

Cormoran à aigrettes aux îles Razade

**Revue de la littérature sur la gestion des populations
de Cormorans et de leurs impacts potentiels**

par

Martin Patenaude-Monette, biologiste M.Sc.,

pour la Société Provancher



**Société
Provancher**

Septembre 2017

Ce projet a été financé par le Programme de subvention ZICO (Zones importantes pour la conservation des oiseaux) de Nature Canada. L'auteur est aussi redevable au Dr Jean-François Giroux de l'Université du Québec à Montréal et de Duvetnor, M. Jean-François Rail du Service canadien de la faune, M. Michel Lepage et Dr Réhaume Courtois de la Société Provancher pour leurs judicieux conseils. Duvetnor a aussi aimablement fourni leurs données sur l'évolution des populations d'eiders et de cormorans aux îles Razade.

Résumé

La présente revue de littérature vise à décrire et expliquer l'évolution historique des populations de cormorans (*Phalacrocoracidae*) dans différentes régions du monde, d'en présenter les impacts négatifs potentiels et avérés, essentiellement sur les autres populations d'oiseaux nicheurs et sur les habitats naturels, puis décrire et évaluer les méthodes de contrôle de populations de cormorans. Elle s'attarde particulièrement à la situation aux îles Razade, dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada), où l'eider à duvet (*Somateria mollissima dresseri*) est la principale espèce nichant en présence de cormorans.

La métapopulation d'eiders à duvet de la sous-espèce *dresseri*, nichant sur les côtes Est du Canada et des États-Unis, est estimée à environ 300 000 individus. Plusieurs populations sont en déclin en Nouvelle-Écosse et au Maine, tandis que d'autres populations sont en croissance au Labrador et au Québec. Le nombre de prises par les chasseurs est soupçonné d'être plus élevé que le nombre scientifiquement admis pour une chasse durable. En plus, les modifications de l'habitat de nidification, la prédation et les maladies sont d'autres causes possibles du déclin des populations nicheuses.

Sur les îles Razade, les données d'inventaires de nids d'eiders montrent un pic de croissance dans les années 1980 pour la Razade d'en Haut (près de 400 nids) et au début des années 1990 pour la Razade d'en Bas (plus de 800 nids). À partir des années 1990, les deux populations déclinent, jusqu'à 34 nids sur la Razade d'en Haut et 253 nids sur la Razade d'en Bas. On note toutefois une hausse récente sur la Razade d'en Bas.

L'abondance du cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) a varié en fonction des interventions anthropiques. Au XIX^e siècle et au début du XX^e, il était la cible de campagnes de destruction de nids et d'œufs, et d'abattage pour atténuer son impact sur les pêcheries. Après que les populations aient augmenté à nouveau, l'utilisation répandue du DDT à partir des années 1940 a provoqué un nouveau déclin. Dans les années 1970, après le bannissement du DDT, les populations ont crû à nouveau. La protection légale de l'espèce par les États-Unis et le Mexique, ainsi que l'expansion de la pisciculture et les changements dans les stocks de poisson, ont aussi contribué à la croissance récente des populations. À partir de la fin des années 1970 et dans les années 1980, de nouvelles campagnes de destruction des nids, des œufs et d'abattage des adultes ont stabilisé jusqu'à un certain point les populations dans la région des Grands-Lacs et sur la côte Est des États-Unis et du Canada.

Aux îles Razades, les données d'inventaire de nids montrent une forte hausse des populations de cormorans dans les années 1980 (maximum de 794 nids sur la Razade d'en Haut et de 345 nids sur la Razade d'en Bas). Suit une décroissance, associée au programme de stérilisation des œufs à la fin des années 1980 et au début des années 1990. On note une certaine augmentation du nombre de nids dans les années 2000 sur la Razade d'en Bas, tandis que la tendance est moins claire sur la Razade d'en Haut, bien qu'une récente hausse du nombre de nids ait été observée de 2012 à 2016. Le nombre de nids de cormorans semble négativement corrélé au nombre de nids d'eiders, particulièrement sur la Razade d'en Bas.

La distribution actuelle du cormoran à aigrettes en Amérique du Nord est d'ailleurs jugée similaire à sa distribution d'avant les années 1900. L'établissement de nouvelles colonies lors des dernières décennies est en partie dû à une recolonisation de l'aire historique de nidification du cormoran. En plus, il y a peu d'évidences que les cormorans dépassent la capacité de soutien des écosystèmes. Il semble que ce soit davantage l'acceptabilité sociale de la faune (*wildlife acceptance capacity*) qui soit dépassée, davantage que la capacité de soutien biologique. Cette acceptabilité est surtout influencée par les risques perçus par le public (p. ex. : l'impact négatif des cormorans sur les stocks de poissons et sur les espèces aviaires menacées, la propagation de pathogènes, etc.)

Les cormorans ont toutefois des impacts négatifs sur la végétation. En récoltant les branches et le feuillage des arbres, comme matériel de nidification, les cormorans provoquent le dépérissement du couvert forestier. En outre, les déjections, les régurgitations et le matériel des nids de cormorans élèvent fortement les concentrations de phosphore et d'azote des sols. Ces fortes teneurs en nutriments détruisent le couvert végétal ce qui impacte indirectement d'autres espèces d'oiseaux. Par exemple, les eiders à duvet ayant un haut taux de fidélité à leur site de nidification et une forte philopatrie, ont tendance à continuer de nicher sur un site, même si ce dernier s'est dégradé au fil des ans. Ainsi, les eiders ne bénéficiant plus de la protection du couvert végétal pour cacher leurs nids des prédateurs, le taux de survie des femelles et le succès de reproduction de la colonie baisseraient.

Diverses méthodes ont été testées pour réduire les populations de cormorans. Les principales méthodes intrusives sont la destruction des nids, la stérilisation des œufs en les aspergeant d'huile et l'abattage des oiseaux. La destruction des nids nécessite des visites répétées pour éviter le risque de seconde nidification. Après plusieurs années de traitement, la stérilisation des œufs peut diminuer la croissance des populations locales. Cependant, son effet sur les populations régionales peut être lent puisqu'elle affecte le recrutement sans nuire à la survie des adultes. En plus, la stérilisation des œufs peut provoquer la dispersion des cormorans nicheurs vers d'autres sites de nidification. Il est donc indiqué de traiter partiellement les colonies, afin de diminuer les risques de dispersion, en maintenant les cormorans dans des zones où ils sont moins nuisibles. L'abattage est une technique de gestion éthiquement controversée, qui affecte directement la survie des adultes. Souvent combinée avec la stérilisation des œufs, elle a pu stopper la croissance des populations de cormorans après quelques années. Outre les questions éthiques, des craintes sont soulevées par rapport aux programmes d'abattage, soit le risque d'abattages trop intensifs entraînant les populations ciblées vers l'extinction, la dispersion des oiseaux vers d'autres sites de nidifications et, le risque d'une forte croissance des populations ciblées, après la fin des programmes d'abattage, à cause de phénomènes de densité-dépendance.

Des techniques non destructrices ont aussi été expérimentées telles l'effarouchement, le déplacement des nids, l'exclusion physique et l'incitation à la nidification. L'effarouchement est une technique qui a surtout été utilisée dans les dortoirs de cormorans, souvent sur des sites hivernaux, où ils sont en conflits avec l'aquaculture ou les pêcheries. Il n'est pas recommandé d'utiliser cette technique à proximité d'aires de

nidification d'autres oiseaux nicheurs. Le déplacement de nids est parfois utilisé pour soustraire les nids d'espèces vulnérables au dérangement ou à la prédation. L'efficacité de cette technique n'a toutefois pas été évaluée dans la littérature scientifique. Finalement, il est possible d'attirer les cormorans sur des sites de nidification ou des zones des colonies où les conflits seraient moindres; par exemple on peut utiliser des vocalisations de cormorans et du matériel de nidification (morceaux de bois flotté, pneus remplis de sable et coiffés d'un nid de cormoran des années précédentes, plateformes de bois). La technique s'est avérée efficace sur des sites où il y avait déjà un historique de nidification de cormorans.

