de l'eau tissulaire du poisson)

Nous constatons principalement que :

- les poissons concentrent dans leurs tissus le tritium contenu dans l'eau.
- les teneurs en ^{3}H mesurées chez les poissons récoltés (en novembre 75) en aval sont plus élevés de 5 à 200 fois que celles des animaux pêchés en amont de la centrale (figure 15 b).

La concentration en tritium de la Meuse est de 934 pCi/l d'eau

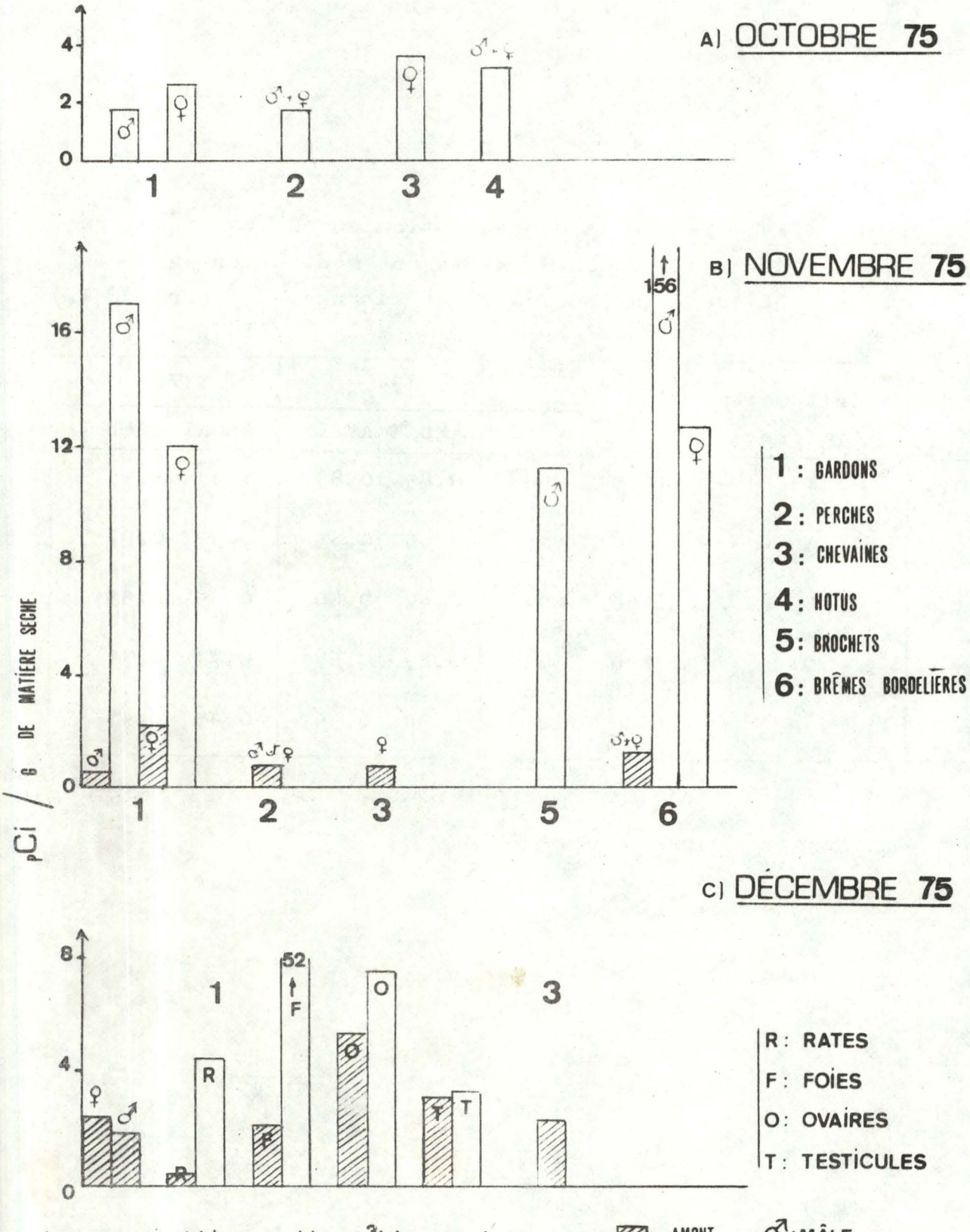


FIGURE 15 : RADIOACTIVITÉ EN TRITIUM (^3H) DES POISSONS.

TABLEAU X : Calcul de la concentration en ^{3}H, en ^{134}Cs, en ^{137}Cs de l'eau de Meuse en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange. (pCi / l.)

1975	Débit moyen (m^3/sec)	^{3}H		^{134}Cs		^{137}Cs	
		AMONT	AVAL	AMONT	AVAL	AMONT	AVAL
août	43	1150	1298	0.85	0.85	1.33	1.33
sept.	43	870	976	0.65	0.65	0.97	0.97
oct.	45	930	1077	0.40	0.40	0.55	0.55
nov.	91	840	934	0.67	0.67	0.71	0.71
déc.	132	950	1009	0.34	0.34	0.45	0.43

en aval et 840 pCi/l d'eau en amont du point de vue de rejet de l'effluent. Un certain apport de la centrale de Tihange en ^{3}H dans l'eau de la Meuse est donc observable. (tableau X)

Mais la différence est beaucoup plus nette au niveau des poissons.
Nous constatons en effet, sans pouvoir l'expliquer, un très grand écart de niveau de contamination en tritium entre les poissons "amont" et " aval" (Jusque 156 pCi/g mat. sèches dans les brêmes bordelières en aval, seulement 6 pCi/g mat. sèches dans les brêmes bordelières en amont.

Ni en octobre, ni en décembre, les échantillons de poissons prélevés en aval ne présentent une telle différence de la teneur en ^{3}H.

- La figure 15 c indique les teneurs en tritium des gardons éviscérés et de leurs organes séparés. Les ovaires semblent concentrer la radioactivité du tritium par rapport aux muscles et os des poissons.

En aval, ce phénomène de concentration est plus marqué (52 pCi/g de mat. sèches, dans le foie des gardons).

- Il est impossible de constater des différences de concentration de ^{3}H d'après les espèces de poissons, à partir de ces résultats.

9.2. Teneurs des poissons en Cesium. (^{137}Cs et ^{134}Cs)

9.2.1. Origine des Cesium.

Le tableau X montre que l'apport de la centrale de Tihange en ^{137}Cs et ^{134}Cs est négligeable.

Les produits d'activation présents dans les

TABLEAU XI : POURCENTAGE DES PRINCIPAUX NUCLIDES (Tritium exclu)
dans les rejets annuels d'effluents radioactifs liquides par les Centrales de :

	CHOOZ*							TIHANGE
	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1975
^{54}Mn	19,1	26,0	19,2	0,28	1,85	4,87	23,13	1,27
^{58}Co	5,3	56,2	48,5	0,56	0,27	1,57	7,40	54,31
^{60}Co	75,6	17,8	7,1	14,1	0,27	12,73	21,05	4,81
^{134}Cs	-	-	4,8	29,4	34,80	23,22	13,01	0,09
^{137}Cs	-	-	0,8	28,8	38,60	32,21	21,57	0,25
^{131}I	-	-	16,8	20,9	0,53	-	4,92	34,19
^{90}Sr	-	-	0,04	1,18	0,88	0,75	1,39	-
^{95}Zr-Nb	-	-	-	-	6,62	2,25	0,35	1,27
^{144}Ce	-	-	-	-	16,18	16,11	6,13	-
^{106}Ru	-	-	-	-	-	6,29	-	-

Chooz* : en fonctionnement depuis début 1967
arrêts (avaries) de janvier 68 à avril 1970

effluents d'une centrale jeune (Tihange) ne sont pas les mêmes que ceux d'une centrale fonctionnant depuis quelques années (Chooz) (Avec le temps, le nombre de fissures dans les gaînages entourant le réacteur augmente.)

