

SK
470
T42
No. 192

2054107H S
3609114E M

**UTILISATION DE CANARDS DOMESTIQUES
POUR LA SURVEILLANCE DES CONTAMINANTS
DANS LE FLEUVE SAINT-LAURENT**

Jean Rodrigue¹
Jean-Luc DesGranges¹
Roger Titman²

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES N° 192
Région du Québec 1994
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit:

Rodrigue, J., J.L. DesGranges et R.D. Titman. 1994. Utilisation de canards domestiques pour la surveillance des contaminants dans le fleuve Saint-Laurent. Série de rapports techniques n° 192, Service canadien de la faune, région du Québec. ix + 86 p.

¹ Service canadien de la faune, Environnement Canada, C.P. 10100, Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

² Collège McDonald, Université McGill, 21111 Lakeshore road, Ste-Anne-de-Bellevue (Québec) H9X 1C0

Publié avec l'autorisation du
Ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1994
Numéro de catalogue CW 69-5/190F
ISBN 0-662-98912-0
ISSN 0831-6481

Mots clefs: Canard de Pékin, contamination, BPC, pesticides, organochlorés, mercure,
métaux lourds.

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

RÉSUMÉ

Des Canards de Pékin domestiques (*Anas platyrhynchos*) femelles adultes âgées de 18 mois ont séjourné entre 14 et 72 jours sur la rivière des Outaouais et sur le fleuve Saint-Laurent durant les étés 1987, 1988 et 1989. L'accumulation temporelle des pesticides organochlorés (OC) et des biphényles polychlorés (BPC) dans le foie a été étudiée à deux stations du lac Saint-François. Durant les premiers jours passés en milieu naturel, le poids des canards a rapidement diminué pour se stabiliser après quarante jours. Cette perte de poids est principalement attribuable au stress causé par le changement d'habitat et par la dépense énergétique liée à la recherche de nourriture et à la mue.

Aucune différence significative entre les courbes d'accumulation temporelle des contaminants aux deux stations du lac Saint-François n'a été détectée. Dans le foie des canards exposés on observe une rapide augmentation des concentrations et du nombre de contaminants détectés. Les concentrations trouvées sont faibles, 99,9 % des mesures d'OC-BPC sont inférieures à 1 mg/kg (poids frais). Les individus exposés sont en général de 10 à 1000 fois plus contaminés que les témoins. Certains des facteurs qui peuvent influencer l'accumulation des contaminants ont été identifiés par des relations mathématiques ou statistiques tandis que d'autres ont été proposés à partir de la littérature.

Le recours à des Canards de Pékin comme bioindicateurs présentent plusieurs avantages. On peut facilement les obtenir à un faible coût tout en contrôlant le sexe et l'âge des individus. Ces canards qui sont peu mobiles et faciles à retrouver nous informent sur la contamination (métaux et OC-BPC) de sites particuliers. Par contre, la présence d'un habitat adéquat leur permettant de survivre, le stress causé par le changement de milieu, la recherche de nourriture et leur vulnérabilité face à la prédation au braconnage représentent des inconvénients à considérer.

ABSTRACT

Eighteen-month-old adult female Peking Ducks (*Anas platyrhynchos*) were placed in the Ottawa and St. Lawrence rivers for periods varying between 14 and 72 days during the summers of 1987, 1988 and 1989. Two stations located on Lake St. Francis were selected for establishing a time-curve for the accumulation of organochlorine pesticides (OC) and PCB in the liver. The ducks rapidly lost weight during their first 20 days in the natural environment but stabilised after about 40 days. This weight loss was caused by the stress of habitat change, the energetic costs in searching for food and moulting.

No significant difference was found between the time-curves for the accumulation of contaminants at the two stations in Lake St. Francis. There was a rapid increase in the number and concentration of contaminants detected in the livers of ducks exposed to pollutants in the natural environment. The concentrations found were low (99.9 % of OC-PCB are under 1 mg/kg wet weight basis). These individuals were generally from 10 to 1000 times more contaminated than the control ducks for 40 days of exposure. Some of the factors which can affect the accumulation of contaminants are identified by mathematical or statistical relationship while others come from the literature.

The use of domestic ducks as bioindicators has several advantages. They can be obtained readily and cheaply, and the sex and age of the individuals can be controlled. Since they are not very mobile and therefore are easy to locate, they provide information on the contamination (metals or OC-PCB) of specific sites. The use of Peking ducks has some limitations. There is a need for appropriate habitats to ensure their survival, and there is considerable stress caused by transferring the ducks from the breeding farm to the natural environment, thereby obliging them to search for food and exposing them to predators and poachers.

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
Résumé	iii
Abstract	iv
Liste des tableaux	vi
Liste des figures	vii
Liste des annexes	viii
Remerciements	ix
Revue de littérature	1
Introduction	4
Matériel et Méthodes	7
Choix de l'espèce	7
Sélection des sites	8
Campagne d'échantillonnage	10
Contenus stomacaux	11
Analyses chimiques	11
Analyses statistiques	14
Résultats	14
Réponse des Canards de Pékin au changement de milieu	15
Régime alimentaire des Canards de Pékin	18
Contamination des Canards de Pékin	22
Analyse de groupement	28
Évolution temporelle de la contamination	32
Comparaison inter-organes	35
Discussion	47
Adaptation des Canards de Pékin au milieu naturel	47
Contamination des Canards de Pékin	48
Le cas des canards témoins	48
Degré d'exposition des canards exposés	48
Évolution temporelle de la contamination	51
Comparaison inter-organes	52
Conclusion	52
Recommandations	53
Références	54

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
Tableau 1 Liste des analyses chimiques effectuées dans les tissus des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	13
Tableau 2 Statistiques descriptives des poids corporel et hépatique des Canards de Pékin élevés en milieu naturel	16
Tableau 3 Liste des substances identifiées dans les oesophages et les gésiers des Canards de Pékin capturés au Québec en 1988 et 1989	20
Tableau 4 Concentrations de mercure, de cadmium et de plomb (mg/kg, basées sur le poids frais) dans les reins et le nombre de plombs de chasse trouvés dans le gésier des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	21
Tableau 5 Concentrations de DDT, DDD, DDE et BPC dans le foie des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	23
Tableau 6 Rapport entre le DDT, le mirex et les BPC dans le foie, le cerveau, les reins, les muscles et le plasma des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	25
Tableau 7 Proportion des différents homologues de BPC dans les différents tissus des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	29
Tableau 8 Concentrations de dioxines et de furannes dans le foie, les reins et le cerveau combinés des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	30
Tableau 9 Concentration de DDT, DDD, DDE et BPC dans le cerveau, les reins, les muscles et dans le plasma des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	42
Tableau 10 Concentrations de pesticides organochlorés et de BPC dans les muscles pectoraux des Canards de Pékin élevés au lac Saint-Louis qui dépassent les normes de la loi sur les aliments et drogues (Canada, 1971)	44
Tableau 11 Ratio des concentrations dans le cerveau, les reins et les muscles sur celle dans le foie pour les pesticides organochlorés et les BPC	45

LISTE DES FIGURES

		<u>Page</u>
Figure 1	Localisation des stations	9
Figure 2	Évolution temporelle du poids corporel des Canards de Pékin élevés en milieu naturel	17
Figure 3	Évolution du pourcentage en lipides du foie des Canards de Pékin en fonction du temps de séjour en milieu naturel	19
Figure 4	Proportion en BPC totaux des congénères dans le foie des Canards de Pékin de l'île Cow, l'île Platé et de la ferme avicole	26
Figure 5	Proportion des différents homologues de BPC dans le foie des Canards de Pékin témoins et exposés	27
Figure 6	Dendrogramme des groupes de Canards de Pékin formés par la similitude de leur composition en congénères de BPC dans le foie	31
Figure 7	Dendrogramme des congénères de BPC trouvés dans le foie des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	33
Figure 8	Évolution temporelle du pourcentage de composés organochlorés détectés sur ceux recherchés dans le foie des Canards de Pékin ayant séjournés en milieu naturel	34
Figure 9	Évolution temporelle de la concentration d'Aroclor 1254/1260 (basée sur le poids frais) dans le foie des Canards de Pékin du lac Saint-François	36
Figure 10	Évolution temporelle de la concentration de DDE (basée sur le poids en lipide) dans le foie des Canards de Pékin du lac Saint-François	37
Figure 11	Évolution temporelle de la concentration de mirex (basée sur le poids frais) dans le foie des Canards de Pékin du lac Saint-François	38
Figure 12	Évolution temporelle de la concentration d'oxychlorane (basée sur le poids en lipide) dans le foie des Canards de Pékin du lac Saint-François	39
Figure 13	Évolution de la proportion d'homologues de BPC à 6 atomes de chlore dans le foie des Canards de Pékin en fonction du temps de séjour en milieu naturel ...	40
Figure 14	Proportion des différents homologues de BPC dans le cerveau des Canards de Pékin témoins exposé	43
Figure 15	Relation entre les concentrations de divers composés organochlorés (basée sur le poids en lipides; échelle logarithmique) dans les reins par rapport à celle du foie du Canard de Pékin de l'île Ronde (43 jours)	46

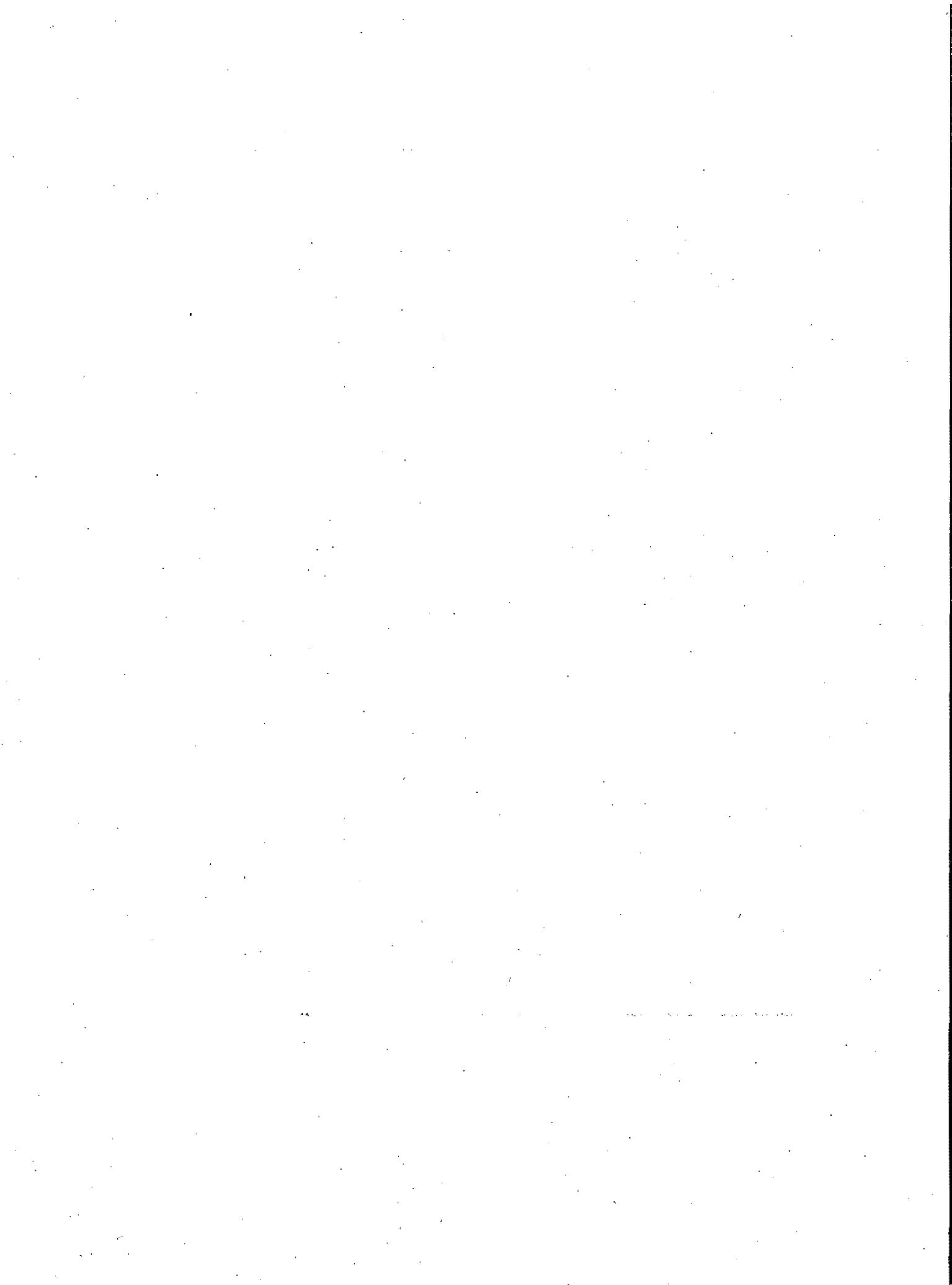
LISTE DES ANNEXES

	<u>Page</u>
Annexe 1 Contaminants rejetés par les principales industries localisées près des stations sélectionnées	67
Annexe 2 Contamination des sédiments des stations sélectionnées	68
Annexe 3 Calendrier d'échantillonnage des Canards de Pékin	69
Annexe 4 Méthodes d'analyses chimiques et liste des composés recherchés	70
Annexe 5 Liste des résultats des analyses chimiques	73
Annexe 6 Contaminants à l'étude	83
Annexe 7 Occurrence des pesticides organochlorés et des BPC détectés dans les tissus des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989	86

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier les personnes qui ont participé aux activités de terrain, soit : Réjean Benoît, Éric Razurel, Alain Demers, Stacy Hewitson, Alain Morrier et René Laramé. Je remercie aussi le personnel du Centre national de la recherche faunique qui ont préparé et analysé les échantillons ainsi que conseillé lors de l'interprétation des résultats.

Ce projet a été réalisé grâce à l'aide financière du Service canadien de la faune région du Québec. Les équipements et les infrastructures utilisées durant ce projet ont été fournis par l'Université McGill et le Service canadien de la faune (région du Québec).



REVUE DE LITTÉRATURE

La chimie moderne a synthétisé plusieurs produits organiques relativement stables ou résistants à la dégradation physique ou métabolique. Plusieurs de ces produits, tel l'insecticide dichlorodiphényl-trichloroéthane (DDT), ont été utilisés dans l'environnement à cause de leur stabilité chimique et de leur propriété toxique envers les insectes pendant que d'autres, tels les biphényles polychlorés (BPC), ont servi dans l'industrie. Ces composés organiques sont en général peu solubles dans l'eau, ils sont plutôt liposolubles. Ils sont donc bioaccumulés dans les organismes vivants, en concentrations plus grandes que celles mesurées dans l'eau ou l'air où vivent ces organismes. Ces contaminants, pour la plupart très persistants dans l'environnement, sont détectés dans les matrices biologiques à l'aide des méthodes sophistiquées de la chimie analytique moderne.

Durant les années 1970 et 1980, la contamination des diverses composantes de l'écosystème aquatique du Saint-Laurent devient de plus en plus évidente au sein de la communauté scientifique. Les études effectuées sur la qualité de l'eau (Germain et Janson, 1984; Désilets et Langlois, 1989), sur les sédiments (Sérodès et Talbot, 1978; Jarry *et al.*, 1985; Sloterdijk, 1985; Hardy *et al.*, 1991), sur la contamination des communautés phytoplanctoniques (Holden, 1970; Lin, 1981 *in* Simmons, 1984) et des communautés d'invertébrés benthiques (IJC, 1976 *in* Mineau *et al.*, 1984), des poissons (Mongeau et Massé, 1976; Sloterdijk, 1977; Harvey, 1979; Paul et Laliberté, 1984, 1985a, 1985b, 1987) et des oiseaux (Woodwell, 1967; Heath 1969; Peakall, 1985; DesGranges et Thompson, 1989) nous permettent de constater que la contamination des écosystèmes aquatiques:

- représente un problème qui affecte toutes les composantes de l'écosystème;
- a des effets cumulatifs le long de la chaîne alimentaire;
- est plus facilement détectable chez les organismes situés au sommet de la chaîne alimentaire.

Comme on ne peut étudier l'ensemble des organismes vivants d'un milieu, il devient nécessaire d'utiliser un ou quelques organismes comme bioindicateur de l'état de santé des écosystèmes aquatiques. Une espèce indicatrice est un organisme dont la présence ou l'absence, la densité et la dispersion de la population, le succès reproducteur, la contamination, etc. sont utilisées pour caractériser des conditions environnementales (Landres *et al.*, 1988).

Pour surveiller ou connaître la contamination du milieu aquatique, plusieurs programmes utilisant des oiseaux aquatiques ont vu le jour. Parmi les premiers, le programme nord-américain de suivi des

résidus de pesticides dans les ailes de canards a permis de constater des tendances géographiques et temporelles de contamination (Heath et Prouty, 1967; Heath, 1969; McLane *et al.*, 1973; Heath et Hill, 1974; Jacknow *et al.*, 1986). D'autres programmes assurent le suivi des populations et des contaminants dans les oiseaux marins (Weseloh *et al.*, 1979; Chapdelaine *et al.*, 1987; Pearce *et al.*, 1989). Cependant, à cause du caractère migrateur des espèces retenues, aucune conclusion quant à la contamination locale n'a pu être émise. D'autres études ont démontré la pertinence d'utiliser des oiseaux piscivores (situés au sommet de la chaîne alimentaire) comme bioindicateurs de l'état de la contamination des plans d'eau par les substances chimiques dans les programmes de surveillance des écosystèmes aquatiques (Vermeer et Peakall, 1977; Mineau *et al.*, 1984). Cependant le cadre de ces études ne peut s'appliquer partout en raison de l'absence de population sédentaire (les plans d'eau gelant l'hiver).

Contamination des oiseaux

La contamination des oiseaux par les pesticides organochlorés et les métaux est très étudiée par les scientifiques. Une bonne partie des informations provient des oeufs d'oiseaux étant donné que certains contaminants peuvent causer une diminution de l'épaisseur de la coquille (Ratcliffe, 1967, 1970; Cooke, 1973; Faber et Hickey, 1973; Peakall *et al.*, 1975; Longcore et Stendell, 1977; Elliott *et al.*, 1988b). Les fortes concentrations de DDE, de dieldrine, d'hexachlorobenzène et de BPC dans les oeufs sont associées avec une hausse de la mortalité embryonnaire (Gilbertson et Fox, 1977; Gilman *et al.*, 1977). En outre, l'augmentation des concentrations des contaminants dans les oeufs influence négativement le succès de reproduction des couples nicheurs (Blus *et al.*, 1974; Wiemeyer *et al.*, 1988) et peut ainsi nuire aux populations d'oiseaux (Hickey, 1969; Chapdelaine *et al.*, 1987). Notons que l'exposition à des pesticides organochlorés chez les oiseaux peut retarder la formation des couples, l'ovulation et la ponte des oeufs (Hickey 1969; Peakall, 1970).

Plusieurs études ont constaté un effet de l'âge des individus sur les concentrations des contaminants. Ainsi pour une espèce donnée, les individus adultes présentent souvent des concentrations plus élevées que les juvéniles. Des différences significatives ont été signalées dans les ailes de Canards colverts (*Anas platyrhynchos*) pour le DDE (Heath et Prouty, 1967) et de Canards branchus (*Aix sponsa*) pour le mirex (McLane *et al.*, 1978; 1984), dans les graisses de Garrots à oeil d'or (*Bucephala clangula*) pour les BPC, la dieldrine, l'hexachlorobenzène et l'époxide d'heptachlore (Foley et Batcheller, 1988), dans plusieurs tissus de Huarts à collier (*Gavia immer*) pour différents pesticides organochlorés (Frank *et al.*, 1983) et dans les os de Canards colverts, de Canards pilets (*Anas acuta*) et de Petits Morillons (*Aythya affinis*) pour le plomb (Stendell *et al.*, 1979). Les différences

d'accumulation des xénobiotiques entre les adultes et les jeunes peuvent être dues à des expositions différentes (durée, endroit et régime alimentaire) et à une dilution des composés organochlorés durant la croissance des jeunes oiseaux (Charnetski, 1976; Honda *et al.*, 1986; Becker et Sperveslage, 1989).

Le sexe influence l'accumulation des pesticides organochlorés et des BPC. Des différences significatives entre les mâles et les femelles sont observées dans les concentrations de DDE dans les ailes de Canards pilets (Ohlendorf et Miller, 1984), dans le sang d'ibis à face blanche (*Plegadis chihi*) (Capen et Leiker, 1979) et pour le DDT et ses dérivés ainsi que les BPC dans les muscles des Sternes arctiques adultes (*Sterna paradisaea*) (Lemmetyinen *et al.*, 1982). Ces différences sont attribuables aux mécanismes de désintoxication (métabolisme) différents entre les sexes (Lemmetyinen *et al.*, 1982) et au transfert d'une partie des contaminants dans les oeufs chez les femelles (Newton *et al.*, 1981; Lemmetyinen *et al.*, 1982).

L'exposition à des pesticides organochlorés ou aux BPC, que ce soit en milieu naturel ou en laboratoire, peut entraîner un changement de comportement chez les oiseaux (Jefferies, 1967; McArthur *et al.*, 1983). Une diminution des comportements d'alerte et territorial (défense des nids) des Goélands argentés (*Larus argentatus*) exposés à plusieurs contaminants sur les Grands Lacs (Mineau *et al.*, 1984; Fox *et al.*, 1978). Ils ont, de plus, noté une corrélation négative entre l'attention et le soin aux oeufs durant l'incubation et les concentrations de pesticides organochlorés dans les oeufs. Les changements de comportement occasionnés par les pesticides organochlorés affectent aussi les rythmes d'activités. Ulfstrand et Södergren (1971) ont rapporté que des Rouge-gorges familiers (*Erithacus rubecula*) nourris avec des BPC (Clophen) ont augmenté leur activité nocturne comparativement aux témoins. Les BPC et d'autres pesticides organochlorés ont aussi diminué le comportement d'évitement chez des cailles (*Coturnix coturnix*) (Kreitzer et Heinz, 1974).

L'accumulation des contaminants chez les oiseaux peut se produire aussi bien dans les zones d'hivernage que dans les sites de reproduction (Wright, 1965; Anderson *et al.*, 1984; Ohlendorf et Miller, 1984; Mora *et al.*, 1987; Foley et Batcheller, 1988). La quantité et le type de contaminant accumulés à chacun de ces endroits est difficilement quantifiable. Suite aux bannissements de certains pesticides organochlorés et des BPC en Amérique du Nord, plusieurs auteurs pensent que les oiseaux migrateurs se contaminent principalement en Amérique Centrale et du Sud où ces produits sont encore utilisés intensivement (particulièrement le DDT, le toxaphène et le BHC) au Brésil, en Argentine et au Mexique (Burton et Philogène, 1986). Cette hypothèse est supportée par les études de contamination chez des Faucons pèlerins (*Falco peregrinus*) qui migrent en Amérique Latine et

chez lesquels des concentrations élevées de pesticides organochlorés dans le sang ont été détectées (Henny *et al.*, 1982). Cependant en Amérique du Nord, la présence d'endroits très contaminés tel les Grands Lacs contribuent ou sont aussi à l'origine de la prise de contaminants (White *et al.*, 1983; Nisbet et Reynolds, 1984; Schick *et al.*, 1987).

INTRODUCTION

La contamination des eaux par les substances chimiques toxiques constitue un problème environnemental de premier ordre dans les sociétés industrialisées. Depuis plusieurs années, le gouvernement canadien s'est efforcé de conclure des ententes avec les États-Unis en vue d'identifier et de résoudre plusieurs problèmes de pollution chimique. En 1972, le Canada et les États-Unis signaient le premier accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, une entente portant principalement sur le phosphore. L'année 1978 marque la ratification d'un nouvel accord Canada-États-Unis, où l'on reconnaît pour la première fois le transport aérien à grande distance des substances toxiques. Durant ces mêmes années (1970), les gouvernements canadiens et américains ont banni plusieurs pesticides organochlorés (le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), l'hexachlorobenzène, la dieldrine, etc.). D'autres produits tels les biphényles polychlorés (BPC) ont vu leurs utilisations réglementées.

Au Québec, les problèmes de contamination rencontrés dans le fleuve Saint-Laurent ne sont pas étrangers à ceux des Grands Lacs. Drainant cette région, le Saint-Laurent transporte une grande quantité de substances chimiques qui y sont produites, plus particulièrement celles rejetées dans le lac Ontario. D'autre part, la grande partie du développement industriel et urbain du Québec est concentrée sur les rives du Saint-Laurent. Ces deux facteurs rendent le fleuve très vulnérable à la contamination par les substances toxiques (Sloterdijk, 1986).

Pour l'homme, qui est situé au sommet de la chaîne alimentaire, la connaissance de l'état de la contamination des plans d'eau devient une nécessité, car dans la mesure où il utilise, prélève ou consomme les ressources aquatiques présentes, il s'expose directement aux contaminants contenus dans l'eau ou dans ces aliments.

Comme on ne peut pas étudier l'ensemble des organismes vivants du milieu il devient nécessaire d'utiliser un ou quelques organismes comme bioindicateurs de la condition des écosystèmes

aquatiques. Une espèce indicatrice est un organisme dont les caractéristiques (présence et absence, densité de la population, dispersion, succès reproducteur, contamination, etc.) sont utilisées comme un indice de l'état de l'environnement (Landrés *et al.*, 1988).

Les indicateurs nous renseignant sur la présence de contaminants se divisent en trois groupes. Le premier touche la présence ou l'absence d'une espèce en présence d'un contaminant. Le second, montre des dommages en fonction de la dose à laquelle il est exposé; et enfin, le dernier, celui qui nous concerne, est un accumulateur de substances toxiques c'est-à-dire qu'il séquestre ces composés dans ses tissus. L'avantage majeur de l'utilisation des bioindicateurs est qu'ils mesurent directement la biodisponibilité des contaminants dans le milieu, qui ne peut être déterminée par les études sur l'eau et les sédiments qui mesurent plutôt leur abondance (Phillips, 1978; Phillips et Segar, 1986; Wren, 1986).

La bioaccumulation des substances xénobiotiques par un organisme est fonction de deux processus diamétralement opposés: la prise et la perte. Chez les oiseaux, l'ingestion de nourriture contaminée est principalement responsable de la prise de contaminants. La perte se produit par l'évacuation de contaminants dans les fèces, par l'excrétion de déchets métaboliques (la bile), la ponte d'oeufs et le remplacement de tissus (la mue). La déposition cyclique des graisses qui est principalement reliée à la migration et à la reproduction affecte aussi la bioaccumulation des contaminants (King, 1970; Anderson et Hickey, 1976; Olsen *et al.*, 1980).

La sélection d'une ou de plusieurs espèces indicatrices est fonction de différents critères, car plusieurs peuvent interférer avec l'acquisition de données précises sur la bioaccumulation des contaminants (adaptée de Moore, 1966; Phillips, 1978; Frank *et al.*, 1983; Moriaty, 1983; Phillips et Segar, 1986; Landrés *et al.*, 1988; DesGranges et Thompson, 1989; Langlois et Lapierre, 1989; DesGranges, 1992). Parmi les critères importants, certains concernent **la population** proprement dite: les organismes choisis doivent être sédentaires et abondants, avoir une large distribution spatiale, être présents à un endroit donné pendant plusieurs années, avoir une bonne espérance de vie et être facilement échantillonnés; d'autres sont d'ordre **écologique**: la ou les espèces choisies doivent avoir une histoire naturelle bien documentée et une niche écologique bien circonscrite; d'ordre **morphologique, physiologique et génétique**: les individus devront être facilement identifiés, de taille suffisamment grande pour fournir assez de tissu pour les analyses chimiques, de poids semblable, du même âge et du même sexe, en bonne santé, être capable de survivre en laboratoire et en milieu marin et avoir une faible variabilité génétique; et enfin le dernier est un critère de **bioaccumulation**: ils doivent

accumuler rapidement des contaminants, ne pas être tués par les concentrations rencontrées dans l'environnement et montrer une relation entre leurs concentrations de polluants et celles ambiantes (l'eau et/ou les sédiments).

Il est impossible de trouver une espèce qui peut répondre à tous ces critères. Cependant l'utilisation de plusieurs espèces bioindicatrices en réseau permet d'obtenir une information de qualité sur une plus grande variété d'habitats et des voies d'expositions différentes.

Plusieurs études portant sur les oiseaux aquatiques piscivores ont permis de démontrer la pertinence d'utiliser ces oiseaux comme bioindicateurs de l'état de la contamination des plans d'eau par les substances chimiques dans les programmes de surveillance des écosystèmes aquatiques (Vermeer et Peakall, 1977; Mineau *et al.*, 1984). Cependant le cadre de ces études ne peut s'appliquer partout en raison de l'absence de populations sédentaires (les plans d'eau gelant l'hiver). L'utilisation d'un autre type de bioindicateur, qu'on pourrait intégrer facilement à l'intérieur d'un réseau, est alors apparue comme étant une solution à notre problème.

Il a donc été décidé de tester l'utilisation du Canard de Pékin (*Anas platyrhynchos*), une race domestique, comme bioindicateur de la contamination des plans d'eau par les substances bioaccumulables (composés organochlorés). Ce choix repose principalement sur le fait que nous avons la possibilité de contrôler plusieurs des critères mentionnés ci-haut, tout en ayant une image locale de la contamination, étant donné que ces canards ne volent pas. De plus, les canards sauvages étant consommés par les chasseurs sportifs, la connaissance de leur niveau d'exposition par l'étude de canards domestiques ayant séjourné aux endroits d'élevage et/ou de migration peut être très utile.

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer le Canard de Pékin comme bioindicateur des produits chimiques bioaccumulables. Les hypothèses de recherche rattachées à cet objectif sont: (1) que le Canard de Pékin bioaccumule des substances chimiques présentes dans les lieux d'élevage; (2) que le Canard de Pékin peut-être utilisé dans différentes conditions (milieux) environnementales. A partir de ces hypothèses, des prédictions reliées aux critères sélectionnant tout bon bioindicateur seront testées tout au long de cette étude. Ainsi :

- (1) Les Canards de Pékin sont sédentaires
- (2) Les Canards de Pékin peuvent survivre en milieu naturel plus d'un mois
- (3) Les Canards de Pékin accumulent des contaminants en fonction du temps de séjour en milieu naturel

- (4) Les Canards de Pékin présentent des patrons d'accumulation qui reflètent les différences entre les stations
- (5) Les Canards de Pékin ne sont pas tués par les concentrations rencontrées dans l'environnement

D'autres questions, qui ne sont pas en relation directe avec les objectifs de départ de cette étude, seront aussi examinées.

- (6) L'état d'équilibre entre les concentrations de contaminants dans le foie et celles des autres tissus est atteint
- (7) Les concentrations de pesticides organochlorés et de BPC dans les muscles ne dépassent pas les normes de consommation de la volaille.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Choix de l'espèce

Le choix du Canard de Pékin plutôt que du Canard de Rouen (*Anas platyrhynchos*) ou d'une autre espèce de canards domestiques, est dû principalement à la facilité avec laquelle on peut se les procurer au Québec, au contrôle que l'on peut exercer sur plusieurs paramètres (âge, sexe, etc.); à leur manipulation aisée, et à la possibilité de reproduire les résultats en laboratoire. À ma connaissance, seulement deux études ont utilisé le Canard de Pékin pour évaluer la présence de contaminants en milieu naturel. Kim *et al.* (1984), ont récolté deux Canards de Pékin dans le cadre d'une étude sur la contamination de la sauvagine dans l'état de New York en 1979-1980. Weseloh *et al.* (1988), ont introduit des Canards de Pékin en 1986 sur l'île Walpole et dans le port d'Hamilton en Ontario afin de comparer l'accumulation de substances chimiques toxiques entre les canards domestiques et les canards sauvages qui séjournent à ces endroits. Les résultats de ces études sont discutés plus en détail dans la discussion.

Les Canards de Pékin utilisés proviennent d'une ferme avicole située au lac Brome où ils sont produits de façon intensive pour la consommation. Ces canards, qui sont élevés en captivité dans des poulaillers, n'ont jamais été mis en contact avec l'extérieur. Ils sont nourris *ad libitum* avec de la moulée équilibrée conforme aux normes s'appliquant à la chair animale comestible et gardés dans des

conditions contrôlées de luminosité et de température. Notons que plusieurs canards n'avaient pas le corps totalement recouvert de plumes (leur plumage ayant été endommagé par l'élevage en captivité).

Les Canards de Pékin choisis étaient tous du même âge, soit 18 mois, exceptés ceux de 1989 où les canards les plus vieux qu'on a pu se procurer n'avaient que 14 mois. Ces canards adultes, tous des femelles, étaient de condition physiologique semblable (i.e. à la fin de leur cycle de ponte). Comme ces canes proviennent toutes du même élevage et qu'elles sont élevées depuis des générations dans le souci d'obtenir la meilleure qualité de chair possible, elles ont vraisemblablement un bagage génétique similaire. Étant tout blancs, ces canards sont très visibles et, comme ils ne volent pas, ils peuvent être capturés facilement à la fin de l'expérience. De plus, le fait qu'ils se confinent généralement à un très petit secteur lorsqu'ils ne sont pas dérangés et que la nourriture est abondante, nous permet de recueillir de l'information sur la contamination locale.

