

La prédation sur les oiseaux d'eau nicheurs, constats et réflexion sur la gestion

Par **Patrick TRIPLET**

(patrick.triplet1@orange.fr)

Jade CAZANAS

(jade.cazanas@gmail.com)

Capucine BERNARD

(capucinebernard2@gmail.com)

Elva FUENTES

(elva.fuentes@outlook.fr)

Résumé

La prédation sur les nids et poussins des oiseaux d'eau constitue un des facteurs modificatifs de la dynamique des espèces. La prédation concerne de nombreuses espèces proies ou de prédateurs. Des centaines de publications existent sur ce thème et permettent d'aborder ses différentes composantes, de la liste des espèces prédatrices et de leur impact sur les différentes espèces d'oiseaux d'eau à son rôle par rapport à différentes autres causes de diminution des effectifs.

Cette synthèse, loin d'être exhaustive, passe en revue quelques connaissances sur la prédation et discute des méthodes létales ou non permettant de réduire l'impact sur les populations d'oiseaux d'eau, l'enjeu étant d'apporter les solutions les plus performantes pour les espèces au statut de conservation défavorable. Elle tente de montrer que le contrôle des prédateurs n'est ni à mettre en œuvre ni à rejeter de



manière systématique, mais qu'il doit faire l'objet d'une analyse préalable, d'un accompagnement par des mesures de gestion des habitats et de l'emploi de méthodes non létales qui peuvent s'avérer efficaces selon les conditions locales.

Introduction

La prédation est l'interaction biologique dans laquelle un animal se nourrit d'une proie. Comprendre ses mécanismes est un sujet clé de l'écologie comportementale et de la biologie évolutive (LIMA, 2009). L'acte de prédation a pour conséquence la mort de la proie et, dans la plupart des cas, la consommation d'au moins une partie de sa masse. En supprimant des individus, notamment lors de la période de reproduction, la prédation peut influencer le succès de la reproduction et la survie des adultes (LEYRER *et al.*, 2018) mais est un facteur naturel de régulation des populations. Néanmoins, dans certaines circonstances (souvent induites par les êtres humains), un déséquilibre peut apparaître, préjudiciable aux espèces proies. La prédation devient alors une cause de mortalité additive et agit contre les efforts de conservation consentis à travers la restauration des habitats. Ces efforts ne se révèlent donc pas toujours suffisants pour redresser la courbe démographique d'une espèce et améliorer son état de conservation. Ainsi, la prédation est considérée par certains auteurs comme une, voire la, cause principale du déclin et de l'extinction de nombreuses espèces à travers le monde (RICKLEFS, 1969 ; O'CONNOR & SHRUBB, 1986). À l'inverse, une partie de l'opinion publique, mais également des naturalistes et des conservationnistes considèrent comme

inapproprié de devoir reconnaître cette cause et donc de prendre des mesures consistant à supprimer des individus d'une espèce au profit d'une autre. Le contrôle de la prédation, en un lieu donné, en faveur d'une espèce en danger, comme d'ailleurs la gestion des milieux, divise donc en deux camps les interventionnistes et les non-interventionnistes, avec souvent une incompréhension mutuelle des arguments développés par les uns et les autres.

Les auteurs de cette synthèse bibliographique présentent les traits principaux caractérisant la prédation sur les nids, les couvées d'oiseaux d'eau, avec un focus particulier sur le Vanneau huppé *Vanellus vanellus*, une des espèces dont la prédation a été l'une des mieux étudiées. Ils discutent d'un possible impact de la prédation sur la dynamique des populations et sur leur déclin. Cette synthèse ne constitue certes pas l'analyse exhaustive des milliers de publications traitant de la prédation, mais les enseignements qu'elle en tire peuvent éclairer le débat sur l'importance ou non d'intervenir ou non dans le contrôle des relations prédateurs – proies ou d'adopter d'autres solutions.

1. Rôle de la prédation

Les publications se partagent entre celles qui présentent un rôle avéré de la prédation dans la dynamique des populations d'espèces proies et celles qui ne mettent pas ce rôle en évidence. Quelques exemples permettent d'illustrer cette dualité.

1.1 Rôle avéré

La prédation constitue l'un des principaux facteurs du déclin des populations et

conduit à un faible recrutement (McDONALD & BOLTON, 2008a ; LAIDLAW *et al.*, 2017 ; KENTIE *et al.*, 2018 ; ROOS *et al.*, 2018) ou à une baisse locale de la productivité (TEUNISSEN *et al.*, 2005). Elle représente 50 % des échecs de la reproduction des limicoles à travers l'Europe (HART *et al.*, 2002 ; LAIDLAW *et al.*, 2015 ; SHELDON, 2002 ; TEUNISSEN *et al.*, 2005, 2008). L'abondance croissante des nids au cours de la saison de reproduction peut conduire à une augmentation de la prédation (AUSDEN, 2007) avec un impact multiplié si les zones de reproduction des oiseaux suscitent un afflux plurispécifique de prédateurs (LEYRER *et al.*, 2018). L'impact de la prédation sur les populations d'oiseaux d'eau peut varier dans le temps et dans l'espace en raison d'interactions avec d'autres facteurs extrinsèques (NSW, 2001). Le succès des limicoles se reproduisant dans les prairies polonaises est extrêmement faible en raison de la présence abondante de mammifères, principalement des Renards roux (CHYLARECKI *et al.*, 2006). La prédation est également la cause principale d'échec dans les prairies néerlandaises où la probabilité de prédation a pratiquement doublé entre la fin des années 1980 et la fin des années 1990 (ROODBERGEN *et al.*, 2012). Récemment, également aux Pays-Bas, une expérience de contrôle rigoureux des prédateurs a permis d'augmenter le succès à l'envol des poussins de Barge à queue noire *Limosa limosa* et est à la base d'une augmentation des effectifs locaux de cette espèce (LOONSTRA *et al.*, 2024). Les pertes liées aux activités agricoles ont également augmenté nettement sur la période (TEUNISSEN *et al.*, 2005, 2006, 2008). Au niveau actuel de pression de pâturage de 2 bovins/jour/ha, la prédation a un impact relatif plus élevé sur la survie des limicoles se reproduisant dans les prairies côtières que les effets directs et indirects des animaux au pâturage (OTTVALL, 2005).

Dans le Kent, les taux élevés de prédation des nids et le faible taux de survie des poussins ont entraîné un faible taux global de la productivité (HART *et al.*, 2002). En Finlande, la prédation explique la faible productivité des Anatidés aux abords des plans d'eau permanents, comparativement aux nids installés à proximité des mares temporaires dont l'imprévisibilité ne permet pas aux mammifères prédateurs de mémoriser les emplacements potentiels de nids (HOLOPAINEN *et al.*, 2024).

1.2 Rôle non avéré

La prédation pourrait être en fait une cause proximale alors que la cause ultime pourrait être le mauvais état de santé des populations de Vanneau huppé (SHARPE, 2006). Le nombre de prédateurs n'influencerait pas ainsi la dynamique des populations de proies (McDONALD & BOLTON, 2008a ; HOLT & BARFIELD, 2009). Certaines de ces études représentent des situations particulières pour lesquelles la prédation a véritablement de faibles effets et incluent les cas où les proies échappent à la prédation directe de façon permanente. Il se peut également que d'autres facteurs influent sur la taille de la population en masquant en quelque sorte l'effet de la prédation. Mais cela peut aussi être lié à des erreurs de méthodologie omettant de prendre en compte les effets non létaux dus à la prédation. Il est de fait difficile de prouver que les effectifs nicheurs sont limités par la prédation (ZÖCKLER *et al.*, 2003). En effet, de nombreux facteurs additionnels entrent en jeu : fragmentation de l'habitat, dérangements, intensification de l'agriculture (ZÖCKLER *et al.*, 2003). D'après SARGEANT (1978), l'élimination des prédateurs de nids dans les prairies du nord de l'Amérique n'a pas permis d'améliorer la productivité de Canard colvert *Anas platyrhynchos*. Cette solution

ne serait donc ni durable ni stratégique économiquement (AMUNDSON *et al.*, 2013). Enfin, ZIELONKA *et al.* (2019) n'ont pas mis en évidence une augmentation de la survie des nids de Courlis cendré après des prélèvements des seuls Renards roux en Angleterre, ce qui ne permet pas de conclure si la prédation par d'autres espèces n'est pas également à prendre en compte. Ils recommandent de réduire les destructions de leurs prédateurs notamment pour des raisons éthiques.

2. Importance de la prédation

2.1 Effets létaux

L'étude de MISHRA *et al.* (2020) sur le Vanneau pie *Vanellus duvaucelii* résume bien les différents facteurs qui influencent le succès reproducteur des Limicoles. Chez cette espèce, 55 % des échecs de nid seraient liés à la prédation, 32 % seraient attribuables aux activités agricoles, 6 % au piétinement par le bétail, 4 % à la non-viabilité des œufs, 2 % aux dérangements humains et 1 % aux inondations (MISHRA *et al.*, 2020). Tous ces autres facteurs sont liés et pour certains participent indirectement à l'augmentation de la prédation.

Les effets létaux sont plus importants lorsque le prédateur a été introduit sur une île car les espèces proies n'ont pas de réponse face à ce nouveau prédateur (SIH *et al.*, 2010). Si l'adaptation ne s'opère pas assez rapidement, cela peut mener à la disparition de l'espèce subissant la prédation. Sur des îles sans prédateur, les oiseaux peuvent perdre l'aptitude à voler puisque le vol a un coût mais ne pas voler devient un désavantage pouvant conduire à leur disparition en cas d'introduction d'un prédateur (STEADMAN, 1995). Lorsqu'un

prédateur est introduit en milieu continental, les effets létaux sont moins importants et surtout beaucoup plus difficiles à prédire car il faut prendre en compte la dynamique des autres espèces de prédateurs (LETNIC *et al.*, 2009a et b).

Dans ces études, l'impact de la prédation est souvent estimé à l'aune du nombre d'individus tués par prédation ; pourtant, ces effets directs peuvent n'avoir qu'une part mineure dans la dynamique des populations (BROWN, 1999 ; SIH, 1987 ; CREEL & CHRISTIANSON 2008 ; CRESSWELL & WHITFIELD, 2008).

2.2 Effets non létaux

Il existe de nombreuses études montrant que les prédateurs ont des effets démographiques non létaux importants sur les populations de proies (CRESSWELL & WHITFIELD, 2008). Les espèces cibles privilégient les espaces "non létaux" mais sont parfois contraintes de pénétrer dans des zones plus à risques lorsque le coût énergétique à rester dans des espaces "non létaux" devient trop élevé. Elles sélectionnent donc des zones plus risquées en termes de prédation mais plus attractives et avantageuses sur le plan alimentaire (MILINSKI & HELLER, 1978 ; SIH, 1980, 1982). De ce fait, l'utilisation des zones à risques et donc le nombre de proies tuées dépendent du comportement anti-prédateur de l'espèce. Ici l'exemple donné est l'alimentation mais ce peut être divers autres besoins. Cette réduction de la fitness à long terme est appelée "effets non létaux" (PREISSER *et al.*, 2005, 2009 ; LUTTBEG & KERBY, 2005 ; CRESSWELL, 2008).

La peur occasionnée par la possibilité de présence d'un prédateur a été modélisée (BROWN *et al.*, 1999) et doit être intégrée à la réflexion sur le rôle des prédateurs.

En effet, même si aucun prélèvement n'est réalisé sur une espèce proie, la peur peut être suffisante pour modifier son comportement (MOHRING, 2023). La peur de la prédation entraîne des comportements coûteux en énergie et peut avoir des effets importants sur de grandes populations (CRESSWELL, 2008, 2010). Ainsi, les impacts létaux ne constituent-ils que la partie la plus visible des effets de la prédation sur des populations, les effets non létaux étant probablement les plus importants et contribuant à la structuration des communautés.

La vigilance face à la prédation modifie le comportement et la dynamique des populations de proies (CRESSWELL, 2010). La relation entre le nombre de prédateurs et la dynamique des populations ou le nombre de proies réellement tuées peut alors être faible (ABRAMS, 1993). Pour les espèces proies, réduire le risque de prédation a un coût (BROWN, 1999 ; BROWN & KOTLER, 2004). Le changement de comportement améliore la survie à court terme en cas de risque de prédation mais diminue la survie à long terme en agissant sur la fitness (PREISSER *et al.*, 2005).

3. Les prédateurs autochtones

3.1 Données globales

Pratiquement toutes les espèces du **Tableau 1** sont susceptibles d'être occasionnellement ou régulièrement prédatrices de nids et d'œufs d'oiseaux d'eau. Mammifères et oiseaux se partagent la ressource, de manière différente selon les lieux (TROLLIET & GIRARD, 2000 ; EVANS, 2004). Aux Pays-Bas, 22 espèces prédatrices de la Barge à queue noire ont été répertoriées (TEUNISSEN *et al.*, 2008).

Les goélands, les corneilles noires et les busards des roseaux *Circus aeruginosus* sont des prédateurs des nids, tout comme les chats, les rats voire les hérissons *Erinaceus europaeus* (VAN DER ENDE *et al.*, 2017). Des canetons de Tadorne de Belon peuvent être tués par des renards, des hermines et des belettes *Mustela nivalis* dans des zones où la végétation est épaisse (PATTERSON *et al.*, 1982 ; HORI, 1969). Les renards roux et les rapaces sont les prédateurs les plus courants des poussins, chacun représentant 20 % des cas (MASON *et al.*, 2018). TEUNISSEN *et al.* (2008) indiquent que, dans leur étude, 72 poussins ont été consommés par des oiseaux contre 15 par des mammifères alors que seuls 10 nids ont été pillés par des oiseaux contre 93 par des mammifères. La prédation est plus importante dans les zones pâturées (BEINTEMA, 1991). Parmi les prédateurs des nids et des poussins d'Huïtrier pie *Haematopus ostralegus* figurent les corvidés, les goélands, les visons et les chiens (SARYCHEV & MISCHENKO, 2014). D'après McDONALD & BOLTON (2008), dans 32 études sur l'espèce, 56,3 % des nids ont été détruits par un prédateur. Les couples d'huïtriers pie avec 0 à 1 voisin à moins de 50 m ont plus de 50 % de risques d'être prédatés que les couples avec des voisins, alors qu'il n'y a pratiquement pas de prédation lorsque des oiseaux nichent à proximité les uns des autres (BAILEY, 2016). Il y a un réel bénéfice pour les couvées d'Huïtrier pie d'être dans des peuplements hétérospécifiques (Huïtrier pie, Barge à queue noire et Vanneau huppé), où la survie de chaque espèce est plus élevée quand les densités de Limicoles sont élevées. Cela permet de faire face aux espèces d'oiseaux prédatrices. Au contraire, l'effet densité hétérospécifique ne joue pas dans le cas de mammifères prédateurs (FRAUENDORF *et al.*, 2021).

Tableau 1.

Les prédateurs du Vanneau huppé rangés selon leur classification taxonomique. Ne sont pas indiqués les consommations d'œufs par les bovins (RANKIN, 1979) et les moutons (SHARPE, 2006) qui peuvent être de la prédation ou de la consommation accidentelle, comme dans le cas des pontes et des jeunes de Barge à queue noire et de Courlis corlieu *Numenius phaeopus* (KATRÍNARDÓTTIR, 2012), pour pallier les carences en minéraux (PALSDÓTTIR, 1992). La liste d'auteurs n'est pas plus limitative que celle des prédateurs éventuels. RANKIN (1979) cite ainsi de nombreux auteurs anciens non repris ici afin de ne pas surcharger le tableau.

