Nh. 153

Cahiers de biologie

Service canadien de la faune

Ces cahiers renferment des données préliminaires et des conclusions provisoires de nature à intéresser les biologistes d'autres organismes.

Also available in English

Nº 153, février 1985

Politiques de réglementation variables ou politiques de réglementation permanentes concernant les prises d'oiseaux aquatiques dans les Prairies canadiennes : étude des concepts

par George S. Hochbaum¹

Introduction

En 1979, le Service canadien de la faune (SCF) et les gouvernements provincaux du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta ont décidé d'unir leurs efforts dans le but de faire progresser la gestion des oiseaux aquatiques dans les Prairies. Les règlements ont été maintenus pour une période de cinq ans afin d'étudier les rapports de cause à effet entre les règlements de chasse et la dynamique des populations d'oiseaux aquatiques. Le présent article étudie la dynamique des populations et les modèles de gestion, traite des objectifs de l'étude de cinq ans et formule des recommandations en vue des programmes à venir.

Anderson (1975) a proposé que l'exploitation optimale du Canard malard (Anas platyrhynchos) en Amérique du Nord soit fondée sur des politiques de réglementation établies chaque année en fonction de la taille de la population et de l'état de l'environnement, parce que les politiques s'appuyant sur les prises moyennes ou sur des programmes conçus pour maintenir l'effectif constant sont inefficaces : lorsque les oiseaux sont abondants, les prises sont trop faibles et dans les années de rareté, il peut y avoir surexploitation.

Toutefois, les recommandations d'Anderson sont plus facilement applicables dans un contexte américain que dans un contexte canadien. Le Canada et les Etats-Unis ont des systèmes politiques, des milieux et des possibilités de chasse différents. Au Canada, les règlements qu'on peut dire permanents présentent plusieurs avantages. Les règlements permanents peuvent être formulés en termes simples, facilement compréhensibles par le chasseur et donc être d'application plus facile. Le fait de fixer les dates de la saison de chasse et les limites de prises peut réduire les variations du nombre de chasseurs et du nombre de prises anticipées par ceux-ci. Étant donné la lenteur de notre système d'approbation des modifications et de leur promulgation par décret du Conseil, les règlements, devant être publiés en août, doivent être établis avant le début de juin. Les données sur la production d'oiseaux aquatiques de l'année en cours ne sont pas encore disponibles, de telle sorte qu'on ne peut pas prévoir l'importance de la volée d'automne. De plus, les règlements établis pour une période de plusieurs années diminuent les possibilités de conflits entre le fédéral et les provinces, éliminent la variabilité associée à la modification répétée des zones, de la durée de la saison de chasse et des limites de prises, et permettent une évaluation continue des effets de la chasse sur les oiseaux aquatiques.

Finalement, l'établissement au Canada de règlements permanents et prudents établis pour une période assez longue devrait permettre de veiller à ce que les effectifs de canards, d'oies ou de bernaches ne soient aucunement menacés par une surexploitation canadienne.

Modèle conceptuel et objectifs de l'étude

Les processus et les facteurs qui sont en jeu au niveau des prises régionales et de la dynamique des populations d'oiseaux aquatiques sont illustrés dans la figure 1. Même si en grande partie non vérifiées, les relations entre les règlements, les prises, le taux de survie et l'effectif sont cruciales (figure 1). Si les populations d'oiseaux aquatiques atteignent la capacité optimale de l'environnement et que les différentes causes de mortalité sont totalement compensées, il est alors peu probable que les règlements de chasse et les prises auront un effet quelconque sur l'effectif. Toutefois, si les populations n'atteignent pas la capacité optimale et qu'à la mortalité naturelle s'ajoute la mortalité due à la chasse, alors les chasseurs pourraient avoir une influence sur l'effectif. Les facteurs limitants concernant l'habitat, et le taux de mortalité dépendant de la densité influent sur le fait qu'on peut constituer ou non des réserves d'oiseaux pour augmenter l'effectif. Le modèle logistique de l'accroissement de la population suppose que les populations dont l'effectif est inférieur à la capacité optimale de l'environnement augmentent jusqu'à ce qu'elles atteignent un certain seuil environnemental limitant.

