

## Fonctions des anatidés dans les écosystèmes aquatiques



© Eric Médard

Agathe Pirog\*

Adrien Tableau†

Jean-François Maillard‡

11/05/2023

\*Office Français de la Biodiversité - Chargée de Mission LIFE Oxyura - [agathe.pirog@ofb.gouv.fr](mailto:agathe.pirog@ofb.gouv.fr)

†Office Français de la Biodiversité - Coordinateur LIFE Oxyura - [adrien.tableau@ofb.gouv.fr](mailto:adrien.tableau@ofb.gouv.fr)

‡Office Français de la Biodiversité - Chargé d'études vertébrés exotiques envahissants - [jean-francois.maillard@ofb.gouv.fr](mailto:jean-francois.maillard@ofb.gouv.fr)

## Table des matières

<b>1 Les zones humides: Des écosystèmes importants menacés</b>	<b>3</b>
1.1 Services écosystémiques des zones humides . . . . .	4
1.2 Menaces pesant sur les zones humides . . . . .	5
<b>2 Rôles des anatidés dans les zones humides</b>	<b>7</b>
2.1 Dispersion de propagules de végétaux et d'animaux . . . . .	8
2.2 Ingénierie des écosystèmes aquatiques . . . . .	8
2.3 Rôles directs et indirects dans la structure des réseaux trophiques . . . . .	9
2.4 Participation aux cycles biogéochimiques et des nutriments . . . . .	9
2.5 Espèces bio-indicatrices . . . . .	10
2.6 Participation à l'éducation et à la conservation des écosystèmes aquatiques . . . . .	10
<b>3 Ecologie des <i>Oxyura</i> dans les zones humides, et impact pour la conservation de l'érismaure à tête blanche</b>	<b>12</b>
3.1 Habitats . . . . .	12
3.2 Stratégie alimentaire . . . . .	13
3.3 Reproduction . . . . .	13
<b>4 Références</b>	<b>15</b>
<b>A Annexe : Note de synthèse sur la répartition de l'érismaure rousse dans l'aire de distribution de l'érismaure à tête blanche</b>	<b>19</b>

## 1 Les zones humides: Des écosystèmes importants menacés

Les zones humides sont définies dans la Convention de Ramsar sur les milieux humides de 1971 comme des “étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d’eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l’eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d’eau marine dont la profondeur à marée basse n’excède pas six mètres” (Ramsar Convention, 1971). L’aire totale des zones humides reste sujette à débat mais est estimée entre  $12 \times 10^6$  km<sup>2</sup> et  $17 \times 10^6$  km<sup>2</sup> (Davidson & Finlayson, 2018), 77% de cette aire étant des zones humides naturelles intérieures (Davidson & Finlayson, 2018). Néanmoins, les zones humides naturelles sont en recul comparées aux zones humides anthropiques, et sont fortement menacées par les activités humaines et par le changement climatique. Ainsi, la perte des zones humides intérieures est estimée autour de 69-75% au cours du XX<sup>ème</sup> siècle, avec des variations entre régions, et les pertes de surface continuent toujours au XXI<sup>ème</sup> siècle (Davidson, 2014). Le changement climatique notamment, en provoquant une montée du niveau de la mer de 1 m, serait responsable de la perte d’environ 64% des marais d’eau douce, de 72% des zones humides côtières et de 61% des zones humides saumâtres ou salines dans près de 86 pays en développement (Blankespoor et al., 2014).

Malgré ces menaces, les zones humides sont parmi les écosystèmes les plus productifs au monde, et les plus diversifiés. La Convention de Ramsar les classifie en cinq grandes catégories: les zones humides marines (comprenant des lagunes côtières, des berges rocheuses et des récifs coralliens), estuariennes (notamment deltas, marais cotidaux et marécages à mangroves), lacustres (lacs), riveraines (à proximité des rivières ou cours d’eau) et palustres (c’est-à-dire marécageuses, comme les marais, marécages et tourbières) (Ramsar Convention, 1971). Ces grandes catégories n’incluent pas les zones humides artificielles telles que les étangs d’aquaculture, agricoles, terres agricoles irriguées, sites de traitement des eaux usées, etc. Au total, la Convention de Ramsar a adopté une classification comprenant 42 types différents de zones humides (Ramsar Convention, 1971). De part cette grande diversité d’habitats, ces écosystèmes abritent une biodiversité considérable, et bien que ne représentant que 0,8% de la surface de la Terre, ils hébergent 12 à 15% des espèces animales de la planète, dont 35 à 40% des vertébrés, 40% des poissons, 100% des amphibiens et 25% des mollusques (Dudgeon et al., 2006).

Cette fonction biologique n’est pas la seule fonction assurée par ces écosystèmes, qui améliorent la qualité de l’eau, stockent du carbone, accélèrent le cycle des nutriments, procurent des ressources et atténuent les inondations. L’ensemble de ces fonctions produisent des services écosystémiques majeurs, c’est-à-dire qu’elles engendrent des bénéfices pour la population humaine.

## 1.1 Services écosystémiques des zones humides

Les services écosystémiques fournis par les zones humides peuvent être classifiés en différents types (Figure 1): les services d’approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services de soutien.

Services écosystémiques	Commentaires et exemples
<b>Ressources</b>	
Nourriture	Production de poissons, gibier, fruits et graines
Eau douce	Stockage et rétention d'eau pour des usages domestiques, industriels et agricoles
Fibres et carburants	Production de bois, de bois de chauffage, de tourbe, de fourrage
Biochimie	Extraction de médicaments ou d'autres matériels du biote
Matériels génétiques	Gènes résistants aux pathogènes végétaux, espèces ornementales, ect...
<b>Régulation</b>	
Climatique	Source et puits de gaz à effets de serre, influence sur les températures locales et régionales, sur les précipitations et autres processus climatiques
Hydrologique (flux hydriques)	Recharge et décharge des eaux souterraines
Purification de l'eau et traitement des déchets	Rétention, filtration et élimination des excès de nutriments et d'autres polluants
Erosion	Stabilisation des sols et des sédiments
Catastrophes naturelles	Contrôle des inondations, protection contre les tempêtes
Pollinisation	Habitat pour les pollinisateurs
<b>Culture</b>	
Spirituels et sources d'inspiration	Beaucoup de religions attachent des valeurs spirituelles et religieuses aux composants des écosystèmes humides
Loisirs	Source d'activités de loisirs variées
Esthétique	Beaucoup de personnes attachent des valeurs esthétiques aux composants des écosystèmes humides
Enseignement	Zones d'apprentissages formels et informels
<b>Support</b>	
Formation des sols	Stabilisation des sédiments et accumulation de la matière organique
Cycle des nutriments	Stockage, recyclage, transformation et acquisition de nutriments

Figure 1: **Services écosystémiques des zones humides.** (d’après Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

Les deux principaux services écosystémiques rendus par les zones humides sont l’apport de ressources alimentaires via la pêche, et l’apport de ressources en eau douce (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les pêcheries dépendant de ces milieux sont notamment importantes dans les pays en voie de développement, et représentent parfois la source principale de protéines animales pour les communautés rurales qui en bénéficient. Ces pêcheries constituent également une ressource économique locale et nationale majeure, notamment dans les zones humides côtières, qui rapportent 34 milliards de dollars annuellement, à l’échelle mondiale (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Par ailleurs, le principal apport en eau douce renouvelable provient de diverses zones humides intérieures, notamment les lacs, rivières, marais, et aquifères souterrains peu profonds. Les eaux souterraines, souvent renouvelées par les zones humides, représentent une source en eau douce potable pour environ 1,5-3 milliards de personnes à travers le monde (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Un autre rôle particulièrement important des zones humides est leur capacité à purifier l’eau et à traiter certains déchets et polluants. C’est notamment le cas des marais, et certains écosystèmes humides réduisent la

concentration de nitrates de plus de 80% (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Elles jouent également un rôle dans la régulation du changement climatique, en en atténuant les effets, comme les mangroves et les plaines d'inondations. Les zones humides participent par ailleurs au stockage du carbone, notamment les tourbières, dont le stockage en carbone est estimé aux alentours de 540 gigatonnes, ce qui représente 25-30% du carbone stocké par la végétation terrestre et les sols (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En matière de régulation, les écosystèmes aquatiques permettent également d'atténuer les conséquences des catastrophes naturelles, rendues plus fréquentes par le changement climatique, en constituant des zones tampons lors d'inondations par exemple (environ 2 milliards de personnes vivent dans des zones à haut risque d'inondation).