Proie : Poussins (P) ; adultes (A) ; œufs (O)

Les oiseaux prédateurs

Nom commun	Nom latin	Proie	Références
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	P	TEUNISSEN et al., 2008 ; SCHEKKERMAN et al., 2009
Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>	P, O	UNDERHILL-DAY, 1985 ; LIKER, 1992 ; TEUNISSEN et al., 2008
Épervier	<i>Accipiter nisus</i>	A, P	TEUNISSEN et al., 2008 ; RANKIN, 1979
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	P, O	TEUNISSEN et al., 2008
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	A, P	HÖNISCH et al., 2008 ; JUNKER et al., 2006 ; TEUNISSEN et al., 2008 ; SCHEKKERMAN et al., 2009 ; KOOIKER, 2008
Effraie des clochers	<i>Tyto alba</i>	A	RANKIN, 1979
Chevêche d'Athéna	<i>Athene noctua</i>	P	HÖNISCH et al., 2008 ; RANKIN, 1979
Hibou moyen-duc	<i>Asio otus</i>	P, A	RANKIN, 1979
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	P, A	HÖNISCH et al., 2008 ; RANKIN, 1979
Faucon émerillon	<i>Falco columbarius</i>	P, A	RANKIN, 1979
Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>	A	RANKIN, 1979
Huîtrier pie	<i>Haematopus ostralegus</i>	O	TEUNISSEN et al., 2008
Barge à queue noire	<i>Limosa limosa</i>	O	TEUNISSEN et al., 2008
Goéland cendré	<i>Larus canus</i>	P	TEUNISSEN et al., 2008
Mouette rieuse	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	O, P	LIKER, 1992 ; RANKIN, 1979
Pie bavarde	<i>Pica pica</i>	P, O	RANKIN, 1979 ; LIKER, 1992 ; SHARPE, 2006 ;
Choucas des tours	<i>Corvus monedula</i>	P, O	RANKIN, 1979 ; TEUNISSEN et al., 2008
Corbeau freux	<i>Corvus frugilegus</i>	P, O	RANKIN, 1979 ;
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	P, O	TEUNISSEN et al., 2008 ; RANKIN, 1979 ; SCHEKKERMAN et al., 2009
Corneille mantelée	<i>Corvus cornix</i>	P, O	PILACKA et al., 2022 ; BOOTH JONES et al., 2022 ; SEYMOUR et al., 2003 ; KIS et al., 2000 ; ROBSON et ALLCORN, 2006 ; KRÓLIKOWSKA et al., 2016 ; KHIL, 2015 ; BODEY et al., 2011 ; CHYLARECKI et al., 2006 ; BAL et al., 2024

Les mammifères prédateurs

Nom commun	Nom latin	Proie	Références
Rat commun	<i>Rattus norvegicus</i>	P, O	RANKIN, 1979 ; TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008
Hérisson commun	<i>Erinaceus europaeus</i>	O	TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008
Sanglier	<i>Sus scrofa</i>	O	PRAUS, 2015
Chien	<i>Canis lupus familiaris</i>	O, P	LIKER, 1992 ; TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008 ; RANKIN, 1979
Chien viverrin	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	P	LANGGEMACH et BELLEBAUM, 2005 ; NIELSEN, 2008 ; ANDREAS, 2017
Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>	P, O	KOSTER <i>et al.</i> , 2001 ; BELLEBAUM, 2001 ; JUNKER <i>et al.</i> , 2006 ; LANGGEMACH et BELLEBAUM, 2005 ; NIELSEN, 2008 ; TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008 ; HÖNISCH <i>et al.</i> , 2008 ; SHARPE, 2006 ; BERG <i>et al.</i> , 1992 ; SEYMOUR <i>et al.</i> , 2003 ; BOLTON <i>et al.</i> , 2007 ; PUCHTA <i>et al.</i> , 2011 ; BOLTON <i>et al.</i> , 2007 ; BELLEBAUM et BOCK, 2009 ; SCHIFFERLI <i>et al.</i> , 2009 ; BAL et ERCIYAS-YAVUZ, 2024
Chacal doré	<i>Canis aureus</i>	P, O	BAL et ERCIYAS-YAVUZ, 2024
Fouine	<i>Martes foina</i>	O	JUNKER <i>et al.</i> , 2006 ; BELLEBAUM et BOSCHERT, 2003 ; EILERS, 2007 ; KUBELKA <i>et al.</i> , 2018, 2019 ; TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008 ; PRAUS, 2015 ; PEŠKOVÁ, 2020 ; KOOIKER, 2008
Martre des pins	<i>Martes martes</i>	P, O	JUNKER <i>et al.</i> , 2006 ; TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008 ; BOLTON <i>et al.</i> , 2007 ; BELLEBAUM et BOCK, 2009 ; SCHEKKERMAN <i>et al.</i> , 2009
Blaireau	<i>Meles meles</i>	P	KUBELKA <i>et al.</i> , 2019 ; PUCHTA <i>et al.</i> , 2011 ; (KETTEL <i>et al.</i> (2020) indiquent qu'un doute persiste sur le rôle réel de cette espèce)
Hermine	<i>Mustela erminea</i>	P, O	KOSTER <i>et al.</i> , 2001 ; BELLEBAUM, 2001 ; JUNKER <i>et al.</i> , 2006 ; LANGGEMACH et BELLEBAUM, 2005 ; NIELSEN, 2008 ; TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008 ; HÖNISCH <i>et al.</i> , 2008 ; SHRUBB, 1990 ; MILSOM, 2005 ; RANKIN, 1979
Vison d'Amérique	<i>Neovison vison</i>	P	LANGGEMACH et BELLEBAUM, 2005 ; NIELSEN, 2008 ; SIBILLE <i>et al.</i> , 2020
Belette	<i>Mustela nivalis</i>	P, O	SHRUBB, 1990 ; MILSOM, 2005 ; TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008 ; RANKIN, 1979
Putois	<i>Mustela putorius</i>	O	TEUNISSEN <i>et al.</i> , 2008
Raton laveur	<i>Procyon lotor</i>	P	LANGGEMACH et BELLEBAUM, 2005 ; NIELSEN, 2008 ; ANDREAS, 2017
Chat sauvage	<i>Felis sylvestris</i>	P	JUNKER <i>et al.</i> , 2006
Chat domestique	<i>Felis catus</i>	P	JUNKER <i>et al.</i> , 2006

3.2 Les oiseaux prédateurs

BELL et CALLADINE (2017) ont noté l'augmentation des effectifs de prédateurs au cours des 25 années de leur étude avec, par exemple, la Corneille noire dont le nombre est passé de 1 à 9 couples sur une surface de 1,7 km² et la Buse variable qui est passée de 0,3 à 1,2 couple par km² mais la faiblesse du taux de succès à l'envol des huîtres pie, des vanneaux huppés et des courlis cendrés ne semble pas liée à ces prédateurs mais plutôt à la hauteur plus élevée de la végétation au printemps. Sur le Banc d'Arguin, en Gironde, la prédation par la Corneille noire et les dérangements sont responsables de l'échec des couvées d'Huître pie (SEPANSO, 2011).

La réponse anti-prédateur vis-à-vis des corneilles est à la fois intense et efficace, ce qui n'est pas le cas vis-à-vis du Renard roux (ELLIOT, 1985). Les vanneaux huppés sont ainsi bien préparés à défendre les jeunes vis-à-vis des oiseaux prédateurs (KOOIKER & BUCKOW, 1997 ; HABERER, 2001).

AMAR et al. (2011) notent une diminution des effectifs nicheurs de Limicoles sur les parcelles où les corneilles noires sont les plus abondantes. Dans les aires protégées, les corneilles noires peuvent prélever jusqu'à 98 % des nids (OLSEN, 2002). Le Vanneau huppé, par rapport aux autres espèces d'oiseaux prairiaux, a un « score de dissimulation » de 3 (échelle 1-7) et est classé comme « découvrable » plus rapidement par les corneilles noires que la moyenne (BEINTEMA & MÜSKENS, 1987 ; GRUBER, 2006).

Sur l'île de Amrum en Allemagne, la prédation par les corvidés est très faible et comme les mammifères prédateurs sont pratiquement absents, le succès à l'éclosion du Vanneau huppé atteint 96 % (HABERER, 2001). Sur l'île d'Öland, aucune

prédation par des mammifères nocturnes n'a été constatée, tous les événements de prédation sur les couvées se sont produits en journée et donc en partie imputables aux corvidés (LUTZ, 2008). Sur les îles de la mer des Wadden, où il n'y pas de mammifères prédateurs, le nombre de couples de Barge à queue noire nicheurs est plus élevé et la productivité y est meilleure (TREFFLER et al., 2010).

Au Pays de Galles, une augmentation de la densité des corneilles noires entre 1985-86 et 1996 n'a pas conduit à un taux de prédation plus élevé (O'BRIEN, 2001). Selon HABERER (2001) et OTTENS MANN (2014 in BRAUN, 2017), les corvidés sont apparemment peu responsables du mauvais succès reproducteur, puisque les vanneaux huppés adultes sont capables de les attaquer bien que VON FEHN et al. (2019) notent leur importance sur le succès reproducteur des vanneaux huppés. En Californie, les corvidés sont les prédateurs les plus importants du Pluvier neigeux *Charadrius nivosus* et de la Petite Sterne *Sterna antillarum browni* (LIEBEZEIT & GEORGE, 2002). Les corvidés peuvent cependant aider les vanneaux huppés à se défendre contre les rapaces (HABERER, 2001 ; OTTENS MANN, 2014 in BRAUN, 2017). La prédation par les corvidés peut donc être secondaire (BOURGET, 1973 ; HABERER, 2001 ; TEUNISSEN et al. 2006 ; SCHIFFERLI et al., 2006).

Sur les zones littorales, la prédation est le fait des Laridés notamment du Goéland cendré *Larus canus* (HARRIS, 1967) et des corvidés (GOSS-CUSTARD et al., 1995). Les Laridés sont des prédateurs des canetons de Tadorne de Belon (HORI, 1964 ; JENKINS et al., 1975 ; PIENKOWSKI & EVANS, 1982). Les jeunes tadorne de Belon attaqués par les goélands peuvent préalablement être séparés de leurs parents à cause des

dérangements humains ou des comportements agressifs entre les couples (WILLIAMS, 1973), ce qui les rend plus vulnérables (YOUNG, 1964). Aux Pays-Bas, où des eiders à duvet *Somateria mollissima* nichent près d'une colonie de goélands argentés, le taux de survie des canetons est très faible (SWENNEN, 1989). La prédation par les goélands argentés en serait la principale cause (VAN DOBBEN, 1934 ; HOOGERHEIDE, 1950 ; HILDEN, 1964 ; MILNE, 1974 ; SWENNEN, 1989).

Les effectifs de l'Avocette élégante *Recurvirostra avosetta* sur l'île de Havergate dans le Suffolk diminuent lorsque les effectifs reproducteurs des mouettes rieuses *Chroicocephalus ridibundus* augmentent (HILL, 1988). Le succès de la reproduction s'est rétabli à la suite de la régulation des effectifs de Mouette rieuse à partir de 1964. Cependant, après 1971, ce succès a de nouveau baissé, en raison de la prédation du Faucon crécerelle *Falco tinnunculus*. La régulation de la Mouette rieuse a été tentée en 1966 à la Réserve de Minsmere dans le Suffolk mais n'a eu aucun impact sur le succès reproducteur de l'Avocette élégante (HILL, 1988). Dans la réserve naturelle nationale de la Baie de Somme, des mouettes rieuses se spécialisent sur les poussins de Limicoles (SUEUR et al., 2007). La prédation du Faucon crécerelle n'y a été remarquée sur cette espèce qu'à partir de 1999. La prédation par l'Épervier a été constatée en 1999 en raison de l'augmentation du nombre de poussins (SUEUR et al., 2007).

En Loire-Atlantique (France), l'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* n'aurait pas d'impact significatif sur les populations d'oiseaux nichant au sol (MARION, 2013). Il a cependant été classé comme espèce préoccupante par l'Union européenne (règlement d'exécution 2016/1141 du

13 juillet 2016) en raison des risques qu'il fait peser sur la faune locale depuis le 13 juillet 2016 et comme espèce exotique envahissante (arrêté du 14 février 2018) et des opérations d'éradication en ont réduit la population.

3.3 Les mammifères prédateurs

65 à 88 % des pertes d'œufs et de poussins sont dus à des mammifères nocturnes (OLSEN, 2002 ; SCHIFFERLI et al., 2006 ; OERTZEN & DÜTTMANN, 2006 ; BOLTON et al., 2007 ; JUNKER et al., 2006 ; McDONALD & BOLTON, 2008b ; BELLEBAUM & BOCK, 2009 ; BERTHOLDT et al., 2017). Au Danemark, l'exclusion des mammifères prédateurs augmente le succès à l'éclosion même si la prédation nocturne continue (OLSEN, 2002).

Espèce opportuniste (LOVARY & PARIGI, 1995) et principalement consommatrice de micromammifères (JEDRZEJEWSKI & JEDRZEJEWSKA, 1992), le Renard roux est cité dans de nombreuses études européennes comme prédateur des couvées d'oiseaux d'eau (SMITH et al., 1993 ; HOFFMANN, 2006 ; McDONALD & BOLTON, 2008 ; TEUNISSEN et al., 2006 ; LAURSEN et al., 2018). Il peut attaquer un grand nombre d'espèces, mais sa prédation n'a pas les mêmes conséquences sur toutes. Au Danemark, des analyses de fèces ont révélé que le régime alimentaire se composait à 43 % d'oiseaux (32 % de la biomasse), de 3,9 % de rongeurs (21 % de la biomasse), 14 % de carcasses de moutons (41 % de la biomasse) et de 4 % de Lagomorphes (7 % de la biomasse). Les Limicoles représentent entre 3 et 12 % des proies tout au long de l'année (MEISNER et al., 2014). Ces auteurs indiquent que la prédation sur les nids de Limicoles est accessoire, dans la mesure où le Renard roux est un prédateur généraliste et opportuniste. Les renards roux montrent un effort de recherche accru dans les

zones où les densités d'oiseaux sont plus importantes (SEYMOUR *et al.*, 2003). L'augmentation des effectifs de l'espèce au début des années 1990 est en grande partie responsable du déclin des couples reproducteurs d'Huîtrier pie aux Pays-Bas (WILLEMS *et al.*, 2005) et de leur faible succès de reproduction (RANKIN, 1979 ; BRIGGS, 1984 ; BEINTEMA & MUSKENS, 1987). Le nombre de Barges à queue noire a diminué et de nombreuses couvées et pontes ont fait l'objet de prédation (BRANDSMA, 2002). Les taux de pertes par prédation ont ainsi été multipliés par 2,4 entre 1980 et 1990 (TEUNISSEN *et al.*, 2005). Entre les périodes 1981-1995 et 1996-2006, le pourcentage de prédation est passé de 21,8 à 42,1 % (ROODBERGEN, 2010), la prédation étant la cause de 70 à 85 % des pertes de poussins.

Le Vanneau huppé réagit fortement à la présence de renards roux (McDONALD & BOLTON, 2008b ; SEYMOUR *et al.*, 2003). En Angleterre, le déclin de plusieurs populations de Vanneau huppé est plus étroitement associé à une grande abondance de renards roux qu'à un manque apparent d'habitats de reproduction (O'BRIEN, 2001). S'il y a des preuves circonstanciées que l'intensification de l'agriculture est la cause ultime du déclin observé du Vanneau huppé, celle-là s'est produite au moment où le nombre de prédateurs a augmenté (O'BRIEN, 2001). NIELSEN (2008) met en évidence l'importance de la prédation en comparant des années avec peu de renards roux en lien avec la gale qui les a décimés et des années avec une forte densité de renards roux. Les taux de prédation des nids sur les sites agricoles sont également corrélés positivement avec un indice d'abondance du Renard roux (O'Brien, 2001).

Quand le Renard roux se nourrit dans les

zones humides (MEISNER *et al.*, 2014), il peut capturer une cane sur le nid (SARGEANT, 1972, 1978). Les canards ne luttent pas pendant l'attaque du Renard roux qui les attrape en leur coupant le cou ou en les mordant au corps (SARGEANT & EBERHARDT, 1975). Le déclin de nombreuses espèces en Australie coïncide avec la propagation du Renard roux (NSW, 2001). Par exemple, la prédation sur les nids de Sterne naine *Sternula albifrons* est considérée comme la première cause de l'échec de nidification (NSW, 2001). C'est également le cas pour les Huîtriers à long bec *Haematopus longirostris* au nord de la Nouvelle-Galles du Sud (WELLMAN *et al.*, 2000). L'élimination des renards dans des zones de la Nouvelle-Galles du Sud a permis un meilleur succès à l'éclosion de la Sterne naine et de l'Huîtrier à long bec, bien qu'il n'y ait aucune preuve que la prédation du Renard limitait le recrutement de ces espèces (WELLMAN *et al.*, 2000). Outre la prédation directe, le Renard peut affecter les populations d'oiseaux par sa simple présence car il provoque des changements dans leur recherche de nourriture, ce qui diminue leur fitness (LIMA et DILL, 1990).

En Finlande, le Renard roux et le Chien viverrin *Nyctereutes procyonoides* représentaient 32 % des cas de prédation du Courlis cendré *Numenius arquata* (VALKAMA et CURRIE, 1999). Cette prédation peut être une raison du déclin de l'espèce dans le sud de ce pays (YLIMAUNU *et al.*, 1987 ; VALKAMA & CURRIE, 1999 ; VALKAMA *et al.*, 1999). Dans les zones arctiques, où les Limicoles ont pour prédateur principal le Renard arctique *Vulpes lagopus*, l'utilisation d'un habitat de nidification plus sûr par certaines espèces de Limicoles peut contribuer au maintien de populations reproductrices viables sur une aire de répartition plus large. Cela expliquerait que le Grand Gravelot

Charadrius hiaticula qui niche dans des zones rocailleuses ait un meilleur succès reproducteur que le Pluvier doré qui est essentiellement trouvé dans la toundra mésique, une zone légèrement humide (LÉANDRY-BRETON & BÊTY, 2020).

3.4 Les prédateurs intra et interspécifiques chez les Limicoles

Des cas de prédation intra et interspécifiques sont notés chez certaines espèces de Limicoles. Dans sa synthèse, KUBELKA (2020) relate 16 cas de prédation interspécifique et deux de prédation intraspécifique sur des œufs ou des poussins, impliquant 11 espèces prédatrices et 13 espèces-proies. Selon cette étude, les espèces prédatrices sont plus grandes et plus agressives que les espèces ciblées. Le Tournepierre à collier *Arenaria interpres* et le Courlis d'Alaska *Numenius tahitiensis* peuvent constituer une menace importante pour d'autres espèces en raison de leur forte propension à exercer une prédation sur des espèces de leur environnement. Cette prédation peut causer un échec local de la reproduction chez certaines espèces, comme la Sterne royale *Thalasseus maximus* et de différentes espèces de Limicoles.

3.5 Prédation cumulée

Un même nid peut faire l'objet d'une double prédation. Cela a été montré expérimentalement en Finlande et au Danemark avec des nids artificiels. Ceux-ci ont d'abord subi une prédation partielle par des oiseaux puis par des mammifères, probablement attirés par l'odeur diffusée par les restes des œufs ouverts par les premiers. Si les prédateurs ailés ne représentent aucune menace pour les femelles, tout au moins chez les Anatidés, la prédation exercée par des mammifères

pourrait augmenter leur mortalité (HOLOPAINEN *et al.*, 2020, 2024).

4. Les espèces introduites

4.1 Espèces à l'état sauvage

La prédation peut être augmentée lorsque de nouveaux mammifères sont introduits sur un territoire donné (BIRDLIFE, 2012 ; EGLINGTON *et al.*, 2010 ; BEAMAN, 2014 ; HOLOPAINEN *et al.*, 2024). Le Raton laveur *Procyon lotor*, le Chien viverrin et le Vison d'Amérique, introduits en Europe (BERG *et al.*, 1992 ; LANGGEMACH et BELLEBAUM, 2005 ; VÍKSNE *et al.*, 2011 ; LEYREF *et al.*, 2018 ; NUMMI *et al.*, 2019 ; HOLOPAINEN *et al.*, 2021 ; BRZEZIŃSKI *et al.*, 2024) peuvent impacter les populations d'espèces d'oiseaux natifs.