Sélection des sites

Afin de tester le Canard de Pékin comme outil de bioindication, il a donc été décidé de l'utiliser à plusieurs endroits contaminés le long du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais. La sélection des sites a été effectuée en fonction de plusieurs critères. Ils sont, par ordre d'importance: (1) une bonne couverture spatiale du fleuve Saint-Laurent (tronçon Cornwall-Saguenay; 375 km) et d'une partie de la rivière des Outaouais (125 km); (2) un habitat marécageux adéquat permettant la survie des canards; (3) la présence d'une source de pollution importante à proximité; (4) et la contamination des sédiments. Les stations retenues apparaissent à la figure 1. Elles sont sur la rivière des Outaouais: l'île du Fer à Cheval (45°35' 75°11'), près de Thurso, et l'île Dowker (45°24' 73°54'), au lac Saint-Louis. Sur le Saint-Laurent, ces stations sont: l'île Cow (45°02' 74°36'), l'île Ronde (45°02' 74°31') et l'île Léonard (45°16' 74°11'), au lac Saint-François, les îles de la Paix (45°21' 73°50') et l'île Saint-Bernard (45°24' 73°45'), sur le lac Saint-Louis, les îles de Boucherville (45°37' 73°28'), l'île Saint-Ours (45°55' 73°14'), près de Contrecoeur, l'île des Barques (46°05' 73°00') et l'île Plate (46°07' 72°59'), au lac Saint-Pierre, l'île Saint-Quentin (45°21' 72°32'), à Trois-Rivières, la Réserve nationale de faune du figure 1 localisations des stations : cap Tourmente (47°04' 70°04'), l'île au Canot (47°05' 70°33) et l'île du Cheval (47°03' 70°34'), dans l'archipel de Montmagny, et la baie de Bon Désir (48°09' 69°40'), près de l'embouchure du Saguenay. Les canards témoins proviennent directement de la ferme avicole du lac Brome (45°12' 72°34'). Un petit groupe a aussi séjourné sur un étang appartenant au Collège Macdonald, à Sainte-Anne-de-Bellevue (45°16' 74°11').

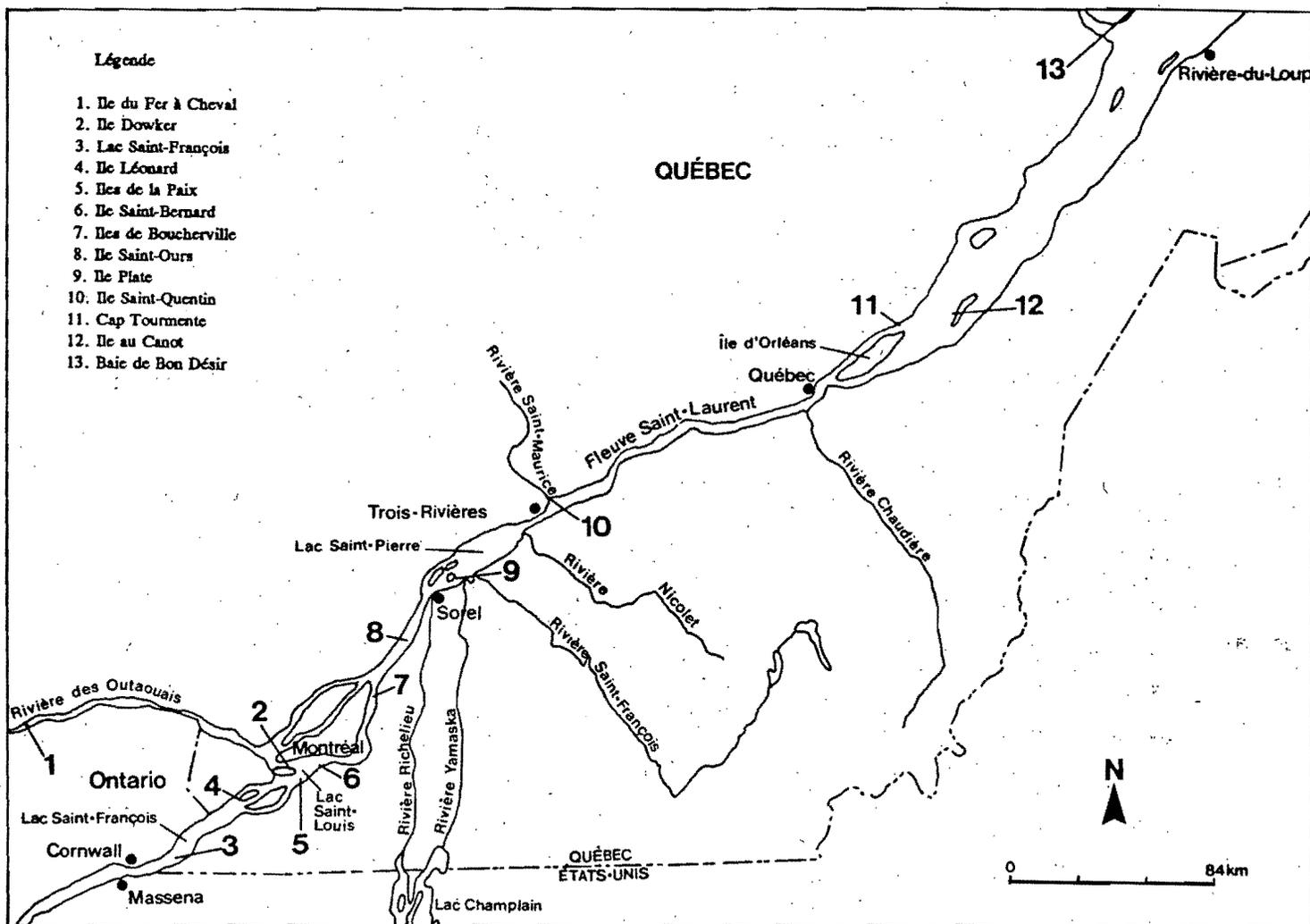


Figure 1 Localisation des stations.

Tous les canards ont été libérés dans des marais car c'est le type d'habitat fréquenté par les canards barboteurs sauvages. Ceux-ci y trouvent la nourriture et le couvert nécessaire à leur survie. Les sites sélectionnés sont situés près de la rive ou d'une île et sont généralement assez éloignés des habitations afin de diminuer le dérangement.

La plupart des stations sélectionnées sont situées à proximité d'industries papetières ou métallurgiques (annexe 1). Les données sur la contamination des sédiments proviennent principalement du Réseau-Toxiques du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) et des études effectuées par Environnement Canada (annexe 2). Les principaux contaminants détectés dans les sédiments des sites choisis sont des métaux lourds, des biphenyles polychlorés et des pesticides organochlorés. Les dibenzo-p-dioxines polychlorés (dioxines) et les dibenzofurannes polychlorés (furannes) ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques n'ont été détectés qu'à quelques stations seulement.

Campagne d'échantillonnage

Les stations du lac Saint-Louis ont été échantillonnées lors d'une étude pilote en 1987. Des Canards de Pékin ont alors été placés à l'île Dowker, aux îles de la Paix, à l'île Saint-Bernard et sur l'étang de ferme de Sainte-Anne-de-Bellevue. A la lumière des résultats encourageants du premier été, une deuxième année d'échantillonnage (1988) a permis de mieux couvrir le Saint-Laurent. Les stations retenues sont: l'île du Fer à Cheval, l'île Cow, l'île Ronde, l'île Saint-Ours, l'île des Barques, l'île Plate, l'île Saint-Quentin, le cap Tourmente, l'île au Canot, l'île du Cheval et la baie de Bon Désir. Enfin, la troisième campagne, réalisée en 1989, a permis de compléter la couverture spatiale du Saint-Laurent en y ajoutant deux stations, soit l'île Léonard et les îles de Boucherville.

Les Canards de Pékin utilisés pour l'expérience (plus de 150) ont été transportés de la ferme avicole à un poulailler au Collège Macdonald. Durant leur séjour d'environ deux semaines à cet endroit, leur photopériode a été changée pour celle existant à l'extérieur. Les canes domestiques ont été mises en contact avec l'eau d'un bassin et celles qui présentaient une dysfonction de la glande uropygiale ($n = 3$) ont été exclues de l'expérience. Notons que quelques canards ont pondu des oeufs durant la première semaine.

Afin de faciliter l'identification des canards sur le terrain, ceux-ci ont été munis d'une bague numérotée à la patte et d'une étiquette numérotée en plastique à l'aile. Cela devait permettre la sélection au hasard des canards en vue des analyses chimiques. Cette façon de procéder n'a pas été efficace, car

il était habituellement impossible d'identifier correctement les canards à distance, puisqu'ils avaient tendance à s'entasser les uns contre les autres ou à se cacher dans la végétation lorsqu'on les approchait. La méthode de capture a donc consisté à les encercler et à capturer à l'aide d'un filet le premier individu qui nous tombait sous la main. Cette opération était effectuée très rapidement, afin de ne pas faire fuir les canards du site d'étude. La capture des canards de façon non-aléatoire a pu entraîner un biais dans l'échantillonnage, qu'il est impossible de mesurer.

Les canards ont été mis à l'eau entre la mi-mai et la mi-juin selon la position géographique des stations, et capturés au plus tard à la mi-août. Ces canards ont séjourné entre 14 et 72 jours en milieu naturel (annexe 3). À l'exception de l'île Cow et de l'île Ronde, quatre canards ont été généralement relâchés aux stations situées le long de la rivière des Outaouais et du couloir fluvial du Saint-Laurent. À l'île Cow et à l'île Ronde, 42 et 43 canards ont été libérés. Ces deux stations ont servi à mettre au point un modèle d'accumulation temporelle des contaminants chez le Canard de Pékin. À ces stations, quatre individus ont été récoltés à intervalles réguliers de 14 jours. Après 30 jours, le nombre de canards a commencé à baisser de façon rapide, à cause du braconnage, de la prédation ou de la mort naturelle. L'intervalle entre les captures a donc été ramené à 7 jours. La position géographique, l'état du plumage et le poids de chaque individu à la mise à l'eau et à la capture ont été notés. Seul le poids corporel des canards capturés en 1987 n'a pas été pris. Les canards ont été sacrifiés par dislocation cervicale.

Contenus stomacaux

L'oesophage et le gésier de la plupart des canards ont été prélevés afin de connaître leur régime alimentaire. En général, cette opération a été effectuée au plus tard deux heures après la capture des spécimens. L'oesophage et les gésiers ont été ouverts et placés dans des pots préalablement identifiés contenant du formol à 40 %. Une loupe binoculaire a servi à l'identification du contenu stomacal.

Analyses chimiques

Le foie, le cerveau, les reins et quelquefois les muscles pectoraux ont été prélevés, pesés et placés dans des pots rincés à l'hexane, dont l'intérieur du couvercle était recouvert de papier d'aluminium. Les échantillons de sang prélevés à l'aide d'une seringue ont été placés dans des tubes Vacutainer contenant un anticoagulant (EDTA), avant d'être centrifugés. Tous les échantillons ont été congelés pour une période d'environ 4 mois avant d'être analysés. Chaque échantillon a été pesé puis homogénéisé à l'aide d'un Sorvall Omnimixer. La liste des échantillons analysés, et les analyses

chimiques effectuées sont présentées au tableau 1. Les tissus n'ayant pas servi aux analyses chimiques sont conservés dans la banque de tissus du Centre national de recherche faunique à Hull. Le contrôle de qualité des analyses chimiques a été assuré par le Centre national de la recherche faunique.

Les analyses de **métaux lourds** ont été effectuées par deux laboratoires privés, Mann Testing laboratories Ltd. (Mississauga, Ontario) en 1988 et Analex (Laval, Québec) en 1989 sur les reins des Canards de Pékin. Des analyses de plomb, de cadmium et de mercure ont été effectuées aux stations suivantes: l'île du Fer à Cheval, l'île Dowker, l'île Cow, l'île Ronde, les îles de la Paix, l'île Saint-Bernard, l'île Plate, l'île Saint-Quentin, le cap Tourmente, l'île au Canot et la ferme avicole (tableau 1). La méthode d'analyse utilisée pour le plomb et le cadmium est celle du MENVIQ (1981) tandis que pour le mercure il s'agit de celle d'Environnement Canada (1979). La description des méthodes d'analyse est présentée à l'annexe 4.

Les analyses de **pesticides organochlorés (OC)** et de biphényles polychlorés (BPC) ont été effectuées au Centre national de la recherche faunique (SCF-Hull). La méthode d'analyse chimique utilisée est décrite dans Peakall *et al.* (1986). Les foies des Canards de Pékin ont été analysés à toutes les stations où ils ont été recueillis (tableau 1). Les muscles, le cerveau et les reins ont été analysés sur tous les canards capturés en 1987. Le cerveau de canards capturés à l'île Cow (42 jours) et à l'île Ronde (43 jours) ainsi que le plasma de celui de l'île Ronde (43 jours) ont aussi été analysés. Au total 22 composés organochlorés et 41 congénères de BPC ont été analysés. La classification des congénères de BPC utilisée est celle adoptée par l'Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée (IUPAC) (Ballschmiter et Zell, 1980). Une description de la méthode d'analyse et de la liste de tous les composés recherchés sont présentées à l'annexe 4.

Le coût élevé des analyses de pesticides organochlorés et des biphényles polychlorés ainsi que celles des dioxines et des furannes nous oblige à regrouper les échantillons avant de les analyser. Ainsi, lorsque deux canards ou plus ont été capturés à un même site (pour un temps de séjour comparable), une quantité égale de tissus a été mélangé pour les analyses chimiques. La concentration obtenue lors de l'analyse d'un échantillon composite (pool) correspond à la moyenne des concentrations individuelles. En effet, Turle et Collins (1992), ont montré que la différence entre les concentrations moyennes de 18 pesticides organochlorés (à l'exception du mirex et du *trans*-nonachlore) dans les oeufs de Goéland argenté (*Larus argentatus*) analysés individuellement et celles du pool de ces oeufs est inférieure à la variation analytique normal.

Tableau 1 Liste des analyses chimiques effectuées dans les tissus des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989

Site	Temps de séjour (j)	Nombre de canards (n)	Lipides (%)	Eau (%)	Hg	Cd	Pb	Pesticides organochlorés et BPC					Dioxines et furannes	HAP
					Reins	Foie	Cerveau	Reins	Muscles	Plasma	Foie, reins et cerveau combinés	Foie		
Ferme avicole	0	2	1	1										
Ferme avicole	0	2	1	1	1	1	1							
Ferme avicole ¹	0	4	1	1								1		1
Étang de ferme	69	2	1	1				1	1	1	1			
Rivière des Outaouais														
Ile du Fer à Cheval	25	1	1	1	1	1	1					1		
Ile Dowker	72	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
Fleuve Saint-Laurent														
Ile Cow	14	2	1	1										
Ile Cow	14	2	1	1										
Ile Cow	28	2	1	1	1	1	1							
Ile Cow	28	2	1	1	1	1	1							
Ile Cow	35	1	1	1										
Ile Cow	35	1	1	1										
Ile Cow	42	1	1	1	1	1	1		1					
Ile Cow	56	1	1	1	1	1	1					1		1
Ile Ronde	15	2	1	1										
Ile Ronde	15	2	1	1										
Ile Ronde	29	2	1	1	1	1	1							
Ile Ronde	29	2	1	1	1	1	1							
Ile Ronde	43	1	1	1	1	1	1		1	1				1
Ile Léonard	63	3	1	1										
Iles de la Paix	31-55	2	1	1	1	1	1		1	1	1			
Ile Saint-Bernard	72	1	1	1	1	1	1		1	1	1			
Ile Plate	31	1	1	1										1
Ile Plate	43	2	1	1	1	1	1							1
Ile Saint-Quentin	63	3	1	1	1	1	1					1		1
Cap Tourmente	28	1	1	1	1	1	1							1
Ile au Canot ¹	22-30	4	1	1	1				1					
Ile au Canot	22	2												1
Ile au Canot	30	2												1

¹ - Regroupement de tous les Canards de Pékin de ce site.

Les analyses de dioxines (PCDD) et de furannes (PCDF) ont été effectuées au Centre national de la recherche faunique (SCF-Hull). La méthode d'analyse chimique utilisée est décrite dans Norstrom *et al.* (1989). La faible quantité de tissus encore disponible et celle requise pour ce type d'analyse (25 g) nous ont forcé à mélanger le foie, les reins et le cerveau d'un même individu. Du au coût très élevé de ces analyses chimiques, outre la station témoin (ferme avicole) seules les stations situées à proximité de sources potentielles de dioxines et de furannes ont été retenues. Ces stations sont l'île du Fer à Cheval, l'île Cow et l'île Saint-Quentin (tableau 1). La description de la méthode d'analyse est présentée à l'annexe 4.

Les analyses d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été effectuées sur les foies des Canards de la ferme avicole au laboratoire de l'Institut National de la Recherche Scientifique division Océanologie (Rimouski). La méthode analytique utilisée est celle de Sloan *et al.* (1993). Seules les stations situées dans des zones à fortes émissions en HAP (Lalonde 1988) ont été retenues pour analyses. Ces sites sont l'île Cow (56 jours), l'île Saint-Bernard, l'île Plate (43 jours), l'île Saint-Quentin et la ferme avicole (témoin) (tableau 1). Les stations de l'île au Canot et du cap Tourmente ont été ajoutées suite à au déversement de pétrole du navire Czantoria (Rodrigue et DesGranges, 1990). La méthode d'analyse et les composés recherchés sont présentées à l'annexe 4.

Analyses statistiques

En général, des tests standards d'analyses (tests de t et de Mann-Whitney) ont été utilisés pour comparer les échantillons (Zar, 1974).

Dans le cas des courbes d'accumulation temporelle des contaminants, des analyses de régression ont été effectuées sur SAS PC, avec la procédure GLM (SAS Institute Inc., 1982). Une modification a cependant été apportée à la régression, étant donné que certaines analyses chimiques portent sur des pools d'individus. Comme la mesure de la concentration (y_i) peut provenir de un ou deux spécimens, l'erreur n'est pas uniformément distribuée. Pour y remédier, le nombre d'individus dans le pool a été utilisé comme poids durant le calcul des résidus (B. Collins, comm. pers.).

Le modèle utilisé est: $y = a + bx_i + e_i$ ou

y_i = concentration d'un contaminant

x_i = nombre de jours passés sur le terrain.

a,b = paramètres

e_i = erreur aléatoire incluant la correction dans le calcul des résidus.

Deux analyses de regroupement ont été faites en utilisant soit les stations ($n = 30$; mode R), soit les congénères de BPC ($n = 39$; mode Q) comme objet. Seuls deux congénères de BPC (#97 et 185) pour lesquels les concentrations se situaient au seuil de détection dans tous les échantillons analysés ont été exclus des analyses. Les matrices de similarité ont été construites en utilisant le coefficient de Steinhaus (S17) (Legendre, 1984a, b), qui ne tient pas compte des doubles zéros. Ce coefficient a dû être utilisé étant donné que certains congénères de BPC analysés en 1988 et 1989 ne l'ont pas été en 1987. Ces matrices ont ensuite été traitées à l'aide du programme de regroupement du logiciel R (Legendre, 1984a, b). Le groupement à liens intermédiaires utilisé fut celui de Lance et Williams. La valeur utilisée pour $\sigma'j$ et $\sigma'm$ a été de 0,625, celle de γ est de 0 tandis que la valeur de β est égale à -0,25. Cette valeur de β permet une meilleure représentation dans l'espace des associations (Legendre, 1984b).

RÉSULTATS

Réponse des Canards de Pékin au changement de milieu

Au total, 157 canards ont été relâchés en milieu naturel au cours des trois campagnes de terrain; 102 (66 %) ont disparu, 42 (27 %) ont été recapturés, et malgré les nombreuses heures de recherches seulement 13 (8 %) ont été retrouvés morts. Parmi les facteurs expliquant la forte proportion de canards disparus, mentionnons l'impossibilité de capturer certains canards ($n = 4$), le braconnage ($n > 20$) et la prédation (quoiqu'aucune évidence n'a pu être observée).

La majorité des Canards de Pékin sont demeurés pendant environ deux semaines à l'endroit exact où ils ont été relâchés. Durant cette période, ils étaient très nerveux et ont souvent adopté un comportement d'alerte. Par la suite, ils ont commencé à se déplacer et à s'alimenter de façon régulière, tout en demeurant près du lieu de mise à l'eau (± 2 km). A noter que les canards qui ont séjourné 40 jours et plus en milieu naturel ont renouvelé complètement leur plumage.

Les statistiques descriptives des poids corporel et hépatique des Canards de Pékin sont présentées au tableau 2. Ceux-ci pesaient en moyenne 3,7 kg au début de l'expérience, comparativement à 2,4 kg à la fin. Le poids moyen du foie à la capture était de 58,5 g.

Le temps de séjour des Canards de Pékin en milieu naturel n'influence pas le poids du foie ou le rapport poids du foie/poids corporel. On note cependant une relation entre le poids à la capture et le temps de séjour en milieu naturel. La figure 2 démontre que les canards subissent une rapide diminution du poids corporel durant les 15 à 20 premiers jours suivant leur arrivée en milieu naturel. Cette perte de poids diminue par la suite, avec la durée du séjour en milieu naturel, pour se stabiliser entre trente et quarante jours. Une légère augmentation du poids des Canards de Pékin est observée après cette période.

Tableau 2 Statistiques descriptives des poids corporel et hépatique des Canards de Pékin élevés en milieu naturel

	Moyenne	Écart-type	Effectif	Étendue	Type
Poids au début (kg)	3,70	0,37	157	2,63	4,72
Poids à la capture (kg)	2,40	0,38	38	1,65	3,13
Perte de poids (kg)	1,33	0,39	38	0,61	2,18
Perte de poids journalière (g/j)	46,8	18,4	38	19,7	94,0
Poids du foie (g)	58,5	24,1	46	20,5	112,0

Poids corporel (kg)

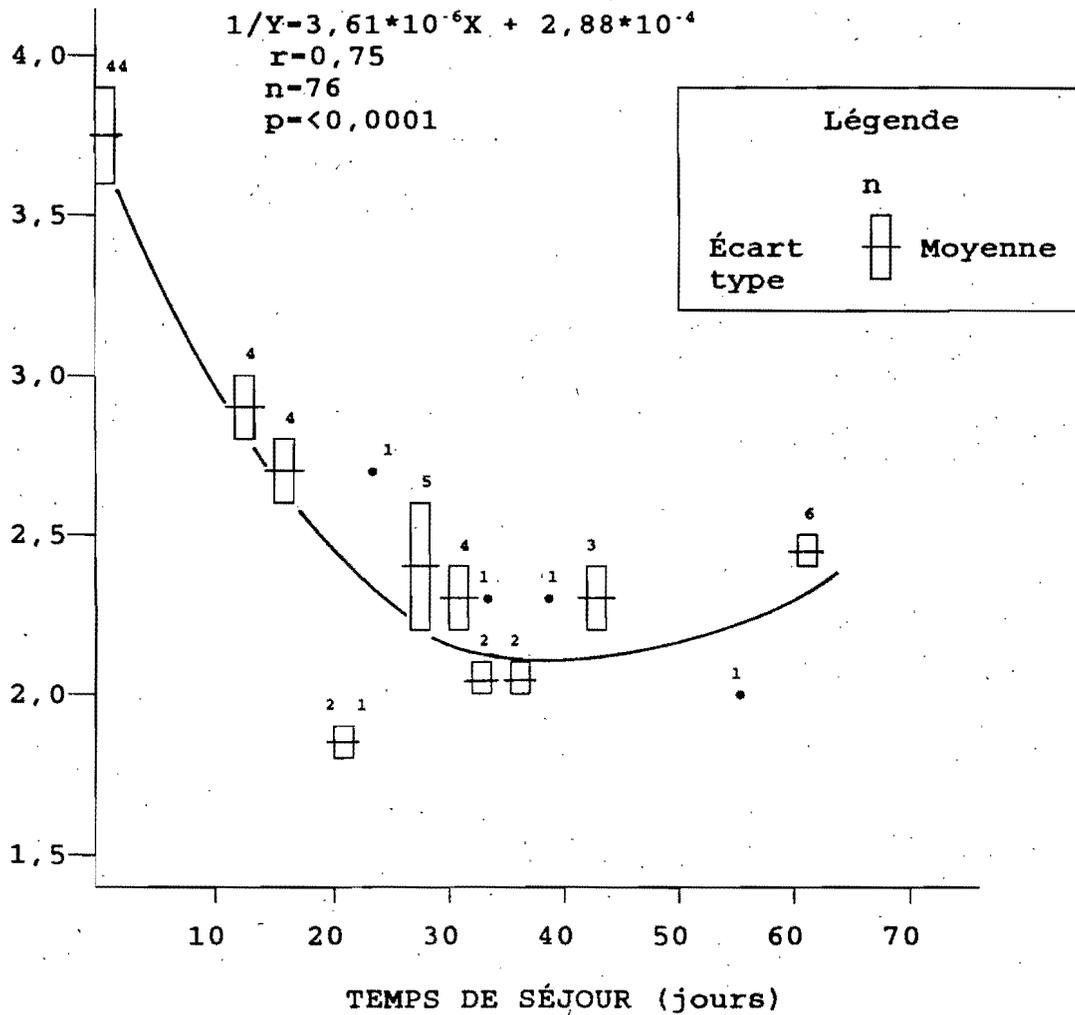


Figure 2 Évolution temporelle du poids corporel des Canards de Pékin élevés en milieu naturel (l'ajustement de la courbe a été fait à l'oeil).

L'évolution du pourcentage de lipides dans le foie des Canards de Pékin n'est que faiblement reliée au temps de séjour en milieu naturel (figure 3). Les forts pourcentages de lipides dans le foie (6 % et 12 %) des canards ténésiens et de ceux ayant séjourné 15 jours à l'île Ronde sont probablement reliés aux changements physiologiques que connaît le foie (augmentation du poids et de la synthèse des lipides) durant la ponte (Farner et King, 1972) et qui pourrait ne pas être terminée chez certains individus. La coloration jaunâtre du foie signe de la présence de lipides dans le foie est un symptôme du syndrome du foie gras "Fatty liver syndrome" (Sturkie 1986). Cependant le ratio du poids du foie sur celui du poids corporel étant semblable à ceux des autres canards cette possibilité demeure faible. Le pourcentage de lipides dans le foie des autres individus élevés en milieu naturel varie généralement entre 2,5 % et 3,5 % durant les 40 premiers jours de l'expérience pour être par la suite supérieur à 3 % chez plus de 80 % des individus ayant séjourné plus longtemps. Notons que le pourcentage en eau des échantillons de foie n'est pas corrélé avec celui en lipides ($r = 0,30$; $p < 0,20$).

Régime alimentaire des Canards de Pékin

La liste des aliments trouvés à l'intérieur des 23 oesophages et gésiers est présentée au tableau 3. On y remarque que 87 % ($n = 20$) des oesophages et des gésiers contenaient de la nourriture en majorité d'origine végétale (99 %). Des graines et des débris végétaux ont été respectivement trouvés dans 78 % ($n = 18$) et 61 % ($n = 14$) des individus. Les principales espèces rencontrées sont en ordre décroissant d'abondance: *Cyperus* spp., *Sagittaria* spp., *Eleocharis* spp., *Alisma* spp. et *Carex* spp. La faible proportion de matière animale peut-être associée à une plus rapide assimilation de ce type d'aliment et au temps écoulé entre l'immersion des gésiers et oesophages dans le formol et la capture des canards (≈ 2 heures).

Parmi les autres matières rencontrées, mentionnons des morceaux de bois, de coquilles d'escargot ($n = 4$), du styromousse, et dans 23 % ($n = 5$) des gésiers des plombs de chasse. Le nombre de billes ingérées est inférieur à 10 dans 80 % des cas. Seule exception, un canard élevé à l'île Ronde (43 jours) avait 61 plombs de chasse dans son gésier (tableau 4).

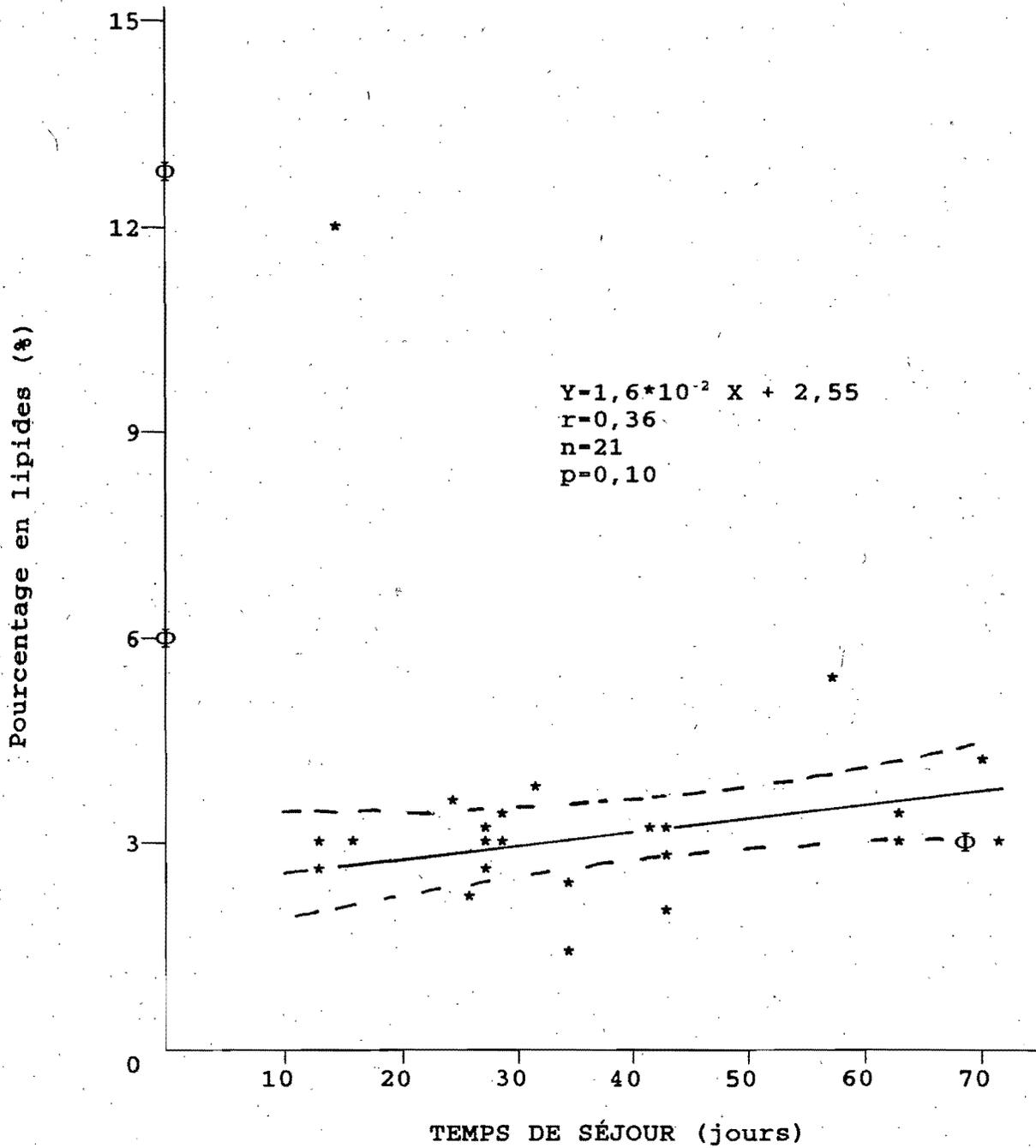


Figure 3 Évolution du pourcentage en lipides du foie des Canards de Pékin en fonction du temps de séjour en milieu naturel (Φ = témoin). Les canards témoins et ceux qui ont 12 % de lipides ont été exclus de l'équation. Le trait en pointillé représente l'intervalle de confiance à 95 %

Tableau 3 - Liste des substances identifiées dans les oesophages et les gésiers des Canards de Pékin capturés au Québec en 1988 et 1989

Site	Temps de séjour (j)	Volume de nourriture (%)	Graines					Débris				
			Cyperus spp.	Sagittaria spp.	Eleocharis spp.	Carex spp.	Allisma spp.	végétaux	d'insectes	gastéropodes	inorganiques	
Ile Cow	14	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ile Cow	14	50	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Ile Cow	14	50	2	-	1	-	-	X	-	-	-	-
Ile Cow	14	100	-	1	-	-	-	X	X	-	-	-
Ile Cow	28	50	4	4	-	4	-	X	-	-	-	-
Ile Cow	28	25	-	-	1	10	-	X	-	-	-	-
Ile Cow	28	0	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Ile Cow	35	0	6	-	-	-	-	-	-	-	-	25*
Ile Cow	35	25	5	34	-	-	-	-	-	-	-	-
Ile Ronde	15	25	31	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Ile Ronde	15	100	1	-	-	-	-	X	-	-	-	X
Ile Ronde	15	100	4	1	-	-	-	X	X	-	-	-
Ile Ronde	15	75	13	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Ile Ronde	29	25	26	1	-	-	-	X	-	-	-	-
Ile Ronde	29	25	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Ile Ronde	29	50	>50	1	-	-	-	X	-	-	-	-
Ile Ronde	29	25	21	12	1	-	-	X	-	-	-	-
Ile Ronde	42	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14*
Ile Ronde	43	100	6	-	-	-	-	X	-	X	-	-
Ile Léonard	63	0	-	-	5	-	-	-	-	-	X	-
Ile Léonard	63	0	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-
Ile Léonard	63	50	-	-	>100	-	-	-	-	-	X	-
Ile Plate	31	25	-	>100	-	-	>100	-	-	-	-	-

* Styromousse

Tableau 4 Concentrations de mercure, cadmium et plomb (mg/kg; basées sur le poids frais) dans les reins et le nombre de plombs de chasse trouvés dans le gésier de Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989

Station	Temps de séjour	Nombre de canards	Hg	Cd	Pb	Plombs de chasse (n)
Ferme avicole	0	2	<0,02	5,5	1,6	-
<i>Rivière des Outaouais</i>						
Ile du Fer à Cheval	25	1	0,1	11,0	1,0	-
Ile Dowker	72	1	0,16	3,2	1,3	-
<i>Fleuve Saint-Laurent</i>						
Ile Cow	28	2	0,07	7,8	0,4	0
Ile Cow	28	2	0,06	8,3	6,3	*
Ile Cow	42	1	0,16	14,4	1,3	-
Ile Cow	56	1,0	0,23	11,0	0,4	-
Ile Ronde	29	2,0	0,13	14,6	4,1	0
Ile Ronde	29	2,0	0,1	25,0	1,0	*
Ile Ronde	43	10,1	7,4	5,6	-	61
Iles de la Paix	31-55	2,0	0,72	13,8	0,5	-
Ile Saint-Bernard	70	1,0	0,3	3,1	0,1	-
Ile Plate	43	2,0	0,1	1,6	1,2	-
Ile Saint-Quentin	63	3,0	10,4	6,3	<0,1	-
cap Tourmente	28	1,0	0,1	8,1	0,4	-
Ile au Canot	22-30	4,0	0,1	-	-	-

* Un des canards contenait un ou des plombs de chasse

Contamination des Canards de Pékin

Les concentrations des composés organochlorés (OC-BPC) et de métaux sont toutes exprimées en mg/kg et basées sur le poids frais ("wet weight"), sauf lorsqu'on mentionne le contraire. Tous les résultats des analyses d'OC-BPC sont présentés à l'annexe 5.