D'un point de vue culturel, les écosystèmes aquatiques sont des zones d'intérêt pour la pêche et la chasse récréative, ce qui en retour rapporte des bénéfices économiques importants. Aux Etats-Unis, les pêcheries récréatives rapportent ainsi 24-35 milliards de dollars par an (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Au total, Costanza et al. (2014) ont estimé que les écosystèmes aquatiques représentent une valeur économique autour de 26,4 trillions de dollars, soit environ 20% de la valeur totale des écosystèmes mondiaux.

Malgré ces bénéfices considérables, les écosystèmes aquatiques sont soumis à diverses menaces, et leur rythme de recul est bien plus important que celui d'autres écosystèmes terrestres, les classant en zones particulièrement vulnérables (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

## 1.2 Menaces pesant sur les zones humides

Les menaces principales (Figure 2) pesant sur les écosystèmes aquatiques sont la dégradation et la perte d'habitat, le changement climatique, la pollution, la surexploitation, les épidémies, et les espèces exotiques envahissantes (Dudgeon et al., 2006; Kingsford et al., 2016). La dégradation et la perte de surface subies par les zones humides sont liées à la croissance et au développement économique des populations humaines.

Les zones humides intérieures, comme les zones marécageuses, sont principalement soumises au drainage et à l'assèchement, souvent pour augmenter la surface des terres agricoles. Ainsi, en Europe et en Amérique du Nord, où le développement est plus avancé, près de 56-65% des zones marécageuses ont été drainées pour l'agriculture intensive, tandis qu'en Asie, Amérique du Sud et Afrique, ces surfaces ont diminué de 27%, 6% et 2%, respectivement (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Par ailleurs, l'agriculture impacte également les écosystèmes aquatiques à cause de l'irrigation et des rejets excessifs en nutriments dus à l'usage de nitrogène et de phosphates pour la fertilisation des cultures. En effet, depuis 1950, l'augmentation des nutriments est devenu l'une des principales pressions pesant sur les écosystèmes aquatiques, et menace d'augmenter encore dans le futur. Alors que les zones humides permettent de détoxifier une diversité de déchets, les charges excessives en nutriments provoquent de l'eutrophisation, l'acidification des eaux douces, des blooms d'algues souvent toxiques ainsi que des phénomènes d'hypoxie à large échelle (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ces impacts peuvent se répandre sur plusieurs centaines de kilomètres depuis la zone de pollution, rendant difficile de mesurer toutes les conséquences qui en découlent.

La diminution de l'arrivée d'eau douce dans les estuaires diminue également l'apport sédimentaire aux zones de nurseries de poissons et aux plaines d'inondations, ce qui impacte en retour les ressources de millions de personnes vivant dans ces zones. Au total, l'apport sédimentaire aux estuaires a été réduit de 10% à cause des diversions de l'eau vers des réservoirs (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Le changement climatique influence de manière croissante ces écosystèmes en altérant les cycles hydrologiques, le transport de sédiments et les débits fluviaux, et en provoquant l'augmentation du niveau de la mer ainsi que de la fréquence et de l'intensité des tempêtes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

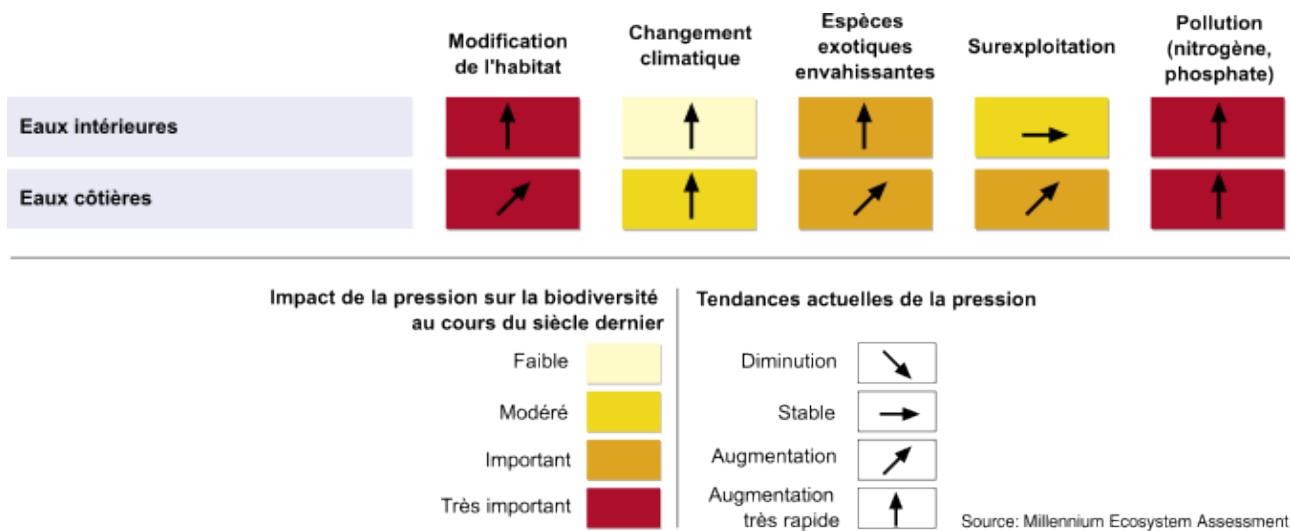


Figure 2: **Menaces pesant sur les écosystèmes aquatiques.** La couleur de chaque cellule représente l'intensité de l'impact d'une pression sur la biodiversité de chaque écosystème au cours des 50-100 dernières années. Un impact important signifie que la pression en question a altéré de manière significative la biodiversité dans cet écosystème au cours du siècle dernier; un impact faible signifie que la pression n'a eu qu'un impact modéré sur l'écosystème considéré. Les flèches représentent la tendance de chaque pression. Les flèches horizontales indiquent que l'impact de la pression reste constant; les flèches diagonales et verticales indiquent une évolution significative de l'impact de la pression, soit une diminution, soit une augmentation. (d'après Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

L'ensemble de ces menaces impacte la biodiversité des zones humides, et notamment les oiseaux d'eau. Ainsi, parmi les 1 138 espèces dont les tendances de populations sont connues, 41% sont en déclin. Par ailleurs, parmi les 964 espèces plus spécifiquement dépendantes des écosystèmes aquatiques, 203 (soit 21% du total) sont considérées éteintes ou menacées mondialement (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Or, ces espèces présentent elles mêmes des rôles écologiques et des services écosystémiques variés dans les zones humides.

## 2 Rôles des anatidés dans les zones humides

Les oiseaux dépendant des zones humides appartiennent à différentes familles: les anatidés, les limicoles, les rallidés, les ardéidés, les laridés, les gavidés et les podicipédidés. Parmi ces familles, les anatidés, qui comprennent les canards, les oies et les cygnes, représentent environ 1/3 des oiseaux d'eau dans le monde. Ils occupent une diversité d'habitats aquatiques, des zones humides intérieures aux côtes marines et sont particulièrement présents dans les régions tempérées et subarctiques, où les migrations saisonnières font augmenter temporairement leur nombre. La diversité des anatidés ainsi que leur large répartition géographique leur confèrent des rôles écologiques variés dans les écosystèmes aquatiques (Figure 3; voir Green & Elmberg (2014) pour une synthèse bibliographique).