D'autres relations sont également importantes, dont celles entre l'effectif, le repeuplement et les prises. De nombreuses variables modifient ces relations (figure 1). Bien que tous les facteurs illustrés ne fassent pas partie de la présente étude, nous espérons déterminer les paramètres clés qui agissent sur le repeuplement (au stade des volées), les prises et les niveaux ultérieurs de la population reproductrice.

Le nombre de chasseurs peut être un déterminant important des prises. Plusieurs facteurs peuvent influencer les chasseurs dont l'abondance des oiseaux aquatiques, tant absolue que perçue, et les prévisions publiées de la volée automnale. Les règlements eux-mêmes peuvent également jouer un rôle important dans la détermination du nombre de chasseurs actifs. Toutefois, en plus de l'abondance des chasseurs, beaucoup d'autres variables peuvent modifier le nombre de prises dont les conditions météorologiques, le comportement lors de la recherche de nourriture, la proportion des sexes, la structure par âge. la composition des espèces et le nombre de canards blessés non récupérés (figure 1).

Le but du projet de collaboration entre le SCF et les provinces des Prairies est de déceler les facteurs qui influent sur le nombre de prises lorsque les règlements de chasse sont constants. Il faudra mettre au point des moyens destinés à prévoir les rendements dans le cadre de différentes politiques de gestion. Les importantes variables d'état, incluant à la fois des facteurs biotiques et abiotiques, sont énumérées dans la figure 1. L'analyse de l'auteur porte sur les variables sur lesquelles les gestion-

1 SCF, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba R3T 2N6

naires peuvent avoir le plus d'influence et de contrôle.

La stabilisation des règlements est une stratégie de gestion adaptative qui impose au système illustré dans la figure I des modifications naturelles et non contrôlées. La variabilité associée aux limites de prises et à la durée de la saison est supprimée, alors que d'autres variables entraînent une situation expérimentale à grande échelle et une série d'hypothèses à vérifier.

Pendant l'évaluation du plan de travail permanent, il faut répondre aux questions suivantes, au moins dans le cas des espèces capturées en grand nombre et de celles qui semblent être menacées.

- 1. Combien y a-t-il d'oiseaux, où et pourquoi?
- 2. Combien d'oiseaux sont produits, où et pourquoi?
- 3. Combien d'oiseaux meurent chaque année et pour quelles raisons?
- 4. Combien d'oiseaux faut-il pour maintenir le niveau de prises désiré?
- 5. Quel est l'effet des règlements sur le nombre de prises?
- 6. Quel est l'effet du nombre de prises sur la survie et l'effectif?
- 7. Où se font les prises, qui les effectue et comment?
- 8. Combien de prises ne sont pas déclarées?
- 9. Quel est l'effet des règlements sur le nombre de chasseurs et le nombre de prises?
- 10. Quelles sont les interactions entre les oiseaux et les chasseurs et comment ces facteurs modifient-ils les prises?

Paramètres démographiques et concepts de gestion

On s'est beaucoup penché sur deux opinions contraires concernant les effets de la chasse sur la survie et l'effectif ultérieur des populations d'oiseaux aquatiques. Hickey (1952) et Geis (1963) ont laissé à entendre que les oiseaux abattus par des chasseurs s'ajoutent à la mortalité naturelle qui se produit à un rythme constant et indépendant de la densité. Anderson et Burnham (1976) ne partagent pas cet avis; ils soutiennent que la chasse est un phénomène compensatoire, qui se substitut à la mort naturelle des oiseaux. Ils ont démontré que, avant 1971, la chasse avait eu peu d'effets sur la survie jusqu'à ce que les taux de captures aient atteint un certain seuil. Par conséquent, il est impossible de "constituer des réserves de canards", car si ces derniers ne sont pas abattus par des chasseurs, ils mourront d'autres causes. Ils en viennent à la conclusion que des règlements restrictifs ne peuvent pas augmenter la survie, et que de tels règlements sauveront peu d'oiseaux et n'augmenteront pas l'effectif reproducteur au cours des prochaines années. Ainsi, même si les oiseaux atteignent la capacité optimale de l'environnement, le nombre de décès demeure relativement constant.