Le mercure: La plus forte concentration de mercure dans les reins (10,4 mg/kg) a été mesurée dans un secteur où l'on trouve de nombreuses industries de pâte et papier, l'embouchure de la rivière Saint-Maurice. Toutes les autres valeurs sont inférieures à 1 mg/kg mais supérieures à celle des canards témoins (ferme avicole; < 0,02 mg/kg) (tableau 4).

Le cadmium: Les plus fortes concentrations de cadmium dans les reins sont observées chez les Canards de Pékin de l'île Ronde (25 et 14,6 mg/kg), de l'île Cow (14,4 mg/kg) et des îles de la Paix (13,8 mg/kg)(tableau 4). Seulement l'île Plate, l'île Saint-Bernard et l'île Dowker présentent des concentrations inférieures à celles des canards témoins (ferme avicole; 5,5 mg/kg).

Le plomb: Seulement trois échantillons ont des concentrations de plomb dans les reins supérieures à celles des canards témoins (ferme avicole 1,6 mg/kg). Ces canards ont séjourné 28 jours à l'île Cow (6,3 mg/kg), 43 jours (5,6 mg/kg) et 29 jours (4,1 mg/kg) à l'île Ronde (tableau 4). Aucune relation entre la présence de plombs de chasse dans le gésier et les concentrations de plomb des reins n'est possible à cause des faibles effectifs.

Pesticides organochlorés (OC) et biphényles polychlorés (BPC): Les concentrations des composés organochlorés mesurées chez les canards témoins (ferme avicole et étang de ferme) sont inférieures à celles trouvées chez les canards élevés sur le fleuve Saint-Laurent et la rivière des Outaouais. Les concentrations maximales observées sont respectivement de 0,005 mg/kg et 0,01 mg/kg (Aroclor 1254/1260) pour les canards de la ferme avicole et de l'étang de ferme. Le congénère de BPC #28 est le plus abondant chez les canards provenant de la ferme avicole, tandis que chez les canards élevés à l'étang de ferme, trois congénères, #44, 138 et 153, présentent la même concentration (0,001 mg/kg). Les congénères de BPC possédant de 7 à 10 atomes de chlore (#183 à 206), n'ont pas été détectés chez les canards témoins.

Les valeurs maximales de pesticides organochlorés et de BPC dans le foie des Canards de Pékin exposés sont présentées au tableau 5. En général, l'Aroclor 1254/1260 est le contaminant le plus

Tableau 5 Concentrations de DDT, DDD, DDE et BPC dans le foie des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989.
Ces concentrations sont exprimées en mg/kg et basées sur le poids frais.

Site	Temps de séjour (j)	Année	Nombre de canards (n)	p,p'-DDT	p,p'-DDD	p,p'-DDE	Aroclor 1254/1260 (1:1)	Aroclor 1260	BPC totaux
Ferme avicole	0	1988	2	0,0002	0,0002	0,0011	0,0047	0,0018	0,0007
Ferme avicole	0	1988	2	0,0002	0,0002	0,0005	0,0018	0,0009	0,0011
Ferme avicole	69	1987	2	nd	nd	0,002	0,0110	0,0040	0,0030
Rivière des Outaouais									
Ile du Fer à Cheval	25	1988	1	0,0002	0,0002	0,0027	0,0167	0,0036	0,0070
Ile Dowker	72	1987	1	0,0860	1,27	2,9	0,0670	0,0140	0,0300
Fleuve Saint-Laurent									
Ile Cow	56	1988	1	0,0011	0,0011	0,1424	1,858	0,8214	0,9220
Ile Ronde	43	1988	1	0,0002	0,0022	0,0303	0,3186	0,0595	0,1380
Ile Léonard	63	1989	3	0,0002	0,0001	0,0226	0,2580	0,0746	0,1120
Iles de la Paix	31-55	1987	2	nd	0,0070	0,0290	0,3140	0,1200	0,1440
Ile Saint-Bernard	70	1987	1	nd	0,0020	0,0610	0,6010	0,1290	0,2250
Ile Plate	31	1988	1	0,0026	0,0012	0,0572	0,6934	0,1645	0,2486
Ile Saint-Quentin	63	1988	3	0,0002	0,0002	0,0019	0,0603	0,0102	0,0170
Cap Tourmente	28	1988	1	0,0002	0,0002	0,0020	0,0375	0,0070	0,0120
Ile au Canot	22-30	1988	4	0,0002	0,0007	0,0071	0,0583	0,0194	0,0260
Limite de détection		1987		<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	-
Limite de détection		1988		0,0002	0,0002	-	0,0018	0,0009	-
Limite de détection		1989		0,0002	0,0001	-	-	0,0001	-

nd = non détecté

abondant. Les plus fortes concentrations observées sont en ordre décroissant: 2,9 mg/kg de p,p'-DDE et 1,3 mg/kg de p,p'-DDD à l'île Dowker (72 jours) et 1,9 mg/kg d'Aroclor 1254/1260 à l'île Cow (56 jours). Ces deux stations sont d'ailleurs les plus contaminées. Même si 99 % des concentrations observées sont inférieures à 1 mg/kg, les canards exposés sont tout de même de 10 à 1000 fois plus contaminés que les canards témoins, pour une période d'exposition inférieure à deux mois.

Le DDT et ses métabolites: Le DDE constitue plus de la moitié de la concentration de Σ DDT (entre 56 % et 99 %) dans le foie des Canards de Pékin (tableau 6). Le rapport de la Σ DDT/BPC totaux est inférieur à 1 dans les tissus des canards exposés, à l'exception de ceux du canard de l'île Dowker. À cet endroit, il est de 144,3.

Le mirex: Les plus fortes concentrations de mirex mesurées dans le foie des Canards de Pékin sont de 0,03 mg/kg, 0,01 mg/kg et 0,004 mg/kg (lac Saint-François). Une différence significative (Mann-Whitney $p < 0,001$) est observée entre les rapports BPC totaux/mirex (lorsque les deux composés sont détectés) des Canards de Pékin élevés au lac Saint-François (54 ± 45 ; $n = 10$) et ceux des stations situées en aval (115 ± 92 ; $n = 5$)(tableau 6). Précisons que le mirex et le photo-mirex n'ont pas été détectés chez les canards témoins et chez ceux élevés sur la rivière des Outaouais et à l'embouchure de la rivière Saint-Maurice.

Les biphényles polychlorés (BPC): Les concentrations d'Aroclor 1254/1260 dans le foie des Canards de Pékin varient entre 0,001 mg/kg et 1,86 mg/kg (île Cow; 56 jours), tandis que celles d'Aroclor 1260 se situent entre 0,001 mg/kg et 0,82 mg/kg (île Cow; 56 jours). Les concentrations de BPC totaux oscillent entre 0,001 mg/kg et 0,92 mg/kg (l'île Cow; 56 jours).

Les congénères les plus abondants dans le foie des Canards de Pékin exposés sont en ordre décroissant: #118, 138, 153, 180, 182, 99 et 66. Ils représentent plus de 60 % de la composition totale en BPC (figure 4).

La distribution des différents homologues de BPC dans le foie des Canards de Pékin est illustrée à la figure 5. Chez les canards témoins (ferme avicole), les BPC sont uniquement composés d'hexa (≥ 40 %) et d'heptachlorobiphényles (≈ 10 %), une série de composés très résistants à la dégradation.

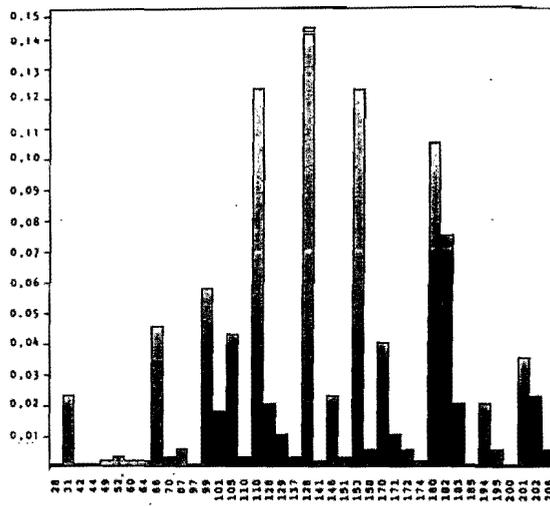
Chez les canards exposés (l'île Saint-Quentin; 63 jours), la proportion d'hexachlorobiphényles est égale aux proportions combinées de penta et d'heptachlorobiphényles (≈ 40 %). Ces proportions sont

Tableau 6 Rapport entre le DDT, le Mirex et les BPC dans le foie, le cerveau, les reins, les muscles et le plasma des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988, 1989.

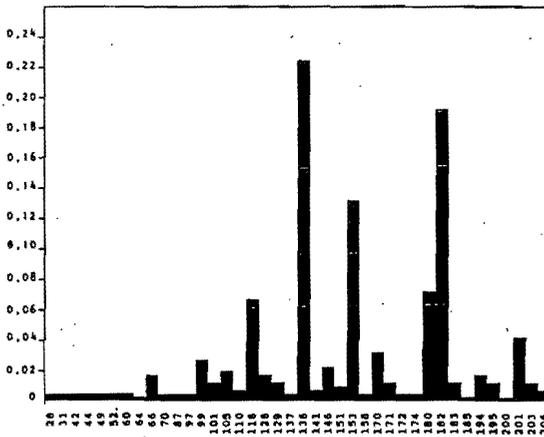
Site	Tissu	Temps de séjour (J)	Nombre de canards (n)	DDE	Σ DDT	photo-Mirex	BPC
				Σ DDT	BPC	Mirex	Mirex
Ferme avicole	Foie	0	2	0,7	2,1	-	-
Ferme avicole	Foie	0	2	0,6	0,8	-	-
Étang de ferme	Foie	69	2	-	0,7	-	-
Rivière des Outaouais							
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1	0,9	0,5	-	-
Ile Dowker	Foie	72	1	0,7	144,3	-	-
Fleuve Saint-Laurent							
Ile Cow	Foie	14	2	0,7	0,4	-	-
Ile Cow	Foie	14	2	0,7	0,4	-	-
Ile Cow	Foie	28	2	0,8	0,2	-	39
Ile Cow	Foie	28	2	0,9	0,3	-	28
Ile Cow	Foie	35	1	1	1,0	-	36
Ile Cow	Foie	35	1	0,9	0,1	-	115
Ile Cow	Foie	42	1	1,0	0,2	-	43
Ile Cow	Foie	56	1	1,0	0,2	-	28
Ile Ronde	Foie	15	2	0,7	0,8	-	-
Ile Ronde	Foie	15	2	0,7	0,9	-	-
Ile Ronde	Foie	29	2	1,0	0,7	-	12
Ile Ronde	Foie	29	2	0,9	0,1	-	154
Ile Ronde	Foie	43	1	0,9	0,2	-	60
Ile Léonard	Foie	63	3	1,0	0,2	0,8	27
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1	1,0	0,4	0,7	48
Iles de la Paix	Foie	31-55	2	0,8	0,2	0,7	75
Ile Plate	Foie	43	2	0,9	0,0	-	276
Ile Plate	Foie	31	1	0,9	0,5	-	86
Ile Saint-Quentin	Foie	63	3	0,8	0,1	-	-
cap Tourmente	Foie	28	1	0,8	0,2	-	-
Ile au Canot	Foie	22-30	4	0,9	0,3	-	87
Étang de ferme	Cerveau	69	2	1,0	0,4	-	-
Ile Dowker	Cerveau	72	1	0,3	54,5	-	-
Ile Cow	Cerveau	42	1	1,0	0,2	-	7
Ile Ronde	Cerveau	43	1	0,9	0,2	-	119
Ile Saint-Bernard	Cerveau	70	1	1,0	0,2	1,0	75
Iles de la Paix	Cerveau	31-55	2	0,9	0,3	0,3	32
Étang de ferme	Muscles	69	2	1,0	0,8	-	-
Ile Dowker	Muscles	72	1	0,2	33,6	-	-
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1	1,0	0,2	-	-
Iles de la Paix	Muscles	31-55	2	0,8	0,4	-	-
Étang de ferme	Reins	69	2	1,0	1,0	-	-
Ile Dowker	Reins	72	1	0,3	90,7	-	-
Ile Ronde	Reins	43	1	0,9	0,2	-	62
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1	0,9	0,2	1,0	1
Iles de la Paix	Reins	31-55	2	0,9	0,4	-	2
Ile Ronde	Plasma	43	1	0,8	0,3	-	-

Seules les stations où les deux composés ont été détectés ont été utilisées pour le calcul.

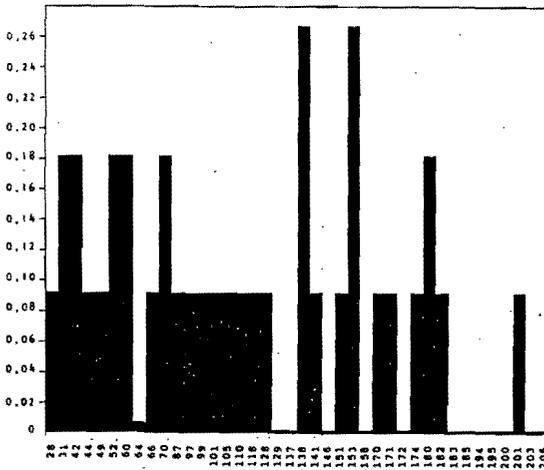
Proportion des BPC totaux (%)



Ile Cow (56 jours)



Ile Plate (43 jours)



Témoin

Figure 4 Proportion en BPC totaux des congénères dans le foie des Canards de Pékin de l'île Cow, l'île Plate et de la ferme avicole.

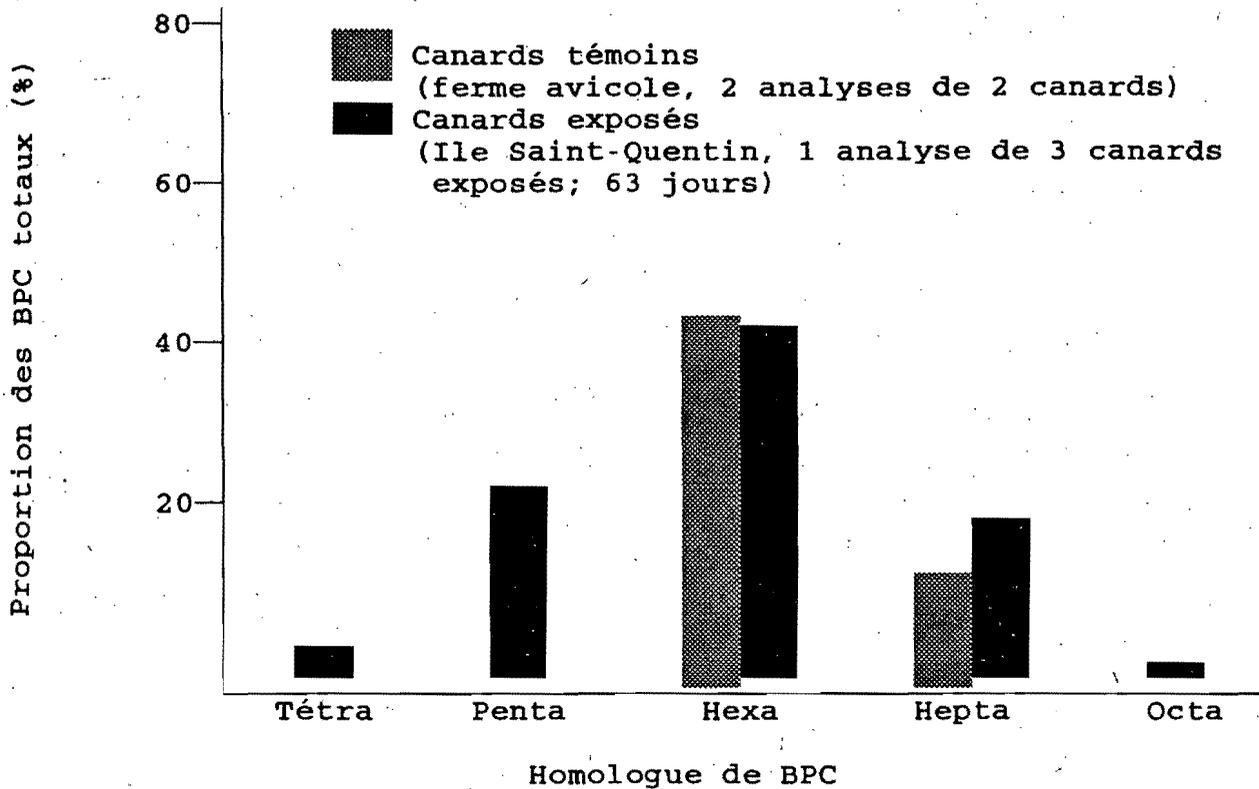


Figure 5

Proportion des différents homologues de BPC dans le foie des Canards de Pékin témoins et exposés.

les mêmes pour tous les canards qui ont séjourné plus de 40 jours en milieu naturel (fleuve Saint-Laurent et rivière des Outaouais) (tableau 7).

Quant aux autres contaminants tels l'*hexachlorocyclohexane*, les *chlorobenzènes*, l'*octachlorostyrène* et les *cyclodiènes*, les concentrations retrouvées sont toutes inférieures à 0,04 mg/kg. Ces résultats sont discutés plus en détail à l'annexe 6.

Dioxines (PCDD) et furannes (PCDF): Les concentrations de dioxines et de furannes (ng/kg) mesurées chez les Canards de Pékin (foie, reins et cerveau combinés) sont présentées au tableau 8. La station située à l'île Saint-Quentin est la plus contaminée avec une concentration de 2,3,7,8-TCDF de 145 ng/kg et de 2,3,7,8-TCDD de 14 ng/kg. Les canards témoins (ferme avicole) et celui de l'île du Fer à Cheval présentent des concentrations de HpCDD et OCDD entre 14 et 37 ng/kg. Elles sont de 2 à 10 fois supérieures à celles des autres stations.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP): Aucun des composés standards analysés (annexe 4) n'a été trouvé (seuil de détection: 0,5 ng/g; poids frais) dans le foie des Canards de Pékin. Cependant, la présence d'hydrocarbures impairs, caractéristiques du milieu végétal, ainsi que celle d'un mélange complexe d'hydrocarbures lourds ont été respectivement détectés chez les canards témoins et ceux exposés (l'île Saint-Bernard, l'île Saint-Quentin et au cap Tourmente). Ces derniers n'ont pu être identifiés, car il est impossible de posséder tous les standards nécessaires à l'analyse des hydrocarbures vu la grande variété de composés existants.

Analyses de groupement

Groupement forcé sur les stations (mode R): L'analyse de groupement a permis de dégager trois groupes distincts (figure 6). La corrélation de Pearson de ce groupement est de 0,93. Le premier groupe est caractérisé par les canards témoins et exposés présentant de très faibles concentrations de BPC. En général, ces canards n'ont passé que très peu de temps en milieu naturel.

La deuxième association regroupe les canards élevés sur deux tributaires du fleuve (la rivière des Outaouais et la rivière Saint-Maurice) et par ceux ayant séjourné dans l'estuaire du Saint-Laurent. Les concentrations des congénères de BPC sont légèrement supérieures à celles du premier groupe.

Tableau 7

Proportion des différentes homologues de BPC dans les différents tissus des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989.

Site	Année	Tissu	Temps de séjour (j)	Nombre de canards (n)	Homologue de BPC (%)					
					4	5	6	7	8	9
Ferme avicole	1988	Foie	0	2	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0
Ferme avicole	1988	Foie	0	2	0,0	0,0	63,6	27,3	0,0	0,0
Étang de ferme	1987	Foie	69	2	33,3	0,0	66,7	0,0	0,0	-
Rivière des Outaouais										
Ile du Fer à Cheval	1988	Foie	25	1	4,5	14,9	59,7	13,4	0,0	0,0
Ile Dowker	1987	Foie	72	1	16,9	27,1	37,3	15,3	3,4	-
Fleuve Saint-Laurent										
Ile Cow	1988	Foie	14	2	0,0	50,0	27,8	13,9	13,9	0,0
Ile Cow	1988	Foie	14	2	13,5	35,1	27,0	16,2	0,0	0,0
Ile Cow	1988	Foie	28	2	12,0	34,3	34,3	15,2	3,8	0,2
Ile Cow	1988	Foie	28	2	9,2	30,3	32,8	15,3	4,2	0,3
Ile Cow	1988	Foie	35	1	7,3	31,5	36,5	18,9	5,5	0,4
Ile Cow	1988	Foie	35	1	16,5	38,7	28,1	12,9	3,4	0,1
Ile Cow	1988	Foie	42	1	6,4	33,2	35,8	18,8	5,3	0,3
Ile Cow	1988	Foie	56	1	5,5	24,7	33,4	25,7	7,7	0,6
Ile Ronde	1988	Foie	15	2	0,0	13,3	33,3	6,7	0,0	0,0
Ile Ronde	1988	Foie	15	2	0,0	37,0	37,0	22,2	0,0	0,0
Ile Ronde	1988	Foie	29	2	12,5	33,7	33,1	16,0	3,9	0,3
Ile Ronde	1988	Foie	29	2	11,3	31,0	32,6	15,7	3,6	0,3
Ile Ronde	1988	Foie	43	1	10,4	35,4	34,9	15,0	3,5	0,6
Ile Léonard	1989	Foie	63	3	2,2	28,5	39,0	21,4	7,0	0,8
Iles de la Paix	1987	Foie	31-55	2	0,7	25,7	38,2	27,4	8,3	-
Ile Saint-Bernard	1987	Foie	70	1	6,7	23,6	43,1	20,4	6,2	-
Ile Plate	1988	Foie	31	1	2,4	17,2	42,7	29,2	7,5	0,7
Ile Plate	1988	Foie	43	2	1,7	13,4	43,1	32,4	8,3	0,5
Ile Saint-Quentin	1988	Foie	63	3	4,1	23,7	44,4	20,7	3,0	0,5
Cap Tourmente	1988	Foie	28	1	4,2	21,7	38,3	24,2	2,5	0,0
Ile au Canot	1988	Foie	22-30	4	3,4	23,0	38,7	22,6	4,6	0,4
Étang de ferme	1987	Cerveau	69	2	20,0	20,0	40,0	20,0	0,0	-
Ile Dowker	1987	Cerveau	72	1	9,1	45,5	27,3	18,2	0,0	-
Ile Cow	1988	Cerveau	42	1	20,3	32,3	29,3	13,7	3,6	0,1
Ile Ronde	1988	Cerveau	43	1	13,3	40,9	30,7	13,5	1,3	0,0
Iles de la Paix	1987	Cerveau	31-55	2	1,0	38,9	37,1	25,8	7,2	-
Ile Saint-Bernard	1987	Cerveau	70	1	4,2	28,2	43,7	19,7	4,2	-
Étang de ferme	1987	Muscles	69	2	25,0	25,0	50,0	0,0	0,0	-
Ile Dowker	1987	Muscles	72	1	33,3	44,4	22,2	0,0	0,0	-
Iles de la Paix	1987	Muscles	31-53	2	5,3	21,2	36,8	31,6	5,3	-
Ile Saint-Bernard	1987	Muscles	70	1	6,5	32,3	41,9	19,4	0,0	-
Étang de ferme	1987	Reins	69	2	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	-
Ile Dowker	1987	Reins	72	1	28,6	28,6	28,6	14,3	0,0	-
Ile Ronde	1988	Reins	43	1	10,1	34,0	29,7	14,5	3,5	0,1
Ile de la Paix	1987	Reins	31-55	2	1,2	25,3	37,3	26,5	9,6	-
Ile Saint-Bernard	1987	Reins	70	1	6,1	30,6	38,8	20,4	4,1	-
Ile Ronde	1988	Plasma	43	1	13,3	33,3	23,3	6,7	0,0	0,0

* Les contaminants mesurés à la limite de détection ont été exclus des calculs.

Tableau 8

Concentrations de dioxines et de furannes dans le foie, les reins et le cerveau combinés des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989. Ces concentrations sont exprimées en ng/kg et basées sur le poids frais.

		Ferme avicole	Ile du Fer à Cheval	Ile Cow	Ile Saint-Quentin
Temps de séjour	(j)	0	25	56	63
Nombre de canards		4	1	1	3
Lipides	(%)	3,5	3,0	4,3	2,7
Eau	(%)	69,2	69,7	71,2	71,5
<hr/>					
2378-TCDD		1	1	6	14
12378-PnCDD		trace	4	3	4
123478-HxCDD		nd	trace	nd	nd
123678-HxCDD		7	25	7	8
123789-HxCDD		3	3	nd	2
1234678-HpCDD		21	37		4
OCDD		14	21	trace	6
<hr/>					
2378-TCDF		4	5	19	145
2367-TCDF		1	2	6	8
12378/12348-PnCDF		nd	trace	trace	2
23478-PnCDF		trace	2	6	3

nd = non détecté

Canard de Pékin

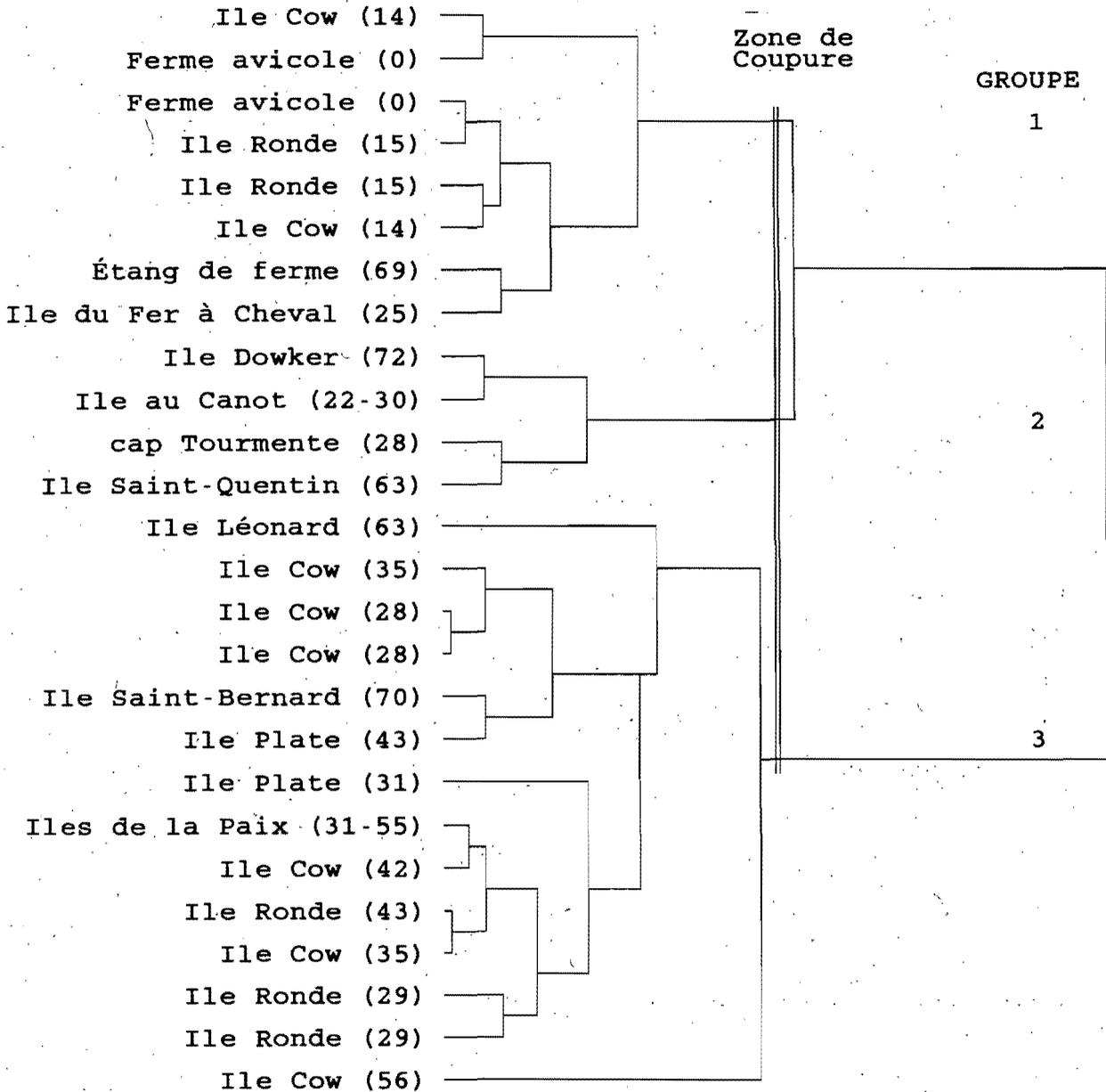


Figure 6 Dendrogramme des groupes de Canards de Pékin formés par la similitude de leur composition en congénères de BPC dans le foie. Les valeurs entre parenthèses représentent le temps de séjour des canards en milieu naturel.

Le troisième groupe, le plus imposant, est formé par les lacs fluviaux du Saint-Laurent, soit les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre. Les plus fortes concentrations de BPC se retrouvent dans ce groupe.

Groupement forcé sur les congénères de BPC (mode Q): L'analyse de groupement a permis de dégager trois groupes principaux (figure 7). La corrélation de Pearson obtenue est de 0,77. Le premier groupe dégagé par l'analyse comprend les congénères de BPC les plus abondants (#66, 99, 105, 118, 138, 153, 180, 182). Ils représentent plus de 60 % de la composition totale en BPC et n'ont aucune paire d'atome de carbone en position *mé*ta et *para* non substituée.

Le deuxième groupe est constitué des congénères suivants: #28, 31, 47, 101, 110, 128, 128, 146, 170, 171, 183, 194, 201 et 203. Ces congénères, sauf quatre (#31, 101, 110 et 129), n'ont aucune paire d'atome de carbone en position *mé*ta et *para* non substituée. Les concentrations des congénères de BPC composant le troisième groupe sont les plus faibles.

Évolution temporelle de la contamination

L'évolution de la contamination des canards en fonction du temps de séjour en milieu naturel est présentée à la figure 8. Le rapport du nombre de composés organochlorés détectés sur ceux recherchés est clairement relié au temps de séjour en milieu naturel et, par conséquent, au temps d'exposition des canards aux substances bioaccumulables. Les plus faibles proportions sont retrouvés chez les canards témoins (temps zéro; ferme avicole 13 % et 22 %) et ne varie pas, même après que des canards aient passés 69 jours sur un étang de ferme (23 %)(annexe 7). Sur le fleuve, cette proportion qui augmente rapidement atteint son maximum, 80 %, après un mois. Elle se maintient par la suite autour de 70 %. Les limites de détection plus élevées en 1987 comparativement à celles de 1988 et 1989 peuvent influencer à la baisse la proportion de contaminants détectés en 1987. Cependant on peut supposer que cette baisse est négligeable étant donné que la plupart des contaminants non détectés en 1987 ne l'ont pas été en 1988 et 1989.

L'accumulation temporelle des divers contaminants a été étudiée à deux stations du lac Saint-François (île Cow et île Ronde). Parmi les 63 composés analysés, certains (n = 21) ont été exclus des analyses statistiques à venir étant donné qu'ils n'ont pas été détectés ou qu'ils n'affichaient qu'une ou deux valeurs supérieures à la limite de détection. Ces composés sont: le photo-mirex, le α , β et γ -HCH, le *cis*-chlordan et *trans*-chlordan, le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, le 2,3,4,5-tétrachlorobenzène, les

Congénères de BPC

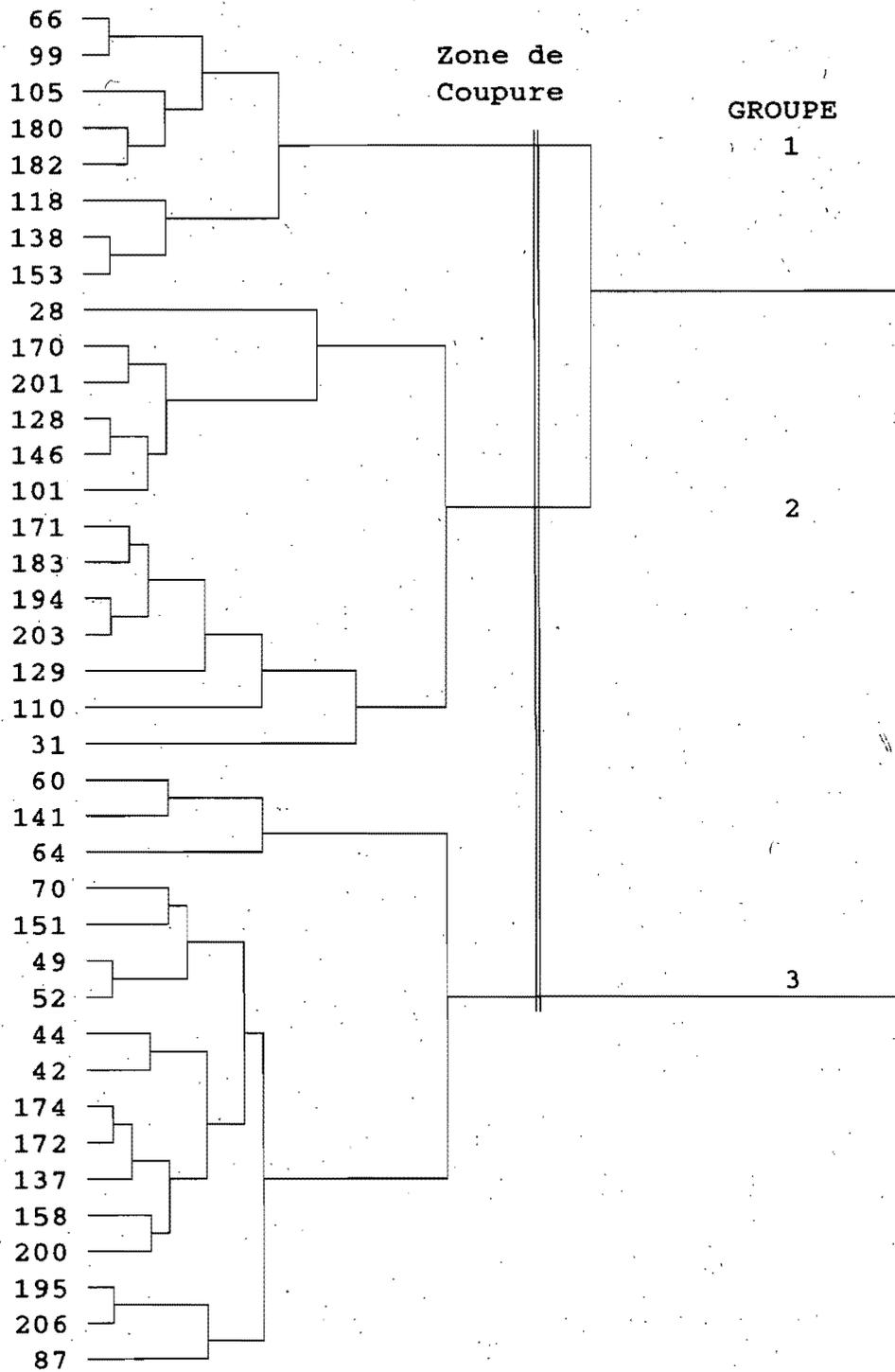


Figure 7 Dendrogramme des groupes de congénères de BPC trouvés dans le foie des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989.

