REVUE DE LA VALEUR DES ÉTANGS EN MILIEU AGRICOLE POUR LA FAUNE ET DES POSSIBILITÉS DE CONTAMINATION CHIMIQUE ET BACTÉRIOLOGIQUE

Luc Bélanger, Environnement Canada, Direction de la conservation de l'environnement, Service canadien de la faune, 1141 route de l'Église, C.P. 10100, Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

Jean Rodrigue, Environnement Canada, Direction de la conservation de l'environnement, Service canadien de la faune, 1141 route de l'Église, C.P. 10100, Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

Charles Maisonneuve, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 150 boul. René-Lévesque est, Québec (Québec), G1R 4Y1

Line Choinière, Environnement Canada, Direction de la conservation de l'environnement, Service canadien de la faune, 1141 route de l'Église, C.P. 10100, Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

Jean Maltais, Environnement Canada, Direction de la conservation de l'environnement, Service canadien de la faune, 1141 route de l'Église, C.P. 10100, Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES N° 319
Service canadien de la faune
Région du Québec 1998

© Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 1998
Numéro de catalogue CW 69-5/319F
ISBN 0-662-82915-8

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

Le long du fleuve Saint-Laurent, des Grands Lacs jusqu'à son embouchure, plus de 70 % des terres humides sont disparues. La plaine de la vallée du Saint-Laurent a tout particulièrement été fortement affectée puisqu'une grande partie des milieux humides y a été asséchée à des fins agricoles mais aussi au profit de l'urbanisation et de l'industrialisation. Somme toute, les milieux humides ne constituent plus que 0,3 % de la superficie totale de la vallée du Saint-Laurent, soit près de 52 500 ha. Ainsi, les étangs que l'on retrouve encore aujourd'hui dans la plaine agricole de la vallée du Saint-Laurent sont souvent les derniers milieux humides présents, notamment là où l'agriculture est très intensive. Ces étangs ou dépressions humides d'origine naturelle, ont été pour la plupart du temps reprofilés par la main de l'homme, que ce soit pour les besoins de certaines pratiques agricoles ou pour d'autres fonctions. On possède malheureusement très peu d'information sur leur valeur réelle pour la faune.

Une meilleure connaissance de l'importance et de la valeur de ces étangs permettrait de mieux promouvoir la conservation et l'aménagement intégré de ces habitats en milieu agricole. La présente revue de littérature constitue de ce fait, la première étape d'une démarche conjointe du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et du Service canadien de la faune d'Environnement Canada visant à documenter la valeur des étangs pour la faune et à vérifier leur potentiel de conservation et d'aménagement. Plus spécifiquement, à travers les connaissances disponibles dans la littérature, nous voulions savoir : 1) si les différents étangs présents en milieu agricole sont effectivement utilisés par la faune et quelles espèces semblent le plus en bénéficier, 2) quelles sont les caractéristiques biophysiques des étangs qui semblent favoriser davantage la faune et 3) quelles sont les informations manquantes à l'utilisation des étangs par certains groupes fauniques et aux facteurs environnementaux qui influencent l'utilisation de ces étangs par la faune. De plus, puisque les étangs sont souvent approvisionnés via le ruissellement des eaux des terres agricoles adjacentes, nous nous sommes intéressés aux possibilités de contamination chimique et bactériologique de la faune utilisant ces habitats.

Notre revue de la littérature sur la valeur des étangs en milieu agricole pour la faune, a permis de retenir 20 études portant spécifiquement sur ce type d'habitats. La majorité d'entre elles furent réalisées en Amérique du Nord, principalement dans les prairies canadiennes et les États du centre et du nord-ouest des États-Unis, sur une période s'étalant de 1952 à 1994; seulement quatre de ces études ont été réalisées dans l'est du continent. Du point de vue de la contamination de la faune, à l'exception de l'herpétofaune, peu d'études ont porté directement sur les étangs de ferme mais plusieurs sur les étangs d'épuration des eaux usées.

Nous avons mis en lumière les éléments suivants :

1) les étangs en milieu agricole sont utilisés par plusieurs espèces de canards barboteurs dont notamment le Canard colvert et la Sarcelle à ailes bleues. Selon les conditions présentes, le Rat musqué et plusieurs espèces d'amphibiens utiliseront également ce type d'habitat, souvent le seul en milieu agricole à présenter des conditions d'eau stables et permanentes en période estivale. Peu de travaux ont tenté de déterminer la valeur des étangs aménagés en milieu agricole pour les autres espèces d'oiseaux, tant terrestres qu'aquatiques, et peu d'études ont considéré la valeur des étangs comme outil de conservation de la biodiversité en milieu agricole au sens large;

2) les densités de couples et de couvées de canards dans les étangs varient énormément selon les secteurs d'étude. Ces différences découlent de divers éléments tels a) la densité et la diversité des populations de sauvagine présentes dans le secteur d'étude, b) l'importance des étangs aménagés par rapport à l'ensemble des milieux humides naturels disponibles, c) les caractéristiques (notamment la superficie), le type et l'âge des étangs, de

même que d) la vocation du territoire agricole environnant, donc des opportunités et des conditions de nidification offertes;

3) généralement, la superficie des étangs est le facteur le plus déterminant pour expliquer la fréquentation des étangs par les couples et par les couvées de canards. Cependant, d'autres facteurs environnementaux influencent aussi la sélection des étangs aménagés en milieu agricole tels que la superficie en eau peu profonde colonisée par la végétation submergée, la présence de végétation émergente, la limpidité de l'eau, le nombre de taxons d'invertébrés, la présence de bandes riveraines herbacées et une ligne de rivage sinueuse. Toutes ces dernières variables sont plus ou moins reliées entre elles et découlent souvent de l'âge même des étangs;

4) la pente de la berge, la granulométrie du sol, la hauteur du talus, la profondeur de l'eau, la sinuosité de la rive et la présence de végétation aquatique sont tous des facteurs déterminants de l'utilisation des étangs aménagés par le Rat musqué. La densité et la disponibilité des groupements végétaux aquatiques seraient tout particulièrement déterminants tandis que la végétation riveraine qui entoure l'étang serait aussi importante car les Rats musqués préfèrent les étangs où la rive est colonisée par des herbacées basses ne bloquant pas le passage de la lumière nécessaire au développement des plantes aquatiques;

5) l'un des usages le plus conflictuel des étangs par la faune face à l'agriculture est assurément relié à la présence des Rats musqués car les terriers qu'ils creusent causeraient des dommages importants au barrage ou à la digue de retenue des étangs, créant des problèmes de contrôle du niveau de l'eau et d'étanchéité. Cependant, diverses solutions sont proposées et elles sont facilement applicables;

6) les étangs en milieu agricole sont le plus souvent alimentés par les eaux de ruissellement contenant une mixture complexe de contaminants chimiques et bactériologiques dissous ou en suspension. La composition de ces eaux de ruissellement, et conséquemment la qualité de l'eau des étangs, est variable et dépend du taux de précipitations dans la région, de la topographie et des caractéristiques du sol, du patron régional d'utilisation des terres, des taux en vigueur d'application des fertilisants et des pesticides, des pratiques de labour et de multiples autres facteurs. À la lumière de la revue de littérature que nous avons effectuée, il n'existerait aucun cas rapporté, au Québec comme ailleurs, de mortalité d'oiseaux dans ou près d'étangs en milieu agricole qui serait relié aux pesticides, pas plus que de données précises sur les concentrations de pesticides présents dans l'eau de ces étangs. Cependant, de tels cas de mortalité massive reliés aux contaminants ont été rapportés chez l'herpétofaune. Finalement, un effet indirect est aussi possible chez la sauvagine comme chez les autres espèces fauniques, compte tenu de la forte toxicité des produits sur les invertébrés présents dans les étangs et qui servent souvent de source de nourriture.

7) la majorité des études recommandent un étang de superficie de plus de 0,5 ha dont les rives sont sinueuses. On recommande aussi des pentes relativement douces, de moins de 20 % ou 30 degrés. Cependant, pour ce qui est du Rat musqué, il faudrait au contraire que les pentes soient davantage accentuées pour favoriser le creusage des terriers. La plupart des espèces préfèrent des étangs dont les berges sont végétées et où la végétation émergente est présente. L'exclusion ou un accès contrôlé de l'étang (dans le temps ou l'espace) pour le bétail serait donc une solution idéale pour favoriser un meilleur couvert végétal sur les rives. Il est suggéré de maintenir un niveau d'eau relativement peu élevé, c'est-à-dire de moins de 60 cm de profondeur, de façon à favoriser le développement de la végétation aquatique. Finalement, on recommande que, pour un nombre similaire d'étangs à aménager sur un territoire donné, l'on favorise un regroupement en grappe des étangs.

Notre revue nous a aussi permis de cibler un certain nombre de lacunes quant aux connaissances sur la valeur des étangs en milieu agricole, le plus notable étant sans aucun doute le fait qu'on possède très peu de données pour ce qui est de la valeur faunique des étangs dans l'est du continent. Finalement, de plus amples travaux sont aussi nécessaires pour préciser les possibilités de contamination, notamment en rapport avec l'herpétofaune.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été rendue possible grâce au financement accordé à Luc Bélanger et Jean Rodrigue d'Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, dans le cadre du Plan conjoint des habitats de l'Est, du Plan d'action Saint-Laurent – Vision 2000 et de l'argent de fonctionnement du Service canadien de la faune, de même qu'à Charles Maisonneuve dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent – Vision 2000. Nous remercions également M. Denis Lehoux du Service canadien de la faune pour sa participation financière au projet, notamment en rapport avec les possibilités de contamination de la faune dans les étangs d'eaux usées de même que Mme Françoise Lapointe pour la révision soignée du texte.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé (p. i)
Remerciements (p. iii)
Liste des tableaux (p. vi)

1.- Problématique (p. 1)

2.- Méthodologie et littérature consultée

2.1 Critères utilisés lors de la revue de littérature (p. 4)

2.2 Aperçu de la littérature consultée (p. 5)

3.- Valeur faunique des étangs en milieu agricole

3.1 Utilisation par la faune

3.1.1 Sauvagine

Abondance relative des espèces (p. 8)

Densité des couples et des couvées (p. 11)

3.1.2 Autres espèces d'oiseaux (p. 13)

3.1.3 Mammifères (p. 15)

3.2 Facteurs environnementaux influencent l'utilisation des étangs par la faune

3.2.1 Sauvagine et autres espèces d'oiseaux (p. 17)

3.2.2 Rat musqué (p. 20)

3.2.3 Herpétofaune (p. 21)

3.3 Problèmes liés à la présence de la faune et conflits d'usages (p. 23)

4.- Trappe écologique et problèmes de contamination de la faune

4.1 Impact direct et indirect sur le succès reproducteur (p. 25)

4.2 Problèmes potentiels de contamination de la faune (p. 26)

4.2.1 Identification des principaux contaminants et de leurs sources

Contamination chimique

- *Les pesticides* (p. 28)
- *Les fertilisants chimiques et naturels* (p. 33)

° *Les métaux et les dépôts acides* (p. 36)

Contamination bactériologique (p. 38)

4.2.2 Effets directs et indirects des contaminants chimiques et naturels

Avifaune (p. 41)

Herpétofaune (p. 45)

4.3 Autres menaces pour la faune (p. 48)

5.- Recommandations de conservation et d'aménagement des étangs en milieu agricole

5.1 Configuration et localisation des étangs

5.1.1 Superficie et forme (p. 50)

5.1.2 Sinuosité, pente et texture des berges (p. 51)

5.1.3 Localisation et relation avec les autres éléments du paysage (p. 51)

5.2 Autres usages et entretien préconisés des étangs par rapport à la faune

5.2.1 Accès aux rives et abreuvement du bétail (p. 55)

5.2.2 Profondeur, niveau d'eau et vidange (p. 56)

5.2.3 Contrôle de la végétation riveraine et aquatique (p.57)

5.2.4 Relations avec les autres usages (récréatifs, sportifs, cueillette, etc.) (p. 60)

6.- Conclusion sur la valeur des étangs aménagés en milieu agricole et identification des besoins en recherche appliquée (p. 62)

7.- Littérature citée et autres ouvrages consultés (p. 65)

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Localisation géographique, type et caractéristiques des étangs des principales études consultés. (p. 6)

Tableau 2. Abondance relative des différentes espèces de canards recensées dans des étangs en milieu agricole lors des études consultées. (p. 12)

Tableau 3. Utilisation des étangs en milieu agricole par les couples reproducteurs et les couvées de canards telle que rapportée dans les différentes études consultées. (p. 14)

Tableau 4. Liste des principaux pesticides utilisés au Québec selon les différents types de cultures (source : Cossette et coll. 1988). (p. 30)

Tableau 5. Persistance dans l'environnement et toxicité de certaines matières actives utilisées en agriculture au Québec (source : Cossette et coll. 1988). (p.31)

Tableau 6. Exemples de cas de mortalité d'oiseaux associés à l'utilisation de pesticides en milieu agricole (adapté de : Sheehan et coll. 1987 ; Elliot et coll. 1997). (p.44)

Tableau 7. Recommandations sur l'aménagement des étangs en milieu agricole pour la sauvagine. (p. 52)

Tableau 8. Recommandations sur l'aménagement des étangs en milieu agricole pour le rat musqué. (p.53)

Tableau 9. Critères visant la création d'un étang pour la Grenouille léopard. (p. 59)

1. PROBLÉMATIQUE

Le long du fleuve Saint-Laurent, des Grands Lacs jusqu'à son embouchure, plusieurs milliers d'hectares de terres humides sont disparues. La plaine de la vallée du Saint-Laurent a tout particulièrement été fortement affectée puisqu'une grande partie des milieux humides présents y a été asséchée à des fins agricoles mais aussi au profit de l'urbanisation et de l'industrialisation. Ainsi, plus de 20 000 km de cours d'eau y auraient été redressés et près de 590 000 ha de terres y furent drainées. Le long du fleuve proprement dit, près de 4 000 ha de marais ont été endigués, dont le tiers pour permettre différentes formes d'agriculture (Anonyme 1985). Aujourd'hui, on estime que les milieux humides ne constituent plus que 0,3 % de la superficie totale de la plaine du Saint-Laurent, soit près de 52 500 ha (L. Bélanger et coll., Bilan des habitats et de l'utilisation du sol dans le sud du Québec, Service canadien de la faune, en prép.).

Ainsi , les étangs que l'on retrouve encore aujourd'hui dans la plaine agricole de la vallée du Saint-Laurent sont souvent parmi les derniers milieux humides présents, tout particulièrement là où l'agriculture est très intensive. Ces étangs, ou dépressions humides d'origine naturelle, ont été la plupart du temps reprofilés par la main de l'homme, que ce soit pour les besoins de certaines pratiques agricoles ou pour d'autres fonctions. Ainsi, en milieu rural, ils peuvent servir de réservoirs d'eau pour l'irrigation des cultures maraîchères, d'étangs d'abreuvement pour le bétail, de réserves d'eau en cas d'incendie de même que de bassins d'évaporation ou de décantation des eaux usées. Ils peuvent également servir à des fins d'élevage (de poissons ou de canards domestiques) ou avoir un simple rôle esthétique ou récréatif. Conséquemment, ce sont souvent les seuls milieux humides en paysage agricole qui offrent des conditions d'eau stables et permanentes tout au cours de la période estivale.

Un nombre important d'étangs a été aménagé dans certaines provinces des prairies canadiennes et dans plusieurs États américains. Ainsi, on compterait plus de 10 000 étangs totalisant plus de 14 000 ha en Alabama (Byrd 1952 *in* Beshears et Haugen 1953). Dans le Dakota du Sud, au cours des dernières décennies, la construction des étangs se faisant au rythme d'environ 100 par année (Bue et coll. 1952), on en compterait aujourd'hui plus 88,000 dans ce seul État (Ruwaldt et coll. 1979). Dans l'ensemble des États-Unis, il y aurait au total plus 2,1 millions d'étangs en milieu agricole aménagés par les agriculteurs et les propriétaires privés (USDA 1982).

Si d'une part, on a depuis longtemps mis en lumière le fort potentiel faunique et la valeur des étangs comme outil de conservation de la biodiversité et d'aménagement pour la faune dans les agroécosystèmes et si d'autre part, des techniques ont été mises de l'avant pour y minimiser les risques potentiels de contamination (Bradford et coll. 1991) ou les conflits d'usage (Earthat 1969), on constate malheureusement que l'on possède très peu d'information actuellement concernant la localisation, le nombre et les caractéristiques des milliers d'étangs de ferme que l'on retrouve partout au Québec. Ces derniers seraient tout particulièrement présents dans certaines régions du Québec à forte vocation maraîchère, comme la région de Québec ou celles du sud-ouest et du nord de Montréal. Au début des années 1970 on comptait plus de 300 étangs dans la région de Saint-Hyacinthe (Y. Pesant, MAPAQ, comm. pers.). Au milieu des année 1990, on comptait par exemple plus de 350 à l'Île d'Orléans et près de 250 dans le bassin versant de la rivière Boyer. D'autre part, on possède également très peu de données sur leur valeur réelle pour la faune et, bien qu'il existe certains guides ou normes d'aménagement à l'intention des producteurs agricoles et des propriétaires privés concernant la création de tels étangs par le maintien d'eau dans des bas-fonds mal drainés et difficilement cultivables, il n'y a présentement

aucune volonté, pas plus que d'outils d'intégration ou de gestion intégrée faune-agriculture des étangs en milieu agricole. Finalement, les risques que les étangs puissent représenter des trappes écologiques en favorisant une plus forte prédation ou une contamination accrue de la faune a été peu abordée. Enfin, il faut mentionner que ce type d'habitat peut voir son importance augmentée dans le cadre des changements hydrologiques prévus dans l'hypothèse d'un réchauffement climatique important.

Une meilleure connaissance de l'importance et de la valeur de ces étangs permettrait donc de mieux promouvoir la conservation de la qualité des ressources renouvelables eau-sol-faune et une utilisation plus polyvalente des terres dans une perspective de développement durable et de maintien de la biodiversité en milieu agricole. La présente revue de littérature constitue de ce fait la première étape d'une démarche conjointe du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et du Service canadien de la faune d'Environnement Canada visant à mieux connaître la valeur des étangs pour la faune et à vérifier leur potentiel de conservation et d'aménagement. Plus spécifiquement, à travers les connaissances disponibles dans la littérature, nous voulions 1) savoir si les différents étangs présents en milieu agricole sont effectivement utilisés par la faune et quelles espèces semblent le plus en bénéficier, 2) identifier quelles sont les caractéristiques biophysiques des étangs qui semblent favoriser davantage la faune et 3) cibler les informations manquantes quant à l'utilisation des étangs par certains groupes fauniques et aux facteurs environnementaux qui influencent l'utilisation de ces étangs par la faune. Nous nous sommes aussi intéressés à savoir si les étangs en milieu agricole peuvent représenter un danger pour la faune qui les fréquente en agissant comme trappe écologique. Une attention spéciale a été accordée à l'utilisation des étangs comme moyen d'épuration des eaux. Cette question a été abordée sous

deux aspects, soit en terme d'impact direct sur le succès reproducteur des espèces et en terme d'impact indirect sur la santé de la faune.

2. MÉTHODOLOGIE ET LITTÉRATURE CONSULTÉE

2.1 Critères utilisés lors de la revue de littérature

Il existe une littérature relativement abondante sur la valeur des étangs et des autres types de milieux humides de petite superficie pour la faune. Un certain nombre de critères ont donc guidé notre choix des articles scientifiques et des rapports techniques retenus pour la réalisation de la présente revue de littérature. Puisqu'il semblait y avoir une distinction très nette à faire entre les étangs selon leur origine et le type de paysages auquel ils étaient associés (forestier, urbain, périurbain et agricole), la sélection des travaux a donc été limitée strictement aux études réalisées en paysage agricole (ou agroécosystème) et portant sur des étangs créés ou modifiés par l'homme. Nous avons aussi limité notre revue à l'utilisation par l'avifaune, l'herpétofaune et les mammifères et, dans la mesure du possible, nous avons évité la littérature portant sur l'utilisation d'étangs naturels d'origine glaciaire ou l'usage d'étangs à des fins d'élevage piscicole. De plus, afin que cette revue soit représentative des phénomènes que l'on observe au Québec, on a tenté de mettre l'accent le plus possible sur les études effectuées dans des conditions climatiques et écologiques comparables aux nôtres. Toutefois, puisque ce sujet a été relativement peu abordé dans l'est du continent, nous avons dû consulter une littérature plus vaste comprenant des études effectuées dans l'ouest du Canada et des États-Unis. Enfin, des études plus globales portant sur la valeur des milieux humides pour la faune de même que certaines revues de littérature (Eng et coll. 1979 par exemple) ont aussi été consultées. Pour ce qui est des études sur la contamination de la faune, peu d'entre elles portant spécifiquement sur des cas de contamination chimique ou bactériologique dans des étangs de ferme en milieu agricole furent identifiées, mais la littérature portant sur les

étangs d'eaux usées étaient plus abondantes. Dans un cas comme dans l'autre, l'herpétofaune a souvent été davantage étudiée que les autres groupes fauniques.