Ces opinions contraires peuvent être exprimées en fonction de modèles de rendement des populations décrits d'abord dans le cas des poissons par Graham (1935) et ensuite pour les populations fauniques par Scott (1954) et Gross (1969), fondés sur la théorie de la courbe de croissance sigmoïdale. Si les taux de natalité et de mortalité sont fonction de la densité (figures 2B, C, 3A), une nouvelle population s'accroît rapidement au début, puis se stabilise selon une courbe asymptotique jusqu'à une certaine capacité optimale de l'environnement (K), où le

nombre de naissances est égal au nombre de décès, ce qui donne une courbe de croissance démographique en forme de S (figure 2A). Il est possible de construire une courbe de rendement des effectifs dans le cadre de la théorie compensatrice en multipliant le taux de natalité et de mortalité par le nombre d'animaux vivants dans la population (figure 2B). Le rendement ou le nombre de prises sont très grands pour des densités intermédiaires lorsque la production nette est maximale ou que le rendement potentiel est maximal (P, figures 2B et 3B).

En vertu de la théorie de l'addition, les décès sont en grande partie indépendants de la densité lorsque le taux de mortalité annuel est constant (figure 3A). Les taux de natalité et de mortalité, lorsque ce dernier est indépendant de la densité, sont multipliés par le nombre d'animaux afin d'obtenir une relation fonctionnelle (figure 2C). Le rendement est maximal lorsque la densité est intermédiaire (P, figure 2C). La chasse constitue un facteur additif (figure 2C) qui est jusqu'à un certain point fonction de la densité (Hochbaum, 1980).

Selon la théorie compensatrice, les prises diminuent la mortalité naturelle dépendante de la densité et à mesure que la population diminue, les naissances et le rendement potentiel (Y) augmentent (figure 2B). D'après la théorie de l'addition, les naissances augmentent également lorsque la population atteint des niveaux intermédiaires (P), mais le rendement est un peu plus petit parce que la mortalité naturelle indépendante de la densité ne diminue pas. Le taux de survie et l'effectif peuvent être abaissés dans le modèle additif parce que les prises sont ajoutées au taux constant de morts naturelles. Il s'ensuit que le niveau de K, lorsque le nombre des naissances égale celui des décès, sera abaissé (figure 2C). L'environnement de la variable et la courte période nécessaire pour atteindre la valeur K constituent un problème pratique important. Dernièrement, le taux de natalité des canards a diminué dans les Prairies canadiennes à cause de l'intensification de l'agriculture et d'une forte prédation (Hochbaum et Caswell, 1978). De plus, la récupération a été réduite par la perte de sites convenables tant au niveau des aires de reproduction que des zones d'hivernage. D'autre part, la mortalité est probablement demeurée constante ou a augmenté à cause de la demande accrue des chausseurs et des conflits entre l'homme et les canards.

Un important problème d'analyse est représenté par le fait que la valeur K est très variable et que les rendements peuvent être relativement semblables dans le cadre de la théorie compensatrice (figure 2B) et de la théorie de l'addition (figure 2C), en particulier lorsque les populations sont importantes. Dans les deux cas, il existe une région critique (C) où, si les prises sont trop nombreuses, l'effectif petit, le taux de natalité constant et le rendement élevé, la population peut subir une brusque baisse (Watt, 1955; Walters et al., 1974; Peterman, 1980) : la figure 3C montre que le rendement par unité d'effort de la population diminuera à mesure que l'effort de chasse augmente. On a rarement obtenu des données sur de telles baisses brusques. On pense que ces baisses sont liées à des modifications, dues aux prises, de la répartition par âge de la population (voir Gulland, 1970 pour une analyse portant sur les mammifères marins).

Dans le cas des oiseaux aquatiques, la capacité maximale de l'environnement peut être atteinte en très peu d'années à cause d'un potentiel de reproduction annuel élevé attribuable à une

maturité sexuelle précoce, à la renidification persistante, à une longue espérance de vie, aux couvées importantes et à une réponse souple aux conditions du milieu (Hochbaum, 1970).