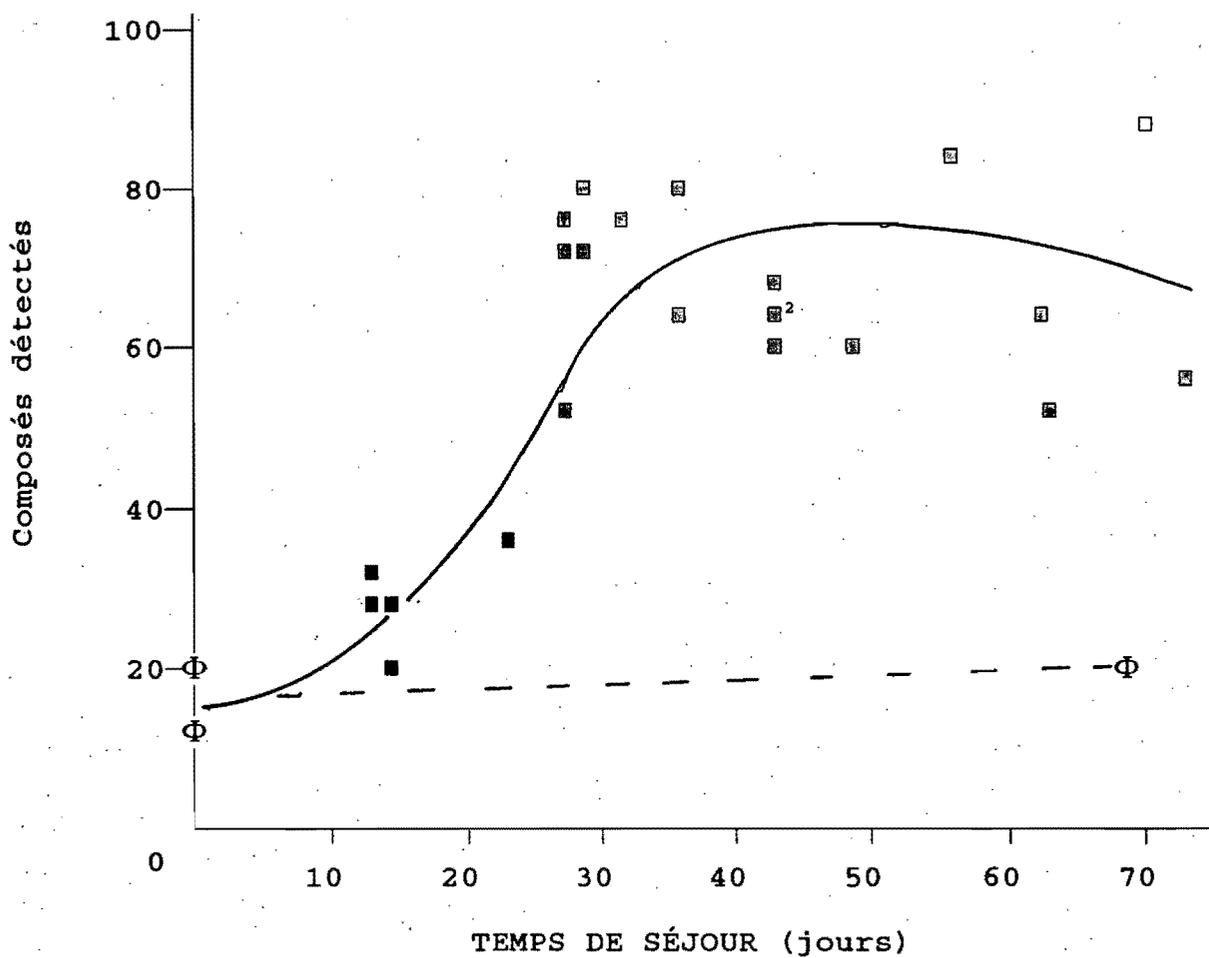


Figure 8. Évolution temporelle du pourcentage de composés organochlorés détectés sur ceux recherchés dans le foie des Canards de Pékin ayant séjourné en milieu naturel (Φ = témoin) (l'ajustement des courbes a été fait à l'oeil). Le chiffre indique le nombre de points superposés.

pentachlorobenzènes, le *cis*-nonachlore et les congénères de BPC #28, 31, 42, 44, 49, 52, 60, 64, 70, 87, 97, 137, 141, 151, 174, 185, 195, 200 et 206.

Après la consolidation des données, les courbes d'accumulation temporelle des contaminants retenus chez les canards élevés à l'île Cow et à l'île Ronde ne sont pas différentes significativement (test de régression $p < 0,05$). Toutefois, des concentrations légèrement plus élevées (1,2 X) et un plus grand nombre de congénères de BPC (39 vs 36) sont présents chez les canards de l'île Cow. Ces légères différences peuvent être dues à la concentration de BPC plus élevée dans les sédiments de l'île Cow que dans ceux de l'île Ronde (Sloterdijk, 1985). L'île Cow est aussi située plus proche (5 km vs 14 km pour l'île Ronde) de l'embouchure de la rivière Grass, sur laquelle sont établies les principales industries responsables de cette contamination (région de Massena dans l'état de New York).

Les courbes d'accumulation temporelle de quatre composés (Aroclor 1254/1260, DDE, mirex et oxychlorane) dans le foie des Canards de Pékin au lac Saint-François (l'île Cow et l'île Ronde combinées) sont présentées aux figures 9, 10, 11 et 12. L'accumulation des contaminants est négligeable, voire nulle durant les deux premières semaines. La perte de poids que les Canards de Pékin ont subie durant leur séjour en milieu naturel ne semble pas influencer les concentrations de OC-BPC dans le foie; ceci étant probablement dû à leur contamination négligeable au temps zéro. Après cette période, on observe une augmentation rapide des concentrations. Malheureusement, la fin précipitée de l'expérience (plusieurs canards ayant disparu au bout de 45 jours) ne nous permet pas de savoir si cette augmentation était alors terminée. Le patron d'accumulation mentionné ci-haut est le même pour tous les contaminants retenus, qu'il soit exprimé sur la base du poids frais, du poids en lipide ou avec une transformation logarithmique ($\log(x + 1)$). Seule la vitesse d'accumulation des hydrocarbures chlorés (pente) varie.

L'évolution temporelle de la proportion constituée par les homologues de BPC à 6 atomes de chlore (CH6) sur les BPC totaux, en fonction du temps de séjour, est présentée à la figure 13. On y observe une légère augmentation des CH6 en fonction du temps de séjour. Cette augmentation est probablement associée à la prise de BPC à 6 atomes de chlore en milieu naturel et à leur résistance à la dégradation. Les autres homologues de BPC ne présentent aucun patron précis.

Comparaisons inter-organes

Les tissus les plus contaminés par les OC-BPC (basées sur le poids frais) sont en ordre décroissant le foie, le cerveau et les reins, les muscles et enfin le sang. A l'exception du foie, la concentration

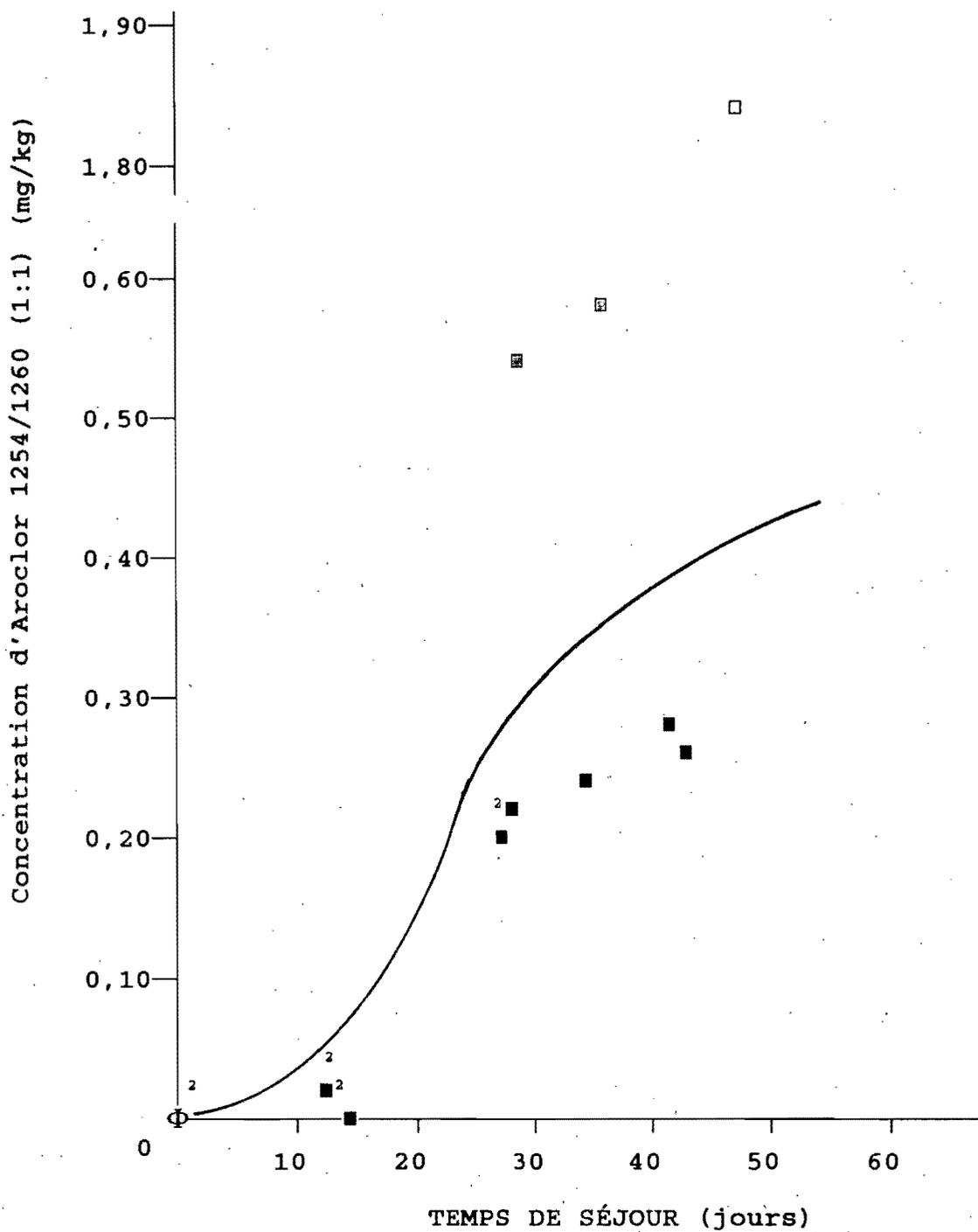


Figure 9 Évolution temporelle de la concentration d'Aroclor 1254/1260 (basée sur le poids frais) dans le foie des Canards de Pékin du lac Saint-François (Φ = témoin). Le chiffre indique le nombre de points superposés.

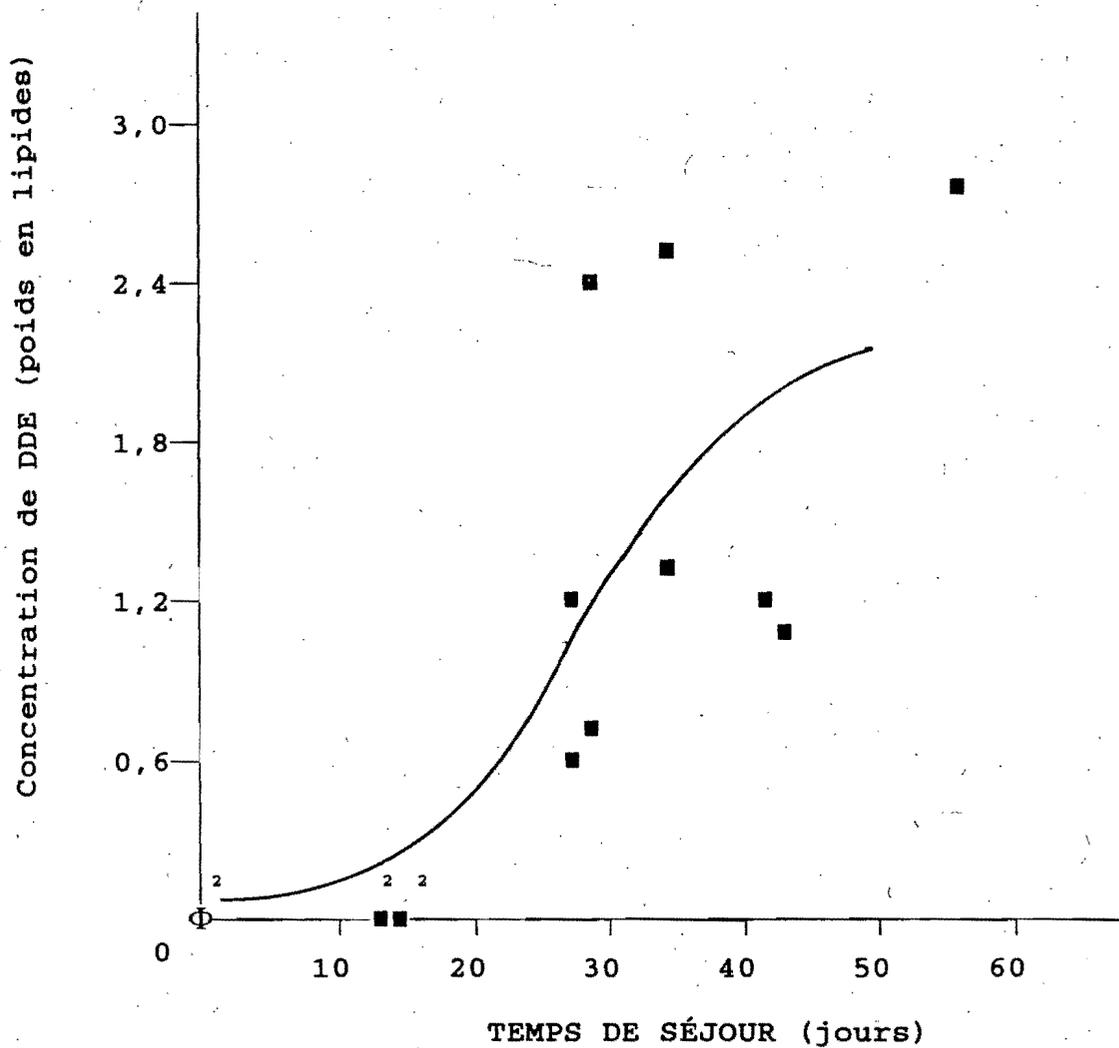


Figure 10 Évolution temporelle de la concentration de DDE (basée sur le poids en lipides) dans le foie des Canards de Pékin du lac Saint-François (Φ = témoin). Le chiffre indique le nombre de points superposés

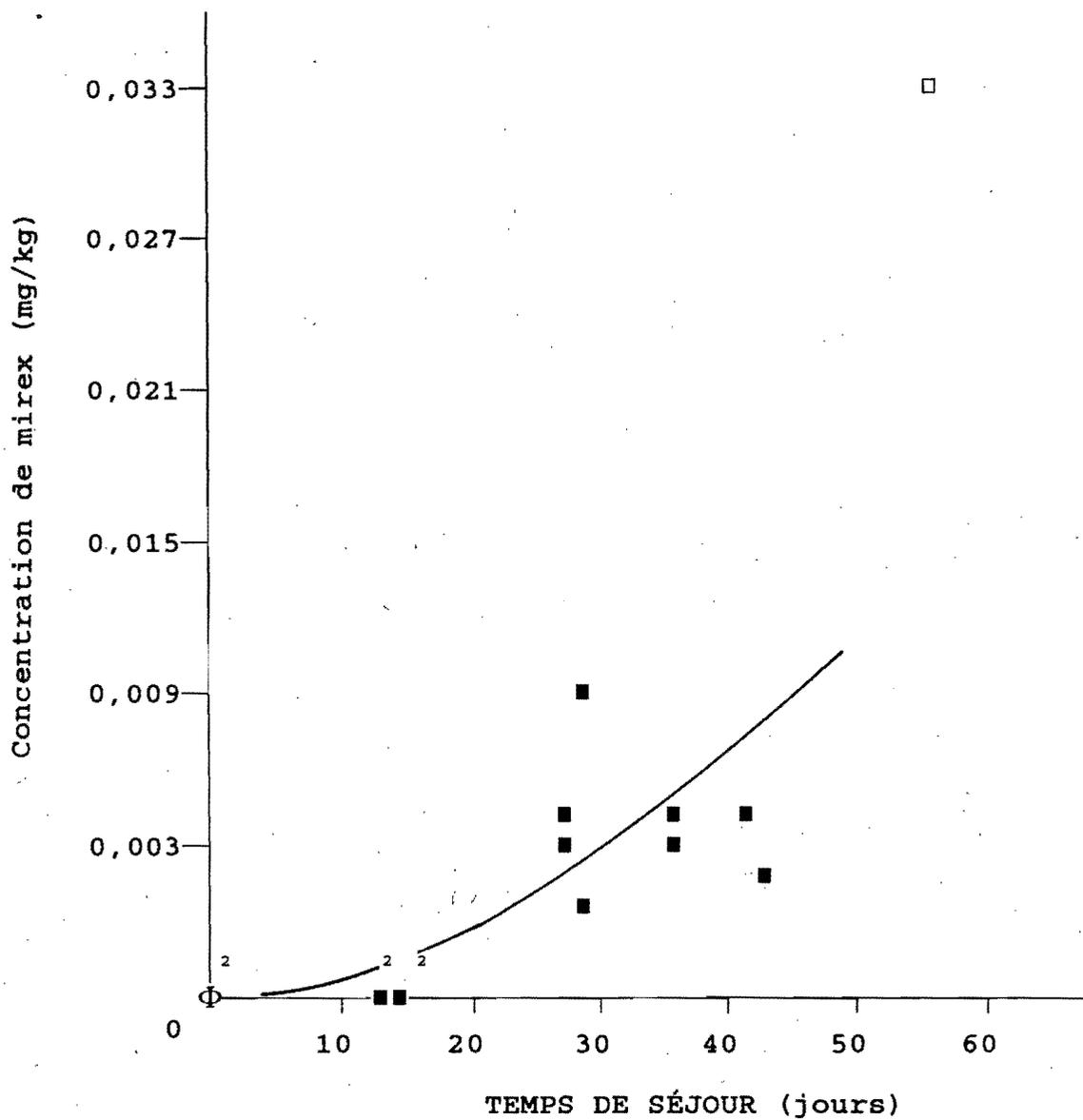


Figure 11 Évolution temporelle de la concentration de mirex (basée sur le poids frais) dans le foie des Canards de Pékin du lac Saint-François (Φ = témoin). Le chiffre indique le nombre de points superposés

Concentration d'Oxychlordanne (poids en lipides)

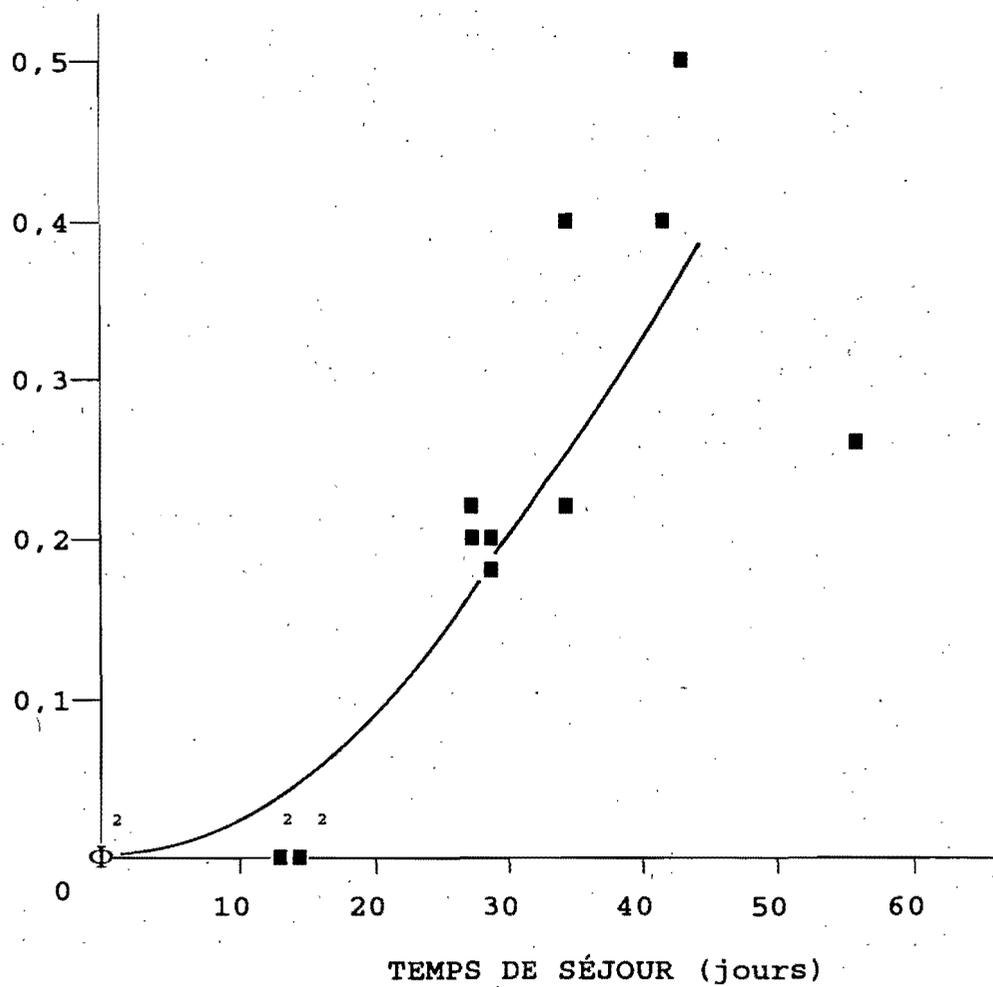


Figure 12 Évolution temporelle de la concentration d'oxychlordanne (basée sur le poids en lipides) dans le foie des Canards de Pékin du lac Saint-François (Φ = témoin). Le chiffre indique le nombre de points superposés.

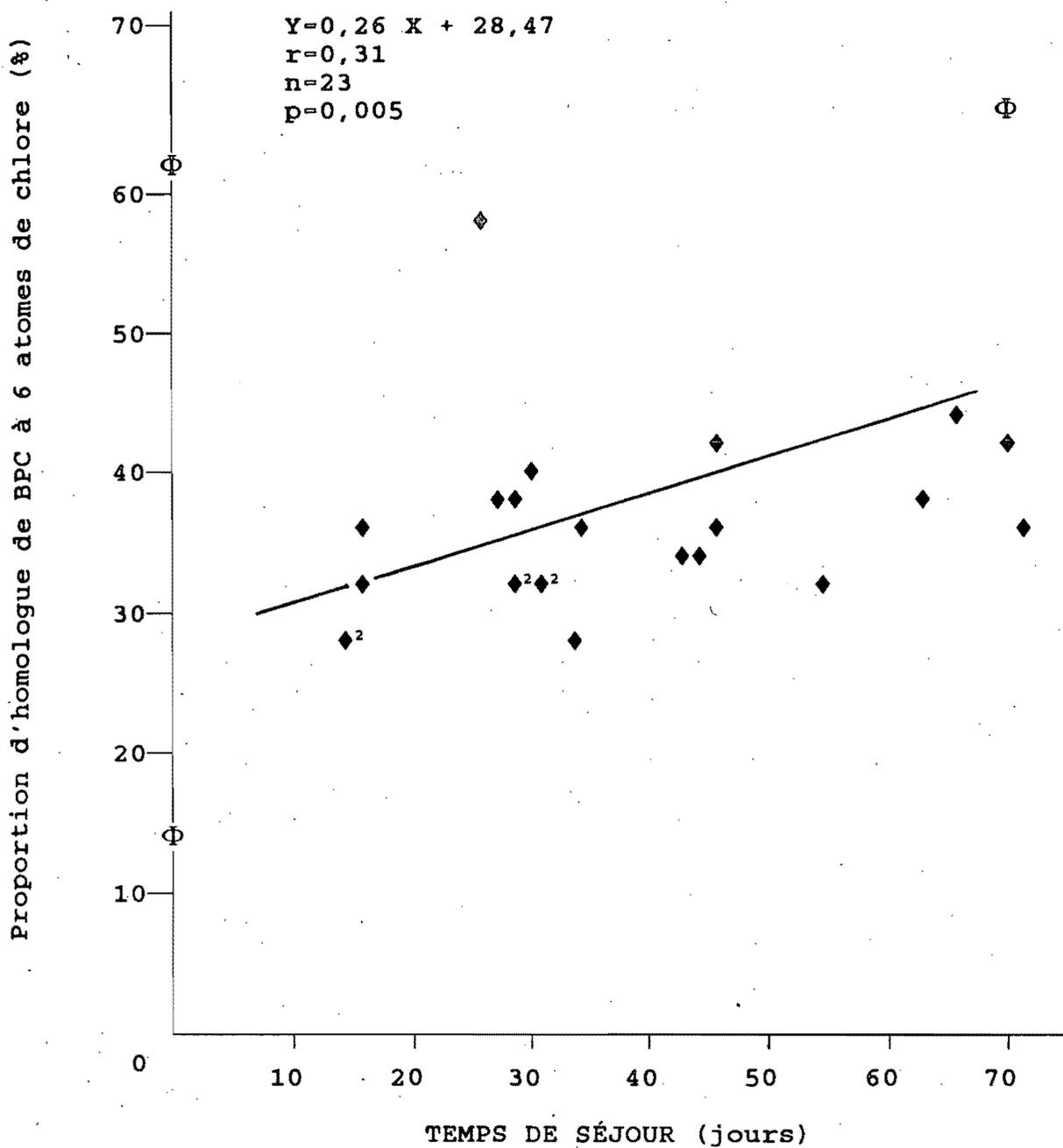


Figure 13 Évolution de la proportion d'homologues de BPC à 6 atomes de chlore dans le foie des Canards de Pékin en fonction du temps de séjour en milieu naturel (Φ = témoin) (l'ajustement de la courbe a été fait à l'oeil). L'équation de la courbe a été calculé sans les témoins. Le chiffre indique le nombre de points superposés.

maximale observée est 0,35 mg/kg de p,p'-DDT dans le cerveau du canard de l'île Dowker. Les autres concentrations de OC-BPC (99 %) sont inférieures à 0,20 mg/kg et presque toutes à la limite de détection dans l'échantillon sanguin (tableau 9).

L'accumulation des BPC dans le cerveau, les reins et les muscles est légèrement différente de celle du foie pour les canards exposés. Dans les trois tissus, les proportions de penta et d'hexachlorobiphényles sont semblables (entre 30 % et 35 %), suivie de celles des hepta (\approx 17 %) et tétrachlorobiphényles (entre 11 % et 15 %). Les homologues de BPC dans le cerveau des canards témoins sont principalement des hexachlorobiphényles (40 %) et des tétra, penta et d'heptachlorobiphényles en proportion équivalentes (20 %) (figure 14).

Dans les muscles, trois des quatre échantillons dépassent les normes canadiennes de consommation de la volaille, fixées dans la Loi sur les aliments et drogues (Canada, 1971). Ces échantillons du lac Saint-Louis (seul endroit où des muscles ont été analysés) sont présentés au tableau 10. Deux des quatre canards élevés à l'île Dowker et à l'île Saint-Bernard ont des concentrations vraiment supérieures aux normes (4 à 42 X).

Les rapports entre les concentrations de plusieurs composés dans le cerveau, les reins et les muscles et celles du foie des canards exposés (basées sur le poids en lipide) sont en général inférieurs à 1 (tableau 11). Les rapports cerveau/foie des composés organochlorés sont en général les plus faibles avec des valeurs qui varient entre 0,1 et 0,2. Les rapports reins/foie sont les plus élevés se situant près de 0,5 pour la majorité des contaminants détectés.

La figure 15 représente la relation qui existe entre les concentrations des divers composés organochlorés dans le foie et celles des reins à l'intérieur d'un même individu. On y observe que plus la concentration d'un contaminant dans le foie (basée sur le poids en lipide) augmente, plus elle s'accroît dans les reins. Ce patron est le même dans le cas du cerveau et des muscles; les pentes étant cependant moins fortes. Toutes ces relations sont très fortement significatives ($r > 0,99$).

Tableau 9 Concentration de DDT, DDD, DDE et BPC dans le cerveau, les reins, les muscles et dans le plasma des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988. Ces concentrations sont exprimées en mg/kg et basées sur le poids frais

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Nombre de canards (n)	p,p'-DDT	p,p'-DDD	p,p'-DDE	Aroclor 1254/1260 (1:1)	Aroclor 1260	BPC totaux
Étang de ferme	Cerveau	69	1987	2	nd	nd	0,0020	0,0140	0,0060	0,0050
Ile Dowker	Cerveau	72	1987	1	0,3520	0,0680	0,1800	0,0190	0,0060	0,0110
Ile Cow	Cerveau	42	1988	1	0,0004	0,0002	0,0163	0,1191	0,0437	0,0830
Ile Ronde	Cerveau	43	1988	1	0,0008	0,0002	0,0153	0,1290	0,0240	0,0750
Iles de la Paix	Cerveau	31-55	1987	2	0,0010	0,0010	0,0190	0,1900	0,0790	0,0970
Ile Saint-Bernard	Cerveau	70	1987	1	nd	nd	0,0210	0,1630	0,0440	0,0710
Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	nd	nd	0,0030	0,0100	0,0040	0,0040
Ile Dowker	Muscles	72	1987	1	0,1060	0,1220	0,0740	0,0160	0,0030	0,0090
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	nd	0,0010	0,0050	0,0460	0,0190	0,0190
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	nd	nd	0,0040	0,0340	0,0100	0,0160
Étang de ferme	Reins	69	1987	2	nd	nd	0,0010	0,0070	nd	0,0010
Ile Dowker	Reins	72	1987	1	0,1930	0,2800	0,1620	0,0160	0,0050	0,0070
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0,0006	0,0006	0,0160	0,1361	0,0343	0,0800
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	nd	0,0020	0,0180	0,1920	0,0690	0,0830
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	nd	0,0010	0,0150	0,1150	0,0290	0,0490
Ile Ronde	Plasma	43	1988	1	0,0002	0,0002	0,0013	0,0091	0,0021	0,0060
Limite de détection			1987		<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	-
Limite de détection			1988		0,0002	0,0002	-	0,0018	0,0009	-

nd = non détecté

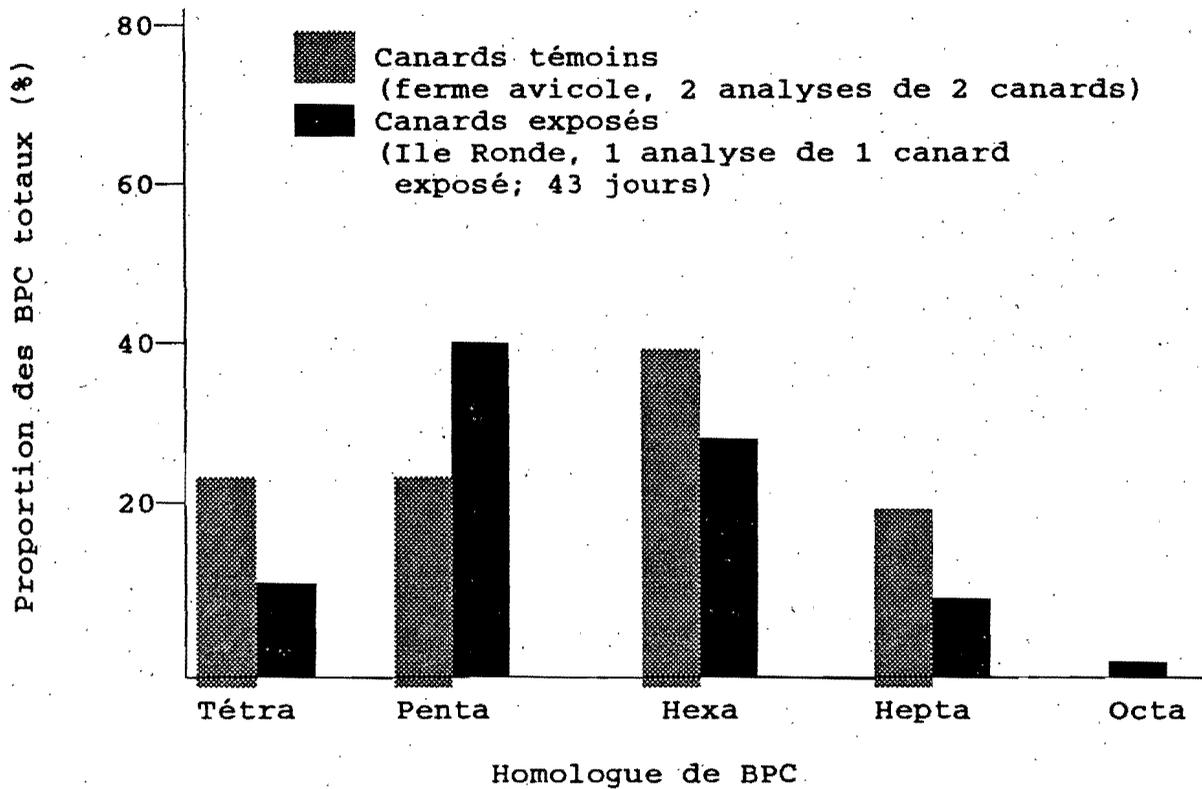


Figure 14 Proportion des différents homologues de BPC dans le cerveau des Canards de Pékin témoins et exposés.