2.2 Aperçu de la littérature consultée

Notre revue de la littérature sur la valeur des étangs en milieu agricole pour la faune a permis de retenir une vingtaine d'études portant spécifiquement sur ce type d'habitats. La majorité de celles-ci furent réalisées en Amérique du Nord, principalement dans les prairies canadiennes et dans les États du centre et du nord-ouest des États-Unis, sur une période s'étalant de 1952 à 1994; seulement quatre de ces études ont été réalisées dans l'est du continent. La grande majorité des études consultées portait sur l'utilisation par la faune d'étangs d'abreuvement pour le bétail. La liste complète des études et une brève description des caractéristiques des étangs alors étudiés apparaissent au tableau 1.

Tableau 1. Localisation géographique, type et caractéristiques des étangs des principales études consultées.

AUTEURS	LIEU DE L'ETUDE	TYPE D'ÉTANG	SUPERFICIE DES ÉTANGS
Ruwaldt et coll. 1979	Dakota du sud	Étangs naturels et d'abreuvement	nd
Lokemoen 1971	Dakota du sud	50 étangs d'abreuvement	1,3 ha en moyenne
Mack et Flake 1980	Dakota du sud	276 étangs d'abreuvement	nd
Whyte et Cain 1981	Texas	3 étangs creusés et clôturés en 1956, accès partiel ou total au bétail en 1977	0,34 ha, 1,02 ha et 1,74 ha
Bue et coll. 1952	Dakota du sud	50 étangs	0,05 - 4,0 ha, > 1m de profond
Hudson 1983	Montana	27 étangs d'abreuvement	0,2 - 5,0 ha
Benson 1981	Virginie de l'Ouest	4 étangs artificiels dont l'âge varie de 4 ans à 90 ans	
Shanks et Arthur 1952	Missouri	40 étangs de ferme	0,02 - 3,4 ha
Earhart 1969	Californie	3 réservoirs sur une ferme située en bordure d'un marécage.	0,4 - 1,8 ha
Beshears et Haugen 1953	Alabama	89 étangs de ferme	nd
Dodge et Jessop 1972	Utah	7 étangs d'épuration des eaux	3,3 ha en moyenne
Hickman 1994	Illinois	11 étangs créés en pompant de l'eau sur des terres agricoles abandonnées et des sablières	nd
Blanchette(1985)	Québec	9 étangs dont 3 étangs d'épuration et 6 sablières	0,4-1,8 ha
Svingen 1991	Wyoming	61 étangs d'abreuvement localisés dans un secteur à dominance de pâturages	nd
Piest et Sowls 1991	Arizona	un étang de traitement des eaux crée à même un lac existant	19 ha
Joyner 1980	Ontario	7 étangs similaires excavés dans une vieille prairie entourée de pâturages et de champs de céréales	de 1,22 - 1,40 ha
Rumble et Flake 1983	Dakota du sud	36 étangs d'abreuvement	0,6 - 3,0 ha
Lokemoen 1973	Dakota du nord	50 étangs d'abreuvement	0,02 - 2,4
Godin et Joyner 1981	Ontario	39 étangs aménagés	0,04 - 3,8 ha
Bélanger et Couture 1988	Québec	9 étangs dont 3 étangs d'épuration et 6 sablières	0,4 - 1,8 ha

3. VALEUR FAUNIQUE DES ÉTANGS EN MILIEU AGRICOLE

Malgré le fait qu'ils n'aient pas été nécessairement aménagés à cet effet, les étangs en milieu agricole présentent un attrait indéniable pour la faune. Pour plusieurs espèces animales, la présence d'eau est un critère important et même primordial dans la sélection de leur habitat, que ce soit pendant les migrations, en période de reproduction ou à toute autre période de leur cycle vital. Parmi les espèces directement associées à la présence d'eau ou de milieux humides, on retrouve bien sûr des amphibiens et des reptiles, mais aussi des oiseaux tels la sauvagine ou les oiseaux de rivage, ainsi que des mammifères comme le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*). Pour certaines d'entre elles, la présence d'un plan d'eau à l'intérieur de leur domaine vital revêt un caractère essentiel alors que pour d'autres espèces, les étangs ne sont qu'une façon de subvenir à certains de leurs besoins vitaux (boire, se nettoyer, etc.). Il est donc évident que le nombre total d'espèces animales que l'on pourra répertorier près des étangs sera toujours supérieur au nombre d'espèces pour lesquelles la présence d'un étang revêt un caractère vital. Ainsi, il est indéniable que la présence d'étangs en milieu agricole contribue grandement à la conservation et au maintien de la biodiversité, tant à l'échelle locale que régionale.

Pour illustrer ce propos, Lack (1989), dans un ouvrage général sur l'agriculture et la faune aviaire, rapporte les résultats de plusieurs études décrivant la relation entre la présence d'étangs et celle de différentes espèces d'oiseaux sur plusieurs fermes en Angleterre. Il rapporte que le nombre total d'espèces observées quatre ans avant et quatre ans après la disparition d'un étang chutait de 23 à 17. De plus, le nombre de territoires d'au moins cinq espèces associées de plus ou moins près aux étangs diminuait de façon significative après la disparition de ces derniers. Ainsi, l'absence de certaines espèces d'oiseaux sur les fermes était directement liée à la disparition des étangs. D'autres auteurs (voir notamment Lack 1989) ont aussi observé que la création d'un étang

occasionnait une augmentation du nombre de territoires de diverses espèces d'oiseaux présentes dans les habitats environnants.

3.1 Utilisation par la faune

Dans la section qui suit, nous verrons plus en détail la valeur des étangs en milieu agricole pour différents groupes fauniques. Il est à noter que la plupart des études disponibles portaient sur des espèces ayant une valeur économique et étant associées de près à la présence d'étangs, telles que la sauvagine et le Rat musqué par exemple. Peu d'études ont considéré la valeur des étangs en milieu agricole comme outil de conservation de la biodiversité au sens large.

3.1.1 Sauvagine

Abondance relative des espèces

Plusieurs des études consultées portaient sur l'utilisation de différents types d'étangs par la sauvagine. Une conclusion commune à celles-ci étaient que les étangs sont utilisés par une grande diversité d'espèces (Tableau 2). À titre d'exemple, Ruwaldt et coll. (1979) ont observé dans divers types d'étangs d'abreuvement dans le Dakota du Sud sept espèces de canards barboteurs, dont le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*), le Canard siffleur (*A. americana*), le Canard pilet (*A. acuta*), les Sarcelles à ailes bleues (*A. discors*) et à ailes vertes (*A. crecca*), le Canard chipeau (*A. strepera*) et le Canard souchet (*A. clypeata*). Ces auteurs mentionnent que les étangs étudiés supportaient davantage de couples des deux premières espèces que tous les autres types de milieux humides à l'étude, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique. Lokemoen (1973), qui a étudié trois types d'étangs d'abreuvement pour le bétail mais dans le Dakota du Nord cette fois, a également observé les mêmes espèces de canards; de celles-ci, les colverts comptaient pour environ 50 % des individus observés. Rumble et Flake (1983) pour le même type d'étangs, ont aussi observé des couvées de différentes espèces ; toutefois, la Sarcelle à ailes bleues et le Canard

colvert étaient les espèces les plus abondantes. Finalement, Svingen (1991) a observé 22 espèces de canards et d'oies dans des étangs d'abreuvement au Wyoming, la Sarcelle à ailes vertes et le Canard colvert dominant cette liste. Cependant, contrairement aux autres études, celle d'Hudson (1983) au Montana révèle que ce même type d'étangs était surtout utilisé par le Canard pilet, le Canard siffleur de même que la Sarcelle à ailes bleues et le Canard souchet (tableau 2).

Pour ce qui est des autres types d'étangs rencontrés en milieu agricole, Piest et Sowls (1985) ont documenté l'utilisation par les canards barboteurs d'un étang de 19 ha servant à l'épuration des eaux rurales en Arizona. Un total de huit espèces de canards y a été observé, le Canard colvert étant de loin l'espèce dominante. Au Québec, dans une étude sur l'utilisation par les couvées de différents types d'étangs, dont notamment des étangs d'épuration et divers étangs creusés (sablière) et situés près d'un milieu agricole, Bélanger et Couture (1988) ont observé au total sept espèces de canards barboteurs, dont le Canard pilet, le Canard colvert et le Canard noir (*Anas rubripes*).

Notre revue des principales études sur l'utilisation des étangs en milieu agricole par la sauvagine indique que deux espèces, soit la Sarcelle à ailes bleues et le Canard colvert, sont généralement celles qui utilisent le plus ce type d'habitat (tableau 2). Comme le mentionne Svingen (1991), ceci peut-être lié au fait que le canard colvert possède une grande aire vitale et peut coloniser des étangs davantage isolés. De plus, c'est une espèce reconnue pour utiliser des milieux ouverts et pour bien tolérer la présence de l'homme. Pour ce qui est de la Sarcelle à ailes bleues, bien que cette espèce a l'habitude d'une plus petite aire vitale, elle est bien adaptée à utiliser un complexe de milieux humides présentant des conditions écologiques différentes comme par exemple des étangs regroupés (Svingen 1991). Si les étangs d'abreuvement sont localisés près de champs de foin et de pâturages, cette espèce est aussi reconnue pour utiliser les prairies à

graminées basses de ces habitats comme sites de nidification, comme cela est le cas au Québec (Massé et Raymond 1988).

D'autre part, les canards barboteurs utilisent les étangs en milieu agricole tôt au printemps, dès qu'ils se libèrent de leurs glaces (Eng et coll. 1976), ce qui évidemment varie d'une région à l'autre. Au Manitoba, il semble d'ailleurs que les étangs soient davantage fréquentés du début du printemps jusqu'au début de l'été (mi-juin). Hoffman (1970) a en effet observé une augmentation du nombre de canards barboteurs du début à la fin du mois de mai. Cet auteur a observé 11 espèces de canards dans un marais naturel comparativement à sept pour des étangs creusés dans le même secteur. De plus, ces étangs creusés étaient fréquentés deux semaines plus tard que les baies de marais naturels disponibles à proximité. Les Sarcelles à ailes bleues et les Sarcelles à ailes vertes, ainsi que les Canards souchets, utilisaient les étangs dans une plus grande proportion que les baies, alors que l'inverse était observé pour les Canards pilets, les colverts et les morillons (*Aythya sp.*). Cette différence dans l'utilisation des étangs serait liée à la chronologie de nidification des différentes espèces. Les Canards pilets et les Canards colverts étant des nicheurs plus hâtifs, contrairement à la Sarcelle à ailes bleues par exemple, avaient probablement déjà commencé à nicher avant que la glace qui recouvrait les étangs n'ait eu le temps de fondre. Cependant, ces espèces pourraient utiliser les étangs aménagés si elles nichent à nouveau à la suite de la perte de leur premier nid.

Finalement, notre revue indique que de façon générale, les étangs sont très peu utilisés par les canards plongeurs. Même s'ils ont déjà observé quelques couples de canards plongeurs dans les étangs étudiés au Dakota du sud, Bue et coll. (1952) mentionnent n'avoir jamais observé de couvées de ces espèces pendant la période de reproduction, les étangs accueillant alors surtout des canards barboteurs. Svingen (1991) rapporte aussi que, même si plusieurs canards plongeurs

furent observés en migration lors de son étude, peu d'individus ont tenté de s'y reproduire en raison de l'absence d'étangs d'une superficie suffisamment grande et possédant un niveau d'eau stable et des herbiers émergents importants. Cette absence peut aussi être liée au fait que, si les canards barboteurs nichent sur la terre ferme souvent à moins de 100 pieds des étangs, les canards plongeurs choisissent quant à eux des sites de nidification situés directement dans les herbiers de plantes émergentes situés près de la rive. Or, notamment là où le bétail a accès aux rives, on retrouve généralement peu ou pas ce type de végétation autour des étangs en milieu agricole.

La plupart des étangs aménagés en milieu agricole qui furent étudiés jusqu'à ce jour étaient relativement jeunes et conséquemment, ils n'étaient utilisés que par des espèces pionnières dont les exigences écologiques sont moins grandes (Eng et coll. 1979). Ces auteurs soulignent qu'avec le temps, la végétation aquatique s'y développera et certaines espèces de canards plongeurs pourront alors davantage utiliser les étangs.

Densité des couples et des couvées

Plusieurs des études que nous avons consultées rapportent une forte utilisation par la sauvagine d'étangs aménagés en milieu agricole lors de la période de reproduction. Par exemple, Mack et Flake (1988) font état que 83 des 276 étangs d'abreuvement qu'ils ont étudiés, soit près de 30 %, avaient été utilisés au moins une fois par une couvée de canards. Nous avons indiqué au tableau 3 les densités de couples et de couvées telles que rapportées dans différentes études.

Tableau 2. Abondance relative des différentes espèces de canards recensées dans des étangs en milieu agricole lors des études consultées.

AUTEURS	NOMBRE TOTAL D'ESPÈCES	ABONDANCE RELATIVE DES ESPÈCES (%)								
		COL	CHI	SIFF	SAV	SAB	SOU	PIL	NO	PL
Svingen 1991	22	31,0	6,5	9,8	22,0	9,8	2,3	4,0	0,0	10,0
Piest and Sowls 1985	8	34,0	12,7	0,0	8,6	0,0	0,3	8,1	0,0	5,5
Joyner 1981	9	17,1	15,5	0,0	1,1	29,4	4,3	8,0	1,1	3,7
Bue et coll. 1952	6	32,2	3,8	0,8	0,0	35,7	7,4	20,2	0,0	0,0
Mack et Flake 1980	4	34,9	8,3	0,0	0,0	45,3	0,0	11,5	0,0	0,0
Hudson 1983	nd	0,0	0,0	15,0	0,0	13,0	13,0	17,0	0,0	0,0
Rumble and Flake 1983	nd	25,5	0,0	0,0	0,0	40,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Lokemoen 1973	7	48,0	4,5	16,0	4,5	15,0	3,0	9,5	0,0	0,0

COL (Canard colvert), CHI (Canard chipeau), Siff (Canard siffleur d'Amérique), SAV (Sarcelle à ailes vertes, SAB (Sarcelle à ailes bleues,), SOU (Canard souchet), PIL (Canard pilet), NOI (Canard noir), PL (Canards plongeurs).

On remarque que ces dernières varient énormément d'une étude (d'une région) à l'autre. Ainsi, la densité de couples reproducteurs varie de 2,0 à 26,5/ha, tandis que la densité de couvées atteignait une valeur maximale de 17,1/ha. Ces différences découlent de divers éléments tels que 1) la densité et la diversité des populations de sauvagine présentes dans le secteur d'étude, 2) l'importance des étangs aménagés par rapport à l'ensemble des milieux humides naturels disponibles, 3) les caractéristiques (notamment la superficie), le type et l'âge des étangs, de même que 4) la vocation du territoire agricole environnant, donc des opportunités et des conditions de nidification offertes. Par exemple, il est raisonnable de penser que des étangs relativement jeunes, situés dans un secteur dominé par les grandes cultures plutôt que par des pâturages, localisés dans une région où la sauvagine est normalement peu abondante et où d'autres milieux humides de qualité sont disponibles, soient très peu utilisés.

3.1.2 Autres espèces d'oiseaux

Peu de travaux ont tenté de déterminer la valeur des étangs aménagés en milieu agricole pour les autres espèces d'oiseaux, tant terrestres qu'aquatiques. Notre revue nous a permis en fait de retrouver seulement trois études qui en font mention. Hickman (1994) a comparé l'utilisation par l'avifaune d'étangs aménagés sur des terres agricoles abandonnées en Illinois. Cette comparaison indique que les nouveaux étangs aménagés ont permis l'utilisation du secteur par cinq espèces rares ou menacées qui étaient absentes du site auparavant.

Tableau 3. Utilisation des étangs en milieu agricole par les couples reproducteurs et les couvées de canards telle que rapportée dans les différentes études consultées.

AUTEURS	DENSITÉ DE COUPLES	DENSITÉ DE COUVÉES
Svingen 1991	2,6/ha	1,0/ha
Piest and Sowls 1985	9,9/ha	17,1/ha
Bélanger et Couture 1988	-	0,4-2,0/ha
Hudson 1983	7,8-26,8/ha	4,8-10,6/ha
Lokemoen 1973	4,4 /ha	0,0-0,7/ha
Stoudt 1969	2,0-6,5/ha	-
Ruwaldt et coll. 1979	2,2-3,0/ha	-

Les résultats obtenus indiquent aussi une augmentation dans l'aire d'étude du nombre total d'espèces reproductrices, tant au niveau des espèces inféodés au milieu humide que celles davantage terrestres et utilisant les habitats adjacents (Figure 1). Les espèces ayant le plus bénéficié (ceci étant défini ici en terme d'augmentation d'au moins dix couples reproducteurs) de l'arrivée des étangs étaient : le Chevalier grivelé (*Actitis macularia*), le Troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*), la Paruline jaune (*Dendroica petechia*), le Bruant chanteur (*Melospiza melodia*), le Carouge à épaulettes (*Agelaius phoenicus*), le Vacher à tête brune (*Molothus alter*) et le Chardonneret jaune (*Carduelis tristis*).

Pour sa part, lors de ses travaux dans le Dakota du Sud, Lokemoen (1971) rapporte l'utilisation d'étangs d'abreuvement pour le bétail par dix espèces d'oiseaux autres que la sauvagine, les plus communes étant le Pluvier kildir (*Charadrius vociferus*), la Maubèche des champs (*Bartramia longicauda*) et le Carouge à épaulettes. Finalement, en Californie, une étude de l'utilisation par la faune aviaire d'étangs d'évaporation des eaux de drainage en milieu agricole (Bradford *et coll.* 1991) fait état que ce type d'étangs étaient très utilisés par les oiseaux de rivage (limicoles), notamment par le Pluvier siffleur (*Charadrius melodus*). Les espèces dénombrées y nicheraient, s'y alimenteraient ou utiliseraient seulement ce type d'étangs comme aire de repos. De façon générale, la diversité des oiseaux était plus grande à l'automne et à l'hiver lorsque les oiseaux en migration s'ajoutaient à la population résidente (Bradford *et coll.* 1991).

3.1.3 Mammifères

Notre revue n'a permis de localiser que trois études sur l'utilisation des étangs en milieu agricole par les mammifères et celles-ci concernaient toutes le Rat musqué. Cela découle sûrement du fait que les Rats musqués, tout en étant une ressource économique potentielle pour les agriculteurs (via le trappage et la vente des peaux) soulèvent la crainte de ces derniers

principalement à cause des dommages qu'ils peuvent causer à la structure de l'étang. En fait, on a davantage chercher à minimiser plutôt qu'à favoriser, via des travaux d'aménagement par exemple, l'utilisation des étangs par cette espèce.