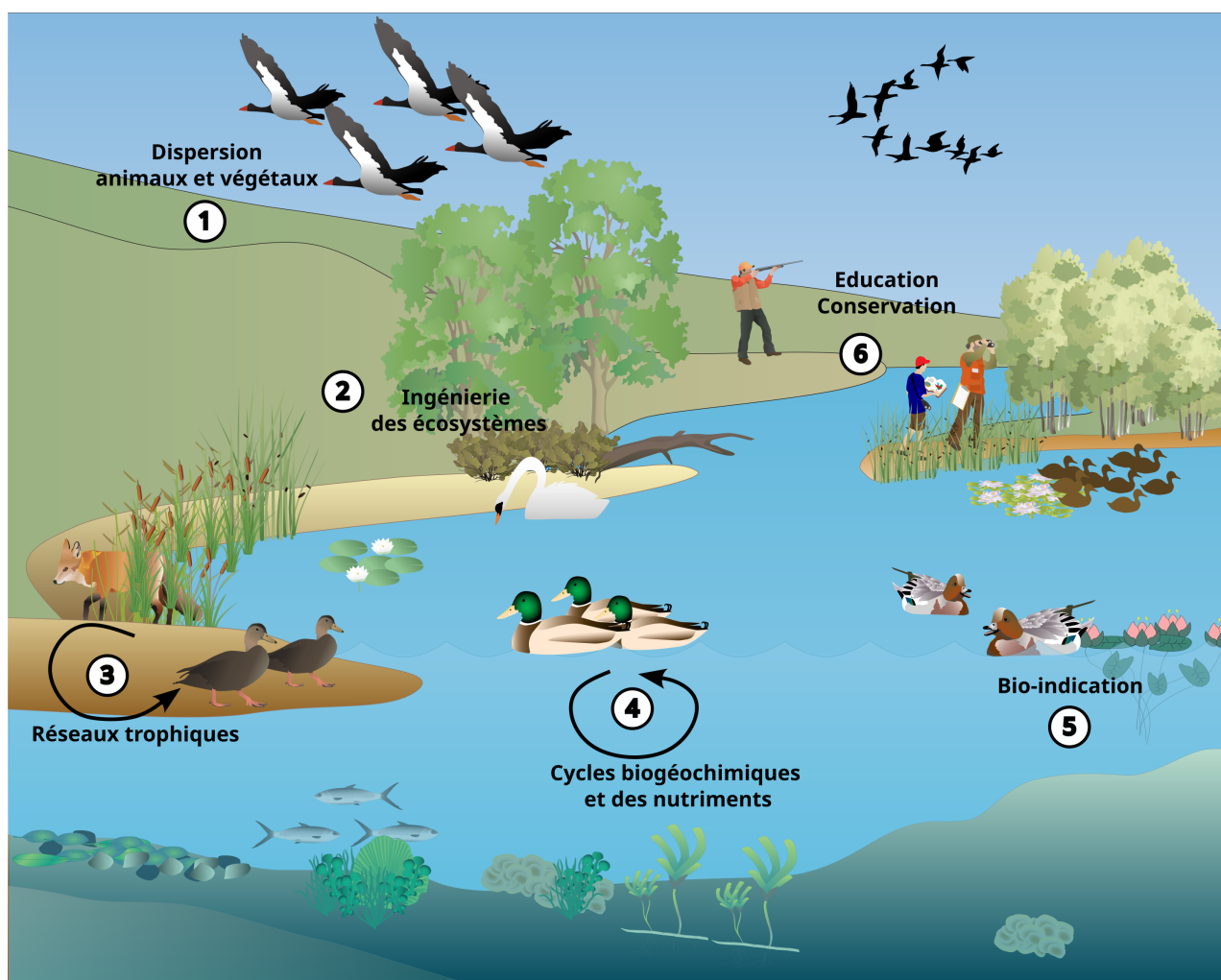


Figure 3: Principaux rôles des anatidés dans les écosystèmes aquatiques. Symboles de [ian.umces.edu/media-library](http://ian.umces.edu/media-library).

## 2.1 Dispersion de propagules de végétaux et d'animaux

La dispersion de graines par les oiseaux terrestres est considérée comme un service écosystémique majeur des populations d'oiseaux (Şekercioglu et al., 2004). Néanmoins, alors que les oiseaux terrestres, notamment les frugivores, transportent essentiellement les graines par endozoochorie en consommant des fruits, le transport d'autres familles de végétaux pourrait être plus restreint. Par ailleurs, ces espèces effectuent essentiellement des déplacements à l'échelle locale, de l'ordre de quelques centaines de mètres (Hernández, 2011; Jordano et al., 2007). Les anatidés effectuent des mouvements à des échelles beaucoup plus larges, locales, régionales, et mêmes continentales, notamment lors de leurs migrations saisonnières, au cours desquelles la distance parcourue peut être de plusieurs milliers de kilomètres (Wetlands International, 2012). Se nourrissant essentiellement de végétaux, ils participent ainsi à la dispersion de graines par endozoochorie sur de longues distances, participant ainsi à la propagation et au maintien de la végétation des zones humides (Brochet et al., 2009; Green & Elmberg, 2014). Les canards pilets *Anas acuta* ont ainsi été identifiés comme des vecteurs de plantes parasites, les espèces du genre *Cuscuta*, dont la dispersion mondiale était supposée anthropique (Costea et al., 2016).

Par ce biais, les anatidés participent néanmoins également à la propagation d'espèces exotiques envahissantes, comme cela a pu être étudié chez les canards colverts *Anas platyrhynchos* (Lovas-Kiss et al., 2023).

Par ailleurs, alors que les oiseaux terrestres ne sont pas connus pour être des vecteurs de propagation d'invertébrés autres que leurs propres parasites et commensalistes, les oiseaux aquatiques participent au transport de nombreux invertébrés aquatiques, comme des crustacés, bryozoaires, diptères, mollusques, rotifères ou annélides (Figuerola & Green, 2002; Frisch et al., 2007; Sánchez et al., 2012). Beaucoup de ces organismes sont incapables de se déplacer entre masses d'eau (lacs, rivières, étangs,...) par leurs propres capacités, et sont trop gros pour se disperser par le vent. Les oiseaux aquatiques sont donc des vecteurs majeurs assurant le maintien de méta-communautés et des flux de gènes entre les populations (Figuerola et al., 2005). Tout comme les végétaux, les invertébrés sont transportés dans l'appareil digestif des oiseaux, ou par transport externe, en se collant aux plumes, pattes ou bec (Brochet et al., 2010; Sánchez et al., 2012). En outre, les oiseaux aquatiques participent à la propagation de micro-organismes, comme le phytoplancton, les diatomées, ciliées ou spores de bactéries, d'archées ou de champignons (Green & Elmberg, 2014).

Dans beaucoup de situations, les anatidés participent ainsi au maintien d'espèces clés des écosystèmes aquatiques. Outre les macrophytes, ils participent ainsi à la dispersion de crustacés comme les daphnies (*Daphnia* spp.) ou les artémias (*Artemia* spp.) (Frisch et al., 2007; Sánchez et al., 2007), des zooplanctons assurant la régulation du phytoplancton et le maintien des écosystèmes avec de l'eau limpide, à haute biodiversité (Scheffer, 2001; Wurtsbaugh, 1992).

Le transport rapide d'espèces permet aussi de compenser les effets du changement climatique (Brochet et al., 2009), qui affecte les migrations des oiseaux d'eau (Sauter et al., 2010), en favorisant par exemple la colonisation de régions arctiques par de nouvelles espèces de végétaux (Klein et al., 2008).

## 2.2 Ingénierie des écosystèmes aquatiques

Encore aujourd'hui, le rôle des anatidés en tant qu'ingénieurs des écosystèmes restent méconnu et peu étudié. Les grandes espèces, comme les cygnes, bio-perturbent les milieux en se nourrissant, changeant la répartition sédimentaire (Sandsten & Klaassen, 2008). En augmentant l'hétérogénéité environnementale, ces processus peuvent impacter négativement certains macrophytes (Sandsten & Klaassen, 2008), mais pourraient également favoriser les organismes benthiques, et augmenter la diversité des communautés de végétaux à tubercules (Sandsten & Klaassen, 2008).

Par ailleurs, les grandes colonies d'oies ou de canards ont des effets importants sur la végétation de leurs habitats. Dans les roselières ou sauleraies denses, ces espèces peuvent ouvrir les milieux et augmenter la diversité spatiale, fournissant des micro-habitats pour d'autres espèces. Dans de nombreux cas, les passages dans les roselières



sont vitaux pour les invertébrés aquatiques, plantes, poissons et autres oiseaux (Murkin et al., 1982, 1997). Un autre cas d'étude a montré que des colonies d'oies et de canards siffleurs présentes en automne en zones côtières, participaient également à la bio-perturbation des sédiments et au maintien des colonies de zostères (Nacken & Reise, 2000). En effet, en se nourrissant sur la végétation, les animaux retournent les sédiments, amenant la couche sédimentaire anoxique (ce qui est dû à la grande stabilité de cette couche dans ces zones) proche de la surface et renouvelant ainsi l'apport en oxygène (Nacken & Reise, 2000).

