

Gestion des populations de Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo* séjournant en France

Jean-Dominique LEBRETON¹ et Daniel GERDEAUX²

¹ Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, C.N.R.S., B.P. 5051, 34 033 Montpellier cedex 1

² Laboratoire d'Hydrobiologie Lacustre, I.N.R.A., B.P. 511, 74203 Thonon cedex

(adresses électroniques :lebreton @cefe.cnrs-mop.fr et gerdeaux@thonon.inra.fr)

1. INTRODUCTION

Les Cormorans constituent un groupe homogène d'oiseaux, comportant 26 à 40 espèces, selon la classification adoptée (Del Hoyo, Elliott et al. 1992). Ils sont tous de manière très prédominante piscivores et grégaires tout au long du cycle annuel. Leur succès évolutif est attesté par leur ancienneté (au moins 30 Millions d'années) (Del Hoyo, Elliott et al. 1992), et par leur répartition cosmopolite. Le Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo* est une des espèces de plus grande taille. Il habite les eaux côtières et continentales de l'Eurasie et de l'Afrique, et aussi d'Amérique du Nord atlantique. Ses qualités de pêcheur sont bien connues, puisque ce sont des individus captifs de cette espèce qui sont utilisés en Chine pour la célèbre pêche traditionnelle (voir par exemple (Petretti 1995)). Mais les relations avec l'homme des Cormorans, en tant qu'oiseaux piscivores, sont jugées le plus souvent négativement ((Van Eerden, Koffijberg et al. 1995) (Hatch 1995) p.8; (Duffy 1995) p 25 *sqq.*). Dès 1903 l'ornithologue néerlandais Thijssse (*in* (Van Eerden, Koffijberg et al. 1995)) écrit (nous traduisons) que le Cormoran est "*au propre et au figuré la bête noire* (en français dans le texte) *du pêcheur*".

La situation du Grand Cormoran en France a changé très fortement au cours des vingt dernières années. Les effectifs hivernants, forts de quelques milliers d'individus au début des années soixante-dix (Marion 1994), ont augmenté rapidement, pour dépasser les 60 000 individus en 1991-92 (Marion 1994). Cette augmentation massive, constatée également dans des pays voisins (Trolliet 1993) s'est accompagnée d'une expansion géographique, avec l'apparition d'un grand nombre d'hivernants dans des régions d'étangs de l'intérieur des terres, et a induit de nombreuses interactions avec les activités piscicoles (voir par ex. (Trolliet 1993)), dont la grande presse s'est faite l'écho (par exemple (Cans 1996)). Sous la pression des pisciculteurs, des autorisations de destructions limitées de Grands Cormorans hivernants ont été mises en place, suite à un changement de statut juridique du Grand Cormoran en 1992 ((Trolliet 1993) p.56). Un arrêté du 2 Novembre 1992 place en effet le Cormoran, sous sa sous-espèce continentale *Phalacrocorax carbo sinensis*, dans la liste des espèces susceptibles d'être soumises à des mesures de limitation en cas de nécessité et pour assurer le maintien des équilibres biologiques. Les mesures de limitation développées sur la base de cet arrêté ont ainsi conduit à la déclaration de destruction d'environ 3 000 individus pendant la saison 1995-1996.

La poursuite de l'augmentation des effectifs et de l'expansion géographique des hivernants, et l'apparition de nouvelles plaintes, face au développement empirique des mesures de limitation, ont conduit le Ministre de l'Environnement à solliciter une mission de

constat et d'évaluation de solutions pour la gestion des populations de Grand Cormoran. Le présent texte constitue le rapport de cette mission dont les termes sont rappelés en Annexe 1. Conformément à ces termes, nous avons procédé, avec les moyens logistiques qui ont été mis à notre disposition et dans le calendrier qui nous était imparti, à une consultation la plus large possible : la liste des personnes consultées, certaines brièvement et/ou par téléphone pour des raisons de temps, est donnée en Annexe 2. Il va de soi que les résultats, commentaires et opinions émis dans ce rapport n'engagent que les deux chargés de mission, et en aucun cas les personnes consultées. Nous avons choisi, au risque d'alourdir le texte, de citer comme dans un texte scientifique traditionnel toutes les références bibliographiques utiles, afin qu'il puisse servir de base à des discussions aussi argumentées que possible.

La logique générale qui a guidé notre évaluation est que la gestion des populations de Grand Cormoran est un cas exemplaire de partage d'usage (le "*multiple use*" largement pris en compte dans les problèmes d'environnement en Amérique du Nord), comme l'illustre bien le partage d'usage et de responsabilité dans les régions d'étangs entre propriétaire, gestionnaire de la pêche, locataire du droit de chasse, et autres usagers de la nature. Les connaissances très parcellaires de la dynamique des populations de Grand Cormoran rendaient *a priori* difficile une évaluation de scénarios de gestion, mais la bibliographie abondante et récente concernant les populations hivernantes et leur statut numérique a été au contraire un facteur favorable. Il s'y ajoute une littérature, abondante elle-aussi, sur le Cormoran à aigrettes *Phalacrocorax auritus* qui pose des problèmes similaires en Amérique du Nord (Nettleship and Duffy 1995).

Nous allons successivement examiner

- les effectifs et leur évolution au cours du temps (2);
- l'impact des Grands Cormorans sur diverses populations de poissons (3);
- des éléments de dynamique des populations de Grand Cormoran (4);
- les scénarios possibles pour un plan de gestion (5).

2. LES EFFECTIFS DU GRAND CORMORAN

2.1. Les effectifs nicheurs en Europe

Il est de tradition de séparer les populations de Grand Cormoran nichant en Europe en deux sous-espèces : *Phalacrocorax carbo carbo*, nichant sur les côtes du Nord-Ouest de l'Europe, et *Phalacrocorax carbo sinensis*, nichant à l'intérieur des terres dans le Nord et l'Est de l'Europe. Ce sont les populations de ce deuxième ensemble qui sont l'objet essentiel du débat, du fait de leur augmentation. La distinction entre ces deux sous-espèces est cependant depuis longtemps sujette à discussion (Stokoe 1958, *in* (Géroutet 1959), p. 64; voir le résumé de (Yésou 1993)). C'est souvent le cas pour ce niveau taxonomique, l'attribution d'un individu donné à une sous-espèce étant chez les oiseaux le plus souvent impossible (Mayr 1974), p.231). Il est curieux dans un tel contexte que l'arrêté du 2 Novembre 1992 vise le taxon *Phalacrocorax carbo sinensis*.

Les effectifs nicheurs en Europe sont assez bien connus, et résumés pour l'année 1992 par exemple par Trolliet ((Trolliet 1993), p.16). Les effectifs nicheurs en Danemark et Hollande dépassent les 53 000 couples. En adjoignant Pologne, Allemagne, etc.. les

populations dont les hivernants fréquentent l'Europe de l'Ouest sont estimés par Trolliet à 93 000 couples.

L'augmentation de ces populations est soutenue : 26,4 % par an de 1978 à 1991 au Danemark (d'après les données de (Asbirk 1993), voir aussi (Van Eerden and Gregersen 1995)); 11,9 % en Hollande pour la même période ((Trolliet 1993) p. 16) (voir également (Pedroli and Zaugg 1995) fig.1 p.26, (Van Eerden and Gregersen 1995)). En Pologne, le nombre de nicheurs est passé de 1393 couples en 1981 à 5931 en 1988 (Mellin and Mirowska-Ibron 1995), soit un taux d'augmentation de 17,7 % par an. Par contraste, l'augmentation des populations de *Phalacrocorax carbo carbo* n'est que de quelques pourcents par an (Debout, Rov et al. 1995).

2.2. Les effectifs hivernants en Europe et en France

L'augmentation des effectifs hivernants en France, corrélative de l'augmentation des effectifs nicheurs du Nord de l'Europe, est assez bien documentée (Marion 1994), en dépit de l'absence de recensement national coordonné antérieurement à 1982 (voir (Debout 1991)). Les principales questions qui retiennent l'attention dans une perspective de gestion sont le taux d'augmentation, l'origine des oiseaux, et l'effectif absolu concerné.

On est passé d'environ 4 000 hivernants au début des années 1970 à 66 000 en 1991-92. Les recensements intermédiaires jalonnent une croissance exponentielle (en attribuant l'effectif de 4 000 individus à l'année 1972, la corrélation entre le logarithme de l'effectif et la date est de 0,99) à un rythme de 15,0 % par an.

Des augmentations exponentielles à des rythmes tout à fait similaires sont observées dans les pays voisins :

15,6 % par an en Suisse, avec une corrélation $\log(\text{effectif}) - \text{date}$ de 0,99, d'après les données de (Pedroli and Zaugg 1995) tab.4 p.32;

18 % par an en Grande-Bretagne ((Trolliet 1993), p.16, voir aussi (Kirby, Gilburn et al. 1995));

15,9 % en Italie entre 1987 et 1994, d'après les données de (Pedroli and Zaugg 1995).

Une compilation plus détaillée, pays par pays, est donnée par (Veldkamp 1996), dont l'analyse des taux de croissance (p.30) est malheureusement peu critique. Les populations hivernant en Europe centrale présentent également des taux de croissance élevés (Lindell, Mellin et al. 1995).

Les nombreuses reprises de bagues (Cormorans tués ou trouvés morts porteurs d'une bague) et les réobservations visuelles d'oiseaux porteurs de bagues colorées permettent de délimiter assez précisément l'origine des Cormorans hivernant en France, c'est-à-dire des populations concernées (Marion 1995) : il s'agit principalement de la Hollande et du Danemark. Mais beaucoup de Cormorans danois hivernent en Suisse (Pedroli and Zaugg 1995), et des individus nichant dans quelques autres pays hivernent en France (Allemagne, Suède, Pologne... (Marion 1995)). On a donc affaire comme souvent à une association marquée entre zone de nidification et zone d'hivernage, mais avec un flou cependant important. En effet, malgré une bonne fidélité individuelle aux sites d'hivernage d'une année à l'autre ((Marion 1994) p.24; (Van Eerden, Koffijberg et al. 1995) p.3), les zones d'hivernage de différentes populations se recouvrent partiellement. En outre, des différences de patron de

migration existent entre jeunes et adultes, entre mâles et femelles (Van Eerden and Munsterman 1995).