Dans une expérience menée en Finlande, le Raton laveur a présenté un fort impact global sur le succès de la reproduction des oiseaux d'eau, en particulier le Grèbe huppé *Podiceps cristatus*, le Cygne muet *Cygnus olor*, le Canard colvert *Anas platyrhynchos*, le Canard siffleur *Mareca penelope*, la Foulque macroule *Fulica atra*, le Vanneau huppé et le Busard des roseaux, avec des réponses différentes selon les espèces (NUMMI *et al.*, 2019). Les eiders à duvet sont également très sensibles à sa prédation (EKROOS *et al.*, 2012).

Le Vison d'Amérique a été introduit en Europe dans les années 1920 pour sa fourrure. Échappé d'élevages, il s'y est répandu et est considéré comme un prédateur majeur des oiseaux d'eau et de leurs nids (NORDSTRÖM & KORPIMÄKI, 2004). Sa présence affecte la sélection des sites de nidification, les canards sont donc attirés par des sites plus isolés (NORDSTRÖM & KORPIMÄKI, 2004). Au plan local, son éradication a permis un rétablissement de plusieurs espèces de canards de surface

mais aussi du Fuligule morillon *Aythya fuligula* sur différentes îles finlandaises (BANKS *et al.*, 2008).

En Islande, l'introduction du Vison d'Amérique s'est soldée par une forte diminution des effectifs nicheurs d'Eider à duvet, qui n'ont pas évolué en même temps que ce prédateur et s'avèrent incapables de s'en défendre (JONSSON *et al.*, 2023). Son introduction sur une île au sud du Chili s'est traduite par une augmentation de la prédation sur les nids d'oiseaux d'eau qui n'étaient pas situés dans des colonies (SCHÜTTLER *et al.*, 2009). Les mesures létales contre le Vison d'Amérique et le Chien viverrin se sont avérées efficaces pour réduire le nombre de femelles reproductrices d'Eider à duvet tuées et augmenter le succès de nidification (JAATINEN *et al.*, 2022). Ces mesures contre le Vison d'Amérique ne sont cependant pas un facteur contributif essentiel pour augmenter le nombre de couples reproducteurs d'Huîtrier pie (NORDSTRÖM *et al.*, 2003).

Des espèces, rares dans leur pays d'origine, peuvent s'avérer être sources de problèmes sur leurs zones d'introduction. Ainsi, le Hérisson commun *Erinaceus europaeus* est une espèce prioritaire de conservation au Royaume-Uni. Depuis son introduction, en 1974, aux Hébrides extérieures, les populations nicheuses de Limicoles (Bécasseau variable *Calidris alpina*, Chevalier gambette *Tringa totanus*, Bécassine des marais *Gallinago gallinago* et Vanneau huppé) présentent des taux d'échec liés à cette espèce allant de 36 à 64 % (JACKSON & GREEN, 2000 ; JACKSON *et al.*, 2004). Le Grand Gravelot est moins vulnérable car il niche dans des habitats moins attractifs pour les prédateurs (JACKSON & GREEN, 2000). Les hérissons communs sont également responsables

de 11 % des échecs des huîtriers pie dont les œufs plus volumineux sont également moins vulnérables (JACKSON *et al.*, 2004).

On peut également citer le cas de l'Albatros de Tristan da Cunha *Diomedea dabbenena*, sur l'île de Gough, au succès de la reproduction affecté par la prédation exercée par la Souris grise *Mus musculus* dont l'élimination a stoppé la diminution de l'effectif d'albatros (OPPEL *et al.*, 2021).

4.2 Les animaux domestiques

Les chats sont une menace pour le Pluvier siffleur *Charadrius melodus* et la Petite Sterne (BURGER & GOCHFELD, 1990). Leur simple odeur peut diminuer la fitness des oiseaux-proies en provoquant une source de stress (BONNINGTON *et al.*, 2013).

Les chiens domestiques *Canis lupus familiaris* consomment rarement des œufs d'Anatidés (RIGGERT, 1977 ; FIGLEY & VAN DRUFF, 1982). Cependant, tous les types de chiens peuvent avoir un impact tangible sur les espèces d'oiseaux d'eau, mais le peu d'études sur ce sujet ne permet pas encore de bien quantifier cette prédation (DOHERTY *et al.*, 2017). Ces impacts viennent de la prédation directe (RITCHIE & JOHNSON, 2009) et/ou de changements de comportement induits par la peur (BANKS & BRYANT, 2007 ; ZAPATA-RÍOS & BRANCH, 2016). Les chiens constituent une menace au niveau mondial pour 78 espèces d'oiseaux de 25 familles (BELLARD *et al.*, 2016 ; DOHERTY *et al.*, 2016, 2017).

5. Effet combiné de plusieurs facteurs sur le risque de prédation

5.1 Disponibilité en ressources alimentaires

L'impact de la prédation sur les populations locales peut augmenter avec une baisse de la disponibilité de nourriture ou de couverture végétale pour les oiseaux (McNAMARA & HOUSTON, 1987 ; KREBS *et al.*, 1995), ou avec une baisse de la disponibilité des proies préférées des prédateurs (ANGELSTAM *et al.*, 1984 ; GREEN *et al.*, 1987). Les cycles de reproduction des rongeurs affectent ainsi le succès de la reproduction et la survie des Anatidés car la pression de prédation pendant la phase de non-prolifération est importante alors qu'elle est faible lors des phases d'abondance des micro-mammifères (ILES *et al.*, 2013 in FOX *et al.*, 2015). Dans les prairies humides néerlandaises, les taux de prédation sont corrélés négativement avec les densités de Campagnol des champs *Microtus arvalis* (BEINTEMA & MÜSKENS, 1987). Les années suivant l'effondrement des populations de campagnols, les prédateurs terrestres se tournent davantage vers les nids et plus particulièrement vers les plus précoces. La présence de petits mammifères augmente également la probabilité de menaces de prédateurs généralistes tels que le Renard roux, la Buse variable et la Corneille noire qui se nourrissent ensuite des nids et des poussins dans la zone de reproduction (LAIDLAW *et al.*, 2015). L'abondance accrue des campagnols et des amphibiens sur une réserve de prairie humide, où l'intensité de la gestion avait diminué par rapport à un polder voisin intensivement géré sur une réserve en Allemagne a été suggérée comme explication possible des taux

élevés de prédation sur les nids (KÖSTER & BRUNS, 2003). Les nicheurs des prairies humides ont des taux de prédation des nids plus faibles à 100-200 m des zones de végétation haute telles que les bordures de champs, qui peuvent héberger de petits mammifères qui attirent des prédateurs ayant probablement intégré que les bandes enherbées favorisaient les espèces dont ils se nourrissent (LAIDLAW *et al.*, 2015). Au Canada, une grande disponibilité de proies (des œufs d'oies) pour le Renard arctique entraîne une réduction par deux de la taille du domaine vital du prédateur et augmente donc sa densité locale ce qui a un effet négatif sur le Pluvier doré (DULUDE-DE BROIN *et al.*, 2023).

Les poussins d'Huîtrier pie sont d'autant plus vulnérables lorsqu'ils manquent de ressources car les parents doivent consacrer plus de temps à la recherche de proies et moins de temps à défendre leurs poussins (SAFRIEL, 1985 ; ENS *et al.*, 1992). En passant plus de temps en recherche de nourriture, les poussins de Vanneau huppé en passent moins en vigilance et sont moins capables de répondre aux cris d'alerte des parents, ce qui les rend plus susceptibles d'être repérés et capturés par des prédateurs (EGLINGTON *et al.*, 2010). Un déficit alimentaire chez les poussins de Barge à queue noire aurait un effet similaire car ceux-ci augmenteraient leur temps de recherche alimentaire et/ou prendraient plus de risques pour s'alimenter (SCHEKKERMAN *et al.*, 2009).

5.2 Végétation

La nature du couvert végétal affecte la sélection des sites de nidification et la probabilité de prédation des nids dans les zones humides (FONDELL, 1997). Le risque de prédation est influencé par les pratiques agricoles et le pâturage (BAINES, 1990 ; VALKAMA & CURRIE., 1999). La

croissance de la végétation, les récoltes précoces ou l'assèchement des prairies viennent réduire le temps de couvain possible des couvées et les rendent vulnérables (NEHLS, 1996). Dans une parcelle récemment fauchée, les jeunes barges à queue noire ont deux à trois fois plus de risques d'être capturées par un oiseau prédateur (TROLLIET, 2018). La végétation basse entraîne un risque de prédation plus élevé pour les nids et les poussins (BAINES, 1990 ; VALKAMA & CURRIE, 1999 ; WILSON *et al.*, 2009 ; OTTVALL & SMITH, 2006). D'un autre côté, pour le Bécasseau de Temminck *Calidris temminckii* qui exerce une surveillance autour du nid par l'intermédiaire de sentinelles, une visibilité correcte autour du nid est nécessaire et provient d'une végétation broutée par le bétail (KOIVULA & RÖNKÄ, 1998).

L'altération de la structure de la végétation par le pâturage pourrait augmenter la pression de prédation sur les oiseaux nichant au sol de deux façons. La structure uniforme de la végétation créée par le pâturage peut augmenter la probabilité qu'un prédateur détecte des nids, des poussins ou des adultes en réduisant la couverture ou le camouflage (BAINES, 1990). Le pâturage augmente le nombre de prédateurs d'invertébrés du sol et la probabilité de « tomber » sur un nid (BAINES, 1990 ; GRANT *et al.*, 1999). Sur les prairies à forte pression de pâturage, la prédation n'est pas une menace si la densité de prédateurs est faible mais lorsqu'elle augmente, les huîtriers pie ne peuvent défendre efficacement leur territoire et leur progéniture (VAN DER WAL & PALMER, 2008 ; SARYCHEV & MISCHENKO, 2014).

Une végétation haute réduit la visibilité autour du nid et rend l'habitat impropre à l'incubation des femelles qui détectent moins les menaces. Les comportements

agressifs utilisés pour défendre les œufs et les poussins contre les prédateurs deviennent également inefficaces (MØLLER *et al.*, 2018). Le taux de prédation en Angleterre est le plus élevé dans les habitats herbeux (SHELDON, 2002), et au Pays de Galles, il est le plus élevé dans les terres non gérées et les jachères (SHARPE, 2006). KELLY *et al.* (2021) ne notent pas de différence d'effectifs entre après et avant le traitement de parcelles envahies par les joncs *Juncus* spp., bien que statistiquement il n'y ait pas de conclusion définitive. ROBSON & ALLCORN (2006) relatent que les vanneaux huppés ont niché presque exclusivement où des parcelles de joncs ont été coupées en milieu d'hiver pour créer des zones ouvertes de nidification au printemps suivant. Cette mesure doit, selon ces auteurs, être impérativement accompagnée par l'élimination des renards roux afin que les oiseaux puissent élever leurs poussins avec succès. Une végétation rase sécurise les adultes mais surtout les jeunes, comme chez le Courlis cendré (FOUQUET, 2013).

La reproduction des Limicoles sur les prairies côtières réagit positivement au pâturage qui permet de maintenir la végétation rase (NORRIS *et al.*, 1997 ; OLSEN & SCHMIDT, 2004b ; OTTVALL & SMITH, 2006 ; DURANT *et al.*, 2008), mais la relation peut devenir négative lorsque l'intensité du pâturage augmente le piétinement des nids ou permet, par la meilleure visibilité, une prédation accrue sur ces derniers (NORRIS *et al.*, 1998). De plus, le bétail peut prédater directement les nids (NACK & BIRIC, 2005) ou diminuer le couvert du nid et l'hétérogénéité des prairies, augmentant indirectement la prédation (HART *et al.*, 2002 ; PAKANEN *et al.*, 2011). Le ratio bénéfico-risque dépend de l'espèce concernée, du type de bétail et de la pression de pâturage annuelle (PERSON *et*

al., 2018). Le piétinement est important au début de la saison puis devient moins destructeur ensuite (PAKANEN *et al.*, 2011). Pour les chevaliers gambettes nichant dans les prés salés, le risque de prédation des nids passe de 28 % en cas d'absence de pâturage à 95 % pour un chargement moyen annuel de 0,55 Unité Gros Bétail (SHARPS *et al.*, 2015).

Les effets négatifs des bovins sont souvent considérés comme insignifiants par rapport au taux de prédation des nids (LIKER & SZEKELY, 1997 ; OTTVALL, 2005). En Suède, aucune relation n'a été trouvée entre la densité du bétail et la prédation des nids de plusieurs espèces de Limicoles (OTTVALL, 2005). Cependant, le pâturage pourrait augmenter la prédation des nids pour les espèces qui sont facilement dérangées sur leur nid (HART *et al.*, 2002), et celles dont les nids sont plus facilement exposés lorsque la hauteur d'herbe est homogénéisée par les bovins (BAINES, 1990).

La prédation peut également affecter la distribution spatiale des oiseaux, notamment quand des points élevés peuvent être utilisés par des prédateurs et que les oiseaux doivent établir leur nid loin des arbres, des buissons (KLOMP, 1954 ; TAYLOR, 1974 ; BERG *et al.*, 1992 ; O'BRIEN, 2000 ; SHELDON, 2002 ; BOLTON *et al.*, 2007 ; ISAKSSON, 2008) et des constructions humaines (WALLANDER *et al.*, 2006). Les nids sont d'autant plus susceptibles d'être détruits par un prédateur qu'ils se situent à proximité de massifs boisés, le Renard roux étant alors le prédateur le plus important dans la disparition des nids de Vanneau huppé, de Grand Gravelot, de Chevalier gambette et de Bécasseau variable en Estonie (KAASIKU *et al.*, 2022). Les taux de prédation sur les nids de vanneaux huppés sont ainsi plus élevés à moins de

50 m de l'arbre le plus proche (BERG *et al.*, 1992 ; SHELDON, 2002). Cet effet est plus prononcé sur les prairies et sur les champs dominés par des perchoirs situés en périphérie (SHELDON, 2002). La visibilité est d'autant plus importante que les perchoirs sont hauts (OLSEN et SCHMIDT, 2004a). Avec des perchoirs élevés le prédateur ailé est capable de mémoriser l'emplacement des parents et de différer son attaque à un moment favorable, notamment lorsqu'un des parents s'éloigne du nid (ELLIOT, 1985 ; KIS *et al.*, 2000 ; SEYMOUR *et al.*, 2003 ; ŠÁLEK & ZÁMEČNÍK, 2014). Les corvidés ont des capacités cognitives et d'apprentissage (EMERY, 2006) et également une mémoire de longue durée (BRODIN, 2005). Il est donc possible qu'ils aient recours à la stratégie appelée "delayed nest-visit" qui consiste à repérer un nid et à ne le visiter que lorsque les conditions pour le faire sont favorables.

Pour réduire la probabilité de prédation, les vanneaux huppés sélectionnent des habitats ouverts, distants de perchoirs potentiels ou de pylônes et des routes (REIJNEN *et al.*, 1996 ; MILSOM *et al.*, 2000). Le taux de prédation des nids est plus important à moins de 50 m de la lisière d'un bois qu'à plus de 200 m de celui-ci (BERG, 1996 ; BERTHOLD *et al.*, 2017 ; LAIDLAW *et al.*, 2017).

Par ailleurs, la répartition spatiale des mammifères prédateurs à large échelle semble être plus importante pour la prédation des nids de Vanneaux huppés qu'une variation à plus petite échelle de la structure de l'habitat (EGLINGTON *et al.*, 2009).

5.3 Teneur en eau du sol

Le niveau d'inondation des zones de reproduction peut réduire la densité de prédateurs car les nids sont plus difficilement accessibles dans des zones

inondées (BELLEBAUM & BOCK, 2009). Le succès de la reproduction du Chevalier gambette est plus élevé sur les sols humides voire sur les zones où les flaques d'eau sont présentes que sur les sols secs (SMART *et al.*, 2006).

5.4 Anthropisation

En Amérique du Nord, les prédateurs les plus redoutables pour les nids sont des généralistes qui prospèrent dans des environnements modifiés par les êtres humains (SAUNDERS *et al.*, 1993). C'est le cas du Renard roux, de la Mouflon rayée *Mephitis mephitis* et du Raton laveur. Les sites de nidification proches des décharges attirent les prédateurs, augmentent leur survie et leur capacité à prédater les espèces nichant au sol (BULLA *et al.*, 2019).

L'exploitation forestière et l'agriculture intensive réduisent les habitats et les zones de nidification potentielles. Les oiseaux déplacés se concentrent sur des zones protégées, attirant avec elles les prédateurs (TRIPLET & LIEUBRAY, 2016). Les rares espèces s'installant dans les zones exploitées s'exposent, de fait, à la vue des prédateurs et en sont plus facilement victimes (COWARDIN *et al.*, 1983).

L'urbanisation et la multiplication des routes entraînant la fragmentation des habitats et la réduction de leur surface incite les oiseaux nicheurs à se regrouper (DICKMAN, 1996). Ce phénomène conduit à une agressivité intra et interspécifique plus importante de la part des couples cantonnés, utilisant alors leurs réserves d'énergie pour se battre entre eux plutôt qu'à contrer les prédateurs (MOURONVAL & TRIPLET, 1991). De plus, la proximité de zones ouvertes avec des bois et des forêts fragmentés est un facteur d'augmentation de la densité de Renard roux (CATLING & BURT, 1995).

5.5 Dérangements

Après la ponte, lors d'un dérangement, la femelle s'envole, abandonnant son nid ou ses petits pendant plusieurs minutes et parfois même ne revient pas. Les poussins exposés sans protection finissent par sortir du nid et se disperser et sont des proies faciles (KORSCHGEN & DAHLGREN, 1992). Des dérangements humains qui amènent les femelles d'Eider à duvet à déserrer leur nid se traduisent par une augmentation d'un facteur de 6,42 de la prédation (STIEN & IMS, 2016). La présence humaine peut ainsi fournir des indices aux prédateurs, tels que les corneilles mantelées *Corvus cornix* et les goélands marins *Larus marinus*, augmentant les échecs de la reproduction des eiders à duvet (STIEN & IMS, 2016).