Le tableau XI indique l'augmentation de la diversité des nuclides détectés dans les effluents de Chooz, avec le temps.

^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co sont présents au début du fonctionnement du réacteur puis les ^{134}Cs , ^{13}Cs apparaissent en quantité suffisante pour pouvoir être détectés.

Les calculs des concentrations en Cs à la hauteur de Tihange révèlent une radioactivité de l'eau de la Meuse, de l'ordre de 0.5 pCi/l d'eau pour le ^{134}Cs et des valeurs un peu plus élevées pour le ^{137}Cs (0.75 pCi/l d'eau)(tableau X)

Ce sont des valeurs légèrement surfaites car il n'a pas été tenu compte de la fraction fixée par les sédiments.

Le ^{134}Cs détecté dans le milieu est uniquement dû au fonctionnement des centrales nucléaires tandis que les teneurs en ^{137}Cs proviennent également des retombées radioactives engendrées par les explosions d'armes nucléaires (15.000 pCi/l dans les eaux de pluies en 1962-64).

9.2.2. Evolution des teneurs en ^{137}Cs des gardons éviscérés.

Le graphique (fig. 16) ne permet pas de conclure à des différences entre les concentrations mesurées chez les gardons femelles ou mâles en amont ou en aval.

9.2.3. Comparaison des teneurs en ^{137}Cs des gardons éviscérés et dans leurs organes.

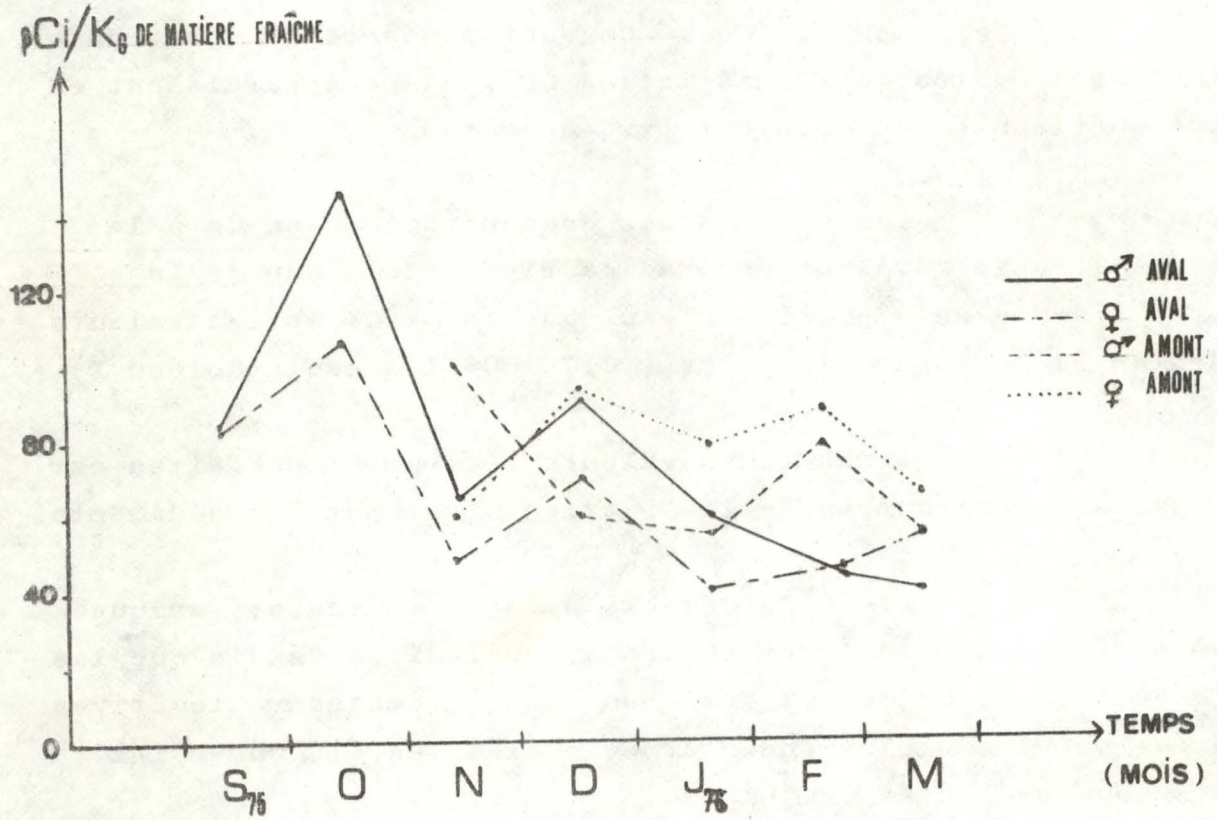


FIGURE 16 : ÉVOLUTION DES TENEURS EN ^{137}Cs DES GARDONS ÉVISCÉRÉS.