### 2.3 Rôles directs et indirects dans la structure des réseaux trophiques

Par leur présence, les anatidés jouent des rôles directs et indirects dans les réseaux trophiques des écosystèmes aquatiques. En tant que proies, leur présence influe sur le comportement et l'abondance de leurs prédateurs, tels que les renards, mustélidés ou rapaces. Par ailleurs, étant majoritairement herbivores, les anatidés peuvent maintenir la forte biodiversité des zones humides en permettant la coexistence d'espèces de plantes différentes, en réduisant la compétition interspécifique (Hidding et al., 2010; Jasmin et al., 2008). La consommation de macrophytes submergés par ces oiseaux peut également augmenter leur diversité et leur productivité. Une étude a ainsi montré que l'introduction de renards dans les Iles Aléoutiennes a contribué à la diminution de la diversité végétale, via la prédation des oies de Hutchins (*Branta hutchinsii*) et en réduisant le broutage des oies sur les macrophytes (Maron et al., 2006).

D'autres espèces sont omnivores, et se nourrissent également d'invertébrés aquatiques, tels que les larves d'insectes comme les chironomidés (Phillips, 1991), qui sont notamment des ravageurs de rizières, de stations d'épurations et autres écosystèmes (Ali, 1996). Ainsi, les anatidés contrôlent la présence de ravageurs et d'espèces exotiques envahissantes, un autre exemple étant celui de la moule zébrée *Dreissena polymorpha*, hautement invasive en Europe et en Amérique, et prédatée par certaines espèces de canards plongeurs (Hamilton et al., 1994; Werner et al., 2005).

En outre, les anatidés peuvent avoir des rôles indirects dans les réseaux trophiques, comme par exemple la protection contre les prédateurs pour d'autres espèces. Ainsi, Allard & Gilchrist (2002) ont observé que les bernaches du Canada (*B. canadensis*), en défendant leurs nids contre les prédateurs, défendent également les nids des espèces à proximité, ce qui peut avoir des conséquences à l'échelle des communautés, en augmentant la diversité des espèces d'oiseaux nicheurs présents (Green & Elmberg, 2014).

### 2.4 Participation aux cycles biogéochimiques et des nutriments

De part leurs mouvements et leur agrégation en colonies à certaines périodes de l'année, les oiseaux d'eau influencent les flux de nutriments dans les écosystèmes qu'ils occupent. Ainsi, en se concentrant sur les sites de nidification ou de remise, les anatidés provoquent des changements brusques du stade trophique des zones humides. Dans certains espaces naturels, les concentrations en nutriments sont souvent limitées, et la guanotrophisation impacte alors positivement la biodiversité et la productivité de ces milieux (Van Geest et al., 2007). Dans certains lacs salins de Hongrie, l'apport de nutriments de source externe par les oies et autres oiseaux d'eau représente 50% du carbone et 70% du phosphore contenus dans ces milieux, soutenant les communautés de crustacés (Boros, Forró, et al., 2008; Boros, Nagy, et al., 2008). En outre, en connectant les milieux terrestres et aquatiques, beaucoup d'espèces d'anatidés n'étant pas restreintes seulement aux zones humides, ils permettent certainement l'échange d'énergie et de nutriments entre ces environnements, même si ces processus restent encore peu étudiés.

Néanmoins avec l'apport excessif de nutriments dus aux activités anthropiques et la réduction de la surface des zones humides, les apports fournis par les communautés d'oiseaux ont maintenant souvent des impacts négatifs sur les lacs et étangs, en changeant des milieux riches en macrophytes avec des eaux claires en milieux riches en phytoplancton avec des eaux turbides (Post et al., 1998).

Enfin, outre que leur influence sur le cycle des nutriments, les oiseaux d'eau influent également sur une diversité de cycles biogéochimiques, de manière subtile et encore peu connue. Les colonies d'oiseaux sur les sites de reproduction modifient la composition des sols et le cycle d'éléments comme le nitrogène (Bazely & Jefferies, 1985). La bio-perturbation exercée par les cygnes lors de leur alimentation sur les macrophytes submergés peut également réduire la production de méthane, un gaz à effet de serre important, en augmentant l'oxydation des sédiments (Bodelier et al., 2006).

## 2.5 Espèces bio-indicatrices

Les espèces bio-indicatrices permettent d'estimer la qualité générale de l'écosystème, en n'étudiant qu'un seul de ses composants, ce qui limite les coûts de suivi. Les oiseaux des zones humides sont de bonnes espèces bio-indicatrices car ils sont faciles à compter et sont observés par de nombreuses personnes passionnées. Des données sont donc disponibles à large échelle géographique et sur de longues séries temporelles, comportant des données historiques souvent manquantes pour d'autres organismes aquatiques (Rendón et al., 2008). Par ailleurs, les variations d'abondance ou de richesse spécifique des populations d'oiseaux peuvent être corrélées à des variations d'abondance de macrophytes submergés par exemple (Wicker & Endres, 1995), qui sont eux-mêmes de bons indicateurs de la diversité aquatique (Carpenter & Lodge, 1986). Ce sont donc des espèces particulièrement adaptées pour suivre le bon état des écosystèmes aquatiques (Amat & Green, 2010). A l'échelle d'une masse d'eau, l'abondance de canards en reproduction est ainsi un bon indicateur de la diversité structurale de la végétation aquatique et de l'abondance d'invertébrés aquatiques (Elmberg et al., 1993).

Même le comportement des anatidés peut être un bon bio-indicateur: il a été montré que le degré d'appariement des adultes en début de période de reproduction ainsi que la recherche de nourriture des petits plus tard dans la saison sont corrélés avec la concentration en phosphates dans certains lacs (Nummi et al., 2000; Pöysä et al., 2001). L'absence de certaines espèces, comme le canard colvert *Anas platyrhynchos* ou la sarcelle d'hiver *A. crecca* dans des marais potentiellement adaptés à leur écologie, peut également indiquer une faible abondance d'invertébrés (Gunnarsson et al., 2004). En outre, l'analyse de leurs plumes ou d'autres tissus peut également renseigner sur la présence de métaux lourds ou autres contaminants (Taggart et al., 2006).

Il faut néanmoins rester prudents, car, malgré les exemples cités ci-dessus, les oiseaux d'eau ne reflètent pas toujours fidèlement la qualité des écosystèmes. En effet, beaucoup d'espèces d'anatidés sont suffisamment plastiques pour s'adapter à des conditions environnementales plus difficiles (Tamisier & Grillas, 1994), et peuvent également utiliser les zones humides artificielles, qui remplacent les zones humides naturelles (Rendón et al., 2008).

## 2.6 Participation à l'éducation et à la conservation des écosystèmes aquatiques

Les anatidés ont une valeur culturelle importante dans de nombreux pays à travers le monde (Kear, 1990). D'une part, beaucoup de passionnés veulent préserver les rassemblements d'oiseaux ayant lieu en période de migration ou sur les sites d'hivernage, ce qui a facilité la protection de nombreuses zones humides. Cela a notamment mené à l'adoption de la Convention Ramsar (Convention sur les zones humides) en 1971, ainsi qu'à la création de nombreuses associations non gouvernementales telles que le Wildfowl & Wetlands Trust (Grande Bretagne) et le Wetlands International (anciennement appelé le International Waterfowl Research Bureau). Il a ainsi été montré en Ecosse, que les bénéfices économiques du tourisme liés à la présence d'oies sauvages étaient 700 fois plus importants que les coûts engendrés par les dégâts provoqués par ces espèces sur l'agriculture (MacMillan et al., 2004).

D'autre part, les anatidés sont chassés à travers le monde, et rapportent ainsi un bénéfice économique important. Aux Etats-Unis notamment, la chasse aux anatidés a rapporté 1.5 milliards de dollars en 1996 (Losey & Vaughan, 2006). Les bénéfices engendrés par la conservation des zones humides afin de maintenir des populations



---

de canards au profit de la chasse récréative ont été estimés plus importants que les bénéfices possibles en transformant ces espaces en surfaces agricoles (Gascoigne et al., 2011). Dans l'Union Européenne, plus de 6,7 millions de chasseurs sont comptabilisés, représentant 7,6 millions d'oiseaux d'eau tués chaque année (Hirschfeld & Heyd, 2005).

### 3 Ecologie des *Oxyura* dans les zones humides, et impact pour la conservation de l'érismature à tête blanche

Le genre *Oxyura* regroupe six espèces de canards plongeurs distinguées par leur longue queue dressée à 45°. Parmi ces espèces, trois sont endémiques d'Amérique (*O. jamaicensis*, *O. vittata* et *O. ferruginea*), les trois autres espèces étant respectivement endémiques d'Eurasie (*O. leucocephala*), d'Afrique (*O. maccoa*) et d'Australie (*O. australis*).