5.6 Changements climatiques

Les changements climatiques perturberaient les relations trophiques proies-prédateurs (OTTERSEN *et al.*, 2001 ; VISSER & HOLLEMAN, 2001) en affectant le succès de la reproduction (WINKLER *et al.*, 2002) et la survie des adultes (CORMONT *et al.*, 2011). Les modèles de prédation sont perturbés par le changement climatique, en particulier en Arctique qui pourrait devenir un piège écologique (KUBELKA *et al.*, 2018). Cependant, BULLA *et al.* (2019) considèrent que les preuves affirmant une augmentation de la prédation ne sont pas claires puisque les méthodes d'estimation de la prédation ont changé au cours du temps et surtout en Arctique, ce qui rend les méthodes compliquées à comparer. Les résultats peuvent aussi être biaisés par une augmentation de l'intensité des recherches (BRIDGE *et al.*, 2013).

6. Stratégies anti-prédateur

Il existe de nombreuses stratégies mises en oeuvre par les différentes espèces pour éviter la prédation. Ces stratégies peuvent être le fait d'individus isolés ou concerner des groupes réunis au sein de colonies. Et chaque espèce peut développer des stratégies différentes. C'est, par exemple, le cas de l'Huîtrier pie dont le comportement d'éloignement des prédateurs par des adultes simulant une aile brisée diffère entre les oiseaux des îles Féroé et les populations continentales (AMSTRONG, 1954).

6.1 Défense du territoire

Lorsque le couple reproducteur niche seul, il se défend par lui-même. Pour cela, la plupart des oiseaux d'eau sont dotés d'une vue perçante et d'un vol agile leur permettant de détecter les prédateurs de loin et de leur échapper.

L'Huîtrier pie et le Vanneau huppé sont des espèces agressives qui peuvent « harceler » les prédateurs (GOCHFELD, 1984 ; LEYRER et al., 2018). Le mâle et la femelle défendent activement leur territoire de ponte et d'alimentation (LEYRER et al., 2018). Leur forte territorialité semble liée à la prédation (VAN DER WAL & PALMER, 2008).

La capacité à contrer la prédation est inégale selon les espèces. Celles possédant une forte corpulence comme les cygnes ou les oies sont généralement capables de faire face aux prédateurs, bien que les adultes au nid et les jeunes jusqu'à un stade avancé de leur développement puissent être capturés. Les deux parents Cygne muet ou Tadorne de Belon, assurent la protection de leurs poussins. C'est ce que l'on appelle la double parentalité (ARQUILLA, 2007). Chez d'autres espèces d'Anatidés,

en revanche, une fois les canetons sortis du nid, seule la femelle s'occupe des petits. Les canards de surface ne savent pas défendre leurs petits, le succès de reproduction est donc moindre (ARQUILLA, 2007). La perte d'œufs par prédation peut être compensée par une nouvelle ponte alors que la prédation des adultes juste avant la période de reproduction risque d'être additive car les adultes peuvent être difficiles à remplacer à ce stade du cycle de reproduction (NEWTON, 1998). Les espèces à faible durée de vie et à grand nombre de jeunes sont plus capables de compenser la mortalité par prédation que les espèces longévives qui produisent peu de jeunes (GIBBONS et al., 2007).

6.2 Choix du site et évitement des prédateurs

Lorsque la pression de prédation est trop élevée, les oiseaux peuvent changer de site ou avoir une reproduction tardive, mais ils développent également de nombreuses stratégies pour échapper aux prédateurs (MONTGOMERIE & WEATHERHEAD, 1988). Ils évaluent la présence et l'abondance des mammifères pour s'installer préférentiellement sur le site où la prédation est la moins élevée. La plupart des mammifères tels que le Raton laveur, le Renard roux ou le Chat domestique marquent leur territoire avec leur urine. Après une semaine d'exposition au soleil, l'urine est toujours détectable par les oiseaux (EICHHOLZ et al., 2012). Le Garrot à œil d'or *Bucephala clangula* parvient, par olfaction, à différencier les espèces de mammifères en fonction des composés présents dans l'urine comme le 2-phényléthylamine qui n'est présent que chez les mammifères carnivores (PÖYSÄ, 1999, 2006). Plusieurs espèces sont capables de détecter et d'utiliser les ultraviolets et les excréments pour connaître le nombre de prédateurs

présents dans les environs (FORSMAN et al., 2013).

La faculté de déceler les prédateurs permet aux Anatidés d'augmenter le succès de la reproduction. En revanche, les couples les plus tardifs ne trouvant plus de place dans les zones peu fréquentées par les prédateurs n'ont pas d'autre choix que de s'installer dans un endroit moins propice (EICHHOLZ et al., 2012). Les femelles cherchent alors les endroits où l'activité des prédateurs semble la plus faible.

La plupart des Anatidés sélectionnent un site pourvu d'une végétation dense (notamment des graminées, des arbustes hauts), de plans d'eau à proximité ou d'un îlot (RINGELMAN, 1992 ; FOURNIER & HINES, 2001 ; CORCORAN et al., 2007 ; SAFINE & LINDBERG, 2008). La végétation dense empêche les prédateurs de se déplacer facilement. Les mares profondes forment une barrière naturelle contre les prédateurs terrestres. Les canards prairiaux présentent un pourcentage d'échecs de la nidification plus important que ceux pouvant se cacher dans la végétation (ARQUILLA, 2007).

6.3 Regroupement

Des regroupements de poussins, chez les vanneaux huppés, permettent aux adultes d'être plus efficaces contre les prédateurs. Ils adoptent ainsi une défense collective, avec des taux de prédation des nids et des jeunes plus faibles dans les zones accueillant un effectif nicheur plus élevé (EGLINGTON et al., 2010). Paradoxalement, les prédateurs sont moins attirés par les colonies à faible densité (LEYRER et al., 2018). Chez l'Huîtrier pie, les adultes reproducteurs se rassemblent pour chasser les prédateurs aviaires pendant toute la période d'incubation et d'élevage des jeunes (GOCHFELD, 1984).

La formation de colonies peut amener les femelles à coopérer et structurer la population. La forte prédation du Pygargue à queue blanche *Haliaeetus albicilla* a modifié les stratégies des soins parentaux chez l'Eider à duvet en privilégiant la coopération et la taille des groupes de femelles (JAATINEN et al., 2011). Cependant, cette adaptation comportementale peut aussi rendre les jeunes plus vulnérables aux prédateurs visuels et aux maladies plus facilement transmissibles (JAATINEN et al., 2011).

6.4 « Co-nesting » avec des espèces plus agressives

La plupart des oiseaux prairiaux sont capables de se montrer agressifs et de chasser les prédateurs (LIND, 1961 ; DYRCZ et al., 1981 ; ELLIOT, 1985 ; GREEN et al., 1990 ; KIRBY & GREEN, 1991 ; WYMENGA & ALMA, 1998 ; JOHANSSON, 2001). Nicher loin des nids de prédateurs est une stratégie profitable (FORSMAN & MÖNKKÖNEN, 2001). Les résultats de VAN DER VLIET et al. (2008), SUHONEN et al. (1994) et NORRDAHL & KORPIMÄKI (1998) contredisent l'hypothèse de KOSKIMIES (1957) selon laquelle nicher près d'un nid de prédateur peut dans certains cas être profitable dans le sens où ce prédateur peut en chasser d'autres du territoire et appuyer plutôt l'hypothèse d'une stratégie d'évitement des nids de prédateurs ailés.

Plusieurs espèces d'Anatidés nichent aux abords ou dans les colonies de Laridés (BERGMAN, 1982 ; KOSKIMIES, 1957) ; leur succès à l'éclosion est meilleur car les nids sont moins attaqués par les oiseaux et les mammifères (ANDERSON, 1965 ; GÖTMARK et AHLUND, 1988 ; HOLOPAINEN et al., 2015 ; BLUMS et al., 2003 ; VÄÄNÄNEN et al., 2016). Cependant, il semble que cela dépende du type d'associations. Dans le cas des eiders et des grands goélands, la prédation sur

les nids est importante (BOURGET, 1973 ; DONEHOWER & BIRD, 2008). La prédation est d'autant plus importante que le nombre de goélands dans la colonie est élevé (ODIN, 1957 ; DWERNYCHUK & BOAG, 1972 ; BERGMAN, 1982).

Le Bécasseau variable, le Combattant varié *Calidris pugnax* et la Bécassine des marais ont un meilleur succès de reproduction lorsqu'ils cohabitent avec des espèces plus agressives telles que le Vanneau huppé. La Barge à queue noire attaque plus efficacement les prédateurs lorsqu'elle se reproduit avec des vanneaux huppés, des chevaliers gambettes et des huîtriers pie. Les nids de Chevalier gambette sont souvent trouvés près des nids de Vanneau huppé et leur succès de reproduction y est supérieur à celui des nids isolés (LEYRER et al., 2018). Les huîtriers pie s'installent au sein des colonies de goélands cendrés et profitent de l'effet dissuasif de la colonie envers des prédateurs (TINBERGEN, 1975).

6.5 Camouflage

La couleur du plumage des femelles d'Anatidés de surface leur permet d'être moins visibles des prédateurs pendant la couvaison (COWARDIN et al., 1983). Les éléments constitutifs du nid et son insertion dans la végétation participent au camouflage, l'objectif étant qu'il échappe au maximum à la vue des prédateurs potentiels.

6.6 Autres stratégies

La plupart des espèces d'oiseaux d'eau, notamment les Limicoles, ont recours à la stratégie de l'aile cassée pour distraire un prédateur : le cri d'alerte détourne l'attention du prédateur pour qu'il ne remarque pas les canetons et la simulation de l'aile cassée par le parent donne l'illusion qu'il ne peut pas se défendre. Le prédateur s'attaquant souvent aux plus

faibles pour éviter de gaspiller du temps et de l'énergie essaie alors de l'attraper. Celui-ci étant en réalité capable de voler, s'enfuit au dernier moment (COWARDIN et al., 1983). Chez l'Huîtrier pie, les poussins peuvent se mettre à l'eau et nager sous l'eau sur 5 à 6 mètres (COOMBER, 1975 ; CAMPREDON, 1978).

7. Mesures de gestion

7.1 Données générales

La gestion des prédateurs est un axe de recherche majeur des deux dernières décennies. LAIDLAW et al. (2021) synthétisent les quatre outils de gestion des prédateurs qui ont été abordés au cours d'un atelier organisé lors de la conférence 2019 de l'International Wader Study Group, soit les techniques de détournement, d'exclusion, les mesures létales et le renforcement par l'élevage. L'atelier a mis en évidence la nécessité :

1. d'accroître les connaissances sur les prédateurs et leurs réponses aux interventions de gestion ;
2. de veiller à ce que la gestion soit connectée aux politiques, aux gestionnaires et au public ;
3. d'établir des objectifs clairs et cohérents pour l'avenir de la reproduction des populations de Limicoles afin de développer ces outils de gestion.

Gérer les impacts des prédateurs sur les populations d'oiseaux d'eau est donc un défi (LAIDLAW et al., 2021), d'autant plus que nombre d'espèces prédatrices (MASON et al., 2018) sont elles-mêmes menacées et protégées (en particulier les rapaces). La gestion peut également s'avérer peu fructueuse malgré les efforts entrepris : un test de comparaison de la productivité pendant 7 ans avant puis pendant 9 ans d'opérations de contrôle des prédateurs, incluant des exclos et le prélèvement de

118 renards roux et de 95 chats indique que le succès moyen de la nidification du Pluvier neigeux (*Charadrius nivosus*) a augmenté de 43 à 68 %. Cependant le succès à l'envol est resté pratiquement identique. Ceci suggère que d'autres facteurs conditionnent la productivité ou que le prélèvement de prédateurs n'a pas été suffisamment important (COLWELL, 2010).

Enfin, pour qu'une étude conclut que les prédateurs n'affectent pas les populations de proies, les auteurs doivent s'assurer que les effets létaux ne modifient pas significativement la densité des proies. Ils doivent aussi vérifier que le niveau de compétition intraspécifique chez la proie n'est pas significativement affecté et que les coûts de compensation non létale n'affectent pas significativement le niveau de compétition intraspécifique (CRESSWELL, 2010).

7.2 Identification des prédateurs

Pour contrôler la prédation, il faut tout d'abord identifier l'espèce qui en est responsable. Les indices sont les excréments, l'urine, les poils, les plumes, les indices d'agression ou les empreintes sur les nids abandonnés et détruits ou des restes d'œufs. La taille de l'œuf et l'épaisseur de la coquille varient selon les espèces (MALLORY & WEAFFERHEAD, 1990) et peuvent donc révéler quelle espèce a visité le nid et est parvenue à ouvrir un œuf (EICHHOLZ *et al.*, 2012). La morphologie des prédateurs influe sur la façon dont les œufs sont consommés et sur les types de traces laissées dans le nid (BELLEBAUM & BOSCHERT, 2003). Les espèces avec des griffes comme le Blaireau d'Amérique *Taxidea torus* et la Mouffette rayée *Mephitis mephitis* laissent des traces en creusant dans les nids (SARGEANT *et al.*,

1998). Les grands mammifères peuvent saisir des œufs dans leur gueule et les porter sans briser la coquille. Les oiseaux percent généralement un trou dans la coquille même si certains sont capables de transporter l'œuf dans le bec sans le casser (ODIN, 1957). Les oiseaux prédateurs peuvent aussi laisser des marques de plusieurs trous épars sur la coquille (SARGEANT *et al.*, 1998). Les prédateurs juvéniles laissent des traces différentes de celles des adultes de la même espèce étant donné leur taille plus petite et leur inexpérience (SARGEANT *et al.*, 1998).

Parfois, les traces sont moindres ou ténues et il est difficile d'identifier l'espèce prédatrice. Les chances d'être témoin d'un acte de prédation sont assez rares, d'autant plus que de nombreux prédateurs sont nocturnes. Une solution peut être de poser des pièges photographiques utilisés pour étudier les prédateurs, les interactions inter-espèces ou d'autres processus écologiques (SAVIDGE & SEIBERT, 1988 ; TROLLET *et al.*, 2014).

7.3 Méthodes non létales

7.3.1 Gestion des habitats

La première méthode non létale consiste à se concentrer sur l'amélioration de l'habitat visant à réduire la prédation et à améliorer les conditions d'alimentation des oiseaux (BODEY *et al.*, 2010 ; LEYRER *et al.*, 2018). Ceci est, par exemple, le cas de la Barge à queue noire aux Pays-Bas dont la densité est dépendante de la qualité des habitats (GROEN *et al.*, 2012) et dont le succès de reproduction est plus faible dans les zones de monoculture que dans les prairies diversifiées (KENTIE *et al.*, 2015). La gestion des habitats peut aussi viser la réduction du risque de prédation en éliminant les refuges des prédateurs proches des zones de reproduction et les perchoirs d'où ils

repèrent les nids et les poussins au sol. Cependant, supprimer la végétation haute pour améliorer les conditions de reproduction des Limicoles n'est pas sans conséquence sur d'autres espèces pour lesquelles une telle végétation est nécessaire (Woud, 2013).

La gestion des habitats peut également rendre les espèces proies potentielles moins vulnérables en leur permettant de remplacer une ponte détruite (GIBBONS *et al.*, 2007). La proie peut plus facilement échapper à la prédation dans des habitats hétérogènes (HEITHAUS *et al.*, 2009). Si l'habitat est grand et que le nombre de prédateurs est peu élevé, alors le coût d'évitement pour la proie ne sera pas important (WIRSING *et al.*, 2010).

7.3.2 Gestion des espèces proies autres que les oiseaux d'eau

Il est possible de fournir des ressources alimentaires de substitution ou des habitats favorables au développement d'espèces proies pour éviter que les prédateurs attaquent les espèces ciblées par les projets de conservation (LAIDLAW *et al.*, 2015, 2021). Dans les systèmes de prairies, une végétation plus haute est connue pour améliorer l'approvisionnement alimentaire (larves de Tipulidés et campagnols) de plusieurs espèces d'oiseaux, ce qui peut permettre de fournir des proies à des prédateurs et d'éviter la recherche de nids et de poussins de Vanneau huppé (WHITTINGHAM *et al.*, 2004). Améliorer la présence de micromammifères, notamment de campagnols peut être utilisé afin de fournir des proies importantes pour des prédateurs tentés, en leur absence, de se reporter sur les nids et les poussins de Limicoles (LAGENDIJK *et al.* 2019). Ceci suppose de disposer de zones de végétation haute plus favorables

aux micro-mammifères qui y trouvent abri et nourriture en périphérie des zones de reproduction des Limicoles (BODEY *et al.*, 2010 ; LAIDLAW *et al.*, 2019). L'amélioration des conditions d'alimentation des prédateurs peut cependant à terme avoir un effet négatif en augmentant leur succès de reproduction avec pour conséquence une hausse de leur nombre. Cette méthode, testée au Royaume-Uni n'a donc fourni qu'un succès partiel (GIBBONS *et al.*, 2007). Dans le même ordre d'idée, LIEBEZEIT & GEORGE (2002) conseillent, pour limiter les corvidés, de réduire les ressources alimentaires d'origine anthropique.

7.3.3 Îlots artificiels

Il s'agit de structures inaccessibles aux prédateurs car installées le plus loin possible des berges des plans d'eau (DOTY & LEE, 1974 ; WILLMS & CRAWFORD, 1989 ; LOKEMOEN, 1994 ; ESKOWICH *et al.*, 1998). Des fossés sont creusés pour augmenter la profondeur de l'eau. Cela crée une barrière souhaitée infranchissable pour les mammifères, excepté les excellents nageurs, comme les renards roux, les visons et les ratons laveurs (DUEBBERT, 1966 ; WILLMS & CRAWFORD, 1989 ; FLESKES & KLAAS, 1991). Cette méthode est plus efficace si une clôture anti-prédateurs, électrifiée, entoure l'îlot ; celle-ci, toutefois, ne protège pas les nicheurs des oiseaux prédateurs.