Selon Shanks et Arthur (1952), il ne fait aucun doute que les étangs de ferme constituent un habitat additionnel d'importance pour le Rat musqué. Lors de leur étude de 40 étangs situés dans le Missouri, 12 d'entre eux supportaient une famille. Ces étangs, qui étaient utilisés par des adultes et des jeunes en hiver, avaient une superficie de plus de 0,8 ha. Par contre, ces auteurs suggèrent qu'il n'y avait pas de sélection des étangs proprement dit, aucun type d'étangs n'étant plus fréquenté qu'un autre, même si les étangs différaient en terme de densités de végétation aquatique, d'accès du bétail aux rives, etc. De plus, détail intéressant, Shanks et Arthur (1952) ont observé à 15 reprises des déplacements de Rats musqués en dehors de leur domaine vital, 11 de ces déplacements ayant été effectués d'un étang à un autre, alors que les quatre autres avaient eu lieu entre un étang et un cours d'eau voisin. Cela laisse donc supposer que les ressources au niveau d'un étang donné n'étaient pas suffisantes pour subvenir à l'ensemble des besoins (alimentaires ou autres) des individus présents. Cependant, il est aussi possible que ces déplacements aient été associés à la dissolution des familles et à la dispersion des jeunes.

En Alabama, une autre étude a démontré que 46 % des étangs (41/89) étaient colonisés par les Rats musqués (Beshears et Haugen 1953). La présence de juvéniles confirme que ces derniers s'y reproduisent. Ces auteurs reliaient l'établissement de populations de Rats musqués dans ces étangs, au fait que ces derniers fournissaient une source d'eau permanente dont le niveau variait peu, de la nourriture en abondance et des berges propices à la formation de terriers. Il est en effet reconnu que le Rat musqué préfère les zones d'eau où le niveau d'eau fluctue peu, ayant une zone d'eau peu profonde et où on retrouve une grande biomasse de plantes aquatiques

émergentes composées principalement de quenouilles (*Typha sp*). Les variations subites du niveau de l'eau sont un facteur de mortalité important chez le Rat musqué car elles le forcent à quitter son terrier. Il devient ainsi plus vulnérable à la prédation et même à la noyade.

Le plus grand nombre d'individus inventorié lors de l'étude de Beshears et Haugen (1953) était de 67 dans un étang de 23,9 ha (2,8 individus/ha). Dans un autre étang, celui-ci de 1,2 ha de superficie, les auteurs ont enregistré une densité encore plus grande, soit 5,7 Rats musqués/ha. Toutefois, d'après un rapport de capture effectué par un des agriculteurs propriétaire d'étangs dans ce même secteur d'étude, la densité pourrait même atteindre 22,7 individus/ha certaines années.

3.2 Facteurs environnementaux influençant l'utilisation des étangs par la faune

3.2.1 Sauvagine et autres espèces d'oiseaux

De toutes les caractéristiques biophysiques des étangs que l'on a mesurées lors des diverses études visant à mettre en relation l'utilisation des étangs aménagés avec le nombre de couples reproducteurs ou de couvées de canards, il ressort clairement que la superficie des étangs est l'un des principaux facteurs régissant la sélection des étangs. Ruwaldt et coll. (1979) au Dakota du Sud, ont démontré que les étangs de plus grande superficie étaient davantage utilisés pendant la période de la nidification par les canards barboteurs que ceux ayant une superficie inférieure à 0,1 ha, même si ces derniers étaient autant utilisés par les couples. Quant à Svingen (1991) au Wyoming, il a observé que le nombre de couples sur des étangs d'abreuvement était directement corrélé à la superficie des étangs. Cependant, bien que la majorité des couvées furent observées dans des étangs de superficie supérieure à 0,6 ha, aucune relation significative n'a été enregistré entre l'utilisation par les couvées et la superficie des étangs. Au Montana, Hudson (1983) a conclu également que le nombre de couples était principalement fonction de la superficie

des étangs d'abreuvement, davantage que n'importe quelle autre des mesures d'habitat; les plus petits étangs, c'est-à-dire ceux de moins de 0,05 ha, n'étaient par contre pas utilisés par les couples. Toutefois, il n'a observé aucune relation entre la superficie des étangs et l'utilisation subséquente par les couvées.

En tenant compte de l'ensemble des espèces de canards barboteurs qui fréquentaient son aire d'étude, Lokemoen (1973) a déterminé également que la superficie de l'étang était le facteur le plus déterminant pour expliquer la fréquentation des étangs par les couples et par les couvées. Les étangs de moins de 0,1 ha étaient peu fréquentés (Lokemoen 1973). Enfin, plus près de chez nous, en Ontario, Godin et Joyner (1981) ont observé que le nombre de couples de Canards colverts était lié positivement à la superficie des étangs.

Pour leur part, Rumble et Flake (1983) qui ont étudié des étangs d'abreuvement pour le bétail isolés en milieu agricole dans le Dakota du Sud, ont aussi observé que la superficie des étangs était le paramètre le plus important pour déterminer le nombre total de couvées observées; les autres caractéristiques les plus influantes étaient, selon les espèces considérées, la superficie de l'étang en eau peu profonde et la présence de végétation émergente. Ainsi donc, outre la superficie, d'autres facteurs environnementaux influençaient la sélection des étangs aménagés en milieu agricole.

Joyner (1980) en comparant des étangs de superficie semblable en Ontario, a bien illustré ce point puisque, de toutes les variables mesurées, seule l'abondance en invertébrés était liée à l'utilisation par les couples reproducteurs. Svingen (1991) a aussi démontré qu'au Wyoming, outre la superficie de l'étang, des variables comme la limpidité de l'eau, le nombre de taxons d'invertébrés, la présence de bandes riveraines herbacées, un indice de développement des lignes de rivages supérieur à 1,5 et la présence d'herbiers submergés influençaient significativement

l'utilisation des étangs par les couples. Pour ce qui est des couvées, ce même auteur rapporte que le nombre de celles-ci était relié au nombre de taxons d'invertébrés présents, à un indice de développement de rivage supérieur à 1,5 et à une plus grande profondeur des étangs, cette dernière semblant même être le facteur le plus important. Bien que surprenant, l'auteur attribue ce dernier résultat au fait qu'en absence de végétation émergente agissant comme couvert de fuite, les canetons peuvent alors plonger pour éviter certains prédateurs.

Plusieurs auteurs font un lien indirecte entre la sélection d'étangs riches en nourriture et en invertébrés par la sauvagine et l'âge des étangs (Eng et coll. 1979). Par exemple, Lokemoen (1973) rapporte que les étangs les plus âgés étaient davantage utilisés par les couples reproducteurs. Hudson (1983) a observé une relation positive entre l'âge des étangs et le nombre de couvées, reliant cette dernière observation à un stade de développement plus avancé de la végétation à ces endroits.

D'autre part, les plus fortes densités de couvées seraient généralement observées dans les étangs possédant des rives herbacées ou arbustives (Bue et coll. 1952, Lokemoen 1973, Rumble et Flake 1983). La présence d'arbres le long des rives des étangs en milieu agricole entraînerait une fréquentation réduite des étangs par les couvées selon Rumble et Flake (1983) bien que, selon ces auteurs, cette dernière observation nécessiterait toutefois une investigation plus approfondie. À ce même sujet, Hamor *et coll.* (1968) rapportent que la présence d'arbres autour d'un étang favoriserait la présence de corneilles ou d'autres oiseaux prédateurs des nids ou des canetons de canards.

Il est important cependant de noter que l'utilisation des étangs par la sauvagine en milieu agricole varierait de façon importante d'une année à l'autre selon les conditions de sécheresse (Ruwaldt et coll. 1979). Ceux-ci ont en effet observé que les étangs, en vertu des conditions d'eau

permanente, constituaient un bon habitat complémentaire aux milieux naturels. À l'intérieur d'un réseau formé d'étangs et de différents autres types de milieux humides naturels, les étangs aménagés serviraient d'habitats alternatifs ou de remplacement pour les canards barboteurs pendant les périodes de sécheresse. Ces auteurs ont ainsi observé que, lors des années de sécheresse, les canards utilisaient davantage les étangs aménagés comparativement aux habitats humides naturels présents dans les environs. C'était tout particulièrement le cas pour le Canard pilet, le Canard souchet et la Sarcelle à ailes vertes.

3.2.2 Rat musqué

Une étude réalisée sur la rive nord du lac Saint-Pierre au Québec et portant entre autres sur des étangs creusés (sablière) et d'épuration des eaux (Blanchette 1985), apporte des informations intéressantes sur les facteurs environnementaux influençant l'utilisation de ce type d'étangs par le Rat musqué en milieu agricole. Ce dernier construit des terriers qui forment des tunnels de 1 à 9 m dans la rive et s'élevant progressivement au-dessus du niveau d'eau, débouchant sur une ou plusieurs chambres. La pente de la berge, la granulométrie du sol, la hauteur de la rive et la profondeur de l'eau sont donc tous des facteurs déterminants de l'utilisation des étangs aménagés par cette espèce (Blanchette 1985). Une rive dont le sol possède une granulométrie fine (argile) et une pente supérieure à 10 degrés constituerait un site propice à l'établissement des terriers. À l'inverse, plus la pente du fond de l'étang augmente, plus le nombre de terriers/km diminuerait (Blanchette 1985). La présence de zones peu profondes est favorable aux rats musqués car elles permettent aux plantes émergentes de pousser. Cependant, ces zones ne doivent pas couvrir toute la superficie de l'étang car elles deviennent limitantes à l'établissement de terriers et favorisent le gel hivernal de l'étang.

La sinuosité de la rive et la présence de végétation aquatique influencent positivement l'utilisation d'un étang par les Rats musqués, mais c'est tout particulièrement la densité et la disponibilité des groupements végétaux qui seraient déterminants. Lors de son étude, Blanchette (1985) a démontré que la biomasse des plantes émergentes, la présence de plantes à feuilles hautes et minces ainsi que l'abondance des quenouilles étaient toutes positivement corrélées à la densité des terriers inventoriés. La végétation riveraine qui entoure l'étang serait aussi importante car les Rats musqués préfèrent les étangs où la rive est colonisée par des herbacées basses ne bloquant pas le passage de la lumière nécessaire au développement des plantes aquatiques. Une rive boisée qui prive les plantes émergentes de la lumière serait donc néfaste en terme de conditions d'habitats pour le Rat musqué. Il en serait de même des rives utilisées par le bétail comme aire de pacage; ces derniers détruisent les terriers en favorisant leur affaissement et ils diminuent la quantité de nourriture disponible pour les Rats musqués en broutant la végétation émergente.

3.2.3 Herpétofaune

Une étude sur la richesse spécifique des anoures en milieu agricole a permis de déterminer l'importance relative de divers habitats en paysage agricole pour six espèces (Bonin *et coll.* 1997a). La présence d'une étendue d'eau permanente était significativement corrélée avec la présence de la Grenouille léopard (Rana pipiens) et de la Grenouille verte (Rana clamitans). Une étude effectuée sur 178 étangs dans le sud-ouest de l'Ontario entre 1992 et 1994 a permis de constater que la présence de boisés et/ou de poissons prédateurs affectent la diversité des espèces d'anoures rencontrées (Hecnar et McCloskey 1996a, Hecnar 1997). De plus, un boisé situé dans un rayon de 2 km de l'étang explique 60 % de la variance dans la richesse spécifique lorsque l'on compare divers facteurs locaux et géographiques.

En Floride, la création d'un étang permanent de récupération des eaux usées en milieu forestier entraîne une augmentation du nombre d'amphibiens. Ces étangs permanents agiraient comme des aimants car les grenouilles et les crapauds proviendraient des forêts adjacentes (Jetter et Harris 1976). Toutefois la reproduction de ces animaux n'est pas bonne en raison de la mauvaise qualité des eaux. Cependant, ces auteurs notent que ces milieux ont une fonction importante durant les périodes de sécheresse ou lors de catastrophes naturelles comme le feu car ils servent de réservoirs au rétablissement des populations avoisinantes.

Les modèles conceptuels sur les communautés d'amphibiens suggèrent que, lorsque la permanence du plan d'eau augmente, l'importance de l'assèchement diminue et la prédation devient alors le facteur de mortalité dominant. Dans certains cas, la prédation peut réduire l'abondance des amphibiens ou causer des extinctions locales et peut altérer le patron de répartition (voir Hecnar et McCloskey 1996a). La présence de poissons prédateurs (truite, brochet, crapet-soleil et achigan) affecte négativement la richesse spécifique des anoures et ujrodèles comparativement à l'absence de poissons ou à la présence de cyprinidés ou de carpes (Hecnar 1997, Resetarits 1997). La Grenouille léopard, la Rainette crucifère (*Pseudacris crucifer*), la Rainette faux-grillon (*Pseudacris triseriata*), la Rainette versicolore (*Hyla versicolor*) et le Triton vert (*Notophthalmus viridescens*) ont été retrouvés moins fréquemment que prévu dans les étangs contentant des poissons prédateurs, tandis que les salamandres (*Ambystoma laterale* et *maculatum*) étaient absentes. La présence de Ouaouarons (*Rana catasbeiana*) a aussi une influence sur la composition de la communautés des anoures (Hayes et Jennings 1986, Moyle 1973). La disparition des Ouaouarons à Pointe Pelée a entraîné une quadruple augmentation de la population de Grenouilles vertes (Hecnar et M'Closkey 1996b).

3.3 Problèmes liés à la présence de la faune et conflits d'usages

L'un des usages le plus conflictuel des étangs par la faune en rapport avec les autres usages, notamment pour l'agriculture, est assurément causé par la présence des Rats musqués. En effet, d'un côté il y a les trappeurs qui préfèrent un habitat avec une grande densité possible de Rats musqués, et de l'autre, il y a les agriculteurs qui cherchent à s'en débarrasser (Shanks et Arthur 1952). La plupart des agriculteurs craindraient en effet la présence de Rats musqués et seraient davantage concernés par la possibilité de dommages causés à leur étang, que par les gains qu'ils pourraient retirer du trappage. Les terriers creusés par les Rats musqués causent des dommages au barrage ou à la digue de retenue des étangs, créant des problèmes de contrôle du niveau de l'eau et de l'étanchéité (Beshears et Haugen 1953). Selon Earhart (1969), le creusage de terriers dans les barrages et les digues entraînerait ainsi des pertes considérables pour certains agriculteurs.

Les terriers de Rats musqués seraient concentrés sur les barrages des étangs dont le sol est argileux, ceux situés là où le sol est sablonneux étant la plupart du temps abandonnés (Beshears et Haugen 1953). En effet, dans ce type de sol, les terriers s'enfonceraient facilement à la suite de pluies importantes. Le piétinement des rives par le bétail causerait également des problèmes d'effondrement des terriers et d'affaissement des digues de retenue. Conséquemment, l'exclusion du bétail autour de l'étang représente l'une des solutions possibles pour minimiser les dommages imputables aux terriers de Rats musqués. Earhart (1969) suggère de plus que ceux-ci peuvent être tenus à l'écart des étangs en manipulant la texture du sol et la pente des rives. Si le sol est argileux, une rive possédant une pente de moins de 10 degrés devrait prévenir l'installation d'un terrier. Pour un sol dont la teneur en sable est supérieure à 70 %, la pente peut être plus prononcée. Pour être efficace, un tel barrage devrait toutefois être suffisamment large. Ce même

auteur suggère aussi la construction d'un talus à la base du barrage, tandis que l'ajout d'une couche de matériau plus grossier par-dessus le matériau principal du barrage représente une autre solution possible. Si la capture et l'élimination totale des individus doivent être envisagées comme solution ultime, il est suggéré que les agriculteurs capturent les Rats musqués au printemps, avant la naissance des jeunes, et une autre fois après la période de dispersion des juvéniles plus tard au printemps.

L'introduction par l'homme de poissons exotiques ou indigènes risque aussi d'avoir un effet sur la sauvagine. Certaines espèces de poissons peuvent entrer en compétition avec les canetons pour la même ressource alimentaire, soit les invertébrés (Eriksson 1979, Eadie et Keast 1982, Giles *et al.* 1987, Bouffard et Hanson 1997). Cette compétition peut entraîner une diminution de la taille et du nombre de leurs oeufs (Pehrsson 1991, Mallory *et al.* 1994). La croissance, la densité et la survie des couvées peuvent aussi être réduites sur des étangs où il y a du poisson (DesGranges et Rodrigue 1986, Hunter *et al.* 1986, Hill *et al.* 1987, Phillips et Wright 1993). Compte tenu de la superficie relativement faible des étangs de ferme, ces effets sur les couvées sont susceptibles d'être considérables. Bien qu'il soit mentionné que certaines espèces de poisson, tel le Grand Bbrochet (*Esox lucius*) peuvent exercer une prédation sur les canetons (Solman 1945), les rares études qui ont porté sur cet aspect n'ont pu établir que les couvées sélectionnent leurs aires d'alimentation en fonction des espèces de poissons prédatrices (Eriksson 1978, Beattie 1986).

4. <u>Trappe écologique et problèmes de contamination de la faune</u>

Même s'il ne fait aucun doute que les étangs aménagés en milieu agricole sont utilisés par la faune, une interrogation demeure quant à leur valeur réelle du recrutement des populations (nombre réel de jeunes produits). Plusieurs écologistes se questionnent à savoir si les étangs ne

pourraient pas agir comme trappe écologique ; on définie ce concept comme étant un habitat ou une partie de ce dernier présentant un danger pour un animal qui l'utilise ou une plante qui y croît (Tilton 1995). Par exemple, plusieurs espèces aviaires pourraient choisir les rives des étangs pour nicher, la végétation et les conditions de l'habitat répondant alors parfaitement aux besoins de ces espèces. Toutefois, la végétation aux abords de l'étang peut être fauchée au mois de juin avant que les oeufs n'aient éclos, le nid ayant été détruit. Le succès de nidification peut être aussi compromis par la présence de bétail autour de l'étang ou par un arrosage massif de pesticides qui s'avérerait fort préjudiciable aux diverses espèces présentes. Pour toutes ces raisons, l'étang pourrait devenir à ce moment une sorte de trappe écologique.

4.1 Impacts direct et indirect sur le succès reproducteur

Même si l'impact direct des pratiques agricoles sur la faune utilisant des habitats dans les agroécosystèmes a été largement traité pour d'autres types d'habitats marginaux en milieu agricole telles que les bandes riveraines (voir Gélinas et coll. 1996 pour une revue) ou pour les cultures proprement dit (notamment les semis directs), notre revue ne nous a pas permis de déceler une seule étude concernant la destruction ou la prédation des nids ou des adultes utilisant des étangs en milieu agricole. Cependant, en terme de productivité nette (nombre de jeunes produits), Lokemoen (1973) a observé que la productivité en couvées (nombre de couvées produites par le nombre de couples observés) dans le Dakota du Nord et le Montana était de trois à quatre fois supérieure à celle observée ailleurs dans les prairies canadiennes. Cet auteur mentionne que la stabilité du niveau d'eau des étangs et la faible pression de prédation expliqueraient ce résultat. Cependant, Stoudt (1971) a observé pour sa part que les couvées qui utilisaient en permanence des étangs d'abreuvement d'environ 0,04 ha survivaient moins d'une semaine dans ce type d'habitat en raison du faible recouvrement végétal présent et du peu de couvert de fuite offert.

4.2 Problèmes potentiels de contamination de la faune

Au cours des dernières décennies, il y a eu une intensification importante de l'agriculture dans certaines régions du Québec (Menviq 1988, Statistique Canada 1992). Par exemple, même si le nombre de fermes a diminué de 53 % entre 1961 et 1986 (Menviq 1988), la superficie moyenne de celles-ci a par contre augmenté de plus de 40 %. Cette augmentation est notamment liée à un accroissement très important des superficies en monoculture (céréales, maïs-grain) conséquemment à diverses politiques et à de multiples programmes de subventions aux agriculteurs visant l'autonomie en matière de céréales. La venue de nouvelles pratiques culturales a provoqué, outre de profondes modifications du paysage agricole et la disparition de plusieurs habitats naturels résiduels (boisés, redressement des cours d'eau au détriment des bandes riveraines, assèchement des étangs et marais naturels), une utilisation accrue des pesticides, de même que des fertilisants chimiques et biologiques (EESB 1994, Freemark et Boutin 1994).