Tableau 10 Concentration de pesticides organochlorés et de BPC dans les muscles pectoraux des Canards de Pékin élevés au lac Saint-Louis qui dépassent les normes de la loi sur les aliments et drogues (Canada, 1971) (basée sur le poids en lipides)

Composé	Station	Temps de séjour (j)	Nombre de canards (n)	Concentration (mg/kg)	Norme ¹
ΣDDT ²	Ile Dowker	72	1	42,0	1,0
ΣChlordane ³	Ile Saint-Bernard	70	1	0,20	0,1
Aroclor 1254/1260	Iles de la Paix	31-55	2	1,03	0,5*
	Ile Dowker	70	1	2,25	
	Ile Saint-Bernard	72	1	6,94	

* Ligne directrice pour les BPC

¹ Concentration maximum permise dans la volaille canadienne (mg/kg calculée selon le pourcentage en gras)

² ΣDDT = p,p'-DDE + p,p'-DDT + p,p'-DDD

³ ΣChlordane = *trans*-chlordane + *cis*-chlordane + *trans*-nonachlore + *cis*-nonachlore + oxychlordane

Tableau 11 Ratio des concentrations dans le cerveau, les reins et les muscles sur celle dans le foie pour les pesticides organochlorés et les BPC (basées sur le poids en lipides)

Site	Cerveau/Foie						Muscles/Foie				Reins/Foie				
	Étang de ferme	Ile Dowker	Ile Cow	Ile Ronde	Iles de la Paix	Ile Saint-Bernard	Étang de ferme	Ile Dowker	Iles de la Paix	Ile Saint-Bernard	Étang de ferme	Ile Dowker	Ile Ronde	Iles de la Paix	Ile Saint-Bernard
Nombre de canards (n)	2	1	1	1	2	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1
Temps de séjour (j)	69	72	42	43	31-55	70	69	72	31-55	70	69	72	43	31-55	70
p,p'-DDT	-	<0,1	-	-	0,1	-	-	5,3	-	-	-	2,7	-	-	-
p,p'-DDD	-	1,9	-	-	-	-	-	0,4	0,1	-	-	0,3	4,0	0,3	1,5
p,p'-DDE	0,5	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	1,3	0,1	0,1	0,6	0,6	0,1	0,7	0,6	0,8
Mirex	-	-	0,2	0,1	0,3	0,2	-	-	-	-	-	-	0,7	0,9	1,0
β-HCH	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	-	-
Oxychordane	-	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	-	-	-	0,5	-	0,4	0,2	0,4	0,3
trans-Nonachlore	-	-	-	0,1	0,2	0,1	-	-	-	-	-	0,2	0,2	0,4	0,2
Époxide d'heptachlore	-	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	0,4	0,3	0,3	0,4
Dieldrine	-	0,1	0,1	0,2	0,2	<0,1	-	0,6	-	-	-	0,5	0,3	0,4	0,4
Hexachlorobenzène	-	0,5	0,3	0,7	0,3	0,3	-	-	0,4	-	-	-	0,6	0,9	1,5
Octachlorostyrène	-	-	<0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,6	-
BPC totaux	0,8	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2	1,2	1,3	0,6	0,1	0,4	0,3	1,0	0,7	0,5

* Les contaminants mesurés à la limite de détection ont été exclus des calculs.

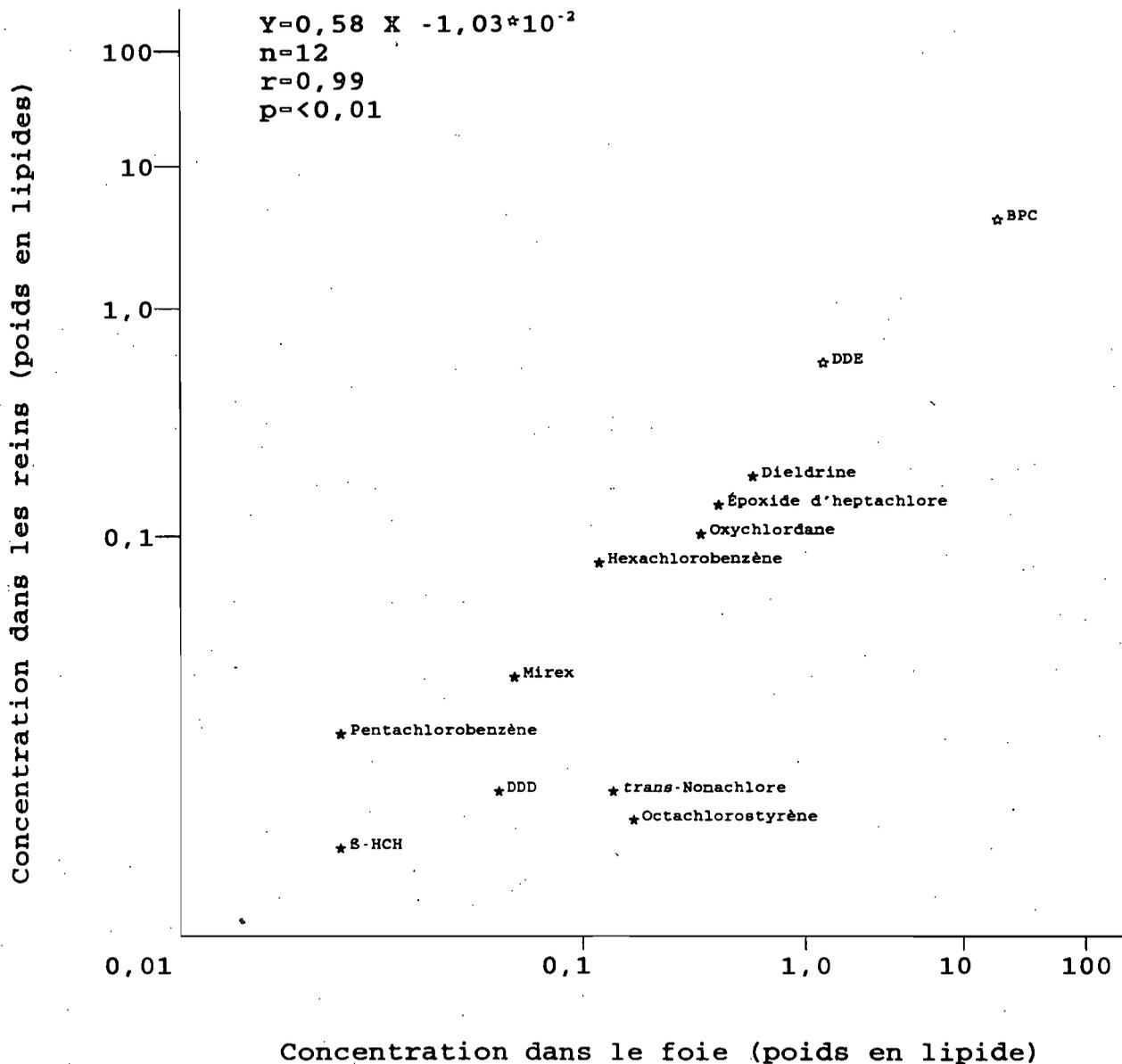


Figure 15 Relation entre les concentrations de divers composés organochlorés (basée sur le poids en lipides; échelle logarithmique) dans les reins par rapport à celle du foie du Canard de Pékin de l'île Ronde (43 jours) [BPC = Aroclor 1254/1260 (1:1)]

DISCUSSION

Adaptation des Canards de Pékin au milieu naturel

Le pourcentage de Canards de Pékin capturés sur le fleuve Saint-Laurent (27 %) est semblable à celui d'une autre étude sur le lac Ontario (23 %) (Weseloh *et al.*, 1994). Cependant, dans un endroit clôturé (des parcs de résidus de dragage), le pourcentage de capture de Canards colvert domestiques augmente à 50 % (Gebauer et Weseloh, 1992). Le braconnage, la prédation, la maladie, le manque de nourriture, le déplacement des individus et la densité du couvert végétal semblent être les principaux facteurs responsables de la disparition des canards (Gebauer et Weseloh, 1992; Weseloh *et al.*, 1994)

Après un séjour de 40 à 75 jours en milieu naturel, le poids corporel et le pourcentage de lipides dans le foie des Canards de Pékin est comparables à ceux mesurés ailleurs. Le poids moyen de deux Canards de Pékin collectionnés dans l'état de New York en 1979 (Kim *et al.*, 1984) est légèrement supérieur à ceux capturés au Québec au terme de l'expérience (2,9 kg vs 2,5 kg). Le pourcentage de lipides hépatiques des Canards de Pékin qui ont passé entre 5 et 9 semaines au lac Ontario (Weseloh *et al.*, 1988) est semblable à celui des canards ayant séjourné 40 jours et plus sur le fleuve Saint-Laurent (entre 3 % et 6 %; pools variés vs 3,5 %).

Les canards ont utilisé leur importante réserve de graisse pour survivre au début de leur séjour en milieu naturel, entraînant ainsi les fortes diminutions de lipides hépatiques et de poids observées. L'ingestion de nourriture et la fin de la mue ont permis de ralentir progressivement la perte de poids des canards jusqu'à ce qu'une légère augmentation soit constatée. La baisse du poids corporel des Canards de Pékin au début de leur séjour en milieu naturel est attribuable au stress occasionné par le changement d'habitat, à un faible apport de nourriture (relié à la recherche d'abord peu efficace de nouvelles sources de nourriture et/ou à la possibilité d'une pénurie de ressources alimentaires à certaines stations), à la demande énergétique associée à la mue (due au coût direct du remplacement des plumes et/ou à des coûts indirects comme la thermorégulation) (Farner et King, 1972; Norstrom *et al.*, 1986a) et à l'ingestion de plombs de chasse (Jordan et Bellrose, 1950; Del Bono et Braca, 1973; Finley et Dieter, 1978; Sanderson et Bellrose, 1986).

Le régime alimentaire des Canards de Pékin, principalement des herbivores, est semblable à celui des Canards colverts sauvages (*Anas platyrhynchos*) (Martin et Uhler, 1939; Martin *et al.*, 1951). Les contaminants ingérés proviennent principalement des végétaux. On peut cependant supposer que la

proportion de matériel d'origine animal (insectes et gastéropodes) peut être plus grande à cause d'une assimilation rapide de ce type d'aliment.

Le Canard de Pékin rencontre plusieurs des critères de **population, d'écologie, de morphologie et de physiologie** requis chez tout bon bioindicateur. En effet, la sédentarité des Canards de Pékin, la facilité avec laquelle on peut les capturer, leur flexibilité d'utilisation (large distribution spatiale) et le nombre que l'on peut placer à chacun des sites (en général 5) sont tous des facteurs rattachés à la population. Au niveau écologique, quoique la connaissance de son régime alimentaire soit un atout, la contrainte de la sélection de l'habitat (marais) et sa vulnérabilité face à la prédation et au braconnage sont des inconvénients de taille. En ce qui concerne les critères de morphologie, de physiologie et de génétique, ces derniers sont faciles à identifier, de bonne taille, d'un poids semblable, du même âge et du même sexe tout en ayant probablement une faible variabilité génétique. Cependant, on doit considérer qu'une d'environ 30 jours est nécessaire au Canard de Pékin pour s'adapter à son nouveau milieu. Durant cet intervalle, il apprend à trouver sa nourriture tout en subissant des changements physiologiques (mue et perte de poids).

Contamination des Canards de Pékin

Le cas des canards témoins

La très faible contamination en pesticides organochlorés et en BPC des Canards de Pékin provenant de la ferme avicole est du même ordre de grandeur que celle trouvée chez des canards élevés en laboratoire en Ontario (Weseloh *et al.*, 1988) ou de façon plus générale dans la volaille canadienne (Agriculture Canada, 1987). Les dioxines (HxCDD, HpCDD et OCDD) détectées sont des impuretés contenues dans les formulations commerciales de pentachlorophénols (PCP) utilisées pour traiter les copeaux de bois qui forment la litière de la volaille (Ryan et Pilon, 1982; Ryan *et al.*, 1985; Frank *et al.*, 1988; Eisler, 1989). Ces produits ont aussi été détectés chez des poulets (*Gallus*) élevés pour fin de consommation humaine au Canada (Ryan *et al.*, 1985) et chez d'autres dont la litière avait été traitée aux chlorophénols (Newsome *et al.*, 1984).

Degré d'exposition des canards exposés

Le Saint-Laurent étant contaminé par une multitude de substances chimiques toxiques (Sloterdijk, 1986), il n'est pas surprenant qu'on ait assisté à une rapide augmentation du nombre de contaminants détectés en un si court laps de temps (~2 mois). Les concentrations de OC-BPC observées dans le foie des Canards de Pékin de cette étude sont semblables à celles de Canards de Pékin récoltés

durant la saison de la chasse dans l'état de New York en 1979. Les concentrations maximales de BPC et de DDE étaient respectivement de 0,46 ug/g et de 0,04 ug/g (Kim *et al.*, 1984). Par ailleurs, des concentrations supérieures au maximum de cette étude (2,9 mg/kg) ont été mesurées chez le Canard de Pékin élevé sur un site très contaminé du lac Ontario, le bassin Windermire, dans le port d'Hamilton. Les concentrations de BPC dans le foie de Canards de Pékin étaient de 3,9 mg/kg (pool de 6) et de 16,8 mg/kg (1 canard mort) pour une période d'exposition semblable (Weseloh *et al.*, 1988).

L'augmentation des concentrations de divers contaminants dans le foie des Canards de Pékin bien que remarquablement élevée (10 à 1000 fois) est toutefois inférieure à celle des BPC trouvés dans les tissus musculaires de Canards colverts domestiques (5300 fois; 10 jours d'exposition) élevés en Ontario sur un site très contaminé, des parcs de résidus de dragage des sédiments des Grands Lacs (Gebauer et Weseloh, 1992).

À la lumière des résultats de contamination on constate que le Canard de Pékin accumule différents types de contaminants organiques et inorganiques en quantités relativement élevées compte tenu du temps d'exposition (entre 1 et 2 mois). De plus, cette contamination varie en fonction des sites où les canards ont séjourné. Cependant étant donné qu'un seul individu a été capturé à plusieurs stations, il faut être prudent lors de l'interprétation des données. En effet, un seul canard ne peut-être considéré comme représentatif de la station car il peut avoir consommé une nourriture plus contaminée laquelle n'est pas nécessairement caractéristique du milieu.

Métaux: La concentration élevée de mercure dans les reins de Canards de Pékin (10,4 mg/kg) est associée à la présence d'usines de pâte et papier (Fimreite *et al.*, 1971) sur la rivière Saint-Maurice (île Saint-Quentin). Les autres concentrations de mercure, < 1 mg/kg sont de même ordre de grandeur que celles des tissus musculaires de sauvagine récoltés au Québec (Pearce *et al.*, 1976; Delisle, 1978; SCF, données inédites); ces faibles valeurs sont attribuables à la mue des Canards de Pékin qui est survenue durant leur séjour en milieu naturel (Stickel *et al.*, 1977; Furness *et al.*, 1986; Braune et Gaskin, 1987a).

Les concentrations de cadmium et de plomb dans les reins des Canards de Pékin sont nettement supérieures à celles des muscles de la sauvagine (Cd < 0,40 mg/kg; Pb < 0,50 mg/kg) récoltés au Québec au cours des cinq dernières années (SCF, données inédites).

DDT et ses métabolites: Le rapport Σ DDT/BPC totaux supérieur à 1 à l'île Dowker indique un apport en DDT dans l'écosystème (Martineau *et al.*, 1987). Le DDT peut provenir des résidus encore présents dans l'environnement du à sa grande utilisation dans le passé, d'un usage récent de DDT (légal ou non) au Québec ou d'un produit contenant du DDT, comme le Dicofol (nom commercial, Kelthane) (Risebrough *et al.*, 1986), encore vendu au Québec (Reiss *et al.*, 1984). La concentration de DDD de 1,27 ppm décelée dans le foie d'un Canard de Pékin est surprenante, car cet intermédiaire est relativement instable et a une demi-vie très courte (Bailey *et al.*, 1969). Sa présence peut toutefois être expliquée par un apport en DDT et/ou par la perte d'un atome de chlore en condition anaérobie après la mort de l'individu (Walker et Jefferies, 1978).

Le mirex: Les faibles concentrations (< 0,04 mg/kg) détectées dans les organismes vivant le long du fleuve Saint-Laurent sont en relation directe avec celles transportées hors du lac Ontario. Lum *et al.* (1987) évaluent la quantité de mirex transportée à l'extérieur du lac Ontario à 1370 g/an, fixés aux particules en suspension, et à 2270 g/an, incorporés aux tissus des Anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*).

Selon Braune (1990), un rapport BPC/mirex < 100 est caractéristique des oiseaux séjournant sur la rivière Niagara, le lac Ontario et le lac Saint-François. La dilution du mirex à mesure que l'on s'éloigne du lac Ontario amèneraient donc une augmentation de ce rapport le long du fleuve Saint-Laurent.

Les biphényles polychlorés (BPC): Les congénères #66, 99, 118, 138, 153, 180 et 182 sont les plus abondants dans le foie des Canards de Pékin tout comme dans les corps entiers des Goélands argentés du lac Ontario (Braune et Norstrom, 1989) et dans les oeufs de plusieurs espèces d'oiseaux marins en Méditerranée (Focardi *et al.*, 1988). L'accumulation de ces congénères de BPC est fonction de leur liposolubilité qui est liée au nombre d'atomes de chlore et à leur position (Shaw et Connell, 1984). En général, la vitesse de dégradation métabolique des BPC diminue à mesure que le nombre d'atomes de chlore augmente sur la molécule et varie suivant leur position (Peakall, 1972; Hutzinger *et al.*, 1972; de Frietas et Norstrom, 1974; Goerke et Ernst, 1977; Tanabe *et al.*, 1981). Les congénères possédant un atome de chlore en position *méta-para* sont métabolisés plus lentement que ceux ayant un atome de chlore en position *méta-ortho* (Tanabe *et al.*, 1981; Tanabe *et al.*, 1988; Norstrom, 1988).

Chez les Canards de Pékin, le patron des congénères de BPC accumulés ressemble à celui du mélange commercial de l'Aroclor 1260, quatre des principaux congénères retrouvés (#138, 153, 180

et 182) dans le foie des canards sont parmi les abondants dans cette mixture. Cependant il demeure difficile de confirmer cette hypothèse étant donné que d'autres facteurs peuvent altérer la composition originale des formulations commerciales de BPC ou d'autres pesticides introduits dans l'environnement. La partition physique entre l'eau et l'air, entre l'interface sédiments-eau, les processus d'adsorption sur des particules en suspension dans l'eau, la bioaccumulation et la biomagnification le long de la chaîne alimentaire sont parmi ces facteurs (Waid, 1986).

Dioxines (PCDD) et furannes (PCDF): Les concentrations de 2,3,7,8-TCDD (max 14 ng/kg) se situent sous la norme canadienne de 20 ng/kg pour la portion consommable de poisson constituée majoritairement de muscles. La forte contamination en 2,3,7,8-TCDF (145 ng/kg) accompagnée d'une concentration plus faible de 2,3,7,8-TCDD (14 ng/kg) de la station de l'île Saint-Quentin, située à l'embouchure de la rivière Saint-Maurice, est caractéristique d'une exposition aux rejets d'une industrie de pâte et papier utilisant le procédé de blanchiment au chlore (Elliott *et al.*, 1988a).

Évolution temporelle de la contamination

L'anorexie attribuable au stress de l'adaptation à un nouvel habitat et la recherche d'abord peu efficace de nouvelles sources de nourriture sont les facteurs responsables de l'absence de bioaccumulation. Par la suite, l'ingestion de nourriture contaminée se traduit par une augmentation des concentrations dans les tissus des individus. L'accumulation négligeable de contaminants au début du séjour d'individus introduits en milieu naturel a aussi été observée chez des Foulques d'Amérique (*Fulica americana*) et des Tortues à ventre jaune (*Pseudemys scripta*) placées dans des marécages contaminés par les effluents d'un réacteur nucléaire (césium-137) (Brisbin *et al.*, 1990).

L'étude de l'évolution temporelle de la contamination des canards après 45 jours a été rendue impossible suite à une baisse importante des effectifs. On peut cependant supposer que l'état d'équilibre s'est installé entre les faibles concentrations ambiantes de plusieurs contaminants (OC-BPC)(Sloterdijk, 1985) et celles des canards exposés étant donné qu'il est rapidement atteint à de faibles concentrations (Norstrom *et al.*, 1986b; Thomann, 1981). Seule la vitesse d'accumulation d'hydrocarbures chlorés varie, car elle est généralement fonction de la dose à laquelle les organismes sont exposés (de Vos *et al.*, 1971; Kan, 1978). Notons toutefois que les oiseaux peuvent métaboliser certains composés plus rapidement que d'autres (Stickell *et al.*, 1979; Peakall *et al.*, 1986; Norstrom *et al.*, 1986b), influençant ainsi les chances de les détecter.

Comparaison inter-organes

Les faibles concentrations de BPC dans le cerveau comparés à celles des autres tissus peuvent être reliées au faible métabolisme des lipides cérébraux (Ruiz, 1984), en majorité des lipides structuraux (Wright, 1952), et la présence de la barrière hémato-céphalique, quoique cela soit mis en doute par Frank et al. (1983) et Farner et King (1972). De plus, les BPC sont trouvés en plus grande concentration dans les lipides métaboliques comparativement aux lipides structuraux (Schneider, 1982). Le volume des organes, leur irrigation sanguine et leur activité métabolique influencent également les concentrations observées (de Frietas et Norstrom, 1974; Tuey et Matthews, 1980; Schneider, 1982; Aguilar, 1985; Braune et Norstrom, 1989). Les reins sont représentatifs des graisses circulants dans le sang donc des polluants associées (Walker, 1975). Dans le foie et les reins des mammifères aquatiques, les concentrations de DDT risquent être plus faibles que celle du cerveau et des graisses du à sa faible dégradation dans ces derniers (Aguilar, 1985).

L'exposition négligeable des canards témoins aux contaminants semble avoir permis l'atteinte d'un état d'équilibre entre le foie et les autres tissus. Les variations des différents rapports peuvent aussi être influencées par la durée et l'intensité de l'exposition, de la dilution des contaminants dans le foie (du à l'apport de nouveaux lipides par une faible contamination des aliments ingérés et/ou de la synthèse de lipides par une alimentation riche en protéines (Farner et King, 1972; Norstrom *et al.*, 1986b) et/ou d'un recirculation des lipides de l'organisme.

CONCLUSION

Le Canard de Pékin satisfait plusieurs des critères entourant la sélection d'un bioindicateur. Sa facilité d'acquisition (peu coûteux et nombreux), d'utilisation (suivi et capture), sa taille, sa faible mobilité qui permet d'obtenir une information précieuse sur la contamination locale, le contrôle de plusieurs qui peuvent affecter la bioaccumulation des contaminants paramètres tels le sexe, l'âge, la condition physiologique et une variabilité génétique plus restreinte, sa capacité d'accumuler rapidement des contaminants (autant organique qu'inorganique) en un court laps de temps ainsi qu'un patron de contamination différent entre les stations sont des atouts de taille pour le Canard de Pékin. De plus, avec l'aide de surveillants locaux, il est possible de minimiser les efforts d'échantillonnage tout en obtenant une information de qualité pour un rendement coût/bénéfice très intéressant. Son utilisation à l'intérieur d'un réseau de suivi des contaminants peut être très utile en de nombreuses circonstances ou dans des endroits où aucun autre bioindicateur ne réside de façon permanente. Cependant, les

principales limites de cet outil de bioindication qu'est le Canard de Pékin sont reliées aux types d'habitats nécessaires à sa survie, à la période de stress ou d'adaptation à un nouveau milieu et à sa vulnérabilité face au braconnage et à la prédation.

RECOMMANDATIONS

Les recommandations suivantes permettront d'éviter certains problèmes rencontrés durant cette étude. Je suggère d'utiliser des Canards de Pékin du même âge, du même sexe et d'une condition physiologique semblable. Avant l'introduction en milieu naturel, une période de transfert de trois semaines dans un poulailler et d'une semaine dans un marais fermé augmenteraient les chances de survie en milieu naturel des Canards de Pékin tout en permettant d'obtenir des canards de condition physiologique semblable.

Je conseille de placer 10 canards par station en deux groupes (5 par groupe). La séparation des canards en groupes diminuera les risques de compromettre l'expérience advenant la disparition de l'un d'eux. La participation de surveillants locaux est fortement encouragée car elle permettra un suivi régulier tout en diminuant les coûts et le braconnage.

Les canards devront être capturés après avoir séjourné entre 30 et 40 jours en milieu naturel. Le niveau de contamination alors atteint durant cette période nous renseignera sur la présence et l'abondance des contaminants. Les analyses chimiques de pesticides organochlorés et de BPC devront être faites dans le foie tandis que celles de cadmium et de plomb dans le foie ou les reins. Le choix du tissu pour l'analyse du mercure sera fonction de la mue. Si les canards muent durant le séjour en milieu naturel les plumes devront être analysées tandis que si elle est complétée lors de leur introduction en milieu naturel je suggère d'utiliser le foie ou les reins.

D'autres données complémentaires tel le poids corporel, le poids du foie ainsi que sa coloration et sa texture et l'état de la mue devront être notés. L'indice de l'état de chair ainsi que des données hématologiques seraient particulièrement utiles car elles permettraient de statuer sur l'état physiologique des canards.

RÉFÉRENCES

- Agriculture Canada. 1987b. Rapport annuel sur la contrôle des résidus composition pour l'année financière 1986/87. Direction de l'inspection des aliments. Ottawa. 139 p. + ann.
- Aguilar, A. 1985. Compartmentation and reliability of sampling procedures in organochlorine pollution surveys of cetaceans. Res. Rev. 95:91-114.
- Anderson, D.W. et J.J. Hickey. 1976. Dynamics of storage of organochlorine pollutants in Herring Gulls. Environ. Pollut. 10:183-200.
- _____, D.G. Raveling, R.W. Risebrough et A.M. Springer. 1984. Dynamics of low-level organochlorines in adult Cackling Geese over the annual cycle. J. Wildl. Manage. 48 (4):1112-1127.
- Bailey, S., P.J. Bunyan, B.D. Rennison et A. Taylor. 1969. The metabolism of 1,1-di (p-chlorophenyl) -2,2,2-trichloroethane and 1,1-di (p-chlorophenyl) -2,2-dichloroethane in the pigeon. Toxicol. Appl. Pharmacol. 14:13-22.
- Ballschmiter, K. et M. Zell. 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary chromatography. Fres. Z. Anal. Chem. 302:20-31.
- Bartrop, D. et H.E. Khoo. 1975. The influence of nutritional factors on lead absorption. Postgraduate Med. J. 51:795-800.
- Becker, P.H. et H. Sperveslage. 1989. Organochlorines and heavy metals in Herring Gull (*Larus argentatus*) eggs and chicks from the same clutch. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43:721-727.
- Bellrose, F.C. 1980. Ducks, Geese, and Swans of North America. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania. 540 p.
- Blus, L.J., B.S. Neely Jr, A.A. Belisle et R.M. Prouty. 1974. Organochlorine residues in Brown Pelican eggs: relation to reproductive success. Environ. Pollut. 7:81-91.
- Braune, B.M. 1990. Report on contaminants in waterfowl surveyed fall 1988. Canadian Wildlife Service. Ottawa. 18 p. + tables.
- _____. et D.E. Gaskin. 1987a. A mercury budget for the Bonaparte's Gull during autumn moult. Ornith. Scand. 18:244-250.
- _____. et _____. 1987b. Mercury levels in Bonaparte's Gull (*Larus philadelphia*) during autumn moult in Quoddy region, New-Brunswick, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16:539-549.
- _____. et R.J. Norstrom. 1989. Dynamics of organochlorine compounds in Herring Gulls: III. Tissue distribution and bioaccumulation in Lake Ontario gulls. Environ. Toxicol. Chem. 8:957-968.
- Brisbin, J.L., M.C. Newman, S.G. McDowell et E.L. Peters. 1990. Prediction of contaminant accumulation by free-living organisms: applications of a sigmoidal model. Environ. Toxicol. Chem. 9:141-149.

- Burton, D.K. et B.J.R. Philogène. 1986. An overview of pesticide usage in Latin America. A report to the Canadian Wildlife Service Latin America Program. Ottawa. 131 p.
- Cain, B.W. 1981. Nationwide residues of organochlorine compounds in wings of adult Mallards and Black Ducks, 1979-1980. *Pest. Monit. J.* 15:128-134.
- Calle, P.P., D.F. Kowalczyk, F.J. Dein et F.E. Hartman. 1982. Effect of hunters' switch from lead to steel shot on potential for oral poisoning in ducks. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 181:1299-1301.
- Canada, 1971. Loi et règlements des aliments et drogues. CA 200 p.; 28 cm. Ottawa. Imprimeur de la Reine, 1971- .
- Capen, D.E. et T.J. Leiker. 1979. DDE residues in blood and other tissues of White-faced Ibis. *Environ. Pollut.* 19:163-171.
- Chapdelaine, G., P. Laporte et D.N. Nettleship. 1987. Population productivity and DDT contamination trends of Northern Gannets (*Sula bassanus*) at Bonaventure Island, Quebec, 1967-1984. *Can. J. Zool.* 65:2922-2926.
- Charnetski, W.A. 1976. Organochlorine insecticide residues in ducklings and their dilution by growth. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 16 (2):138-144.
- Chasko, G.G., T.R. Hoehn et P.H. Heller. 1984. Toxicity of lead shot to wild Black Ducks and Mallards fed natural foods. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 32:417-428.
- Chu., I., D.C. Villeneuve, V. Secours, F.M. Benoit et A. Viau. 1982. The tissue distribution, metabolism, and excretion of octachlorostyrene in the rat. *Drug. Metab. Dispos.* 10 (6):632-635.
- Conseil National de recherches du Canada. 1973. Le plomb dans l'environnement canadien. Ottawa. CNRC No 13683. 130 p.
- _____. 1981. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins: Criteria for their effects on man and his environment. Ottawa. NRCC No 18574. 251 p.
- _____. 1983. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique: Formation, sources, devenir et effets sur le biote aquatique. CNRC Publication No 98982, Secrétariat de l'environnement, Ottawa, Canada, 218 p.
- Cooke, A.S. 1973. Shell thinning in avian eggs by environmental pollutants. *Environ. Pollut.* 4:85-152.
- De Freitas, A.S. et R.J. Norstrom. 1974. Turnover and metabolism of polychlorinated biphenyls in relation to their chemical structure and the movement of lipids in the Pigeon. *Can. J. Physiol. Pharmacol.* 52:1080-1094.
- Delbeke, K., C. Joiris et G. Decadt. 1984. Mercury contamination of the Belgian avifauna 1970-1981. *Environ. Pollut. (Ser. B)* 7:205-221.
- Del Bono, G. et G. Braca. 1973. Lead poisoning in domestic and wild ducks. *Avian Pathol.* 2 (3):195-209.

- Delisle, C. 1978. Vue d'ensemble sur le mercure dans l'environnement Québécois, Rapport d'évaluation technique, Service de la protection de l'environnement. Division de la protection écologique, région du Québec. Ottawa. Environnement Canada. 31 p. + ann.
- _____, G.R. Deschamps, L. Blais-Ladouceur, M. Messier et J. Moulins. 1981. Impact des métaux lourds dans les sédiments et la faune aquatique de la région industrielle de Beauharnois. Québec. Canada. Verh. Internat. Vexin limnol. 21:1116-1125.
- DesGranges, J.L. et P.A. Thompson. 1989. Contaminants détectés dans la faune du fleuve Saint-Laurent et recommandations en vue de la mise sur pied d'un réseau de surveillance écotoxicologique de la dépollution du fleuve. Environnement Canada, Conservation et Protection, Service canadien de la faune, région du Québec. Québec. 17 p. + ann.
- DesGranges, J.L. 1992. Levels and effects of contaminants in St. Lawrence river fauna: a biomonitoring scheme. Pp 44-52 in Bohac J. (ed.) Proc. VIth Conf. Bioindicators Deterioration Regionis. Institute of Landscape Ecology CAS, České Budejovira. 507 p.
- Désilets, L. et C. Langlois. 1989. Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction des eaux intérieures, région du Québec. Montréal. 111 p.
- de Vos, J.G., H.L. van der Maas, A. Musch et E. Rañ. 1971. Toxicity of hexachlorobenzene in Japanese Quail with special reference to porphyria, liver damage, reproduction, and tissue residues. Toxicol. Appl. Pharmacol. 18:944-957.
- Dikshith, T.S., R.B. Raizaba, R.P. Singh, S.N. Kumar, K.P. Gupta et R.A. Kaushal. 1989. Acute toxicity of hexachlorocyclohexane (HCH) in mice, rats, rabbits, pigeons, and freshwater fish. Vet. Hum. Toxicol. 31 (2):113-116.
- Eisler, R. 1985. Mirex hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S Fish Wildl. Serv. Laurel. Biol. Rep. 85 (1.1). 42 p.
- _____. 1986. Dioxin hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S Fish Wildl. Serv. Laurel. Biol. Rep. 85 (1.8). 37 p.
- _____. 1989. Pentachlorophenol hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S Fish Wildl. Serv. Laurel. Biol. Rep. 85 (1.17). 72 p.
- Elliott, J.E., R.W. Butler, R.J. Norstrom et P.E. Whitehead. 1988a. Teneurs en dibenzofurannes polychlorés dans les oeufs de Grands hérons (*Ardea herodias*) en Colombie-Britannique, 1983-1987: répercussions possibles sur le succès de la reproduction. Service canadien de la faune. Ottawa. Cahier de biologie No 176: 7 p.
- _____, R.J. Norstrom et J.A. Keith. 1988b. Organochlorines and eggshell thinning in Northern Gannets (*Sula bassanus*) from Eastern Canada, 1968-1984. Environ. Pollut. 52:81-102.
- Environnement Canada. 1979. Analytical methods manual. Mercury in fish. NADAQUAT no. 80601. Method 2.
- _____. 1985. Inventaire des connaissances sur les sources de pollution dans le fleuve Saint-Laurent tronçon Cornwall-Sorel. Service de la protection de l'environnement. Montréal. 68 p.