7.3.4 Clôtures

Les clôtures peuvent se présenter sous la forme d'une simple dissuasion physique (treillis) ou de fils électriques ; les deux associées constituent ce que l'on qualifie une clôture "combinée" (WEST *et al.*, 2007 ; LAIDLAW *et al.*, 2021 ; WHITE & HIRONS, 2019). Un treillis peut être enterré pour empêcher les prédateurs de creuser (RONDEAU & PIEHL, 1989). Le succès des nids

d'Anatidés est plus élevé sur les sites où les prédateurs sont exclus, éliminés ou réduits, notamment sur les îlots et sur les sites entourés de clôtures (BEAUCHAMP *et al.*, 1996). La gestion des prédateurs concerne en grande partie les prédateurs terrestres, la gestion des oiseaux prédateurs restant difficile et très aléatoire (SLAGSVOLD, 1978) ; certains prédateurs peuvent pénétrer les clôtures (GREENWOOD *et al.*, 1990) et une forte densité de nids dans une zone restreinte peut attirer les prédateurs (SUGDEN & BEYERBERGEN, 1986).

RICKENBACH *et al.* (2011) ont mis en enclos des zones d'alimentation de familles de vanneaux huppés afin de quantifier la survie des poussins en présence ou en l'absence de prédateurs. La survie des poussins la nuit est considérablement plus basse dans les zones non encloses que dans les zones encloses, ce qui suggère que les prédateurs nocturnes, dont le Renard roux, sont responsables d'une part importante de la mortalité. La survie cumulée de l'éclosion à l'envol est de 0,24 dans les zones encloses et est proche de 0 dans les zones non encloses. La pose d'une clôture électrique permettrait donc d'améliorer le succès à l'envol (VERHOEVEN *et al.*, 2021) dans des expériences menées au Royaume-Uni et aux Pays-Bas. Ces barrières repoussent les méso-prédateurs (prédateurs de taille moyenne) comme le Renard roux (FORSTER, 1975 ; PATTERSON, 1977 ; RONDEAU & PIEHL, 1989 ; GATTI *et al.*, 1992).

Des enclos de nidification pourraient être bénéfiques autour des nids des espèces défendant leur territoire de façon accrue contre les prédateurs. Ces espèces agressives deviendraient alors des « espèces parapluies » et protégeraient les nids d'autres espèces (DYRCZ *et al.*, 1981). L'exclusion des prédateurs pourrait être

une technique efficace pour augmenter les populations d'oiseaux d'eau vulnérables. En effet, dans l'étude de SMITH *et al.* (2011), la mise en place d'une clôture permet au succès à l'éclosion d'atteindre 92 % chez les espèces en déclin.

Cependant, les clôtures ne sont pas infaillibles (WEST *et al.*, 2007). En Angleterre, sur dix aires protégées dans lesquelles des clôtures d'exclusion ont été mises en place, trois renards roux ont été observés à l'intérieur des zones clôturées mais ont été chassés ou tués avant que les nids de vanneaux aient été détruits (MALPAS *et al.*, 2013). Les nids ont été classés en deux catégories : ceux échouant par prédation et ceux échouant pour une autre cause. Seulement 2 % des nids ont été abandonnés et ce pourcentage ne différait pas entre les zones clôturées ou non, et 16 % des nids au sein de la zone clôturée ont été détruits par un prédateur contre 66 % avant la mise en place de la clôture. Les taux de prédation quotidiens étaient significativement plus faibles à l'intérieur des enclos et le nombre de poussins à l'envol par couple était significativement plus élevé les années avec clôture : 0,79 en moyenne avec une clôture contre 0,23 les années avant la mise en place de clôtures (MALPAS *et al.*, 2013). Ceci signifie non seulement que plus de nids échappent à la prédation mais aussi que plus de jeunes survivent. Les adultes ou les jeunes Limicoles peuvent avoir une meilleure fitness du fait du contrôle des prédateurs. Cependant, une grande densité d'adultes et de poussins peut créer un "hotspot" au sein de l'enclos et attirer les prédateurs non exclus comme les rapaces, les corvidés et les petits mustélidés (STEPHENS & KREBS, 1986 ; AUSDEN *et al.*, 2009 ; TEUNISSEN *et al.*, 2008).

L'utilisation des clôtures peut être plus

efficace quand elle est combinée à une autre technique de gestion des prédateurs : moyens acoustiques (ultrasons), visuels (feux clignotants), chimiques (parfum) (LAIDLAW *et al.*, 2021). Néanmoins, le succès de ces moyens de dissuasion dépend du contexte et leur cumul peut conduire à une accoutumance des prédateurs (KHOROZYAN & WALTERT, 2019). Les effets de ces méthodes sur les Limicoles en reproduction sont encore inconnus (LAIDLAW *et al.*, 2021).

L'utilisation de clôtures et leur réel effet sur les populations d'oiseaux sont encore sujets à débat. Aux États-Unis, le succès de reproduction est plus faible dans des zones clôturées que non clôturées car les mouffettes préfèrent les lieux dépourvus de grands herbivores (KEITH, 1961). Les clôtures électrifiées ou non ne protègent pas des oiseaux prédateurs, des petits mammifères et des serpents (KOENEN *et al.*, 1996 ; IVAN & MURPHY, 2005 ; VERHOEVEN *et al.*, 2021). Elles sont coûteuses (GIBBONS *et al.*, 2007 ; WEST *et al.*, 2007), bien que considérées comme rentables (LOKEMOEN, 1984 ; JIMÉNEZ *et al.*, 2001). Ces clôtures ont surtout été utilisées pour protéger les nids d'Anatidés, mais dans certains cas également pour des Limicoles tels que le Bécasseau à poitrine cendrée *Calidris melanotos* (ESTELLE *et al.*, 1996), le Pluvier siffleur (RIMMER & DEBLINGER, 1990 ; MAYER & RYAN, 1991) et la Sterne caugek *Thalasseus sandvicensis* (FORSTER, 1975 ; PATTERSON, 1977). Les clôtures peuvent avoir des effets négatifs sur les oiseaux en raison des risques de collisions (BAINES & SUMMERS, 1997). Mais cette mortalité serait minime par rapport à la mortalité par prédation.

Il a été observé que les renards pénétraient de façon régulière dans ces enclos (WEST *et al.*, 2007). Par exemple, une barrière de 51 cm de hauteur ne les empêche

pas de passer par-dessus (PATTERSON, 1977 ; FORSTER, 1975 ; GATTI *et al.*, 1992). En 1999, West et son équipe ont construit 4 enclos de nidification de 16 ha dans le nord de l'Utah (WEST, 2002). Les clôtures étaient faites de fils métalliques électrifiés et hautes de 114 cm. Un renard a été aperçu dans l'enclos, sautant la clôture avec facilité. Il a été revu dans l'enclos tout au long de la saison de nidification. Des clôtures d'un minimum de 122 cm de hauteur sont préconisées pour exclure les renards (ANONYMOUS, 1988 ; RONDEAU & PIEHL, 1989) avec un treillis de 5 x 5 cm enfoui à 10 cm au minimum dans le sol (LOKEMOEN, 1984 ; GOODRICH & BUSKIRK, 1995). Les clôtures étant coûteuses, il est difficile de les ériger sur un grand périmètre. Le coût de leur maintenance peut écourter la durée du projet (SMITH *et al.*, 2011). Les mammifères arrivent souvent à pénétrer les clôtures abîmées, lorsque le courant électrique est coupé, ou creusent sous la clôture (GREENWOOD *et al.*, 1990 ; MAYER & RYAN, 1991 ; LAGRANGE *et al.*, 1995).

Les clôtures excluant les prédateurs sont donc considérées comme moins efficaces pour assurer le succès de la reproduction des Limicoles que des actions sur les milieux, destinées à réduire la pression sur les nids et les poussins (EWING *et al.*, 2023). Dans la réserve naturelle nationale de la baie de Somme, entourer des îlots par des enclos électrifiés nécessite un investissement important mais empêche toute arrivée de mammifères sur les îlots mais comme ailleurs, cela n'exclut pas la prédation par les oiseaux (P. Triplet, obs. pers.).

7.3.5 Enclos individuels

Une autre méthode pour réduire la prédation est de protéger les nids avec des enclos individuels ou nid-cage. Cette méthode est utilisée en Amérique du Nord, en

Europe et en Australie (GARNETT & CROWLEY, 2000 ; JOHNSON & ORING, 2002 ; MIDDLETON, 2003). Dans le cas des populations en danger critique d'extinction, qui sont sujettes à des taux de prédation des nids pouvant être élevés comme la population de Bécasseau variable du sud de la Baltique, son utilisation empêche à la fois le piétinement et la prédation et peut réduire considérablement les pertes de nids (ISAKSSON *et al.*, 2007 ; PAULINY *et al.*, 2008). L'enclos doit permettre aux oiseaux en couvain d'entrer et de sortir quand ils le souhaitent. Il est souvent circulaire ou triangulaire, fait de métal tissé. Le diamètre varie entre 1 et 3 m et la hauteur est d'environ 1 m. Il peut être équipé d'un toit ou non, selon le prédateur visé, oiseau ou mammifère (RIMMER & DEBLINGER, 1990). La taille, la forme, la taille des mailles et la hauteur n'ont pas d'effet significatif. La construction doit être solide pour empêcher son retournement par un bovin ou un prédateur (AUSDEN, 2007).

AUSDEN (2007) a étudié le rôle des enclos individuels pour le Vanneau huppé et le Chevalier gambette. Malgré la réticence de certains, les oiseaux ont majoritairement accepté d'y pénétrer dans les 30 minutes (AUSDEN, 2007). Chez les deux espèces, les nids protégés ont un succès à l'éclosion significativement plus élevé que les nids non protégés (AUSDEN, 2007, voir aussi SMITH *et al.*, 2011). Les enclos peuvent cependant augmenter la pression de prédation sur les adultes couvant (NOL & BROOKS, 1982 ; JOHNSON & ORING, 2002). En effet, les chevaliers, par exemple, ont un comportement de fuite seulement quand le prédateur est proche. Les oiseaux effrayés essaient alors de s'envoler vers le haut de la cage et n'arrivent pas à sortir à temps (ISAKSSON *et al.*, 2007) et, dans la panique, ils peuvent piétiner les œufs (AUSDEN, 2007).

Par ailleurs, chez les vanneaux huppés, les nids protégés sont incubés plus longtemps (AUSDEN, 2007) ce qui peut s'expliquer de plusieurs façons. L'espèce niche dans des milieux ouverts et détecte les prédateurs très rapidement (CRAMP & SIMMONS, 1983). Dans un enclos, la visibilité est réduite, les vanneaux huppés seraient donc plus vigilants et sortiraient parfois du nid lors de « fausses alertes », ce qui conduirait à de fréquentes interruptions de couvain, ce qui la prolongerait d'autant. Une deuxième hypothèse est que l'un des deux sexes est plus hésitant à entrer dans l'enclos et que le second ne compenserait que partiellement le temps d'incubation. Enfin, les prédateurs et les bovins attirés par les cages pourraient perturber les oiseaux et entraîner une incubation moins efficace. Une incubation prolongée diminue la masse corporelle des poussins (LARSEN *et al.* 2003), ce que l'étude de AUSDEN (2007) ne confirme pas. Ce paramètre est important à prendre en compte car des poussins plus lourds ont une meilleure survie (GRANT, 1991 ; BLOMQUIST *et al.*, 1997). Des vanneaux adultes ont fini par abandonner leur nid alors qu'ils avaient accepté facilement l'enclos. NIEHAUS *et al.* (1994) ont conclu que les enclos avec un toit pourraient conduire à l'abandon. Cependant, ne pas mettre de toit n'est pas une réelle solution car les oiseaux prédateurs peuvent accéder facilement au nid.

Les petits mammifères, surtout les Mustélinés, peuvent entrer dans ces enclos et détruire les nids (NOL et BROOKS, 1982 ; KRUSE *et al.*, 2001 ; JOHNSON et ORING, 2002). Les enclos individuels ne peuvent être placés avant l'arrivée des oiseaux et doivent être remplacés chaque année. Lors de la pose des cages, les oiseaux nicheurs sont dérangés (NOL & BROOKS, 1982 ;

NIEHAUS *et al.*, 2004) et cela peut mener à l'abandon des nids. Il est supposé que les prédateurs associent les enclos au nid et sont donc plus attirés vers ceux-ci que par les nids non protégés.

La mise en place d'une protection des nids a un effet positif sur le succès à l'éclosion, bien que parfois aléatoire (MABEE & ESTELLE, 2000 ; JOHNSON & ORING, 2002) mais n'améliore pas la survie des poussins (PLARD *et al.*, 2019). Son efficacité dépend de ses caractéristiques (DEBLINGER *et al.*, 1992). Aux Pays-Bas, le taux d'augmentation n'est que de 2 % si tous les nids sont protégés. Les résultats de ces auteurs suggèrent que les mesures de protection doivent prioriser la réduction de la prédation et l'amélioration des habitats utilisés par les poussins en promouvant des zones hétérogènes combinant des zones d'herbes hautes ou rases pour pouvoir se réfugier et rechercher la nourriture respectivement.

L'utilisation d'enclos individuels autour des nids augmenterait le succès à l'éclosion par rapport à un enclos autour d'une zone d'exclusion des prédateurs, mais la différence n'est pas significative (SMITH *et al.*, 2011). Cependant, les méthodes ne sont pas réellement comparables car elles ont été testées sur des espèces et des habitats différents. Les clôtures peuvent avoir des avantages si les espèces d'oiseaux sont attirées par les zones où il y a peu de prédateurs, car si elles nichent en forte densité, elles peuvent mieux se défendre des oiseaux prédateurs (BERG *et al.*, 1992). C'est le cas, par exemple, du Vanneau huppé. Pour la sauvegarde du Pluvier neigeux, les enclos individuels s'avèrent efficaces mais impliquent un investissement coûteux en temps et ne sont qu'une solution à court terme (LIEBEZEIT & GEORGE, 2002) ; ils ne sont vraiment justifiés qu'en cas d'urgence et

d'un fort taux de prédation sur une espèce prioritaire pour la conservation (JIMENEZ *et al.*, 2001).

7.3.6 Nids artificiels

Des structures de nids artificiels (nest-tubes) surélevés pour les Anatidés peuvent réduire considérablement la prédation (LOSITO *et al.*, 1995) surtout pour le Canard colvert (DOTY & LEE, 1974 ; DOTY *et al.*, 1975 ; DOTY, 1979). Dans l'Iowa, 33 % des structures ont été utilisées par les canards colverts et ont eu un succès de nidification de 87 % (BISHOP & BARRATT, 1970). Dans la région des Potholes, les structures durent plus de 7 ans lorsqu'elles ne sont pas érodées par la végétation et le vent (DOTY *et al.*, 1975). Les rats laveurs sont les seuls prédateurs pouvant accéder aux structures, mais ce problème peut être réglé en utilisant des structures en métal tronquées sur les poteaux de support (DOTY *et al.*, 1975 ; DOTY, 1979).

7.4 Méthodes létales

Les mesures létales peuvent être envisagées quand d'autres mesures s'avèrent insuffisantes pour sauver la population d'une espèce menacée ou en voie de disparition (LIEBEZEIT & GEORGE, 2002). Les méthodes autorisées les plus courantes sont le piégeage sélectif et le tir. Ces mesures opposent les gestionnaires qui emploient cette méthode aux personnes qui s'opposent par principe à toute mort animale et en particulier de vertébrés supérieurs. L'usage du poison est définitivement proscrit. Les tirs de nuit, généralement les plus efficaces pour les mammifères, ne peuvent être pratiqués que dans un cadre clairement défini et avec les autorisations appropriées. Quand la prédation est l'œuvre d'individus spécialisés, les supprimer précocement permet de réduire considérablement

les risques de prédation sur les espèces faisant l'objet de mesures de conservation et cela permet d'éviter tout phénomène d'imitation ou d'apprentissage par les congénères. Cela permet également de réduire l'impact sur les individus de l'espèce qui ne sont pas tous spécialisés. Il a suffi de supprimer 16 goélands leucophées *Larus michahellis* pour réduire de 65 % en trois ans le nombre d'océanites tempêtes *Hydrobates pelagicus* tués sur leurs nids sur l'île de Benidorm en Espagne (SANZ-AGUILAR *et al.*, 2009). De même, dans la réserve naturelle nationale de la Baie de Somme, la destruction de 8 couples de Goéland argenté a permis d'éteindre la prédation effectuée par cette espèce sur les œufs et les poussins d'Avocette (CARRUETTE & TRIPLET, 1996).