En parcourant la littérature scientifique, il est difficile de conclure à la surabondance du cormoran à l'échelle de sa métapopulation. Par contre, il est toutefois clair que des conflits surviennent, entre les cormorans, les humains et d'autres espèces d'oiseaux nicheurs. Si l'impact des cormorans sur les pêcheries et l'aquaculture demeure sujet à débat, il appert que les cormorans représentent ponctuellement, dans le temps et dans l'espace, une menace pour certains habitats abritant des espèces végétales et animales vulnérables. Dans ces situations, il appartient aux gestionnaires de la faune et des milieux naturels d'adopter des priorités d'actions, en tenant compte des relations entre les différentes composantes de l'écosystème afin d'en assurer la pérennité.

Table des matières

RÉSUMÉ	I
MISE EN CONTEXTE	1
MÉTAPOPULATION.....	1
<i>Eider à duvet</i>	1
<i>Grand cormoran</i>	2
<i>Cormoran à aigrettes</i>	2
ÎLES RAZADE	3
<i>Eider à duvet</i>	3
<i>Cormoran à aigrettes</i>	3
IMPACTS NÉGATIFS DES CORMORANS	5
<i>Pêcheries</i>	6
<i>Végétation</i>	7
<i>Autres espèces nicheuses</i>	8
MÉTHODES DE CONTRÔLE	10
MÉTHODES DESTRUCTIVES	10
<i>Destruction des nids</i>	10
<i>Stérilisation des œufs</i>	10
<i>Abattage</i>	11
MÉTHODES NON-DESTRUCTIVES.....	12
<i>Effarouchement</i>	12
<i>Déplacement de nids</i>	12
<i>Exclusion physique</i>	13
<i>Incitation à la nidification</i>	14
CONCLUSION	15
RÉFÉRENCES	16

Mise en contexte

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada est propriétaire des îles Razade, au Bas-Saint-Laurent, depuis 1927. Cette même année, les îles Razade ont acquis le statut de *Refuge d'oiseaux migrants*. Elles ont depuis été désignées *Zone importante pour la conservation des oiseaux* (ZICO). La présence de l'eider à duvet (*Somateria mollissima dresseri*) sur l'île Razade d'en Haut et la Razade d'en Bas est documentée depuis 1917, date de la première mention archivée (ECCC 2016). Le nombre de nids d'eiders a atteint un sommet dans les années 1980 avant de connaître une décroissance de la fin des années 1980 jusqu'à nos jours. Estimée à environ 300 000 individus le long de la côte Est du Canada et des États-Unis (Lepage et Bordage 2013), la population de l'eider à duvet est en déclin dans plusieurs colonies de la Nouvelle-Écosse et du Maine (Milton et al. 2016, Patenaude-Monette et al. 2017). Les modifications apportées par les cormorans (*Phalacrocorax* spp.) à la végétation, et donc à son habitat de nidification qu'il partage souvent avec d'autres espèces, pourrait expliquer en partie le déclin des eiders en Nouvelle-Écosse (Milton et al. 2016). Le cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) est aussi soupçonné de modifier l'habitat de nidification de l'eider à duvet sur les îles Razade. La présente revue de littérature s'inscrit dans ce contexte de déclin de l'eider à duvet et de l'expansion de la population du cormoran, tant à l'échelle locale qu'à l'échelle de sa métapopulation.

Les objectifs de cette revue de littérature sont les suivants: (i) décrire et expliquer l'évolution historique des populations d'eiders à duvet et de cormorans dans différentes régions du monde; (ii) décrire les impacts négatifs potentiels et avérés des cormorans, essentiellement sur les autres populations d'oiseaux nicheurs et sur les habitats naturels; (iii) décrire et évaluer les méthodes de contrôle de populations de cormorans.

Évolution historique des populations

Métapopulation

Eider à duvet

La métapopulation d'eiders à duvet de la sous-espèce *dresseri*, nichant sur les côtes Est du Canada et des États-Unis, est estimée à environ 300 000 individus (Lepage et

Bordage 2013). Plusieurs populations sont en déclin en Nouvelle-Écosse et au Maine, tandis que plusieurs populations sont en croissance au Labrador et dans plusieurs colonies du Québec (Milton et al. 2016, Patenaude-Monette et al. 2017). Le nombre de prises par les chasseurs est soupçonné d'être plus élevé que le nombre scientifiquement admis pour une chasse durable (Lepage et Bordage 2013, Koneff et al. 2015, Padding et Klimstra 2008). En plus, les modifications de l'habitat de nidification, la prédation et les maladies sont d'autres causes possibles du déclin des populations nicheuses (Milton et al. 2016).

Grand cormoran

Le Grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*) est présent dans de nombreuses régions du monde, incluant l'Asie, l'Afrique, l'Océanie, l'Europe et l'Amérique du Nord (Klimascyk et Rzymiski 2015). L'abondance du Grand cormoran a connu de grandes fluctuations au courant du XX^e siècle. Considéré comme un compétiteur des pêcheries, le Grand cormoran a longtemps été abattu par les pêcheurs. Des années 1940 à 1970, l'utilisation répandue du DDT a aussi contribué à son fort déclin. Le Grand cormoran avait même été déclaré éteint dans plusieurs pays européens dans les années 1960 et 1970. L'adoption de législations protégeant l'espèce, la cessation de l'utilisation de DDT et l'augmentation des populations de petits cyprinidés, suite à la chute des stocks des poissons prédateurs, auraient contribué à la forte croissance des populations de Grands cormorans, à partir des années 1980 (Kameda et al. 2003, Klimascyk et Rzymiski 2015). Après ce rétablissement, des programmes de contrôle, incluant l'abattage, ont été mis en œuvre par diverses législations en Europe et en Asie, dont la plupart sont toujours en cours (Behrens et al. 2008, Kameda et al. 2003, Méchin 2007).

Cormoran à aigrettes

La distribution du cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax ssp.*) est limitée à l'Amérique du Nord, l'Amérique centrale et les Caraïbes (Dorr et al. 2014). La première mention de cormorans en Amérique du Nord remonte au XVII^e siècle et il est possible qu'il ait s'agit du cormoran à aigrettes (Wires et Cuthbert 2006). Au XIX^e siècle et au début du XX^e, le cormoran à aigrettes était la cible de campagnes de destruction de nids et d'œufs, et d'abattage pour atténuer son impact sur les pêcheries. Après que les populations aient augmenté à nouveau, l'utilisation répandue du DDT à partir des années 1940 a provoqué

un nouveau déclin (Wires et Cuthbert 2006). Dans les années 1970, après le bannissement du DDT, qui diminuait l'épaisseur de la coquille des œufs, les populations de cormorans à aigrettes ont crû à nouveau (Dorr et al. 2014). La protection légale de l'espèce par les États-Unis et le Mexique, ainsi que l'augmentation de la pisciculture et les changements dans les stocks de poisson, ont aussi contribué à la croissance récente des populations de cormorans à aigrettes (Adkins et al. 2014, Chapdelaine et Bédard 1995, Dorr et al. 2014, Wire et Cuthbert 2006). À partir de la fin des années 1970 et dans les années 1980, de nouvelles campagnes de destruction des nids, des œufs et d'abattage des adultes ont stabilisé jusqu'à un certain point les populations dans la région des Grands-Lacs et sur la côte Est des États-Unis et du Canada (Bédard et al. 1995, Dorr et al. 2012, Guillaumet et al. 2014, Shonk et al. 2004). Plusieurs de ces programmes sont encore en cours.