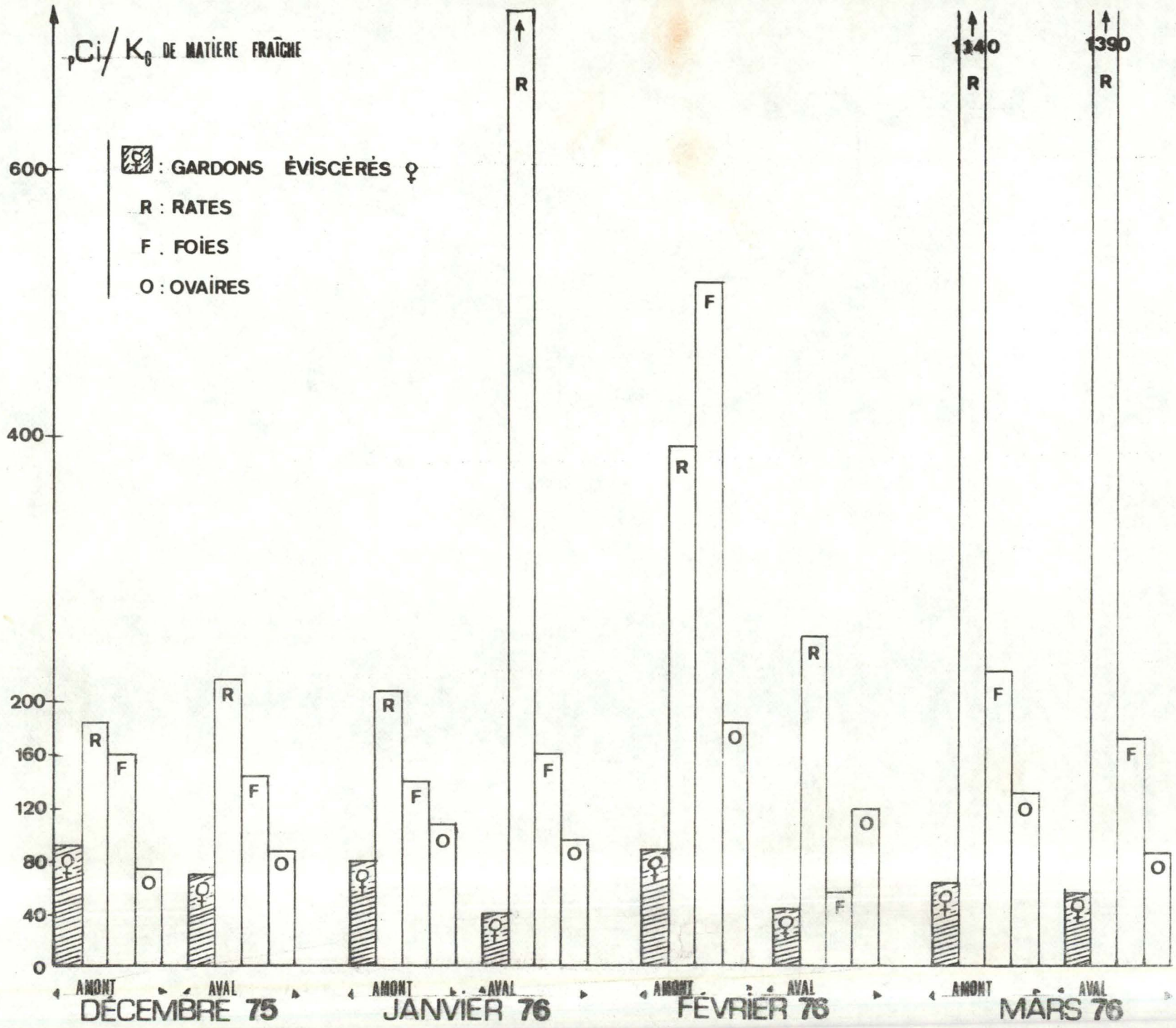


FIGURE 17: RÉPARTITIONS DES TENEURS EN ^{137}Cs DES GARDONS FEMELLES.

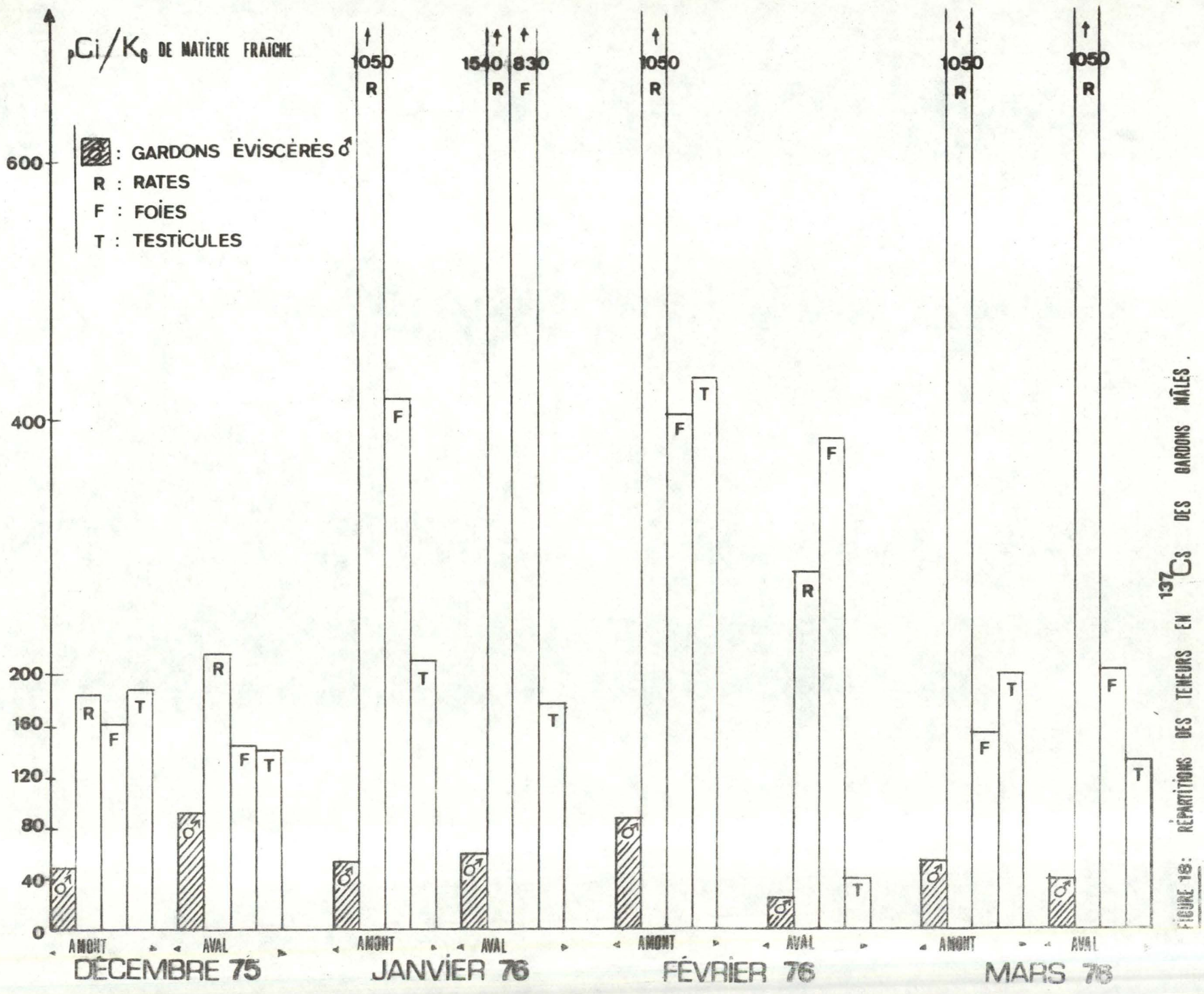


FIGURE 18: RÉPARTITIONS DES TENEURS EN ^{137}Cs DES GARDONS MÂLES.

Trois figures (17 , 18 , 19) comparent la radioactivité en ^{137}Cs dans les poissons éviscérés (gardons et brêmes bordelières) et leurs organes (foies, rates, gonades).

On constate que la fixation de ce radioélément varie d'un organe à l'autre.

Le ^{137}Cs se concentre sélectivement dans les rates des gardons,qu'ils soient mâles ou femelles,(jusqu'à 25 fois plus d'activité dans les rates que dans les muscles. et os.)

Le niveau de contamination des foies est également élevé chez les mâles mais nettement moins chez les femelles de gardons.

Quant à la teneur en ^{137}Cs des gonades, ce sont les organes mâles (testicules) qui révèlent une certaine concentration du radioélément par rapport aux parties musculaires.

En effet, les différences de concentration dans les ovaires et les muscles ne semblent pas significatives.

On obtient des résultats semblables pour une autre espèce de poisson : la brême bordelière (fig. 19)

C'est-à-dire un phénomène de concentration très prononcé dans les rates et moins net dans les autres organes.

De plus, le cerveau présente également une "cible" pour le ^{137}Cs mais trois échantillons seulement ont été mesuré.

Les tubes digestifs (un seul échantillon ...) ne semblent pas concentrer le radioélément.