L'effectif absolu des hivernants en Europe de l'Ouest de *Phalacrocorax carbo sinensis* est de 165 000 à 210 000 pour (Van Eerden and Munsterman 1995) (tab. 2 p. 289) en 1985-1990, ou de 220 000 en 1990, correspondant à 54 000 couples nicheurs en Suède, Danemark, Allemagne, et Pays-Bas. Trolliet, incluant dans les populations concernées les nicheurs d'Irlande, de Grande-Bretagne, et de Pologne, obtient un effectif nicheur de 93 000 couples, correspondant à environ 305 000 individus ((Trolliet 1993) p.17). La disparité s'explique par la différence des aires géographiques couvertes. Cependant la variabilité des effectifs au cours de l'hiver, et l'instabilité d'une année à l'autre de la date des maxima saisonniers régionaux ((Pedroli and Zaugg 1995) p.29, (Broyer 1993) p.37, et comm.pers.) suggèrent des déplacements, également notés par (Yésou 1995), mais dont l'échelle, spatiale et en effectifs, ne peut être précisée actuellement par aucune donnée. Cette difficulté est bien soulignée par (Brugière and Duval 1993) : "*Ne donner que ces maxima momentanés ne reflète évidemment pas la réalité, beaucoup plus complexe, car à la population hivernante stable ...s'ajoutent sans doute des Cormorans en migration ...*". Ces phénomènes sont mal connus d'une manière générale chez les oiseaux et leur importance est donc sous-estimée : on doit rappeler par exemple que les recensements indiquent la présence tout au long de l'hiver d'environ 100 000 canards en Camargue, tandis que le prélèvement par la chasse au cours de la même période est de plus de 100 000 individus (Tamisier and Grillas 1994) Une analyse directe de recaptures de Sarcelles d'hiver *Anas crecca* marquées démontre d'ailleurs un fort renouvellement des hivernants en un site de Camargue (Pradel et al., en révision). Ce renouvellement des individus est peu gênant pour l'évaluation d'effectifs à vaste échelle, et la somme des effectifs des dénombrements de janvier doit bien donner une image convenable de l'effectif de *Phalacrocorax carbo* en Europe. Il n'en est pas de même à l'échelle d'un seul pays, quoi que la faible mortalité annuelle du Cormoran ne puisse conduire à un schéma aussi caricatural que celui des canards de Camargue. Ce biais n'invalide cependant pas l'estimation des taux de croissance, car il doit être grosso modo constant.

2.3. La fraction immature de la population

Le Grand Cormoran ne se reproduit qu'à partir de trois ans, voire quatre ou cinq ans (Kortlandt 1942). L'effet mécanique de cette reproduction tardive est la présence parmi les hivernants d'un grand nombre d'individus non encore recrutés comme reproducteurs, que nous appellerons pour simplifier immatures. L'existence d'une importante fraction immature au sein des populations induit une importante différence d'effectifs entre hivernants, exprimés en individus (par exemple les 66 000 hivernants en France en 1991-92), et nicheurs exprimés comme deux fois le nombre de couples, comme le rappellent (Van Eerden and Munsterman 1995) (Tableau 3 p. 290). En effet 66 000 individus après mortalité hivernale correspondent, dans le scénario démographique moyen discuté plus bas (§ 4.1; tableau 1), à environ 13 000 couples nicheurs, et non pas à 33 000 couples comme un raisonnement trop direct pourrait le laisser croire. Cette remarque résout une des contradictions apparentes entre recensements printaniers et hivernaux. Le coefficient pour passer d'un effectif d'hivernants à un effectif en couples nicheurs est donc d'environ 0,2, ou , pour la conversion inverse, de 5. Les 54 000 couples donnés pour l'Europe du Nord par (Van Eerden and Munsterman 1995) (p. 290)

correspondraient ainsi à 270 000 individus. Ces mêmes auteurs obtiennent un effectif hivernant attendu de 180 000 individus, basés sur des valeurs des paramètres démographiques peu plausibles comme nous le discuterons plus bas. (Veldkamp 1996) (p.5) utilise sans en préciser l'origine un facteur de conversion similaire. Même si la différence semble de prime abord négligeable face aux inconnues sur la démographie du Grand Cormoran, la prudence pour des applications à la gestion amène à la considérer comme réelle. Il semble en effet douteux que des recensements hivernaux (220 000 individus) puissent être supérieurs à l'effectif réel présent, vu la tendance générale dans de tels dénombrements à la sous-estimation (voir par exemple (Dervieux, Lebreton et al. 1980)). Une valeur de 270 000 individus pour l'effectif hivernant réel en Europe de l'Ouest semble donc à cet égard plus plausible. Le bon synchronisme des recensements discutés par (Van Eerden and Munsterman 1995) doit limiter à cette échelle-là les problèmes dus aux déplacements des oiseaux. En revanche, la dispersion hivernale, bien résumée pour la France par (Marion 1994) rend difficile une mise en correspondance étroite des hivernants français avec des populations nicheuses trop strictement circonscrites : même pour une population hivernant majoritairement en France, une part des individus hivernera dans des pays voisins. Symétriquement, des individus d'autres populations seront présents en France tout ou partie de la saison hivernale.

2.4. Conclusion

La situation est claire en ce qui concerne le rythme de croissance. **Le rythme de croissance des effectifs peut atteindre et dépasser les 15 % par an**, rythme d'augmentation également avéré pour le Cormoran à Aigrettes d'Amérique du Nord *Phalacrocorax auritus* (Hatch 1995) et chez le Cormoran huppé *Phalacrocorax aristotelis* en Ecosse (Aebischer 1986) (p. 614). Chez *P.carbo* et *P.auritus*, des taux plus élevés n'ont été obtenus qu'à des échelles géographiques relativement réduites (par exemple 26,4 % au Danemark pour *Phalacrocorax carbo*), et peuvent sans doute être attribués à des déplacements et à des incertitudes de recensement, plutôt qu'à une croissance intrinsèque des effectifs. L'existence de tels déplacements en nidification mais aussi en hivernage, aura cependant - et doit déjà avoir - pour effet inévitable de tamponner l'effet sur le nombre de Cormorans hivernant en France des mesures de limitation visant ces seuls Cormorans.

A cette certitude sur le rythme de croissance s'oppose une **grande incertitude sur les effectifs absolus**. Les difficultés de recensement, la mobilité des oiseaux et le renouvellement des individus, voire l'éventuelle sous-estimation des recensements de nicheurs, induisent des doutes sur l'effectif absolu de Grand Cormoran. A l'échelle européenne, les effectifs nicheurs dans le Nord de l'Europe pourraient conduire à envisager un effectif réel hivernant en Europe de l'Ouest, notablement plus élevé que celui qui est recensé, peut-être voisin de 300 000 individus dès 1991-1992. A l'échelle française, les effectifs recensés à une date donnée masquent certainement pour une part un renouvellement des oiseaux. **Le nombre total d'oiseaux hivernants est donc probablement plus élevé que le nombre maximum recensé. Si cet effet n'a pas d'incidence sur l'estimation de l'impact, qui dépend grosso modo d'un nombre de jours-cormorans, il n'en va pas de même en ce qui concerne les politiques éventuelles de limitation des effectifs.** En effet les divers scénarios envisageables s'exprimeront le plus aisément comme une fraction d'individus à éliminer. Le nombre à

éliminer dépendra donc d'un facteur d'échelle difficile à déterminer en l'état de nos connaissances, concernant le renouvellement hivernal comme les paramètres démographiques. On peut retenir comme hypothèse de travail un facteur d'échelle au moins égal à celui obtenu plus haut à l'échelle européenne, c'est-à-dire 1,5. Cela conduirait à admettre qu'au maximum recensé de 66 000 Cormorans correspondent au minimum à 100 000 individus différents. Cette incertitude, et, comme nous allons le voir, les limites de nos connaissances sur l'impact des Grands Cormorans sur les populations de poissons rendent très difficile la définition d'un niveau de population acceptable.

3. L'IMPACT DU GRAND CORMORAN SUR LES POPULATIONS DE POISSONS

3.1. La composition de la nourriture et la consommation journalière

Le Grand Cormoran se nourrit essentiellement de poissons. Il n'y a qu'un cas cité de présence d'invertébrés dans des contenus stomacaux de Grand Cormoran et il n'est pas prouvé que les invertébrés n'aient pas été ingérés d'abord par le poisson (Hald-Mortensen 1995 rapport Veldkamp p. 32).

De nombreuses espèces sont citées comme proies du Grand Cormoran. En rivière, les Salmonidés et l'Ombre sont les proies le plus souvent rencontrées, ainsi que le Gardon, la Perche et la Brème dans les parties basses des rivières (rapport Veldkamp p. 33,34). Dans les lacs Suisses, où le Corégone est très présent, cette espèce est proportionnellement à son abondance peu consommée par le Grand Cormoran (Pedroli et Zaugg, 1995, p. 43). Toutes les espèces élevées en pisciculture extensive en étang sont prélevées par le Grand Cormoran. Quelques espèces ne sont jamais ou très peu fréquentes dans les contenus stomacaux du Grand Cormoran, comme le blageon, le spirilin, la loche.

Dans un milieu donné, le Grand Cormoran pêche les espèces qui lui sont le plus facilement accessibles et non celles qui sont le plus abondantes. En période hivernale, les cyprinidés et percidés en lac sont en bancs peu mobiles beaucoup plus accessibles que les salmonidés qui sont moins concentrés et plus mobiles (Pedroli et Zaugg, 1995, p. 43).

La consommation journalière peut être estimée suivant différentes approches; expérience sur animaux en captivité, modèle énergétique, contenus stomacaux sur animaux morts, analyse de pelotes de régurgitation, analyse des rapports isotopiques de l'hydrogène et de l'oxygène. Les résultats publiés sont variables. Le minimum cité est de 150g (Reichholf, 1990 cité dans rapport Veldkamp p. 36). Le maximum est de 661g (Barret et al. 1990. rapport Veldkamp p. 36). Compte-tenu qu'il y a des fluctuations naturelles individuelles, saisonnières, il est maintenant admis que la ration alimentaire varie entre 350g et 500g par jour pour un adulte. Retenir un chiffre moyen de 425 g est bon compromis.

Le débat sur la consommation journalière n'a qu'un intérêt limité. Un prélèvement de 300 g de petits individus peut être beaucoup plus préjudiciable à la dynamique d'une population pisciaire qu'un prélèvement de 500 g d'un poisson adulte. La conséquence est encore plus différente si, de plus, il s'agit de 300g de petits brochets par exemple et de 500g de gros gardon. Les problèmes d'impact ne sont pas assez posés en termes de dynamique des populations ou des peuplements et restent trop souvent exprimés simplement en biomasse prélevée au mieux en pourcentage de production estimée.

3.2. L'impact en pisciculture d'étang

C'est au niveau des étangs de pisciculture que l'impact du Grand Cormoran est le plus facilement quantifiable puisque les étangs sont vidangeables. Leur mise en charge est bien connue, de même que la production finale au moment de la pêche d'exploitation.

La pisciculture extensive couvre 60 000 ha d'étangs en France pour une production globale de 8 000 tonnes de poisson.

Les premières données françaises sur l'impact du Grand Cormoran en pisciculture extensive ont été publiées en mars 1984 par Im et Hafer. Il s'agit d'une étude en Camargue, financée par le Ministère de l'Environnement. Dans ce rapport, les auteurs ont estimé la ration journalière à 540 g (p. 32) prise en deux périodes d'activité (p. 28). L'impact de prédation est difficile à quantifier puisque des fluctuations climatiques annuelles interviennent dans la production potentielle. Il est difficile d'imputer une différence de production entre deux années uniquement à la différence de fréquentation des Grands Cormorans. Dans le cas de l'étang de l'Étourneau, les auteurs (p. 37) concluent que la production de l'étang "a été pratiquement anéantie". Pour certains autres étangs, l'impact est moins fort. Cela dépend évidemment du taux de fréquentation qui n'est effectivement pas homogène. Le taux de poissons restant porteurs de blessures est de 21% chez les carpes communes et de 43% chez les carpes miroir. Dans ce cas, il est indéniable que l'impact est fort. La taille des poissons de cet étang correspondait à une taille de proie optimale pour le cormoran. Cet impact aurait peut-être été moindre pour des poissons plus gros.