- Erickson, M.D., S.E. Swanson, J.D. Flora et G.D. Hinshaw. 1989. Polychlorinated dibenzofurans and other thermal combustion products from dielectric fluids containing polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 23 (4):462-470.
- Faber, R.A. et J.J. Hickey. 1973. Eggshell thinning, chlorinated hydrocarbons, and mercury in inland aquatic bird eggs, 1969 and 1970. *Pest. Monit. J.* 7 (1):27-36.
- Farner, D.S. et J.R. King. 1972. *Avian biology. Volume II.* Academic Press Inc. London. 612 p.
- Fimreite, N., W.N. Holsworth, J.A. Keith, P.A. Pearce et I.M. Gruchy. 1971. Mercury in fish and fish-eating birds near sites of industrial contamination in Canada. *Can. Field-Nat.* 85:211-220.
- Finley, M.T. et M.P. Dieter. 1978. Toxicology of experimental lead-iron shot versus commercial lead shot in Mallards. *J. Wildl. Manage.* 42 (1):32-39.
- Focardi, S., C. Leonzio et C. Fossi. 1988. Variations in polychlorinated biphenyl congener composition in eggs of Mediterranean water birds in relation to their position in the food chain. *Environ. Pollut.* 52:243-255.
- Foley, R.E. et G.B. Batcheller. 1988. Organochlorine contamination in Common Goldeneyes wintering on the Niagara river. *J. Wildl. Manage.* 52 (3):441-445.
- Fox, G.A., A.P. Gilman, D.B. Peakall et F.W. Anderka. 1978. Behavioral abnormalities of nesting lake Ontario Herring gulls. *J. Wildl. Manage.* 42 (3): 477-483.
- Frank, R., H. Lumsden, J.F. Barr et H.E. Braun. 1983. Residues of organochlorine insecticides, industrial chemicals, and mercury in eggs and in tissues taken from healthy and emaciated Common Loons, Ontario, Canada, 1968-1980. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12:641-654.
- _____, K.I. Stonefield et H. Luyken. 1988. Monitoring wood shaving litter and animal products for polychlorophenols residues, Ontario, Canada 1978-1986. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40:468-474.
- Furness, R.W., S.J. Muirhead, et M. Woodburn. 1986. Using bird feathers to measure mercury in the environment: relationship between mercury content and moult. *Mar. Poll. Bull.* 17:27-30.
- Gebauer, M.B. et D.V. Weseloh. 1992. Accumulation of organic contaminants in waterfowl utilizing confined disposal facilities at Hamilton Harbour, Lake Ontario, Canada. *Canadian Wildlife Service.* 46 p.
- Germain, A. et M. Janson. 1984. *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent de Cornwall à Québec (1977-1981).* Environnement Canada. Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Longueuil. 232 p.
- Gilbertson, M. et G.A. Fox. 1977. Pollutant-associated embryonic mortality of great lakes Herring gulls. *J. Wildl. Manage.* 41 (3): 211-216.
- Gilman, A.P., G.A. Fox, D.B. Peakall, S.M. Teeple, T.R. Carroll et G.Y. Haymes. 1977. Reproductive parameters and egg contaminant levels of great lakes Herring gull. *J. Wildl. Manage.* 41 (3):458-468.

- Goerke, H. et W. Ernst. 1977. Fate of ^{14}C -labelled di-tri and pentachlorobiphenyl in the marine annelid (*Nereis virens*). Chemosphere. 551-558.
- Hansen, L.G., L.G. Tuinstra, C.A. Kan, J.J. Stik et J.H. Koeman. 1983. Accumulation of chlorobiphenyls in chicken fat and liver after feeding Aroclor 1254 directly or fat from swine fed Aroclor 1254. J. Agric. Food Chem. 31:254-260.
- Hardy, B., L. Champoux, H. Sloterdijk et J. Bureau. 1991. Caractérisation des sédiments de fond du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Montréal. 74 p.
- Harvey, G. 1979. Les métaux lourds et les composés organochlorés dans la chair des poissons du bassin versant de la Yamaska. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la Faune Montréal. 91 p.
- Heath, R.G. 1969. Nationwide residues of organochlorine pesticides in wings of Mallards and Black Ducks. Pest. Monit. J. 3 (2):115-123.
- _____. et S.A. Hill. 1974. Nationwide organochlorine and mercury residues in wings of adult Mallards and Black Ducks during the 1969-1970 hunting season. Pest. Monit. J. 7 (3):153-164.
- _____. et R.M. Prouty. 1967. Trial monitoring of pesticides in wings of Mallards and Black Ducks. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2 (2):101-110.
- Henny, C.J., F.P. Ward, K.E. Riddle et R.M. Prouty. 1982. Migratory Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*), accumulate pesticides in Latin America during winter. Can. Field-Nat. 96 (3):333-338.
- Hickey, J.J. (ed.) 1969. Peregrines Falcon populations: their biology and decline. Madison, University of Wisconsin Press, Madison. 596 p.
- Holden, A.V. 1970. International cooperative study of organochlorine pesticide residues in terrestrial and aquatic wildlife, 1967/1968. Pest. Monit. J. 4 (3):117-135.
- Honda, K., B.Y. Min et R. Tatsukama. 1985. Heavy metal distribution in organs and tissues of the Eastern Great White Egret (*Egretta alba modesta*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35:781-789.
- _____. B.Y. Min et R. Tatsukama. 1986. Distribution of heavy metal and their age-related changes in the Eastern Great White Egret (*Egretta alba modesta*), in Korea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15:185-197.
- Hutzinger, O., D.M. Nash, S. Safe, A.S. de Frietas, R.J. Norstrom, D.J. Wildish et D. Zitko. 1972. Polychlorinated biphenyls: Metabolic behavior of pure isomers in pigeons, rats, and brook trout. Sci. 178:312-314.
- Ivie, G.W., J.R. Gibson, H.E. Bryant, J.J. Begin, J.R. Barnett et H.W. Dorough. 1974. Accumulation, distribution and excretion of Mirex- ^{14}C in animals exposed for long periods to the insecticide in the diet. J. Agr. Food Chem. 22 (4):646-653.
- Jacknow, J., L. Ludke et N.C. Coon. 1986. Monitoring fish and Wildlife Environmental Contaminants: The National Contaminant Biomonitoring program. U.S. Fish Wildl. Serv., Fish Wildl. Leaflet. 4. 15 p.

- Jarry, V., P. Ross, L. Champoux, H. Sloterdijk, A. Murdoch, Y. Couillard et F. Lavoie. 1985. Répartition spatiale des contaminants dans les sédiments du lac Saint-Louis (fleuve Saint-Laurent). *Water Pollut. Res. Can.* 20 (2):75-99.
- Jefferies, D.J. 1967. The delay in ovulation produced by p,p'DDT and its possible significance in the field. *Ibis.* 109:266-272.
- Jensen, S. 1972. The PCB story. *Ambio.* 1 (4):123-131.
- Jordan, J.S. 1968. Influence of diet in lead poisoning in waterfowl. *Trans. of Northeast Section the Wildl. Soc.* 143-170.
- _____. et F.C. Bellrose. 1950. Shot alloys and lead poisoning in waterfowl. *Trans. N. Am. Wildl. Conf.* 15:155-170.
- Kaiser, K.E. 1978. The rise and fall of mirex. *Environ. Sci. Technol.* 12 (5):520-528.
- Kan, C.A. 1978. Accumulation of organochlorine pesticides in poultry: A review. *J. Agric. Food Chem.* 26 (5):1051-1055.
- Kendall, R.J. et P.F. Scanlon. 1984. The toxicology of lead shot ingestion in Ringed Turtle Doves under conditions of cold exposure. *Jepto* 5-4/5:183-192.
- King, J.R. 1970. Adaptive periodic fat storage in birds. *Proc. 15th Int. Ornithol. Congr. The Hague.* 200-217.
- Kim, K.S., M.J. Pastel, J.S. Kim et W.B. 1984. Levels of polychlorinated biphenyls, DDE, and Mirex in waterfowl collected in New York State, 1979-1980. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13:373-381.
- Kreitzer, J.F. et G.H. Heinz. 1974. The effect of sublethal dosages of five pesticides and a polychlorinated biphenyl on the avoidance response of Coturnix Quail chicks. *Environ. Pollut.* 6:21-29.
- Landres, P.B., J. Verner et J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Conserv. Biol.* 2 (4):316-328.
- Langlois, C. et H. Sloterdijk. 1988. Contamination du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent) par certains polluants organiques et inorganiques. Environnement Canada. Direction générale des eaux intérieures, région du Québec. 33 p.
- _____. et L. Lapierre. 1989. Utilisation de l'écologie et de l'écotoxicologie de communautés biologiques pour mesurer l'état de santé des écosystèmes du fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent. Montréal. 18 p.
- Lavalin, 1988. Inventaire des sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques au Québec. Environnement Canada, Conservation et Protection, Montréal. Dossier No 55526. 88 p.
- Legendre, L. et P. Legendre. 1984a. *Ecologie numérique: Tome 1. La structure des données écologiques.* Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec. 197 p.

- _____. et _____. 1984b. Ecologie numérique: Tome 2. La structure des données écologiques. Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec. Paris. 254 p.
- Lemay, A.B., R. McNicoll et R. Ouellet. 1989. Incidence de la grenaille de plomb dans les gésiers de canards, d'oies et de bernaches récoltés au Québec. Ministère de Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Direction de la gestion des espèces et des habitats. Québec. 88 p.
- Lemmetyinen, R., P. Rantamaki et A. Jarlin. 1982. Levels of DDT and PCBs in different stages of the life cycle of the Arctic Tern (*Sterna paradisaea*) and the Herring Gull (*Larus argentatus*). Chemosphere. 11 (10):1059-1068.
- Longcore, J.R., R. Andrews, L.N. Locke, G.E. Bagley, L.T. Young. 1974. Toxicity of lead and proposed substitute shot to Mallards. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl. 182. 24 p.
- _____. et R.C. Stendell. 1977. Shell thinning and reproductive impairment in Black Ducks after cessation of DDE dosage. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6:293-304.
- Lum., K.R., K.L. Kaiser et M.E. Comba. 1987. Export of Mirex from Lake Ontario to the St. Lawrence estuary. Sci. Tot. Environ. 67:41-51.
- Martin, A.C. et F.M. Uhler. 1939. Food of game in the United States and Canada. Technical Bulletin No.634. U.S. Depart. of Agriculture. Washington, D.C. 157 p.
- _____, M.S. Zim et A.L. Nelson. 1951. American wildlife and plants. U.S. Fish and Wildl. Serv. New York. McGraw-Hill Book Company Inc. 499 p.
- Martineau, D., P. Béland, C. Desjardins et A. Lagacé. 1987. Levels of organochlorine chemicals in tissue of Beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Saint-Lawrence estuary, Québec, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16:137-147.
- Matthews, H.B. et R.L. Dedrick. 1984. Pharmacokinetics of PCBs. Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol. 24:85-103.
- McArthur, M.L.B., G.A. Fox, D.B. Peakall et B.J.R. Philogène. 1983. Ecological significance of behavioral and hormonal abnormalities in breeding Ring Doves fed an organochlorine chemical mixture. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12:343-353.
- McLane, A.R., E.H. Dustman, E.R. Clark et D.L. Hughes. 1978. Organochlorine insecticide and polychlorinated biphenyl residues in Woodcock wings, 1971-72. Pest. Monit. J. 12 (1):22-25.
- _____, L.F. Stickel, E.R. Clark et D.L. Hughes. 1973. Organochlorine residues in Woodcock wings, 1970-71. Pest. Monit. J. 7 (2):100-104.
- _____, D.L. Hughes et G.H. Heinz. 1984. Change in levels of organochlorines in Woodcock wings from 1971 to 1975. Environ. Monit. Assess. 4:105-111.
- MENVIQ, 1981. Les méthodes d'analyses du cadmium, chrome, cobalt, cuivre, fer, manganèse, nickel, plomb et zinc dans l'eau, les sédiments, les milieux biologiques et l'air. Ministère de l'Environnement du Québec. Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST). 117-224.

- Mineau, P., G.A. Fox, R.J. Norstrom, D.V. Weseloh, D.J. Hallet et J.A. Ellenton. 1984. Using the Herring Gull to monitor level and effects of organochlorine contamination in the Canadian Great Lakes. Pp. 426-452. in J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.). Toxic contaminants in the Great Lakes. John Wiley and Sons Inc. New York. 527 p.
- Mongeau, J.R. et G. Massé. 1976. Les poissons de la région de Montréal, la pêche sportive et commerciale, les ensemencements, les frayères, la contamination par le mercure et les BPC. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche. Montréal. 288 p.
- Moore, N.W. 1966. A pesticide monitoring system with special reference to the selection of indicator species. J. Appl. Ecol. 3 (suppl.):261-269.
- Mora, M.A., D.W. Anderson et M.E. Mount. 1987. Seasonal variation of body condition and organochlorines in wild ducks from California and Mexico. J. Wildl. Manage. 51 (1):132-141.
- Moriarty, F. 1983. Ecotoxicology: the study of pollutants in ecosystems. Academic Press Inc. Orlando. 244 p.
- Mühlebach, S. et M.H. Bickel. 1981. Pharmacokinetics in rats of 2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphenyl, an unmetabolizable lipophilic model compound. Xenobiotica. 11 (4):249-257.
- Newsome, W.H., F. Iverson, J.J. Ryan, P.Y. Lau, et H.A. McLeod. 1984. Chlorinated compounds in tissues of chickens raised on pentachlorophenol-contaminated litter. Food Addit. Contam. 1:3-9.
- Newton, I., J. Bogan et M. Marquiss. 1981. Organochlorine contamination and age in Sparrowhawks. Environ. Pollut. (Ser. A) 25:155-160.
- Nisbet, I.C.T. et L.M. Reynolds. 1984. Organochlorine residues in Common Tern and associated estuarine organisms, Massachusetts, USA, 1971-1981. Mar. Environ. Res. 11:33-66.
- Noble, D.G. et J.E. Elliott. 1986. Environmental contaminants in Canadian seabirds 1968-1984: Trends and effects. Technical Report Series No 13. Canadian Wildlife Service. Ottawa. 275 p.
- Norstrom, R.J. 1988. Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls in Canadian wildlife. Environ. Sci. Res. 37:85-100.
- _____, M. Simon, et D.C.G. Muir. 1990. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine mammals in the Canadian north. Environ. Pollut. 66:1-19.
- _____, R.W. Risebrough et D.J. Cartwright. 1976. Elimination of chlorinated dibenzofurans associated with polychlorinated biphenyls fed to Mallards (*Anas platyrhynchos*). Toxicol. and Appl. Pharmacol. 37:217-228.
- _____, T.P. Clark, D.J. Jeffries, H.T. Won et A.P. Gilman. 1986b. Dynamics of organochlorine compounds in Herring Gulls (*Larus argentatus*): I. Distribution and clearance of [¹⁴C] DDE in free-living Herring Gulls. Environ. Toxicol. Chem. 5:41-48.
- _____, _____, J.P. Kearney et A.P. Gilman. 1986a. Herring Gull energy requirements and body constituents in the Great Lakes. Ardea 74:1-23.

- Ohlendorf, H.M. et M.R. Miller. 1984. Organochlorine contaminants in California waterfowl. *J. Wildl. Manage.* 48 (3):867-877.
- Olsen, P., H. Settle. et R. Swift. 1980. Organochlorine residues in wings of ducks in southeastern Australia. *Aust. Wildl. Res.* 7 (1):139-148.
- Paul, M. et D. Laliberté. 1984. Réseau de surveillance des substances toxiques 1981: Contamination du milieu aquatique du Québec méridional par sept métaux lourds. Direction générale des ressources hydriques, Ministère de l'Environnement du Québec. Québec. Rapport No 85-01, 107 p.
- _____. et _____. 1985a. Réseau de surveillance des substances toxiques 1983: Teneurs en BPC, p,p'-DDE, HCB, heptachlore, aldrine, mirex et HAP de six bassins versants du Québec méridional. Direction des relevés aquatiques, Ministère de l'Environnement du Québec. Québec. Rapport No 85-12, 78 p.
- _____. et _____. 1985b. Réseau-Toxiques 1981: Contamination du milieu aquatique du Québec méridional par les BPC, le p,p'-DDE, le HCB, l'heptachlore, l'aldrine et le mirex. Direction des relevés aquatiques, Ministère de l'Environnement du Québec. Québec. Rapport No 85-11, 70 p.
- _____. et _____. 1987. Teneurs en BPC, pesticides organochlorés, composés phénoliques et HAP des poissons et des sédiments du bassin versant de la rivière des Outaouais en 1985. Direction des relevés aquatiques, Ministère de l'Environnement du Québec. Québec. Rapport No 86-10, 87 p.
- Peakall, D.B. 1972. Polychlorinated biphenyls: Occurrence and biological effects. *Res. Rev.* 44:21 p.
- _____. 1985. Behavioral responses of birds to pesticides and other contaminants in residue. Springer Verlag N.Y. Inc. *Reviews* Vol. 96:45-77.
- _____. R.J. Norstrom, A.D. Rahimtula et R.D. Butler. 1986. Characterization of mixed-function oxidase systems of the nestling Herring Gull and its implications for bioeffects monitoring. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:379-385.
- _____. T.J. Cade, C.M. White et J.R. Haugh. 1975. Organochlorine residues in Alaskan Peregrines. *Pest. Monit. J.* 8 (4):255-260.
- Pearce, P.A., I.M. Price et L.M. Reynolds. 1976. Mercury in waterfowl from Eastern Canada. *J. Wildl. Manage.* 40 (4):694-703.
- _____. J.E. Elliott, D.B. Peakall et R.J. Norstrom. 1989. Organochlorine contaminants in eggs of seabirds in the Northwest Atlantic, 1968-1984. *Environ. Pollut.* 56:217-235.
- Phillips, D.J. 1978. Use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environments - A review. *Environ. Pollut.* 16:167-228.
- _____. et D.A. Segar. 1986. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: Programme design imperatives. *Mar. Poll. Bull.* 17 (1):10-17.
- Prouty, R.M. et C.M. Bunck. 1986. Organochlorine residues in adult Mallard and Black Duck wings, 1981-1982. *Environ. Monit. Assess.* 6:49-57.

- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. *Nature*. 215:208-210.
- _____. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. Appl. Ecol.* 7:67-115.
- Reiss, R., F. Perron, J. Paré et R. St-Jean. 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Environnement Canada, Service de Protection de l'Environnement. Montréal. 134 p.
- Risebrough, R.W., W.M. Jaman, A.M. Springer, W. Walker/II et W.G. Hunt. 1986. A metabolic derivation of DDE from kelthane. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:13-19.
- Rodrigue, J. et J.L. DesGranges. 1990. Conséquences sur les canards d'une exposition chronique aux résidus de pétrole dans leurs marais d'élevage: le cas du CZANTORIA. Série de rapports techniques No 107. Service canadien de la faune, région du Québec. xiii + 22 p. + annexes.
- Ruiz, X., G.A. Llorente et J. Nadal. 1984. Distribution pattern of organochlorine compounds in five tissues of *Bubulcus ibis* nestlings (Ardeidae) from the Ebro Delta, northeast Spain. *Vie et milieu.* 34:21-26.
- Ryan, J.J. et J.C. Pilon. 1982. Chlorinated-dibenzodioxins and -dibenzofurans in chicken litter and livers arising from pentachlorophenol contamination of wood shavings. Pp. 183-189. in O. Hutzinger, R.W. Frei, E. Merian et F. Pocchiari (eds.). Chlorinated dioxins and related compounds. Oxford Pergamon Press. 658 p.
- _____, R. Lizotte, T. Sakuma, B. Mori. 1985. Chlorinated dibenzo-p-dioxins, chlorinated dibenzofurans and pentachlorophenol in Canadian chicken and pork samples. *J. Agric. Food Chem.* 33 (6):1025-1028.
- Safe, S. 1988. Les effets des BPC et des substances sur la santé. Conférence d'Hydro-Québec. Octobre 1988. Montréal. 1: p.
- Sanderson, G.C. et F.C. Bellrose. 1986. A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. III. *Nat. Hist. Survey Special Publication 4 Champaign Ill.* 34 p.
- SAS Institute Inc. 1988. SAS/STAT User's Guide: Release 6.03 edition. SAS Institute Inc., Cary. NC. 1028 p.
- Schick, C.L., L.A. Brennan, J.B. Buchanan, M.A. Finger, T.M. Johnson et S.G. Herman. 1987. Organochlorine contamination in shorebirds from Washington State and the significance for their Falcon predators. *Environ. Monit. Assess.* 9:115-131.
- Schneider, R. 1982. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in Cod tissues from western Baltic: Significance of equilibrium partitioning and lipid composition in the bioaccumulation of lipophilic pollutants in gill-breathing animals. *Meeresforsch.* 29:69-79.
- Sérodes, J.P. et L. Talbot. 1978. Projet de restauration du sud du lac Saint-Louis contaminé par le mercure. Pêches et Environnement Canada, Service de protection de l'environnement. Montréal. 75 p. + ann.
- Shaw, G.R. et D.W. Connell. 1984. Physicochemical properties controlling polychlorinated biphenyl (PCB) concentrations in aquatic organisms. *Environ. Sci. Technol.* 18:18-23.

- Simmons, M.S., 1984. PCB Contamination in the Great Lakes. Pp. 287-309. *in* J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.). Toxic contaminants in the Great Lakes. John Wiley and Sons Inc. New York. 527 p.
- Simoneit, B.R.T., A.L. Burlingame et D.W. Risebrough. 1975. Identification of chlorine dibenzofurans in American polychlorinated biphenyls. *Nature*. 256:305-307.
- Sloan, C.A., N.G. Adams, R.W. Pearce, D.W. Brown et S.L. Chan. 1993. Northwest fisheries science center organic analytical procedures. *in* Lauenstein, G.G. et A.Y. Cantello (eds.). Sampling and analytical methods of the national status and trends programm national Benthic Surveillance and Mussel Watch projects 1984-1992. Volume IV. Comprehensive descriptions of trace organic analytical methods. NOAA Technical memorandum NOS ORCA 71: 53-98.
- Sloterdijk, H. 1977. Accumulation des métaux lourds et des composés organochlorés dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada et Service de la protection de l'environnement du Québec. Editeur officiel du Québec. Montréal. 181 p.
- _____. 1985. Substances toxiques dans les sédiments du lac Saint-François (fleuve Saint-Laurent). Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, région du Québec. Montréal. 79 p. + ann.
- _____. 1986. A propos du fleuve Saint-Laurent et des substances toxiques. *Milieu*. 33:15-19.
- Stalling, D.L., R.J. Norstrom, L.M. Smith et M. Simon. 1985. Patterns of PCDD, PCDF, and PCB contamination in Great Lakes fish and birds and their characterization by principal components analysis. *Chemosphere*. 14 (6/7):627-643.
- Stendell, R.C., R.I. Smith, K.P. Burnham et R.E. Christensen. 1979. Exposure of waterfowl to lead: A nationwide survey of residues in wing bones of seven species, 1972-1973. U.S. Fish and Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl. No. 223. 12 p.
- Stickel, L.F., W.H. Stickel, A.R. McLane et M. Bruns. 1977. Prolonged retention of methyl mercury by Mallard drakes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*. 18:393-399.
- _____, _____, R.D. Mc Arthur et D.L. Hughes. 1979. Chlordane in birds: A study of lethal residues and loss rates. Pp. 387-396. *in* W.B. Deichmann, org. (ed.). Toxicology and occupational medicine. Elsevier/North Holland, N.Y. 1979. 480 p.
- Sturkie, P.P. 1986. Avian physiology. 4^{ed}. Springer-Verlag. New York. 516 p.
- Sundstrom, G., O. Hutzinger et S. Safe. 1976. The metabolism of chlorobiphenyls - A review. *Chemosphere*. 5:267-298.
- Tanabe, S., Y. Nakagama et R. Tatsukawa. 1981. Absorption efficiency and biological half-life of individual chlorobiphenyls in rats treated with Kanechlor products. *Agric. Biol. Chem.* 45 (3):717-726.
- _____, H. Tanaka et R. Tatsukawa. 1984. Polychlorobiphenyls, Σ DDT, and Hexachlorocyclohexane isomers in the western North Pacific ecosystem. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 13:731-738.

- _____, S. Watanabe, H. Kan et R. Tatsukawa. 1988. Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans. *Mar. Mammal Sci.* 4:103-124.
- Thomann, R.V. 1981. Equilibrium model of fate of microcontaminants in diverse aquatic food chains. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:280-296.
- Tuey, D.B. et H.B. Matthews. 1980. Use of physiological compartmental model for the rat to describe the pharmacokinetics of several chlorinated biphenyls in the mouse. *Drug. Metab. Dispos.* 8 (6):397-403.
- Turle, R. et B. Collins. 1992. Validation of the use of pooled samples for monitoring of contaminants in wildlife. *Chemosphere.* 25 (4):463-469.
- Ulfstrand, S. et A. Södergren. 1971. Effect of PCB on nocturnal activity in caged Robins, *Erithacus rubecula L.* *Nature.* 231:467.
- van den Berg, M., F. Blank, C. Heeremans, H. Wagenaar et K. Olie. 1987. Presence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in fish eating birds and fish from the Netherlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16:146-158.
- Vermeer, K. et D.B. Peakall. 1977. Toxic chemicals in Canadian fish-eating birds. *Mar. Poll. Bull.* 8:205-210.
- Waid, J.S. (ed.). 1986. PCBs and the environment. Volume 2. CRC Press. Boca Raton. 191 p.
- Walker, C.H. 1975. Variations in the intake and elimination of pollutants. Pp 73-127. *in* F. Moriarty. Organochlorine insecticides: persistent organic pollutants. Academic press. London 301 p.
- _____. et D.J. Jefferies. 1978. The postmortem reductive dechlorination of p,p'-DDT in avian tissues. *Pest. Bioch. Physio.* 9: 203-210.
- Weseloh, D.V., J. Struger et C. Hebert. 1994. White Pekin ducks (*Anas platyrhynchos*) as monitors of organochlorine and metal contamination in the Great Lakes. *J. Great Lakes.* 20 (1):277-288.
- _____, P. Mineau et D.J. Hallett. 1979. Organochlorine contaminants and trends in reproduction in great lakes Herring gulls, 1974-1978. *Trans. 44 N. Am. Wildl. Nat. Res. Conf. Washington.* 543-557.
- White, D.H. et R.C. Stendell. 1977. Waterfowl exposure to lead and steel shot on selected hunting areas. *J. Wildl. Manage.* 41 (3):469-475.
- _____, C.A. Mitchell et T.E. Kaiser. 1983. Temporal accumulation of organochlorine pesticides in shorebirds wintering on the south Texas coast, 1979-1980. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12:241-245.
- Wiemeyer, S.N., C.M. Bunck et A.J. Krynitsky. 1988. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury in Osprey eggs -1970-1979- and their relationship to shell thinning and productivity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17:767-787.
- Woodwell, G.M. 1967. Toxic substances and ecological cycle. *Scient. Am.* 216 (3):24-31.

- Wren, C., 1986. Mammals as biological monitors of environmental metal levels. *Environ. Monit. Assess.* 6:127-144.
- Wright, B.S. 1965. Some effects of heptachlor and DDT on New Brunswick Woodcock. *J. Wildl. Manage.* 29 (1):172-185.
- Wright, S. 1952. *Applied Physiology* ninth edition. Oxford University Press. London. 1190 p.
- Wyss, P.A., S. Muhlebach et M.H. Bickel. 1982. Pharmacokinetics of 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl (6-CB) in rats with decreasing adipose tissue mass. *Drug Metab. Disp.* 10 (6):657-661.
- Zar, J.H. 1974. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J. 620 p.

ANNEXE 1

Contaminants rejetés par les principales industries localisées près des stations sélectionnées

Stations	Industries	Contaminants rejetés
Ile du Fer à Cheval	Les Industries James MacLaren Inc. de Thurso	
Ile Cow et l'île Ronde	Reynolds metals Ltd, G.M. Foundry, Alcoa	BPC, Hg
Ile Léonard	Produits chimiques Expro Inc.	Hg, Pb, Zn
Iles de la Paix	Union Carbide, Domtar, Chromasco Ltée, Alcan	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, etc
Iles de Boucherville	Héroux Inc., Pratt et Whitney Canada Inc.	Cd, Cr, Ni, Zn
Ile Saint-Ours	Sidbec-Dosco Inc., Stelco Inc.	Hg, Pb, Cd, Cr, Zn, etc
Ile des Barques et l'île Plate	Q.I.T., Tioxide Canada Inc.	Hg, Pb, Cd, Cr, Zn, etc
Ile Saint-Quentin	Wayagamac (Consolidated Bathurst) Produits forestiers Canadian Pacifique (PCFP) (La Tuque)	PCDD et PCDF
cap Tourmente	Consolidated Bathurst, Daishowa Inc.	
Ile au Canot et l'île du Cheval	Déversement d'huile légère (Czantoria)	Huile, HAP
Baie de Bon Désir	Alcan	HAP

Source: Environnement Canada (1985); Ward Stone (comm. pers.)

ANNEXE 2

Contamination des sédiments des stations sélectionnées

Stations	Contaminants			Sources
	OC-BPC	Dioxines Furannes	HAP Métaux lourds	
Ile du Fer à Cheval		X	Cd	1
Ile Dowker			Cd, Pb	2
Ile Cow et l'île Ronde	X	X	Hg	4, 6
Ile Léonard			Hg	2
Iles de la Paix et Île Saint-Bernard	X		X Hg, Pb, Se	2, 5
Île des Barques et Île Plate	X		Hg, Cr, Pb	1, 3
Île Saint-Quentin	X	X	Hg Cd	1

1 - Paul et Laliberté, 1984, 1985a, 1985b

2 - Jarry *et al.*, 1985

3 - Langlois et Sloterdijk, 1988

4 - Laliberté (comm. pers.)

5 - Delisle *et al.*, 1981

6 - Sloterdijk, 1985

ANNEXE 3

Calendrier d'échantillonnage des Canards de Pékin

Station	Nombre de canards		Date de		Temps de séjour (j)
	mis à l'eau	capturés	mise à l'eau (A/M/J)	Capture	
Étang de ferme	2	2	870607	870814	69
Ile du Fer à Cheval	5	1	880516	880610	25
Ile Dowker	2	1	870610	870819	72
Ile Ronde et	41			880524	
Ile Cow	42			880523	
(lac Saint-François)		8		880606	14-15
		8		880620	28-29
		2		880627	35
		2		880704	42-43
		1		880718	56
Ile Léonard	6	3	890506	890808	63
(Valleyfield)					
Iles de la Paix	3	1	870601	870725	55
(lac Saint-Louis)	1	1	870610	870807	31
Ile Saint-Bernard	2	1	870612	870821	72
(lac Saint-Louis)					
Iles de Boucherville	6	0	890505		
Ile Saint-Ours	5	0	880518		
(Contrecoeur)	2	0	880614		
Ile des Barques et	5	0	880518		
l'île Plate	4	1	880608	880708	31
(lac Saint-Pierre)		2	880608	880720	43
Ile Saint-Quentin	6	3	880517	880719	63
cap Tourmente	5	1	880519	880615	28
	5	0	880531		
Ile Canot	4	2	880525	880616	22
	2	2	880616	880713	30
Ile du Cheval	4	0	880525		
Baie de Bon Désir	5	0	880531		
Total	157	42			

ANNEXE 4

Méthodes d'analyses chimiques et liste des composés recherchés

Détermination du pourcentage d'eau et de lipides: La détermination du pourcentage en eau des échantillons est obtenu en séchant dans un four à convection à température constante (105°C) un échantillon préalablement pesé. Le pourcentage en eau est calculé par la différence entre les deux poids.

Le pourcentage en lipides est obtenu en broyant un échantillon préalablement pesé de Na₂SO₄ anhydre. Ce mélange est élué sur une colonne en verre avec 50 % CH₂Cl₂ dans l'hexane (V/V). Après extraction, le solvant est concentré par évaporation à l'aide d'un rotovapeur et séché à température constante (105°C). La différence de poids est le poids en lipides. Le pourcentage en lipides est calculé selon l'équation suivante:

$$\frac{W^1 \cdot V^2}{W^2 \cdot V^1} \cdot 100 \%$$

ou

- W¹ = Poids en lipides
- W² = Poids de l'échantillon
- V² = Volume total de la solution
- V¹ = Volume de l'aliquote utilisé pour la détermination en lipides

Métaux lourds: Le mercure a été analysé selon la méthode 2 (NAQUADAT No 80601) du manuel des méthodes analytiques d'Environnement Canada (1979). L'échantillon à analyser (≈ 1 g) est digéré dans une mixture d'acide nitrique et sulfurique (1:2) à 60°C. Ce mélange est par la suite mis en présence de persulfate de potassium et de permanganate de potassium et pour compléter l'oxydation des composés organo-mercuriques. Une solution de sulfate hydroxylammonium est utilisée pour neutraliser les oxydants en surplus. L'ajout de chlorure stanneux permet de réduire le mercure sous forme élémentaire, dont les vapeurs sont analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique (253,7 nm).

La détermination des teneurs en plomb et en cadmium est obtenue en utilisant une méthode publiée par le bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST) (MENVIQ, 1981). L'échantillon à doser est pesé (≈ 10 g) et calciné à 500°C dans un four durant 16 heures. La minéralisation de l'échantillon est complétée en traitant à chaud les cendres avec des acides chlorhydriques et nitriques concentrés. La solution résultante est ensuite diluée avec de l'eau et filtrée. Les métaux sont dosés au four au graphite (Cd et Pb) aux conditions optimales pour l'élément à doser.