Îles Razade

Eider à duvet

La première mention de l'eider à duvet sur les îles Razade, dans les données d'Environnement Canada, remonte à 1917 (ECCC 2016). On peut toutefois supposer que la présence de l'eider à duvet sur les îles y est antérieure. Les données d'inventaires de nids, disponibles à partir des années 1960, montrent un pic de croissance vraisemblablement dans les années 1980 pour l'île Razade d'en Haut (près de 400 nids) et au début des années 1990 pour l'île Razade d'en Bas (plus de 800 nids) (fig. 1 et 2; ECCC 2016, Société Provancher et Duvetnor, données non-publiées). À partir des années 1990, les deux populations déclinent, jusqu'à 34 nids sur la Razade d'en Haut et 253 nids sur la Razade d'en Bas. On note toutefois une hausse récente sur la Razade d'en Bas.

Cormoran à aigrettes

La première mention du cormoran à aigrettes sur les îles Razade, dans les données d'Environnement Canada, remonte à 1928 (ECCC 2016). On peut toutefois supposer que la présence du cormoran à aigrettes y est antérieure. Les données d'inventaires de nids, disponibles partiellement à partir des années 1960 (Chapdelaine et Bédard 1995, Duvetnor 1995, ECCC 2016, Société Provancher, données non-publiées), démontrent une

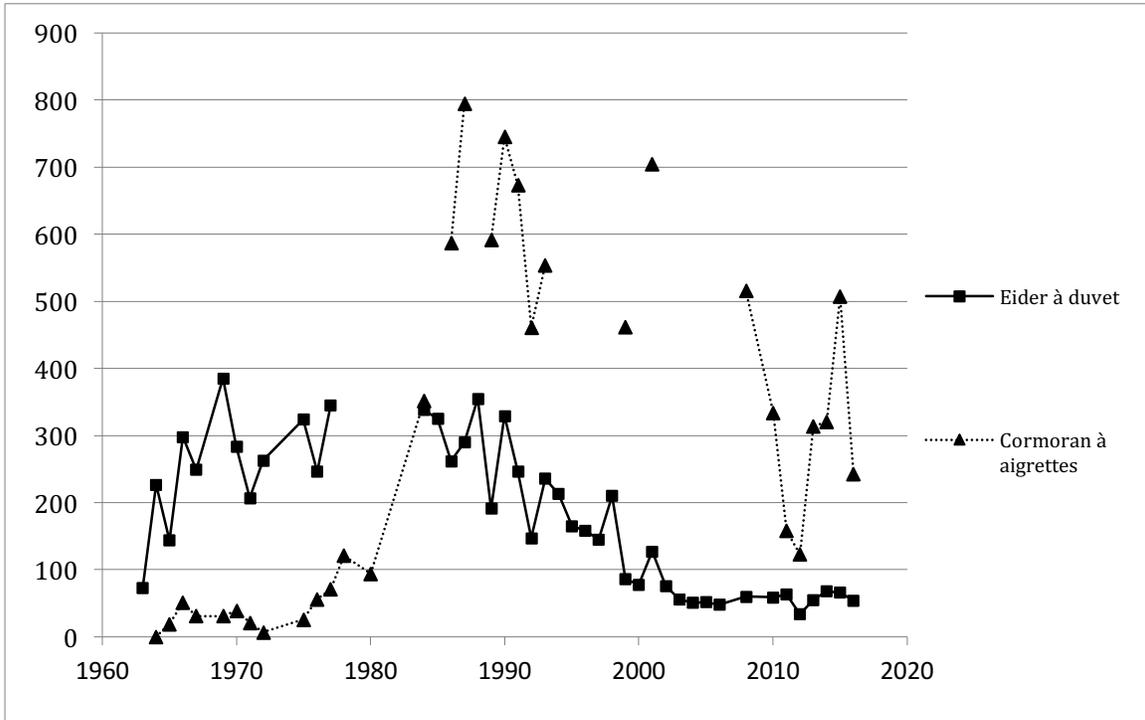


Figure 1. Nombre de couples nicheurs d'eiders à duvet et de cormorans à aigrettes sur l'île Razade d'en Haut.

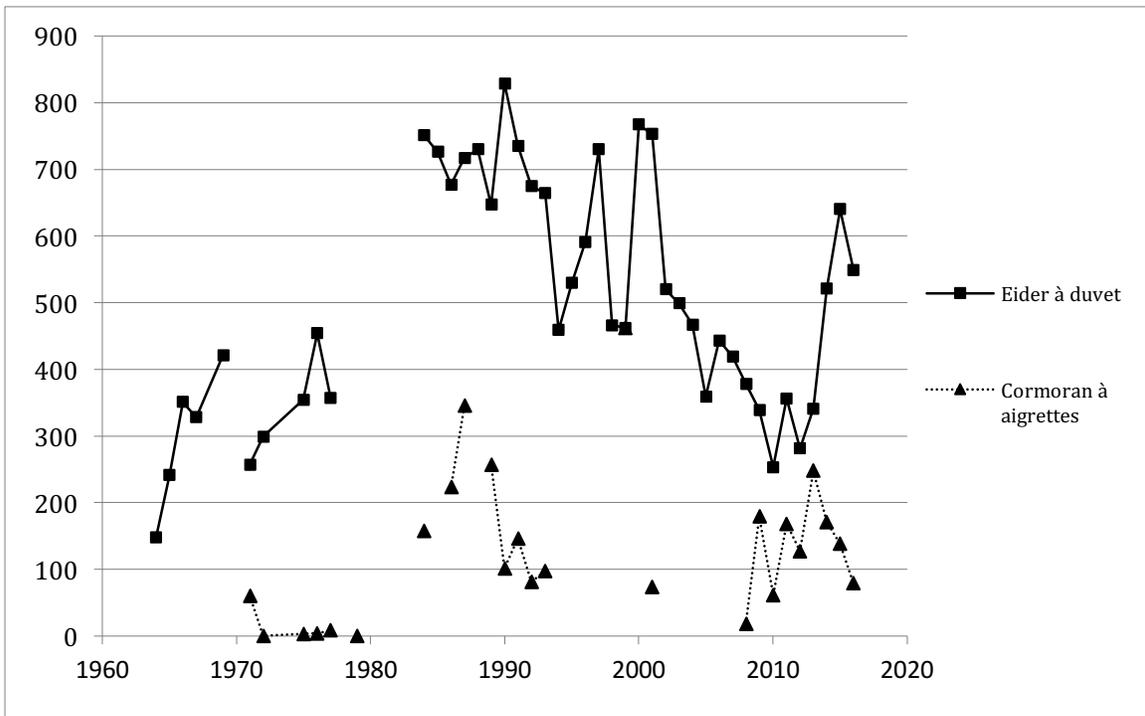


Figure 2. Nombre de couples nicheurs d'eiders à duvet et de cormorans à aigrettes sur l'île Razade d'en Bas.

forte hausse des populations de cormorans dans les années 1980 (maximum de 794 nids sur la Razade d'en Haut et de 345 nids sur la Razade d'en Bas; fig. 1 et 2). Suit une décroissance, associée au programme de stérilisation des œufs à la fin des années 1980 et au début des années 1990 (Bédard et al. 1997). On note une certaine croissance du nombre de nids dans les années 2000 sur la Razade d'en Bas, tandis que la tendance est moins claire sur la Razade d'en Haut, bien qu'une récente hausse du nombre de nids ait été observée de 2012 à 2016. Le nombre de nids de cormorans semble négativement corrélé au nombre de nids d'eiders, particulièrement sur la Razade d'en Bas. Il est à noter que la Société Provancher a débuté un programme de déplacement de nids de cormorans, au cours des dernières années. Ce programme a pu affecter le nombre de nids de cormorans et d'eiders.

Impacts négatifs des cormorans

Plusieurs effets négatifs sont attribués aux populations de cormorans. Les espèces de cormorans sont souvent qualifiées de « surabondantes » et de « nuisibles ». Ces qualificatifs sont sujets à débat.