LAIDLAW *et al.* (2021) citent plusieurs exemples d'opérations ayant abouti à une amélioration de la reproduction des espèces ciblées. Les mesures létales augmentent souvent le succès à l'éclosion mais la taille de la population d'oiseaux menacés n'augmente pas toujours car d'autres facteurs de mortalité peuvent ne pas avoir été cernés (COTE & SUTHERLAND, 1997 ; NEWTON, 1998). Le piégeage des prédateurs peut influencer de façon positive le succès de la reproduction des canards plongeurs comme le Milouin d'Amérique *Aythya americana* (GARRETTSON *et al.*, 1996 ; MENSE, 1996). Sur les zones piégées, la survie des couvées de Canard souchet *Spatula clypeata* et de Canard colvert est plus élevée (PEARSE & RATTI, 2004). La régulation des prédateurs a un impact positif sur les effectifs nicheurs au moins au niveau local (DOTY & RONDEAU, 1987 ; CÔTÉ & SUTHERLAND, 1997 ; GIBBONS *et al.*, 2007 ; FLETCHER *et al.*, 2010). Aux États-Unis, le contrôle du Renard améliore la survie des poussins de Pluvier siffleur *Charadrius melodus* (ROBINSON *et al.*, 2023). Une élimination du Renard roux et de la

Corneille noire dans les landes britanniques a triplé le succès de reproduction de huit espèces d'oiseaux dont trois Limicoles : le Vanneau huppé, le Pluvier doré et le Courlis cendré et augmenté d'au moins 14 % leurs effectifs nicheurs. Dans les lieux sans mesures, seuls 19 % des couples de Vanneau huppé et 12 % des couples de courlis cendrés reproducteurs ont produit des jeunes, ce qui n'est pas suffisant pour maintenir les effectifs reproducteurs. La diminution du contrôle du Renard roux, de la Corneille mantelée *Corvus cornix* et du Goéland brun *Larus fuscus* aurait entraîné une augmentation de la prédation des œufs et des poussins de Courlis cendré (GRANT *et al.*, 1999). Dans une expérience, menée sur les îles Britanniques, destinée à améliorer les conditions de reproduction du Courlis cendré, la suppression des prédateurs (Renard, Corneilles noire et mantelée) n'a pas eu d'effet sur la reproduction du Courlis cendré et de la Bécassine des marais, mais a été favorable au Vanneau huppé (DOUGLAS *et al.*, 2023). Cette méthode est parfois la seule option réalisable dans certains sites et pour des espèces qui nichent avec de faibles densités et dont les familles ont besoin de grandes surfaces. Par exemple, la mise en enclos n'est pas plus réalisable dans les champs pour les vanneaux huppés que dans les landes pour les courlis cendrés. Les méthodes létales peuvent être conduites efficacement à grande échelle (HEYDON *et al.*, 2000), bien que d'autres auteurs les considèrent comme difficiles en raison de processus comme l'immigration de prédateurs non territoriaux (BOLTON *et al.*, 2007). Il est d'autre part essentiel de suivre les taux de prédation et d'éviter les conséquences inattendues comme la prédation compensatoire liée à l'augmentation des effectifs de plus petites espèces qui peuvent à leur tour devenir prédatrices (DION *et al.*, 1999).

Une augmentation par deux ou par trois de la productivité est notée chez le Vanneau huppé, le Pluvier argenté *Pluvialis squatarola*, le Chevalier gambette et le Courlis cendré avec un contrôle des prédateurs (PARR, 1993 ; BOLTON *et al.*, 2007 ; FLETCHER *et al.*, 2010). Quand seuls les corvidés sont piégés, les effets sont moins visibles sur la productivité, ce qui suggère que leur impact est peu important et que les efforts pour améliorer la productivité des espèces peuvent être orientés vers d'autres facteurs plus importants (MADDEN *et al.*, 2015).

En Pologne, une étude de sept ans a permis de mettre en évidence que la diminution des effectifs du Vison d'Amérique a conduit à une augmentation du taux de survie quotidien des nids et à un meilleur succès de la reproduction du Vanneau huppé, de la Barge à queue noire et du Chevalier gambette (SIBILLE *et al.*, 2020). La suppression du Vison d'Amérique de 60 îles finlandaises a montré que cette espèce affectait la reproduction et augmentait l'attractivité des sites de reproduction isolés (NORDSTRÖM & KORPIMÄKI, 2004). Les espèces les plus petites d'Anatidés étaient disproportionnellement affectées par sa prédation (NORDSTRÖM *et al.*, 2002). Le succès du contrôle a conduit à l'étendre géographiquement (BANKS *et al.*, 2008). L'île d'Öland dans la mer Baltique abrite une grande partie de la population reproductrice suédoise de Bécasseau variable et de Barge à queue noire. La prédation des œufs et des poussins y constitue l'une des menaces les plus importantes pour les effectifs nicheurs de ces deux espèces. Les populations de prédateurs augmentent en raison de la réduction de la chasse et d'une forte disponibilité en ressources alimentaires. Les chasseurs locaux ont lancé un projet

de réduction des prédateurs sur 200 km² sous contrôle scientifique. La saison de chasse de certains prédateurs a été prolongée jusqu'au début du printemps. Les chasseurs éliminent chaque année 400 mammifères (Renard roux, Blaireau, Martre des pins *Martes martes*) et 1 000 corvidés. Une maladie touchant les renards s'est propagée sur l'île en même temps que ce projet, ce qui biaise les résultats. La population de Barge à queue noire a augmenté et celle du Bécasseau variable (espèce qui a disparu du sud de la Suède), s'est stabilisée. Cet exemple montre que la prédation a un réel impact sur la reproduction de ces oiseaux d'eau mais aussi sur la taille de la population (LEYRER *et al.*, 2018).

SMITH *et al.* (2011), à la différence de CÔTÉ & SUTHERLAND (1997), ont mis en évidence que la suppression des prédateurs remplit les objectifs des gestionnaires de la conservation – maintenir ou augmenter les effectifs reproducteurs – mais ne remplit pas ceux des gestionnaires cynégétiques – augmenter les effectifs chassables après la reproduction. L'élimination du Renard roux s'avère efficace (BOLTON *et al.*, 2007 ; BEJA *et al.*, 2009) dans un contexte de gestion cynégétique (KÄMMERLE *et al.*, 2019), mais on notera que dans cette dernière publication, le prélèvement n'est pas systématique et qu'il résulte d'une chasse récréative. SUMMERS *et al.* (2004) réfutent d'ailleurs cette efficacité,

La suppression des prédateurs aboutit à une augmentation de la survie précoce des oiseaux (éclosion et envol), mais ne résulte pas toujours dans une augmentation des populations post-reproduction, notamment sur les îles, alors que cela est le cas en zone continentale. Le succès du contrôle des prédateurs est très variable (BEAUCHAMP *et al.*, 1996).

Pour 23 des 27 études (85 %) analysées par NEWTON (2004), l'élimination des prédateurs améliore la survie des nids des espèces cibles. Dans 12 des 17 études (71 %) la taille de la population après la reproduction est augmentée et dans 10 des 17 études (59 %) le nombre de reproducteurs subséquents augmente. NORDSTRÖM *et al.*, (2003) ont examiné 8 autres études et ont trouvé des résultats semblables soit une amélioration de la survie des nids dans 84 % des cas, de la population après reproduction dans 70 % des cas et du nombre de reproducteurs dans 61 % des cas. Dans plus de la moitié des études, les populations proies ont été limitées par des prédateurs et leurs populations ont augmenté une fois ceux-ci éliminés. La plupart des oiseaux étudiés nichaient au sol, comme les Anatidés et les Limicoles. BODEY *et al.* (2011) ont étudié le succès de la reproduction du Vanneau huppé sur une île où le Furet *Mustela furo* et la Corneille mantelée ont fait l'objet de contrôles pendant deux années au cours desquelles le succès de la reproduction était supérieur à 80 %. Le taux de succès à l'envol les deux années était de 0,7 jeune par couple, en dépit d'un effort important de suppression des prédateurs, notamment lié au contrôle de la Corneille mantelée qui a résulté en une prédation compensatoire par le Grand Corbeau *Corvus corax*. Cela suggère que le déclin de l'espèce est peu susceptible d'être enrayé uniquement par la gestion des prédateurs, sans intervenir en même temps sur d'autres facteurs potentiellement limitants.

En 1996, la The Royal Society for the Protection of Birds (RSPB) a lancé une étude pour connaître l'impact du contrôle du Renard roux et de la Corneille noire sur la reproduction du Vanneau huppé. Les contrôles ont été effectués pendant 4 ans et ont été comparés à une situation sans

contrôle pendant une période de 4 ans également. Le nombre de renards et de corvidés a diminué de respectivement de 40 % et 56 % pendant les années de régulation. Aucun effet du contrôle des prédateurs n'a été trouvé sur la survie de plus de 3 000 nids de vanneaux huppés mais les effets sur leur survie varient grandement entre les 11 sites étudiés. Le contrôle de ces prédateurs améliore significativement la survie des nids dans les sites où la densité de prédateurs était élevée (BOLTON *et al.*, 2007). Environ 500 poussins de Vanneau huppé ont été suivis sur ces sites, et aucun effet du contrôle n'a été montré sur leur survie. Les résultats sont biaisés par le fait que les sites choisis pour le suivi des poussins présentaient une faible densité de prédateurs. Sur les sites avec une densité de prédateurs élevée, le succès de reproduction était deux fois plus élevé les années pendant lesquelles le contrôle des prédateurs avait lieu (BOLTON *et al.*, 2007). Il est possible que les prédateurs tués aient emporté un nombre similaire de poussins à celui des poussins morts pour d'autres raisons (mortalité compensatoire). Il est également possible que l'effet du contrôle des prédateurs soit occulté par la désertion du site par des adultes ayant échoué dans leur tentative de reproduction ou qu'un effet aurait été visible si le nombre de prédateurs tués avait été plus élevé.

En Nouvelle-Zélande, le contrôle des prédateurs fait partie des mesures destinées à favoriser l'Échasse noire *Himantopus novaezelandiae* en fort danger d'extinction. Les résultats de 20 années de contrôle ne s'avèrent pas concluants pour la survie de l'espèce. Le manque de compréhension de la dynamique prédateur/proie et d'un protocole approprié sont considérés comme étant les raisons du peu de résultats obtenus

(KEEDWELL et al., 2002).

8. L'appui à la reproduction

Cette expression, venant du mot anglais "Headstarting" qui se traduit par tête d'affiche, dispose d'une autre définition dans le lexique anglais de la conservation. Il s'agit d'une technique dans laquelle les jeunes animaux sont élevés artificiellement, protégés de toute prédation, et ensuite relâchés dans la nature.

Selon LAIDLAW et al. (2021), les espèces qui se prêtent à cette technique sont celles :

1. qui montrent une mortalité importante à différents stades de leur croissance ;
2. qui peuvent être élevées avec succès en captivité et fournir un succès à l'envol élevé ;
3. longévives et qui ont un taux de survie élevé à des stades tardifs de leur vie ;
4. qui atteignent leur maturité rapidement ;
5. qui devraient se reproduire localement ensuite (philopatrie natale) ;
6. pour lesquelles les effectifs seront augmentés significativement par le nombre d'individus élevés.

Cette méthode est difficile à appliquer car elle nécessite, outre des autorisations administratives, des structures appropriées et du personnel très compétent en matière d'élevage. De plus, que deviennent les oiseaux élevés en captivité et relâchés dans la nature ? Sont-ils capables de prendre possession de leur écosystème, de se nourrir, de migrer comme les autres ? et de se reproduire avec succès ? La Barge à queue noire et le Courlis cendré en ont fait l'objet de ces méthodes mais le recul est encore insuffisant pour en tester la pertinence (LAIDLAW et al., 2021).

Dans le cas d'espèces autres que les oiseaux d'eau, telles que l'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* ou le Busard cendré *Circus pygargus*, ces mesures d'élevage et de relâchers ont permis la survie de plusieurs populations en France et en Espagne (ATTIÉ et al., 2022 ; ARROYO et al., 2003). Les succès à l'envol des poussins de Busard cendré étaient similaires entre ceux élevés en captivité et dans la nature, et le temps passé en captivité n'a pas eu d'effet sur le comportement des oiseaux relâchés (AMAR et al., 2000). De forts taux de prédation ont cependant pu être observés durant les phases de relâchers des outardes élevées en captivité, alors que la survie post-migratoire était relativement élevée durant les 14 années du programme de renforcement (15 à 45%, ATTIÉ et al., 2022). Cependant, cette méthode de gestion reste très invasive et dans bien des cas d'autres mesures de gestion de l'habitat ou de protection tels que détaillées précédemment, permettent de maintenir les populations (ARROYO et al., 2003).

9. Dilemme de la conservation

Les situations de dilemme dans la biologie de la conservation se produisent lorsque les différents acteurs (individus ou organismes) ont des programmes, des compréhensions et/ou des objectifs différents. Les gestionnaires et les autres parties prenantes peuvent ne pas visualiser la dynamique du système « dans son ensemble », ce qui rend les problèmes de conservation difficiles à résoudre (CUMMING, 2018). Le fait de réduire une population avec des moyens létaux au profit d'une autre est controversé par plusieurs arguments.

9.1 La philosophie de la non-intervention ou non-gestion

Une partie du public pense que l'être humain ne doit pas intervenir mais « laisser faire la nature » (NASH, 1968 ; DECKER *et al.*, 1991). Cette position est valable pour un écosystème qui serait resté intact. Or, la plupart des milieux sont exploités depuis longtemps, et de nombreuses espèces sont d'origine exogène. Les écosystèmes sont donc largement façonnés par les êtres humains. L'élimination des prédateurs supérieurs, la disponibilité des ressources alimentaires d'origine anthropique et les nombreux changements d'habitats y ont provoqué une augmentation anormale des prédateurs de taille moyenne (COWARDIN *et al.*, 1983).

9.2 Les prédateurs protégés

Le prédateur peut être lui-même protégé, sa destruction est donc *de facto* interdite (AUSDEN, 2007). Sur les côtes occidentales de l'Afrique du Sud, le Pélican blanc *Pelecanus erythrorhynchos* se nourrit de poussins de Fou de Bassan *Morus bassanus* et de Cormoran du Cap *Phalacrocorax capensis*, deux espèces menacées (MWEMA *et al.*, 2010). Faut-il améliorer la survie des Pélicans blancs en les laissant prédater des espèces protégées ou faut-il protéger les espèces de proies entraînant un impact négatif sur la population de Pélicans blancs ?

Ce dilemme peut être évité en identifiant les hypothèses sur lesquelles l'argument est fondé :

1. les pélicans n'ont pas d'autre source de nourriture ;
2. un choix unique doit être suivi (alors qu'une option serait de favoriser

- parfois une espèce et parfois l'autre) ;
3. les impacts sur la survie des juvéniles sont suffisants pour affecter la taille des populations des deux espèces ;
4. la protection est une option viable.

Dans le cas de l'Eider à duvet, l'augmentation du Pygargue à queue blanche, son prédateur naturel, qui a bénéficié de mesures de protection, n'a pas mené à un changement temporel de la survie de femelles adultes, ni du succès à l'éclosion sur les 13 années de suivi sur des îles finlandaises. Cependant, cette augmentation de la prédation a induit des changements comportementaux et physiologiques chez les femelles, qui, au cours du temps, ont réduit leur propension à se reproduire, et également induit une augmentation de la dissimulation des nids et une réduction des tailles de couvées (MOHRING, 2023).

Les solutions aux dilemmes comportent trois grands éléments :

1. évaluation du contexte de conservation ;
2. diagnostic des dilemmes et/ou des pièges les plus pertinents ;
3. mise en œuvre de solutions pratiques (WALTNER-TOEWS & KAY, 2005).

Il pourrait y être ajouté le suivi des effets des mesures de gestion sur les espèces contrôlées et sur celles qui devraient bénéficier de ce contrôle (Czajkowski, comm. pers.)

Conclusions

Une des grandes questions en écologie et en dynamique des populations est de savoir comment la prédation affecte la taille des populations d'oiseaux (CRESSWELL, 2010). La réponse à cette question dépend souvent du contexte et est étudiée pour des cas spécifiques (NEWSON *et al.*, 2010).

Par exemple, dans le cas des populations de Limicoles, l'étude peut se cantonner à la saison de reproduction quand la pression de prédation est forte au point d'affecter la productivité. Les effets de la prédation sont d'autant plus néfastes qu'ils s'exercent sur des populations peu abondantes, comme cela est le cas en limite d'aire de répartition, comme par exemple chez le Grand Gravelot (PIENKOWSKI 1984). La prédation est un facteur naturel de régulation des populations. En éliminant les individus les plus faibles, malades ou blessés, elle contribue à l'assurance de ressources pour les individus les plus forts. Comme de nombreuses espèces d'oiseaux produisent plus d'œufs que nécessaire pour maintenir les populations des espèces, la dynamique des populations est adaptée à la prédation qui agit en facteur de régulation (TEUNISSEN *et al.*, 2005). Toutefois, lorsque d'autres facteurs perturbent cet équilibre naturel, la prédation peut avoir des conséquences fâcheuses sur les espèces en mauvaise santé démographique jusqu'à compromettre leur survie.

La conservation d'une espèce repose sur différentes actions à mener simultanément, la conservation des habitats ou leur amélioration, la réduction de son prélèvement si elle fait partie des espèces non protégées, la suppression des espèces exotiques qui peuvent la concurrencer ou lui nuire (par prédation ou compétition interspécifique), et la prédation par des espèces autochtones. Il n'y a donc pas une mesure unique à mettre en œuvre mais un ensemble (McDONALD & SERVICE, 2007). Réduire la prédation sur une espèce fortement menacée est bien entendu une façon possible de tenter de réduire son risque d'extinction locale, ce qui n'est pas le cas pour une population disposant de grands effectifs.

Aucune pratique de gestion ne s'avère meilleure qu'une autre (JIMENEZ *et al.*, 2001). Une même méthode peut s'avérer bénéfique dans certains sites et non dans d'autres, en raison des conditions locales : densité de l'espèce proie, densité et diversité des prédateurs. Des méthodes s'avèrent particulièrement efficaces, comme les nids-paniers pour différentes espèces d'Anatidés, ce qui permet de réduire le coût des interventions contre les prédateurs, et d'éviter les problèmes relationnels avec les opposants au piégeage.

La prédation peut-elle n'avoir réellement aucun effet/impact sur les populations d'oiseaux ? Ne pas intervenir est certainement la meilleure des choses à faire dans des écosystèmes encore vierges où les communautés sont intactes et où les fonctions écosystémiques sont assurées. Mais à l'ère de l'anthropocène, où peu de sites peuvent encore être qualifiés de vierges, faut-il intervenir pour réduire l'impact de la prédation sur les populations d'oiseaux menacés ? La question se pose. Dans ce cas, comment intervenir ? CRESSWELL (2008, 2010) ne préconise pas l'élimination systématique des prédateurs comme solution à la gestion d'une population. Celle-ci est concevable si les prédateurs posent un réel problème de maintien d'une population en bonne santé. Et leur élimination est encore plus justifiée lorsqu'il s'agit d'espèces introduites. Comme le fait remarquer COLWELL (2010), la réflexion concerne un prédateur individuel, d'une part, et le maintien d'une population viable d'oiseaux dans un écosystème équilibré, d'autre part. Et généralement l'accent est mis sur le prédateur plutôt que sur l'espèce menacée. C'est ainsi que les êtres humains marquent systématiquement une préférence pour les mammifères que pour les oiseaux, ce qui explique probablement

la plus grande considération pour la vie du prédateur que pour l'ensemble de ses proies réunies qui sont pourtant également des êtres vivants.