Or, les étangs de ferme aménagés en milieu agricole sont le plus souvent alimentés en eau directement par les eaux de ruissellement, dans lesquelles se retrouve donc une forte proportion de nutriments, de sédiments, de fertilisants et de pesticides. Selon Van der Valk et Jolley (1993), pour cette raison, les étangs en milieu agricole ne ressembleront jamais vraiment en composition, en structure ou en fonction aux étangs naturels. D'autre part, la présence de ces étangs dans le milieu agricole résulte le plus souvent d'un besoin d'irrigation des cultures. Parce qu'ils sont souvent perçus comme un mal nécessaire, une sorte d'entrave économique puisqu'ils réduisent la superficie cultivable des terres, ces étangs n'auront le plus souvent aucune structure permettant l'écoulement des eaux (renouvellement). De plus, à cause des craintes des agriculteurs qui les perçoivent comme un refuge pour les pestes, ils n'auront généralement pas de végétation aquatique et de

végétation terrestre au pourtour qui auraient permis une sorte de filtration naturelle des eaux de ruissellement (Vander Valk et Jolly 1993).

En milieu agricole, les étangs peuvent aussi être volontairement utilisés pour le traitement des eaux usées. Ainsi, selon Brennan (1985), l'introduction d'eaux usées dans un étang ou un marais naturel entraîne une diminution de la richesse spécifique et de la diversité faunique et floristique, la disparition des espèces qui sont moins tolérantes aux changements des paramètres physiques et chimiques de leur habitat et, conséquemment, une augmentation du nombre et de l'abondance des espèces plus opportunistes, capables de s'adapter à de multiples conditions d'habitats.

Dans un cas comme dans l'autre, les organismes qui utilisent les étangs en milieu agricole se retrouvent donc exposés à de grandes quantités de pesticides et de fertilisants. Les étangs de ferme et les étangs d'épuration des eaux usées en milieu agricole peuvent être contaminés également par plusieurs métaux d'origines diverses. Bien que les étangs soient souvent fortement utilisés par la faune en raison de leur unicité dans le paysage ou de leur forte productivité biologique, l'hypothèse selon laquelle ils agissent comme trappe écologique en occasionnant une contamination accrue de la faune fut soulevée par plusieurs auteurs. Afin d'éclaircir cette question, nous ferons ici une brève revue des différentes sources de contamination présentes en milieu agricole, pour ensuite aborder plus en détail les cas potentiels et connus de contamination de la faune utilisant les divers types d'étangs présents.

4.2.1 Identification des principaux contaminants et leurs sources

Contamination chimique

- *Les pesticides*

Les pesticides sont de plus en plus utilisés en agriculture afin de maximiser le rendement des cultures (Statistique Canada 1992, EESB 1994). Plus de 3 millions de kilogrammes de pesticides sont utilisés annuellement au Québec (Boudier 1988), dont environ 85 % le sont directement à des fins agricoles (Lecomte et coll. 1996). Selon Lecomte et coll. (1996), entre 1992 et 1994, les herbicides composaient près de 54 % des pesticides utilisés, comparativement à 15 % pour les fongicides et 14 % pour les insecticides. Ainsi, compte tenu des grandes quantités appliquées dans le milieu, les herbicides sont ceux possédant le plus grand potentiel de contamination de l'environnement (Freemark et Boutin 1994). Les pesticides peuvent se retrouver dans les milieux et habitats naturels adjacents aux cultures de différentes façons, soit 1) lors d'applications directes, 2) à la suite de la dérive par les vents ou encore 3) par le ruissellement des eaux de surface ou le transport de particules de sol par le vent (érosion hydrique et éolienne ; Sheehan et coll. 1987, Freemark et Boutin 1994).

Les pesticides appartiennent à différents groupes chimiques dont les principaux sont les triazines, les carbamates, les dérivés des amides, les aryloxyacides, les organophosphorés, les phtalamides, les organochlorés et les pyréthroïdes. Les risques de contamination des milieux agricoles sont fonctions 1) des caractéristiques de ces divers produits, notamment leur persistance dans l'environnement qui est reliée à leurs propriétés chimiques et physiques ainsi qu'aux conditions environnementales et météorologiques et 2) des quantités appliquées et de la fréquence des traitements. Ces facteurs varieront selon les cultures et les organismes nuisibles visés. À titre d'exemple du nombre de produits utilisés dans certaines cultures, le tableau 4 présente la liste des

principaux pesticides utilisés au Québec. La toxicité des matières actives des pesticides varie grandement d'un produit à l'autre (tableau 5). Ainsi, plusieurs produits sont très toxiques pour la faune en général comme par exemple le phorate. D'autres, comme le fonofos, le chlordane, l'endosulfan et le MCPB ont des effets néfastes surtout pour la faune aquatique, alors que certains sont toxiques surtout pour les oiseaux et les mammifères (aldicarde, carbofuran, disulfoton). Les pesticides peuvent entraîner différentes conséquences : 1) la mort lors d'une exposition directe, 2) un empoisonnement par l'ingestion d'aliments contaminés, 3) une diminution du succès reproducteur du fait de l'exposition à des concentrations sous létales ou encore 4) la détérioration des conditions de l'habitat menant à une altération de la structure floristique et des ressources alimentaires présentes.

Tableau 4. Liste des principaux pesticides utilisés au Québec selon les différents type de cultures (source : Cossette et coll. 1988)

Culture	Herbicide		Insecticide		Fongicide	
Pomme de terre	**Ammonium quaternaires** • Dinosèbe • Paraquat		**Carbamates** • Aldicarbe • Carbarayl **Pyréthrinoïdes** • Perméthrine	**Organophosphorés** • Azinphos-méthyl • Disulfoton • Méthamidophos • Phorate	**Phtalamides** • Captafol	**Carbamates** • Mancozèbe • Manèbe • Métirame
Maïs, maïs sucré	**Triazines** • Atrazine **Carbamates** • Butilate **Aryloxyacides** • 2,4-D; 2,4-DB	**Organophosphorés** • Glyphosate **Urées sustituées** • Linuron (maïs sucré) **Dérivé des amides** • Métolachlore	**Carbamates** • Carbaryl • Carbofuran **Pyréthrinoïdes** • Perméthrine	**Organophosphorés** • Parathion • Terbufos	**Phtalamides** • Captafol	
Pommier	**Ammonium quaternaire** • Paraquat		**Organophosphorés** • Azinphos-méthyl • Diazinon **Organostanniques** • Cyhexatin	**Organochlorés** • Endosulfan **Pyréthrinoïdes** • Perméthrine	**Carbamates** • Bénomyl • Mancozèbe • Métirame	**Phtalamides** • Captafol • Captane
Tabac	**Aryloxyacides** • 2,4-D		**Organochlorés** • Chlordane **Pyréthrinoïdes** • Perméthrine	**Organophosphorés** • Chlorpyrifos • Diazinon • Malathion • Mévinphos		
Fraise			**Organochlorés** • Chlordane			
Céréales	**Aryloxyacides** • 2,4-D • 2,4-DB • MCPA	**Organophosphorés** • Glyphosate **Urées sustituées** • Linuron	**Organophosphorés** • Malathion		**Carbamates** • Manèbe	
Légumes	**Aryloxyacides** • 2,4-D (asperge) • MCPA (pois) • MCPB (pois) **Urées sustituées** • Linuron (Asp, carot.)	**Dérivé des amides** • Métolachlore **Ammonium quaternaire** • Paraquat	**Carbamates** • Carbaryl • Carbofuran **Organochlorés** • Endosulfan (conc.) • Méthoxychlore **Pyréthrinoïdes** • Perméthrine (chou)	**Organophosphorés** • Azinphos-méthyl • Chlorpyrifos • Diazinon • Fonofos (oignon) • Malathion • Méthamidophos • Mévinphos	**Carbamates** • Bénomyl • Mancozèbe • Manèbe • Métirame (tom.) • Thirame	**Phtalamides** • Captafol

Tableau 5. Persistance dans l'environnement et toxicité de certaines matières actives utilisées en agriculture au Québec (source: voir Cossette et coll. 1988)

Type	Usage	Demi-vie[1]	Toxicité		
			Rat	Canard	Truite
			LD_{50} (mg/kg)	LD_{50} (mg/kg)	LC_{50} (mg/l)
Carbamates					
Aldicarde	Insecticide	< 1 jr, h	10	3,4	0,56-8,8
Bénomyl	Fongicide	> 35, b	> 10 000	> 10 000	0,17-0,31
Butilate	Herbicide	1 000 jrs, h	4 000	> 2 000	3,6-3,7
Carbaryl	Insecticide	> 100 jrs, b	500-560	2 564	0,8-2,3
Carbofuran	Insecticide	57,4 jrs, h	8,2-14,1	0,48	0,38
Mamcozèbe	Fongicide	---	> 7 500	---	---
Manèbe	Fongicide	---	1 000-6 750	---	0,3-6
Métirame	Fongicide	---	> 10 000	---	---
Thirame	Fongicide	1 000 jrs, h	560-780	> 2 800	---
Triazine					
Atrazine	Herbicide	1000 jrs, h	3000	> 2000	0,92-30
Organophosphorés					
Azinphosméthly	Insecticide	--	11-15	136	0,004-0,03
Chlorpyrifos	Insecticide	15-21 jrs, h	135-500	75,6	0,007-7,6
Diazinon	Insecticide	185 jrs, h	185-850	3,5	0,09-8
Disulfoton	Insecticide	---	2,3-12,5	6,5	1,8-4,3
Fonofos	Insecticide	30-40 jrs, b	3,4-212	17	0,02-0,1
Glyphosate	Herbicide	> 28 jrs, h	4 320-5 600	4 640	2,2-130
Malathion	Insecticide	40 jrs, h	435-3140	1 485	0,005-0,2
Méthamidophos	Insecticide	2-15 jrs, b	7,5-28	8,5	---
Mévinphos	Insecticide	35 jrs, ph7	4-6,5	4,6	0,01-0,03
Parathion	Insecticide	---	13	1,4-2,4	1,4-10
Phorate	Insecticide	0,6 sem., h	1,1-3,7	0,6-2,6	0,01
Terbufos	Insecticide	---	4,5-9	---	---
Organochlorés					
Chlordane	Insecticide	---	457-590	1 200	0,008-0,06
Endosulfan	Insecticide	> 30 jrs, h	18-110	33	0,001-0,01
Méthoxychlore	Insecticide	---	5 000-6 000	> 2 000	0,03-0,07
Pyréthrinoides					
Perméthrine	Insecticide	---	> 4 000	---	0,0007-0,3
Phtalamide					
Captafol	Fongicide	---	> 2 500	---	0,02
Captane	Fongicide	190 jrs, h	9 000	> 2 000	0,073
Organostanniques					
Cyhexatin	Insecticide	---	540	---	---
Aryloxyacides					
2,4-D	Herbicide	1 000 jrs, h	375-1 200	> 2 000	2,2-7 000
2,4-DB	Herbicide	---	700-1 960	---	2-13,5
MCPA	Herbicide	1 000 jrs, h	700-1 300	---	---
MCPB	Herbicide	---	680	---	0,07

Urées substituées					
Linuron	Herbicide	> 20 jrs, b	1 500-4 800	---	---
Dérivés des amides					
Métolachlore	Herbicide	---	2 750	---	---
Amm. quaternaires					
Dinosèbe	Herbicide	1 000 jrs, h	25-50	27	0,04
Paraquat	Herbicide	---	57-150	199	15-62

1- h: demi-vie d'hydrolyse ; demi-vie de biodégradation

Dans le cadre d'une étude exploratoire menée en 1992, les eaux de 11 rivières de cinq bassins versants différents du fleuve Saint-Laurent ont été analysées (Berryman et Giroux 1993), les produits les plus fréquemment détectés aux différentes stations étaient principalement des herbicides, notamment l'atrazine, le dééthyl-atrazine, le métolachlore, la cyanazine et le simazine. Pour l'atrazine, le critère de 2 µg/l pour le respect de la vie aquatique était dépassé de 10 à 60 % du temps selon les différents cours d'eau étudiés (Berryman et Giroux 1993, Giroux et coll. 1997). La concentration d'atrazine présente dans nos cours d'eau suffirait, selon la documentation scientifique, à l'apparition de certains effets : diminution de l'abondance du zooplancton herbivore, réduction de la croissance du contenu en chlorophylle et de la photosynthèse du phytoplancton menant à une diminution de la productivité primaire et de la production d'oxygène dans l'eau (Eisler 1989). Durant ces mêmes échantillonnages, d'autres produits, tels que le métolachlore, le MCPA, la cyanazine, le linuron, l'azinphos-méthyl, le carbaryl, le chlorpyrifos, le diazinon, le malathion et quelques insecticides dépassaient également le critère de protection de la vie aquatique. Actuellement, on connaît très peu les effets conjugués de tous ces produits.

- *Les fertilisants chimiques et naturels*

Tout comme pour les pesticides, les engrais chimiques et biologiques (d'origine naturelle : lisiers et fumiers) sont de plus en plus utilisés en agriculture afin de maximiser le rendement et palier à l'appauvrissement des sols à la suite de l'abandon du système de rotation des cultures (OMAFRA 1994). Les engrais chimiques ont gagné en popularité depuis 1950 au Québec, notamment à cause 1) de la facilité à les entreposer, à les transporter au champ et à les épandre avec précision et 2) parce qu'ils sont inodores comparativement aux fertilisants naturels. Ainsi, entre 1949 et 1992, on rapporte une utilisation moyenne d'environ 510 000 tonnes d'engrais chimiques par année et ce,

en dépit d'une diminution de l'ordre du tiers des superficies cultivées durant cette même période (Menviq 1988).

Les fertilisants naturels (notamment les fumiers) sont principalement constitués d'eau (entre 54 et 82 %) et de matière organique (entre 16 et 30 %) (Gaudette et Zizka 1982). Ils contiennent des éléments essentiels à la croissance des plantes, dont l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium, le magnésium, la silice, le fer, le zinc, le bore, le manganèse, le cuivre et le molybdène (CNRC 1983, Dupont et coll. 1984). Sur la base de la matière fraîche, les teneurs en éléments fertilisants des fumiers provenant de différents élevages se classent par ordre décroissant de la façon suivante : volaille, chèvre, mouton, bovin laitier, bovin de boucherie, porc et cheval (Dupont et coll. 1984). Exprimée sur la base de la matière sèche, le purin de porc se classe premier (Dupont et coll. 1984). Chez ce dernier, le principal élément fertilisant pour la croissance des végétaux qu'est l'azote se retrouve généralement sous la forme d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4$) (Levallois et coll. 1987). Une fois en contact avec le sol humide, cette forme est rapidement transformée en nitrates (NO_3). Ces nitrates représentent la forme oxydée la plus stable et persistante dans l'environnement. De plus, ils sont très hydrosolubles et percolent facilement le sol pour aller contaminer les eaux souterraines.

La pollution de l'eau par les fumiers origine généralement d'un mode inadéquat d'entreposage, de l'application sur un sol gelé ou d'un taux d'épandage trop élevé (Dupont et coll. 1984). Les problèmes d'épandage du fumier sont reliés à 1) l'expansion des productions animales et 2) une trop grande concentration de fermes d'élevage sur le territoire. Par exemple, entre 1971 et 1986, bien que le cheptel bovin au Québec soit demeuré relativement stable, on a observé une augmentation de 150 % du cheptel porcin et ce, plus particulièrement dans les régions de la Beauce et du Richelieu (Menviq 1988). Ainsi, la capacité des sols à assimiler les fertilisants est parfois dépassée, occasionnant une eutrophisation et la contamination de certains cours d'eau en

milieu agricole. Les pertes varieront alors selon le type de culture où se fait l'épandage. Les cultures à grandes interlignes (p. ex. : maïs, soya, tournesol, pois, haricots et pomme de terre) présentent un risque plus élevé d'érosion et de pollution diffuse, notamment à cause des plus grandes quantités de fertilisants et de pesticides qui sont épandues à l'hectare. La pollution diffuse est d'autant plus importante dans ces cultures qu'une partie importante du sol reste souvent dénudée. Par exemple, l'épandage de lisier avec des engrais minéraux à l'automne et au printemps a entraîné des rejets de l'ordre de 150 kg/ha/an d'azote dans un champ de maïs comparativement à 20 kg/ha/an dans une prairie cultivée (Gangbazo et coll. 1992). Ainsi, l'ampleur des problèmes environnementaux associés à l'épandage de fertilisants dans ces diverses cultures augmentera avec les superficies du territoire qui leur sont allouées (Menviq 1988, Simoneau 1991).

Au Québec, l'analyse des séries chronologiques des concentrations de nitrites-nitrates dans les rivières du Québec entre 1979 et 1994 permet de constater une hausse de ces dernières (Painchaud, 1997a). La plupart des hausses sont observées dans les régions agricoles du sud-ouest du Québec.

Enfin, outre les problèmes de contamination directe de la faune par les fertilisants, l'accroissement des teneurs en éléments nutritifs peut engendrer des changements importants au niveau des conditions d'habitats des espèces présentes en milieu agricole, notamment en favorisant les espèces végétales hautement compétitives au détriment des autres, entraînant donc une diminution appréciable de la diversité végétale (EESB 1994). Cependant, une augmentation de la densité du couvert végétal résultant de l'épandage de fertilisants améliorerait l'habitat de certaines espèces d'oiseaux et de mammifères (EESB 1994). Par exemple, dans le cadre d'une étude effectuée en milieu agricole dans le sud du Québec, Jobin et coll. (1994a) rapportent que l'épandage de lisier de porc dans les champs augmentait le nombre total d'oiseaux observés mais diminuait la diversité de la communauté aviaire.

- *Les métaux et les dépôts acides*

Les métaux dans l'environnement sont habituellement fortement liés à des particules organiques. Les principales sources sont : 1) les effluents municipaux ou urbains, 2) l'épandage des fertilisants et 3) les rejets atmosphériques.

Les eaux usées urbaines déversées dans les cours d'eau renferment généralement plusieurs types de contaminants, dont les métaux lourds (CAST 1996). La concentration de ces métaux dans l'eau est souvent reliée aux activités industrielles. Parmi les hypothèses soulevées, certains considèrent que les étangs recevant des eaux usées peuvent agir comme trappe à métaux. En effet, plusieurs processus dans les étangs vont permettre de séquestrer les métaux. Ces principaux processus sont : 1) le régime hydrique —principalement le temps de rétention, 2) l'absorption des métaux sur des particules organiques et inorganiques, 3) les processus de précipitations et de neutralisation des métaux via entre autres l'activité bactérienne et l'interaction entre les métaux et les particules nutritives et 4) l'adsorption par les plantes (adapté de Wren et coll. 1997). Naturellement la qualité de l'eau déversée dans l'étang a une influence sur les concentrations retenues. De plus, tous les métaux ne sont pas retenus de façon uniforme lors de leur passage dans un étang (Giblin 1985). Le plomb est généralement bien retenu lorsque sa charge est faible contrairement au zinc et au cadmium qui passent à travers cet écosystème (Giblin 1985).

Quoique certains métaux puissent s'accumuler dans les étangs, leur toxicité ou la bio-disponibilité va dépendre généralement des facteurs suivants : 1) du type de métal, 2) de sa forme, 3) de la quantité transportée par les effluents et 4) des facteurs physiques et chimiques bactériologiques qui vont transformer les métaux. En Australie, les concentrations de métaux bio-disponibles (Cr, Pb, Cu, Ni, Zn et Cd) dans des sols irrigués entre 4 et 17 ans avec des eaux de traitement secondaire d'origine urbaine ne sont pas différentes de celles à l'origine (Smith et coll. 1996). Ces derniers suggèrent

cependant que cela peut prendre plus de 50 ans avant que des valeurs préoccupantes pour l'environnement soient atteintes. Chez des oiseaux fréquentant des parcs de résidus de dragage, aucune augmentation des concentrations de plomb, de zinc, de cadmium et de mercure n,a été observée contrairement au sélénium (White et Cromartie 1985). Dobos et al. (1991) ont aussi observé aucune différence significative entre les concentrations de métaux présents dans les tissus de mammifères, de canards et de plantes aquatiques prvenant de zones servant à l'entreprosage des résidus de dragage et les milieux témoins.

Pour leur part, les fertilisants naturels peuvent également contribuer à l'augmentation des teneurs de certains minéraux (CNRC 1983, Dupont et coll. 1984). Bien que les teneurs de ces métaux contenus dans le lisier soient relativement faibles, le déversement direct de lisier dans un étang peut occasionner des problèmes de concentration dans l'eau. Ainsi, les valeurs élevées de zinc retrouvées dans les rivières de L'Achigan et Saint-Esprit au Québec seraient une conséquence directe de l'élevage porcin (Simoneau et coll. 1989).