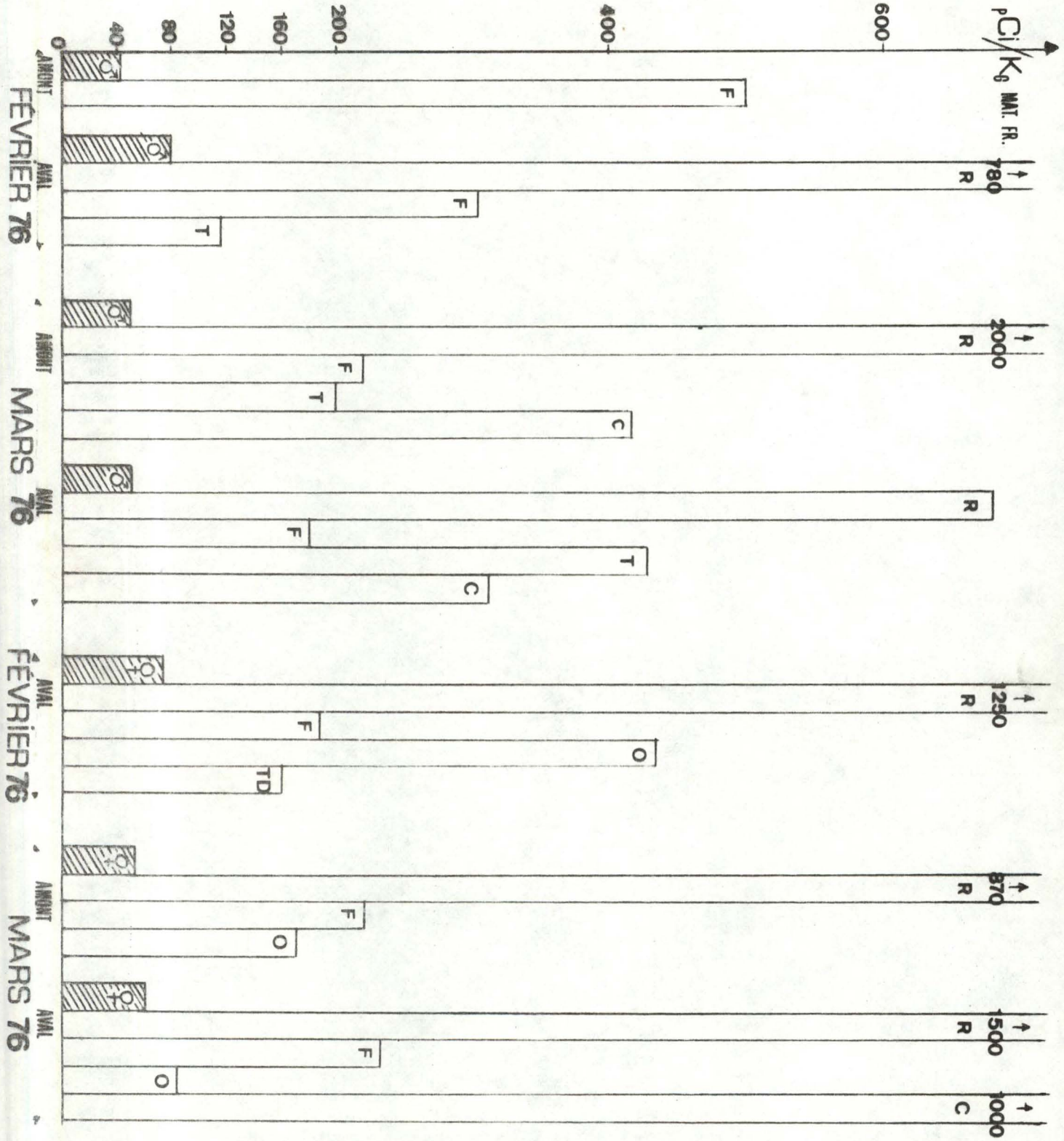


FIGURE 19: RÉPARTITIONS DES TENEURS EN ^{137}Cs DES BRÊMES BORDELIÈRES.

R : RATES F : FOÍES
C : CERVEAUX
TD : TUBES DIGESTIFS

9.2.4. Comparaison des teneurs en ^{137}Cs de différentes espèces de poissons et de leurs organes.

Cette comparaison a été faite pour le mois de janvier 76 (fig. 20)

Lorsqu'un corps radioactif est rejeté dans le milieu naturel, il suit une série de cheminements liés à ses propriétés chimiques.

La pollution radioactive des eaux ne peut pas être estimée en supposant que les éléments rejetés se répartissent uniformément du fait de sa concentration qui s'effectue dans les tissus de nombreuses espèces végétales et animales.

Les phénomènes de reconcentration dans les chaînes alimentaires jouent un rôle prépondérant.

La fig. 20 montre un niveau de concentration en ^{137}Cs plus élevé chez la perche éviscérée (régime carnivore) que les autres poissons carnivores (brochets, truites), omnivores (brêmes bordelières, chevaines, brêmes communes) ou herbivores (gardons).

Remarquons la teneur importante des ovaires en ^{137}Cs chez le brochet.

Par contre, rate et foie ne présentent pas de concentration supérieure par rapport au brochet éviscéré.

9.2.5. Le ^{134}Cs est présent, dans les poissons éviscérés mais la radioactivité est plus faible que celle du ^{137}Cs. (fig.21)