Depuis 1984, les exemples d'impact sont nombreux que ce soit en Brenne, Dombes ou Forez. Les chiffres publiés dans les différents rapports ne sont pas toujours cohérents. Il est indéniable qu'il y a une perte mais la mesure globale est difficile à donner. Des cas sont rapportés de pertes dépassant 50% (rapport Chancel, 1991). Une estimation dans le Forez avance une perte d'au moins 85 tonnes en 1994-1995 (note comité suivi Loire, Escalon). Une estimation globale faite par la Cellule Aquaculture de l'ITAVI/UNSE (1996) est de 756 tonnes, soit près de 10% de la production totale française.

L'impact indirect par les blessures et la diminution du taux de croissance des poissons suite au stress est considéré comme au moins aussi important que la prédation. La perte globale est alors estimée à 20%.

Tous les chiffres publiés sont exprimés en pourcentage de perte de production sans jamais faire référence au taux de prédation ni à la production potentielle de l'étang. Il n'est donc pas possible de prévoir par exemple l'évolution de l'impact en relation avec un modèle de dynamique de la population d'oiseaux.

La rentabilité de cette production étant faible, compte-tenu de l'évolution du marché, une perte de 10% met en péril l'avenir des exploitations. Dans ces régions où les étangs font partie du patrimoine, le maintien de la rentabilité des piscicultures est essentiel à la préservation des équilibres.

3.3. L'impact en eaux libres: les lacs.

Les ressources halieutiques des lacs, domaniaux en particulier, sont exploitées par des pêcheurs professionnels et des pêcheurs amateurs à la traîne ou à la sonde. Ces deux catégories de pêcheurs sont obligées de fournir des statistiques de pêche depuis plusieurs décennies. Jusqu'en milieu des années 1980, ces statistiques étaient au mieux mensuelles et donc difficiles à valider par des contrôles (Gerdeaux, 1988). Depuis 1986, les fiches doivent être remplies chaque jour. Il a été démontré que les données ainsi récoltées étaient fiables. On connaît le niveau des captures de chaque espèce pêchée et ses variations interannuelles. On peut donc suivre l'évolution de la récolte. Ce rendement ne reflète pas le niveau de la biomasse pêchable par espèce, puisqu'il dépend de la pression de pêche exercée par les pêcheurs sur l'espèce. Le seul paramètre qui devrait être utilisé est la Capture Par Unité d'Effort (CPUE). Or dans tous les articles publiés sur le sujet, on ne parle que de rendement global. L'usage des CPUE n'est pas non plus une panacée, puisque la CPUE fluctue fortement en particulier pour la pêche amateur, en fonction des saisons par exemple. L'idéal serait de comparer la pêche et la prédation avicole à la production réelle des systèmes. Quelques publications, que nous citerons ci-dessous, utilisent une estimation de production sans donner pour autant la méthode d'estimation.

Dans l'état actuel des données, il est impossible d'avancer des exemples dont les conclusions ne soient pas discutables. Pour la Suisse, Pedroli et Zaugg, 1995, p. 58-64, présentent des cas où il est vain de vouloir tirer une conclusion qui ne puisse pas être mise en

doute. L'Association suisse pour la protection des oiseaux critique à juste titre les données de base, et la Fédération suisse de pêche et de pisciculture essaie difficilement de faire dire ce qu'elle voudrait démontrer.

En France, le seul lac pour lequel la situation soit bien documentée est le lac du Bourget (Paolini, 1995). L'analyse ne porte pas sur l'impact de la prédation mais sur le rendement de la pêche. Actuellement, on ne dispose pas d'éléments fiables sur l'impact des Grands Cormorans en terme de baisse de production de la pêche.

Sur le lac Léman, une analyse des données actuelles ne conduit qu'à émettre des hypothèses qu'il sera de toute façon difficile de tester. On dispose depuis 1986, de données fiables comprenant des indications sur les CPUE (Gerdeaux et al. 1996).

Tableau 1: Captures déclarées par la pêche professionnelle (France+Suisse) au lac Léman en Kilogrammes

ANNEE	TRUITE	COREGONE	OMBLE	LOTTE	PERCHE	GARDON	BROCHET	DIVERS	TOTAL
1980	16320	51019	5148	29500	49315	148376	5399	31029	336106
1981	12482	45981	5772	39210	26479	291749	3270	51382	476325
1982	15155	30320	7434	37430	95337	349930	1719	51383	588708
1983	18087	47618	6170	25025	443777	251181	3499	9384	804741
1984	24705	32878	7330	8899	784320	90671	2643	2524	953970
1985	32083	38166	9522	23672	342220	178701	3103	20717	648184
1986	23969	37890	7945	28711	141172	336782	3527	28097	608093
1987	8770	50171	7325	13579	389617	338400	1906	12863	822631
1988	14461	72791	9506	21924	299197	442182	2988	5694	868743
1989	29322	74447	12077	38642	215897	233283	3250	17518	624436
1990	16709	87498	13698	18456	354802	191010	3971	28429	714573
1991	13538	106311	22281	11072	615695	136642	3505	30412	939456
1992	22175	63385	31640	11908	591339	105587	4379	20179	850592
1993	19418	90778	30488	22836	335361	94565	5061	1747	600254
1994	14690	186033	28640	29175	217540	74079	7314	10302	567773
MOYENNE ANNUELLE	19040	67053	13075	23976	309746	218378	3752	21864	676885

Tableau 2: Captures déclarées par la pêche amateur (France+Suisse) au lac Léman en Kilogrammes

ANNEE	TRUITE	COREGONE	OMBLE	LOTTE	PERCHE	GARDON	BROCHET	DIVERS	TOTAL
1986	13858	26	6799	121	26354	998	523	607	49286
1987	16183	38	9727	55	41870	1018	346	1195	70432
1988	11187	83	8978	81	11707	918	390	1373	34717
1989	17594	29	22462	82	41395	3902	591	612	86667
1990	8786	21	18107	50	58722	341	203	554	86784
1991	10531	41	25506	18	60304	513	306	675	97894
1992	14317	68	32685	43	32109	483	1035	1164	81904
1993	12334	148	36391	12	10761	380	915	1269	62210
1994	6900	241	30987	12	36016	424	724	879	76137
MOYENNE ANNUELLE	13099	57	20082	58	35403	1069	539	833	71237

On note des variations interannuelles des captures pour toutes les espèces. Le recrutement est en effet très variable et dépend principalement de relations stock-recrutement. Quand la population d'une espèce diminue, les pêcheurs reportent leur effort de pêche sur une autre espèce, ce qui ne facilite pas les analyses. Pour le gardon, on note une nette tendance à la baisse des captures aussi bien pour les professionnels que pour les amateurs. On pourrait penser que la prédation du Cormoran intervient sur cette espèce. C'est peut-être vrai, mais la cause principale est l'absence de recrutement efficace chez cette espèce depuis 1983 sans relation aucune avec la prédation. Les captures de truite diminuent également sans qu'on

puisse là encore tirer aucune conclusion. Les CPUE des truites et ombles dans la pêche amateur montrent bien cette évolution.

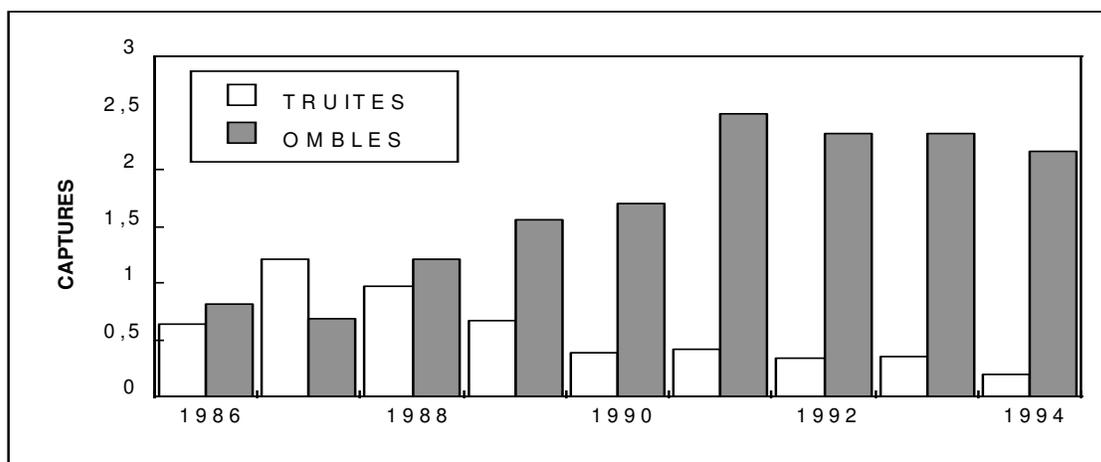


Figure 1: Evolution des captures moyennes en truites et ombles par sortie de pêche amateur côté français de 1986 à 1994 au lac Léman.

Les ombles sont plus nombreux en relation avec un effort d'alevinage accru pendant 8 ans. Alors que la pêche de la truite diminue bien que l'effort d'alevinage soit au moins constant. Mais il est impossible de conclure quoique ce soit. La diminution des truites peut être liée à une diminution de la population de gardons qui est une de ses proies. On peut aussi évoquer des relations de compétition interspécifique entre l'omble et la truite comme cela a déjà été démontré dans certains lacs (Nilsson, 1963; Svårdson, 1976). Le Grand Cormoran peut également intervenir dans cette baisse. L'analyse des pelotes de réjection des cormorans apportera des éléments, mais il n'est pas possible d'utiliser des données d'autres lacs, il faut faire une analyse sur au moins un cycle annuel au Léman pour avoir quelques éléments de réflexion. Même dans ce cas, il sera difficile de conclure puisqu'on ne connaît pas l'évolution de la mortalité des truites qui sont déversées dans le lac. L'alevinage est fait en août-septembre, alors que la prédation intervient en octobre-mars. Si la mortalité des truites, hors prédation par le Grand Cormoran, est forte au moment du déversement puis très faible ensuite, une prédation de X truites par le Grand Cormoran, aura un impact proportionnellement plus fort que si cette mortalité des truites est faible et constante dans le temps.

Comparer les 750 tonnes de poissons pêchés aux 145 tonnes prélevées par le Grand Cormoran ne sert pas non plus puisqu'il est bien démontré que les espèces capturées par le cormoran ne sont pas forcément les espèces recherchées par les pêcheurs (Paolini 1995, Pedroli et Zaugg, 1995). L'impact existe, mais est-il fortement préjudiciable? Quand les oiseaux vont chercher les poissons dans les filets en occasionnant des dégâts, ce préjudice devient quantifiable. Des plaintes commencent à être émises sur le Léman, mais jusqu'à présent, le problème n'a pas été soulevé par les pêcheurs dans les réunions de gestion halieutique du lac.