Les exemples, où les taux de repeuplement sont élevés, comprennent les sites offrant une bonne couverture des nids ou exempts de prédateurs (Balser et al., 1968; Duebbert et Lokemoen, 1980), les îles (Hammond et Mann, 1956; Lokemoen et al., 1984) et les nappes d'eau éphémères occupées par les canards (Hochbaum et Bossenmaier, 1972).

Si l'obtention d'un effectif maximal est l'objectif de gestion et que la valeur K peut être mesurée (plusieurs problèmes se posent, voir Dzubin, 1969) et maintenue, on peut se servir d'une équation simple pour surveiller les prises et les populations au niveau de la modélisation de la gestion et des prises de décisions.

Supposons que B = nombre de canards reproducteurs en mai <math>K = capacité maximale de l'environnement alors <math>B / K - 1 = A où A est une mesure du rendement pour un effectif maximal. Alors si B > K et A > 0, il y a sous-exploitation.

B < K et A < 0, il y a surexploitation.

B = K et A = 0, le plan de prises est optimal pour maintenir un effectif maximal au niveau de production maximal supportable par l'habitat.

Quand $A \neq 0$, il est possible de mesurer le degré d'efficacité du maintien de la population à la valeur K en multipliant A par 100, ce qui permet d'obtenir un niveau de sous-exploitation et de surexploitation au cours des dernières années.

Étant donné que la capacité maximale de l'environnement, les populations reproductrices et la production sont des valeurs très variables et difficiles à prévoir, il faudrait essayer d'atteindre le taux de natalité maximal par des programmes d'amélioration de l'habitat si l'on veut obtenir des rendements accrus. À cause des politiques sur les prises en Amérique du Nord et de la controverse relative à la mortalité compensatoire et à la mortalité additive, dans le contexte d'un environnement très variable, les politiques en matière de prises au Canada devraient rester à des niveaux de rendement stables et prudents. Le niveau C ne doit jamais être approché à cause du potentiel d'accroissement abaissé (perte de récupération) attribuable à la destruction de l'habitat et à la prédation. Les prises, les populations et la production devraient faire l'objet d'une surveillance étroite. Les aires de reproduction et les zones d'hivernage ne seront probablement jamais stables à cause de leur vulnérabilité aux conditions climatiques et à leurs utilisations changeantes par l'homme, qui semblent nocives pour la plupart.

En bref, à cause des taux de natalité et de mortalité actuels, et des changements rapides de l'effectif qui peuvent se produire à la suite de modifications de ces taux ou de l'environnement, il est probablement préférable d'adopter une politique de gestion ayant pour but d'obtenir un affectif maximal.

Programmes de gestion et analyse

Le processus d'évaluation de la chasse aux oiseaux aquatiques dans les Prairies canadiennes au cours des cinq dernières années s'appuyait sur trois programmes fondamentaux :

- 1. Inventaire des populations
- 2. Mortalité au sein des populations
- 3. Performance des chasseurs

Les différents aspects des dix questions fondamentales abordées ont été étudiés dans le cadre de ces programmes. Le programme sur l'inventaire des populations comprend des études pour évaluer l'abondance des canards et leur production. Le programme sur la mortalité au sein des populations étudie la survie et les prises à l'aide de données de baguage. Le programme sur la performance des chasseurs consiste en des observations intensives sur place des chasses, des vérifications du nombre de prises par chasseur et des activités des chasseurs. ainsi que de l'étude des données sur les prises obtenues par l'Enquête nationale sur les prises (ENP) et le Relevé sur la composition des espèces (RCE). Ces trois programmes ont été utilisés pour étudier les facteurs et les processus régissant les naissances et les décès, ainsi que pour évaluer les interactions entre les oiseaux et les chasseurs pendant la saison de chasse à l'automne.