9.3. Teneurs en ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn.

Concernant les mesures de ces radioélé-

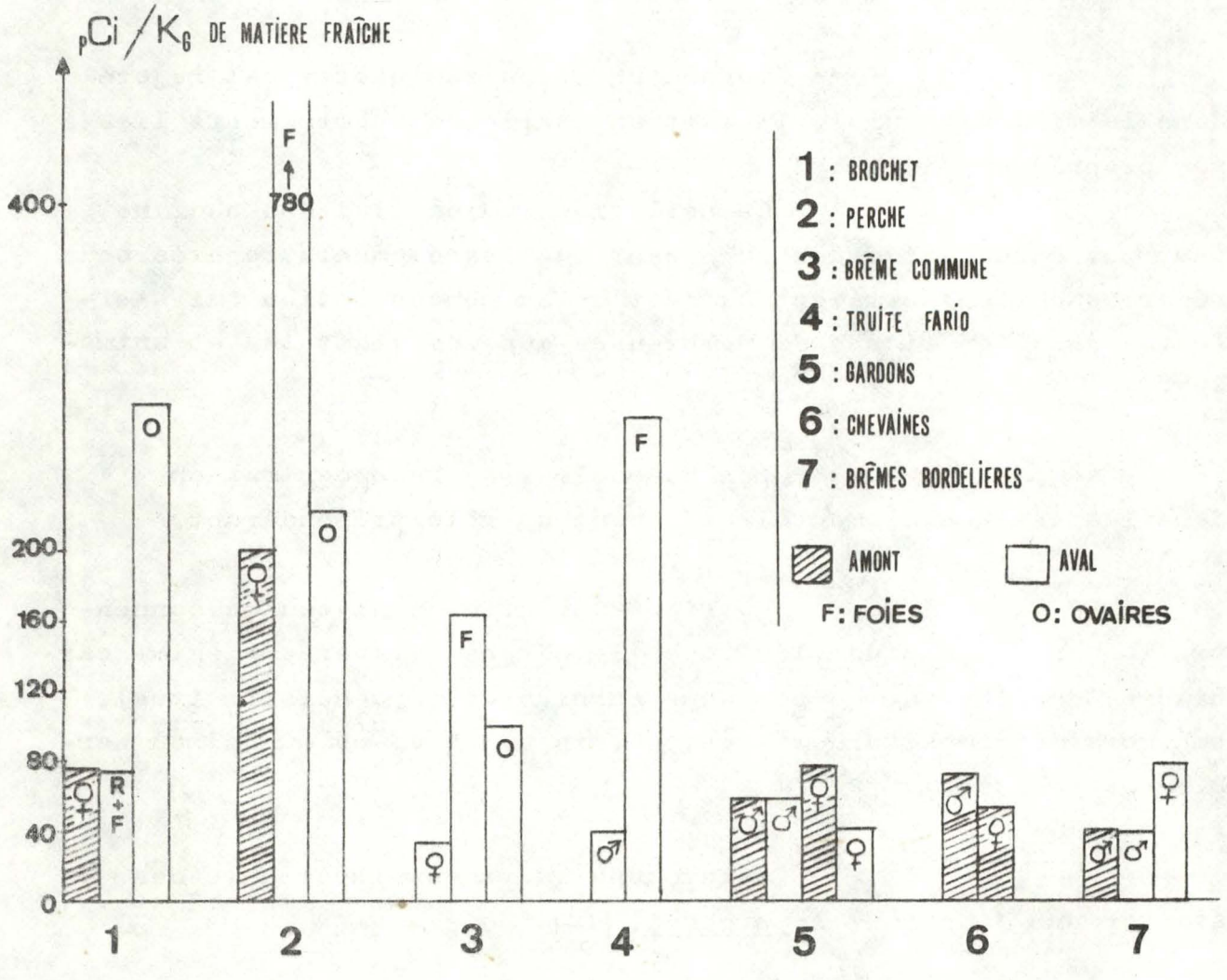


FIGURE 20 : COMPARAISON DES TENEURS EN ^{137}Cs CHEZ DIFFÉRENTES ESPECES DE POISSONS ET LEURS ORGANES.
(JANVIER 76)

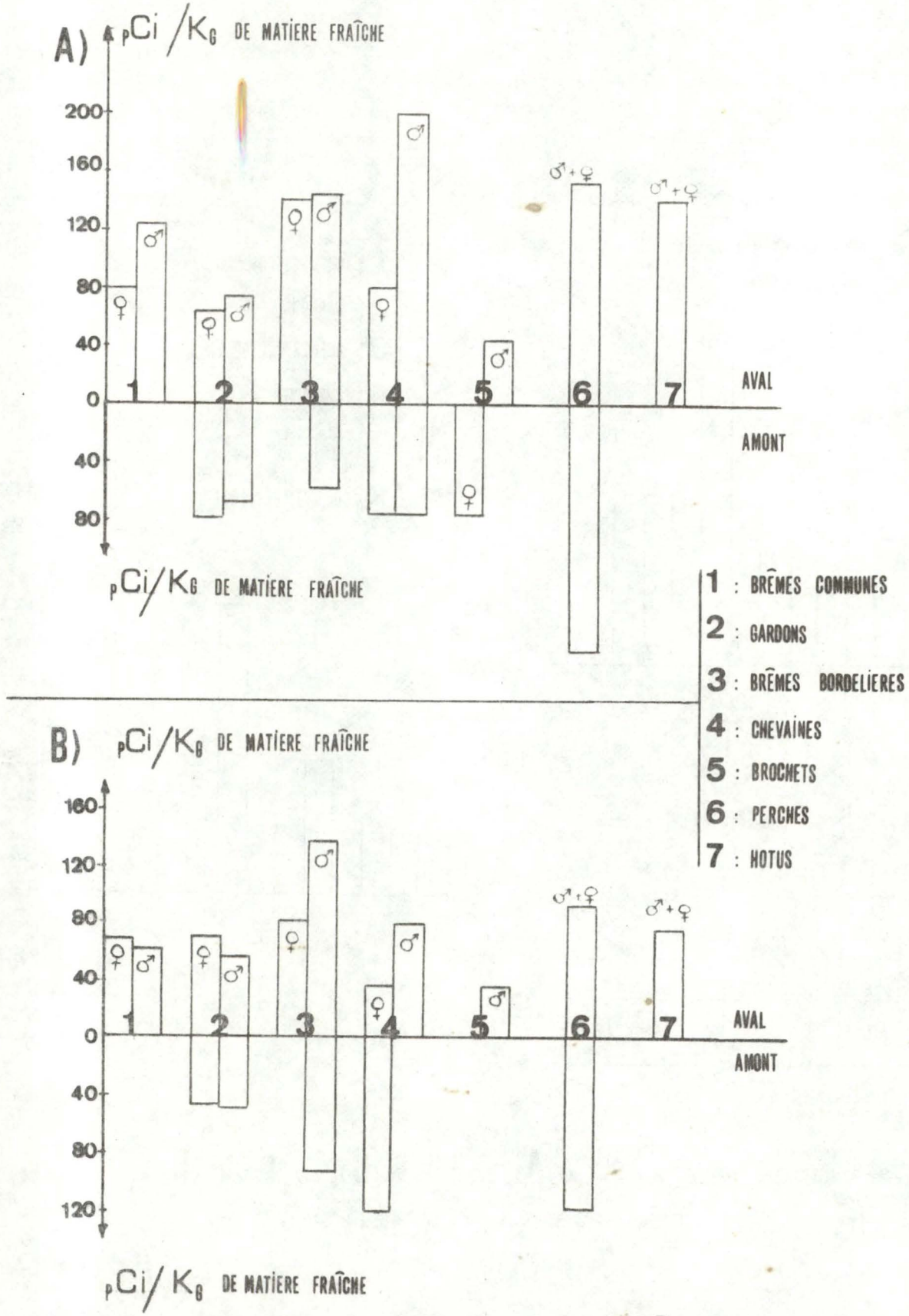


FIGURE 21 : RADIOACTIVITÉ EN ^{137}Cs (A) ET ^{134}Cs (B) DES POISSONS ÉVISCÉRÉS.