Dans les nombreuses études réalisées aux Pays-Bas, la Grémille (*Gymnocephalus cernuus*), la Brême et le Gardon sont les proies les plus citées mais peut-être pas les populations les plus exploitées par le Grand Cormoran. Dirksen et al. (1995) montrent que la Grémille est la première proie exploitée, elle représente 60% de la masse de poisson ingéré. La pression de prédation atteint 7 kg/ha pour une biomasse présente de l'ordre de 30 kg/ha, soit une consommation de 23% de la population de Grémille. Pour les percidés, la biomasse présente est de l'ordre de 7 kg/ha pour une consommation de 2 kg/ha, soit une consommation de 28% des percidés présents. La pression de pêche du Grand Cormoran est donc également importante pour les percidés. Veldkamp (1995) dans l'étude à Wanneperveen conclut que le

Grand Cormoran prélève au moins 16% de la biomasse de brème et 33% de la biomasse de gardon dans un lac et au moins 5-7% de la biomasse de brème et 65-72% de la biomasse de gardon dans un autre. Il en conclue finalement que le Grand cormoran peut avoir une influence positive sur la qualité de l'eau en retirant des poissons zooplanctonophages. Néanmoins, il y a mise en évidence, dans ce cas, d'un impact conséquent sur la faune pisciaire qui, par ailleurs, n'est pas considérée comme préjudiciable aux activités halieutiques par l'auteur. Un ichthyologue est en droit d'en douter.

Keller (1995) a étudié la nourriture du Grand Cormoran dans le lac Chiemsee et la rivière Inn (Bavière, sud de l'Allemagne). Les données présentées sont complètes et lui permettent d'exprimer les résultats par rapport à la production totale estimée. Dans le lac, les Cormorans consomment 3,3% de la production alors que les pêcheurs retirent 28%. En milieu lacustre, la prédation n'apparaît pas comme préjudiciable aux pêcheurs, bien que les données statistiques de pêche n'intègrent pas les captures de pêcheurs amateurs. En cours d'eau, la conclusion n'est plus aussi nette. Les cormorans consomment 21% de la production potentielle. En l'absence de statistiques, Keller estime la pêche à 64% de la production annuelle. La part des Cormorans représente globalement 33% de la pêche. Si on considère les espèces, la proportion consommée par le grand Cormoran est de 26,3% pour le brochet, 75,1% pour le sandre et 17,8% pour l'anguille. Keller conclut que l'interférence avec la pêche de loisir en cours d'eau peut quand même exister, en particulier pour l'ombre.

3.4. L'impact en eaux libres: les cours d'eau.

Les fleuves et rivières constituent des milieux très variés aux peuplements pisciaires soit à dominante de salmonidés soit à dominante de cyprinidés où les statistiques sont rares. Les méthodes d'estimation des stocks par pêche électrique ne sont vraiment opérationnelles que dans des milieux difficiles à pêcher par le Cormoran. Dans les cours d'eau plus profonds, les données dont on dispose sont, comme pour les lacs des statistiques de pêcheurs professionnels.

Dans le bassin du Rhône et de la Saône, Changeux et Zylberblat, 1993, ont estimé en 1988 et 1989 que les prélèvements de la pêche aux engins est de 238 t et 273 t. L'essentiel des captures est constitué de grands cyprinidés (brèmes, gardons et hotus) et de poissons amphihalins. Le prélèvement par les cormorans est du même ordre de grandeur (155 tonnes estimées en utilisant les comptages de l'ONC en 95-96, J. Broyer, et en ne retenant que la moitié des effectifs comptés comme pression de pêche). Mais les données disponibles sur le bassin rhodanien ne permettent pas de déterminer si la pression sur les populations pisciaires est trop forte (elle refléterait alors une compétition directe entre pêcheurs et oiseaux ou une mise en danger d'une espèce).

Dans le rapport de Pedroli et Zaugg 1995 p. 52-58, les deux exemples abordés ne conduisent à aucune conclusion commune aux ornithologues et pêcheurs. L'exemple du Haut-Rhin, publié par Suter, 1995, repris dans le rapport Veldkamp, est analysé par Staub 1996 dans son commentaire sur ce dernier rapport (p. 19). Il montre que l'utilisation d'un autre test statistique, jugé plus approprié, conduit à rejeter l'hypothèse d'absence d'influence du Grand Cormoran sur le stock d'ombre. De même, l'analyse des structures d'âge conduit à des conclusions opposées si on regroupe les classes 4-7 ans, au lieu de dissocier la classe 4 ans des 3 autres classes d'âge. Dans son analyse, Staub montre que le stock de géniteurs diminue depuis 5 ans. Il n'ignore pas que des phénomènes de compensation peuvent intervenir pour maintenir le recrutement en ombres, mais il se pose quand même la question de la survie de cette population.

Même les traces de blessures peuvent conduire à des conclusions discutables. Néanmoins, trouver que 9,8% des géniteurs ont des traces récentes et 13,1% d'anciennes traces montre que plus de 20% des survivants ont eu maille à partir avec le Grand Cormoran.....

L'impact des Grands Cormorans est d'autant plus conséquent que la population est fragile. La préoccupation porte surtout sur les espèces à valeur patrimoniale comme l'ombre commun dont nous avons déjà vu un exemple et le saumon atlantique pour lequel un effort

considérable de restauration des stocks est fait. Sur cette espèce, nous ne disposons que de données irlandaises (Kennedy et Greer, 1988, Warke et Day, 1995). Le Grand Cormoran se tourne bien vers la ressource que constituent les smolts à la dévalaison en mai dans la rivière Bush (Kennedy et Greer, 1988). Le taux de prédation est de 51 à 66% des smolts sauvages et de 13 à 28% des smolts déversés en zone aval de la rivière. Warke et Day (1995) nuancent ces résultats et montrent pour cette même rivière que l'impact dépend en partie de la disponibilité de gardons et perches dans un loch voisin. Quand il y a peu de poissons d'eau douce disponibles, les Cormorans se nourrissent en mer et ne passent plus au-dessus de la rivière. La prédation diminue. Néanmoins, ils estiment que le taux de prédation est de l'ordre de 47% en 1991. En France, les Cormorans ne sont plus présents au moment de la dévalaison des smolts, mais les parrs peuvent être atteints dans les parties hautes des rivières par les cormorans comme le citent également Warke et Day.

3.5. Conclusion

En piscicultures d'étangs, un impact significatif au plan économique est admis par tous. D'autre part, les exemples disponibles pour les eaux libres ne résistent pas à des analyses critiques. Il est impossible d'arriver à des conclusions consensuelles. L'impact des Grands Cormorans existe, mais il n'a jamais été démontré qu'il soit préjudiciable à l'activité de pêche ou à la survie d'une espèce.

La question est sans doute insoluble. Si on choisit en un site de mettre en place un dispositif expérimental irréprochable (plusieurs parcelles soumises à prédation, plusieurs témoins sans prédation ...), les résultats seront satisfaisants pour les scientifiques mais ils ne seront démonstratifs, au mieux, que pour les milieux de caractéristiques très proches. Ils n'apporteront pas forcément une solution pour une politique de gestion globale. A l'inverse, multiplier des études n'apportera jamais de résultats satisfaisants, et pas plus de solution pour des choix de gestion. Le problème est un conflit d'usages pour lequel la décision ne peut pas reposer sur la seule expertise scientifique.

4. DYNAMIQUE ET GESTION DES POPULATIONS DE CORMORANS

4.1. Projections de populations

Devant le spectaculaire taux de croissance des populations de Grand Cormoran, une meilleure compréhension de la dynamique des populations est nécessaire. Le même point de vue vient d'être défendu par (Staub 1996), dans une critique d'un rapport de Veldkamp (Veldkamp 1996). Elle passe, premièrement, par la construction, bien classique (Caswell 1989), (Lebreton and Clobert 1991) d'un modèle de projection démographique, deuxièmement, par l'entrée dans ce modèle de valeurs plausibles des paramètres démographiques conduisant à des prédictions du taux de croissance. Une troisième phase consistera à utiliser le modèle, avec toute la prudence nécessaire, pour délimiter les conséquences de tel ou tel mode de gestion de la population. Cette approche par modélisation, recommandée pour la gestion adaptative de l'environnement par (Holling 1978) et (Walters 1986), a déjà été utilisée dans le cadre d'un programme de limitation des effectifs du Cormoran à aigrettes *Phalacrocorax auritus* au Canada [Bedard, 1995 #74].

Le principe du modèle démographique est donné dans la figure 2. Ce modèle permet de passer des effectifs dans les différentes classes d'âge une année donnée aux effectifs l'année suivante. Une fois gommés des déséquilibres initiaux éventuels de la structure d'âge, la population croît exponentiellement, à un rythme déterminé, de façon complexe mais

calculable, par les valeurs des paramètres démographiques. Le taux de croissance exponentiel ainsi obtenu est le principal résultat du modèle auquel nous nous intéresserons.

Les valeurs des paramètres retenues sont données dans le tableau 3. La source principale est le traité de (Cramp 1977) qui reprend de fait l'analyse fouillée de (Kortlandt 1942) sur les populations hollandaises. L'analyse des survies menée par (Kortlandt 1942) (et comm.pers.), basée sur des réobservations visuelles, une des approches les plus fiables, est corrigée autant que faire se peut pour tenir compte des pertes de bague. Les valeurs obtenues mériteraient peut-être d'être légèrement revues à la baisse (Kortlandt, inédit).

Nous avons retenu *a priori* les valeurs médianes des fourchettes publiées dans (Cramp 1977). Il ne peut donc s'agir que d'ordres de grandeur, d'autant que des différences démographiques mal connues peuvent exister entre sexes, notamment dans le sex-ratio à l'envol (Van Eerden and Munsterman 1995) (p. 294). Des suspicions du même ordre semblent exister chez *Phalacrocorax auritus* ((Bédard, Nadeau et al. 1995) (p. 87).

La maigreur des informations démographiques disponibles, et l'absence d'informations récentes sont criantes. Le besoin de résultats démographiques est urgent, d'autant que des corpus de données adéquates existent (par exemple les réobservations visuelles des Cormorans danois porteurs de bagues colorées (Bregnballe and Gregersen 1995)). Il serait vivement souhaitable que de telles recherches bénéficient d'un soutien européen. Un plaidoyer similaire est développé par (Erwin 1995) (p.242) et (Nisbet 1995) (p.248) pour *Phalacrocorax auritus*.

Tableau 3. Valeurs des paramètres démographiques retenues dans le scénario de base pour la dynamique de population du Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo*.

Paramètre démographique	valeur
Survie première année	64 %
Survie seconde année	86 %
Survie annuelle ultérieure	89 %
Taux de reproduction des 3 ans	10 %
Taux de reproduction des 4 ans	60 %
Nombre d'oeufs	3,5
Succès de reproduction	70 %

Les valeurs des paramètres démographiques du Tableau 3 conduisent à un taux de croissance prédit de 18,7 %, qui coïncide bien avec les taux de croissance d'un peu plus de 15 % par an déduits des décomptes. Cela confirme, si besoin était, que ce rythme de croissance, étonnant pour une espèce d'aussi grande taille, est possible. L'examen critique des valeurs des paramètres démographiques permet de souligner la reproduction relativement hâtive de *Phalacrocorax carbo* pour un oiseau d'une telle longévité (par exemple par comparaison à la figure 1 de (Bradley and Wooller 1991) (p.1657). Mais c'est la forte fécondité - souvent plus de deux poussins élevés par couple chaque année - qui est la plus

frappante (Del Hoyo, Elliott et al. 1992). Elle est avérée dans diverses populations (Van Eerden and Gregersen 1995) (Lindell, Mellin et al. 1995). Il est tentant de la rapprocher du régime alimentaire spécialisé. Le fort taux de croissance résulte donc de la combinaison d'une survie élevée, mais somme toute peu surprenante pour un oiseau de cette taille, et d'une fécondité assez élevée. Par comparaison, chez le Goéland argenté *Larus argentatus*, avec un taux de survie adulte qui dépasse 90 %, mais une reproduction qui ne débute réellement qu'à quatre ans, et environ un poussin seulement élevé par couple et par an, le taux de croissance des populations, prédit comme observé, ne dépasse pratiquement pas 10 % par an (voir par exemple (Coulson 1991)).