Suite à son introduction en Grande Bretagne dans les années 1950 à des fins scientifiques et pédagogiques, l'érismature rousse *O. jamaicensis* est maintenant présente en Europe, avec une population d'environ 6 000 individus comptabilisée au début des années 2000 (WWT Wetlands Advisory Service, 2002). Cette expansion menace la survie de l'érismature à tête blanche *O. leucocephala*, considérée comme "espèce en danger d'extinction" sur la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN). Etant phylogénétiquement proche de l'érismature rousse, l'introduction de cette dernière en Europe présente des risques d'hybridation, menaçant la survie de l'érismature à tête blanche à long terme (Muñoz-Fuentes et al., 2006). Des hybrides fertiles ont ainsi été observés dans les pays où les deux espèces peuvent se croiser, notamment en Espagne et au Portugal.

Ces deux espèces, par leur écologie, ont des rôles dans les écosystèmes aquatiques qui peuvent être altérés par l'extinction de l'érismature à tête blanche.

#### 3.1 Habitats

Dans son aire de répartition d'origine et en période de reproduction, l'érismature rousse est essentiellement observée dans des marais de grande taille, des réservoirs, des étangs de stockage, et dans des zones naturelles humides assez profondes, présentant suffisamment de végétation émergée et d'eau pour les atterrissages et décollages (Baldassarre, 2014). En Colombie-Britannique, les habitats de reproduction choisis par l'érismature rousse étaient significativement plus grands, profonds, plus riches en nitrates dissous mais moins turbides et dans des zones moins forestières (Savard et al., 1994). En période hivernale, les habitats semblent plus variés, et de nombreux oiseaux ont notamment été observés dans des étangs d'évaporation hyper-salins et peu profonds, mais aussi sur des grandes zones humides, lacs, réservoirs, ou encore sur des rivières, comme le Mississippi. En hiver, les érismatures rousses sont régulièrement observées dans les baies côtières, estuaires et eaux saumâtres (Baldassarre, 2014). Dans leur aire introduite, notamment en Grande-Bretagne et en France, des comportements similaires sont observés. En période hivernale, les oiseaux se regroupent en grands groupes sur des zones humides étendues, et dispersent ensuite pour se reproduire sur de plus petites masses d'eaux (Hugues, 1990; Pirog et al., 2023).

L'érismature à tête blanche occupe des habitats très similaires à ceux fréquentés par l'érismature rousse. Cette espèce préfère les eaux saumâtres, alcalines, les lacs eutrophiques, les masses d'eau temporaires ou semi-permanentes avec un bassin hydrologique fermé (Green & Hugues, 2001). Les sites de reproduction arborent une végétation émergée dense et sont relativement profonds (entre 0,5m et 3m de profondeur) et étendus. Les sites d'hivernage sont quand à eux généralement plus grands et plus profonds, avec peu de végétation émergente. Les groupes hivernaux, de grandes tailles, sont souvent observés sur des eaux intérieures salines, comme le lac Burdur Gölü en Turquie, ou côtières, et la protubérance présente sur le bec des oiseaux pourrait être une adaptation aux milieux salins (Green & Hugues, 2001).

Au cours du XX<sup>ème</sup> siècle, l'aire de distribution de l'érismature à tête blanche a décliné fortement et s'est morcelée, notamment à cause de la chasse et de la destruction de son habitat (Green & Hugues, 2001). Alors que sa répartition a probablement été la plus large en Europe autour de 1850-1930, de nombreux sites de reproduction ne sont maintenant plus fréquentés. Ainsi, en Corse, les derniers individus en reproduction ont été observés au début des années 1960 et en Espagne, la population s'est fortement réduite pour se concentrer dans

le sud du pays, avant d'observer une nouvelle expansion depuis 1980. Cette expansion, dirigée vers le nord et l'est du pays, est certainement due à la limitation de la chasse et aux mesures de conservation mises en place suite à la classification de cette espèce en espèce protégée. Dans les autres pays d'Europe de l'est où l'espèce est présente (Bulgarie, Hongrie, Roumanie), les effectifs sont faibles et en déclin (Hughes et al., 2006). Depuis l'expansion de la population espagnole, des observations plus nombreuses sont également recensées en France.

Avec l'expansion simultanée de l'érisma rousse dans le Paléarctique occidental, et notamment en France et en Espagne, l'utilisation des mêmes habitats que l'érisma à tête blanche pourrait induire de la compétition entre les deux espèces, et empêcher la re-colonisation de masses d'eaux occupées par le passé par l'érisma à tête blanche. Cela peut notamment avoir lieu si les espèces utilisent les mêmes ressources ou lors de la reproduction.

### 3.2 Stratégie alimentaire

Plusieurs études se sont intéressées aux régimes alimentaires de l'érisma rousse et de l'érisma à tête blanche. Dans son aire d'origine, les premières études menées sur l'érisma rousse ont montré une prédominance de végétaux dans son régime alimentaire (72% du contenu stomacal), notamment des graines et des fragments de plantes (incluant potamogeton, scirpe lacustre ou ruppie) (Baldassarre, 2014). Néanmoins, pendant la période de reproduction et dans des études ultérieures, une part plus importante de matières animales a été identifiée, représentant entre 70% et 100% des contenus stomacaux. Ces matières animales étaient majoritairement des larves de chironomidés, les mollusques ou petits crustacés ne représentant qu'une part marginale du régime alimentaire (Baldassarre, 2014).

Dans son aire d'introduction, une forte proportion de matières animales a également été identifiée, représentant 73% du volume du régime alimentaire de l'érisma rousse (Sanchez et al., 2000). Dominé par les larves de chironomidés, ce sont ensuite les graines de différents angiospermes qui représentent la seconde part importante du régime alimentaire de l'espèce. Les auteurs mettent en avant que le pourcentage de végétaux peut être surestimé, les matériaux durs comme les graines se dégradant moins rapidement que les matériaux mous d'origine animale, ce qui peut également expliquer la part importante de végétaux identifiée dans les premières études.

En Espagne, le régime alimentaire de l'érisma rousse a été étudié simultanément avec celui de l'érisma à tête blanche et de leurs hybrides (Sanchez et al., 2000). Aucune différence significative de régime alimentaire n'a été identifiée entre les trois taxons. L'érisma à tête blanche se nourrit ainsi également majoritairement de larves de chironomidés (Sanchez et al., 2000). Des polyachètes ont également été identifiés dans les contenus stomacaux des deux espèces, notamment chez les individus échantillonnés sur des masses d'eau saumâtres ou salines.

Les larves de chironomidés sont relativement tolérantes à l'eutrophisation des masses d'eau (Batzer & Wissinger, 1996), ce qui permet aux érismas rousse et à tête blanche d'être elles-mêmes plus tolérantes à cette menace, contrairement aux anatidés se nourrissant majoritairement de macrophytes (Green et al., 1996). L'importance de cette ressource très répandue pour l'érisma à tête blanche a également pu jouer un rôle dans l'expansion de la population observée en Espagne. Néanmoins, le chevauchement alimentaire entre les deux espèces, et l'occupation de milieux similaires, semblent conforter la possible compétition inter-spécifique depuis l'introduction de l'érisma rousse dans le Paléarctique occidental.

### 3.3 Reproduction

L'érisma rousse est sexuellement mature à partir d'un an (Johnsgard & Carbonell, 1996). La période de reproduction commence en avril-mai et peut durer jusqu'en octobre. Même si l'espèce semble monogame sur une saison de reproduction, d'autres comportements sont régulièrement observés, et l'appariement ne semble



durer que jusqu'au début de l'incubation. Le nid est majoritairement construit chaque année dans la végétation émergée, même si de vieux nids d'autres espèces de canards, foulques ou de grèbes peuvent être ré-utilisés. Ils sont rarement observés sur la terre ferme. Le parasitisme de nids d'autres espèces d'oiseaux d'eau a été reporté (Baldassarre, 2014; Gutiérrez-Expósito et al., 2020). Durant la période de reproduction, l'érismature rousse est extrêmement pugnace, et des comportements agressifs sont régulièrement observés au sein de l'espèce et avec d'autres espèces. En Grande-Bretagne, des individus chassant des lapins se nourrissant sur le rivage ont été observés, et ces comportements sont souvent réalisés pour approcher une femelle ou défendre la partenaire (Baldassarre, 2014).