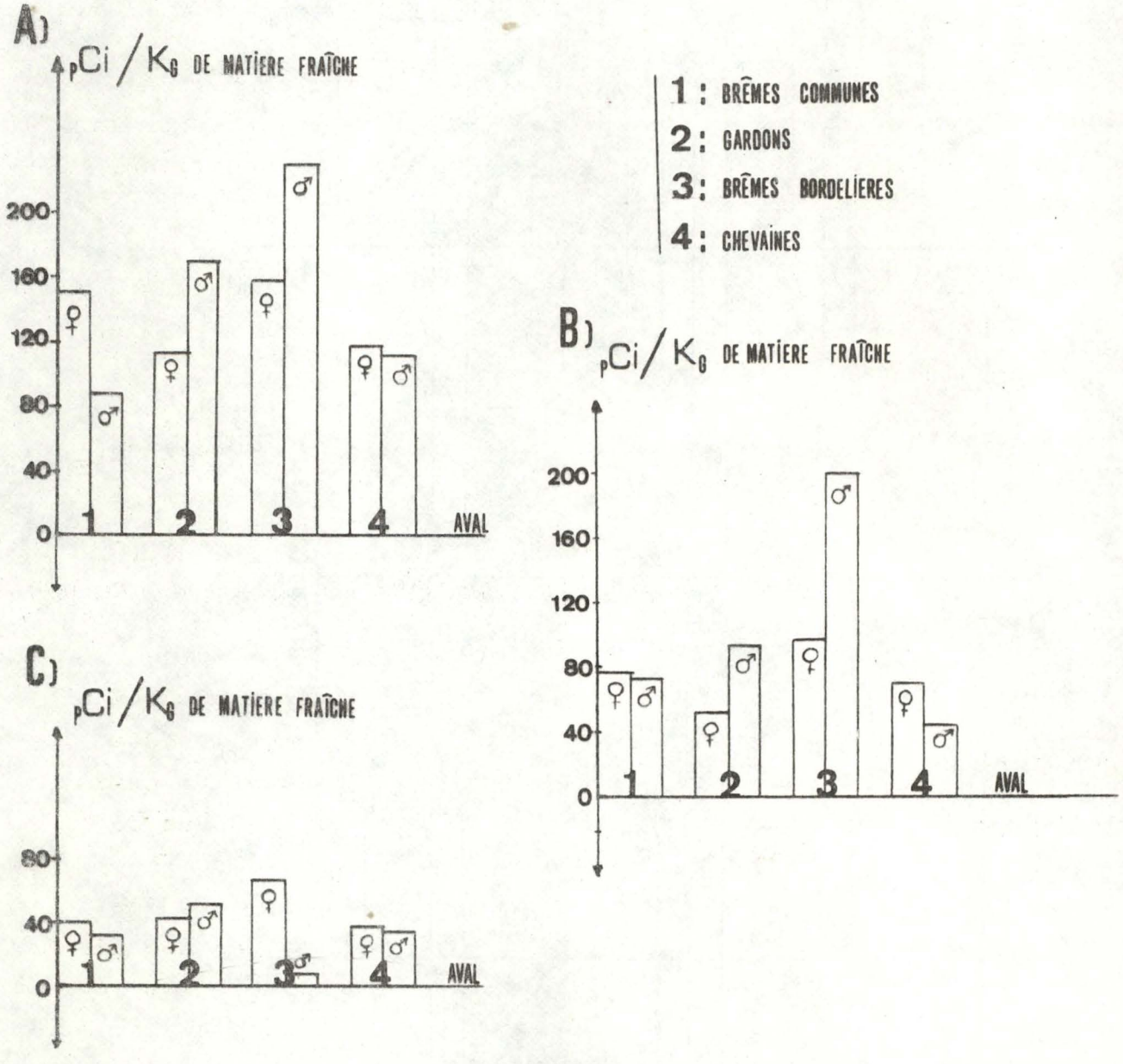


FIGURE 22 : RADIOACTIVITÉ EN ^{58}Co (A), EN ^{54}Mn (B), EN ^{60}Co (C) DES POISSONS ÉVISCÉRÉS.

ments, nous ne possédons que peu de résultats (fig.22)

La teneur en ^{58}Co est plus élevée que celle du ^{60}Co parmi les poissons mesurés en aval.

En effet, le ^{58}Co constitue 54 % de la totalité des radioéléments dans l'eau des rejets de la centrale de Tihange de mai à décembre 75, tandis que le ^{60}Co constitue 5 % de l'ensemble. (tableau XI)

Les brêmes bordelières contiennent assez bien de ^{54}Mn du moins celles récoltées en aval de la centrale.

Le ^{232}Th a été détecté dans 2 échantillons : des rates de gardons en aval : 163 pCi/ kg mat. fraîche
en amont: 688 pCi/ kg mat. fraîche.

9.4. Conclusions.

Le phénomène le plus intéressant qui a été mis en évidence est celui de la répartition sélective des radioéléments. Ceux-ci présents dans l'eau de la Meuse en petites quantités, se concentrent dans les tissus des poissons de façon différente d'après les organes.

La rate surtout, et le foie sont les organes où ont été mesurés des niveaux de contamination les plus élevés en ^{137}Cs (jusqu'à 1.540 pCi/kg mat. fraîches dans les rates et seulement 60 pCi/kg mat. fraîches dans les muscles).

De même, nous pouvons conclure à la concentration de tritium dans les tissus des poissons.

Les mesures de radioactivité en ^{3}H des organes séparés, sont peu nombreuses mais indiquent aussi une concentration plus importante au niveau du foie des poissons. Cependant, d'après Ramade (1975) il ne semble pas exister de phénomène de concentration de ^{3}H.

Il s'agit d'un phénomène dangereux dans la mesure où il participe au cycle biologique. C'est une raison de plus pour surveiller le niveau de contamination atteint chez les poissons. Il s'agit aussi et surtout d'un phénomène utile pour la surveillance biologique de la radioactivité de l'eau de la Meuse.

Tandis que la radioactivité de l'eau ne montre pas de variations nettes, l'étude de la faune piscicole indique,elle clairement, une augmentation de la contamination du milieu.

Il serait intéressant de surveiller les concentrations des radioéléments, plus particulièrement chez les poissons carnivores (perches, brochets.).

Nous pouvons conclure finalement que, bien avant que l'eau n'atteigne les limites de concentration admises,les radioéléments, libérés par les effluents liquides des centrales nucléaires , se trouvant concentrés plus spécifiquement dans les rates, les foies des poissons,la mesure régulière de la radioactivité au niveau de ces organes pourrait permettre à l'avenir une certaine surveillance biologique des milieux aquatiques.

10.Conclusions générales et résumé.

Les conséquences des opérations des centrales nucléaires, sur les écosystèmes aquatiques ont sucité de nombreux travaux de recherche au cours de ces dernières années.

Notre analyse bibliographique met en évidence les conséquences les plus importantes des centrales nucléaires : la pollution radioactive et surtout la pollution thermique,menaçant l'équilibre biologique des rivières.

A la lumière de la littérature consultée,on s'aperçoit facilement que les impacts de la pollution thermique dépendent des conditions locales,que chaque site est un cas particulier, qui doit évidemment faire l'objet d'études spéciales.

Il apparaît cependant que l'élévation de t° de l'eau constitue réellement une menace pour la vie aquatique, le nombre de centrales nucléaires, ne faisant actuellement qu'augmenter, en Belgique et dans le monde entier.

L'importance de ces travaux réside dans le fait qu'ils peuvent conduire à l'établissement d'une législation adéquate face au déversement d'eau chaude et à la limitation des rejets des déchets radioactifs.

Nous avons procédé à l'étude des poissons pêchés mensuellement dans la Meuse, en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange.

Mise en service en juillet 75, Tihange est la plus récente et la plus puissante des centrales nucléaires fonctionnant en Belgique. (870 MWe)

Il nous a été possible d'étudier comparativement pendant 6 mois (nov. 75 à mai 76) des poissons capturés en aval, c'est-à-dire subissant l'influence des rejets thermiques

et radioactifs de la centrale, par rapport aux poissons récoltés en amont de celle-ci.

Nous avons pu mettre en évidence une influence directe du réchauffement de l'eau, lors de son passage dans les condenseurs, sur la physiologie des gardons (Rutilus rutilus) vivant en aval de la centrale.

En effet, les femelles de cette espèce possèdent,dès le mois de décembre des ovaires plus développés que ceux des gardons récoltés en amont des rejets thermiques.Cependant,la ponte survient en même temps (avril) aux 2 stations amont et aval.

L'importance de la t° comme un des facteurs principaux déterminant le développement des gonades des poissons et des animaux aquatiques poïkilothermes , en général, est bien connue. Les t° artificielles, conséquences directes des rejets de chaleur de la centrale peuvent donc modifier le développement normal des ovaires en l'accélérant.

Il est à prévoir des impacts thermiques bien plus importants sur la faune aquatique de la Meuse lorsque Tihange 2 sera mise en service et ajoutera ses rejets thermiques à ceux de Tihange 1.

Les poissons capturés (gardons,brêmes, brochets,chevaines) présentent des niveaux de contamination en Tritium plus élevés que ceux en amont de la centrale nucléaire. (surtout en nov. 75)

D'autre part, en plus de l'information concernant l'impact de la centrale de Tihange (^{3}H,T°) cette étude fournit des données intéressantes au sujet de la contamination radioactive (en Cs) des poissons, due à la centrale de Chooz.Celle-ci est située sur la Meuse à 100 km à vol d'oiseau en amont de Tihange et vieille de 9 ans.

Nous avons en effet observé que le ^{137}Cs, à peine détectable dans l'eau, se trouve concentré dans les tissus de tous les poissons capturés.