Pour en revenir au Grand Cormoran, (Van Eerden and Munsterman 1995) (p.291) envisagent une survie annuelle des adultes de 75 % (et 50 % pour les Immatures). Cette valeur semble très basse pour un animal de la taille du Cormoran, et cadre mal avec la réévaluation marquée vers le haut de la survie adulte des oiseaux induite au cours des vingt dernières années par des progrès statistiques (Lebreton and Clobert 1995). Les estimations du succès de reproduction par les mêmes auteurs (tableau 3 p.290) sont plus plausibles. Mais leurs diverses estimations conduisent par le modèle de projection à la stabilité (taux de multiplication annuel = 0,995), qui n'est évidemment pas réaliste, et confirme les doutes sur la valeur de survie adulte, déjà émis à propos du calcul de la fraction immature de la population. De la même façon, (Bédard, Nadeau et al. 1995) (1995 p.8) ont révisé à la hausse les estimations de survie adulte disponible chez *Phalacrocorax auritus* (75 à 85 %), soulignant qu'une survie de 85 % était nécessaire pour accorder les résultats du modèle à la réalité. Dans le même ordre d'idée, Price et Weseloh (1986, in (Duffy 1995) p.27) suggèrent une survie de 85 % dans une population stable de *Phalacrocorax auritus*, mais soulignent qu'une survie de 90 % était nécessaire pour expliquer le rythme d'augmentation de la population des grands lacs. (Bregnballe and Gregersen 1995) citent une survie adulte de 86 % pour les Grands Cormorans danois porteurs de bagues colorées, sans préciser leur méthode d'estimation. Chez *Phalacrocorax aristotelis*, (Aebischer 1986) (tableau 1, p.617), obtient une survie annuelle adulte moyenne de 85,4 %, avec des pointes non significatives certaines années à 89 %. L'intervalle de confiance de ces dernières estimations est d'environ ± 2 %. Aebischer (*loc.cit.*) obtient également une survie en première année de 50 %, incluant cependant des années catastrophiques.

Ces résultats fragmentaires, sans valider *a posteriori* les estimations des paramètres démographiques retenues, permettent en tout cas de les considérer comme une base raisonnable en l'état de nos connaissances pour une prudente analyse de scénarios de gestion.

4.2. Action sur les nids , action sur les individus volants

On peut aisément simuler à l'aide du modèle démographique la destruction d'une fraction donnée des oeufs ou des poussins, ou des individus volants. En prenant donc comme point de départ le scénario de base précédent, La suppression de 10 % des oeufs ou des poussins, conduit à un taux de croissance annuel de 17,05 %. La baisse relative du taux de multiplication est de 1,43 % (de 1,187 à 1,170). Le rapport entre la variation de fécondité, en entrée du modèle, et la variation du taux de multiplication en sortie, ou coefficient d'élasticité, n'est donc que de 0,14. On peut le lire comme un coefficient de transmission, reflétant le comportement de la boîte noire que constitue le modèle. De même, l'élimination de 10 % des

volants, dans toutes les classes d'âges, fait passer de 18,7 % à 6,9 % de croissance annuelle. La variation relative du taux de multiplication (de 1,187 à 1,069) est exactement de 10 % : une telle variation du paramètre se transmet donc intégralement en sortie, avec un coefficient d'élasticité égal à 1. On voit donc de prime abord qu'**une action sur la fécondité a un impact beaucoup plus faible qu'une action sur la survie.**

Ce résultat peut recevoir un support théorique. Dans le scénario de base, la durée de génération est de 7,17 ans. Or l'élasticité des paramètres de fécondité est l'inverse de la durée de génération, soit 0,14, tandis que celle des paramètres de survie est 1 (voir par ex. (Lebreton and Clobert 1991)). Il n'est donc pas étonnant que (Bédard, Nadeau et al. 1995), utilisant un modèle similaire pour *Phalacrocorax auritus*, obtiennent le même type de résultats (particulièrement criant dans la comparaison de leurs figures 2 et 4) (voir aussi le compte-rendu très imprécis de (Veldkamp 1996) p. 65). L'explication intuitive de la différence importante de sensibilité entre les deux types de paramètres est que un oeuf ou un poussin donnera moins de un individu volant : détruire un oeuf a donc moins d'effet que détruire un individu volant.

Ce résultat va contre l'idée répandue que l'action sur les nicheurs est la plus efficace, puisque le relâchement des persécutions sur les nicheurs est généralement considéré comme le moteur de l'expansion du Grand Cormoran. Cette idée n'est fondée que dans la mesure où les destructions de nids devaient s'accompagner de destructions d'adultes, mais aussi empêcher le développement ou la création de nouvelles colonies, souvent sujets à des effets de seuil, surtout chez une espèce grégaire aussi sensible au dérangement (Marion, comm.pers.). Le relâchement de ces prélèvements a certes permis la croissance mais le retour à la situation antérieure ne passe pas forcément par un rétablissement de prélèvement des oeufs. (Bédard, Nadeau et al. 1995) (p. 84) soulignent ainsi que pour *Phalacrocorax auritus*, le dérangement sur les lieux de nidification a longtemps empêché le développement de colonies, mais qu'un rétablissement de tels dérangements sur des colonies établies et prospères ne suffit pas forcément à ramener à la situation antérieure.

Dans l'hypothèse de travail de 100 000 Cormorans fréquentant la France pendant l'hiver, la destruction de 15 800 Cormorans correspond à un prélèvement de 15,8 % des individus. Un tel prélèvement, s'il ajoute intégralement ses effets à la mortalité naturelle, fait passer **dans le modèle** le taux de croissance de 18,7 à 0 %, c'est-à-dire **exactement à la stabilité**. Dans les limites actuelles de l'épuration, un prélèvement de 3 000 sur 100 000, toujours si cette mortalité s'ajoute intégralement, fait baisser le taux de croissance de 18,7 % à 15,2 %.

Le degré de robustesse des conclusions du modèle, les inconnues sur le facteur d'échelle entre effectif recensé et nombre total de Cormorans fréquentant la France, l'inévitable effet tampon des échanges entre populations, et les inconnues sur la qualité du rendu, c'est-à-dire l'estimation de 3 000 Cormorans tués, amènent à considérer les résultats ci-dessus avec la plus extrême prudence. Une discussion plus approfondie est nécessaire; et nous la développons dans les paragraphes suivants.

4.3. Existence éventuelle de régulations densité-dépendantes

La première piste de discussion est que l'hypothèse de la croissance exponentielle est forte, et cessera d'être valide tôt ou tard. L'apparition d'une régulation, au sens biologique du terme, par dépression "densité-dépendante" de la fécondité et/ou de la survie est inéluctable.

Divers indices semblent indiquer que l'on est peut-être entré dans une telle phase d'infléchissement. Ils concernent précisément les populations hollandaises et danoises : "*En fait, il apparaît que dans la partie occidentale de la population continentale de Cormoran (aux Pays-Bas) où l'augmentation spectaculaire a démarré, les effectifs sont actuellement en cours de stabilisation; et les données les plus récentes sur la situation danoise suggèrent la même tendance*" (Van Eerden, Koffijberg et al. 1995) (p.3, nous traduisons). (Bregnballe and Gregersen 1995) donnent quelques indications plus précises sur la situation au Danemark: La situation la mieux documentée concerne la colonie de Vorskø, dans laquelle la fécondité a décru de 1,3-2,3 jeunes élevés par couple dans les années 80 à 1,0 en 1994. Cette baisse semble liée à une augmentation de la distance de collecte de nourriture, bien discutée par (Platteeuw and Van Eerden 1995). (Bregnballe and Gregersen 1995) soupçonnent également une augmentation du nombre (et de la proportion ?) de non-nicheurs. (Van Eerden and Zijlstra 1995) (p.29) indiquent des baisses récentes de fécondité du même ordre de grandeur dans la région d'IJsselmeer en Hollande. Ils les attribuent notamment à des conditions de milieu particulières au cours des dernières années, mais (Van Eerden and Gregersen 1995) estiment "(qu')est plus probablement responsable un système densité-dépendant et régulé par la nourriture qui cause une réduction de la production en jeunes quand les effectifs augmentent" (nous traduisons). De telles tendances, et des modifications comportementales (comme celles de la distance de collecte de la nourriture ci-dessus) permettant d'attribuer de telles variations à l'augmentation des effectifs, seront des points cruciaux à confirmer dans l'avenir.

Un infléchissement semble s'être également fait jour très récemment pour les effectifs hivernants en Suisse (Pedroli and Zaugg 1995) (p.29), point étayé partiellement par les calculs de (Suter 1995). Les recensements partiels en France depuis 1991-1992 pourraient laisser envisager la même hypothèse. **Un resserrement dans le temps et une meilleure coordination des recensements hivernaux en France seront indispensables** pour suivre plus finement un éventuel infléchissement de la croissance.

Sur la base de ces informations préliminaires, nous sommes donc passés, de façon largement hypothétique, du modèle précédent "densité-indépendant", à un **modèle "densité-dépendant"**, en incorporant une dépression de la fécondité de plus en plus marquée au fur et à mesure que l'effectif augmente. Pour cela nous avons multiplié tous les coefficients de fécondité par une fonction décroissant exponentiellement avec l'effectif. A faible densité le taux de croissance est celui du scénario de base précédent (18,7 % par an) et atteint 0 % pour un niveau d'équilibre qui est donc un nouveau paramètre à introduire dans le modèle. Nous avons utilisé arbitrairement un niveau d'environ 50 000 couples pour explorer le comportement numérique d'un tel modèle.

Nous avons ensuite simulé les mêmes types d'action que ceux étudiés à l'aide du modèle densité indépendant, c'est-à-dire une action en pourcentage sur la fécondité ou la survie. La figure 3 donne le niveau d'équilibre résultant des deux types d'action, en fonction de leur intensité. **La plus grande sensibilité aux actions sur la survie des individus volant est largement confirmée.** En effet on voit que une dépression permanente de 15 % de la survie suffit à diviser l'effectif à l'équilibre par 2,5. Il faudrait au contraire faire diminuer la fécondité de près de 70 % pour un tel résultat. Un tel modèle "densité-dépendant" semble très restrictif, et en tout cas optimiste sur la capacité naturelle de régulation du Cormoran, en remplaçant la croissance exponentielle par une croissance sigmoïdale, convergeant vers une

asymptote. Mais à l'inverse, toute baisse des effectifs engendre automatiquement une réaccélération de la fécondité, et fait donc la part de cette éventuelle compensation. (Bregnballe and Gregersen 1995) (bas de p.10) doutent ainsi à juste titre qu'en présence d'une régulation densité-dépendante de la fécondité, les plans d'effarouchement sur les colonies récemment développés au Danemark (Bregnballe and Asbirk 1995) puissent avoir un effet direct important sur le niveau d'équilibre de la population.