La période de reproduction de l'érismature à tête blanche commence également fin-mars début-avril, et la nidification commence dès avril (Green & Hugues, 2001). Les femelles construisent également leurs nids sur la végétation émergée, et peuvent également utiliser de vieux nids d'autres espèces (Green & Hugues, 2001). La concomitance entre les périodes de reproduction de ces deux espèces implique la possibilité d'hybridation lorsqu'elles se trouvent sur les mêmes plans d'eau. Des hybrides ont ainsi été observés en Espagne, au Maroc et en France (Gutiérrez-Expósito et al., 2020), et des événements de reproduction entre hybrides et lignées pures ont été détectés (Muñoz-Fuentes et al., 2006). Par ailleurs, l'agressivité de l'érismature rousse est bien supérieure à celle de l'érismature à tête blanche, et lorsque des mâles d'érismature rousse sont présents sur les plans d'eau, des combats sont observés entre les deux espèces (Figure 4), souvent au déficit des mâles érismature à tête blanche.



Figure 4: **Combat** entre une mâle érismature rousse (à gauche) et un mâle érismature à tête blanche (à droite).

Ainsi, l'érismature à tête blanche, par son écologie, représente différents rôles écosystémiques dans les zones humides. Elle sert tout d'abord d'espèce parapluie, et a permis la conservation de plusieurs masses d'eau au titre de la Convention Ramsar dans son aire de distribution. Adaptable à de nombreux milieux, elle ne permet pas d'évaluer la qualité des écosystèmes, mais peut être un bon régulateur des populations de chironomidés, qui constituent majoritairement son régime alimentaire. En s'alimentant également de graines de différents angiospermes, elle participe à la dissémination de végétaux lors de ses migrations et déplacements. La compétition avec l'érismature rousse, à la fois pour des ressources alimentaires et à la fois lors de la reproduction, présente de véritables risques pour le maintien et l'expansion de la population présente en Méditerranée occidentale sur le long terme.

## 4 Références

- Ali, A. (1996). A concise review of chironomid midges (Diptera: Chironomidae) as pests and their management. *Journal of Vector Ecology*, 21, 105-121.
- Allard, K., & Gilchrist, H. G. (2002). Kleptoparasitism of herring gulls taking eider eggs by Canada geese. *Waterbirds*, 25(2), 235-238. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2002\)025%5B0235:KOHGTE%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025%5B0235:KOHGTE%5D2.0.CO;2)
- Amat, J. A., & Green, A. J. (2010). Waterbirds as bioindicators of environmental conditions. In C. Hurford, M. Schneider, & I. Cowx (Éds.), *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: A Practical Guide and Case Studies* (p. 45-52). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9278-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9278-7_5)
- Baldassarre, G. A. (2014). *Ducks, Geese, and Swans of North America*. Johns Hopkins University Press. [https://www.ebook.de/de/product/22517628/guy\\_a\\_baldassarre\\_ducks\\_geese\\_and\\_swans\\_of\\_north\\_america.html](https://www.ebook.de/de/product/22517628/guy_a_baldassarre_ducks_geese_and_swans_of_north_america.html)
- Batzer, D. P., & Wissinger, S. A. (1996). Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology*, 41(1), 75-100. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000451>
- Bazely, D. R., & Jefferies, R. L. (1985). Goose faeces: A source of nitrogen for plant growth in a grazed salt marsh. *Journal of Applied Ecology*, 22(3), 693-703. <http://www.jstor.org/stable/2403222>
- Blankespoor, B., Dasgupta, S., & Laplante, B. (2014). Sea-level rise and coastal wetlands. *AMBIO*, 43(8), 996-1005. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0500-4>
- Bodelier, P. L. E., Stomp, M., Santamaria, L., Klaassen, M., & Laanbroek, H. J. (2006). Animal-plant-microbe interactions: direct and indirect effects of swan foraging behaviour modulate methane cycling in temperate shallow wetlands. *Oecologia*, 149(2), 233-244. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0445-9>
- Boros, E., Forró, L., Gere, G., Kiss, O., Vörös, L., & Andrikovics, S. (2008). The role of aquatic birds in the regulation of trophic relationships of continental soda pans in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 54(1), 189-206.
- Boros, E., Nagy, T., Pigniczki, C., Kotymán, L., Balogh, K., Vörös, L., et al. (2008). The effect of aquatic birds on the nutrient load and water quality of soda pans in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 54(1), 207-224.
- Brochet, A. L., Guillemain, M., Fritz, H., Gauthier-Clerc, M., & Green, A. J. (2010). Plant dispersal by teal (*Anas crecca*) in the Camargue: Duck guts are more important than their feet. *Freshwater Biology*, 55(6), 1262-1273. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02350.x>
- Brochet, A.-L., Guillemain, M., Fritz, H., Gauthier-Clerc, M., & Green, A. J. (2009). The role of migratory ducks in the long-distance dispersal of native plants and the spread of exotic plants in Europe. *Ecography*, 32(6), 919-928. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05757.x>
- Carpenter, S. R., & Lodge, D. M. (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26, 341-370. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(86\)90031-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(86)90031-8)
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Costea, M., Stefanović, S., García, M. A., De La Cruz, S., Casazza, M. L., & Green, A. J. (2016). Waterfowl endozoochory: An overlooked long-distance dispersal mode for *Cuscuta* (dodder). *American Journal of Botany*, 103(5), 957-962. <https://doi.org/https://doi.org/10.3732/ajb.1500507>
- Cranswick, P., & Secretariat of the Bern Convention, the. (2023). *Expert meeting on the implementation of the Action Plan for the Eradication of the Ruddy Duck in Europe*. Bern Convention.
- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine Freshwater Research*, 65(10), 934-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Davidson, N. C., & Finlayson, C. M. (2018). Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Marine and Freshwater Research*, 69(10), 1525-1533. <https://doi.org/10.1071/MF17377>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182. <https://doi.org/>



**OFB**  
OFFICE FRANÇAIS  
DE LA BIODIVERSITÉ



10.1017/S1464793105006950

- Elmberg, J., Nummi, P., Poysa, H., & Sjöberg, K. (1993). Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. *Ecography*, *16*(3), 251-260. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1993.tb00214.x>
- Figuerola, J., & Green, A. J. (2002). Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: A review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, *47*(3), 483-494. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00829.x>
- Figuerola, J., Green, A. J., & Michot, T. C. (2005). Invertebrate eggs can fly: Evidence of waterfowl-mediated gene flow in aquatic invertebrates. *The American Naturalist*, *165*(2), 274-280. <https://doi.org/10.1086/427092>
- Frisch, D., Green, A. J., & Figuerola, J. (2007). High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. *Aquatic Sciences*, *69*(4), 568-574. <https://doi.org/10.1007/s00027-007-0915-0>
- Gascoigne, W. R., Hoag, D., Koontz, L., Tangen, B. A., Shaffer, T. L., & Gleason, R. A. (2011). Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA. *Ecological Economics*, *70*(10), 1715-1725. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.04.010>
- Green, A. J., & Elmberg, J. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, *89*(1), 105-122. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/brv.12045>
- Green, A. J., Fox, A. D., Hilton, G., Hughes, B., Yazar, M., & Salathé, T. (1996). Threats to Burdur Lake ecosystem, Turkey and its waterbirds, particularly the white-headed duck *Oxyura leucocephala*. *Biological Conservation*, *76*(3), 241-252. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00125-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00125-5)
- Green, A. J., & Hugues, B. (2001). *Oxyura leucocephala* White-headed Duck. *BWP update*, *3*(2), 79-90.
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Sjöberg, K., Pöysä, H., & Nummi, P. (2004). Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Can. J. Zool.*, *82*(11), 1698-1703. <https://doi.org/10.1139/z04-153>
- Gutiérrez-Expósito, C., Pernollet, C., Adriaens, T., & Henderson, I. (2020). Ruddy duck (*Oxyura jamaicensis* Gmelin, 1789). In *Invasive Birds: Global Trends and Impacts* (p. 200-205). CABI.
- Hamilton, D. J., Ankney, C. D., & Bailey, R. C. (1994). Predation of zebra mussels by diving ducks: An enclosure study. *Ecology*, *75*(2), 521-531. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1939555>
- Hernández, Á. (2011). Internal dispersal of seed-inhabiting insects by vertebrate frugivores: A review and prospects. *Integrative Zoology*, *6*(3), 213-221. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2011.00245.x>
- Hidding, B., Nolet, B. A., Boer, T. de, Vries, P. P. de, & Klaassen, M. (2010). Above- and below-ground vertebrate herbivory may each favour a different subordinate species in an aquatic plant community. *Oecologia*, *162*(1), 199-208. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1450-6>
- Hirschfeld, A., & Heyd, A. (2005). Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: Bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare. *Berichte zum Vogelschutz*, *42*, 47-74.
- Hudson, R. (1976). Ruddy ducks in Britain. *British Birds*, *69*(132), 143.
- Hughes, B., Robinson, J., Green, A. J., Li, D., & Mundkur, T. (2006). International Single Species Action Plan for the Conservation of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*. *AEWA Technical Series*, *8*.
- Hugues, B. (1990). The ecology and behaviour of the North American ruddy duck *Oxyura jamaicensis* in Great Britain and its interaction with native waterbirds: a progress report. *Wildfowl*, 133-138.
- Hugues, B., Criado, J., Delany, S., Gallo-Orsi, U., Green, A., Grussu, M., Perennou, C., & Torres, J. (1999). *The status of the North American ruddy duck Oxyura jamaicensis in the western palearctic: Towards an action plan for eradication*. The Wildfowl; Wetlands Trust.
- Jasmin, J.-N., Rochefort, L., & Gauthier, G. (2008). Goose grazing influences the fine-scale structure of a bryophyte community in arctic wetlands. *Polar Biology*, *31*(9), 1043-1049. <https://doi.org/10.1007/s00300-008-0443-y>
- Johnsgard, P. A., & Carbonell, M. (1996). *Ruddy Ducks & Other Stiffetails: Their Behavior and Biology (Animal Natural History Series)*. Univ of Oklahoma Pr.
- Jordano, P., García, C., Godoy, J. A., & García-Castaño, J. L. (2007). Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *104*(9), 3278-3282. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606793104>