Outre les métaux, les étangs sont susceptibles d'être touchés par les polluants acides habituellement transportés dans l'atmosphère et déposés sous forme de pluie, de neige, de brouillard ou encore sous forme de poussières particulaires. Les pluies acides ont un effet important sur l'écosystème aquatique, donc sur les conditions d'habitat des espèces présentes. En général, la richesse (diversité et abondance) en invertébrés aquatiques diminue avec une baisse du pH. Cette diminution des invertébrés peut affecter indirectement les niveaux trophiques supérieurs. Cependant, comme ils sont situés en milieu agricole, les étangs représentent des milieux aquatiques ayant généralement un fort pouvoir tampon et le risque d'acidification de l'eau est négligeable voire même nul. D'ailleurs, la mesure du pH dans les rivières situées en milieu agricole au Québec, montre que la valeur de ce dernier paramètre est en hausse (Painchaud, 1997b). La valeurs médianes de toutes les stations du réseau-rivières se

situent entre 6,5 et 8,0 (Painchaud 1997b) et sont supérieures de plus de 2 unités aux pH considérés comme pouvant occasionner la mort des amphibiens (Freda *et coll.* 1991).

Ainsi, bien que les métaux et les pluies acides puissent affecter la faune, le risque que des animaux en meurent ou soient affectés est faible dans les étangs de ferme situés en milieu agricole. Deux raisons expliqueraient cela : le pH neutre de l'eau des étangs et le fait que les métaux sont fortement liés à des particules organiques. En ce qui concerne les étangs recevant des eaux usées, les fortes concentrations de métaux de certains types d'effluents peuvent cependant présenter un risque potentiel pour la faune.

Contamination bactériologique

La majorité des organismes pathogènes susceptibles d'occasionner des maladies à la faune en milieu agricole sont déjà présents dans l'eau des étangs. Cependant, il existerait une relation étroite entre une détérioration de la qualité de l'environnement au delà d'une certaine limite dans ces étangs et un accroissement des possibilités de transmission de maladies et des cas d'infection (Friend 1981). Trois facteurs principaux expliqueraient cette détérioration et seraient généralement impliqués dans la transmission de maladies aux espèces fauniques (Friend 1985) :

- l'introduction de nouveaux pathogènes,
- l'introduction de contaminants qui peuvent avoir une impact négatif sur le système immunitaire des individus,
- des changements au niveau des propriétés physiques et chimiques de l'eau des étangs favorisant le développement et le maintien des maladies.

L'abondance des organismes pathogènes peut atteindre des niveaux significatifs dans les plans d'eau en milieu agricole au Québec. La principale source de contamination bactérienne est l'épandage de fumier et/ou de lisier de porc dans les champs, les bactéries pouvant ensuite être

amenées à l'eau par ruissellement (Chandler et coll. 1981). Cette forme d'épandage est une pratique généralisée dans plusieurs régions du Québec et constitue une source importante de pollution microbiologique puisqu'on retrouve en moyenne entre 10^5 à 10^7 coliformes fécaux par millilitre et 10^7 streptocoques fécaux par millilitre dans du lisier frais (Chandler et Bisaillon 1984).

Les principaux micro-organismes présents dans le lisier de porc sont des bactéries, des coliformes fécaux (*Escherishia coli*), des streptocoques fécaux *Streptococcus* sp., des salmonelles S*almonella* sp., *Pseudomonas aeruginosa,* des campylobacters, *Yersina enterocolitica*, des colibacilloses, des champignons, des actinomycètes, des protozoaires (p. ex. : *Balantidium coli, cryptosporidium*) et des virus (p. ex. : entérovirus) (Strauch 1978, Levallois et coll. 1987). Outre le ruissellement après épandage, le mode actuel d'entreposage des excréments sous forme liquide (fosses) contribuerait également à amplifier cette forme de pollution. En effet, contrairement au fumier qui perd son contenu microbiologique pendant le compostage, le lisier permet une meilleure survie des micro-organismes (Strauch 1978). À noter que le temps de survie de *E. Coli* dans l'eau est de quelques jours tandis que celui des salmonelles et de certains parasites est de plusieurs mois (Strauch 1978).

Parmi les agents pathogènes nocifs, notons la Salmonellose (*Salmonella* sp.), fréquemment rencontrée chez le porc et même en croissance chez ce dernier (Wray 1985). *Salmonella typthimurium* est l'infection paratyphoïde la plus commune trouvée chez les oiseaux. Différentes familles d'oiseaux dont les Anatidés, sont directement affectées par cette bactérie. En Europe, la plupart des infections rapportées chez les oiseaux migrateurs étaient associées avec des habitats recevant des eaux usées (Stroud et Friend 1987). Les conséquences d'une infection à la salmonelle sont la mort des sujets atteints, ou alors divers effets indirects sur la reproduction des espèces (Stroud et Friend 1987). D'autres micro-organismes, tels le choléra aviaire et le botulisme, et des

nématodes peuvent aussi causer la mort. La provenance et la qualité des eaux alimentant les étangs a donc une influence directe sur la transmission des maladies à la faune. Par exemple, des eaux usées provenant de fermes d'élevage de volaille contiennent beaucoup d'agents pathogènes transmissibles aux oiseaux comparativement à des eaux usées d'origine domestique (Friend 1985).

Quoique le sol constitue généralement un filtre adéquat pour retenir les bactéries et les virus (Gilbert 1976, Chandler et coll. 1981), la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines se produit dans des conditions inadéquates favorisant le ruissellement ou l'infiltration (CNRC 1983). Cependant, un degré moindre de stagnation, c'est-à-dire un temps plus rapide de renouvellement de l'eau dans les étangs, de même que la présence de plantes aquatiques, peuvent réduire les quantités de bactéries présentes. Ainsi, Wren et coll. (1997) rapportent qu'un temps de renouvellement de l'eau d'étangs fluviaux de l'ordre de deux à trois jours avait entraîné une réduction marquée de *E. coli*. Lors de cette même étude, un temps de renouvellement de 23 à 52 heures de l'eau présente avait occasionné une diminution de l'ordre de 93 à 96 % de la *Salmonella* CFU.

Plusieurs études ont aussi démontré que l'utilisation de plantes aquatiques lors de traitement des eaux usées dans des étangs réduisait considérablement les coliformes fécaux (Gersberg et coll. 1989). La présence d'espèces de plantes aquatiques comme le *Typha latifolia*, le *Scirpus laculbir* et le *Scirpus lacustris* aurait permis de réduire de 86 % les coliformes fécaux (Gersberg et coll. 1989). D'autres études ont aussi démontré une réduction de l'ordre de 94 à 96 % des Salmonelles sp. avec une telle procédure de biofiltration par les plantes. La diminution du nombre de coliformes serait due à la mortalité des cellules, à la sédimentation, à la filtration, à l'adsorption et la formation d'agrégats. La lumière solaire, de même que des prédateurs

bactériophages, la compétition pour les nutriments ainsi que des toxines produites par d'autres micro-organismes peuvent exercer un effet bactéricide.

4.2.2 Effets directs et indirects des contaminants chimiques et naturels

Avifaune

Plusieurs espèces aviaires sont associées aux habitats humides en milieu agricole, tout particulièrement les étangs. Parmi celles-ci, il y a des espèces purement aquatiques, qui ne fréquentent que les étangs et d'autres (notamment les oiseaux champêtres) qui utiliseront surtout les habitats riverains associés à ces étangs. Notre revue des connaissances sur l'utilisation des étangs par la faune (voir chapitre précédent) nous a indiqué que l'utilisation que faisaient les oiseaux de ces étangs était parfois même supérieure à celles des habitats naturels pourtant disponibles et ce, soit en raison de leur unicité dans le paysage ou alors, de la grande richesse biologique qu'on y retrouve. Par exemple, durant les années 1950-1960, il a été observé que les canards utilisaient préférentiellement les étangs d'eaux usées aux étangs naturels d'origine glaciaire (« potholes ») en raison de ressources alimentaires plus limitées chez ces derniers (Uhler 1956, 1964 *in* Brennan 1985). Au Québec, Bélanger et Couture (1988) rapportent également que l'utilisation par les couvées de canards barboteurs d'étangs recevant des eaux usées était nettement supérieure à celle d'autres types d'étangs étudiés et ce, parce que la quantité d'organismes benthiques servant à l'alimentation des canetons y était de cinq fois supérieure. Une telle utilisation par la faune amène inévitablement un grand nombre d'individus à être en contact avec de multiples polluants d'origine chimique et biologique. Plusieurs auteurs se sont donc alors intéressés aux possibilités de contamination chimique et bactériologique de l'avifaune dans les divers types d'étangs aménagés en milieu agricole.

Bien qu'étant les plus répandus dans l'environnement, l'on s'accorde pour reconnaître que les herbicides sont généralement peu toxiques pour les oiseaux, contrairement à certains insecticides dont la

toxicité élevée peut affecter directement la survie des individus (Eisler 1985, 1986, Sheehan et coll. 1987, Odenkirchen et Eisler 1988, Freemark et Boutin 1994). Les insecticides provoquent aussi divers troubles du système nerveux, en inhibant entre autres, l'activité de la cholinestérase. Une réduction des soins apportés aux jeunes oiseaux, ainsi qu'une plus faible capacité de relocalisation des meilleures sources de nourriture sont parmi les effets observés (Grue et coll. 1982, Mineau et coll. 1994, Rondeau et DesGranges 1995, Elliot et coll. 1997). Sheehan et coll. (1987) citent plusieurs cas de mortalité survenu à la suite de l'épandage de différents pesticides (Tableau 6) ; les cas les plus marquants réfèrent à des mortalités massives de bernaches et de canards barboteurs dans les prairies canadiennes à la suite de traitements des cultures de luzerne avec du carbofuran.

Les pesticides peuvent aussi avoir des effets néfastes indirects sur les oiseaux en affectant leurs conditions d'habitat et ce, tant pour les espèces terrestres (Jobin et coll. 1994a) qu'aquatiques (Sheehan et coll. 1987). Ainsi, la diversité végétale du milieu diminuerait généralement à la suite d'un arrosage, réduisant du fait même les communautés d'invertébrés présents. Certains pesticides, ceci incluant aussi des herbicides, peuvent être hautement toxiques pour les invertébrés aquatiques et ainsi affecter leur abondance (Sheehan et coll. 1987). Or, une diminution de la faune invertébrée peut influencer indirectement les oiseaux en réduisant la disponibilité des ressources alimentaires et, de ce fait, compromettre leurs chances de survie. Par exemple, un arrosage aérien expérimental de carbaryl dans divers étangs au Maine a permis de constater une diminution du taux de croissance de canetons élevés sur des étangs traités comparativement à des étangs non traités (Hunter et coll. 1984). Ce retard au niveau de la croissance résultait d'une augmentation du nombre de déplacements et du temps de recherche de nourriture (quête alimentaire). La biomasse en invertébrés dans l'ensemble des étangs n'était pas différente avant le traitement. Cependant, par la suite, la biomasse en invertébrés dans les étangs servant de témoins était deux fois plus grande que celle des étangs

traités (Hunter et coll. 1984). Il est à noter que cet effet indirect sur la faune peut perdurer un certain temps puisque, à la suite d'un arrosage de Carbaryl, la biomasse en invertébrés demeurera faible jusqu'à ce que des adultes colonisent à nouveau les étangs traités, ce qui peut prendre de quelques semaines à quelques années selon les espèces (Gibbs et coll. 1984).

Bien que l'arrosage des étangs à l'aide de pesticides ait un effet significatif à court terme sur la croissance des canetons en milieu expérimental, aucune conclusion ne pourrait être tirée quant à leur survie en milieu naturel (Hunter et coll. 1984). En plus d'occasionner une réduction du taux de croissance des canetons, la diminution des ressources alimentaires à la suite d'un arrosage augmenterait leur vulnérabilité face aux prédateurs, au froid et à la fatigue car ils auront plus de difficulté à accumuler des réserves de graisse et à rencontrer leurs autres exigences énergétiques (Hunter et coll. 1984). Cependant, les femelles peuvent entraîner leur couvée vers des sites d'alimentation plus propices et ainsi, échapper à cette contrainte (Ringelman et Longcore 1982). Toutefois, ces déplacements vont probablement aussi augmenter les risques de mortalité par épuisement ou par prédation, notamment lors de déplacements effectués sur la terre ferme (Ball et coll. 1975).

Finalement, la prédation au niveau des jeunes peut aussi augmenter si le comportement parental des femelles s'en trouve affecté. Par exemple, chez plusieurs espèces de canards barboteurs, il est reconnu que les femelles ont souvent tendance à laisser temporairement leurs couvées pour aller s'alimenter plus loin dans des habitats vraisemblablement plus propices (Stewart 1974, Ball et coll. 1975, Ringelman et coll. 1982, Talent et coll. 1983, Rotella et Ratti 1992). L'augmentation de la fréquence de ces déplacements à la suite de modifications au niveau de la disponibilité de nourriture dans les étangs serait ainsi susceptible d'influencer la survie des canetons.

Tableau 6. Exemples de cas de mortalité d'oiseaux associés à l'utilisation de pesticides en milieu agricole (adapté de : Sheehan et coll. 1987 ; Elliot et coll. 1997)

Année	Produit	Milieu traité	Espèce affectée	Nb. de mortalité
1993-1994	Phorate	Champs	Rapaces	7
De 1972 à 1977	Carbofuran liquide	Luzerne	Bernaches et canards barboteurs	env. 5 000
De 1972 à 1977	Carbofuran granulaire et liquide	Navet et pomme de terre	Canards barboteurs	1 400
De 1974 à 1980	Diazinon liquide ou granulaire	Gazon	Bernaches et canards barboteurs	indéterminé
Années '70	Chlorpyrifos	Gazon	Canards immatures	indéterminé
Années '70	Méthamidophos	Forêt	Oiseaux chanteurs	indéterminé

Herpétofaune

Les amphibiens sont une composante importante des milieux humides des agroécosystèmes et sont considérés comme d'excellents indicateurs biologiques des conditions de l'environnement (Harfenist et coll. 1989, Blaustein et Wake 1990, Phillips 1990,). Ceci découle du fait qu'ils sont exposés aux polluants chimiques et bactériologiques, autant en milieu aquatique que terrestre compte tenu des différentes phases de leur cycle de développement. À cela s'ajoute aussi le fait qu'ils possèdent une peau semi-perméable qui facilite grandement l'absorption directe de ces produits toxiques.

Les pesticides (insecticides, herbicides et fongicides) présents dans les étangs de ferme entraîneraient des effets tant directs qu'indirects sur les populations d'amphibiens. Les effets néfastes les plus souvent cités dans la littérature concernent 1) une diminution des taux de croissance et du métabolisme, 2) l'avènement de comportements dits anormaux, 3) une augmentation de la fréquence des malformations morphologiques et 4) ultimement, la mort des individus (Edery et Schatzberg-Porath 1960, Cooke 1981, Kirk 1988, Berrill et coll. 1993, Harris et coll. 1996, Bonin et coll. 1997b, Ouellet et coll. 1997). Chez les amphibiens, les stades immatures, soit les larves ou les têtards, sont souvent très sensibles aux contaminants. Cooke (1981) cite d'ailleurs plusieurs travaux de laboratoire qui démontrent clairement que des têtards exposés à différents polluants chimiques (des pesticides notamment) peuvent avoir des taux inférieurs de croissance, des variations de la pigmentation de la peau ou une augmentation des malformations morphologiques. Ce même auteur mentionne aussi qu'un nombre important de malformations ont été observées chez des têtards de grenouilles placés en cage dans un étang situé près d'un champ de pommes de terre traité avec des pesticides différents. Lors d'une étude réalisée en Ontario (Struger et coll. 1993), les taux de malformation et de mortalité d'oeufs chez le Crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) et la Grenouille verte vivant à proximité de cultures

maraîchères traitées avec des insecticides organophosphorés, étaient également plus élevés que ceux d'individus des mêmes espèces mais retrouvées près de champs non traités avec ces pesticides. Comme ultime conséquence, il semble que les individus ayant des malformations, sont généralement plus susceptibles à la prédation (Hecnar 1995, Ouellet et coll. 1997).

Au Québec, Ouellet et coll. (1997) ont aussi observé chez la Grenouille verte, la Grenouille léopard, le Crapaud d'Amérique et le Ouaouaron un pourcentage plus élevé de malformations aux pattes chez des individus capturés près d'étangs de fermes et/ou de fossés de drainage adjacents aux cultures que chez d'autres utilisant des étangs naturels servant de témoins (12 % *vs* 0,7 %). Les fortes variations entre les sites (de 0 % à 69 %) n'ont cependant pas permis de conclure à une différence significative. Cependant, en dépit du fait que plusieurs agents biotiques et abiotiques peuvent être à l'origine des malformations, les contaminants chimiques d'origine agricole sont probablement des agresseurs importants. Finalement, tout comme pour les oiseaux, les pesticides ont aussi des effets sur les ressources alimentaires des amphibiens. Une réduction de la biomasse des algues et des insectes présents dans les étangs peut affecter leur croissance et modifier leur habitat au point de les rendre plus vulnérables à la prédation (Bishop 1982).

Les fertilisants peuvent également causer la mort des amphibiens (Berger 1989, Lawson 1995, Hecnar 1995). Les fortes concentrations en nitrates dans les cours d'eau à la suite de l'épandage de tels produits peuvent affecter directement l'herpétofaune. Par exemple, le traitement choc qui se produit au moment des épandages peut coïncider avec la période de reproduction des amphibiens et constituer une menace pour la survie de certains individus (Berger 1989). Selon Hecnar (1995), la concentration létale de nitrates (Lc_{50} ; 96 heures) chez la Rainette faux-grillon serait plus faible que chez la Grenouille léopard et la Grenouille verte (17,0 contre 22,6 et 32,4 mg/l respectivement). Pour le Crapaud d'Amérique, les plus basses et les plus fortes valeurs de Lc_{50} enregistrées étaient de 13,6 et

39,3 mg/l, suggérant ainsi qu'une sorte de résistance aux nitrates peut se développer chez certaines populations d'amphibiens (Hecnar 1995). Dans la majorité des cas, une réduction de l'activité d'alimentation provoquant une perte de poids, des comportements anormaux, des déséquilibres nerveux et quelquefois des paralysies, ont été observés. Tous ces facteurs peuvent augmenter la vulnérabilité des individus face aux prédateurs (Hecnar 1995).

Selon Lawson (1995), les nitrates affecteraient aussi vraisemblablement l'équilibre chimique de la peau des amphibiens, provoquant une infection toxique massive. Quant à Hecnar (1995), il énumère aussi plusieurs autres types d'effets possibles, comme une réduction de la flore bactérienne intervenant dans les processus digestifs, une augmentation de l'oxydation de l'hémoglobine en méthémoglobine, ce qui empêche les liaisons avec l'oxygène, ou encore des effets sur l'osmorégulation.

Finalement, chez les amphibiens l'apparition de maladies est généralement le résultat d'une défaillance de l'organisme pour conserver son équilibre homéostatique à la suite d'une détérioration de son environnement physique, chimique ou microbien. La forte immunité naturelle des amphibiens aux conditions de leur environnement leur permet généralement de se maintenir en santé, mais cette dernière peut être compromise par une variété de facteurs externes. Ainsi, un cas de mortalité massive de Grenouilles vertes a déjà été rapporté dans un étang situé en milieu agricole au Québec (Ouellet et coll. 1994). Cette mortalité d'environ une centaine d'individus était survenue quelques jours seulement après l'épandage de fumier dans un champ situé en amont de l'étang. Bien qu'aucun signe extérieur de la maladie des Pattes rouges (*Aeromonas hydrophila*) n'ait été observé, cette bactérie a été identifiée lors des analyses histologiques subséquentes. Cette maladie a aussi été rapportée chez des spécimens utilisant un étang situé en milieu agricole et sujet à de fréquents arrosages de pesticides (Ouellet et coll. 1994). Il est à noter que la maladie des Pattes rouges apparaît généralement à la suite de l'exposition des sujets à des stresseurs environnementaux (Crawshaw 1992). Enfin, les amphibiens, tout comme les

anatidés, peuvent aussi être victimes de la salmonelle, des virus et des champignons. D'ailleurs, la présence de champignons chez une Grenouille verte vivant près d'un champ de maïs sucré a déjà été rapportée au Québec (Ouellet et coll. 1994).