Les rates et les foies concentrent de façon importante ce radioélément (jusqu'à 26 fois pour les rates et jusqu'à 14 fois pour les foies par rapport aux poissons éviscérés.)

L'eau de la Meuse est distribuée (station de captage de Tailfer, - 3 m^3/sec -, prise directe à la Meuse) à une partie de la population belge pour l'alimentation. La qualité de cette eau doit faire l'objet d'une surveillance continue non seulement l'eau doit être analysée, mais surtout des échantillons de nature diverse (végétaux, animaux) doivent être soumis aux techniques de mesure de radioactivité.

Parmi ces échantillons, ainsi que le montre ce travail, les poissons présentent un intérêt tout particulier.

BIBLIOGRAPHIE.

ALABASTER , J.S., DOWNING, A.L., 1958 - The behaviour of roach in temperature gradients in a large outdoor tank.
Proc. Indo. Pacific. Fish. Coun. Section III pp. 49-71

ALABASTER, J.S., DOWNING, A.L. 1966 - A field and laboratory investigation of the effets of heated effluents on fish.
Fisheries invest. ,séries 1 - 6 (4)

ALABASTER, J.S., 1969 - Effets of heated discharges of fresh-water fishes in Britain.
pp. 354-380. In "Biological aspects of thermal pollution" by Krentel P.A. & Parker F.L.

ANKARU, M., 1974 - Review : Warm-water effluents and plankton.
Reprinted from the bulletin of Plankton Society of Japan.
21 , 1, pp 1-31.

ASTON, R.J., 1973 - Field and experimental studies on the effects of a power station effluent on tubificidae.
Hydrobiologia. 42, 2-3., pp 225-242.

APPOURCHAUX, M., 1965 - Effet de la t° de l'eau sur la faune et la flore aquatique.
L'eau 52 (8) , pp 371-391

APPOURCHAUX, M., 1971 - Effet de l'échauffement de l'eau par les centrales thermiques. (Montereau)
Techniques et Sciences municipales., n° 12.

BAGENAL, T.B., 1974 - Ageing of fish.
Proceedings of an international symposium.

BALLIGAND,P., GRAUBY, A., FOURLY, A., BOUVIER de CACHARD,
DUMONT, M., 1973 - Utilisation des calories des rejets thermiques pour l'agriculture, la pisciculture et le chauffage des locaux.
IAEA - SM - 187/33.

BARBIER, B., CHAMP, P., 1974 - Résistance des gammares de la Seine aux élévations de t°.
Bulletin français de pisculture. 47e année - 255.

BARRERE, M., 1975 - La sûreté des centrales nucléaires.
La recherche - avril 75 pp. 305-317.

BAYLY, I., WILLIAMS, W.D., 1973 - Inland waters and their ecology. Longman , Camberwel, Australie,

BECKER, C.D., 1973 - Columbia river thermal effects study reactor effluents problems.

BOULENGER, R., DOPSCHIE, M., MOTTE, 1975 -
groupe 5 - sécurité 1) Centrales nucléaires
2) Usines de retraitement.

BOVARD, P. , LACOURLY, G., COULON, R., 1975 - Prise en compte des problèmes thermiques dans les études écologiques et sanitaires préalables au choix des sites.
IAEA. Reprint from "Environmental effects of cooling systems at nuclear power plant."

BRAY, E.C., 1971 - Observations on the reproductive cycle of the roach with particular reference to the effects of heated effluents. Proceedings 5th. Brit. Coarse Fish. Conf.

BROSSELIN, M., 1975 - Conséquences du rejet des eaux de refroidissement des centrales nucléaires.
Fédération française des sociétés de Protection de la nature.
n° 2 - 6.

BROWN, D.J.A., 1973 - The effects of a power station coaling-water discharges on the growth of coarse fish-fry.
Proc. 6 th British Coarse fish Conference.

CAIRNS, J., 1969 - The response of fresh-water protozoan communities to heated waster waters.
Chesepeake Science. 1o (3,4) 177-185.

CANTILLON, G., KIRCHMANN,R., VAN DER BOGHT, 1970 - Fixation du radiomanganèse et du radiocobalt par les sédiments,la faune et la flore dans la Meuse en aval de la centrale franco-belge des Ardennes.
Actes Sympos. Internat. Radioécologie. Centr. et Nucléaire Cadarache. 8-12/9/69 pp. 127-163

CEE, 1975 - Nuisances thermiques. Essai d'appréciation des dommages et leurs palliatifs. p. 231.

CERL , 1974 - Research into the effects of power station on the ecology of british rivers.

CHAVIN, N., 1973 - Response of fish to environmental changes
Charles C. Thomas/Publisher
Springfield. Illinois. USA.

CHELEY, Y., 1961 - L'énergie nucléaire
Ed. du Seuil. Paris.

CLARK, J.R., 1969 - Thermal Pollution and aquatic life.
Sci. Americ. 220 (3) 19-27

DAVIES, I., 1966 - Chemical changes in cooling water towers
Int. Journ. Air and Water Pollution 10 : 853.

DUSSART, B., 1966 - Limnologie.L'étude des eaux continentales
Gautier-Villars Paris, 1976 p. 677.

E.I.F.A.C., 1969 - Water quality criteria for european freshwater fish. Water t° and inland fisheries.
Water Research, Pergamon press.3 : 645-662.

FEYTMANS 1974 - Cours de Biologie quantitative de 1e Licence en Zoologie.

FUJIHARA, H.P., HUNGATE, F.P., 1971 - Chondrococcus columnaris disease of fishes. Influence of Columbia river fish ladders.
Journ. Fish. Res. Bd. Can. 28, 533.

G.I.P.E., 1975 - Quelques aspects du programme électronucléaire en Belgique.
n° 1 - nov. 75.

HART, FULLER, 1974 - Pollution ecology of freshwater invertebrates.
Water Pollution : a series of monograph. Academic press Ny and London.

HELLAWELL, J.M., 1971 - " The autoecology of the chub, Squalius cephalus (L.) of the River Lugg and the Afon Lœynfi".
Freshwat. Bid. 1, 29-70 and 135-148.

HELLAWELL, J.M., 1972 - "The growth. reproduction and food of the roach Rutilus rutilus (L.) of the River Lugg, Herefordshire
J. fish Bid. 4 , 469-486

HICKMAN, M., KLARER, D.M., 1975 - The effects of the discharge of thermal effluent from a power station on the primary productivity of an epiphytic algval community.
Br. Phycol. J. 10 , 81-91.

HOAR, RANDALL, 1971 - Fish Physiology V et VI.
Academic Press - Ny and London.

HYNES, H.B.N.,1969 - The ecology of flowing waters in relation to management.
Journal wat er pollution control federation.
March 1969 - 2 Parts - Part one.

HYNES, H.B.N., 1970 - The ecology of running waters.
Liverpool University Press.

KELSO, J.R.M., 1974 - Influence of a thermal effluents on movement of brown bullhead (Ictalurus nebulosus) as determined by ultrasonic tracking.
J.Fish. Res. Board Can. 31 . 1507-1513

KIRCHMANN, R., BONNYNS, CANTILLON, - 1974 Surveillance radioécologique des sites d'implantations des centrales nucléaires.
Rapport d'avancement de 1→31/12/74.