Composés organochlorés (OC) et biphényles polychlorés (BPC): La méthode d'analyse chimique utilisée est décrite dans Peakall *et al.* (1986). En résumé, les lipides et les composés biogéniques contenus dans un échantillon (≈ 5 g) sont extraits sur colonne de verre avec 50 % de CH₂Cl₂ (V/V) et séparés en trois fractions sur colonne de florasil. Ces trois fractions contiennent différents composés organochlorés. La fraction I est composée d'environ 10 % de p,p'-DDT, de tous le p,p'-DDE, les chlorobenzènes, les octachlorostyrène, le mirex et le photo-mirex, les BPC et d'approximativement 50 % du *trans*-nonachlore. La fraction II contient les hexachlorocyclohexanes, l'oxychlorthane, le *cis* et le *trans*-chlordanane, le p,p'-DDD, le *cis*-nonachlore et 50 % du *trans*-nonachlore. L'heptachlore et la dieldrine se retrouvent dans la troisième fraction. Les analyses ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire DB-5 avec capture d'électron.

Les concentrations d'Aroclor 1254/1260 (1:1) et d'Aroclor 1260 sont respectivement calculées à partir de la concentration du congénère de BPC #138 * 14,643 et de la concentration du congénère # 180 * 11,63.

Dioxines (PCDD) et Furannes (PCDF): La méthode d'analyse chimique utilisée est décrite dans Norstrom *et al.* (1989). En résumé, un échantillon (≈ 25 g) est broyé avec du sulfate de sodium anhydre et extrait avec DMC/hexane (1:1). Les lipides et les composés biogéniques sont extraits par chromatographie par perméation sur gel (CPG); la séparation des PCDD et PCDF des autres composés organochlorés est effectuée par chromatographie sur carbone, alumine et florasil. Le dosage des PCDD et PCDF est effectué par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse, à l'aide d'un appareil Hewlett-Packard 5987B GC/MS ainsi que d'une colonne capillaire de 30 m de type DB-5.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP): La procédure utilisée consiste à effectuer une extraction au Soxhlet pendant 12 heures au CH₂Cl sur 10 g de foie contaminé à 2 mg/kg. Cette extraction est suivie de quatre lavages au H₂SO₄/NaOH, de façon à éliminer la plus grande partie des lipides. Une première étape de purification se fait sur colonne de florasil activé à 450°C et désactivé avec 3 % d'eau. Les hydrocarbures aliphatiques et les HAP sont élués de cette colonne avec 75 ml d'hexane/dichlorométhane 90:10 et séparés sur colonne de silice activée à 200°C. Une première fraction, qui contient les hydrocarbures aliphatiques, est obtenue en éluant avec 40 ml d'hexane. Une deuxième fraction est obtenue en éluant avec 25 ml d'hexane/dichlorométhane 80:20; cette fraction contient les HAP. Les foies de canard étant plus gras que ceux de poulet utilisés pour optimiser la procédure de purification, une deuxième procédure de purification a été ajoutée avant la séparation sur colonne de florasil et de silice. Cette procédure implique la saponification des lipides par reflux au KOH 1,5 M / MeOH: H₂O 3:1. Le rendement général de ces procédures est de 64 %. Les HAP ont été mesurés à l'aide d'un chromatographe à gaz Varian 3400 et d'un spectromètre de masse (Émilien Pelletier comm. pers.).

Liste des pesticides organochlorés et des congénères de BPC recherchés

Pesticides organochlorés		Congénères de BPC	
1987	1988 et 1989	1987	1988 et 1989
p,p'-DDE	p,p'-DDE		28
p,p'-DDT	p,p'-DDT		31
p,p'-DDD	p,p'-DDD		42
Mirex	Mirex	44	44
photo-Mirex	photo-Mirex	47 ^a	47 ^a
	β-HCH	49	49
γ-HCH	γ-HCH	52	52
	α-HCH	60	60
	<i>trans</i> -Chlordane	64	64
<i>cis</i> -Chlordane	<i>cis</i> -Chlordane	66	66
Oxychlordane	Oxychlordane	70	70
<i>trans</i> -Nonachlore	<i>trans</i> -Nonachlore	87	87
<i>cis</i> -Nonachlore	<i>cis</i> -Nonachlore	97	97
Époxide d'heptachlore	Époxide d'heptachlore	99	99
Dieldrine	Dieldrine	101	101
Aroclor 1254:1260	Aroclor 1254:1260	105	105
Aroclor 1260	Aroclor 1260	110	110
	1245-Tétrachlorobenzène	118	118
	1234-Tétrachlorobenzène	128	128
	Pentachlorobenzène	129	129
Hexachlorobenzène	Hexachlorobenzène	137	137
Octachlorostyrène	Octachlorostyrène	138	138
		141	141
		146	146
		151	151
		153	153
		158	158
		170	170
		171	171
		172	172
		174	174
		180	180
		182	182
		183	183
		185	185
		194	194
		195	195
		200	200
		201	201
		203	203
		206	206

Les BPC totaux, les homologues de chlore 4, 5, 6, 7, 8, 9 et le nombre d'atomes de chlore en position *ortho* 1, 2, 3, 4 ont été obtenus par calcul

^a Contamination survenue durant l'analyse (éliminée des calculs)

Liste des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) recherchés

HAP	Nombre de noyaux aromatiques
Naphthalène	2
Acénaphtylène	2
Acénaphtène	2
Fluorène	2
Phénanthrène	3
Anthracène	3
Fluoranthène	3
Pyrène	4
Chrysène	4
Benzo (a) anthracène	4
Benzo (b) fluoranthène	4
Benzo (k) fluoranthène	4
Benzo (a) pyrène	5
Indéno (1,2,3,c,d) pyrène	5
Dibenzo (a,h) anthracène	5
Benzo (g,h,i) pérylène	6

Annexe 5 Liste des résultats des analyses chimiques. Les concentrations sont exprimées en mg/kg et basées sur le poids frais

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	Eau				HCH			
					%	p,p'-DDT	p,p'-DDD	p,p'-DDE	Mirex	photo-Mirex	alpha	beta
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	68.6	0.0002	0.0002	0.0011	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	72.0	0.0002	0.0002	0.0005	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Étang de ferme	Foie	69	1987	2	72.6	nd	nd	0.0020	nd	nd	-	-
Rivière des Outaouais												
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	71.2	0.0002	0.0002	0.0027	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Ile Douker	Foie	72	1987	1	70.9	0.0860	1.2700	2.9000	nd	<0.0005	-	-
Fleuve Saint-Laurent												
Ile Cou	Foie	14	1988	2	76.7	0.0002	0.0002	0.001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Ile Cou	Foie	14	1988	2	77.8	0.0002	0.0002	0.0009	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Ile Cou	Foie	28	1988	2	74.5	0.0002	0.0037	0.0203	0.0026	0.0001	0.0001	0.0006
Ile Cou	Foie	28	1988	2	73.3	0.0009	0.0017	0.0309	0.0038	0.0001	0.0001	0.0004
Ile Cou	Foie	35	1988	1	79.1	0.0005	0.0009	0.0432	0.0039	0.0001	0.0001	0.0005
Ile Cou	Foie	35	1988	1	78.3	0.0007	0.0023	0.0351	0.0003	0.0001	0.0001	0.0005
Ile Cou	Foie	42	1988	1	72.1	0.0002	0.0008	0.0412	0.0044	0.0001	0.0001	0.0007
Ile Cou	Foie	56	1988	1	70.7	0.0011	0.0011	0.1424	0.0327	0.0001	0.0001	0.0006
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	78.6	0.0002	0.0002	0.0008	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	71.4	0.0006	0.0002	0.0016	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	71.3	0.0007	0.0022	0.0832	0.0096	0.0001	0.0001	0.0006
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	74.3	0.0004	0.0028	0.0248	0.0019	0.0001	0.0001	0.0006
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	74.9	0.0002	0.0022	0.0303	0.0023	0.0001	0.0001	0.0009
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	71.6	0.0002	0.0001	0.0226	0.0042	0.0035	0.0001	0.0001
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	78.8	nd	0.0070	0.0290	0.0030	0.0020	-	-
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	73.0	nd	0.0020	0.0610	0.0030	0.0020	-	-
Ile Plate	Foie	43	1988	2	74.4	0.0006	0.0002	0.0112	0.0009	0.0001	0.0001	0.0002
Ile Plate	Foie	31	1988	1	72.4	0.0026	0.0012	0.0572	0.0014	0.0001	0.0001	0.0005
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	72.8	0.0002	0.0002	0.0019	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	73.7	0.0002	0.0002	0.002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	77.3	0.0002	0.0007	0.0071	0.0003	0.0001	0.0001	0.0002
Étang de ferme	Cerveau	69	1987	2	75.3	nd	nd	0.0020	nd	nd	-	-
Ile Douker	Cerveau	72	1987	1	77.4	0.3520	0.0680	0.1800	nd	nd	-	-
Ile Cou	Cerveau	42	1988	1	79.4	0.0004	0.0002	0.0163	0.0016	0.0001	0.0001	0.0002
Ile Ronde	Cerveau	43	1988	1	79.5	0.0008	0.0002	0.0153	0.0007	0.0001	0.0001	0.0002
Iles de la Paix	Cerveau	31-55	1987	2	81.7	0.0010	0.0010	0.0190	0.0030	0.0010	-	-
Ile Saint-Bernard	Cerveau	70	1987	1	79.9	nd	nd	0.0210	0.0010	0.0010	-	-
Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	75.4	nd	nd	0.0030	nd	nd	-	-
Ile Douker	Muscles	72	1987	1	77.0	0.1060	0.1220	0.0740	nd	nd	-	-
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	77.0	nd	0.0010	0.0050	<0.0005	nd	-	-
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	77.8	nd	nd	0.0040	nd	nd	-	-
Étang de ferme	Reins	69	1987	2	77.3	nd	nd	0.0010	nd	nd	-	-
Ile Douker	Reins	72	1987	1	76.7	0.1930	0.2800	0.1620	nd	nd	-	-
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	78.2	0.0006	0.0006	0.016	0.0012	0.0001	0.0001	0.0004
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	81.6	nd	0.0020	0.0180	0.0030	0.0001	-	-
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	78.4	nd	0.0010	0.0150	0.0010	0.0010	-	-
Ile Ronde	Plasma	43	1988	1	na	0.0002	0.0002	0.0013	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Limite de détection			1987			<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Limite de détection			1988			0.0002	0.0002	-	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Limite de détection			1989			0.0002	0.0001	-	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	HCH		Chlordane			Nonachloro			Epoxido d'heptachloro	Dieldrino
					gamma	delta	trans	oxy	trans	ois				
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0004	0.0005	0.0001	0.0002	0.0033		
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0028		
Étang de ferme	Foie	69	1987	2	nd	nd	-	0.0010	nd	nd	0.0010	0.0010		
Rivière des Outaouais	Foie	25	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.0009	0.0006	0.0001	0.0009	0.002		
Ile du Fer à Cheval	Foie	72	1987	1	nd	nd	-	0.0030	0.0050	nd	0.0030	0.0070		
Fleuve Saint-Laurent	Foie	14	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0004	0.0004	0.0001	0.0003	0.0018		
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002	0.0006		
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0063	0.0042	0.0005	0.0061	0.0128		
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0059	0.0043	0.0003	0.0115	0.0108		
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.004	0.0049	0.0005	0.0064	0.0118		
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.0103	0.0035	0.0001	0.0134	0.0161		
Ile Cou	Foie	42	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.0133	0.0018	0.0001	0.0087	0.0096		
Ile Cou	Foie	56	1988	1	0.0001	0.0002	0.0002	0.0133	0.0138	0.0013	0.0123	0.0333		
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0004	0.0024		
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0003	0.0002	0.0001	0.0004	0.0031		
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0063	0.0093	0.0009	0.014	0.0291		
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0061	0.0051	0.0004	0.0101	0.0193		
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.014	0.0047	0.0001	0.0144	0.021		
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	0	0	0	0	0.0013	0	0.0077	0.0129		
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	nd	nd	-	0.0040	0.0040	0.0010	0.0030	0.0060		
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	0.0010	0.0010	-	0.0190	0.0130	0.0010	0.0070	0.0150		
Ile Plate	Foie	43	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0048	0.0032	0.0001	0.0014	0.0038		
Ile Plate	Foie	31	1988	1	0.0001	0.0002	0.0004	0.0142	0.0081	0.0005	0.0081	0.0097		
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	0.0001	0.0001	0.0002	0.0029	0.0021	0.0001	0.0001	0.0001		
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.0014	0.0017	0.0001	0.0067	0.0043		
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	0.0001	0.0001	0.0001	0.002	0.001	0.0001	0.0034	0.0034		
Étang de ferme	Cerveau	69	1987	2	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	nd		
Ile Douker	Cerveau	72	1987	1	nd	nd	-	0.0010	<0.0005	nd	0.0010	0.0020		
Ile Cou	Cerveau	42	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.0017	0.0001	0.0001	0.0009	0.0011		
Ile Ronde	Cerveau	43	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.0012	0.0006	0.0001	0.0015	0.0039		
Iles de la Paix	Cerveau	31-55	1987	2	nd	nd	-	0.0020	0.0020	<0.0005	0.0010	0.0040		
Ile Saint-Bernard	Cerveau	70	1987	1	nd	nd	-	0.0030	0.0020	<0.0005	0.0010	0.0010		
Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	nd		
Ile Douker	Muscles	72	1987	1	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	0.0010		
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	nd	nd	-	<0.0005	nd	nd	nd	<0.0005		
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	nd	nd	-	0.0010	nd	nd	nd	<0.0005		
Étang de ferme	Reins	69	1987	2	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	nd		
Ile Douker	Reins	72	1987	1	nd	nd	-	0.0010	0.0010	nd	0.0010	0.0030		
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.0023	0.0006	0.0001	0.0029	0.0052		
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	nd	nd	-	0.0020	0.0020	<0.0005	0.0010	0.0030		
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	nd	nd	-	0.0020	0.0010	0.0010	0.0010	0.0020		
Ile Ronde	Plasma	43	1988	1	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002		
Limite de détection			1987		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005		
Limite de détection			1988		0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001		
Limite de détection			1989		0	0	0	0	0.0001	0	0.0002	0.0002		

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	Aroclor 1254/1260 (1=1)	Aroclor 1260	Chlorobenzènes				Dotachloro-styrène
							1245	1234	Penta	Hexa	
Ferme agricole	Foie	0	1988	2	0.0047	0.0018	0.0002	0.0001	0.0003	0.0002	0
Ferme agricole	Foie	0	1988	2	0.0018	0.0009	0.0002	0.0001	0.0006	0.0001	0
Etang de ferme	Foie	69	1987	2	0.0110	0.0040	-	-	-	<0.0005	nd
Rivière des Outaouais											
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	0.0167	0.0036	0.0002	0.0001	0.0007	0.0007	0
Ile Ouker	Foie	72	1987	1	0.0670	0.0140	-	-	-	0.0010	<0.0005
Fleuve Saint-Laurent											
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0082	0.0031	0.0002	0.0001	0.0002	0.0001	0
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0079	0.0025	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.2197	0.0479	0.0002	0.0003	0.0003	0.0026	0.0037
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.2075	0.058	0.0002	0.0001	0.0009	0.003	0.0037
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.5868	0.1281	0.0002	0.0001	0.0003	0.0021	0.0017
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.3023	0.0918	0.0002	0.0001	0.0006	0.0036	0.0036
Ile Cou	Foie	42	1988	1	0.3864	0.125	0.0002	0.0001	0.0004	0.0034	0.0057
Ile Cou	Foie	56	1988	1	1.858	0.8214	0.0002	0.0001	0.0004	0.0039	0.0143
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0044	0.0016	0.0002	0.0001	0.0003	0.0001	0
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0066	0.0028	0.0002	0.0001	0.0003	0.0003	0
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.5636	0.1493	0.0002	0.0001	0.0008	0.0044	0.0103
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.2432	0.0559	0.0002	0.0001	0.0006	0.0029	0.0022
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	0.3186	0.0595	0.0002	0.0001	0.0008	0.0044	0.0045
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	0.258	0.0746	0.0005	0.0003	0.0001	0.0009	0.0034
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	0.3140	0.1200	-	-	-	0.0010	0.0030
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	0.6010	0.1290	-	-	-	0.0020	0.0040
Ile Plate	Foie	43	1988	2	0.3798	0.0705	0.0002	0.0001	0.0005	0.0006	0.0011
Ile Plate	Foie	31	1988	1	0.6934	0.1645	0.0007	0.0001	0.001	0.0036	0.0012
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	0.0603	0.0102	0.001	0.0001	0.0013	0.0149	0.0727
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	0.0375	0.007	0.0002	0.0001	0.0003	0.0006	0.0006
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	0.0583	0.0194	0.0002	0.0001	0.0004	0.0012	0.0004
Etang de ferme	Corveau	69	1987	2	0.0140	0.0060	-	-	-	<0.0005	nd
Ile Ouker	Corveau	72	1987	1	0.0190	0.0060	-	-	-	0.0010	nd
Ile Cou	Corveau	42	1988	1	0.1191	0.0437	0.0002	0.0001	0.0004	0.0018	0.0002
Ile Ronde	Corveau	43	1988	1	0.129	0.024	0.0002	0.0001	0.0004	0.0026	0.0006
Iles de la Paix	Corveau	31-55	1987	2	0.1900	0.0790	-	-	-	0.0010	0.0010
Ile Saint-Bernard	Corveau	70	1987	1	0.1630	0.0440	-	-	-	0.0010	nd
Etang de ferme	Muscles	69	1987	2	0.0100	0.0040	-	-	-	<0.0005	nd
Ile Ouker	Muscles	72	1987	1	0.0160	0.0030	-	-	-	<0.0005	nd
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	0.0460	0.0190	-	-	-	0.0010	nd
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	0.0340	0.0100	-	-	-	<0.0005	nd
Etang de ferme	Reins	69	1987	2	0.0070	nd	-	-	-	<0.0005	nd
Ile Ouker	Reins	72	1987	1	0.0160	0.0050	-	-	-	<0.0005	nd
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0.1361	0.0343	0.0002	0.0001	0.0008	0.002	0.0005
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	0.1920	0.0690	-	-	-	0.0010	0.0020
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	0.1150	0.0290	-	-	-	0.0010	<0.0005
Ile Ronde	Plasma	43	1988	1	0.0091	0.0021	0.0002	0.0001	0.0002	0.0001	0
Limite de détection			1987		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Limite de détection			1988		0.0018	0.0009	0.0002	0.0001	-	-	0
Limite de détection			1989		-	0.0001	0.0005	0.0003	0.0001	-	0.0001

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	Eau (%)							
						28	31	42	44	49	52	60
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	72.0	0.0005	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	68.6	0.0001	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Étang de ferme	Foie	69	1987	2	72.6	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd

Rivière des Outaouais												
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	71.2	0.0004	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Ouwker	Foie	72	1987	1	70.9	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd

Flouve Saint-Laurent												
Ile Cou	Foie	14	1988	2	77.8	0.0001	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Cou	Foie	14	1988	2	76.7	0.0001	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Cou	Foie	28	1988	2	74.5	0.0001	0.0002	0.0007	0.0001	0.0002	0.0002	0.0002
Ile Cou	Foie	28	1988	2	73.3	0.0005	0.0076	0.0009	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Cou	Foie	35	1988	1	78.3	0.0001	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Cou	Foie	35	1988	1	79.1	0.0001	0.0002	0.0011	0.0001	0.0010	0.0010	0.0002
Ile Cou	Foie	42	1988	1	72.1	0.0001	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Cou	Foie	56	1988	1	70.7	0.0002	0.0222	0.0002	0.0001	0.0021	0.0024	0.0009
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	78.6	0.0004	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	71.4	0.0001	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	74.3	0.0002	0.0002	0.0002	0.0001	0.0005	0.0005	0.0002
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	71.3	0.0006	0.0151	0.0012	0.0001	0.0010	0.0011	0.0002
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	74.9	0.0001	0.0002	0.0005	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	71.6	0.0009	0.0003	0.0003	0.0002	0.0002	0.0003	0.0004
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	78.8	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	73.0	-	-	-	0.0010	0.0010	0.0020	nd
Ile Plate	Foie	31	1988	1	72.4	0.0002	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Plate	Foie	43	1988	2	74.4	0.0003	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	72.8	0.0004	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Cap Tourment	Foie	28	1988	1	73.7	0.0004	0.0004	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	77.3	0.0003	0.0012	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002

Étang de ferme	Corveau	69	1987	2	75.3	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd
Ile Ouwker	Corveau	72	1987	1	77.4	-	-	-	<0.0005	nd	nd	nd
Ile Cou	Corveau	42	1988	1	79.4	0.0005	0.0002	0.0107	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Ile Ronde	Corveau	43	1988	1	79.5	0.0001	0.0002	0.0004	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Iles de la Paix	Corveau	31-55	1987	2	81.7	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd
Ile Saint-Bernard	Corveau	70	1987	1	79.9	-	-	-	nd	nd	nd	nd

Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	75.4	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd
Ile Ouwker	Muscles	72	1987	1	77.0	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	77.0	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	77.8	-	-	-	nd	nd	nd	nd

Étang de ferme	Reins	69	1987	2	77.3	-	-	-	nd	nd	nd	nd
Ile Ouwker	Reins	72	1987	1	76.7	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	78.2	0.0005	0.0055	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	81.6	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	78.4	-	-	-	0.0010	nd	nd	nd

Ile Ronde	Sang	43	1988	1	na	0.0006	0.0005	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002

Limite de détection			1987			-	-	-	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Limite de détection			1988			0.0001	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002
Limite de détection			1989			0.0002	0.0003	-	0.0002	0.0002	0.0003	0.0004

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	64	66	70	87	97	99	101	105
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0000	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0000	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Etang de ferme	Foie	69	1987	2	nd							
Rivière des Outaouais												
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Ile Douker	Foie	72	1987	1	nd	0.0040	nd	nd	nd	0.0020	0.0010	0.0010
Fleuve Saint-Laurent												
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0000	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0004	0.0001
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0000	0.0004	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002	0.0001
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0000	0.0107	0.0003	0.0001	0.0001	0.0094	0.0030	0.0057
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0000	0.0085	0.0003	0.0006	0.0001	0.0092	0.0019	0.0048
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0000	0.0100	0.0002	0.0007	0.0001	0.0106	0.0024	0.0073
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0001	0.0515	0.0020	0.0034	0.0001	0.0348	0.0080	0.0234
Ile Cou	Foie	42	1988	1	0.0000	0.0120	0.0002	0.0011	0.0001	0.0142	0.0034	0.0110
Ile Cou	Foie	56	1988	1	0.0005	0.0425	0.0021	0.0055	0.0001	0.0526	0.0148	0.0389
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0000	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0000	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0003	0.0001	0.0001
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0000	0.0129	0.0008	0.0001	0.0001	0.0104	0.0040	0.0067
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0001	0.0277	0.0017	0.0022	0.0001	0.0254	0.0070	0.0140
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	0.0000	0.0135	0.0003	0.0001	0.0001	0.0126	0.0048	0.0086
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	0.0000	0.0025	0.0002	0.0002	0.0042	0.0046	0.0011	0.0035
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	nd	nd	nd	nd	nd	0.0100	0.0020	0.0020
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	<0.0005	0.0090	0.0020	nd	nd	0.0130	0.0030	0.0040
Ile Plate	Foie	31	1988	1	0.0000	0.0055	0.0004	0.0001	0.0001	0.0098	0.0029	0.0064
Ile Plate	Foie	43	1988	2	0.0000	0.0020	0.0002	0.0001	0.0001	0.0032	0.0015	0.0024
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	0.0000	0.0007	0.0002	0.0001	0.0001	0.0009	0.0003	0.0005
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	0.0000	0.0005	0.0002	0.0001	0.0001	0.0006	0.0004	0.0003
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	0.0000	0.0009	0.0002	0.0001	0.0001	0.0014	0.0004	0.0008
Etang de ferme	Corveau	69	1987	2	nd							
Ile Douker	Corveau	72	1987	1	nd	0.0010	nd	nd	nd	0.0020	0.0010	<0.0005
Ile Cou	Corveau	42	1988	1	0.0000	0.0061	0.0002	0.0004	0.0001	0.0066	0.0006	0.0042
Ile Ronde	Corveau	43	1988	1	0.0000	0.0094	0.0002	0.0001	0.0001	0.0087	0.0006	0.0043
Iles de la Paix	Corveau	31-55	1987	2	nd	nd	nd	nd	nd	0.0070	0.0020	0.0020
Ile Saint-Bernard	Corveau	70	1987	1	nd	0.0030	nd	nd	nd	0.0050	0.0010	0.0010
Etang de ferme	Muscles	69	1987	2	nd							
Ile Douker	Muscles	72	1987	1	nd	0.0020	nd	nd	nd	0.0020	0.0010	nd
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	nd	<0.0005						
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	nd	0.0010	nd	nd	nd	0.0020	nd	<0.0005
Etang de ferme	Reins	69	1987	2	nd							
Ile Douker	Reins	72	1987	1	nd	0.0010	nd	nd	nd	0.0010	nd	<0.0005
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0.0000	0.0081	0.0002	0.0001	0.0001	0.0075	0.0013	0.0046
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	nd	nd	nd	nd	nd	0.0060	0.0010	0.0010
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	nd	0.0020	<0.0005	0.0010	<0.0005	0.0030	0.0010	0.0010
Ile Ronde	Sang	43	1988	1	0.0000	0.0008	0.0002	0.0001	0.0001	0.0005	0.0001	0.0003
Limite de détection			1987		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Limite de détection			1988		0	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Limite de détection			1989		0	-	0.0002	0.0002	-	0.0002	0.0002	-

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	110	118	128	129	137	138	141	146
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0000	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0000	0.0000	0.0003	0.0001	0.0000
Étang de ferme	Foie	69	1987	2	nd	nd	nd	nd	nd	0.0010	nd	nd

Rivière des Outaouais												
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	0.0001	0.0007	0.0001	0.0002	0.0000	0.0012	0.0001	0.0001
Ile Douker	Foie	72	1987	1	nd	0.0040	0.0010	<0.0005	nd	0.0050	nd	0.0010

Flouve Saint-Laurent												
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0004	0.0006	0.0001	0.0000	0.0000	0.0005	0.0001	0.0000
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0002	0.0005	0.0001	0.0000	0.0000	0.0006	0.0001	0.0000
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0006	0.0156	0.0020	0.0008	0.0005	0.0160	0.0001	0.0019
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0003	0.0156	0.0022	0.0007	0.0003	0.0151	0.0001	0.0019
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0003	0.0221	0.0031	0.0010	0.0004	0.0221	0.0001	0.0029
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0015	0.0620	0.0058	0.0023	0.0010	0.0429	0.0003	0.0058
Ile Cou	Foie	42	1988	1	0.0005	0.0321	0.0043	0.0014	0.0003	0.0282	0.0001	0.0042
Ile Cou	Foie	56	1988	1	0.0049	0.1110	0.0177	0.0087	0.0030	0.1360	0.0009	0.0202
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0001	0.0002	0.0001	0.0000	0.0000	0.0003	0.0001	0.0000
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0001	0.0007	0.0001	0.0000	0.0000	0.0004	0.0001	0.0000
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0010	0.0176	0.0026	0.0010	0.0004	0.0178	0.0002	0.0022
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0017	0.0401	0.0053	0.0022	0.0011	0.0412	0.0006	0.0058
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	0.0004	0.0223	0.0028	0.0011	0.0003	0.0233	0.0001	0.0028
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	0.0062	0.0120	0.0015	0.0056	0.0001	0.0188	0.0001	0.0033
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	0.0010	0.0220	0.0040	0.0020	0.0010	0.0230	nd	0.0040
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	0.0020	0.0310	0.0100	0.0020	0.0010	0.0440	nd	0.0050
Ile Plate	Foie	31	1988	1	0.0015	0.0221	0.0047	0.0027	0.0004	0.0507	0.0002	0.0062
Ile Plate	Foie	43	1988	2	0.0009	0.0079	0.0020	0.0015	0.0001	0.0278	0.0001	0.0030
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	0.0004	0.0018	0.0002	0.0001	0.0001	0.0044	0.0001	0.0003
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	0.0002	0.0009	0.0002	0.0000	0.0000	0.0027	0.0001	0.0003
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	0.0002	0.0031	0.0003	0.0002	0.0000	0.0042	0.0001	0.0006

Étang de ferme	Cerveau	69	1987	2	nd	0.0010	nd	nd	nd	0.0010	nd	nd
Ile Douker	Cerveau	72	1987	1	nd	0.0020	nd	nd	nd	0.0010	nd	nd
Ile Cou	Cerveau	42	1988	1	0.0001	0.0147	0.0013	0.0006	0.0001	0.0087	0.0001	0.0013
Ile Ronde	Cerveau	43	1988	1	0.0002	0.0163	0.0001	0.0003	0.0002	0.0094	0.0001	0.0018
Iles de la Paix	Cerveau	31-55	1987	2	0.0010	0.0160	0.0030	0.0010	<0.0003	0.0140	nd	0.0030
Ile Saint-Bernard	Cerveau	70	1987	1	nd	0.0130	0.0030	0.0010	<0.0005	0.0120	nd	0.0020

Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	nd	0.0010	nd	nd	<0.0003	0.0010	nd	nd
Ile Douker	Muscles	72	1987	1	nd	0.0010	nd	nd	nd	0.0010	nd	nd
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	nd	0.0040	nd	<0.0003	nd	0.0030	nd	0.0010
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	nd	0.0030	nd	nd	nd	0.0030	nd	0.0005

Étang de ferme	Reins	69	1987	2	nd	<0.0005	nd	nd	nd	0.0010	nd	nd
Ile Douker	Reins	72	1987	1	nd	0.0010	nd	nd	nd	0.0010	nd	<0.0005
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0.0001	0.0137	0.0014	0.0003	0.0001	0.0099	0.0001	0.0014
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	nd	0.0130	0.0030	0.0010	<0.0003	0.0140	nd	0.0020
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	0.0010	0.0080	0.0020	<0.0005	<0.0005	0.0080	nd	0.0010

Ile Ronde	Sang	43	1988	1	0.0001	0.0010	0.0001	0.0000	0.0000	0.0006	0.0001	0.0000

Limite de détection			1987		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Limite de détection			1988		0.0001	0.0001	0.0001	0	0	0.0001	0.0001	0
Limite de détection			1989		0.0001	-	0.0001	0.0001	0.0001	-	0.0001	0.0001
=====												

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	151	153	158	170	171	172	174	180
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0001	0.0003	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0002
Étang de ferme	Foie	69	1987	2	nd	0.0010	nd	nd	nd	nd	nd	<0.0005

Rivière des Outaouais												
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	0.0001	0.0024	0.0000	0.0002	0.0001	0.0000	0.0001	0.0004
Ile Douker	Foie	72	1987	1	nd	0.0040	nd	0.0010	<0.0005	nd	nd	0.0020

Fleuve Saint-Laurent												
Ile Cow	Foie	14	1988	2	0.0001	0.0004	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0002
Ile Cow	Foie	14	1988	2	0.0001	0.0004	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0003
Ile Cow	Foie	28	1988	2	0.0005	0.0119	0.0006	0.0024	0.0007	0.0005	0.0003	0.0055
Ile Cow	Foie	28	1988	2	0.0004	0.0139	0.0005	0.0028	0.0008	0.0003	0.0002	0.0067
Ile Cow	Foie	35	1988	1	0.0001	0.0202	0.0007	0.0048	0.0011	0.0005	0.0002	0.0106
Ile Cow	Foie	35	1988	1	0.0007	0.0359	0.0018	0.0077	0.0021	0.0009	0.0010	0.0149
Ile Cow	Foie	42	1988	1	0.0003	0.0275	0.0008	0.0061	0.0014	0.0007	0.0002	0.0145
Ile Cow	Foie	56	1988	1	0.0028	0.1133	0.0048	0.0371	0.0106	0.0048	0.0018	0.0955
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0001	0.0002	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0001	0.0005	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0003
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0007	0.0134	0.0006	0.0030	0.0009	0.0004	0.0005	0.0065
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0019	0.0351	0.0015	0.0073	0.0023	0.0010	0.0011	0.0173
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	0.0005	0.0164	0.0006	0.0031	0.0010	0.0006	0.0003	0.0069
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	0.0002	0.0142	0.0000	0.0032	0.0010	0.0005	0.0001	0.0086
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	<0.0005	0.0200	0.0010	0.0070	0.0030	0.0010	0.0010	0.0140
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	0.0010	0.0320	0.0020	0.0090	0.0040	0.0010	0.0010	0.0150
Ile Plate	Foie	31	1988	1	0.0026	0.0370	0.0013	0.0092	0.0028	0.0010	0.0011	0.0191
Ile Plate	Foie	43	1988	2	0.0009	0.0157	0.0004	0.0044	0.0012	0.0004	0.0004	0.0082
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	0.0001	0.0021	0.0001	0.0005	0.0003	0.0000	0.0002	0.0011
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	0.0001	0.0013	0.0000	0.0003	0.0001	0.0000	0.0002	0.0009
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	0.0001	0.0043	0.0001	0.0008	0.0006	0.0000	0.0001	0.0022

Étang de ferme	Cerveau	69	1987	2	nd	0.0010	nd	nd	nd	nd	nd	0.0010
Ile Douker	Cerveau	72	1987	1	nd	0.0020	nd	nd	nd	nd	nd	0.0010
Ile Cow	Cerveau	42	1988	1	0.0001	0.0116	0.0003	0.0021	0.0001	0.0002	0.0001	0.0050
Ile Ronde	Cerveau	43	1988	1	0.0001	0.0103	0.0005	0.0011	0.0018	0.0001	0.0001	0.0027
Iles de la Paix	Cerveau	31-55	1987	2	nd	0.0140	0.0010	0.0040	0.0020	0.0010	nd	0.0090
Ile Saint-Bernard	Cerveau	70	1987	1	nd	0.0120	0.0010	0.0030	0.0010	<0.0005	nd	0.0050

Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	nd	0.0010	nd	nd	nd	nd	nd	<0.0005
Ile Douker	Muscles	72	1987	1	nd	0.0010	nd	nd	nd	nd	nd	<0.0005
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	nd	0.0030	nd	0.0010	nd	nd	nd	0.0020
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	nd	0.0030	nd	0.0010	nd	nd	nd	0.0010