Les populations de cormorans ont connu des déclin et des croissances fortement liés à des causes anthropiques (voir la section *Évolution historique des populations*). Il semble que le cormoran soit considéré en alternance comme une peste, puis comme une espèce d'importance, suivant ses cycles démographiques, tel que décrit de manière similaire par Delibes-Mateos et al. (2011) pour des espèces de petits mammifères. La distribution actuelle du cormoran à aigrettes en Amérique du Nord est d'ailleurs jugée similaire à sa distribution d'avant les années 1900 (Wires et Cuthbert 2006). L'établissement de nouvelles colonies lors des dernières décennies est en partie due à une recolonisation de l'aire historique de nidification du cormoran (Stewart et al. 2015). En plus, l'abondance des cormorans en Amérique du Nord était possiblement plus élevée avant la colonisation européenne qu'aujourd'hui (Wires et Cuthbert 2006). Si les populations de cormorans sont aujourd'hui souvent jugées surabondantes, elles le sont en comparaison des faibles niveaux de populations des années 1950 à 1970, alors négativement affectées par l'usage du DDT, par les campagnes de destructions des nids et d'abattage. Cette référence historique est discutable, considérant que les populations de cormorans aient probablement été déjà aussi élevées qu'aujourd'hui, dans les années 1920 à 1940, voire au XIXe siècle

et avant (Wires et Cuthbert 2006). En plus, il y a peu d'évidences que les cormorans dépassent la capacité de soutien des écosystèmes (Wires et Cuthbert 2006). Dans le cas du cormoran, il semble que ce soit davantage l'acceptabilité sociale de la faune (*wildlife acceptance capacity*) qui soit dépassé, davantage que la capacité de soutien biologique (*biological carrying capacity*). L'acceptabilité sociale de la faune est le niveau de population d'une espèce faunique accepté par le public dans une région donnée (Decker et Purdy 1988). Cette acceptabilité est surtout influencée par les risques perçus par le public (p. ex. : l'impact négatif des cormorans sur les stocks de poissons et sur les espèces aviaires menacées, la propagation de pathogènes, etc.) Selon (Dickman 2010), cette perception serait parfois disproportionnée par rapport au risque réel et ne se base pas nécessairement sur des faits scientifiques.

Cela dit, les cormorans, comme toute autre organisme vivant, ont des impacts sur les autres composantes de leur écosystème. Différents impacts négatifs sont observés à diverses échelles (Dorr et Fielder 2017, Klimaszuk et Rzymiski 2015). Si plusieurs remettent en question le contrôle des populations de cormorans au profit des activités humaines de pêcheries et de pisciculture, il revient tout de même aux gestionnaires d'établir des priorités de gestion en fonction du maintien de la santé des écosystèmes (Wires et Cuthbert 2006). Cela peut impliquer de contrôler les populations de cormorans pour conserver des habitats fragiles ou maintenir la présence d'autres espèces nicheuses.

Pêcheries

Les cormorans sont accusés depuis plusieurs siècles de nuire aux stocks de poissons (Wires et Cuthbert 2006). Les impacts présumés sur les pêcheries et l'aquaculture représentent la principale raison du contrôle des populations de cormorans en Amérique du Nord, en Europe et en Asie (Behrens et al. 2008, Dorr et Fielder 2017, Kameda et al. 2003, Méchin 2007). Toutefois, l'intensité de prédation des cormorans et son impact sur les stocks de poisson demeurent sujets à débat (Belyea 1999, Craig et al. 2016, Diana et al. 2006, Dorr et al. 2012, Fielder 2008, Glahn et al. 2000a, Meyer et al. 2016, Ovegard et al. 2017). En partie, car l'effet de la prédation par les cormorans est difficile à isoler des autres facteurs (p. ex. : grands nombres d'espèces invasives de poisson dans les Grands-Lacs, changements climatiques, etc.) (Belyea 1999, Fielder 2008, Wires et Cuthbert 2006). Il est

à noter que les pêcheries n'ont pas été un facteur majeur dans l'adoption de mesures de contrôles de la population de cormorans dans l'estuaire du Saint-Laurent (Bédard et al. 1997). Ce sont plutôt les impacts décrits dans les pages suivantes qui en ont été la motivation.

Végétation

Les espèces de cormorans sont connues pour avoir un impact important sur la végétation dans leur site de nidification, et ainsi modifier leur habitat (Craig et al. 2012, Hebert et al. 2005, Ishida 1996, Klimaszyk et al. 2015, Kolb et al. 2012.). Cet impact n'est pas nécessairement négatif. La colonisation d'habitats par des oiseaux aquatiques est une perturbation naturelle qui a modifié les paysages au fil du temps (Lafferty et al. 2016). Elle peut toutefois affecter aujourd'hui des espèces végétales ou animales qui sont vulnérables.

Les cormorans qui nichent dans les arbres ont un fort impact sur le couvert arboricole (Boutin et al. 2011, Hebert et al. 2005, Lafferty et al. 2016). En récoltant les branches et le feuillage des arbres, comme matériel pour leurs nids, les cormorans provoquent le dépérissement du couvert forestier (Bédard et al. 1995, Hebert et al. 2005, Lemmon et al. 1994). Outre les dommages physiques, les cormorans nicheurs modifient les propriétés du sol par leurs déjections. Les déjections, les régurgitations et le matériel des nids de cormorans élèvent fortement les concentrations de phosphore et d'azote des sols (Ayers et al. 2015, Breuning-Madsen et al. 2010, Ellis et al. 2006, Klimaszyk et al. 2015, Kolb et al. 2012, Lafferty et al. 2016). Ces fortes teneurs en nutriments ont un impact sur le couvert végétal. Dans les premières années suivant l'établissement des colonies, la hausse des nutriments contribue à l'augmentation de la taille des plantes, en stimulant leur croissance (Société Provancher 1940, Zolkos et Meissner 2008). Avec les années, la diversité des plantes diminue, le couvert devenant dominé par des plantes nitrophiles et tolérantes aux perturbations (Kolb et al. 2012, Klimaszyk et al. 2015). Les plantes annuelles dominent sur les plantes pérennes (Ellis et al. 2006). Outre la menace directe sur des espèces de plantes rares, les modifications induites sur la végétation peuvent aussi avoir un impact sur les autres espèces d'oiseaux nicheurs (voir la section suivante).

Toutefois, la végétation peut être en partie restaurée suite à une baisse de densité des nids de cormorans ou à l'abandon de la colonie (Ellis et al. 2006). La reprise de la

végétation peut être accélérée grâce à l'utilisation d'exclos et la plantation d'espèces indigènes (Ayers et al. 2015). Les exclos peuvent être conçus pour exclure les cormorans, mais laisser nicher d'autres espèces d'oiseaux aquatiques de plus petites tailles. Cependant, la restauration d'espèces végétales ligneuses (p. ex. : le sureau du Canada, *Sambucus nigra canadensis*) peut être empêchée par la croissance d'espèces herbacées exotiques, due à l'eutrophisation et à l'assèchement des sols, sur les sites affectés par les cormorans (Ayers et al. 2015). La plantation d'individus de grande taille, l'utilisation de membranes pour limiter les mauvaises herbes et les amendements du sol peuvent augmenter la survie des plants.

Autres espèces nicheuses

Les espèces de cormorans nichent souvent en présence d'autres espèces d'oiseaux coloniaux (Dorr et Fielder 2017). Ils entrent parfois en conflit avec ces espèces, soit en compétitionnant directement pour les mêmes sites de nidification, soit en modifiant la végétation et l'habitat de nidification.