May et al. (1978) ont proposé un rendement constant comme solution de rechange si les prises ne dépassent pas le niveau critique (C, figures 2B et 2C). Les rendements ne doivent jamais dépasser la production nette. Selon eux, des stratégies basées sur un effort constant peuvent produire des prises à l'équilibre semblables. Toutefois, un rendement constant peut entraîner de fortes fluctuations chez les populations reproductrices si on n'adopte que cette stratégie. Des niveaux «naturels» d'effort de chasse variant en fonction de l'abondance des canards, permettront d'obtenir des taux stables de rendement à l'équilibre. Les politiques de rendement et d'effort constants devraient être continuellement révisées pour veiller à ce que le niveau C ne soit jamais atteint.

Si l'activité des chasseurs varie en fonction de l'effectif des canards (contrôle naturel des niveaux d'effort de chasse) et que le taux d'exploitation demeure constant, alors il faudrait maintenir des règlements permanents dans les Prairies canadiennes. Les niveaux d'effort de chasse et le rendement doivent être bien plus contrôlés par des variables naturelles que par des règlements pour que les règlements permanents puissent être efficaces. Si tel est le cas, les modifications en matière de politiques ne devraient se produire qu'en réponse à des préoccupations politiques puisqu'elles ont probablement peu d'effets sur le nombre d'oiseaux abattus. D'autre part, si les règlements peuvent servir à contrôler les prises et s'ils agissent sur l'effectif, les politiques en matière de prises devraient être modifiées pour compenser les changements de population et d'habitat. Cette situation se présentera lorsque les prises et les niveaux d'effort ne correspondront plus aux populations d'oiseaux aquatiques. Il semble qu'une telle relation ne se produise que dans les aires d'hivernage aux États-Unis où les canards sont concentrés, relativement sédentaires et vulnérables à cause de leur comportement lors de la parade nuptiale et des migrations. Dans ce cas, les prises et le taux de prises peuvent être indépendants de l'effectif comme l'ont proposé Brace et Caswell (1984). Brown et al. (1976) ont indiqué que les méthodes utilisées pour choisir les politiques en matière de prises de canards ont été plus arbitraires que nécessaires, se tondant sur «l'art de la gestion» basé sur l'expérience. Selon Walters et Hilborn (1978), il y a trois types d'incertitudes dans le domaine de la gestion :

- Les milieux aléatoires hors de l'influence des gestionnaires (par exemple, les fluctuations de l'effectif dans les étangs en mai et en juillet);
- 2. Les erreurs d'estimation des états et paramètres du système qui ne peuvent pas être réduites à un coût raisonnable (par exemple, les évaluations de production); et
- Les erreurs fondamentales en ce qui concerne le choix des variables et la forme des modèles de population qui seront utilisés (par exemple, le choix de modèles de mortalité compensatoire ou de modèles de mortalité additive).

Walters et Hilborn ont proposé l'utilisation d'un processus actif de planification et de jugement (gestion d'adaptation active) là où des manipulations ou des expériences à grande échelle seraient introduites, comme le programme de règlements permanents basé sur la surveillance et la modélisation, plutôt qu'une approche «empirique» pour aborder des questions comme celles qui ont été soulevées. Ils estiment que le fait d'accroître l'utilisation de méthodes scientifiques pour la gestion des systèmes écologiques augmentera la performance

en matière de gestion. Au cours de ces expériences, les programmes de surveillance à long terme et d'évaluation doivent être maintenus. Il faut surveiller les populations, la production, les prises et les conditions de l'habitat et introduire les résultats dans des modèles qui prévoiront les modifications à court et à long terme de l'abondance des canards et des conditions environnementales. L'étude annuelle des résultats des relevés et des populations prévues, de la production, des prises et des conditions de l'habitat entraînera un perfectionnement et une amélioration des programmes et des politiques de gestion des oiseaux migrateurs. Le résultat global serait la possibilité de prévoir les populations de canards et d'implanter des politiques de gestion basées sur des taux de natalité et de mortalité qui entraîneront un effectif de canards relativement stable.

Remerciements

Je désire remercier D. Caswell, K. Brace, G. Cooch, B. Collins, et G. Finney pour leurs remarques sur les ébauches antérieures du présent article, ainsi que A. Kooyman et R. Hutchison pour les figures. Je remercie également D. Wilson pour avoir bien voulu dactylographier ce travail et H. Boyd pour ses analyses stimulantes des concepts de rendement et la relecture critique du présent article.