Le temps de réponse donné par le modèle est également important à considérer. La figure 4 montre qu'un temps de réaction de l'ordre de 5 ans est envisageable. Mais l'action sur les volants (péjoration de la survie) **doit être maintenue au cours du temps**, même un fois le nouveau niveau d'équilibre de la population atteint.

4.4. Robustesse des conclusions, biologie de l'espèce et effets secondaires possibles

Malgré le côté spéculatif d'un tel modèle en l'état des connaissances, la **confirmation de l'efficacité de l'action sur les volants** est intéressante. Les résultats ci-dessus sont dans leur principe (plus grande efficacité des actions sur les volants) peu sensibles aux valeurs exactes des paramètres démographiques. La différence marquée de sensibilité entre les différents types de paramètres dépend en effet de la durée de génération, forcément assez stable chez une espèce comme le Grand Cormoran. Cela explique que le même résultat ait été obtenu à partir des modèles densité-indépendant et densité-dépendant, mais aussi par les chercheurs canadiens à propos de *Phalacrocorax auritus* (Bédard et al., 1995).

Mais un second point est frappant à l'examen de la figure 2 : ce sont les **risques induits par la très grande sensibilité du niveau d'équilibre à une action sur les volants**, puisque 20 % de diminution de la survie mène la population du modèle à l'extinction. Si l'allure générale d'une telle courbe est fiable, sa position réelle est bien incertaine du fait de la maigreur de nos connaissances sur la dynamique des populations de Grand Cormoran. Même dans le cas où une régulation densité-dépendante serait avérée dans les années qui viennent, la progressivité plus ou moins grande de cette régulation peut changer assez fortement les résultats. Notre modèle se place dans l'hypothèse d'une régulation progressive et amplifie donc un peu l'effet des baisses de survie, puisque le taux de croissance y est au plus égal à celui du modèle densité-indépendant. Dans le cas d'une régulation brutale à partir d'un certain effectif, on se retrouverait pratiquement dans le cas du modèle densité-indépendant dès que l'on est en dessous de l'équilibre. Les facteurs d'échelle évoqués à plusieurs reprises plus haut (le rapport nombre de Cormorans fréquentant la France/ nombre recensé; le rapport nombre de Cormorans tués/nombre de Cormorans déclarés tués) viennent ajouter aux incertitudes concernant la démographie de l'espèce. D'autres mécanismes plus fins et plus biologiques peuvent encore venir moduler les résultats comme les effets de seuil dans la formation ou l'abandon de colonies, les échanges entre populations, une plus grande sensibilité éventuelle des jeunes classes d'âge aux destructions d'oiseaux volants. Les problèmes de reformation des couples, disjoints en nombre plus grand par toute augmentation de mortalité, et qui pourraient entraîner au second ordre une baisse de la fécondité, ne peuvent jouer que de façon mineure, les couples tendant de toute façon à se reformer chaque année, chez les Cormorans en général (Del Hoyo, Elliott et al. 1992), chez *Phalacrocorax carbo* en particulier (Cramp 1977). Il n'en va pas de même en cas d'actions sur les adultes en période de nidification, la destruction d'un des adultes suffisant en général pour entraîner la perte de la nichée car les deux parents

participent à l'élevage des jeunes (Cramp 1977). (Bédard, Nadeau et al. 1995) (1995) ont tiré parti de ce phénomène chez *Phalacrocorax auritus* pour recommander une action mixte sur les adultes et les nids lors de la reproduction.

Alors même qu'une amplification nette des destructions actuelles semble nécessaire pour avoir un effet sensible sur les effectifs, **les risques d'une action disproportionnée ne sauraient donc être trop soulignés**. Comme le soulignent (Van Eerden, Koffijberg et al. 1995) (nous traduisons) : "*la situation peut rapidement passer d'une augmentation régulière apparemment préprogrammée des effectifs nicheurs en une chute dramatique*". (Bédard, Nadeau et al. 1995) (p.78 *sqq.*) indiquent ainsi un rapide déclin de *Phalacrocorax auritus*, suite à des interventions sur volants et nids en période de nidification, au-delà de ce qui était attendu, et malgré une approche conservatrice. De la même façon, (Aebischer 1986) décrit une alternance de phases très marquées de croissance et de déclin chez le Comoran huppé *Phalacrocorax aristotelis*, mais liées chez cette espèce à des baisses massives de la reproduction certaines années.

Dans toute action de limitation, on est donc condamné à une gestion adaptative (au sens de (Holling 1978) et de (Walters 1986)), réévaluant de façon régulière le plan de gestion en fonction des résultats. Un recalage constant des actions, sur la base de recensements resserrés dans le temps et de comptes-rendus plus détaillés des actions de limitation doit donc être recommandé comme la seule voie possible, même dans l'état actuel du plan de limitation. Les débats actuels au C.N.P.N. (par exemple la réunion de la commission faune du 27 Juin 1996) vont bien dans ce sens-là.

4.5. Conclusion

Les éléments incomplets disponibles sur la dynamique des populations de Grands Cormorans permettent donc une indéniable hiérarchisation des paramètres : **les actions de destructions d'oiseaux volants sont en principe plus efficaces que les actions sur la fécondité, i.e.; sur les oeufs ou les poussins, contrairement à une opinion reçue. Le nombre d'oiseaux à tuer pour se rapprocher de la stabilité est d'au moins 10 % des effectifs par an.** Les mesures actuelles donnent donc une bonne base d'évolution vers un plan de gestion. Un tel plan, s'il est jugé opportun, aurait indéniablement un effet d'entraînement auprès de nos partenaires européens. **Mais un tel plan de gestion doit être constamment réévalué**, l'intensité exacte des actions pour atteindre un effectif donné étant impossible à définir avec suffisamment de précision en l'état de nos connaissances d'un système biologique aussi complexe et aussi mal connu.

Ces résultats et ces pistes de réflexions restent à traduire en scénarios, en mettant l'accent sur la faisabilité, l'efficacité, le respect des partages d'usage : c'est l'objet du chapitre suivant.

5. EVALUATION DE SCENARIOS D'ACTION

Un impact significatif au plan économique des Grands Cormorans hivernant en France est avéré dans le cas des piscicultures d'étangs. L'impact dans les eaux libres est en l'état des connaissances impossible à estimer. Même en faisant abstraction de la dynamique des populations de poissons, et en ne raisonnant qu'en termes de biomasse prélevée sur biomasse présente, une inconnue majeure subsiste. En effet, alors que la consommation des Cormorans peut être évaluée au moins en ordre de grandeur, les biomasses de poissons en eau libre sont très mal connues. Dans certains cas, la comparaison des prélèvements par les Cormorans avec les prélèvements par les pêcheurs professionnels indique cependant des prélèvements dont les ordres de grandeur sont commensurables, cependant toujours inférieurs pour les Cormorans. Des exemples d'impact sur des espèces de poissons à valeur patrimoniale sont avérés.

En parallèle à ce constat, une évaluation de la dynamique des populations de Cormorans indique que l'action sur la fécondité n'est pas prioritaire. La sensibilité des colonies de Cormorans au dérangement et des effets de seuil peuvent cependant en amplifier l'intérêt, comme complément dans un plan de gestion européen éventuel. Cependant, même si une telle demande devenait plus recevable de nos partenaires dans un tel cadre, il faut rappeler qu'elle butte sur des représentations de la nature caractéristiques des pays nordiques. L'évolution du plan danois sera à cet égard intéressante à suivre ((Pedroli and Zaugg 1995), (Bregnballe and Asbirk 1995)).

Si une limitation des effectifs apparaît souhaitable, l'analyse de la dynamique des populations fait clairement apparaître que la destruction d'adultes est le mode d'action le plus efficace, mais avec de nombreuses inconnues sur l'ampleur qu'elle doit prendre. Un ordre de grandeur d'au moins 10 % des Cormorans hivernants est à envisager. Cette proportion est difficile à transcrire en nombres d'individus, dans la mesure où le nombre absolu de Cormorans hivernant en France est très difficile à évaluer. Dans l'hypothèse, très probable, où ce nombre dépasse les 100 000 individus, un impact sur la dynamique devrait être sensible dès lors que 10 000 individus sont éliminés. Diverses causes d'atténuation ou d'accentuation de cet effet peuvent jouer, et il ne s'agit donc que d'un ordre de grandeur. En tenant compte du caractère incomplet des déclarations du nombre de Cormorans actuellement tués (3 000 dans l'hiver 95-96), qui nous semble avéré par plusieurs témoignages oraux, un premier objectif admissible pourrait être un doublement du plan actuel. Comment un tel objectif se décline-t-il au plan pratique ? Nous arrivons aux limites de l'expertise scientifique, mais la consultation à laquelle nous avons procédé nous amène à proposer des pistes de réflexion et de discussion. Nous ne pouvons à cet égard que faire nôtre les mots de (Bédard, Nadeau et al. 1995) lors d'un travail similaire sur le Cormoran à aigrettes *Phalacrocorax auritus* au Canada (nous traduisons) : "*Nous sommes pleinement conscients de ce que notre travail prête à controverse, et nous ne l'avons pas entrepris à la légère*".

5.1. Le dispositif actuel

Le dispositif actuel, qui a donc conduit à la déclaration de destruction de 3 000 oiseaux volants pendant la saison 1995-1996, est tout à fait remarquable. Construit comme réponse empirique à des problèmes locaux, il a évolué rapidement. Il fournit *de facto* une étude de faisabilité d'un plan à plus vaste échelle. Il est clair qu'une mise en oeuvre d'un tel plan serait beaucoup plus difficilement recommandable sans les informations apportées par le dispositif

actuel. On ne peut même pas tout à fait exclure que l'effet de ces destructions se fasse sentir de façon limitée sur les effectifs hivernants dès 1996-1997, encore qu'il puisse être confondu partiellement avec l'effet de régulations naturelles. Sur la base des 66 000 Cormorans recensés au pic de Janvier 1992, on pourra parler d'infléchissement dès lors que le pic de la saison 96-97 sera manifestement en dessous de $66\ 000 * 1,15^5 = 115\ 450$ individus.

5.2. Rendu et du contrôle et Recensements

L'objectif d'une amplification éventuelle des actions est, en réponse à une augmentation des effectifs, d'augmenter la mortalité des Cormorans. Il s'agit donc d'ajouter à une régulation naturelle des populations, qui semble se dessiner, une régulation contrôlée par l'homme. C'est bien sûr impossible sans des outils de mesure adéquats, dans une perspective de "surveillance intégrée" ("*integrated monitoring*"), en particulier à cause de la fragilité cachée du système, propre à la dynamique des espèces longévives.

Les deux principales inconnues dans la dynamique des populations de Cormorans sont le rapport *Cormorans tués réellement / Cormorans déclarés tués* et le rapport *Cormorans hivernants/ Cormorans comptés*, dont on sait seulement qu'ils sont tous deux supérieurs à un.

Le premier de ces facteurs d'échelles correspond à la question suivante: les 3 000 Cormorans déclarés en 1995-1996 correspondent-t-ils à 3 500, 4 000, 5 000, ou plus, individus ? Pour résoudre l'incertitude, une amélioration du "rendu", actuellement très hétérogène, est absolument nécessaire. (Nisbet 1995) (p. 248) souligne l'importance cruciale de ce point, à cause du risque d'action non comptabilisées. Deux pistes viennent à l'esprit :

- une simplification des procédures, pour plus de sincérité, avec généralisation d'un contrôle strict *a posteriori*. Une complexification des procédures dans l'espoir de les rendre plus précises risquerait d'après nos consultations d'augmenter au contraire le degré de sous-déclaration.