KIRCHMAN, R., 1973 - Surveillance radioécologique des sites d'implantation des centrales nucléaires.
Rapport d'avancement de 1→31/12/73

KIRCHMAN, LAMBINON, J., 1973 - Bioindicateurs végétaux de la contamination d'un cours d'eau par des effluents d'une centrale nucléaire à eau pressurisée.
Bulletin de la Soc. Roy. de Botanique de Belgique 106, 2

KOOPS, F.B.J., 1973 - Investigation of hydrobiological effects due to cooling water discharges of electric power plants.
Hydrobiologigal bulletin 7 pp. 86-95.

KRENKEL, P.A., PARKER, F.L., 1969 - Biological aspects of thermal pollution.
Vanderbilt University Press Nashville. p. 407

LANGFORD, T.E., ASTON, R.J., 1972 - The ecology of some rivers in relation to warm-water discharges from power stations.
Proc. Roy. Soc. (B) 180, 407-419.

LANGFORD, T.E., 1972 - A comparative assessement of thermal effects in some british and north american rivers.
in River Ecology and Man . Ed Oglesby RT, Carlston CA and MacCann J. p. 319-351.

LANZA, G.R., PARKER, B.B., CAIRNS, J., 1972 - Pollution related structural and functionnal changes in aquatic communities with emphazis on freshwater algae and protozoa.
Procedings of the academy of natural sciences of Philadelphia. Vol. 124 n° 5 pp. 79-127 Déc. 29 - 1972.

LASCOMBE, PATTEE, BORNARD, 1975 - Le rôle écologique de la t° dans la distribution de 2 espèces proches parentes de planaires d'eau douce. Etude expérimentale.
Hydrobiologia 47 , 1 pp.59-80.

LEHMKUHL, D.M., 1972 - Change in thermal regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir.
J.Fish. Res. B. Con. 29 1329-1332.

LEYNAUD, G., ALLARDI, J., 1975 - Incidences d'un rejet thermique en milieu fluvial sur les mouvements de populations ichtyologiques.
IAHA; SM, 184/34 Vienna , pp. 40A-408.

LEYNAUD, G., 1967 - Les pollutions thermiques - Influence de la t° sur la vie aquatique.
Bull. Techn. d'Information du Ministère de l'Agriculture G.E.A.F.E.R. 224 1-25

MACAN, T.T., 1974 - Life in lakes and rivers.
Collins. London p. 320

MANN, K.H., 1969 - The Dynamics of Aquatic ecosystems
Advances in Ecological Research 6 Published by Academic Press Inc. (London)

MANN, R.H.K., 1973 - Observation of the age,growth, reproduction, and food of the roach (Rutilus rutilus) in two rivers in Southern England.
J. Biol. Fish. 5, 707-736.

MASSART, R., 1974 - Les centrales électriques face aux problèmes de l'eau.
Groupement des industriels du bassin de la Meuse pour la protection de l'environnement.
Liège, 11 mai 74, Journée de l'Eau.

MICHA, J.C., 1973 - La destruction de l'environnement est le résultat d'une violation constante de la nature par l'homme.
Les naturalistes belges. 54 , n° 7

MICHA, J.C., 1975 - Pollution thermique dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce.
Document provisoire. Commission des Sages. p. 33.

MORGAN, R.P., STROSS, R.G., 1969- Destruction of phytoplakton in the cooling tower supply of an electric station.
Chesepeake Sceince 10 - 165-171

NEGUS, C.L., 1966 - A quantitative study of the growth and production of unionid mussels in the river Thames at Reading.
Journal Animal Ecology 35 : 513-552.

NEILL, W.H., MAGNUSSON, J.J., 1974 - Distributional Ecology and Behavioral Thermoregulation of fishes in Relation to heated effluent from a power Plant at Lake Monona (Wisconsin)
Reprinted of Transactions of the American fisheries society. 103 nº 4

OTTENDORFER, L.S., 1975 - Impact of thermal discharges on the ecosystem of an austrian danube present situation and future development.
Reprint from " Environmental effects of cooling systems at nuclear power plants."
IAEA. Vienna 75.

PARKER, F.L., 1973 - Thermal discharges from power stations.
Reprint from : Atomic Energy Review. 11,n° 4 IAEA.

PARKER, F.L., HIRSHFIELD, GIBBONS, 1973 - Ecological comparisons of thermally affected aquatic environnements.

PENAZ, H. 1974 - Influence of water temperature on incubation and hatching in Chondrostoma nasus.
Zoologické Cisty - 23 (1) : 53-59.

PHILIPPART, J.C., 197 - Quelques aspects des effets biologiques des pollutions thermiques en rivière. Influence sur les poissons et populations piscicoles.
Le franc pêcheur. 75 , 15-17.

PHILIPPART, J.C., 1970 - Age et croissance de Leuciscus leuciscus, Leuciscus cephalus, Chondrostoma nasus dans l'Ourthe et la Berwinne.
Commission provinciale de Liège du fond piscicole, 3e rapport annuel.

RAMADE, F. 1975 - Le développement de l'industrie nucléaire et ses conséquences écologiques.
Conférence donnée à Rennes le 17 mars 1975.

RICKER, W.C., 1971 - Méthode for Assessments of fish production in fresh waters.
I.P. Handbook n° 3. Second Ed.
Blackwell Scientific publications
Oxford and Edinburgh.

ROSS,F.F., WHITEHOUSE, J.W., 1973 - Cooling towers and water quality.
Water Research -Pergamon Press 7. 623-631

SHCHERBUKHA, A.Y., 1973 - Species,Size and age distribution in Northern DonetsFishes in the area of discharge of warm water effluents from the Lugansk Power Station.
Hydrobiological Journal 9, 3.

S.E.M.O. , 1969-La centrale nucléaire de Tihange.
Prospectus.

SIMMONS,ARMITAGE, WHITE, 1974 - An ecological evaluation of heated water discharge on phytoplankton blooms in the Potomac River.

SMITZ, J.S.,
Effets of a thermal effluent on aquatic life in an east Texas reservoir.

SMITZ, J.S., 1975
Modèle thermique de rivière. T° naturelle et rejets thermiques. Application à la Meuse liégeoise.

SMITZ, J.S., 1975- Les centrales nucléaires et l'échauffement de la Meuse.
Rapport préparé pour la Commission d'experts du Ministre des Affaires économiques.

SPILMANN Ch.-J. 1961 - Faune de France - 65 poissons d'eau douce. Editions Paul Lechevalier, Paris.

SPIGARELLI, S.A., 1974 - Behavioral responses of lake Michigan fishes to a nuclear power plant discharge. IAEA - SM - 187/18.

STAUFFER, J.R., DICKSON, F.L., CAIRNS, J., 1974 - A field evaluation of the effects of heated discharges on fish distribution. Water Research Bulletin. American Water Resources Association 10,5

STRATTON, C.L., LEE,G., 1975 - Cooling towers and quality Journal water Pollution Control Federation. Washington D.C. 20016 47 , 7 , 1901-1912.

SYLVESTER, J.R., 1972 - Possible effects of thermal effluents on fish : a review. Environ. Pollut. (3) 1972.

SYLVESTER, J.R., 1972 - Effects of thermal stress on predation avoidance in stockey salmon. J.Fish. Res. Bd. Can. 29 , 601-603.

THILL, G., 1975 - Le Pari nucléaire : éclairons-nous...vite ! La revue nouvelle : 523-537.

THORSLUND, A.E., 1972 - Thermopower effluents for Fishculture in Poland. Vatten, 28 (1) 36-39.

VAILLANCOURT, G., COUTURE, R., 1974 - Influence de l'apport thermique originaire de la centrale nucléaire Gentilly sur la température de l'eau et sur les gastéropodes. IAEA - SM - 187/51.