Bibliographie

Anderson, D.R. 1975. Optimal exploitation strategies for an animal population in a Markovian environment. A theory and an example. Ecol. 56(6):1281–1297.

Anderson, D.R.; Burnham, K.P. 1976. Population ecology of the Mallard: VI. The effect of exploitation on survival. USF&WS Ser. Res. Publ. 128.

Balser, D.S.; Dill, H.H.; Nelson, H.R. 1968. Effect of predator reduction on waterfowl nesting success. J. Wildl. Manage. 32:669–682.

Brace, R.K.; Caswell, F.D. 1984. Prairie waterfowl status report: A briefing document. Serv. can. de la faune. Publ. inéd. Edmonton. 11 p.

Brown, G.M.; Hammack, J.; Tillman, M.F. 1976. Mallard population dynamics and management models. J. Wildl. Manage. 40(8):542–555.

Duebbert, H.F. 1969. High nest success and hatching success of ducks on South Dakota CAP land. Trans. N. Am. Wildl. Natl. Resour. Conf. 34:210–224.

Duebbert, H.F.; Lokemoen, J.T. 1980. High duck nesting success in a predator-reduced environment. J. Wildl. Manage. 44: 428–437.

Dzubin, A. 1969. Comments on carrying capacity of small ponds for ducks and possible effects of density on Mallard production. Pages 138 à 160 *dans* Saskatoon Wetlands Seminar. Serv. can. de la faune. Série de rapports N° 6. 262 p.

Geis, A.D. 1963. Role of hunting regulations in migratory bird management. Trans. N. Am. Wildl. Natl. Resour. Conf. 28:164–171.

Graham, M. 1935. Modern theory of exploiting a fishery and application to North Sea trawling. J. Conseil. Perm. Int. Explor. Mer. 10:264–274.

Gross, J.E. 1969. Optimum yield in deer and elk population. Trans. N. Am. Wildl. and Natl. Resour. Conf. 34:372-386.

Gulland, J.A. 1970. The effect of exploitation on the numbers of marine mammals. Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Numbers Popul. Osterbeek.

Hammond, M.C.; Mann, G.E. 1956. Waterfowl nesting islands. J. Wildl. Manage. 20:345–352.

Hickey, J.J. 1952. Survival studies of banded birds. USF&WS Spec. Sci. Rep. Wildl. 15 p.

Hochbaum, G.S.; Caswell, F.D. 1979. Perspectives de l'évolution démographique à long terme des effectifs du Canard malard nichant dans les Prairies canadiennes. Serv. can. de la faune. Cahier de biologie Nº 90. 9 p.

Hochbaum, G.S. 1980. Components of hunting mortality in ducks: a management analysis. Thèse de Ph. D. inéd. Univ. de la C.B.

Hochbaum, G.S.; Bossenmaier, E.F. 1977. Response of pintails to improved breeding habitat in southern Manitoba, Can. Field-Nat. 86:79–81.

Hochbaum, H.A. 1970. Wildfowling and the law. Trans. North Am. Wildl. and Natl. Resour. Conf. 35:313–324.

Lokemoen, J.T.; Duebbert, H.F.; Sharp, D.E. 1984. Nest spacing, habitat selection, and behavior of waterfowl on Miller Lake Island, North Dakota. J. Wildl. Manage. 48:307–321.

May, R.M.; Beddington, J.R.; Horwood, J.W. 1978. Exploiting natural populations in an uncertain world. Math. Biosci. 42:219–252.