Contrôler la prédation en éliminant de grandes quantités de prédateurs n'implique pas *de facto* que cela va augmenter le succès de la reproduction des espèces proies et subséquemment la taille de leurs populations (CÔTÉ et SUTHERLAND, 1997). Réduire la prédation peut améliorer le succès de la reproduction seulement si ce succès n'est pas compromis par la détérioration des habitats ou d'autres facteurs comme l'augmentation de méso-prédateurs (PECKARSKY & McINTOSH, 1998 ; CROOKS & SOULÉ, 1999 ; SHARPE, 2006 ; ROHWER et FISHER, 2007 ; LLOYD, 2007 ; LAIDLAW *et al.*, 2021). Comme cela a été montré plus haut, il suffit parfois d'éliminer juste les individus spécialisés pour obtenir des résultats.

L'acceptabilité de la gestion létale dépend surtout des espèces considérées (MESSMER *et al.*, 1999). Elle pose des questions éthiques. Il faut ainsi s'assurer que le niveau de prédation est réellement élevé et a un réel impact sur la population de l'espèce ciblée (LEYRER *et al.*, 2018) et qu'une méthode non létale ne permet pas de donner des résultats suffisants. Les méthodes mises en œuvre doivent permettre un effet réel sur l'espèce ciblée mais non sur les populations non ciblées. Une méthode de régulation qui combine prélèvements et exclusion physique des prédateurs (clôtures) autour des habitats favorables à la nidification de l'espèce à conserver, permet de réduire la prédation (ZIELONKA *et al.* 2019). Les méthodes létales doivent toujours entrer dans le cadre légal et ne concerner que des espèces non protégées ou pouvant faire l'objet d'opérations de régulation dans

des conditions précises (cas du Goéland argenté *Larus argentatus*) ou faire l'objet de dérogations lorsqu'aucune autre solution n'est disponible. Elles doivent, par ailleurs, faire l'objet d'une grande transparence afin que leur contrôle puisse s'effectuer facilement par les personnes habilitées. Il est compréhensible qu'elles ne fassent pas, voire jamais, consensus, mais dans un espace géré où des priorités sont accordées aux espèces les plus menacées (JIMENEZ *et al.*, 2001), la décision d'intervenir appartient au gestionnaire d'un site qui doit choisir ce qu'il considère être la méthode la plus appropriée pour améliorer le succès de la reproduction d'une espèce ciblée comme étant prioritaire.

JIGUET (2020) énumère les quatre étapes nécessaires avant d'entreprendre une action. Sa réflexion vise le contrôle des prédateurs afin de réduire leur impact sur des espèces chassables et non les espèces dont la survie, au moins au plan local, est en péril :

1. évaluer l'étendue des dégâts causés par l'espèce, sur les plans écologique et économique en comparant les résultats avec ceux obtenus sur des zones témoins ;
2. comprendre comment fonctionne la population animale prédatrice, en matière de survie, de dispersion, de recrutement et tester l'efficacité à réduire ses effectifs ;
3. estimer le coût économique de la mise en place d'opérations de contrôle, à des échelles de temps et d'espace appropriées et comparer avec les coûts des dégâts et des zoonoses émergeant de ces espèces ;
4. évaluer comment le contrôle peut atteindre cet objectif en matière de réduction des dommages ou des risques d'infection.

Cette démarche n'est pas sans rappeler celle de BOLTON *et al.* (2007) qui décrivent le cheminement nécessaire avant de prendre des décisions de prélever ou non des prédateurs, en prenant en compte l'irremplaçabilité du site et de ses habitats pour l'espèce à protéger, la capacité reproductrice de cette dernière, l'abondance des prédateurs sur le site et l'assentiment des populations locales envers l'utilisation d'une méthode ou d'une autre, létale ou non létale.

Pour conclure, il est très important d'examiner, pour chacune des méthodes de contrôle envisagées, les avantages et

les inconvénients, et dans tous les cas de les entourer de protocoles de suivi scientifique rigoureux. Les techniques qui ne sont pas bien suivies peuvent causer d'importants dégâts au sein des populations d'espèces protégées ou menacées. Peu de publications scientifiques traitent ce sujet, les effets négatifs des techniques de conservation étant moins souvent publiés que les effets positifs (FAZEY *et al.*, 2005). De plus les résultats proviennent de la mise en place d'une gestion pratique et rarement de recherches scientifiques (FISCHER & LINDENMAYER, 2000 ; FAZEY *et al.*, 2005 ; PULLIN *et al.*, 2004 ; JAATINEN *et al.*, 2022).



© Jean-François CORNUET

Jeune vanneau huppé

Bibliographie

ABRAMS P. A. 1993. Why Predation Rate Should Not be Proportional to Predator Density. *Ecology* 74: 726–733. doi:10.2307/1940800

AMAR A., ARROYO B. E. et BRETAGNOLLE V. 2000 Post-fledging dependence and dispersal in hatched and wild Montagu's Harriers *Circus pygargus*. *Ibis* 142: 21-28.

AMAR A., GRANT M., BUCHANAN G., SIM I., WILSON J., PEARCE-HIGGINS J. W. et REDPATH S. 2011. Exploring the relationships between wader declines and current land-use in the British uplands. *Bird Study* 58: 13–26.

AMSTRONG E. A. 1954. The ecology of distraction display. *The British Journal of Animal Behaviour* 2: 121-135

AMUNDSON C. L., PIERON M. R., ARNOLD T. W. et BEAUDOIN L. A. 2013. The effects of predator removal on mallard production and population change in northeastern North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 77: 143-152.

ANDERSON W. 1965 Waterfowl production in the vicinity of gull colonies. *Calif. Fish and Game* 51: 5-15.

ANDREAS U., 2017. Prädationsmanagement – Waschbär, Mink und Co. Wiesenvogelschutz mit örtlichen Jägern. Landkreis Stade, Vortrag, 2. Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA)

ANGELSTAM P., LINDSTRÖM E. et WIDÉN P., 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and

mammals in Fennoscandia. *Oecologia*, 62: 199-208.

ANONYMOUS 1988. Fences. Bureau of Land Management, Vegetative Rehabilitation and Equipment Workshop, Missoula, Montana, USA.

ARQUILLA B. J. 2007. Effects of predator activity on the nesting of American Black Ducks and other birds on barrier islands in the mid-Atlantic coast - *LSU Master's Theses*. 3742

ARROYO B. E., BRETAGNOLLE V. et GARCIA T. 2003. Land use, agricultural practices and conservation of Montagu's Harrier. In *Birds of prey in a changing environment* (pp. 449-463).

ATTIÉ C., MUNOZ A., CHEVASSON O. et BRETAGNOLLE V. 2022. Captive breeding, handling and care, and the impact of releases on wild populations. In *Little Bustard: Ecology and Conservation* (pp. 193-223).

AUSDEN M. 2007 *Habitat management for conservation: A handbook of techniques*. Oxford University Press on Demand.

AUSDEN M., BOLTON M., BUTCHER N., HOCOM D. G., SMART J. et WILLIAMS G. 2009. Predation of breeding waders on lowland wet grassland—Is it a problem? *British Wildlife*, 21(1), 29.

BAILEY L. D.. 2016. *Between the devil and the deep blue sea: Consequences of extreme climatic events in the Eurasian Oystercatcher (Haematopus ostralegus)*. Ph. D. Thesis. The Australian National University. 170 p.

- BAINES D. 1990** The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the lapwing *Vanellus vanellus* on upland grasslands. *J. Anim. Ecol.* 59: 915–929.
- BAINES D. et SUMMERS R. W. 1997.** Assessment of bird collisions with deer fences in Scottish forests. *J. Appl. Ecol.* 34: 941-948.
- BAL M. et ERCIYAS-YAVUZ K. 2024.** Efforts to increase conservation opportunities for breeding Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in the Kızılırmak Delta, Türkiye. *Wader Study* 131: 145-149
- BANKS P. B. et BRYANT J. V. 2007.** Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology letters* 3(6): 611-613.
- BANKS P. B., NORDSTRÖM M., AHOLA M., SALO P., FEY K. et KORPIMÄKI E. 2008.** Impacts of alien mink predation on island vertebrate communities of the Baltic Sea Archipelago: review of a long-term experimental study. *Boreal Environment Research* 13: 3-16.
- BEAMAN M. 2014.** "Vanellus vanellus" (Online), Animal Diversity Web. Accessed August 08, 2022 at <https://animaldiversity.org/accounts/Vanellusvanellus/>
- BEAUCHAMP W. D., NUDDS T. D. et CLARK R. G. . 1996.** Duck nest success declines with and without predator management. *Journal of wildlife management* 60: 258-264.
- BEINTEMA A. J. 1991** *Breeding ecology of meadow birds (charadriiformes); implications for conservation and management.* Ph. D Thesis. Rijkuniversiteit Groningen. 137 p.
- BEINTEMA A. J. et MÜSKENS G. J. D. M. 1987** Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grass-lands. *J. Appl. Ecol.* 24: 743–758.
- BEINTEMA A. J., THISSEN J. B., TENSEN D. et VISSER G. H. 1991** Feeding ecology of charadriiform chicks in agriculture grassland. *Ardea* 79: 31-43.
- BEJA P., GORDINHO L., REINO L., LOUREIRO F., SANTOS-REIS M. et BORRALHO R. 2009** Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. *European Journal of Wildlife Research.* 55:227-238.
- BELL M. V. et CALLADINE J. 2017** The decline of a population of farmland breeding waders: a twenty-five-year case study. *Bird Study* 64: 264-273.
- BELLARD C., CASSEY P. et BLACKBURN T. M. 2016.** Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters* 12(2), <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>
- BELLEBAUM J. 2001** Breeding success of Lapwings *Vanellus vanellus* at two German wetland reserves: Stable numbers in spite of high predation rates. *Wader Study Group Bull.* 96: 21.
- BELLEBAUM J. et BOCK C. 2009** Influence of ground predators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. *J. Ornith.* 150: 221-230.
- BELLEBAUM J. et BOSCHERT M. 2003** Bestimmung von Predatoren an Nestern von Wiesenlimikolen. *Vogelwelt* 124: 83-91.

- BERG Å. 1992** Factors affecting nest-site choice and reproductive success of Curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis* 134: 44–51.
- BERG Å. 1992** Factors affecting nest-site choice and reproductive success of Curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis* 134: 44–51.
- BERG Å. 1996** Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. *Oecologia* 107: 343-346.
- BERG Å., NILSSON, S. G. et BOSTRÖM U. 1992.** Predation on artificial wader nests on large and small bogs along a south-north gradient. *Ornis Scandinavica* 23: 13-16.
- BERGMAN G. 1982** Population dynamics, colony formation and competition in *Larus argentatus*, *fuscus* and *marinus* in the archipelago of Finland. *Annales Zoologici Fennici* 19: 143-164.
- BERTHOLDT N. P., GILL J. A., LAIDLAW R. A. et SMART J. 2017** Landscape effects on nest site selection and nest success of Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in lowland wet grasslands, *Bird Study* 64: 30-36.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2012** "IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2 *Vanellus vanellus*." (On-line). at <http://www.iucnredlist.org/details/full/106003153/0>.
- BISHOP R. A. et BARRATT R. 1970** Use of artificial nest baskets by mallards. *J. Wildl. Management* 34: 734-738.
- BLOMQUIST D., JOHANSSON O. C. et GOTMARK F. 1997** Parental quality and egg size affect chick survival in a precocial bird, the lapwing *Vanellus vanellus*. *Oecologia* 110: 18-24.
- BLUMS P., NICHOLS J. D., LINDBERG M. S., HINES J. E. et MEDNIS A. 2003** Factors affecting breeding dispersal of European ducks on Engure Marsh, Latvia. *J. Anim. Ecol.* 72: 292–307.
- BODEY T. W., McDONALD R. A., SHELDON R. D. et BEARHOP S. 2011** Absence of effects of predator control on nesting success of Northern Lapwings *Vanellus vanellus*: implications for conservation. *Ibis* 153: 543-555.
- BODEY T. W., SMART J., SMART M. A. et GREGORY R. D. 2010** Reducing the impacts of predation on ground-nesting waders: a new landscape-scale solution? *Aspects Applied Biology* 100: 167–174.
- BOLTON M., TYLER G., SMITH K. E. N. et BAMFORD R. O. Y. 2007** The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *J. Appl. Ecol.* 44: 534-544.
- BONNINGTON C., GASTON K. J. et EVANS K. L. 2013** Fearing the feline: domestic cats reduce avian fecundity through trait-mediated indirect effects that increase nest predation by other species. *J. Appl. Ecol.* 50: 15-24.
- BOOTH JONES K. A., O'CONNELL P., WOLSEY S., CARRINGTON-COTTON A., NOBLE D. G., McCULLOCH N. et CALLA-DINE J. R. 2022** Loss of breeding waders from key lowland grassland sites in Northern Ireland. *Irish Birds* 44: 11–22.
- BOURGET A. A. 1973** Relation of Eiders and Gulls nesting in mixed colonies in Penobscot Bay, Maine. *The Auk* 90: 809-820.
- BRANDSMA O. 2002** Invloed van de Vos op de weidevogelstand in het reservaatgebied Gierthoorn-Wanneperveen. *De Levande Natuur* 103: 126-131.
- BRAUN F. 2017** *Habitatwahl von Küken des Kiebitzes (Vanellus vanellus) im Ackerland.* Bachelorarbeit im Studiengang

Naturschutz und Landnutzungsplanung.
87 p.

BRIDGE E. S., KELLY J. F., CONTINA A., GABRIELSON R. M., MACCURDY R. B. et WINKLER D. W. 2013 Advances in tracking small migratory birds: a technical review of light-level geolocation. *Journal of Field Ornithology* 84: 121-137.

BRIGGS K. B. 1984A The breeding ecology of coastal and inland Oystercatchers in north Lancashire. *Bird Study* 31: 141-147.

BRODIN A. 2005. Mechanisms of cache retrieval in long-term hoarding birds. *J. Ethol.* 23: 77-83.

BROWN J. S. 1999 Vigilance, patch use and habitat selection: foraging under predation risk. *Evolutionary ecology research* 1: 49-71.

BROWN J. S. et KOTLER B. P. 2004 Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecology letters* 7: 999-1014.

BROWN J. S., LAUNDRE J. W. et GURUNG M. 1999 The ecology of fear: Optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *J. Mammal.* 80: 385-399.

BRZEZIŃSKI M., DISERENS T. A. et ZALEWSKI 2024 The Big Four reign in eutrophic lake reedbeds: predation on artificial waterbird nests. *European Journal of Wildlife Research* 70. <https://doi.org/10.1007/s10344-024-01774-7>

BULLA M., RENEERKENS J., WEISER E. L., SOKOLOV A., TAYLOR A. R., SITTLER B., MCCAFFERY B. J., RUTHRAUFF D. R., CATLIN D. H., PAYER D. C., WARD D. H., SOLOVYEVA D. V., SANTOS E. S. A., RAKHIMBERDIEV E., NOL E., KWON E., BROWN G. S., HEVIA G. D., GATES H. R., JOHNSON J. A., VAN GILS J. A., HANSEN J., LAMARRE J.-F., RAUSCH J., CONKLIN J. R., LIEBEZEIT J., BÉTY J., LANG J., ALVES J. A., FERNÁNDEZ-ÉLIPE J., MICHAEL-EXO

K., BOLLACHE L., BERTELLOTT M., GIROUX M.-A., VAN DE POL M., JOHNSON M., BOLDENOW M. L., VALCU M., SOLOVIEV M., SOKOLOVA N., SENNER N. R., LECOMTE N., MEYER N., SCHMIDT N. M., GILG O., SMITH P. A., MACHÍN P., MCGUIRE R. L., CERBONCINI R. A.S., OTTVALL R., VAN BEMMELEN R. S. A., SWIFT R. J., SAALFELD S. T., JAMIESON S. E., BROWN S., PIERSMA T., ALBRECHT T., D'AMICO V., LANCTOT R. B. et KEMPENAERS B. 2019 Still no evidence for disruption of global patterns of nest predation in shorebirds. *bioRxiv*, 601047. 19 p.

BURGER J. et GOCHFELD M. 1990 Nest site selection in least terns (*Sterna antillarum*) in New Jersey and New York. *Colonial Waterbirds*, 31-40.

CAMPREDON P. 1978 Quelques aspects de la reproduction de l'Huîtrier pie *Haematopus ostralegus* sur la réserve naturelle du Banc d'Arguin (Gironde). *Le Courbageot* 5 : 4-7.

CARRUETTE P. et TRIPLET P. 1996 Restauration d'une colonie d'avocettes *Recurvirostra avosetta* au Parc Ornitho-logique du Marquenterre (Réserve Naturelle de la Baie de Somme). *Bull annuel Marq Nat.* 96 : 4-15.

CATLING P. C. et BURT R. J. 1995 Why are red foxes absent from some eucalypt forests in eastern New South Wales?. *Wildlife Research* 22: 535-545.

CHAMBERLAIN D. E. et CRICK H. Q. 2003. Temporal and spatial associations in aspects of reproductive performance of lapwings *Vanellus vanellus* in the United Kingdom, 1962-99. *Ardea* 91: 183-196.

CHYLARECKI P., MATYJASEK P. et GMITRZUK K. 2006 *Breeding success of waders in Bug and Narew valleys (East Poland)*. In *Ökologie und Schutz von Wasservögeln in Mitteleuropa* (eds H. Düttman, R. Ehrnsberger et R. Akkermann), p 28. Hochschule Vechta, Vechtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte.