Des relations agonistiques entre oiseaux sont observées dans les colonies où nichent les cormorans et d'autres espèces (Somers et al. 2007, Somers et al. 2011, Wyman et Cuthbert 2015). Ces interactions varient selon les espèces et la structure de l'habitat. Elles sont plus fréquentes chez les oiseaux nichant au sol et le plus souvent intraspécifiques, c'est-à-dire entre les cormorans eux-mêmes (Wyman et Cuthbert 2015). Des cormorans ont été observés, prenant possession de nids de hérons, où ces derniers nichaient l'année précédente. Mais il n'a pas été observé comment les cormorans ont pris possession des nids: (i) par interactions agonistiques, en repoussant les hérons de leur nid, en cours de nidification ou (ii) en arrivant plus tôt en saison sur le site de nidification, prenant possession de nids de l'année précédente (Jarvie et al. 1999) Les cormorans volent parfois du matériel de nidification aux autres espèces, mais ce comportement demeure anecdotique. L'impact des relations interspécifiques sur le succès reproducteur des autres espèces demeure inconnu (Somers et al. 2011, Wyman et Cuthbert 2015). Le déclin du grand héron (*Ardea herodias*), de la grande aigrette (*Ardea alba*) et du bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*) dans certaines colonies des Grands-Lacs a bel et bien été corrélé avec l'augmentation des populations de cormorans à aigrettes (Jarvie et al. 1999,

Shieldcastle et Martin 1999). Toutefois, les mécanismes qui ont amené ces trois espèces nicheuses à quitter leur aire de nidification, au profit des cormorans, n'ont pas clairement été établis, d'autant plus que d'autres populations de ces trois espèces ont vu leur population décliner et leur distribution changer, ailleurs dans les Grands-Lacs, en absence de cormorans (Cuthbert et al. 2002).

L'impact des espèces de cormorans sur les autres espèces nicheuses est mieux compris quand il implique des changements de végétation induits par les cormorans (Bédard et al. 1995, Dorr et Fielder 2017, Jarvie et al. 1999, Shieldcastle et Martin 1999). Dans le cas de l'eider à duvet, la perte du couvert arborescent et herbacé causé par les cormorans peut accroître le risque de prédation des femelles eiders (Milton et al. 2016). Les eiders à duvet, ayant un haut taux de fidélité à leur site de nidification et une forte philopatrie, ont tendance à continuer de nicher sur un site, même si ce dernier s'est dégradé au fil des ans. Ainsi, les eiders ne bénéficiant plus de la protection du couvert végétal pour cacher leurs nids des prédateurs, le taux de survie des femelles et le succès de reproduction de la colonie baisseraient. Il s'agit d'un cas de « piège écologique », où les femelles continuent à nicher malgré tout (*ecological trap*, Robertson et Hutto 2006).

Si la plupart des programmes de contrôle ont été mis en place par le lobbying des pêcheurs et des pisciculteurs, la menace que représente les cormorans sur des espèces vulnérables en a parfois été la motivation (Dorr et Fielder 2017). La compétition entre le cormoran à aigrettes, l'eider à duvet et le bihoreau gris, via la destruction de la végétation et de l'habitat de nidification, a été la raison principale de la mise en place d'un programme de contrôle à la fin des années 1980 au Québec (Bédard et al. 1997).

Méthodes de contrôle

Méthodes destructives

Destruction des nids

Dans la littérature, on retrouve peu de programmes de contrôle qui ont opté pour la destruction de nids (Farquhar et al. 2001, Farquhar et al. 2012, Guillaumet et al. 2014). La destruction de nids implique habituellement de démanteler et de répandre tout le matériel des nids, ainsi que de détruire les œufs, s'il y a lieu (NYSDEC 2004). S'il n'y a pas de deuxième tentative de nidification lors de la même saison, il est supposé que la destruction de nids réduise la croissance des populations de cormorans en diminuant le recrutement au fil des ans (Coleman 2009). Toutefois, le risque de seconde nidification nécessite des visites répétées pour éviter le succès de nidification (Christens et Blockpoel 1991, Shonk et al. 2004).

Stérilisation des œufs

Une technique alternative à la destruction des nids est la stérilisation des œufs en les aspergeant d'huile minérale ou végétale. En bloquant les pores des œufs, l'huile asphyxie le fœtus et empêche l'éclosion (Christens et Blockpoel 1991). Le succès d'éclosion est réduit à plus de 95% (Shonk et al. 2004). Cette technique empêche habituellement les tentatives de renidification, car les oiseaux continuent d'incuber leurs œufs jusqu'au constat d'échec de nidification, au moment où il est habituellement trop tard en saison pour tenter une deuxième ponte (Taylor et Fraser 2012). Il appert en plus que la stérilisation des œufs de cormorans à aigrettes peut se faire efficacement dans les trois premières semaines d'incubation (Shonk et al. 2004). Après plusieurs années de traitement, la stérilisation des œufs peut diminuer la croissance des populations (Bédard et al. 1997, Dorr et al. 2012, Duerr et al. 2007, Strickland et al. 2011). L'intensité de son effet est toutefois difficile à évaluer, considérant que la stérilisation des œufs est souvent combinée à d'autres techniques de contrôle (Guillaumet et al. 2014). Les expérimentations qui ont seulement utilisé la stérilisation à l'huile minérale ou végétale ont démontré qu'il ne s'agit pas d'une technique sans faille. Si elle peut rapidement stopper la croissance d'une colonie à l'échelle locale, elle peut être lente à affecter la croissance des métapopulations régionales (Ridgway et al. 2012). En effet, elle agit à retardement, affectant le recrutement

sans nuire à la survie des adultes. En plus, la stérilisation des œufs peut provoquer la dispersion des cormorans nicheurs vers d'autres sites de nidification (McCullough et al. 2004, Devault et al. 2012, Duerr et al. 2007). Il est donc indiqué de traiter partiellement les colonies, afin de diminuer les risques de dispersion, en maintenant les cormorans dans des zones où ils sont moins nuisibles (Duerr et al. 2007, Strickland et al. 2011)

Abattage

L'abattage est une technique de gestion éthiquement controversée, qui affecte directement la survie des adultes. Souvent combinée avec la stérilisation des œufs, elle a pu stopper la croissance des populations de cormorans après quelques années (Bédard et al. 1997, Dorr et al. 2012, Guillaumet et al. 2014, Strickland et al. 2011). Outre les questions éthiques, des craintes sont soulevées par rapport aux programmes d'abattage: (i) le risque d'abattre trop d'oiseaux et d'entraîner les populations ciblées vers l'extinction, (ii) la dispersion des oiseaux vers d'autres sites de nidifications, (iii) le risque d'une forte croissance des populations ciblées, après la fin des programmes d'abattage, en lien avec les phénomènes de densité-dépendance.

(i) La modélisation de la dynamique des populations d'oiseaux est complexe et empreinte d'incertitude. L'abattage nécessite donc un suivi serré et une réévaluation régulière du programme, afin d'y mettre fin si le déclin des populations ciblées est trop rapide (Bédard et al. 1997). Le recensement des populations, la modélisation théorique de leur dynamique et de l'effet de l'abattage sont essentiels avant de débiter un tel programme (Green 2008, Smith et al. 2008).

(ii) L'abattage peut entraîner l'émigration d'oiseaux vers d'autres colonies, d'autant plus fortement s'il est combiné à la stérilisation des œufs (Bosch et al. 2000, Devault et al. 2012, Strickland et al. 2011). La planification d'un programme d'abattage doit donc impérativement se faire à l'échelle régionale. Elle doit inclure toutes les colonies de la population régionale afin de fixer des priorités de conservation et des objectifs quant à la densité de nids de chaque colonie. La dispersion peut accentuer des conflits existants ou en engendrer de nouveaux. Il est à noter que l'intensité et la rapidité de la dispersion dépend de la disponibilité des sites alternatifs de nidification (Strickland et al. 2011). Une

population de cormorans dans un environnement comportant peu de sites alternatifs supportera davantage l'abattage et la stérilisation des œufs avant de se disperser.

(iii) Lorsqu'une partie de la population est abattue, la densité de nids des colonies diminue. Il peut en résulter une diminution de la compétition pour les meilleurs sites de nidification et pour la recherche de proies et donc moins d'interactions agonistiques entre cormorans. La compétition diminuant, le succès reproducteur augmente, et donc le recrutement. Le succès reproducteur améliore l'attrait de la colonie et entraîne l'immigration de cormorans nicheurs. Une forte croissance de la population ciblée peut alors en résulter. Il s'agit du phénomène de densité-dépendance. L'abattage, comme les catastrophes naturelles, peut engendrer ce phénomène (Frederiksen et al. 2001, Guillaumet et al. 2014).