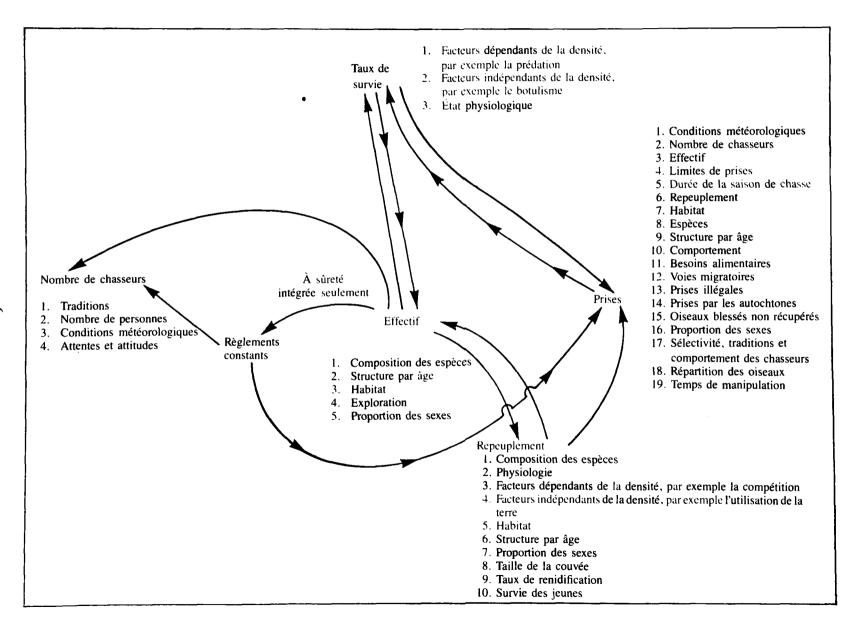
Peterman, R.M. 1980. Dynamics of native Indian food fisheries on salmon in British Columbia. Can. J. Fish. and Aquatic Sci. 37:561–566.

Scott, R.F. 1954. Population growth and game management. Trans. N. Am. Wildl. Conf. 19:480–504.

Walters, C.J.; Hilborn, R.; Oguss, E.; Peterman, R.M.; Stander, J.M. 1972. Development of a simulation model of Mallard Duck populations. Serv. can. de la faune. Publ. hors série N° 20. 35 p.

Walters, C.J.; Hilborn, R. 1978. Ecological optimization and adaptive management. Annu. Rev. Ecol. Syst. 9:157–188.

Watt, K.E.F. 1955. Studies in population productivity. I. Three approaches to the optimum yield problem of *Tribolium confusum*. Ecol. Monogr. 25:269–290.



0

Figure 2 Courbe de croissance de la population (A), modèle compensatoire du nombre total de naissances et de décès (B) et modèle additif du nombre total de naissances et de décès (C)

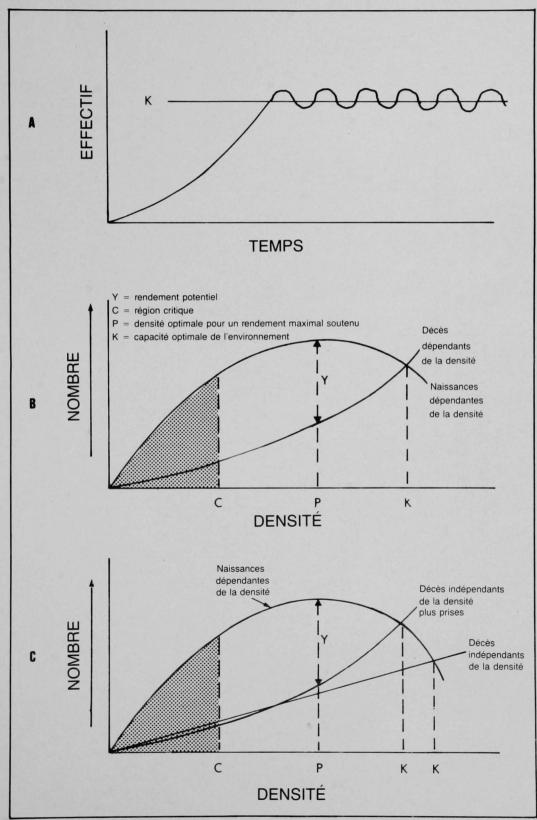


Figure 3
Taux de natalité et de mortalité pour la croissance de la population en fonction de la densité (A), rendement ou gain net par rapport à la densité (B) et rendement par rapport à l'effort (C)