4.3 Autres menaces pour la faune

Plusieurs agriculteurs utilisent les étangs de ferme pour l'élevage de canards, d'oies ou de bernaches. Il existe donc un potentiel d'échange de maladies entre les canards sauvages et domestiques. La distance phylogénique relativement courte entre les groupes (Anatidae, Anserinae) facilite d'autant la transmission. En dépit de quelques références anecdotiques ou basées sur des preuves circonstancielles telles que présentées dans Wobeser (1981), le risque est cependant faible.

La présence de sangsues est aussi rapportée dans ces petits étangs en milieu agricole. Elles sont fréquemment rapportées chez la sauvagine et peuvent causer des problèmes chez les oiseaux allant jusqu'à la mort des canetons, (Sooter 1937, Robinson et coll. 1950, Bartonek et Trauger 1975). La présence de sangsues a été rapportée chez 15 espèces de sauvagine (Trauger et Bartonek 1977), dont trois, le Canard colvert, le Canard pilet et le Canard chipeau, utilisent les étangs de ferme au Québec. Les trois principales espèces de sangsues reconnues pour s'alimenter dans les passages naseaux, la trachée et la membrane des yeux chez les oiseaux migrateurs en Amérique du Nord sont, le *Theromyzon rude*, le *T. tessulatum* et le *T. biannulatum* (Tuggle 1987). Une autre espèce, *Placobdella ornata*, a aussi été identifiée, quoique rarement, chez la sauvagine (Bartonek et Trauger 1975). Mentionnons que *P. ornata* et *T. tessulatum* ont déjà été rapportées au Québec (Sawer 1972, Vincent et Vaillancourt 1980).

Chez les amphibiens, les espèces de sangsues qui sont connues pour se nourrir du sang sont : *Batracobdella picta*, *Placobdella parasitica*, *Macrobdella decora*, *M. ditetra* et *Philobdella gracilis* (Sawer 1972). Au Québec, *B. picta* et *Haemopis sp.* ont été retrouvées sur des Crapauds d'Amérique (Ouellet et coll. 1994). Deux autres espèces *B. picta* et *M. decora* sont aussi présentes au Québec (Sawer 1972). Parmi les impacts des sangsues sur les amphibiens, mentionnons la transmission de parasites sanguins et la mort (Sawer 1972). *B. picta* a déjà été trouvé responsable de la mort de têtards de Crapauds d'Amérique (Sawer 1972).

Des parasites peuvent causer des malformations chez les amphibiens. Une larve de trématode au stade cercaire pénètre dans la peau et forme un kyste (métacercaire) qui se localise principalement dans la région du cloaque ce qui peut occasionner la duplication de la patte et des doigts (Sessions et Ruth 1990) Chez les grenouilles, ce genre de malformations constitue un désavantage pour la survie. Lors d'une étude sur les grenouilles vivant dans les étangs de ferme du sud du Québec, l'examen des parasites a été effectué chez plusieurs individus (Ouellet et coll. 1994, Bonin et coll. 1997). Quoique certains tissus étaient fortement infestés par les parasites, aucun effet n'a été constaté sur les hôtes, ils semblaient en bonne santé et avaient un comportement normal (Ouellet et coll. 1994).

L'intoxication de la sauvagine par les algues a déjà été rapportée dans des étangs et marais en milieu agricole (Wobeser 1981). Parmi les espèces d'algues responsables des cas d'intoxication, certaines sont retrouvées au Québec. Il s'agit de : *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Coelosphaerium* *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc* et *Oscillatoria* (Mingelbier et Poulin 1997). Dans les prairies, les explosion des populations d'algues peuvent être si intenses qu'elle peuvent occasionner la mortalité de poissons dans les étangs (« potholes ») (Crumpton 1989). Au Québec, la superficie

réduite des étangs de ferme ainsi que l'utilisation d'herbicides et d'algicides dans certains étangs rend cette menace fort peu probable.

5. Recommandations de conservation et d'aménagement des étangs en milieu agricole

Même si l'utilisation des étangs aménagés en milieu agricole par la faune peut sembler très variable, il n'en demeure pas moins qu'ils n'ont pas été aménagés, règle générale, à cette fin. Conséquemment, dans la plupart des cas, des améliorations rendant les étangs plus attrayants pour la faune pourraient facilement être envisagées (Hamor et coll. 1968). Toutefois, dans un esprit de gestion intégrée, il serait alors important de transmettre aux agriculteurs des informations sur les impacts positifs et négatifs d'un tel aménagement des étangs en terme de présence accrue de la faune dans leur milieu (Tilton 1995). De plus, il faudra aussi s'assurer de considérer un ensemble de facteurs pour que l'étang puisse toujours répondre adéquatement à ses autres fonctions utilitaires.

5.1 Configuration et localisation des étangs

5.1.1 Superficie et forme

Nous avons résumé aux tableaux 7 et 8 les diverses prescriptions et recommandations d'aménagement des étangs en milieu agricole formulées par les différents auteurs consultés. L'on remarque que, sauf exception, la majorité des études recommandent une superficie de plus de 0,5 ha. Selon les auteurs, cette superficie assurerait une abondance et une diversité de ressources suffisantes pour rencontrer les exigences écologiques des diverses espèces qui utilisent habituellement les étangs en milieu agricole.

Pour ce qui est de la forme, très peu de recommandations sont formulées en ce sens par les divers auteurs, la seule condition requise étant que les rives des étangs soient sinueuses (voir plus loin). Pour leur part, Hamor et coll. (1968) recommandent un étang en forme de « L ». Une

telle configuration permettrait un plus grand effet d'isolement pour les couples et les couvées de canards qu'une forme plus régulière, cylindrique ou rectangulaire. Toujours selon ces auteurs, pour que les canards puissent s'y reposer et faire leur toilettage en toute sécurité, on suggère aussi d'installer des structures de bois flottant qui rempliraient le même rôle.

5.1.2 Sinuosité, pente et texture des berges

La plupart des études consultées recommandent des étangs aux rives les plus sinueuses possibles, c'est-à-dire possédant un indice de développement des lignes de rivage[1] d'une valeur supérieure à 1,5. Encore une fois, cela assurerait un maximum d'isolement aux couples et aux couvées par rapport aux congénères.

Pour ce qui est de la sauvagine, on recommande des pentes relativement douces, de moins de 20 % ou 30 degrés. Cependant, pour ce qui est du Rat musqué, il faudrait au contraire que les pentes soient davantage accentuées pour favoriser le creusage des terriers (Tableau 8).

5.1.3 Localisation et relation avec les autres éléments du paysage

Selon Eng et coll. (1979), il est préférable pour la sauvagine que les étangs soient regroupés plutôt qu'isolés dans le paysage agricole. Les femelles qui réussiraient à mener leur nid jusqu'à l'éclosion auraient avantage à parcourir de faibles distances avec leurs couvées pour atteindre des sections de cours d'eau, d'autres étangs aménagés ou des milieux naturels qui présenteraient des conditions adéquates pour l'alimentation et la sécurité des canetons.

---

[1]Indice de développement des lignes de rivage (Lind 1979)

Tableau 7. Recommandations sur l'aménagement des étangs en milieu agricole pour la sauvagine.

AUTEURS	RECOMMANDATIONS D'AMÉNAGEMENT DES ÉTANGS EN MILIEU AGRICOLE POUR LA FAUNE					
	Superficie	Forme	Sinuosité et pente de la berge	Végétation riveraine et aquatique	Localisation	Autres
Lokemoen (1973)	>0,6 ha	--	--	Mélange de rives arbustives inondées et de plantes émergentes	--	Si la présence du bétail est permise, <0,6-1,2 ha / AUM
Bélanger et Couture (1988)	>0,5 ha	--	SDI>1,5 pente de 5-20%	plus de 30 % de la superficie de l'étang couvert par les plantes submergés et des densités de plantes émergentes de plus de 30 tiges / m^2	--	Profondeur moyenne de moins de 2 m
Hamor et coll. (1968)	0,02-0,05 ha	en for de L	pente 5 :1	--	--	îlot central de 6m de diamètre et structures de repos et zones où la profondeur est de plus de 1m afin d'empêcher le colmatage de l'étang par la végétation ; 50 à 75 % de la superficie de l'étang inondé d'eau moins 1m d'eau.
Svingen (1991)	>0,6 ha	--	SDI>1,5	rives en herbacées hautes	--	étang non clôturé d'au moins 1m de profond soumis à un broutement de moyenne intensité par le bétail.
Eng et coll (1979)	>0,6 ha	--	pente de moins de 30 degrés	--	Aménager les étangs en grappe	40-50% de l'étang avec une profondeur de moins de <60 cm.
Ruwaldt et coll. (1979)	>0,1 ha	--	--	--	--	--
Whyte et Cain (1981)	--	--	--	--	--	Moins de la moitié de l'étang soumis au broutement du bétail et broutement modéré pour garder la végétation au stade herbacée.
ISDA 1975	>0,2 ha	--	--	--	--	Profondeur de plus de 15 cm
Rumble et Flake 1988	--	--	--	--	de 3-17 étangs par unité de territoire de 1,5 km de rayon	le plus grand % de la superficie de l'étang avec moins de 61 cm d'eau de profondeur.
Hudson 1983	>0,5 ha	--	SDI>1,5	Plus de 30 % de la superficie de l'étang couvert par les plantes émergentes et 20 % couvert par les plantes submergées.		40 % de la superficie de l'étang avec moins de 61 cm d'eau de profondeur.

Tableau 8. Recommandations sur l'aménagement des étangs en milieu agricole pour le rat musqué.

AUTEURS	RECOMMANDATIONS D'AMÉNAGEMENT DES ÉTANGS EN MILIEU AGRICOLE POUR LA FAUNE					
	Superficie	**Forme**	**Sinuosité et pente de la berge**	**Végétation riveraine et aquatique**	**Localisation**	**Autres**
Blanchette 1985	--	--	Pente de rive >10 degrés	--	--	granulonernie fine (argile)
Deshaies et Hangen 1953	--	--	>10 degrés	--	--	sol arginaux
Hauer et al 1968	--	--	--	ratio 50 :50	--	--

On sait en effet que de longs déplacements augmentent les risques de rencontres avec des prédateurs de même que les risques d'épuisement des jeunes. Ce positionnement des étangs aménagés sur le territoire serait un élément déterminant de leur utilisation puisque, selon Hamor et coll. (1968), les étangs en réseau, c'est-à-dire ceux situés à proximité d'autres milieux humides d'origine naturelle ou dans une zone où la densité des étangs aménagés est très élevée, auraient une utilisation comparable à celle de marais naturels utilisés par les mêmes espèces. Cependant, Lokemoen (1973) rapporte que ce phénomène varierait en fonction des espèces en cause puisque, lors de son étude, les Canards colverts ne semblaient pas affectés par la densité des étangs dans un secteur donné, alors que les Canards pilets, les Sarcelles à ailes bleues, les Canards siffleurs d'Amérique et les Canards souchets étaient davantage abondants lorsque la densité des étangs était plus élevée.

Eng et coll. (1979) recommandent donc que, pour un nombre similaire d'étangs à aménager sur un territoire donné, un regroupement en grappe des étangs soit préconisé plutôt qu'un patron d'étangs répartis uniformément sur le territoire. Malheureusement, peu de données quantitatives sont disponibles pour définir le patron idéal et la densité optimale d'étangs. Seule l'étude de Rumble et Flake (1983) dans le Dakota du Sud amène quelques informations à ce sujet, ces auteurs rapportant que le nombre total de couvées observées dans les étangs aménagés à l'étude était directement corrélé avec la densité d'habitats humides dans un rayon de 1,6 km.

Finalement, la seule autre information disponible dans la littérature quant au rôle de l'agencement du paysage dans l'utilisation des étangs par la faune est fournie par Rumble et Flake (1983). Ces derniers ont observé que la présence de grains résiduels provenant de cultures annuelles dans les champs situés à proximité des étangs ainsi que des champs partiellement

inondés au printemps serait favorable à la fréquentation des étangs par la sauvagine en milieu agricole.

5.2 Autres usages et entretien préconisés des étangs par rapport à la faune

5.2.1 Accès aux rives et abreuvement du bétail

Dans l'étude de Lokemoen (1973), le bétail avait accès aux rives de certains étangs alors que d'autres étaient clôturés. Le bétail était présent du 1er mai au 30 novembre, mais la pression de broutement était modérée, soit environ d'une bête par 0,6-1,2 ha/an. Les résultats obtenus par cet auteur montrent que l'utilisation des étangs par les canards était la même pour les étangs qui étaient protégés du broutement que pour ceux auxquels le bétail avait accès comme aire d'abreuvement. L'auteur mentionne toutefois que la sauvagine pourrait répondre positivement à l'exclusion du bétail des étangs lorsque la pression de broutement est supérieure à celle observée lors de son étude.

Selon Whyte et Cain (1981), les effets du broutement du bétail sur la végétation riveraine des étangs étudiés au Texas étaient fonction du site, de la pression de broutement, de la toposéquence de la végétation présente et de la résistance au broutement des types de plantes en présence. Lors de cette étude, la couverture végétale et la hauteur de la végétation étaient réduites par le broutement du bétail dans la plupart des sites étudiés. Conséquemment, ces auteurs ont suggéré qu'au moins la moitié du périmètre de l'étang devrait être soustraite au broutement par le bétail. D'un autre côté, on mentionne qu'un broutement contrôlé (c'est-à-dire en alternant les sites de paissance selon les saisons ou les années) pourrait constituer une pratique d'aménagement de l'habitat favorable à la sauvagine. Ce serait en effet un moyen de maintenir la végétation au stade de succession le plus avantageux pour les oiseaux. Par exemple, le contrôle des quenouilles par le bétail s'est avéré bénéfique pour plusieurs espèces de canards puisque ces

dernières n'étaient affectées que modérément par le broutement, alors que la végétation aquatique submergée n'était que peu ou pas affectée par la présence du bétail. Par contre, comme le mentionnent plusieurs auteurs, une trop forte pression de broutement peut dégrader fortement la végétation qui colonise les rives des étangs et entraîner la disparition complète de toute la végétation riveraine et aquatique présentes (Hamor et coll. 1968).

De plus, Whyte et Cain (1981) soulignent que la présence de bétail n'a pas seulement un effet positif ou négatif sur les communautés végétales selon l'intensité du broutement mais qu'elle est aussi une source de dérangement pouvant avoir un effet sur le succès de nidification de la sauvagine (piétinement des nids ou dégradation du couvert végétal terrestre entraînant une plus forte prédation). Un accès contrôlé de l'étang (dans le temps ou l'espace) pour le bétail serait donc une solution idéale; la partie la plus profonde de l'étang devrait être celle qui est rendue accessible afin de réduire l'impact sur la végétation émergente essentielle à la sauvagine et aux Rats musqués. D'autre part, la création d'îlots sur les étangs aménagés serait aussi un bon moyen de minimiser la présence du bétail en offrant à la faune un portion d'habitat terrestre dont le couvert végétal ne serait pas affecté par le piétinement et le broutement des bêtes (Eng et coll. 1976).

5.2.2 Profondeur, niveau d'eau et vidange

Hamor et coll. (1968) mentionnent que les étangs permanents (ceux ayant de l'eau tout au long de l'année) sont beaucoup plus adéquats pour attirer la sauvagine. En effet, ces auteurs rapportent que les étangs qui n'ont de l'eau qu'au printemps seront utilisés par les couples, mais que seuls les étangs d'une bonne superficie et colonisés par la végétation aquatique seront utilisés par les couvées.

Conséquemment, beaucoup des recommandations avancées par les divers auteurs consultés ont pour objectif d'assurer la présence d'eau tout au cours la saison et ce, en tenant

compte des précipitations et de l'évaporation estivale. Il est donc généralement suggéré de maintenir un niveau d'eau relativement peu élevé, c'est-à-dire de moins de 60 cm de profondeur, de façon à favoriser le développement de la végétation aquatique (tableaux 7 et 8). Cependant, si l'on veut éviter le colmatage de l'étang par les plantes émergentes, il est suggéré de conserver une certaine superficie de l'étang à des profondeurs de plus d'un mètre d'eau. Les auteurs suggèrent une telle profondeur sur environ 50 % de la surface de l'étang afin d'y reproduire les conditions de l'hémimarais en terme d'agencement de l'eau et de la végétation émergente. Une tel patron serait très favorable à la fois à la sauvagine et aux Rats musqués, ces derniers favorisant même le maintien d'un tel ratio. La présence de Rats musqués peut en effet contribuer à maintenir des zones d'eau libre de végétation dans l'étang, les rats coupant les quenouilles pour s'en nourrir ou les utilisant pour la construction des huttes. Une autre façon d'empêcher une trop grande emprise de la végétation sur toute la superficie de l'étang serait de creuser des zones d'eau plus profondes par endroit, les quenouilles et les cypéracées poussant très rarement à des profondeurs excédant un mètre d'eau.

Il est à noter qu'une étude effectuée au Wisconsin entre 1974 et 1976 a permis de déterminer les caractéristiques d'un étang idéal pour la Grenouille léopard (Hine et coll. 1981). Ces critères sont présentés au tableau 9. Les auteurs recommandent de plus de procéder à une vidange périodique de l'étang afin d'éviter que des populations de poissons (prédateurs) puissent s'y établir.

5.2.3 Contrôle de la végétation riveraine et aquatique

La plupart des espèces de canards barboteurs préfèrent des étangs dont les berges ne sont pas dépourvues de végétation et où la végétation émergente est présente (Lokemoen 1973). La végétation riveraine procure des sites de repos de même qu'un couvert de nidification et de fuite,

alors que la végétation aquatique favorise la présence d'organismes aquatiques, lesquels sont une source d'alimentation importante pour les canards barboteurs en période de reproduction (Rumble et Flake 1983). La végétation riveraine permet aussi de minimiser et de prévenir l'érosion des berges tout comme elle assure une filtration des eaux de ruissellement riches en pesticides et fertilisants.

Les étangs complètement dépourvus de végétation riveraine ne sont pas attrayants pour les canards. Toutefois, des zones dénudées fourniraient à la sauvagine des sites où elle peut se reposer. La présence de zones dépourvues de végétation contribue aussi à procurer un accès facile à l'eau aux canards barboteurs. C'est donc dans cette optique que plusieurs auteurs ont suggéré de maintenir une certaine pression de broutement dans le temps et/ou dans l'espace afin de s'assurer de la présence de certaines zones plus dénudées et d'empêcher une densité trop élevée d'arbres et d'arbustes. En effet, selon Hamor et coll. (1968), il est préférable de couper les arbres en bordure des étangs de façon à réduire les risques de prédation des nids de canards. Toutefois, il est bon de noter ici que cette recommandation n'était évidemment pas formulée dans une optique de conservation de la biodiversité au sens large, mais visait davantage la production de sauvagine. Diverses recommandations existent quant à l'aménagement des étangs pour d'autres groupes espèces fauniques.

Tableau 9. Critères visant la création d'un étang pour la Grenouille léopard.

CARACTÉRISTIQUES	RECOMMANDATIONS
Profondeur	1 m pour prévenir l'assèchement
Végétation riveraine	50 % composés de graminées
Paysage	< 50 % de forêt dans un diamètre de 300 m autour de l'étang
Eau libre	25 % de la superficie de l'étang
Vidange	Annuelle

Tiré de Hine et coll. 1981

5.2.4 Relations avec les autres usages (récréatifs, sportifs, cueillette, etc.)

Outre la question de l'utilisation conflictuelle des étangs par les Rats musqués versus l'agriculture dont nous avons discuté auparavant, notre revue ne nous a pas permis de dénicher des études traitant de la présence des étangs en relation avec les autres usages possibles par l'homme. Tilton (1995) fait une bonne revue du rôle multifonctionnel des marais pour notre société, bien que son exposé traite davantage des milieux humides en général que des étangs en milieu agricole proprement dit.