Outre les questions d'ordre éthique, la mise sur pied d'un programme d'abattage nécessite donc une réflexion approfondie et une bonne connaissance de la dynamique de la population ciblée. Bien planifié, l'abattage, seul ou combiné avec la stérilisation des œufs, peut ainsi s'avérer efficace. Toutefois, comme il ne s'attaque pas directement aux facteurs limitants de la population de cormorans (p. ex. : sources de nourriture ou sites de nidification), l'abattage doit être appliqué année après année et ne peut pas s'avérer être une solution définitive (Bédard et al. 1997).

Méthodes non-destructives

Effarouchement

L'effarouchement est une technique qui a surtout été utilisée dans les dortoirs de cormorans, souvent sur des sites hivernaux, où ils sont en conflits avec l'aquaculture ou les pêcheries (Glahn et al. 2000b, Tobin et al. 2002). Il n'est pas recommandé d'utiliser des techniques d'effarouchement de cormorans à proximité d'aires de nidification d'autres oiseaux nicheurs (Devault et al. 2012). Cela exclut évidemment l'effarouchement des cormorans au sein de colonies mixtes.

Déplacement de nids

Le déplacement de nids n'est pas abordé dans la littérature scientifique portant sur la gestion des populations de cormorans. Le déplacement de nids est parfois utilisé pour

soustraire les nids d'espèces vulnérables au dérangement ou à la prédation. Il est plutôt habituel de détruire les nids dans les zones où l'on désire empêcher la nidification, en dispersant le matériel des nids pour en empêcher la reconstruction (Farquhar et al. 2012). Ou bien de stériliser les œufs dans les zones de la colonie où l'on souhaite exclure les cormorans (Duerr et al. 2017).

Exclusion physique

L'exclusion physique est utilisée pour empêcher différentes espèces d'oiseaux d'accéder à des sites d'alimentation, de nidification ou des dortoirs. Sans que son mécanisme exact soit bien compris, l'exclusion est souvent obtenue par l'utilisation de divers filaments ou câbles, installés en lignes parallèles au-dessus des sites d'où on désire exclure les oiseaux (Pochop et al. 1990). Ces dispositifs ne sont pas efficaces avec toutes les espèces d'oiseaux, ni pour tous les sites. L'efficacité des filaments ou des câbles varie en fonction des espèces et de l'attrait des sites (Pochop et al. 1990). Elle varie aussi en fonction de l'espace laissé entre les filaments et les câbles parallèles (Ayers et al. 2015, Clark et al. 2013, Honda 2011, Parrot et Watola 2007, Pochop et al. 1990). Pochop et al. (1990) proposent une distance minimale de deux envergures de l'espèce ciblée (p. ex : l'envergure minimale du cormoran à aigrettes est de 114 cm, alors l'espace maximal entre les filaments devraient être 228 cm). D'autres suggèrent une approche plus conservatrice, utilisant un intervalle plus petit entre les câbles ou les filaments (Ayers et al. 2015, Clark et al. 2013). Le degré de visibilité peut aussi influencer l'efficacité du dispositif et la largeur des intervalles entre les câbles ou filaments. Un filament de nylon peu visible ou un câble d'acier peint en noir est moins susceptible d'être détectés par les oiseaux, ce qui accroît ainsi le nombre de collisions. La collision a un effet effaroucheur, alors l'espacement entre les filaments ou les câbles peu visibles peut être plus grands (Honda 2011). Mais peu importe la visibilité du dispositif, le faible coût de tels dispositifs permet une approche conservatrice, c'est à dire une grille de filaments ou de câbles parallèles plutôt serrée (Clark et al. 2013, Parrot et Watola 2008).

Pour mener à bien la restauration végétale de sites de nidification, Ayers et al. (2015) ont installé des exclos sur cinq îles du Wisconsin. Cette étude, unique dans le cas du cormoran à aigrettes, a utilisé des exclos écartant toute espèce d'oiseaux aquatiques et

d'autres excluant seulement les oiseaux aquatiques de grande taille (cormorans, pélicans et autres), mais laissant nicher ceux de plus petite taille (laridés). Ces exclos sont composés de grillages sur les côtés, puis de câbles parallèles pour en refermer le sommet. Cette étude démontre que des exclos de confection simple peuvent être efficaces pour la reprise de végétation indigène et la restauration de sites de nidification. Toutefois, l'impact des exclos sur les espèces conicheuses autres que celle étudiées, telles que l'eider à duvet, demeure inconnu. Les auteurs recommandent un intervalle de 1 m de large entre les filaments ou les câbles, pour l'exclusion des cormorans. L'envergure maximale de l'eider à duvet (110 cm) étant similaire à l'envergure minimale du cormoran à aigrettes (114 cm), même un intervalle d'environ 220 cm pourrait exclure les eiders. Il apparaît donc difficile de créer une zone d'exclusion des cormorans, tout en y maintenant la nidification des eiders.

Incitation à la nidification

Il est possible d'attirer les cormorans sur des sites de nidification ou des zones des colonies où les conflits seraient moindres. Suzuki et al. (2015) ont utilisé des appelants artificiels de cormorans en position d'incubation, des systèmes audios relayant des vocalisations de cormorans et du matériel de nidification (morceaux de bois flotté, pneus remplis de sable et coiffés d'un nid de cormoran des années précédentes, plateformes de bois) pour inciter les cormorans à nicher. La technique s'est avérée efficace, sur les sites où il y avait déjà un historique de nidification de cormorans. Le contrôle de la nidification sur une colonie voisine a pu accentuer l'utilisation des structures artificielles de nidification. Il est à noter que ces installations doivent être utilisées pendant plusieurs années pour s'assurer de pérenniser le site de nidification.

Conclusion

En parcourant la littérature scientifique qui traite de la hausse récente des populations de cormorans à travers le monde, il est difficile de conclure à la surabondance de l'espèce. Il est toutefois clair que des conflits surviennent, entre les cormorans, les humains et d'autres espèces d'oiseaux nicheurs. Si l'impact des cormorans sur les pêcheries et l'aquaculture demeure sujet à débat, il appert que les cormorans représentent ponctuellement, dans le temps et dans l'espace, une menace pour certains habitats abritant des espèces végétales et animales vulnérables. Dans ces situations, il appartient aux gestionnaires de la faune et des milieux naturels d'adopter des priorités d'actions, en tenant compte des relations entre les différentes composantes de l'écosystème, afin d'en assurer la pérennité.