Étang de ferme	Reins	69	1987	2	nd	<0.0005	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Ile Douker	Reins	72	1987	1	nd	0.0010	nd	nd	nd	nd	nd	0.0010
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0.0001	0.0097	0.0003	0.0019	0.0015	0.0002	0.0001	0.0039
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	nd	0.0100	0.0010	0.0040	0.0010	0.0010	nd	0.0080
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	nd	0.0080	<0.0005	0.0020	0.0010	<0.0005	nd	0.0030

Ile Ronde	Sang	43	1988	1	0.0001	0.0007	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0002

Limite de détection			1987		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Limite de détection			1988		0.0001	-	0	0.0001	0.0001	0	0.0001	0.0001
Limite de détection			1989		0.0002	-	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	-

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	182	183	185	194	195	200	201	203
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000
Étang de ferme	Foie	69	1987	2	nd							

Rivière des Outaouais												
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000
Ile Douker	Foie	72	1987	1	0.0010	0.0005	nd	nd	nd	nd	0.0010	nd

Flouve Saint-Laurent												
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0045	0.0010	0.0000	0.0007	0.0003	0.0004	0.0014	0.0007
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0041	0.0013	0.0000	0.0009	0.0003	0.0004	0.0017	0.0011
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0068	0.0018	0.0000	0.0015	0.0006	0.0007	0.0029	0.0017
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0141	0.0035	0.0000	0.0020	0.0009	0.0012	0.0047	0.0028
Ile Cou	Foie	42	1988	1	0.0098	0.0025	0.0000	0.0021	0.0007	0.0007	0.0040	0.0022
Ile Cou	Foie	56	1988	1	0.0704	0.0160	0.0003	0.0160	0.0058	0.0000	0.0306	0.0182
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0061	0.0014	0.0000	0.0009	0.0004	0.0000	0.0020	0.0011
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0132	0.0034	0.0000	0.0021	0.0009	0.0000	0.0047	0.0028
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	0.0071	0.0014	0.0000	0.0009	0.0003	0.0000	0.0023	0.0010
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	0.0088	0.0015	0.0001	0.0028	0.0000	0.0001	0.0031	0.0017
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	0.0100	0.0030	nd	0.0020	0.0010	0.0010	0.0050	0.0030
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	0.0130	0.0030	nd	0.0030	0.0010	0.0020	0.0050	0.0030
Ile Plate	Foie	31	1988	1	0.0357	0.0036	0.0000	0.0033	0.0016	0.0000	0.0098	0.0038
Ile Plate	Foie	43	1988	2	0.0229	0.0014	0.0000	0.0016	0.0006	0.0000	0.0059	0.0017
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	0.0010	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0002
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	0.0014	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0000
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	0.0016	0.0003	0.0000	0.0002	0.0000	0.0000	0.0006	0.0003

Étang de ferme	Cerveau	69	1987	2	<0.0005	nd						
Ile Douker	Cerveau	72	1987	1	0.0010	nd						
Ile Cou	Cerveau	42	1988	1	0.0029	0.0009	0.0000	0.0005	0.0001	0.0004	0.0012	0.0007
Ile Ronde	Cerveau	43	1988	1	0.0031	0.0011	0.0000	0.0002	0.0000	0.0000	0.0001	0.0005
Iles de la Paix	Cerveau	31-55	1987	2	0.0070	0.0020	nd	0.0010	nd	0.0010	0.0030	0.0020
Ile Saint-Bernard	Cerveau	70	1987	1	0.0040	0.0010	nd	0.0010	nd	nd	0.0010	0.0010

Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	nd							
Ile Douker	Muscles	72	1987	1	nd							
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	0.0020	0.0010	nd	nd	nd	nd	0.0010	<0.0005
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	0.0010	<0.0005	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Étang de ferme	Reins	69	1987	2	nd							
Ile Douker	Reins	72	1987	1	<0.0005	nd						
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0.0031	0.0007	0.0000	0.0005	0.0002	0.0003	0.0011	0.0006
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	0.0060	0.0020	nd	0.0010	0.0010	0.0010	0.0030	0.0020
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	0.0030	0.0010	nd	nd	nd	nd	0.0010	0.0010

Ile Ronde	Sang	43	1988	1	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000

Limite de détection			1987		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Limite de détection			1988		0	0	0	0	0	0	0.0001	0
Limite de détection			1989		0.0001	-	0.0001	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0001

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	206	Homologue de BPC					
						4	5	6	7	8	9
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0007	0.0003	0.0000	0.0000
Étang de ferme	Foie	69	1987	2	nd	0.0010	0.0000	0.0020	0.0000	0.0000	nd

Rivière des Outaouais											
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	0.0000	0.0003	0.0010	0.0040	0.0009	0.0000	0.0000
Ile Douker	Foie	72	1987	1	nd	0.0050	0.0080	0.0110	0.0045	0.0010	nd

Fleuve Saint-Laurent											
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0000	0.0000	0.0018	0.0010	0.0005	0.0000	0.0000
Ile Cou	Foie	14	1988	2	0.0000	0.0005	0.0013	0.0010	0.0006	0.0000	0.0000
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0002	0.0121	0.0345	0.0345	0.0153	0.0038	0.0002
Ile Cou	Foie	28	1988	2	0.0003	0.0099	0.0327	0.0354	0.0165	0.0045	0.0003
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0005	0.0101	0.0437	0.0507	0.0262	0.0076	0.0005
Ile Cou	Foie	35	1988	1	0.0005	0.0569	0.1334	0.0970	0.0446	0.0117	0.0005
Ile Cou	Foie	42	1988	1	0.0006	0.0121	0.0625	0.0674	0.0355	0.0100	0.0006
Ile Cou	Foie	56	1988	1	0.0058	0.0507	0.2278	0.3078	0.2369	0.0707	0.0058
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0000	0.0000	0.0002	0.0005	0.0001	0.0000	0.0000
Ile Ronde	Foie	15	1988	2	0.0000	0.0000	0.0010	0.0010	0.0006	0.0000	0.0000
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0003	0.0148	0.0399	0.0392	0.0189	0.0046	0.0003
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0009	0.0331	0.0907	0.0954	0.0459	0.0106	0.0009
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	0.0008	0.0144	0.0489	0.0482	0.0207	0.0049	0.0008
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	0.0009	0.0025	0.0319	0.0436	0.0240	0.0078	0.0009
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	nd	0.0010	0.0970	0.0550	0.0390	0.0120	nd
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	nd	0.0150	0.0530	0.0970	0.0460	0.0140	nd
Ile Plate	Foie	31	1988	1	0.0017	0.0060	0.0428	0.1062	0.0727	0.0186	0.0017
Ile Plate	Foie	43	1988	2	0.0006	0.0021	0.0162	0.0520	0.0391	0.0100	0.0006
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	0.0000	0.0007	0.0040	0.0075	0.0035	0.0005	0.0000
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	0.0000	0.0005	0.0026	0.0046	0.0029	0.0003	0.0000
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	0.0001	0.0009	0.0060	0.0101	0.0059	0.0012	0.0001

Étang de ferme	Cerveau	69	1987	2	nd	0.0010	0.0010	0.0020	0.0010	0.0000	nd
Ile Douker	Cerveau	72	1987	1	nd	0.0010	0.0050	0.0030	0.0020	0.0000	nd
Ile Cou	Cerveau	42	1988	1	0.0001	0.0169	0.0269	0.0244	0.0114	0.0030	0.0001
Ile Ronde	Cerveau	43	1988	1	0.0000	0.0099	0.0305	0.0229	0.0101	0.0010	0.0000
Iles de la Paix	Cerveau	31-55	1987	2	nd	0.0010	0.0280	0.0360	0.0250	0.0070	nd
Ile Saint-Bernard	Cerveau	70	1987	1	nd	0.0030	0.0200	0.0310	0.0140	0.0030	nd

Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	nd	0.0010	0.0010	0.0020	0.0000	0.0000	nd
Ile Douker	Muscles	72	1987	1	nd	0.0030	0.0040	0.0020	0.0000	0.0000	nd
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	nd	0.0010	0.0040	0.0070	0.0060	0.0010	nd
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	nd	0.0010	0.0050	0.0065	0.0030	0.0000	nd

Étang de ferme	Reins	69	1987	2	nd	0.0000	0.0000	0.0010	0.0000	0.0000	nd
Ile Douker	Reins	72	1987	1	nd	0.0020	0.0020	0.0020	0.0010	0.0000	nd
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0.0001	0.0081	0.0272	0.0237	0.0116	0.0028	0.0001
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	nd	0.0010	0.0210	0.0310	0.0220	0.0080	nd
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	nd	0.0030	0.0150	0.0190	0.0100	0.0020	nd

Ile Ronde	Sang	43	1988	1	0.0000	0.0008	0.0020	0.0014	0.0004	0.0000	0.0000

Limite de détection			1987		<0.0003	0	0	0	0	0	0
Limite de détection			1988		0	0	0	0	0	0	0
Limite de détection			1989		0.0001	0	0	0	0	0	0

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=Non détecté

Site	Tissu	Temps de séjour (j)	Année	Pool (Nombre de canards)	Nombre d'atome de chlore en position ortho				BPC totaux
					1	2	3	4	
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0005	0.0002	0.0000	0.0000	0.0007
Ferme avicole	Foie	0	1988	2	0.0000	0.0009	0.0001	0.0000	0.0011
Étang de ferme	Foie	69	1987	2	0.0000	0.0030	0.0000	nd	0.0030

Rivière des Outaouais									
Ile du Fer à Cheval	Foie	25	1988	1	0.0017	0.0047	0.0002	0.0000	0.0067
Ile Douker	Foie	72	1987	1	0.0090	0.0180	0.0025	nd	0.0295

Fleuve Saint-Laurent									
Ile Cow	Foie	14	1988	2	0.0008	0.0026	0.0002	0.0000	0.0036
Ile Cow	Foie	14	1988	2	0.0012	0.0022	0.0002	0.0000	0.0037
Ile Cow	Foie	28	1988	2	0.0324	0.0575	0.0101	0.0004	0.1005
Ile Cow	Foie	28	1988	2	0.0375	0.0592	0.0107	0.0004	0.1079
Ile Cow	Foie	35	1988	1	0.0395	0.0826	0.0159	0.0007	0.1389
Ile Cow	Foie	35	1988	1	0.1393	0.1731	0.0309	0.0012	0.3446
Ile Cow	Foie	42	1988	1	0.0553	0.1101	0.0223	0.0007	0.1885
Ile Cow	Foie	56	1988	1	0.2179	0.3416	0.1628	0.0000	0.9224
Ile Ronde	Foie	13	1988	2	0.0006	0.0008	0.0000	0.0000	0.0015
Ile Ronde	Foie	13	1988	2	0.0007	0.0017	0.0002	0.0000	0.0027
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0384	0.0661	0.0138	0.0000	0.1183
Ile Ronde	Foie	29	1988	2	0.0996	0.1615	0.0316	0.0000	0.2927
Ile Ronde	Foie	43	1988	1	0.0450	0.0778	0.0153	0.0000	0.1383
Ile Léonard	Foie	63	1989	3	0.0191	0.0754	0.0174	0.0000	0.1119
Iles de la Paix	Foie	31-55	1987	2	0.0240	0.0930	0.0260	0.0010	0.1440
Ile Saint-Bernard	Foie	70	1987	1	0.0460	0.1460	0.0310	0.0020	0.2250
Ile Plate	Foie	31	1988	1	0.0347	0.1508	0.0630	0.0000	0.2486
Ile Plate	Foie	43	1988	2	0.0129	0.0718	0.0360	0.0000	0.1207
Trois-Rivières	Foie	63	1988	3	0.0035	0.0111	0.0023	0.0000	0.0169
Cap Tourmente	Foie	28	1988	1	0.0026	0.0072	0.0021	0.0000	0.0120
Ile au Canot	Foie	22-30	1988	4	0.0064	0.0158	0.0037	0.0000	0.0261

Étang de ferme	Carveau	69	1987	2	0.0010	0.0040	0.0000	nd	0.0050
Ile Douker	Carveau	72	1987	1	0.0030	0.0070	0.0010	nd	0.0110
Ile Cow	Carveau	42	1988	1	0.0257	0.0510	0.0061	0.0004	0.0834
Ile Ronde	Carveau	43	1988	1	0.0303	0.0375	0.0068	0.0000	0.0746
Iles de la Paix	Carveau	31-55	1987	2	0.0180	0.0620	0.0160	0.0010	0.0970
Ile Saint-Bernard	Carveau	70	1987	1	0.0170	0.0460	0.0080	nd	0.0710

Étang de ferme	Muscles	69	1987	2	0.0010	0.0030	0.0000	nd	0.0040
Ile Douker	Muscles	72	1987	1	0.0030	0.0060	0.0000	nd	0.0090
Iles de la Paix	Muscles	31-55	1987	2	0.0040	0.0110	0.0040	nd	0.0190
Ile Saint-Bernard	Muscles	70	1987	1	0.0040	0.0105	0.0010	nd	0.0155

Étang de ferme	Reins	69	1987	2	0.0000	0.0010	0.0000	nd	0.0010
Ile Douker	Reins	72	1987	1	0.0020	0.0050	0.0000	nd	0.0070
Ile Ronde	Reins	43	1988	1	0.0325	0.0392	0.0076	0.0003	0.0799
Iles de la Paix	Reins	31-55	1987	2	0.0140	0.0530	0.0150	0.0010	0.0830
Ile Saint-Bernard	Reins	70	1987	1	0.0110	0.0310	0.0070	nd	0.0490

Ile Ronde	Sang	43	1988	1	0.0034	0.0023	0.0002	0.0000	0.0060

Limite de détection			1987		0	0	0	0	0
Limite de détection			1988		0	0	0	0	0
Limite de détection			1989		0	0	0	0	0

Trois-Rivières= Embouchure de la rivière Saint-Maurice
nd=non détecté

ANNEXE 6

Contaminants à l'étude

Les métaux lourds: Les concentrations de métaux dans les oiseaux sont influencées par plusieurs processus physiologiques et biologiques tels que l'âge, la mue, la croissance, la reproduction, le temps d'exposition, les habitudes alimentaires et la migration (Delbeke *et al.*, 1984; Honda *et al.*, 1985, 1986; Braune et Gaskin, 1987a).

Le **mercure** est présent naturellement dans le sol du Québec, notamment dans les roches ignées ou métamorphiques. Les sources de mercure comme polluant sont l'industrie du chlore-alcali, l'usage de combustibles fossiles dans les produits pharmaceutiques et dans les résidus de certaines usines de plastiques, où ils sont utilisés comme catalyseurs. Les composés organo-mercuriques ont été utilisés autrefois comme fongicides dans l'industrie des pâtes et papiers et l'agriculture.

Le **cadmium** se trouve communément sous forme de sulfures, le greenockite (CdS). Au Québec, aucun gisement de cadmium n'est actuellement exploité. Il est utilisé dans l'électroplacage, pour protéger les autres métaux contre l'oxydation, comme pigment dans la peinture, comme agent stabilisateur dans les plastiques, dans les piles électriques (Ni-Cd), et comme fongicide. Le cadmium retrouvé en milieu naturel peut provenir d'une source ponctuelle tel une industrie, une mine ou bien être associé aux pluies acides par lesquelles il peut être transporté sur de longue distance. Le cadmium est un métal non essentiel aux organismes et un toxique qui s'accumule principalement dans les reins et le foie. Les concentrations de cadmium dans les reins des Canards de Pékin (1,6 à 25 mg/kg) sont nettement supérieures à celles des tissus musculaires des oiseaux marins (0,033 à 0,310 mg/kg) du golfe Saint-Laurent en 1971 (Noble et Elliott, 1986) et de la sauvagine (< 0,26 mg/kg) récoltés au Québec au cours des cinq dernières années (SCF, données inédites).

Le **plomb** est principalement associé au soufre (PbS). Au Québec, le plomb est récupéré comme sous-produit lors de l'exploitation de plusieurs sites miniers. Les sources de pollution sont: l'essence et les huiles à moteurs, les peintures, les plombs de chasse et les effluents miniers.

Les concentrations de plomb dans les reins des Canards de Pékin sont nettement supérieures à celles des tissus musculaires de canards recueillis au Québec en 1988, 1989 et 1990 (SCF, données inédites).

L'incidence des plombs de chasse dans le gésier des Canards de Pékin (23 %; n = 23) est supérieure, quoique non-significative, à celle des canards barboteurs de la région de Montréal en 1987 (6,3 %; n = 349) et en 1988 (7,1 %; n = 506) (Lemay *et al.*, 1989). La disponibilité relative des billes est probablement responsable de ces différences. Elle est influencée par la pression de chasse, le type d'habitat, le type de fond, la vitesse de sédimentation, les différences entre les espèces comparées (habitudes alimentaires) et les dates de capture et le temps de séjour des canards au même endroit (White et Stendell, 1977; Lemay *et al.*, 1989).

Le nombre de billes ingérées est inférieur à 6 dans 80 % des gésiers de Canards de Pékin; il est semblable (90 %) à celui des canards barboteurs et plongeurs récoltés au Québec en 1987 et 1988 (Lemay *et al.*, 1989). Seule exception, un canard élevé à l'île Ronde (43 jours), où l'on a dénombré 61 plombs de chasse. Ce canard serait probablement mort sous peu, car la mortalité des canards élevés en captivité augmente avec le nombre de billes ingérées (Finley et Dieter, 1978; Bellrose, 1980) et que leur survie est fonction de leur régime alimentaire (Jordan, 1968; Sanderson et Bellrose, 1986; Chasko *et al.*, 1984).

Une fois ingérées, certains plombs de chasse peuvent être retenus des semaines dans le gésier, où ils sont érodés chimiquement (pH du gésier 2,0 à 3,0) et mécaniquement en une forme soluble de plomb (sel de plomb) et sont absorbés par le tractus digestif, tandis que d'autres peuvent être éliminés rapidement par les fèces. Parmi les facteurs pouvant influencer les concentrations de plomb dans l'organisme, notons la présence de bille de plomb dans le gésier, le type et la disponibilité du plomb, le régime alimentaire de l'individu, sa condition physiologique (mue, infections, etc.), le temps écoulé entre l'ingestion des plombs de chasse et la capture des canards (Locke et Bagley, 1967, *in* CNRC, 1973; Longcore *et al.*, 1974; Barltrop et Khoo, 1975; White et Stendell, 1977; Chasko *et al.*, 1984; Calle *et al.*, 1982; Sanderson et Bellrose, 1986) de même que les facteurs environnementaux (Kendall et Scanlon, 1984).

Le **dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT)** qui a été utilisé en Amérique du Nord comme pesticide durant les années 60 fut banni au début des années 70. Ses deux principaux dérivés sont le DDE (dichlorodiphényldichloroéthylène), le plus persistant dans l'environnement, et le DDD (dichlorodiphényldichloroéthane). Même si les concentrations de DDT et de ses métabolites dans la plupart des animaux ont diminué au cours des dernières décennies au Canada (Elliott *et al.*, 1988b; Pearce *et al.*, 1989), ils sont encore présents. A l'exception des concentrations relevées dans le foie des Canards de Pékin à l'île Dowker (1,3 mg/kg p,p'-DDD et 2,9 mg/kg p,p'-DDE), toutes les autres sont inférieures à 0,35 mg/kg. Ces concentrations sont d'ailleurs inférieures à celles rencontrées dans les oeufs d'oiseaux marins collectionnés dans l'estuaire et le golfe Saint-Laurent entre 1968-1985 (Noble et Elliott, 1986) et dans le foie de Canards de Pékin élevés sur un site très contaminé au lac Ontario (Weseloh *et al.*, 1994).

Le **mirex** a été utilisé dans le sud des États-Unis pour le contrôle des fourmis (poison stomacal) et comme ignifugeant

dans des composantes électroniques et plastiques (Kaiser, 1978; Eisler, 1985). Le mirex et le photo-mirex sont très persistants dans l'environnement (Ivie *et al.*, 1974). La voie et le destin du mirex sont particulièrement intéressants au Québec puisqu'aucune source locale de ce composé n'est connue, la principale voie d'entrée étant le lac Ontario. Les concentrations de mirex dans les oeufs d'oiseaux marins collectionnés dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent entre 1968 et 1985, varient entre 0,01 et 0,07 mg/kg (Noble et Elliott, 1986; Elliott *et al.*, 1988b; Pearce *et al.*, 1989) et sont supérieures à celles des Canards de Pékin élevés sur le fleuve Saint-Laurent (maximum 0,03 mg/kg). On note que la présence de photo-mirex (8-monohydroxy-mirex), un métabolite du mirex, est négligeable dans la plupart des Canards de Pékin.

La famille des **cyclodiènes** regroupe les chlordanes, les nonachlores, l'heptachlore et la dieldrine. Le chlordane utilisé comme insecticide, contient 10,6 % de *cis*-chlordane, 9 % de *trans*-chlordane, 7 % de nonachlore et 8 % d'heptachlore, tandis que l'heptachlore utilisé comme insecticide contient 74 % d'heptachlore, 15 % de *cis*-chlordane et 2,5 % de *trans*-chlordane (Noble et Elliott, 1986).

Le *cis*-chlordane, l'époxide d'heptachlore (métabolite de l'heptachlore) et le *trans*-chlordane sont rapidement métabolisés dans les tissus aviens (Stickel *et al.*, 1979). Le nonachlore est aussi persistant que l'oxychlordane (métabolite du chlordane). La dieldrine, l'oxychlordane et l'époxide d'heptachlore sont les cyclodiènes les plus toxiques chez les oiseaux. Toutefois, les effets additifs de ces composés peuvent entraîner des mortalités à des concentrations plus basses que celles reconnues comme létales pour un seul.

Le *cis*-chlordane, le *trans*-chlordane et l'époxide d'heptachlore étant rapidement métabolisés chez les oiseaux; leur présence en concentrations significatives peuvent indiquer une exposition récente (Noble et Elliott, 1986). Les Canards de Pékin n'ont probablement pas été fortement exposés à ces produits durant leur séjour en milieu naturel étant donné les faibles concentrations détectées (maximum 0,014 mg/kg).

L'oxychlordane est détecté dans la plupart des échantillons analysés; la concentration maximale dans le foie est de 0,014 mg/kg (l'île Plate; 31 jours). Les concentrations de *trans*-nonachlore, le plus abondant des deux isomères de nonachlore, varient entre la limite de détection (0,0001 mg/kg) et 0,014 mg/kg (île Cow; 56 jours). Ces concentrations sont de 5 à 10 fois inférieures à celles trouvées dans les oeufs d'oiseaux marins du golfe Saint-Laurent (Noble et Elliott, 1986; Pearce *et al.*, 1989).

La dieldrine est très persistante dans les tissus aviens. Sa demi-vie dans la volaille est estimée à 42 jours (Kan, 1978). La concentration maximale observée au Québec est de 1,04 mg/kg et provient d'oeufs de Fou de Bassan récoltés en 1969 à l'île Bonaventure (Noble et Elliott, 1986). En 1984, cette valeur a baissé à 0,15 mg/kg; elle demeure néanmoins supérieure à celle du foie des Canards de Pékin (maximum 0,03 mg/kg).

L'insecticide BHC (**hexachlorocyclohexane**) a été largement utilisé avant 1970. Il contient plus d'isomère α (entre 60 % et 80 %) que de β , σ , γ et ϵ hexachlorocyclohexane (HCH) (Noble et Elliott, 1986; Dikshith *et al.*, 1989). Le BHC a été remplacé par le lindane, qui contient 99 % de γ -HCH. Ce dernier est d'ailleurs le plus toxique, son action est cependant neutralisée en présence des autres isomères (Dikshith *et al.*, 1989).

Kan (1978) et Tanabe *et al.*, (1984) considèrent que la biodégradation est le facteur principal entraînant la disparition des isomères de HCH (α , γ et β). Leurs concentrations sont toutes proches de la limite de détection. L'isomère β -HCH est considéré comme le plus stable, il est d'ailleurs le plus abondant dans cette étude (maximum 0,0009 mg/kg).

Les **chlorobenzènes**: L'hexachlorobenzène (HCB) est un fongicide dont l'utilisation fut interrompue en 1971 au Québec. Cependant, plusieurs procédés industriels et certains herbicides produisent ou contiennent de l'hexachlorobenzène. La transformation de l'aluminium, les industries de pâte et papier, le textile, le pentachlorophénol, le dacthal, l'atrazine et la simazine, encore utilisés, au Québec sont autant de sources possibles de HCB (Eisler, 1989). Il est particulièrement persistant chez les oiseaux (Kan, 1978).

Les concentrations de 1,2,3,4 et 1,2,4,5-tétrachlorobenzènes sont presque toutes à la limite de détection. Les penta et les hexachlorobenzènes sont détectés à la plupart des stations. Les concentrations maximales de penta (0,001 mg/kg) et hexachlorobenzènes (0,015 mg/kg) proviennent de l'embouchure de la rivière Saint-Maurice, et sont probablement associées aux nombreuses industries de pâte et papier présentes le long de cet important tributaire du Saint-Laurent.

Les **octachlorostyrènes (OCS)** semblent être des sous-produits de processus industriels entourant des réactions entre le carbone et le chlore à de hautes températures. Ils sont très résistants à la dégradation métabolique chez le rat (Chu *et al.*, 1982). La plus forte concentration a été trouvée à l'embouchure de la rivière Saint-Maurice (0,07 mg/kg) et est probablement reliée aux nombreuses industries installées le long de ce cours d'eau.

Les **biphényles polychlorés (BPC)** synthétisés pour la première fois vers 1881 ont vu leur production industrielle débiter en 1929. Ce n'est toutefois qu'en 1966 qu'un chercheur suédois, le docteur Jensen, découvrit des BPC dans des organismes vivants, alors qu'il cherchait à mesurer des résidus de pesticides. On se rendit alors compte que les BPC s'accumulaient dans la chaîne alimentaire et qu'ils étaient présents en quantité significative dès 1942 dans l'environnement (Jensen, 1972).

Les biphényles polychlorés sont composés de deux anneaux benzéniques reliés, auxquels se rattachent, en nombre variable, des atomes de chlore. Les propriétés des 209 congénères possibles sont variables. Ainsi en ce qui a trait à leur toxicité, 197 le sont relativement peu, 8 modérément et 4 fortement (Safe, 1988).

Le producteur majeur de BPC en Amérique du Nord, Monsanto Corp., a produit une série de composés appelés Aroclor 1242, 1248, 1254 et 1260. Les deux derniers chiffres correspondent au pourcentage de chlore dans le produit. L'Aroclor 1242 est donc composé en majoritairement par des congénères de BPC ayant peu d'atomes de chlore tandis que pour le mélange 1260 on y retrouve surtout des congénères ayant plusieurs atomes de chlore.

A cause de leur stabilité les BPC étaient utilisés jusqu'à tout récemment comme fluide hydrauliques et diélectriques dans les transformateurs et les condensateurs, lubrifiants à haute pression, agents de refroidissement et comme substances anti-volatiles dans certains pesticides. Depuis 1980, l'utilisation des BPC dans tout nouveau produit est interdite au Canada.

Les congénères les plus abondants sont ceux n'ayant aucune position *méta* et *para* consécutive libre. Les congénères ayant des atomes de chlore à ces positions (2,3,4 et 2,4,5), sont considérés comme résistants à la transformation (de Frietas et Norstrom, 1974; Matthews et Detric, 1984). Les congénères #138, 153 et 180 sont considérés comme les plus persistants dans l'environnement (de Frietas et Norstrom, 1974; Muhlebach et Bickel, 1981; Tanabe *et al.*, 1981; Wyss *et al.*, 1982; Hansen *et al.*, 1983). Le principal mécanisme de dégradation des BPC chez les oiseaux est l'insertion d'un atome d'oxygène sur deux atomes de carbone adjacents (sans atome de chlore) par les microsomes hépatiques (OFM), lequel est dégradé à son tour en une forme hydroxylé de BPC (Sundstrom *et al.*, 1976). Le composé hydroxylé est conjugué à une ou plusieurs molécules polaires, pour être excrété dans la bile ou l'urine. Un deuxième mécanisme est l'insertion d'un atome d'oxygène entre les positions *ortho* et *méta*.

Des 75 congénères de **dioxines (PCDD)** et des 135 congénères de **furannes (PCDF)**, seuls ceux qui sont facilement bioaccumulables chez les organismes supérieurs, c'est-à-dire ceux possédant des atomes de chlore en position 2,3,7,8 (Stalling *et al.*, 1985; van den Berg *et al.*, 1987; Erickson *et al.*, 1989), ont été analysés. Les principales sources de dioxines et de furannes sont les processus chimiques entourant la synthèse des pesticides (les phénoxy et les chlorophénols) ainsi que la production et l'incinération des BPC (Simoneit *et al.*, 1975; CNRC 1981; Eisler, 1986, 1989; van den Berg *et al.*, 1987).

Des oeufs de Grands Becs-scie (*Mergus merganser*) et de Goélands argenté (*Larus argentatus*) récoltés en 1989 en amont de la zone d'élevage des Canards de Pékin (125 km) sur la rivière Saint-Maurice présentaient des concentrations 2,3,7,8-TCDF (111 ng/kg) et de 2,3,7,8-TCDD (48 ng/kg) (données inédites S.C.F.) voisines de celles des Canards de Pékin (2,3,7,8-TCDD 14 ng/kg et 2,3,7,8-TCDF 145 ng/kg). Les concentrations de dioxines et de furannes dans les foies de Goélands argentés et de Goélands à bec cerclé (*Larus delawarensis*) juvéniles capturés sur une île de la rivière Saint-Maurice, en face de l'usine responsable de cette pollution, sont inférieures à 35 ng/kg (données inédites SCF). Cependant les aires d'alimentation des parents n'étant pas connues, il est impossible de statuer sur la contamination de la nourriture apportée aux jeunes.

Les HxCDD, HpCDD et OCDD dans le canard de Thurso peut provenir du milieu ou de la ferme avicole. En effet, le court temps de séjour de ce dernier en milieu naturel (25 jours) conjugué à la longue demi-vie de ces composés dans l'organisme nous laisser supposer qu'il proviennent de la ferme d'élevage. La contamination en dioxines et en furannes du canard de l'île Cow (lac Saint-François) serait principalement due aux BPC provenant de la région industrielle de Massena.

Les **hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)** sont constitués exclusivement de carbone et d'hydrogène; leur structure moléculaire comprend au moins deux noyaux aromatiques fusionnés. Ces composés réputés cancérigènes pour les animaux sont aussi potentiellement mutagènes et tératogènes. Les HAP possèdent des points de fusion et d'ébullition élevés, une faible tension de vapeur et une très grande capacité d'adsorption. Ils sont formés lors de la combustion ou de la pyrolyse incomplète des matières organiques. Ils sont également présents dans le pétrole brut et ses dérivés (CNRC, 1983).

Ces composés faiblement bioaccumulables sont absent ou sous forme de traces dans le foie des Canards de Pékin. Les facteurs qui peuvent expliquer notre incapacité à détecter des HAP sont le faible rendement de la méthode analytique (65 %), la transformation progressive des HAP en différents métabolites sous l'action de certaines enzymes (OFM), le court temps de séjour et la petite quantité de HAP présents sur les sites.

ANNEXE 7

Occurrence des pesticides organochlorés (OC) et des congénères de BPC détectés dans les tissus des Canards de Pékin capturés au Québec en 1987, 1988 et 1989

Site	Année	Tissu	Temps de séjour	Pool n	OC %	BPC %	Total %
Ferme avicole	1988	Foie	0	2	18	10	13
Ferme avicole	1988	Foie	0	2	41	12	22
Étang de ferme	1987	Foie	69	2	44	14	23
<i>Rivière des Outaouais</i>							
Ile du Fer à Cheval	1988	Foie	25	1	41	32	35
Ile Dowker	1987	Foie	72	1	75	49	57
<i>Fleuve Saint-Laurent</i>							
Ile Cow	1988	Foie	14	2	41	27	32
Ile Cow	1988	Foie	14	2	32	24	27
Ile Cow	1988	Foie	28	2	68	80	76
Ile Cow	1988	Foie	28	2	68	73	71
Ile Cow	1988	Foie	35	1	64	68	67
Ile Cow	1988	Foie	35	1	68	85	79
Ile Cow	1988	Foie	42	1	64	71	68
Ile Cow	1988	Foie	56	1	77	90	86
Ile Ronde	1988	Foie	15	2	45	20	29
Ile Ronde	1988	Foie	15	2	32	15	21
Ile Ronde	1988	Foie	29	2	68	76	73
Ile Ronde	1988	Foie	29	2	68	88	81
Ile Ronde	1988	Foie	43	1	59	71	67
Ile Léonard	1989	Foie	63	3	73	63	67
Iles de la Paix	1987	Foie	31-55	2	81	73	75
Ile Saint-Bernard	1987	Foie	70	1	94	86	89
Ile Plate	1988	Foie	31	1	77	73	75
Ile Plate	1988	Foie	48	2	55	68	63
Ile Saint-Quentin	1988	Foie	63	3	41	56	51
cap Tourmente	1988	Foie	28	1	45	46	46
Ile au Canot	1988	Foie	22-30	4	55	56	56
Étang de ferme	1987	Cerveau	69	2	25	19	21
Ile Dowker	1987	Cerveau	72	1	63	27	38
Ile Cow	1988	Cerveau	42	1	50	66	60
Ile Ronde	1988	Cerveau	43	1	55	54	54
Iles de la Paix	1987	Cerveau	31-55	2	88	65	72
Ile Saint-Bernard	1987	Cerveau	70	1	69	59	62
Étang de ferme	1987	Muscles	69	2	25	19	21
Ile Dowker	1987	Muscles	72	1	44	24	30
Iles de la Paix	1987	Muscles	31-55	2	50	38	42
Ile Saint-Bernard	1987	Muscles	70	1	38	32	34
Étang de ferme	1987	Reins	69	2	19	19	19
Ile Dowker	1987	Reins	72	1	63	30	40
Ile Ronde	1988	Reins	43	1	50	66	60
Iles de la Paix	1987	Reins	31-55	2	81	65	70
Ile Saint-Bernard	1987	Reins	70	1	81	70	74
Ile Ronde	1988	Sang	43	1	27	32	30