- une formation spécifique des personnels des DDA. On pourrait s'appuyer par exemple sur le dispositif de formation permanente du Ministère de l'Agriculture. On notera que l'ONC et le CSP disposent de structures d'accueil adéquates pour des opérations de formation permanente sur le problème du Cormoran.

Le resserrement des recensements et une meilleure coordination sont absolument nécessaires. Des comptages mensuels existent dans beaucoup de régions, un comptage chaque année en Janvier à l'échelle du pays est à recommander. Sans améliorer notre connaissance du facteur d'échelle *Cormorans hivernants/ Cormorans comptés*, ces comptages permettront de surveiller finement l'évolution des effectifs, de recalculer le modèle de dynamique de populations, et de fournir en fait la mesure la plus pertinente de l'état des populations de grand Cormoran. Cette importance, et la diversité des acteurs (associations, ONC) participant aux recensements, en font un sujet sensible, et un travail de coordination, avec des moyens appropriés, est nécessaire. Il est très souhaitable que l'effort en ce sens soit en place dès le recensement de 1996-1997 : c'est le premier à l'échelle nationale depuis 1991-92 et il revêt donc une importance toute particulière.

5.3. Elimination d'un plus grand nombre de Cormorans

Nous écartons fermement la perspective d'un déclassement du Cormoran pour le mettre dans la liste des espèces chassables. Les raisons sont diverses : juridiques (conformité

aux directives européennes et à l'évolution du droit en la matière), d'opportunité (introduction d'un brusque déséquilibre dans le débat en cours, plus consensuel qu'il ne paraît), de risque en termes de dynamique des populations chez une espèce aussi longévive. Les possibilités de contrôle de l'ampleur des interventions et la réversibilité nécessaire pour la gestion d'une espèce de ce type sont naturelles dans le cadre de son statut actuel, basé sur l'arrêté du 2 Novembre 1992, beaucoup plus, bien sûr, que par des allers-retours éventuels très difficiles par changement de statut juridique.

L'amplification du plan actuel devrait passer par un élargissement des quotas, par exemple jusqu'à 15 %, et par la mise hors quota de plus de régions, avec un rendu plus strict. La délivrance d'autorisations ou le niveau des quotas peut être d'ailleurs conditionnée à une qualité de rendu prédéfinie. Le maintien de quotas est ainsi recommandé comme un des seuls outils de pilotage du niveau d'intervention, et pour afficher clairement un objectif de contrôle intégré.

La généralisation de tirs sur les dortoirs semble inefficace. Malgré la réputation d'oiseau difficile à tirer qu'a le Cormoran, il nous semble que le tir sur les dortoirs n'est pas à encourager, sauf dans le cas de situations locales particulières. Pour cette raison, mais aussi parce que l'impact local économique doit continuer à être géré, il nous semble que les piscicultures doivent rester le principal lieu d'action.

L'extension du dispositif mis en place pour les piscicultures à des sites de réempoissonnement d'espèces à valeur patrimoniale nous semble judicieux, pourvu que la définition de tels sites, sous forme de tronçon de rivière par exemple, soit claire et précise.

Une extension plus large aux eaux libres ne semble pas justifiée en l'état actuel des connaissances scientifiques. Tout comme les tirs sur dortoir, elle nous semble s'écarter de principes simples sur lesquels un plan de gestion doit s'appuyer pour être lisible. C'est dans le cadre d'une gestion adaptative, pas à pas, qu'une zonation plus large de l'action pourra être discutée si nécessaire.

5.4. Par qui ?

Le principe actuel d'autorisations aux pisciculteurs et à leurs ayant-droits semble judicieux, d'autant qu'il a été appliqué avec libéralité. Pour respecter encore une fois des principes simples, l'idéal serait certainement de pouvoir faire appel à des porteurs de fusils bénévoles, mais distingués par une qualification et un label. C'est l'idée de "brigades vertes", ou aussi des Lieutenants de Louvéterie. Aucun corps suffisamment qualifié ne nous semble cependant disponible à l'heure actuelle pour cette tâche.

L'utilisation de la garderie de l'ONC, pour encadrer ce type d'action, et y donner un appui ponctuel et exceptionnel semble possible et souhaitable, en termes d'efficacité comme en termes de conformité à la mission de la garderie. Nous proposons une extension aux gardes du CSP détenteurs du permis de chasse (voir en annexe 3 la carte). Dans un cas comme dans l'autre se pose cependant le problème de la mise à disposition d'armes et de munitions.

5.5. Mesures d'accompagnement

Une limitation des effectifs de Grands Cormorans est destinée à rendre les effets supportables, dans le cadre des partages d'usage rappelés en introduction. Il faudra donc

"apprendre à vivre" avec des Cormorans. Un plan de gestion ne saurait donc se restreindre à une limitation des effectifs. Des mesures d'accompagnement sont souhaitables.

L'absence d'analyse économique du problème du Cormoran est manifeste et regrettable. Au-delà des évaluations d'impact et de dynamique des populations auxquelles nous avons procédé, une telle analyse pourrait fournir des éléments quantitatifs pertinents sur le coût de telle ou telle approche. L'indemnisation des pisciculteurs, irréaliste à divers titres dans le contexte politique et économique actuel, mériterait d'être ainsi évaluée. La possibilité de subventions mériterait aussi d'être examinée.

La poursuite des mesures d'effarouchement est souhaitable. Leur pertinence sur terrain est à juger au cas par cas. Ce type de mesure ne peut qu'amplifier des destructions d'individus en perturbant le budget -temps des oiseaux. Malgré le faible temps de collecte de nourriture observé chez le Cormoran (mais qui n'inclut pas les temps de vol depuis les dortoirs, les temps de séchage du plumage, etc...), le temps nécessaire à la collecte d'énergie chez les oiseaux d'eau hivernants est souvent critique, et devrait donc l'être aussi chez cette espèce. Localement, le statut protégé de certaines zones, ou les risques de dispersion des oiseaux peuvent cependant rendre ce type d'action totalement inopportun.

Enfin, l'impact pouvant en être contrôlé, et leur valeur patrimoniale étant élevée, il semble souhaitable de ne pas procéder à une éradication des petites populations nicheuses susceptibles d'apparaître dans les années qui viennent en France. Il s'agirait-là d'une véritable remise à niveau des communautés d'oiseaux d'eau, partiellement appauvries par l'action de l'homme. Un contrôle est nécessaire du fait du rôle de l'immigration comme de la croissance propre, mais la sensibilité des petites colonies de Cormorans et l'échelle restreinte des actions sur la fécondité à gérer ainsi, en rend le contrôle possible, à des niveaux qui seraient à discuter cas par cas.

5.6. Gestion adaptative et évaluation des résultats attendus

Les résultats attendus d'un plan de gestion tel qu'il ressort de notre analyse, sont une stabilisation à terme des effectifs de Cormoran. Le niveau acceptable des effectifs paraît impossible à définir *a priori*: c'est plutôt l'entretien du débat au sein des instances concernées qui devrait progressivement façonner le résultat. La difficulté à amplifier le dispositif actuel nous a été soulignée par divers interlocuteurs : nous avons de la peine à l'admettre, d'autant que la libéralité avec laquelle les autorisations ont été délivrées et la notion d'ayant-droit utilisée peut masquer de fortes sous-déclarations. Plus encore peut-être que les inconnues sur les effectifs hivernants et tués, les échanges entre populations et une action trop déséquilibrée sur les classes d'âge les plus jeunes peuvent cependant atténuer fortement l'effet des destructions de Cormorans hivernant en France, et rendre une limitation par ce seul plan hors de portée pratique. La fragilité intrinsèque de la dynamique des espèces longévives impose malgré ces doutes un strict encadrement de l'action et donc une montée en puissance contrôlée.

Il nous semble en tout état de cause, qu'une avancée pas à pas, conformément aux principes de gestion adaptative (Walters 1986), devrait pour une bonne qualité des débats s'appuyer sur une réévaluation constante des points qui sont apparus les plus cruciaux dans notre évaluation, mais sur certains desquels nos connaissances ne progresseront que lentement au fil de recherches et d'enquêtes: En voici une liste non limitative :

- Nombre de Cormorans présents à une date donnée (recensements)
- Nombre de Cormorans hivernants (évaluation du *turnover* à partir d'individus marqués)
- Nombre de Cormorans déclarés tués (Statistiques de "rendu")
- Nombres de Cormorans tués (sincérité du rendu; enquêtes spécifiques)
- paramètres démographiques (suivi bibliographique)
- évidence de régulation densité-dépendante (suivi bibliographique)
- effet d'autres actions de limitation des Comorans, notamment sur les lieux de nidification
- mise à jour des prévisions des modèles démographiques (sur les bases des trois points précédents)
 - comparaison de l'effet observé et de l'effet attendu
 - effets possibles de dilution (renseignements sur les déplacements et la fidélité aux lieux d'hivernage)
 - effets possibles de déséquilibres des destructions dans les différentes classes d'âge (enquêtes spécifiques)
 - pertinence des mesures d'accompagnement
 - impact sur les populations de poissons en Pisciculture (informations directes, bilans économiques)
 - impact sur les populations de Poissons en eau libre

En conclusion, l'analyse démographique montre que la destruction d'hivernants est le choix susceptible d'avoir le plus fort impact sur les effectifs. Un plan de gestion construit sur ce principe, même s'il se révélait insuffisant à l'échelle nationale, devrait avoir un meilleur effet d'entraînement auprès des autres pays européens que les demandes réitérées d'action sur les colonies qui ont été faites, d'autant plus que les propositions préliminaires actuelles au niveau européen (Veldkamp 1996), pêchent, comme l'a bien noté (Staub 1996), par l'absence d'analyse de la dynamique des populations de Cormorans.

Annexe 1 : termes des lettres de mission

...

Les populations de grand cormoran ont connu un développement très important en France et en Europe durant les dernières années.

Dans notre pays on constate à la fois une progression rapide des effectifs hivernants et un début de nidification de l'espèce.

Ce dynamisme démographique entraîne une prédation croissante sur les milieux aquatiques et notamment sur certaines espèces piscicoles.

Au plan juridique, le grand comoran bénéficie des protections de la directive n° 79-409 du 2 avril 1979 modifiée dite "directive oiseaux". Il ne figure pas sur la liste des espèces chassables de l'annexe II. L'article 9 de la directive prévoit toutefois un régime dérogatoire, notamment dans l'intérêt de la santé et de la sécurité publique et aérienne, pour la protection de la flore et de la faune sauvage, pour prévenir des dommages importants aux cultures, au bétail, aux forêts, aux pêcheries et aux eaux...

En droit français, le grand cormoran figure sur la liste des oiseaux protégés par arrêté du 17 avril 1981. Cet arrêté a été modifié par arrêté du 2 novembre 1992. Celui-ci, conformément à l'article 9 de la "directive oiseaux", prévoit la possibilité de destruction de cormorans pour atteinte aux piscicultures extensives. Deux autorisations ont été délivrées en 1992/1993, 14000 en 1993/1994. Une instruction ministérielle du 6 Juin 1994 a fixé les modalités de délivrance des autorisations désormais déconcentrées (15 départements concernés en 1994-1995).