Références

- Adkins, J. Y., Roby, D. D., Lyons, D. E., Courtot, K. N., Collis, K., Carter, H. R., Shuford, W. D., et Capitolo, P. J. (2014). Recent population size, trends, and limiting factors for the double-crested cormorant in western North America. *Journal of Wildlife Management*, 78:1131–1142.
- Ayers, C. R., Hanson-Dorr, K. C., O'Dell, S., Lovell, C. D., Jones, M. L., Suckow, J. R. et Dorr, B. S. 2015. Impacts of colonial waterbirds on vegetation and potential restoration of island habitats. *Restoration Ecology* 23:253-260.
- Bédard, J., Nadeau, A. et Lepage, M. 1995. Double-Crested Cormorant Culling in the St. Lawrence River Estuary. *Colonial Waterbirds* 18 (Special Publication 1):78-85.
- Bédard, J., Nadeau, A. et Lepage, M. 1997. Double-Crested Cormorant Culling in the St. Lawrence River Estuary: Results of a 5-Year Program. *Symposium on double-crested cormorants: population status and management issues in the Midwest* (Dec. 9, 1997, Milwaukee, WI) USDA APHIS Technical Bulletin No. 1879. USDA, Animal and Plant Health Inspection Service. Washington, D.C.
- Behrens, V., Rauschmayer, F. et Wittmer, H. 2008. Managing international “problem” species: why pan-European cormorant management is so difficult? *Environmental Conservation* 35:55-63.
- Belyea, G. Y., Maruca, S. L., Diana, J. S., Schneeberger, P. J., Scott, S. J., Clark Jr., R. D., Ludwig J. P., et Summer, C. L. 1999. Impact of double-crested cormorant predation on the yellow perch population in the Les Cheneaux Islands of Michigan. Pages 47–59 in *Symposium on double-crested cormorants: population status and management issues in the Midwest*. USDA-APHIS Technical Bulletin 1879, Washington, D.C., USA.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F. J. et Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *Journal of Applied Ecology* 37:369-385.
- Breuning-Madsen, H., Ehlers-Koch, C., Gregersen, J. et Lojnant, C. L. 2010. Influence of perennial colonies of piscivorous birds on soil nutrient contents in a temperate humid climate. *Geografisk Tidsskrift - Danish Journal of Geography* 110:25-35.
- Chapdelaine, G. et Bédard, J. 1995. Recent Changes in the Abundance and Distribution of the Double-Crested Cormorant in the St. Lawrence River, Estuary and Gulf, Québec, 1978-1990. *Colonial Waterbirds* 18 (Special Publication 1):70-77.
- Christens, E. et Blokpoel, H. 1991. Operational Spraying of White Mineral Oil to Prevent Hatching of Gull Eggs. *Wildlife Society Bulletin* 19:423-430.
- Clark, D. E., Koenen, K. K. G., MacKenzie, K. G., Pereira, J. W. et Destefano, S. Stainless-steel wires exclude gulls from a wastewater treatment plant. *Journal of American Water Works Association* 2015: E609-E618.
- Coleman, J. T. H. 2009. Diving behavior, predator-prey dynamics, and management efficacy of Double-Crested Cormorants in New York State. A dissertation presented to the Faculty of the Graduate School of Cornell University. xii + 204 pages.
- Craig, E. C., Elbin, S. B., Danoff-Burg, J. A. et Palmer, M. I. 2012. Impacts of Double-crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Other Colonial Waterbirds on Plant and Arthropod Communities on Islands in an Urban Estuary. *Waterbirds* 35(Special Publication 1):4-12.
- Craig, E. C., King, D. T., Sparks, J. P., Curtis, P. D. 2016. Aquaculture Depredation by Double-Crested Cormorants Breeding in Eastern North America. USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications. 1750. http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/1750

- Cuthbert, F. J., Wires, L. R. et McKearnan, J. E. 2002.** Potential Impacts of Nesting Double-crested Cormorants on Great Blue Herons and Black-crowned Night-herons in the U.S. Great Lakes Region. *Journal of Great Lakes Research* 28:145-154.
- Decker, D. J. et Purdy, K. G. 1988.** Toward A Concept of Wildlife Acceptance Capacity in Wildlife Management. *Wildlife Society Bulletin* 16:53-57.
- Delibes-Mateos, M., Smith, A. T., Slobodchikoff, C. N. et Swenson, J. E. 2011.** The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range, 144:1335-1346.
- Devault, T. L., Chipman, R. B., Barras, S. C., Taylor, J. D., Cranker, C. P., Cranker, E. M. et Farquhar, J. F. 2012.** Reducing Impacts of Double-crested Cormorants to Natural Resources in Central New York: A Review of a Collaborative Research, Management, and Monitoring Program. *Waterbirds* 35(Special Publication 1):50-55.
- Diana J.S., Maruca, S. et Low, B. 2006.** Do Increasing Cormorant Populations Threaten Sportfishes in the Great Lakes? A Case Study in Lake Huron. *Journal of Great Lakes research - International Association for Great Lakes Research* 32:306-320.
- Dickman, A. J. 2010.** Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. *Animal Conservation* 13:458-466.
- Dorr, B. S., Hanisch, S. L., Butchko, P. H. et Fielder, D. G. 2012.** Management of double-crested cormorants to improve sport fisheries in Michigan: three case studies. *Human-Wildlife Interactions* 6:155-168.
- Dorr, B. S., Hatch, J. J. et Weseloh, D. V. 2014.** Double-crested Cormorant (*Phalacrocorax auritus*), The Birds of North America (P. G. Rodewald, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America: <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/doccor> DOI: 10.2173/bna.441.
- Dorr, B. S. et Fielder, D. 2017.** The Rise of Double-Crested Cormorants. USDA National Wildlife Research Center – Staff Publications. 1917. http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/1917
- Duerr, A. E., Donovan, T. M. et Capen, D. E. 2007.** Management-Induced Reproductive Failure and Breeding Dispersal in Double-Crested Cormorants on Lake Champlain. *Journal of Wildlife Management* 71:2565-2574.
- Duvernoy. 1995.** L'application du plan de gestion du Cormorant à aigrettes dans l'estuaire du Saint-Laurent 1989-1993: rapport final, pour le compte du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. iv + 25 pages.
- Ellis, J. C., Farina, J. M. et Witman, J. D. 2006.** Nutrient transfer from sea to land: the case of gulls and cormorants in the Gulf of Maine. *Journal of Animal Ecology* 75:565-674.
- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2016.** Observations d'oiseaux marins. Données diffusées sur l'Observatoire global du Saint-Laurent-OGSL. [<https://ogsl.ca>]. Consulté le 28-07-2017.
- Farquhar, J. F., McCullough, R. D. et Mazzocchi, I. M. 2001.** Cormorant Management Activities in Lake Ontario's Eastern Basin. NYSDEC Special Report, 5 pages.
- Farquhar, J. F., Mazzocchi, I. M., McCullough, R. D., Chipman, R. B., DeVault et T. L. 2012.** Mitigation of Double-crested Cormorant Impacts on Lake Ontario: From Planning and Practice to Product Delivery. *Waterbirds* 35(Special Publication 1):56-65.

- Fielder, D. G. 2008.** Examination of Factors Contributing to the Decline of the Yellow Perch Population and Fishery in Les Cheneaux Islands, Lake Huron, with Emphasis on the Role of Double-crested Cormorants. *Journal of Great Lakes Research* 34:506-523.
- Frederiksen, M., Lebreton, J.-D. et Bregnballe, T. 2001.** The interplay between culling and density-dependence in the great cormorant: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 38:617-627.
- Glahn, J. F., Werner, S. J., Hanson, T. et Engle, C. R. 2000a.** Cormorant depredation losses and their prevention at catfish farms: economic considerations. *Human Conflicts with Wildlife: Economic Considerations*. 17. <http://digitalcommons.unl.edu/nwrhumanconflicts/17>
- Glahn, J. F., Ellis, G., Fioranelli, P., Dorr, B. S. 2000b.** Evaluation of moderate and low-powered lasers for dispersing double-crested cormorants from their night roosts. *Wildlife Damage Management Conferences -- Proceedings*. 11. http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_wdmconfproc/11
- Green, R. E. 2008.** Assessing the impact of culling on population size in the presence of uncertain density dependence: lessons from a great cormorant population. *Journal of Applied Ecology* 45:1683-1688.
- Guillaumet, A., Dorr, B. S., Wang, G. et Doyle, T. J. 2014.** The Cumulative Effects of Management on the Population Dynamics of the Double-crested Cormorant *Phalacrocorax auritus* in the Great Lakes. *Ibis* 156:141-152.
- Hebert, C. E., Duffe, J., Weseloh, D. V. C., Senese, E. M. T. et Haffner, G. D. 2005.** Unique island habitats may be threatened by Double-Crested Cormorants. *Journal of Wildlife Management* 69:68-76.
- Honda, T. 2011.** Line color affects the collision risk and deterrence of crows. *Journal of ethology* 30:11-14.
- Ishida, A. 1996.** Effects of the common cormorant, *Phalacrocorax carbo*, on evergreen forests in two nest sites at Lake Biwa, Japan. *Ecological Research* 11:193-200.
- Jarvie, S., Blokpoel, H. et Chipperfield, T. 1999.** A geographic information system to monitor nest distributions of Double-crested Cormorants and Black-crowned Night-herons at shared colony sites near Toronto, Canada. Pages 121-129 in *Symposium on Double-crested Cormorants: Population status and management issues in the Midwest*, USDA/APHIS Technical Bulletin No.1879, Washington, D.C.
- Klimaszyk, P., Brezg, A., Rzymiski, P. et Piotrowicz, R. 2015.** Black spots for aquatic and terrestrial ecosystems: impact of a perennial cormorant colony on the environment. *Science of the Total Environment* 517:222-231.
- Klimaszyk, P. et Rzymiski P. 2016.** The complexity of ecological impacts induced by great cormorants. *Hydrobiologia* 771:13-30.
- Kameda, K., Ishida, A. et Narusue, M. 2003.** Population increase of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo hanedae* in Japan: conflicts with fisheries and trees and future perspectives. *Vogelwelt* 124:27-33.
- Kolb, G. S., Jerling, L., Essenberg, C., Palmborg, C. et Hambäck, P. A. 2012.** The impact of nesting cormorants on plant and arthropod diversity. *Ecography* 35:726-740.
- Koneff, M., C. Dwyer, G. Zimmerman, K. Fleming, P. Padding, & Devers P. 2015.** Implications of Demographic Uncertainty for Harvest Management of North American Sea Ducks. Unpublished report.