La seule mention à cet égard est amenée par Hamor et coll. (1968), qui mentionnent que les agriculteurs, propriétaires des étangs, pourraient exploiter ces sites sous forme de pourvoirie et faire payer les chasseurs pour avoir accès à leurs étangs. Ainsi, les étangs pourraient constituer pour ces derniers une source de revenus additionnels. Cependant, Shanks et Arthur (1952) indiquent que la plupart des agriculteurs craindraient la présence de Rats musqués et seraient davantage concernés par la possibilité des dommages qui pourraient être causés à leur étang que par les gains qu'ils pourraient retirer du trappage par exemple. À cela, s'ajoute les prix de la fourrure qui peuvent varier passablement d'une année à l'autre et influencer la motivation pour le trappage, de même que le temps disponible pour les agriculteurs qui sont déjà très sollicités par leur travail à la ferme.

Dans l'éventualité où le degré de contamination d'un étang serait trop élevé et pourrait engendrer des problèmes de contamination de la faune, diverses prescriptions en terme d'aménagement ont été avancées. Ainsi, Bradford et coll. (1991) suggèrent d'augmenter la profondeur des étangs, ce qui pourrait contrôler la végétation aquatique reconnue pour accumuler des éléments toxiques. Cette dernière supporte d'importantes populations d'invertébrés dont s'alimentent les oiseaux, alors que d'autres espèces animales s'alimentent directement des plantes

elles-mêmes. De plus, ces auteurs recommandent de drainer périodiquement l'étang afin de minimiser son attrait pour les oiseaux et les amphibiens, de même que pour diminuer sa productivité en invertébrés. Finalement, ils suggèrent aussi de contrôler la végétation qui pousse sur les berges puisque cela privera les espèces d'un couvert de nidification. Cela s'avérerait moins vrai toutefois pour les oiseaux de rivage qui auraient tendance à utiliser davantage les rives dénudées des étangs. Bradford et coll. (1991) suggèrent finalement de couper les arbres et les haies retrouvés au pourtour des étangs car ils serviraient de sites de nidification pour plusieurs espèces d'oiseaux. Cependant, on exposerait ainsi l'étang à des problèmes d'érosion par le vent.

6.- Conclusion sur la valeur des étangs aménagés en milieu agricole et identification des besoins en recherche appliquée

En milieu agricole, les étangs servent à combler les besoins d'une ou plusieurs cultures en assurant une réserve d'eau en période de déficit hydrique (on parle alors d'étangs d'irrigation). Ils peuvent également servir à l'abreuvement du bétail alors que certains agriculteurs en aménagent sur leurs terres par intérêt sportif (étang de pêche, de chasse, d'observation, etc.), par simple souci d'esthétique ou comme réservoir d'eau en cas d'incendie. Du point de vue environnemental, ils rempliront également un rôle important en agissant parfois en tant que sites de captage et d'épuration des eaux (étang d'épuration, de sédimentation, etc.). Outre leurs diverses fonctions utilitaires, ce sont finalement des milieux potentiellement très intéressants pour la faune. Cependant, plusieurs auteurs ont avancé l'hypothèse que les étangs aménagés en milieu agricole pourraient aussi agir comme trappe écologique en favorisant le confinement des proies et des prédateurs, une certaine vulnérabilité aux activités agricoles (coupe de foin, etc.), de même qu'une concentration et une exposition importantes aux pesticides et aux fertilisants chimiques employés en agriculture.

Notre revue nous a permis de mettre en lumière les éléments suivants :

1) Les étangs en milieu agricole sont utilisés par plusieurs espèces de canards barboteurs, dont notamment le Canard colvert et la Sarcelle à ailes bleues. Selon les conditions présentes, le Rat musqué utilisera également ce type d'habitat, de même que plusieurs espèces d'amphibiens. Peu de travaux ont tenté de déterminer la valeur des étangs aménagés en milieu agricole pour les autres espèces d'oiseaux, tant terrestres qu'aquatiques, et peu d'études ont considéré la valeur des étangs comme outil de conservation de la biodiversité en milieu agricole.

2) Les densités de couples et de couvées de canards varient énormément selon les secteurs à l'étude. Ces différences découlent de divers éléments tels que a) la densité et la diversité des populations de sauvagine présentes dans le secteur d'étude, b) l'importance des étangs aménagés par rapport à l'ensemble des milieux humides naturels disponibles, c) des caractéristiques (notamment la superficie), du type et de l'âge des étangs, de même que d) de la vocation du territoire agricole environnant, donc des opportunités et des conditions de nidification offertes.

3) Généralement, la superficie des étangs représente le facteur le plus déterminant pour expliquer la fréquentation des étangs par les couples et par les couvées de canards. Cependant, d'autres facteurs environnementaux, tels que la superficie en eau peu profonde colonisée par la végétation submergée, la présence de végétation émergente, la limpidité de l'eau, le nombre de taxons d'invertébrés, la présence de bandes riveraines herbacées et une ligne de rivage sinueuse, influencent aussi la sélection des étangs aménagés en milieu agricole. Toutes ces variables sont plus ou moins reliées entre elles et découlent souvent de l'âge même des étangs.

4) La pente de la berge, la granulométrie du sol, la hauteur du talus, la profondeur de l'eau, la sinuosité de la rive et la présence de végétation aquatique sont tous des facteurs déterminants de l'utilisation des étangs aménagés par le Rat musqué.

5) La densité et la disponibilité des groupements végétaux aquatiques seraient tout particulièrement déterminants, tandis que la végétation riveraine qui entoure l'étang serait aussi importante car les Rats musqués préfèrent les étangs où la rive est colonisée par des herbacées basses ne bloquant pas le passage de la lumière nécessaire au développement des plantes aquatiques.

6) L'un des usages le plus conflictuel des étangs par la faune face à l'agriculture est assurément lié à la présence des Rats musqués car les terriers qu'ils creusent causeraient des dommages importants au barrage ou à la digue de retenue des étangs, créant des problèmes de contrôle du niveau de l'eau et d'étanchéité. Cependant, diverses solutions sont proposées et elles sont facilement applicables.

7) Les étangs en milieu agricole sont le plus souvent alimentés par les eaux de ruissellement contenant une mixture complexe de contaminants chimiques et bactériologiques dissous ou en suspension. La composition de ces eaux de ruissellement, et conséquemment de la qualité de l'eau des étangs, est variable et dépend du taux des précipitations dans la région, de la topographie et des caractéristiques du sol, du patron régional d'utilisation des terres, des taux en vigueur d'application des fertilisants et des pesticides, des pratiques de labour et de multiples autres facteurs. À la lumière de la revue de littérature que nous avons effectuée, il n'existerait aucun cas rapporté, au Québec comme ailleurs, de mortalité d'oiseaux dans ou près d'étangs en milieu agricole qui serait lié aux pesticides, et aucune donnée précise sur les concentrations de pesticides présents dans ces étangs. Aucun effet ne fut constaté sur la condition physiologique des canards fréquentant des étangs de plusieurs clubs de chasse en Californie auxquels on rajoutait de façon périodique des eaux usées pour rehausser la qualité des habitats (Brennan 1985). Cependant, des cas de mortalité massive rapportés chez les amphibiens seraient associés au ruissellement des pesticides et des fertilisants en provenance des champs agricoles adjacents. Finalement, un effet indirect est aussi possible, chez la sauvagine comme chez les autres espèces, compte tenu de la forte toxicité des produits sur les invertébrés présents dans les étangs, ressource alimentaire importante dont la disponibilité peut affecter de différentes façons et à divers degrés la croissance et la survie des espèces fauniques présentes.

8) Nous avons résumé les diverses prescriptions et recommandations d'aménagement des étangs en milieu agricole formulées par les différents auteurs consultés. La majorité des études recommandent un étang de superficie de plus de 0,5 ha dont les rives sont sinueuses. On recommande aussi des pentes relativement douces, de moins de 20 %. Cependant, pour ce qui est du Rat musqué, il faudrait au contraire que les pentes soient davantage accentuées pour favoriser le creusage des terriers. La plupart des espèces préfèrent des étangs dont les berges ne sont pas dénudées et où la végétation émergente est présente. L'exclusion ou un accès contrôlé de l'étang (dans le temps ou l'espace) pour le bétail serait une solution idéale pour favoriser un meilleur couvert végétal sur les rives. Il est suggéré de maintenir un niveau d'eau relativement peu élevé, c'est-à-dire de moins de 60 cm de profondeur, de façon à favoriser le développement de la végétation aquatique. Finalement, on recommande que, pour un nombre d'étangs à aménager sur un territoire donné, l'on favorise un regroupement en grappe des étangs.

Notre revue nous a finalement permis de cibler un certain nombre de lacunes quant aux connaissances sur la valeur des étangs en milieu agricole, le plus notable étant sans aucun doute le fait qu'on possède très peu de données concernant la valeur faunique des étangs dans l'est du continent. Conséquemment, il serait pertinent, tout particulièrement au Québec, de mieux connaître la répartition et l'importance des étangs en milieu agricole et d'inventorier un certain nombre d'étangs afin de documenter leur utilisation par la sauvagine, l'herpétofaune et le Rat musqué, comme cela fut réalisé ailleurs. Dans une optique de conservation de la biodiversité en paysage agricole, il serait aussi important de recueillir des informations sur l'utilisation des étangs par l'ensemble de la faune.

7.- Littérature citée et autres ouvrages consultés

Anonyme. 1985. Milieux humides le long du Saint-Laurent, 1950-1978. Environnement Canada, Direction générale des terres, région du Québec, Service de conservation de l'environnement.

Artimo, A. 1960. The dispersal and acclimatization of the muskrat, *Ondatra zibethicus* (l.), in Finland. Finnish Game Foundation, Game Res. Inst., Papers on Game Research 21. 101 p.

Baker, L.A. 1993. Introduction to nonpoint source pollution and wetland mitigation *in* B.K. Olson. Created and natural wetlands for controlling nonpoint source pollution. U.S. EPA. 216 p.

Ball, I. J., D. S. Gilmer, L. M. Cowardin et J. H. Riechmann. 1975. Survival of wood duck and mallard broods in northcentral Minnesota. J. Wildl. Manage. 39:776-780.

Bartonek, J.C. et D.L. Trauger. 1975. Leech (Hirudinea) infestations among waterfowl near Yellowknife, northwest territories. Can. Field. Nat. 89 : 234-243.

Beattie, L. A. 1986. Behavioural responses of goldeneye (*Bucephala clangula*) ducklings to the presence of fish. Ms Thesis, Univ. Guelph, Ontario. 44 p..

Bélanger, L. et R. Couture. 1988. Use of Man-made ponds by dabbling duck broods. J. Wildl. Manage. 52(4) : 717-723.

Bellrose, F. C. et L. G. Brown. 1941. The effect of fluctuating water levels on the muskrat populations of the Illinois River Valley. J. Wildl. Manage. 5:206-212.

Bellrose, F.C. et J.B. Low. 1943. The influence of flood and low water levels on survival of muskrats. J. Mammal. 24:173-188.

Bellrose, F. C. et J. B. Low. 1978. The influence of flood and low water levels on the survival of muskrats. J. Mamm. 24:173-188.

Berger, L. 1989. Disappearance of amphibian larvae in the agricultural landscape. Ecol. Int. Bull. 17 :65-73

Berrill, M., S. Bertram, A. Wilson, S. Louis, D. Brigham et C. Stromberg. 1993. Lethal and sublethal impacts of pyrethroids insecticides on amphibian embryos and tadpoles. Environ. Toxicol. Chem. 12 : 525-539

Berryman, D. et I. Giroux. 1993. Suivi de la contamination du milieu aquatique par les pesticides utilisés dans la culture du maïs ; rapport d'étape de l'étude de 1992-1993 et plan d'échantillonnage proposé pour 1993-1994. Document interne, Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides et direction de la qualité des cours d'eau. Ministère de l'Environnement du Québec. 38 p. + annexes.

Beshears, W.W. Jr. et A.O. Haugen. 1953. Muskrats in relation to farm ponds. J. Wildl. Manage. 17:450-456.

Bishop, C.A. 1992. The effects of pesticides on amphibians and the implications for determining causes of declines in amphibian populations. Pp. 67-70. *in* Bishop, C.A. et K.E. Pettit. Declines in Canadian amphibian populations : designing a national monitoring strategy. Occasional paper 76. Canadian Wildlife Service. 120 p.

Blanchette, P., 1985. Étude de la sélection de l'habitat préférentiel du rat musqué (*Ondatra zibethicus*) dans des étangs aménagés au Lac St-Pierre, Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, 88p.

Blaustein, A.R. et D.B. Wake. 1990. Declining amphibian population: a global phenomenon. Trends Ecol. Evol. 5 : 203-204

Bonin, J., M. Ouellet, J. Rodrigue, J.-L. DesGranges et T.F. Sharbel. 1997a. Anuran species richness in agricultural landscape of Québec : Foreseeing long-term results of road call surveys. *in* Green D. (ed) Amphibian in decline : Canadian studies of a global problem. Herp. Conserv. 1 : 141-148.

Bonin, J., M. Ouellet, J. Rodrigue, J.-L. DesGranges et T.F. Sharbel. 1997b. Measuring the health of frogs in agricultural habitats subjected to pesticides. In Green D. (ed) Amphibian in decline : Canadian studies of a global problem. Herp. Conserv. 1 : 246-257.

Boudier, H. 1988. Profil socio-économique et utilisation des pesticides chez les producteurs utilisant les méthodes conventionnelles, la lutte intégrée et l'agriculture écologique : le cas des producteurs de fruits et légumes au Québec. Rapport final préparé par Aserne consultant enr. pour Environnement Canada. 180 p. + ann.

Bouffard, S. H. & M. A. Hanson. 1997. Fish in waterfowl marshes: waterfowl managers' perspective. Wildl. Soc. Bull. 25:146-157

Bradford, D.F., L.A. Smith, D.S. Drezner & J.D. Shoemaker. 1991. Minimizing contamination hazards to waterbirds using agricultural drainage evaporation ponds. Environ. Manage. 15:785-795.

Brennan, K.M. 1985. Effects of wastewaters on wetland animal community. Pp. 199-223 *in* Godfrey, P.J., E.R. Kaynor, S. Pelczarski et J. Benforado. (eds). Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters. Van Norstrand Reinhold C. New York. 473 p.

Bue, I.G., L. Blankenship and W.H. Marshall, 1952. The relationship of grazing practices to waterfowl breeding populations and production on stock ponds in western South Dakota. Trans. North Am. Wildl. Conf. 17 :396-414.

CAST (Council for Agricultural Science and Technology), 1976. Application of sewage sludge to cropland : appraisal of potential hazards of the heavy metals to plants and animals. Report NO. 64, Iowa State Univesity, Ames, Iowa, 63p.

Chandler, D.S., I. Farram, et J.A. Craven. 1981. Persistence and distribution of pollution indicator bacteria on land used for disposal piggery effluent. Appl. Envir. Microbiol. 42 : 453-460.

CNRC (Conseil national de recherches du Canada), 1983. L'effet du fumier dans l'environnement canadien. CNRC no 18977. 145p.

Cooke, A.S. 1981. Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. Environ. Pollut. 25 : 123-133

Cossette, D., I. Giroux, R. Poulin et coll. 1988. Recueil des principaux pesticides en usage au Québec. Volume 1 - Rapport synthèse. Rapport confidentiel préparé par Sage Ltée. pour Environnement Canada. 170 p. + ann.

Cowardin, L. M., D. S. Gilmer, and C. W. Shaiffer. 1985. Mallard recruitment in the agricultural environment of North Dakota. Wildl. Monogr. 92. 37 p.

Crawshaw, G.J. 1992. The role of disease in amphibian decline. Pp. 60-66. *in* Bishop, C.A. et K.E. Pettit. Declines in Canadian amphibian populations : designing a national monitoring strategy. Occasional paper 76. Canadian Wildlife Service. 120 p.

Crumpton, W.G. 1989. Algae in northern prairie wetlands. Pp. 188-203. *in* Van der Valk (ed) Northern Prairie Wetlands Iowa State Univ. Press Amer. I.A. 400 p.

Danell, K. 1978a. Use by muskrats of an area in Sweden containing highly differenciated habitats. J. Wildl. Manage. 42:908-913.

Danell, K. 1978b. Intra- and interannual changes in habitat selection by the muskrat. J. Wildl. Manage. 42:540-549.

DesGranges J.L. et J. Rodrigue. 1986. Influence of acidity and competition with fish on the development of ducklings in Quebec. Water. Air. Soil Pollut. 30 : 743-750.

Eadie, J. M. et A. Keast. 1982. Do goldeneye and perch compete for food? Oecologia 5: 225-230.

Eng, R.L., J.D. Jones et F.M. Gjersing, 1979. Construction and management of stockponds for waterfowl. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of land management, rep. No. TN-327, 376p.

Eriksson, M. O. G. 1978. Lake selection by goldeneye ducklings in relation to abundance of food. Wildfowl 29:81-85 .

Eriksson, M. O. G. 1979. Competition between freshwater fish and goldeneyes *Bucephala clangula* (L.) for common prey. Oecologia 41: 99-107.

Dobos, R.Z., D.S. Painter et A. Mudroch. 1991. Contaminants in wildlife utilizing confined disposal facilities. Int. J. Environ. Pollut. 1 (112) : 73-86.

Dupont, J., J.L. Dionne et R. Gagné. 1984. Le fumier dans le bassin de la rivière St-François : Composition chimique, quantités produites, utilisation. Direction générale de la recherche. Agriculture Canada. 85 p.

Dzubin, A., et J . B. Gollop. 1972. Aspects of mallard breeding ecology in Canadian parkland and grassland. Pages 113-152 *in* Population ecology of migratory birds - a symposium. U.S. Fish & Wildl. Serv., Wildl. Res. Rep. no 2.

Earhart C.M. 1969. The influence of soil texture on the structure, durability, and occupancy of muskrat burrows in farm ponds. Calif. Fish Game 55:179-196.

Edery, H. et G. Schatzberg-Porath. 1960. Studies on the effect of organophosphorus insecticides on amphibians. Arch. Int. Pharmacodyn. 124 : 212-224

EESB (Équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité). 1994. La biodiversité au Canada : Évaluation scientifique pour Environnement Canada. Environnement Canada, Ottawa. 275 p.

Errington, P.L. 1948. Environmental control for increasing muskrat production. Trans. N. Amer. Wildl. Conf. 13:596-609.

Eisler, R. 1985. Carbofuran hazards to fish, wildlife, and invertebrates : a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.3). 36 p.

Eisler, R. 1986. Diazinon hazards to fish, wildlife, and invertebrates : a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.9). 37 p.

Eisler, R. 1989. Atrazine hazards to fish, wildlife, and invertebrates : a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.18). 53 p.

Elliot, J.E., L.K. Wilson, K.M. Langelier, P. Mineau et P.H. Sinclair, 1997. Secondary poisining of birds of prey by the organophosphorus insecticide, phonate. Ecotoxicology 6 : 219-231.

Errington, P. L. 1948. Environmental control for increasing muskrat production. Trans. N. Amer. Wildl. Conf. 13:596-609.

Freda, J. W.J. Sadinski et W.A. Dunson. 1991. Long-term monitoring of amphibian populations with respect to the effects of acidic deposition. Water, Air and Soil Pollut. 55 : 445-462.

Freemark, K.E. et C. Boutin. 1994. Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife: a review with special reference to Canada. Technical report series No 196. Headquarters. Canadian Wildlife Service. Environment Canada. 53 p.

Friend, M. 1981. Waterfowl management and waterfowl disease : Independant or cause and effect relationships ? Pp. 94-102. *in* Sabol, K. Transactions of the 46th north american wildlife and natural ressources conference. Washington D.C. 555 p.

Frederickson, L. H., and F. A. Reid. 1988. Preliminary considerations for manipulating vegetation. U.S. Dept. Int., Nat. Biol. Surv., Fish & Wildl. Leaf. 13.4.9.

Friend, M. 1985. Wildlife health implication of sewage disposal in wetlands. Pp. 262-289. *in* Godfrey, P.J., E.R. Kaynor, S. Pelczarski et J. Benforado. (eds). Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters. Van Norstrand Reinhold C. New York. 473 p.

Gangbazo, G. et J. Buteau. 1985. Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudière : état de la situation et éléments de solution. Ministère de l'environnement du Québec, Québec. 63 p. + ann.