- Kear, J. (1990). *Man and wildfowl*. A&C Black.
- King, B. (1961). Feral North American ruddy ducks in Somerset. *Wildfowl Trust Annual Report*, 12, 167-168.
- Kingsford, R. T., Basset, A., & Jackson, L. (2016). Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 892-916. <https://doi.org/10.1002/aqc.2709>
- Klein, D. R., Bruun, H. H., Lundgren, R., & Philipp, M. (2008). Climate change influences on species interrelationships and distributions in high-arctic Greenland. In *High-Arctic Ecosystem Dynamics in a Changing Climate* (Vol. 40, p. 81-100). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(07\)00004-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(07)00004-9)
- Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience*, 56(4), 311-323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56%5B311:TEVOES%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56%5B311:TEVOES%5D2.0.CO;2)
- Lovas-Kiss, Á., Navarro-Ramos, M. J., Vincze, O., Löki, V., Urgyán, R., Pallér-Kapusi, F., Leeuwen, C. H. A. van, Green, A. J., & Lukács, B. A. (2023). Traits for transport: Alien wetland plants gain an advantage during endozoochorous seed dispersal by waterfowl. *Freshwater Biology*, 68(10), 1703-1715. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/fwb.14154>
- MacMillan, D., Hanley, N., & Daw, M. (2004). Costs and benefits of wild goose conservation in Scotland. *Biological Conservation*, 119(4), 475-485. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.01.008>
- Maron, J. L., Estes, J. A., Croll, D. A., Danner, E. M., Elmendorf, S. C., & Buckelew, S. L. (2006). An introduced predator alters Aleutian Island plant communities by thwarting nutrient subsidies. *Ecological Monographs*, 76(1), 3-24. <https://doi.org/10.1890/05-0496>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human well-being: Wetlands and water shynthesis*. World Resources Institute.
- Muñoz-Fuentes, V., Green, A. J., Sorenson, M. D., Negro, J. J., & Vila, C. (2006). The ruddy duck *Oxyura jamaicensis* in Europe: Natural colonization or human introduction? *Molecular Ecology*, 15(6), 1441-1453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02886.x>
- Murkin, H. R., Kaminski, R. M., & Titman, R. D. (1982). Responses by dabbling ducks and aquatic invertebrates to an experimentally manipulated cattail marsh. *Canadian Journal of Zoology*, 60(10), 2324-2332. <https://doi.org/10.1139/z82-299>
- Murkin, H. R., Murkin, E. J., & Ball, J. P. (1997). Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: A 10-year experiment. *Ecological Applications*, 7(4), 1144-1159. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007%5B1144:AHSAPW%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007%5B1144:AHSAPW%5D2.0.CO;2)
- Nacken, M., & Reise, K. (2000). Effects of herbivorous birds on intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, 54(2), 87-94. <https://doi.org/10.1007/s101520050006>
- Nummi, P., Sjöberg, K., Pöysä, H., & Elmberg, J. (2000). Individual foraging behaviour indicates resource limitation: an experiment with mallard ducklings. *Can. J. Zool.*, 78(11), 1891-1895. <https://doi.org/10.1139/z00-142>
- Phillips, V. E. (1991). Pochard *Aythya ferina* use of chironomid-rich feeding habitat in winter. *Bird Study*, 38(2), 118-122. <https://doi.org/10.1080/00063659109477078>
- Pirog, A., Tableau, A., Gillier, J.-M., Maillard, J.-F., Reeber, S., & Potier, J. (2023). *Bilan technique 2022 du LIFE Oxyura*. LIFE Oxyura, Office Français pour la Biodiversité et Société Nationale pour la Protection de la Nature.
- Post, D. M., Taylor, J. P., Kitchell, J. F., Olson, M. H., Schindler, D. E., & Herwig, B. R. (1998). The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. *Conservation Biology*, 12(4), 910-920. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.97112.x>
- Pöysä, H., Sjöberg, K., Elmberg, J., & Nummi, P. (2001). Pair formation among experimentally introduced mallards *Anas platyrhynchos* reflects habitat quality. *Annales Zoologici Fennici*, 38(2), 179-184. <http://www.jstor.org/stable/23735764>
- Ramsar Convention. (1971). *Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat*. <https://www.ramsar.org/document/convention-wetlands-text-originally-adopted-1971>
- Rendón, M. A., Green, A. J., Aguilera, E., & Almaraz, P. (2008). Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biological Conservation*, 141(5), 1371-1388. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.006>

- Sanchez, M. I., Green, A. J., & Dolz, J. C. (2000). The diets of the white-headed duck *Oxyura leucocephala*, ruddy duck *O. jamaicensis* and their hybrids from Spain. *Bird Study*, 47(3), 275-284. <https://doi.org/10.1080/00063650009461187>
- Sánchez, M. I., Green, A. J., Amat, F., & Castellanos, E. M. (2007). Transport of brine shrimps via the digestive system of migratory waders: dispersal probabilities depend on diet and season. *Marine Biology*, 151(4), 1407-1415. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0577-9>
- Sánchez, M. I., Hortas, F., Figuerola, J., & Green, A. J. (2012). Comparing the potential for dispersal via waterbirds of a native and an invasive brine shrimp. *Freshwater Biology*, 57(9), 1896-1903. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02852.x>
- Sandsten, H., & Klaassen, M. (2008). Swan foraging shapes spatial distribution of two submerged plants, favouring the preferred prey species. *Oecologia*, 156(3), 569-576. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1010-5>
- Sauter, A., Korner-Nievergelt, F., & Jenni, L. (2010). Evidence of climate change effects on within-winter movements of European Mallards *Anas platyrhynchos*. *Ibis*, 152(3), 600-609. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01028.x>
- Savard, J.-P. L., Sean Boyd, W., & John Smith, G. E. (1994). Waterfowl-wetland relationships in the Aspen Parkland of British Columbia: Comparison of analytical methods. *Hydrobiologia*, 279(1), 309-325. <https://doi.org/10.1007/BF00027864>
- Scheffer, M. (2001). Alternative attractors of shallow lakes. *The Scientific World Journal*, 1, 731862. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.62>
- Şekercioglu, Ç. H., Daily, G. C., & Ehrlich, P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(52), 18042-18047. <https://doi.org/10.1073/pnas.0408049101>
- Taggart, M. A., Figuerola, J., Green, A. J., Mateo, R., Deacon, C., Osborn, D., & Meharg, A. A. (2006). After the Aznalcóllar mine spill: Arsenic, zinc, selenium, lead and copper levels in the livers and bones of five waterfowl species. *Environmental Research*, 100(3), 349-361. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.07.009>
- Tamisier, A., & Grillas, P. (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(1), 39-47. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90297-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90297-6)
- Van Geest, G. J., Hessen, D. O., Spierenburg, P., Dahl-Hansen, G. A. P., Christensen, G., Faerovig, P. J., Brehm, M., Loonen, M. J. J. E., & Van Donk, E. (2007). Goose-mediated nutrient enrichment and planktonic grazer control in arctic freshwater ponds. *Oecologia*, 153(3), 653-662. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0770-7>
- Werner, S., Mörtl, M., Bauer, H.-G., & Rothhaupt, K.-O. (2005). Strong impact of wintering waterbirds on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) populations at Lake Constance, Germany. *Freshwater Biology*, 50(8), 1412-1426. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01411.x>
- Wetlands International. (2012). *Waterbird population estimates, Fifth Edition*. Wetlands International.
- Wicker, A. M., & Endres, K. M. (1995). Relationship between waterfowl and American coot abundance with submersed macrophytic vegetation in Currituck Sound, North Carolina. *Estuaries*, 18(2), 428-431. <https://doi.org/10.2307/1352325>
- Wurtsbaugh, W. A. (1992). Food-web modification by an invertebrate predator in the Great Salt Lake (USA). *Oecologia*, 89(2), 168-175. <https://doi.org/10.1007/BF00317215>
- WWT Wetlands Advisory Service. (2002). *The winter status and distribution of ruddy ducks in the UK, 1966/1967-1999/2000*. WWT Wetlands Advisory Service Slimbridge, UK.