- Lafferty, J. R., Hanson-Dorr, K. C., Prisoek, A., Dorr, B. S.** Biotic and abiotic impacts of Double-crested cormorant breeding colonies on forested islands in the southeastern United States. *Forest Ecology and Management* 369:10-19.
- Lemmon, C. R., Bugbee, G. et Stephens, G. R. 1994.** Tree Damage by Nesting Double-Crested Cormorants in Connecticut. *The Connecticut Warbler* 14:27-30.
- Lepage, L. et Bordage D. 2009.** État des populations de sauvagines du Québec, 2009. Série de rapports techniques numéro 525, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Région du Québec, Québec. Xiii + 250 pages.
- McCullough, R. D., Farquhar, J. F. et Mazzochi, I. M. 2004.** Cormorant Management Activities in Lake Ontario's Eastern Basin. NYSDEC Special Report, Section 2, 6 pages.
- Méchin, C. 2007.** Une espèce jugée invasive dans l'espace français: le Grand cormoran (*Phalacrocorax carbo* L.). *Anthropozoologica* 42:105-120.
- Meyer, K. A., Sullivan, C. L., Kennedy, P., Schill, D. J., Teuscher, D. M., Brimmer, A. F. et King, D. T. 2016.** Predation by American White Pelicans and Double-Crested Cormorants on Catchable-Sized Hatchery Rainbow Trout in Select Idaho Lentic Waters. *North American Journal of Fisheries Management* 36:294-308.
- Milton, R., Iverson, S. A., Smith, P. A., Tomlik, M. D., Parsons, G. J. et Mallory, M. L. 2016.** Sex-Specific Survival of Adult Common Eiders in Nova Scotia, Canada. *The Journal of Wildlife Management* 80:1427-1436.
- NYSDEC. 2004.** Management of Double-crested Cormorants to Protect Public Resources in New York – Statement of Findings. 20 pages.
- Ovegard, M. 2017.** The Interactions between Cormorants and Wild Fish Populations: Analytical Methods and Applications. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae* 2017:12, 55 pages.
- Padding, P. and J.D. Klimstra. 2008.** Atlantic Flyway - Waterfowl Harvest and Population Survey Data, July 2008. U.S. Fish and Wildlife Service, Division of Migratory Bird Management, Laurel, Maryland, USA, 101 pages.
- Parrot, D. et Watola, G. 2007.** Deterring mute swans from fields of oilseed rape using suspended high visibility tape. *Crop Protection* 27:632-637.
- Patenaude-Monette, M., Giroux, J.-F., Allen, B., Gilliland, S. G., Gloutney, M. L., McAuley, D. G., McLellan, N. R., Mehl, K. R., Milton, G. R., Parsons, G. J. et Reed, E. T. 2017.** Population dynamics of American Common Eider (*Somateria mollissima dresseri*): estimating population growth and recruitment rates. 39 pages.
- Pochop, P. A., Johnson, R. J. et Aguero, D. A. 1990.** The Status of lines in bird damage control – A Review. *Proceedings of the Fourteenth Vertebrate Pest Conference* 1990, p. 317-324.
- Ridgway, M. S., Middel, T. A. et Pollard, J. B. 2012.** Response of Double-Crested Cormorants to a Large-Scale Egg Oiling Experiment on Lake Huron. *Journal of Wildlife Management* 76:740-749.
- Robertson, B. A. et Hutto, R. L. 2006.** A Framework for Understanding Ecological Traps and an Evaluation of Existing Evidence. *Ecology* 87:1075-1085.
- Shieldcastle, M. C. et Martin, L. 1999.** Colonial waterbird nesting on West Sister Island National Wildlife Refuge and the arrival of Double-crested Cormorants. Pages 115-119 in *Symposium on Double-crested Cormorants: population status and management issues in the Midwest*, USDA/APHIS Tech. Bull. No. 1879. Washington, D.C.

- Shonk, K. A., Kevan, S. D. et Weseloh, D. V. 2004.** The Effect of Oil Spraying on Eggs of Double-Crested Cormorants. *The Environmentalist* 24:119-124.
- Smith, G. C., Parrott, D. et Robertson, P. A. 2008.** Managing wildlife populations with uncertainty: cormorants *Phalacrocorax carbo*. *Journal of Applied Ecology* 45:1675-1682.
- Société Provancher. 1940.** Les Razades. Rapport annuel 1940, Société Provancher d'Histoire naturelle du Canada, p. 65-88.
- Somers, C. M., Lozer, M. N. et Quinn, J. S. 2007.** Interactions Between Double-crested Cormorants and Herring Gulls at a Shared Breeding Site. *Waterbirds* 30:241-250.
- Somers, C. M., Doucette, J. L., Weseloh, D. V. C., Kjoss, V. A. et Brigham, M. 2011.** Interactions Between Double-crested Cormorants and Other Ground-Nesting Species. *Waterbirds* 34:168-176.
- Stewart, M. E., Michelutt, N., Shenstone-Harris, S., Grooms, C., Weseloh, C., Kimpe, L. E., Blais, J. M. et Smol, J. P. 2015.** Tracking the History and Ecological Changes of Rising Double-Crested Cormorant Populations Using Pond Sediments from Islands in Eastern Lake Ontario. *PloS ONE* 10: e0134167. doi:10.1371/journal.pone.0134167
- Strickland, B. K., Dorr, B. S., Pogmore, F., Nohrenberg, G., Barras, S. C., McConnell, J. E. et Gobeille, J. 2011.** Effects of Management on Double-Crested Cormorant Nesting Colony Fidelity. *Journal of Wildlife Management* 75:1012-1021.
- Suzuki, Y., Roby, D. D., Courtot, K. N. et Collis, K. 2015.** Developing Nondestructive Techniques for Managing Conflicts Between Fisheries and Double-Crested Cormorant Colonies. *Wildlife Society Bulletin* 39:764-771.
- Taylor, B. Et Fraser, G. S. 2012.** Effects of egg oiling on ground-nesting double-crested cormorants at a colony in Lake Ontario: an examination of nest-attendance behaviour. *Wildlife Research* 39:329:335.
- Tobin, M. E., King, D. T., Dorr, B. S., Werner, S. J. et Reinhold, D. S. 2002.** Effect of Roost Harassment on Cormorant Movements and Roosting in the Delta Region of Mississippi. *Waterbirds* 25:44-51.
- Wires, L. R. et Cuthbert, F. J. 2006.** Historic Populations of the Double-crested Cormorant (*Phalacrocorax auritus*): Implications for Conservation and Management in the 21st Century. *Waterbirds* 29:9-37.
- Wyman, K. E. Et Cuthbert, F. J. 2015.** Species Identity and Nest Location Predict Agonistic Interactions at a Breeding Colony of Double-Crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Great Blue Herons (*Ardea herodias*). *Waterbirds* 38:201-207.
- Zolkos, K. et Meissner, W. 2008.** The effect of Grey Heron (*Ardea cinerea* L.) colony on the surrounding vegetation and the biometrical features of three undergrowth species. *Polish Journal of Ecology* 56:65-74.