Gangbazo, G. , A.R. Pesant, G. Barnett, J.P. Charest et D. Cluis. 1992. Effets des pratiques conventionnelles d'épandage du lisier de porc et des engrais minéraux sur la charge de nitrates dans les eaux de ruissellement et de drainage. Pp. 27-37. In. Ministère de l'Environnement du Québec. Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec, 9 et 10 septembre 1992 : textes des conférences. Sainte-Foy. Envirodoq EN920444. 444p.

Gaudette, A. et J. Zizka. 1982. La valeur fertilisante des fumiers. Rapport du colloque sur les fumiers. Conseil des productions végétales du Québec. Agdex 538. 56 p.

Gélinas, N., L. Bélanger & C. Maisonneuve. 1996. Revue de la valeur pour l'avifaune de différents types de bandes riveraines et d'interventions en rives en milieu agricole. SCF, Ser. Rap. Tech. no 265. 47 p.

Gersberg, R.M., R.A. Gearheart et M. Ives. 1989. Pathogen Removal in constructed wetlands Pp. 431-446 *in* D.A. Hammer. (ed). Constructed wetlands for wasterwater treatment municipal, industrial and agricultural. Lewis Publishers Inc. Michigan. 831 p.

Gibbs, K.E., J.M. Mingo et D.L. Courtemanche. 1984. Persistance of Carbaryl (Sevin 4-oil) *in* wooldlands ponds and its effects on pond macroinvertebrates following forest spraying. Can. Entomol. 116 : 203-213.

Giblin, A.E. 1985. Comparison of the processing elements by ecosystems, II : metals. Pp. 159-170. *in* Godfrey, P.J., E.R. Kaynor, S. Pelczarski et J. Benforado. (eds). Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters. Van Norstrand Reinhold C. New York. 473 p.

Gilbert, R.G., 1976. Virus and bacteria removal. From wastewater by land weatment. Appl. Environ. Microbiol. 32 : 333-338.

Giles, N., M. Street and R. Wright. 1987. Potential competition for food between fish and ducklings on gravel pit lakes. Game Conserv. Ann. Rev. 19: 135-138.

Giroux, I., M. Duchemin et M. Roy. 1997. Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec, campagne d'échantillonnage de 1994 et 1995. Dir. des Écosystèmes aquatiques. Ministère de l'Environnement et de la Faune. 54 p. + ann.

Godin, P.R. & D.E. Joyner. 1981. Pond ecology and its influence on mallard use in Ontario, Canada. Wildfowl 32:28-34.

Graham, D.J. et J.-L. DesGranges. 1993. Effects of the organophosphate azinphos-methyl on birds of potato fields and apple orchards in Québec, Canada. Agric. Ecosyst. Environ. 43 : 183-199.

Grue, C.E., G.V.N. Powell et M.J. McChesney. 1982. Care of nestlings by wild female stralings exposed to an organophosphate pesticide. J. Appl. Ecol. 19 : 327-335.

Hamor, W.H., H.G. Uhlig and L.V. Compton, 1968. Ponds and marshes for wild ducks on farms and ranches in the Northern Plains. U.S. Dept. of Agricluture, Farmer's Bulletin no. 2234.

Harfenist, A. T. Power, K.L. Clark et D.B. Peakall. 1989. A review and evaluation of the amphibian toxicological literature. Technical report series No 61. Headquarters. Canadian Wildlife Service. Environment Canada. 222 p.

Harris, M., C.A. Bishop, J. Struger et J.P. Bogart. 1996. Apple Orchard insecticide and fungicide effects on Ranid populations in Ontario. Froglog 16 : 2-3

Hayes, M.P. et M.R. Jennings. 1986. Decline of ranid frog specis in Western north America : Are Bullfrogs (Rana catesbeiana) responsible ? J. Herpet. 20 : 490-509

Hecnar, S.J. 1994. Regional dynamics of amphibian pond Communities in Southerwestern Ontario Pp 48-56. Proceedings of the Fourth annual meeting of the Task Force on declining amphibian populations in Canada.

Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. Environ. Toxicol. Chem. 14 : 2131-2137

Hecnar, S.J. 1997. Amphibian pond communies in southwestern Ontario. *in.* Green D. (ed) Amphibian in decline : Canadian studies of a global problem. Herp. Conserv. 1 : 1-15.

Hecnar, S.J. et R.T. M'Closkey. 1996a. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. Biol. Cons. 79 : 123-131.

Hecnar, S.J. et R.T. M'Closkey. 1996b. Changes in the composition of ranid frog community following Bullfrog extinction. Ame. Midland Nat. 137 : 145-150.

Hickman, S. 1994. Improvement of habitat quality for nesting and migrating birds at the Des Plaines River Wetlands Demonstration Project. Ecol. Engineer. 3:485-494.

Hill, D., R. Wright and M. Street. 1987. Survival of mallard ducklings *Anas platyrhynchos* and competition with fish for invertebrates on a flooded gravel quarry in England. Ibis 129: 159-167.

Hine, R.L., B.L. Les et B.F. Hellmich. 1981. Leopard frog populations and mortality in Wisconsin, 1974-76. Technical Bull. No. 122. Dept of natural Ressources Wisconsin. 40 p.

Hoffman, R.H. 1970. Waterfowl utilization of ponds blasted at Delta, Manitoba. J. Wildl. Manage. 34:586-593.

Hunter, M. L. Jr., J. J. Jones, K. E. Gibbs and J. R. Moring. 1986. Duckling responses to lake acidification: do black ducks and fish compete? Oikos 47: 26-32.

Hunter, M.L.Jr., J.W. Witham et H. Dow. 1984. Effects of Carbaryl-induced depression in invertebrate abundance on the growth and behavior of american black duck and mallard ducklings. Can. J. Zool. 62 : 452-456.

Hudson, M.S., 1983. Waterfowl production on three age-classes of stock ponds in Montana. J. Wildl. Manage. 47 : 112-117.

Jelinski, D.E. 1989. Seasonal differences in habitat use and fat reserves in an arctic muskrat population. Can. J. Zool. 67:305-313.

Jetter, W. et L.D. Harris. 1976. The effects of pertubation on cypress dome animal communities. Pp. 577-653. *in* H.T. Odum, K.C. Ewel, J.W. Ordway et M.K. Johnston (eds). Cypress wetlands for water management, recycling and conservation. Third annual report to the National science Foundation and the Rockfeller Foundation. Center for wetlands. University of Florida. Gainesville.

Jobin, B. J.-L. DesGranges, N. Plante et C. Boutin. 1994a. Relations entre la modification du payasage rural, les changements de pratiques culturales et les fluctuations des populations d'oiseaux champêtres du sud du Québec (plaine du St-Laurent). Série de rapports techniques. No 191. Région de Québec. Service canadien de la faune. Environnement Canada. 95 p. + ann.

Jobin, B. C. Boutin, J.-L. DesGranges et N. Plante. 1994b. Pratiques culturales et habitats fauniques dans les milieux agricoles du Québec méridional. Serie de rapports techniques. No 223. Administration centrale. Service canadien de la faune. Environnement Canada. 83 p. + ann.

Johengen, T.H. et P. LaRock. 1993. Quantifying nutrient removal processes within a constructed

wetland designed to treat urban stormwater runoff. Ecolo. Engin. 2(4) : 347-366.

Joyner, D.E. 1980. Influence of invertebrates on pond selection by duck broods in Ontario. J. Wildl. Manage. 44:700-705.

Kirk, J.J. 1988. Westher spotted frog (Rana pretiosa) mortality following forest spraying of DDT. Herp. Rev. 19 : 51-53.

Lack, P., 1992. Birds on lowland farms. HMSO, London, 140 p.

Lavoie, S., M.C. Nolin et J.L. Sasseville. 1995. Pollution issue de l'épandage d'engrais de ferme sur les terres agricoles : causes et processus. Agrosol 8 : 43-50

Lawson, T. 1995. Ammonium massacre: Pollution fertilisers blamed for frog fatalities. BBC Wildlife. 13 (8) : 25

Lecomte et coll. 1996. Bilan des ventes de pesticides au Québec, 1992-1994. Ministère de l'Environnement et de la Faune. Direction des politiques des secteurs agricole et naturel. 91 p.

Levallois, P., M. Lavoie et S. Théberge. 1987. Étude de l'impact du lisier de porc sur la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Beaurivage en regard de la santé humaine. Departement de santé communautaire de Centre Hospitalier de l'Université Laval.

Lind, O.T., 1979. Handbook of common methods in Limnology, second edition. The C.V. Mosby Compagny, 199 p.

Lokemoen, J.T., 1971. Use of stock ponds by breeding waterfowl and other water birds in Stanley County, South Dakota. South Dakota Bird notes, no. 89, 34-36.

Lokemoen, J.T. 1973. Waterfowl production on stock-watering ponds in the northern Plains. J. Range Manage. 26:179-184.

MacArthur, R.A. et M. Aleksiuk. 1979. Seasonal microenvironments of the muskrat (Ondatra zibethicus) in a northern marsh. J. Mammal. 60:146-154.

Mack, G.D. et L.D. Flake, 1980. Habitat relationships of waterfowl broods on South Dakota stock ponds. J. Wildl. Manage. 44 : 695-700.

Mallory, M. L. P. J. Blancher P. J. Weatherhead et D. K. McNicol. 1994. Presence or absence of fish as a cue to macroinvertebrate abundance in boreal wetlands . Hydrobiologia 279/280:345-351.

Mann, W., P. Dorn et R. Brandl. 1991. Local distribution of amphibians: the importance of habitat fragmentation. Global Ecology and Biogeography Letters 1 : 36-41

Massé, D. et M. Raymond. 1988. La nidification de la sauvagine dans le marécage de la Rivière-du-Sud et la zone agricole environnante. Can. J. Zool. 66:1160-1167.

McNicol, D. K. et M. Wayland. 1992. Distribution of waterfowl broods in Sudbury area lakes in relation to fish, macroinvertebrates, and water chemistry . Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49(Suppl. 1):122-133 .

MENVIQ, 1988. Contribution des activités agricoles à la pollution de certains tributaires du fleuve Saint-Laurent. Projet de mise en valeur du fleuve Saint-Laurent. Direction de l'assainissement agricole.

Mineau, P. P.T. Boag et R.J. Beninger. 1994. Effects of fenitrothion on memory for cache-site location black-capped chickades. Environ. Toxicol. Chem. 13 : 281-290

Moyle, P.B. 1973. Effets of introduced bullfrogs, Rana catesbeiana, on the native frogs of the San Joaquin valley, California. Copela 1 : 18-22

Mingelbier, M. et M. Poulin. 1997. Révision taxonomique et validation de la base de donnée / Algues du Saint-Laurent. Rapport technique. Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent. SLV-2000, 5 p.

Pehrsson, O. 1991. Egg and clutch size in the mallard as related to food quality. Can. J. Zool. 69: 156-162.

Phillips, V. E. et R. M. Wright. 1993. The differences in behavior and feeding success of tame mallard ducklings *Anas platyrhynchos* in the presence of high and low fish populations at a gravel pit site, with reference to wild brood distribution. Wildfowl 44: 69-74.

Newman, J.R. 1980. Effects of air emissions on wildlife resources. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, National Power Plant Team, FWS/OBS-80/40.1. 32 p.

Odenkirchen, E.W. et R. Eisler. 1988. Chlorpyrifos hazards to fish, wildlife, and invertebrates : a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.13). 34 p.

OMAFRA (Ontario ministry of agriculture, food and rural affairs). 1994. Best management practices : Nutrients management. Agriculture and Agri-food Canada et Ministry of Agriculture, food and rural affairs. 69 p.

Ouellet, M., J. Bonin, J. Rodrigue et J.-L. DesGranges. 1994. Disease investiguation, pathological findings and impact on anuran populations in Southern Québec. Pp. 85-89. Proceedings of the

fourth annual meeting of the task force on declining amphibian populations in Canada. Oct. 1-3, 1994. Winnipeg. Manitoba.

Ouellet, M., J. Bonin, J. Rodrigue, J.-L. DesGranges et S. Lair. 1997. Hindlimb deformities (electromelia, ectrodactyly) in free-living anurans from agricultural habitats. J. Wildl. Dis. Ass. 33(1) : 95-104.

Ovaska, K. 1995. Vulnerability of amphibians in Canada to global warming and increased solar ultraviolet radiation. *in* Green D. (ed) Amphibian in decline : Canadian studies of a global problem. Herp. Conserv. 1 : 246-257.

Painchaud, J. 1997a. Tendance de la qualité de l'eau des rivières du Québec, 1979-199. Vect. Environ. 30(20) : 43-50.

Phillips, K. 1990. Where have all the frogs and toads gone ? A recent workshop described an apparent decline woldwide of amphibian populations. BioScience 40 : 422-424

Piest, L.A. et L.K. Sowls. 1985. Breeding duck use of a sewage marsh in Arizona. J. Wildl. Manage. 49:580-585.

Reed, A. 1975. Reproductive output of black ducks in the St. Lawrence estuary. J. Wildl. Manage. 39 : 243-255.

Resetarits, W.J., 1997. Differences in an ensemble of streamside salamaders (Plethodontidae) above and below a barrier to brook trout. Amphibia-reptilia 18 :15-25.

Ringelman, J.K. et J.R. Longcore. 1982. Movements and wetland selection by brood-rearing black ducks. J. Wildl. Manage. 46 : 615-621.

Ringelman, J.K., J.R. Longcore et R.B Owen Jr. 1982. Nest and brood attentiveness in female black ducks. Condor. 84 : 110-116.

Richardson, C.J. et D.S. Nichols. 1985. Ecological analysis of wastewater management criteria in wetland ecosystems. Pp. 351-391. *in* Godfrey, P.J., E.R. Kaynor, S. Pelczarski et J. Benforado (eds). Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters. Van Norstrand Reinhold C. New York. 473 p.

Roberts, H.E. 1955. Leech infestation of the eye in Geese. Vet. Rec. 67 : 203-204.

Robinson, D.H.L., K.N. Soliman et K.H. Mann. 1950. Deaths in young ducklings associated with infestation of the nasal cavity with leeches. Vet. Rec. 15(62) : 225-227.

Rondeau, G. et J.-L. DesGranges. 1995. Effects of insecticide use on breeding birds in Christmas tree

plantations in Québec. Ecotoxicol. 4 : 281-298

Rotella, J. J., et J. T. Ratti. 1992. Mallard brood movements and wetland selection in southwestern Manitoba. J. Wildl. Manage. 56:508-515.

Rumble, M.A. et L.D. Flake. 1982. A comparison of two waterfowl brood survey techniques. J. Wildl. Manage. 46:1048-1053.

Rumble, M.A. et L.D. Flake, 1983. Management considerations to enhance use of stock ponds by waterfowl broods. J. Range Manage. 36 : 691-694.

Ruwaldt, J.J., L.D. Flake et J.M. Gates, 1979. Waterfowl pair use of natural and man-made wetlands in South Dakota. J. Wildl. Manage. 43 : 375-383.

Sawer, R.T. 1972. North American freshawater leeches, exclusive of the piscicolidae with a key to all species. Ill. Biol. Monograpg 46. Univer. Ill. Press Chicago. 154 p.

Sessions, S.K. et S.B. Ruth. 1990. Explanation for naturally occuring supernumeray limbs in amphibians. J. Exp. Zool. 254 : 38-47

Shanks, C.E. et G.C. Arthur. 1952. Muskrat movements and population dynamics in Missouri farm ponds and streams. J. Wildl. Manage. 16:138-148.

Sheehan, P.J., A. Baril, P. Mineau, D.K. Smith, A. Harfenist et W.K. Marshall. 1987. The impact of pesticides on the ecology of Prairie nesting ducks. Technical report series. No 19. Headquarters, Canadian Wildlife Service. Environment Canada.

Simoneau, M., S. Théberge, Y. Grimard et S. Primeau. 1989. Suivi de la qualité des cours d'eau visés par le programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers. Direction de la qualité des eaux. Ministère de l'Environnement du Québec. Rapport Qe 89-03. 28 p.

Simoneau, M. 1991. Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière 1976 à 1988. Dir. De la Qualité des eaux. Ministère de l'Environnement du Québec. Ste-Foy. 185 p.

Smith, C.J., P. Hopmans et F.J. Cook. 1996. Accumulation of Cr, Pb, Cu, Ni, Zn and Cd in soil following irrigation with treated urban effluent in Australia. Environ. Pollut. 94(3) : 317-323.

Solman, V. E. F. 1945. The ecological relations of pike *Esox lucius* L., and waterfowl Ecology 26: 157-170.

Sooter, C.A., 1937. Leeches infesting young waterfowl in northwest Iowa. J. Parasitol. 23 :108-109.

Statistique Canada. 1992. Profil agricole du Canada ; partie 1 : recensement 1991. Statistique Canada,

Division de l'agriculture. 119 p. + ann.

Stoudt, J.H., 1971. Ecological factors affecting waterfowl production in the Saskatchewan parklands. U.S. Dept. of the Interior, Bur. Sport, Fish and Wildl., res. Publ. No. 99, 58p.

Strauch, D., 1978. Identifying the priority contaminants microbiological agents. Pp 1-95. In W.R. Kelley. 1978. Animal and human health hazards associated with the utilization of animal effluents. Coordination of agricultural research, Community of the european communities EUR 6009 En. 328 p.

Stewart, P. A. 1974. Mother wood ducks feeding away from their broods . Bird Banding 45:58 .

Stroud, R.K. et M. Friend. 1987. Avian Salmonellosis. Pp. 101-106. *in* Friend, M. (ed.). Field Guide to wildlife diseases, Vol. 1, N.S. Dept. Interior Fish and Wildlife Service Resource publication 167. Washington, D.C. 225 p.

Struger, J., C. Bishop, K. Pettit, H. Tse, P. Ng et G. Peat. 1993. Environmental fate and effects of organophosphorus insecticides on amphibians in muck crop growing area of Ontario, Canada. Poster présenté au 14th Annual Meeting of th Society of Environmental Toxicology and Chimistry, Nov. 1993, Houston, Texas, USA.

Svingen, D.N. 1991. Waterfowl production on grass-sage stock ponds in Wyoming. MS Thesis, Univ. Wyoming, Laramie. 88 p.

Talent, L. G. R. L. Jarvis et G. L. Krapu. 1983. Survival of mallard broods in south-central North Dakota . Condor 85:74-78 .

Tilton, D.L. 1995. Integrating wetlands into planned landscapes. Landscape & Urban Planning 32:205-209.

Trauger, D.L. et J.C. Bartonek. 1977. Leech parasitism of waterfowl in North america. Wildfowl. 28 :143-152.

Tuggle, B.W. 1987. Nasal leeches. Pp. 165-171 *in* Friend, M. ed. Field Guide to wildlife diseases, Vol. 1, N.S. Dept. Interior Fish and Wildlife Service Resource publication 167. Washington, D.C. 225 p.

Van der Valk, A.G. et B.W. Jolly. 1993. Recommendations for research to develop guidelines for the use of wetlands to control rural nonpoint source pollution *in* R.K. Oison (de.). Created and natural wetlands for controlling nonpoint source pollution U.S. EPA Office of Research

and development of Office of Wetlands, Oceans, and Watlasheds, C.F. Smoley, U.S.A. 216 p.

Vincent, B. et G. Vaillancourt. 1980. Les sangsues (Annelida : Hirudinea) benthiques du Saint-Laurent (Québec). Nat Can. 107 : 21-33.

White, R.J. et B.W. Cain, 1981. Wildlife habitat on grazed or ungrazed small pond shorelines in South Texas. J. Range. Manage. 34 : 64-68.

White, D.H. et E. Cromartie, 1985. Bird use and heavy metal accumulation in waterbirds at dredge disposal impoundments, Corpus Christi, Texas. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34 : 295-300.

Wobeser, G.A. 1981. Diseases of wild waterfowl. Plenum Press. New York. 300 p.

Wray, C. 1985. Is salmonellosis a serious problem in veterinary practice. Vet. Record 4 : 485-489

Wren, C.D., C.A. Bishop, D.L. Stewart et G.C. Barrett. 1997. Wildlife and contaminants in constructed wetlands and stormwater ponds : current state of knowledge and protocols for monitoring contaminant levels and effects in wildlife. Technical report series number 269. Canadian Wildlife Service, Ontario region, 109 p.