## A Annexe : Note de synthèse sur la répartition de l'érismature rousse dans l'aire de distribution de l'érismature à tête blanche

L'érismature rousse *Oxyura jamaicensis* a été importée de son aire native, l'Amérique du Nord, en Europe en 1948, par le Wildfowl & Wetlands Trust. Trois couples et un mâle furent introduits pour commencer un élevage à Slimbridge, au Royaume-Uni, à des fins conservatoires, scientifiques et de sensibilisation. Après des échecs sur l'éjointage des juvéniles par faute d'identification de tous les nids, des échappées ont eu lieu en milieu naturel chaque année, notamment au cours de l'automne 1957, durant lequel une vingtaine d'individus se seraient échappés (Hudson, 1976). Le nombre d'individus introduits en milieu naturel est estimé à environ 70 oiseaux avant 1973, année après laquelle l'élevage artificiel a été privilégié, et moins de naissances ont été manquées (Hudson, 1976).

Les premiers individus observés en milieu naturel datent de 1954, tandis que les premières reproductions semblent avoir lieu dès 1957 (King, 1961). La population a ensuite rapidement augmenté, et la population sauvage au Royaume-Uni est estimée à 6000 oiseaux dès janvier 2000 (WWT Wetlands Advisory Service, 2002). En 1965, les premières observations d'érismatures rousses hors Europe sont documentées. Entre 1965 et 1996, environ 1500 individus sont recensés dans 19 pays du Paléarctique occidental (Figure 5), la majorité des observations se situant dans les Pays-Bas, la Belgique, l'Allemagne, la France et le nord de l'Espagne. En 1998, la population est estimée à environ 4000 individus (Hughes et al., 1999).

A l'extrême limite de son aire de diffusion, le nombre d'individus observé reste faible dans les années 1980, notamment en Espagne, mais augmente ensuite pour atteindre une vingtaine d'individus par an dès le début des années 1990 (Hughes et al., 1999). A partir d'avril 1999, au moins 85 érismatures rousses furent observées sur 43 sites différents en Espagne (Green & Hughes, 2001). Des individus furent également observés au Portugal (sept oiseaux) et au Maroc (130 oiseaux), où la reproduction est suspectée, mais aussi en Israël, en Turquie, en Hongrie et en Autriche (Hughes et al., 1999). C'est dans ces pays que la menace d'hybridation avec l'érismature à tête blanche est forte. En effet, ce sont les derniers pays où la population de Méditerranée occidentale est toujours présente (Hughes et al., 2006).

L'hybridation a en effet été observée en Espagne, au Maroc et en France. Le dernier événement d'hybridation en Espagne a été reporté en 2004, menant à 69 hybrides observés au total, dont 68 ont été éliminés (Gutiérrez-Expósito et al., 2020). Entre 1996 et 2016, 50 observations d'hybrides ont été reportées au Maroc, tandis qu'en France, deux femelles hybrides ont été observées en 2003, ainsi qu'un mâle en 2006.

Depuis ces constatations, des programmes d'élimination ont été mis en place dans différents pays où l'érismature rousse est présente. Au Royaume-Uni, ces programmes ont permis d'éliminer quasi-totalement la population, avec une dizaine d'individus observés fin 2022 (Cranswick & Secretariat of the Bern Convention, 2023). En France, un programme LIFE initié en 2018 a permis de diminuer la population jusque là stable, de plus de 86% en cinq ans, et seule une trentaine d'individus hivernants ont été observés en 2022 [Pirog2023]. Les programmes d'éradication ont également été efficaces en Espagne, où les observations d'érismatures rousses sont très rares depuis 2011.

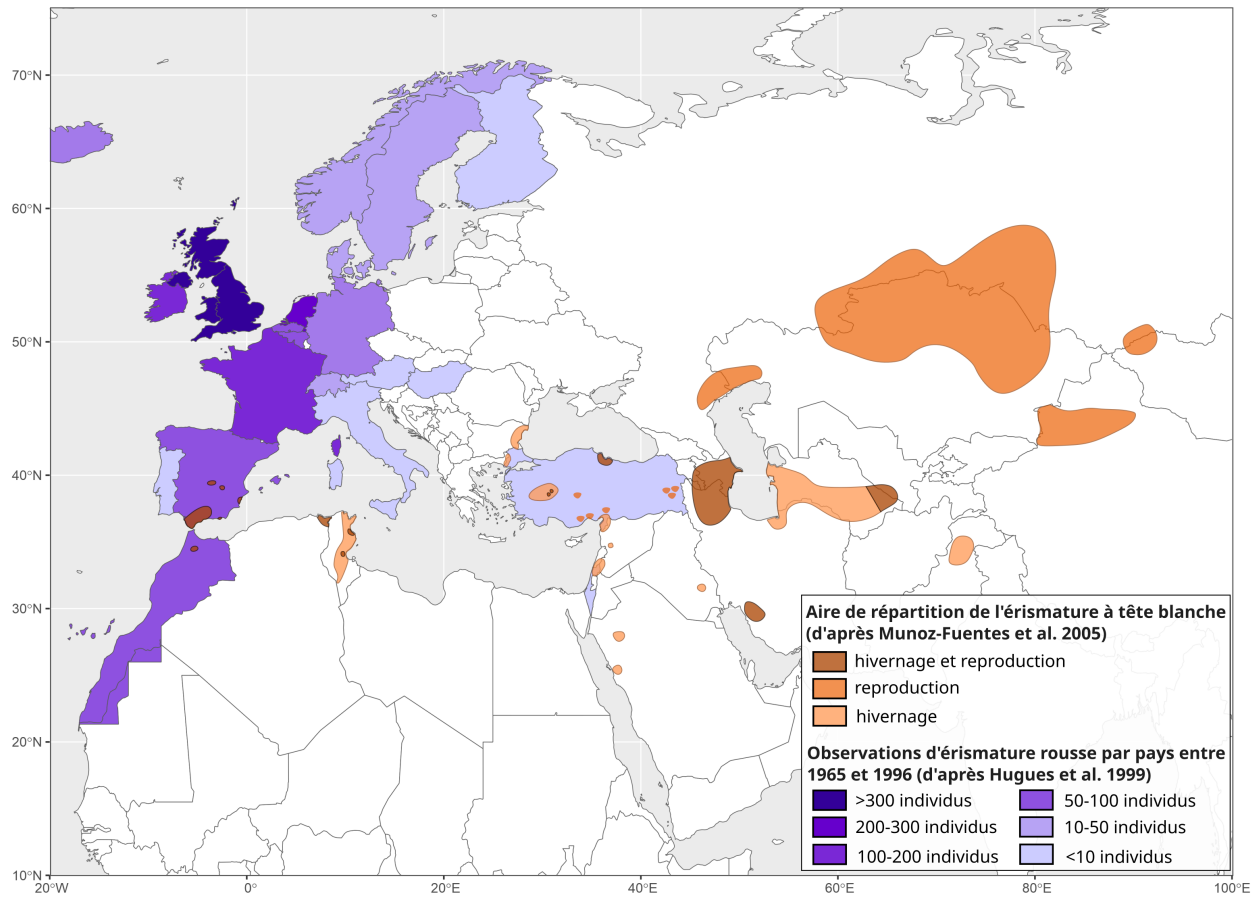


Figure 5: Aire de distribution de l'éristature à tête blanche en Eurasie et observations d'éristature rousse.