L'évolution démographique du grand cormoran et ses conséquences me conduisent à m'interroger sur la nécessité d'une régulation accrue de cette espèce. Le mode d'intervention le plus efficace consiste, certes, à intervenir sur les lieux de nidification situés, pour l'essentiel, dans des pays étrangers mais le fait est que, pour des raisons diverses, ce type de régulation n'est pas effectué.

De concert avec Monsieur Daniel GERDEAUX, directeur de recherche à l'INRA (resp. Jean-Dominique LEBRETON, directeur de recherches au CNRS), je souhaite donc que vous puissiez procéder à une analyse de la situation et me proposer des solutions conformes tant au droit qu'au respect des équilibres écologiques et à la conciliation des activités économiques avec la protection de la nature, pour réguler, dans de meilleures conditions, les populations de grand cormoran séjournant en France.

Il m'apparaît nécessaire que vous consultiez de manière approfondie les différents acteurs concernés par ce dossier (pêcheurs, associations de protection de l'environnement, pisciculteurs, ornithologues...)

Les personnels intéressés en administration centrale et en services extérieurs comme dans les établissements publics sous tutelle sont à votre disposition pour vous apporter tout élément utile à l'accomplissement de votre mission.

Je souhaite pouvoir disposer de vos propositions pour le 15 septembre 1996.

...

Annexe 2 : Liste des personnes consultées

ALLARDI Jean, Direction de l'eau, Min. de l'Environnement
ATHANASE Pierre, Président du Centre Ornithologique Rhône-Alpes (CORA), Lyon
BARBIER, responsable du dossier Cormoran, CSP
BERREBI Patrick, CNRS, Montpellier
BIGAN Martine, bureau Faune, Min. de l'Environnement
BRARD Lionel, France-Nature Environnement
BROYER Joël, ONC, Villars-lès-Dombes
D'ORNELLAS, Direction de l'eau, Min. de l'Environnement
ESCALON Maurice, Pisciculteur, Forez
FAURE Raymond, FRAPNA, Saint-Etienne
GAGET Vincent, chargé études, CORA, Lyon
HEMERY Georges, CRBPO, MNHN
ISENMANN Paul, CNRS Montpellier
LAFFITTE Jean-Jacques, Sous-Direction Chasse-Faune-Flore, Min. de l'Environnement
LEBRETON Philippe, Professeur, Université Lyon I
MARCEL Jaqueline, ITAVI
MARION Loïc, CNRS, Rennes
METAIS Michel, LPO, Rochefort
NICOLAU-GUILLAUMET Pierre, CRBPO, MNHN, Paris
PAOLINI Gérard, Cellule technique du lac du Bourget
PAUL Sylvie, bureau Faune, Min. de l'Environnement
PECHADOUR, Union Nationale des Fédérations d'APPMA
REILLE Antoine, CNPN (président de la commission faune)
SIMON, Gilbert, Directeur de la Nature et des Paysages, Min. de l'Environnement
SOLELHAC Camille, Président de l'Union Nationale des Fédérations d'APPMA
TENDRON, Directeur du CSP, Paris
TROLLIET Bertrand, ONC, Chanteloup
TROUVILLIEZ Jacques, Directeur de la Recherche et du Développement, ONC
UNTERMAIER Jean, Institut de Droit de l'Environnement, Université Lyon III
VERZIER, J., Pisciculteur, Dombes
WERNHAM, Chris, British Trust for Ornithology, Grande-Bretagne

Références citées

- Aebischer, N. J. (1986). "Retrospective investigation of an ecological disaster in the Shag, *Phalacrocorax aristotelis*: a general method based on long-term marking." Journal of Animal Ecology **55**: 613-629.
- Asbirk, S. (1993). "Plan de gestion pour le grand cormoran au Danemark." Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse(178): 20-22.
- Bédard, J., A. Nadeau, et al. (1995). "Double-crested Cormorant culling in the St. Lawrence River Estuary." Colonial Waterbirds **18**(Sp. Iss. 1): 78-85.
- Bédard, J., A. Nadeau, et al. (1995). "Double-crested Cormorant morphometry and field sexing in the St. Lawrence River Estuary." Colonial Waterbirds **18**(Sp. Iss. 1): 86-90.
- Bradley, J. S. and R. D. Wooller (1991). "Philopatry and age of first-breeding in long-lived birds." Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici: 1657-1665.
- Bregnballe, T. and S. Asbirk (1995). "A recent change in management practice of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* population in Denmark." Cormorant Research Group Bulletin **1**: 12-15.
- Bregnballe, T. and J. Gregersen (1995). "A decline in resightings of Danish Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*." Cormorant Research Group Bulletin **1**: 16-22.
- Bregnballe, T. and J. Gregersen (1995). "Recent development of the breeding population of continental Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in Denmark." Cormorant Research Group Bulletin **1**: 8-11.
- Broyer, J. (1993). "Le grand Cormoran en Dombes." Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse(178): 36-41.
- Brugière, D. and J. Duval (1993). "L'hivernage du Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*) dans le Val d'Allier et le moyen Val de Loire." Nos Oiseaux **42**: 7-15.
- Cans, R. (1996). L'Europe veut enrayer la prolifération des Cormorans. Le Monde.
- Caswell, H. (1989). Matrix population models. Sunderland, Mass., Sinauer.
- Coulson, J. C. (1991). The population dynamics of culling Herring Gulls and Lesser Black-backed Gulls. Bird Population Studies-Relevance to conservation and management. J. D. L. C.M. Perrins, >G.J.M. Hirons. Oxford, Oxford University Press: 479-497.
- Cramp, S. (1977). The birds of the western Palearctic. Oxford, Oxford University Press.
- Debout, G. (1991). Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo*. Atlas des oiseaux de France en hiver. D. Yeatman-Berthelot and G. Jarry. Paris, Société Ornithologique de France: 66.
- Debout, G., N. Rov, et al. (1995). "Status and population development of Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* breeding on the atlantic coast of Europe." Ardea **83**(1): 47-59.
- Del Hoyo, J., A. Elliott, et al., Eds. (1992). Handbook of the birds of the world. Vol. I: Ostrich to Ducks. Barcelone, Lynx Edicions.
- Dervieux, A., J. D. Lebreton, et al. (1980). "Technique et fiabilité des dénombrements aériens de canards et de foulques hivernant en Camargue." Revue d'Ecologie **34**: 69-99.
- Duffy, D. C. (1995). "Why is the Double-crested Cormorant a problem? Insights from Cormorant ecology and human sociology." Colonial Waterbirds **18**(Sp. Iss. 1): 25-32.
- Erwin, R. M. (1995). "The ecology of cormorants: Some research needs and recommendations." Colonial Waterbirds **18**(Sp. Iss. 1): 240-246.
- Géroutet, P. (1959). Les palmipèdes. Neuchatel, Delachaux et Niestlé.
- Hatch, J. J. (1995). "Changing populations of Double-crested Cormorants." Colonial Waterbirds **18**(Sp. Iss. 1): 8-24.
- Holling, C. S., Ed. (1978). Adaptive environmental assessment and management. New-York, Wiley.
- Kirby, J. S., A. S. Gilburn, et al. (1995). "Status, distribution and habitat use by Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Britain." Ardea **83**(1): 93-102.
- Kortlandt, A. (1942). "Levensloop, samenstelling en structuur der Nederlandse aalscholverbevolking (résumé en Anglais)." Ardea **31**(3-4): 175-280.
- Lebreton, J. D. and J. Clobert (1991). "Bird population dynamics, management and conservation : the role of mathematical modelling." pp.
- Lebreton, J.-D. and J. Clobert (1995). L'analyse statistique des données de suivi individuel d'animaux marqués. La révolution technologique en Ecologie. J. M. Legay and R. Barbault. Paris, Masson.
- Lindell, L., M. Mellin, et al. (1995). "Status and population development of breeding cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* of the central European flyway." Ardea **83**(1): 81-92.
- Marion, L. (1994). "Evolution numérique et préférences écologiques des Grands Cormorans *Phalacrocorax carbo* hivernant en France." Alauda **62**(1): 13-26.
- Marion, L. (1995). "Where two subspecies meet: origin, habitat choice and niche segregation of Cormorant *Phalacrocorax c.carbo* and *P.c.sinensis* in the common wintering area (France), in relation to breeding isolation in Europe." Ardea **83**(1): 103-114.
- Mayr, E. (1974). Populations, espèces et évolution. Paris, Hermann.
- Mellin, M. and I. Mirowska-Ibron (1995). "Some remarks concerning Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in Poland." Cormorant Research Group Bulletin **1**: 41-42.
- Nettleship, D. N. and D. C. Duffy (1995). "Cormorants and human interactions: An introduction." Colonial Waterbirds **18**(Sp. Iss. 1): 3-6.

- Nisbet, I. C. T. (1995). "Biology, conservation and management of the Double-crested Cormorant: Symposium summary and overview." Colonial Waterbirds **18**(Sp. Iss. 1): 247-252.
- Pedroli, J.-C. and C. Zaugg (1995). *Cormorans et Poissons : rapport de synthèse*. Berne, OFEPP, cahier de l'environnement n° 242.
- Petretti, F. (1995). "Pescatori con le ali." Oasis **11**(1à): 75-83.
- Platteeuw, M. and M. R. Van Eerden (1995). "Time and energy constraints on fishing behaviour in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake IJsselmeer, The Netherlands." Ardea **83**(1): 223-234.
- Staub, E. (1996). Comments on Draft report of R. Veldkamp "Cormorants *Phalacrocorax carbo*: a first step towards a European Management plan". Berne, Suisse, BUWAL, Fisheries section.
- Suter, W. (1995). "Are Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Switzerland approaching carrying capacity . an analysis of increase patterns and habitat choice." ardea **83**(1): 255-266.
- Tamisier, A. and P. Grillas (1994). "A review of habitat changes in the Camargue: an assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community." Biological Conservation **70**: 39-47.
- Trolliet, B. (1993). "Avant-propos." Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse(178): 2-3.
- Trolliet, B. (1993). "La situation en Europe." Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse(178): 16-18.
- Trolliet, B. (1993). "Le statut juridique du grand cormoran." Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse(178).
- Van Eerden, M., R. and J. Gregersen (1995). "Long-term changes in the Northwest european population of Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*." Ardea **83**(1): 61-79.
- Van Eerden, M. R., K. Koffijberg, et al. (1995). "Riding on the crest of the wave : possibilities and limitations for a thriving population of migratory cormorants *Phalacrocorax carbo* in man-dominated wetlands." Ardea **83**: 1-9.
- Van Eerden, M. R. and M. Munsterman (1995). "Sex and age dependent distribution of wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in western Europe." Ardea **83**(1): 285-297.
- Van Eerden, M. R. and M. Zijlstra (1995). "Recent crash of the IJsselmeer population of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in the Netherlands." Cormorant Research Group Bulletin **1**: 27-32.
- Veldkamp, R. (1996). *Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Europe; a first step towards a european management plan*. Steenwijk, Pays-Bas, Bureau Veldkamp.
- Walters, C. (1986). Adaptive management of renewable resources. New-York, MacMillan.
- Yésou, P. (1993). "Le grand cormoran, une systématique controversée." Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse(178): 8-11.
- Yésou, P. (1995). "Individual migration strategies in Cormorants *Phalacrocorax carbo* passing through or wintering in western France." Ardea **83**(1): 267-274.