- COLWELL M. A. 2010** *Shorebird Ecology, Conservation, and Management*. University of California Press. 344 p.
- COOMBER R. 1975** Contrasting predator-reaction of two Oystercatcher chicks. *British Birds* 68: 157.
- CORCORAN R. M., LOVVORN J. R., BERTRAM M. R. et VIVION M. T. 2007** Lesser scaup nest success and duckling survival on the Yukon Flats, Alaska. *J Wildl. Manag.* 71: 127–134.
- CORMONT A., MALINOWSKA A. H., KOSTENKO O., RADCHUK V., HEMERIK L., WALLIS DEVRIS, M. F. et VER-BOOM J. 2011.** Effect of local weather on butterfly flight behaviour, movement, and colonization: significance for dispersal under climate change. *Biodiversity and Conservation* 20: 483-503.
- CÔTÉ I. M. et SUTHERLAND W. J. 1997** The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conservation Biology* 11: 395-405.
- COWARDIN L. M., SARGEANT A. B. et DUEBBERT H. F. 1983** Problems and potentials for prairie ducks - *Naturalist* 34: 4–11.
- CRAMP S. et SIMMONS K. E. L. 1983** *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic*. Vol. 3. Waders to gulls.
- CREEL S. et CHRISTIANSON D. 2008.** Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in ecology et evolution* 23: 194-201.
- CRESSWELL W. 2008** Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis* 150: 3-17.
- CRESSWELL W. 2010.** Predation in bird populations. *Journal of Ornithology*, 152: 251-263.
- CRESSWELL W. et WHITFIELD D. P. 2008** How starvation risk in Redshanks *Tringa totanus* results in predation mortality from Sparrowhawks *Accipiter nisus*. *Ibis* 150: 209-218.
- CROOKS K. et SOULÉ M. 1999** Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563–566.
- CUMMING G. S. 2018.** A review of social dilemmas and social-ecological traps in conservation and natural resource management. *Conservation Letters*, 11 (1), e12376.
- DEBLINGER R. D., VASKE J. J., et RIMMER D. W. 1992** An evaluation of different predator exclosures used to protect Atlantic coast piping plover nests. *Wildl. Soc. Bull* 20: 274-279.
- DECKER D. J., SHANKS R. E. NIELSON L. A. et PARSONS G. R. 1991** Ethical and scientific judgements in management: Beware of blurred distinctions. *Wildlife Society Bulletin* 19: 523–527.
- DICKMAN C. R. 1996** Impact of exotic generalist predators on the native fauna of Australia. *Wildlife Biology* 2: 185-195.
- DION N., HOBSON K. A. et LARIVIÈRE S. 1999** Effects of removing duck-nest predators on nesting success of grassland songbirds. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1801–1806.
- DOHERTY T. S., DICKMAN C. R., GLEN A. S., NEWSOME T. M., NIMMO D. G., RITCHIE E. G. et WIRSING A. J. 2017** The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological conservation* 210: 56-59.
- DOHERTY T. S., GLEN A. S., NIMMO D. G., RITCHIE E. G. et DICKMAN C. R. 2016** Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113: 11261-11265.

DONEHOWER C. E. et BIRD D. M. 2008 Gull predation and breeding success on Common Eiders on Stratton Island, Maine. *Waterbird* 31: 454-462.

DOTY H. A. 1979 Duck nest structure evaluations in prairie wetlands. *J. Wildl. Management* 43:976-979.

DOTY H. A. et LEE F. B. 1974 Homing to nest baskets by wild female mallards. *Journal of Wildlife Management* 38:714-719.

DOTY H. A. et RONDEAU A. J. 1987 Predator Management To Increase Duck Nest Success. Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proceedings. 58. 6p.

DOTY H. A. LEE F. B. et KRUSE A. D. 1975 Use of elevated nest baskets by ducks. *Wildlife Society Bulletin* 3: 68-73.

DOUGLAS D. J. T., TOMÁNKOVÁ I., GULLETT P., DODD S. G., BROWN D., CLIFT M., RUSSELL N., WARNOCK N., SMART J. et SANDERS S. 2023 Varying response of breeding waders to experimental manipulation of their habitat and predators. *Journal for Nature Conservation* 72 (2023) 126353.

DUEBBERT H. F. 1966 Island nesting of the gadwall in North Dakota. *The Wilson Bulletin* 78: 12-25.

DULUDE-DE BROIN F., CLERMONT J., BEARDSSELL A., OUELLET L.-P., LEGAGNEUX P., BÊTY J. et BERTEAUX D. 2023 Predator home range size mediates indirect interactions between prey species in an arctic vertebrate community. *J Anim Ecol.* 92 ; 2373-2385.

DURANT D., TICHIT M., KERNEIS E. et FRITZ H. 2008 Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives—a review. *Biodiversity Conservation* 17: 2275-2295.

DWERNYCHUK L. W. et BOAG D. A. 1972 Ducks nesting in association with gulls- an ecological trap? *Can. J. Zool.* 50: 559-563.

DYRCZ A., WITKOWSKI J. et OKULEWICZ J. 1981 Nesting of 'timid' waders in the vicinity of 'bold' ones as an antipredator adaptation. *Ibis* 123: 542-545.

EGLINGTON S. M., BOLTON M., SMART M. A., SUTHERLAND W. J., WATKINSON A. R. et GILL J. A. 2010 Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. *J. Appl. Ecol.* 47: 451-458.

EGLINGTON S. M., GILL J. A., SMART M. A., SUTHERLAND W. J., WATKINSON A. R. et BOLTON M. 2009 Habitat management and patterns of predation of Northern Lapwings on wet grasslands: The influence of linear habitat structures at different spatial scales. *Biol. Conserv.* 142: 314-324.

EICHHOLZ M. W., DASSOW J. A., STAFFORD J. D. et WEATHERHEAD P. J. 2012 Experimental evidence that nesting ducks use mammalian urine to assess predator abundance. *The Auk* 129: 638-644.

EIKHORST W. et BELLEBAUM J. 2004 Prädatoren kommen nachts-Gelegeverluste in Wiesenvogelschutzgebieten Ost-und Westdeutschlands. Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. *Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.* 41: 81-89.

EILERS A. 2007 Zur Brutbiologie des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in drei Schutzgebieten an der Eidermündung (Nordfriesland, Dithmarschen), 2006. *Corax* 20: 309-324.

EKROOS J., ÖST M., KARELL P. JAATINEN K. et KILPI M. 2012 Philopatric predisposition to predation-induced ecological traps: habitat-dependent mortality of breeding eiders. *Oecologia* 170: 979-986.

- ELLIOT R. D. 1985** The exclusion of avian predators from aggregations of nesting lapwings (*Vanellus vanellus*). *Anim. Behav.* 33: 308-314.
- EMERY N. J. 2006.** Cognitive ornithology: the evolution of avian intelligence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 361: 23-43.
- ENS B. J., KERSTEN M., BRENNINKMEIJER A. et HULSCHER J. B. 1992** Territory quality, parental effort and reproductive success of oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). *J. Anim. Ecol.* 61: 703-715.
- ESKOWICH K. D., MCKINNON D., BREWSTER G. et BELCHER K. 1998** Preference and use of nest baskets and nest tunnels by mallards in the parkland of Saskatchewan. *Wildlife Society Bulletin* 26: 881-885.
- ESTELLE V. B., MABEE T. J. et FARMER A. H. 1996.** Effectiveness of Predator Exclosures for Pectoral Sandpiper Nests in Alaska. *Journal of Field Ornithology* 67: 447-452.
- EVANS K. L. 2004** The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1-13.
- EWING H., FRANKS S., SMART J., BURTON N. et GILL J. A. 2023** Nest survival of threatened Eurasian Curlew (*Numenius arquata*) breeding at low densities across a human-modified landscape. *Ibis* (2023) doi: 10.1111/ibi.13180
- FAZEY I., FISCHER J. et LINDENMAYER D. B. 2005** What do conservation biologists publish?. *Biological conservation* 124: 63-73.
- FIGLEY W. K. et VAN DRUFF L. W. 1982** The ecology of urban mallards. *Wildlife Monographs* 81: 3-39.
- FISCHER J. et LINDENMAYER D. B. 2000** An assessment of the published results of animal relocations. *Biological conservation* 96: 1-11.
- FLESKES J. P. et KLAAS E. E. 1991** *Dabbling duck recruitment in relation to habitat and predators at Union Slough National Wildlife Refuge.* US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Iowa (No. 32).
- FLETCHER K., AEBISCHER N. J., BAINES D., FOSTER R. et HOODLESS A. N. 2010** Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *J. Appl. Ecol* 47: 263-272.
- FONDELL T. F. 1997** *Nest density and nest success of ground-nesting grassland birds relative to grazing in western Montana.* Dissertation thesis. University of Montana.
- FORSMAN J. T. et MÖNKKÖNEN M. 2001** Responses by breeding birds to heterospecific song and mobbing call playbacks under varying predation risk. *Anim. Behav.* 62: 1067-1073.
- FORSMAN J. T., MÖNKKÖNEN M., KORPIMÄKI E. et THOMSON R. L. 2013** Mammalian nest predator feces as a cue in avian habitat selection decisions. *Behav. Ecol.* 24: 262-266.
- FORSTER J. A. 1975** Electric fencing to protect sandwich terns against foxes. *Biological Conservation* 7: 1-85.
- FOUQUET M. 2013** Plan National de Gestion (2014-2018) – Courlis cendré (*Numenius arquata*). ONCFS.
- FOURNIER M. A. et HINES J. E. 2001** Breeding ecology of sympatric greater and lesser scaup (*Aythya marila* and *Aythya affinis*) in the subarctic Northwest Territories. *Arctic* 54: 444-456.

FOX A. D., JÓNSSON J. E., AARVAK T., BREGNBALLE T., CHRISTENSEN T. K., CLAUSEN K. K., CLAUSEN P., DALBY L., HOLM T. E., PAVÓN-JORDAN D., LAURSEN K., LEHIKONEN A., LORENTSEN S.-H., MØLLER A. P., NORDSTRÖM M., ÖST M., SÖDERQUIST P. et ROLAND THERKILDSEN O. 2015 Current and Potential Threats to Nordic Duck Populations - A Horizon Scanning Exercise. *Annales Zoologici Fennici* 52: 193–220.

FRAUENDORF M., ALLEN A. M., JONGEJANS E., ENS B. J., TEUNISSEN W., KAMPICHLER C., VAN TURNHOUT C. A. M., BAILEY L. D., DE KROON H., CREMER J., KLEYHEEG E., NIENHUIS J. et VAN DE POL M. 2021 Love thy neighbour? Spatial variation in density dependence of nest survival in relation to predator community. *Diversity and Distributions*. 2021; 00:1–12. DOI: 10.1111/ddi.13457

GALBRAITH H. 1988 Adaptation and constraint in the growth pattern of lapwing *Vanellus vanellus* chicks. *Journal of the Zoological Society of London* 215: 537-548.

GARNETT S. T. et CROWLEY G. M. 2000 *The Action Plan for Australian Birds 2000*. Environment Australia, Canberra.

GARRETTSON P. R., ROHWER F. C., ZIMMER J. M., MENSE B. J. et DION N. 1996 Effects of mammalian predator removal on waterfowl and non-game birds in North Dakota. In *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* (pp. 94-101).

GATTI R. C., EVRARD J. O. et VAN DER ZOUWEN W. J. 1992 *Electric fencing for duck and pheasant production in Wisconsin* (No. 176). Department of Natural Resources.

GIBBONS D.W., AMAR A., ANDERSON G. O. A., BOLTON M., BRADBURY R. B., EATON M. A., EVANS A. D., GRANT M. C., GREGORY R. D., HILTON G. M., HIRONS G. J. M., HUGHES J., JOHNSTONE I., NEWBERY P., PEACH W.

J., RATCLIFFE N., SMITH K. W., SUMMERS R. W., WALTON P. et WILSON J. D. 2007 *The predation of wild birds in the UK: a review of its conservation impact and management*. RSPB Research Report no 23. RSPB, Sandy.

GOCHFELD M. 1984. Antipredator behavior: aggressive and distraction displays of shorebirds. In Winn H. E. et Olla B. L. *Behavior of marine animals. Shorebirds* (pp. 289-377). Springer, Boston, MA.

GOODRICH J. M. et BUSKIRK S. W. 1995 Control of abundant native vertebrates for conservation of endangered species. *Conservation Biology* 9: 1357-1364.

GOSS-CUSTARD J. D., CLARKE R. T., BRIGGS K. B., ENS B. J., EXO K.-M., SMIT C., BEINTEMA A. J., CALDOW R. W. G., CATT D. C., CLARK N., DURELL S. E. A. LE V. DIT, HARRIS M. P., HULSCHER J. B., MEININGER P. L., PICOZZI N., PRYS-JONES R., SAFRIEL U. et WEST A. D. 1995. Population consequences of winter habitat loss in a migratory shorebird: I. Estimating model parameters. *J. Appl. Ecol.* 32: 317-333.

GÖTMARK F. et AHLUND M. 1988. Nest predation and nest site selection among eiders *Somateria mollissima*: the influence of gulls. *Ibis* 130: 111-123.

GRANT M. C. 1991 Nesting densities, productivity and survival of breeding whimbrel *Numenius phaeopus* in Shetland. *Bird Study* 38: 160-169.

GRANT M. C., ORSMAN C., EASTON J., LODGE C., SMITH M., THOMPSON G., RODWELL S. et MOORE N. 1999 Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. *J. Appl. Ecol.* 36: 59–74.

GREEN R. E., HAWELL J. et JOHNSON T. H. 1987 Identification of predators of wader eggs from egg remains. *Bird Study* 34: 87-91.

- GREEN R. E., HIRONS G. J. M. et KIRBY J. S. 1990** The effectiveness of nest defence by black-tailed godwits *Limosa limosa*. *Ardea* 78: 405-413.
- GREENWOOD R. J., ARNOLD P. M. et MCGUIRE B. G. 1990** Protecting duck nests from mammalian predators with fences, traps, and a toxicant. *Wildlife Society Bulletin* 18: 75-82.
- GROEN N. M., KENTIE R., DE GOEIJ P., VERHEIJEN B., HOOIJMEIJER J. C. E. W. et PIERSMA T. 2012** A modern landscape ecology of Black-tailed Godwits: habitat selection in southwest Friesland, The Netherlands. *Ardea* 100: 19–28.
- GRUBER S. 2006** *Habitatstrukturen in Nahrungsrevieren jungeführender Kiebitze (Vanellus vanellus L.) und deren Einfluss auf die Reproduktion*. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 125 p.
- HABERER A. 2001** Rabenvögel (Corvidae) auf Amrum und ihre Auswirkungen auf den Kiebitz bestand (*Vanellus vanellus*) der Insel. *Corax* 18: 141-148.
- HARDING N. J., GREEN R. E. et SUMMERS R. W. 1994** *The Effects of Future Changes in Land Use on Upland Birds in Britain*. Royal Society for the Protection of Birds, Edinburgh.
- HARRIS M. P. 1967** The biology of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* on Skokholm Island, S. Wales. *Ibis* 109: 180-193.
- HART J. D., MILSOM T. P., BAXTER A., KELLY P. F. et PARKIN W. K. 2002** The impact of livestock on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding densities and performance on coastal grazing marshes. *Bird Study* 49: 67–78.
- HEITHAUS M. R., WIRSING A. J., BURKHOLDER D., THOMSON J. et DILL L. M. 2009** Towards a predictive frame-work for predator risk effects: the interaction of landscape features and prey escape tactics. *J. Anim. Ecol.* 78: 556-562.
- HENDERSON I. G., WILSON A. M., STEELE D. et VICKERY J. A. 2002** Population estimates, trends and habitat associations of breeding Lapwing *Vanellus vanellus*, Curlew *Numenius arquata* and Snipe *Gallinago gallinago* in Northern Ireland in 1999. *Bird Study* 49: 17-25.
- HEYDON M. J., REYNOLDS J. C. et SHORT M. J. 2000** Variation in abundance of Foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. *Journal of Zoology* 251: 253–264.
- HILDEN O. 1964** Ecology of duck populations in the island group of Valassaaret, Gulf of Bothnia. *Ann. Zool. Fenn.* 1: 153-279.
- HILL D. 1988.** Population dynamics of the avocet (*Recurvirostra avosetta*) breeding in Britain. *J. Anim. Ecol.* 57: 669-683.
- HOFFMANN J. 2006** *Schlupferfolgskontrolle von Wiesenlimikolen im Naturraum Eiderstedt*. University of Trier, 141 p.
- HOLOPAINEN S., ARZEL C., DESSBORN L., ELMBERG J., GUNNARSSON G., NUMMI P., PÖYSÄ H. et SJÖBERG K. 2015** Habitat use in ducks breeding in boreal freshwater wetlands: a review. *Eur. J. Wildl. Res.* 61: 339–363.
- HOLOPAINEN S., VÄÄNÄNEN V.-M. et FOX A. D. 2020** Artificial nest experiment reveals inter-guild facilitation in duck nest predation. *Global Ecology and Conservation* 24 (2020) e01305.
- HOLOPAINEN S., VÄÄNÄNEN V.-M., VEHKAOJA M. et FOX A. D. 2021** Do alien predators pose a particular risk to duck nests in Northern

Europe? Results from an artificial nest experiment. *Biol Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02608-2>.

HOLOPAINEN S., MIETTINEN E., VÄÄNÄNEN V.-M., NUMMI P. et PÖYSÄ H. 2024 Balancing between predation risk and food by boreal breeding ducks. *Ecology and Evolution*. 2024;14:e11011.

HOLT R. D. et BARFIELD M. 2009 Trophic interactions and range limits: the diverse roles of predation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276: 1435–1442.

HÖNISCH B., ARTMEYER C., MELTER J. et TÜLLINGHOFF R. 2008 Studies on chick survival of Curlew *Numenius arquata* and Lapwing *Vanellus vanellus* by radio-telemetry in SPA Düsterdieker Niederung. *Vogelwarte* 46: 39 – 48.

HOOPERHEIDE C. 1950 De Eidereenden, *Somateria mollissima* L., op Vlieland. *Ardea* 37: 139-161.

HORI J. 1964 The breeding biology of the Shelduck *Tadorna tadorna*. *Ibis* 105: 333-350.

HORI J. 1969. Social and population studies in the Shelduck. *Wildfowl* 20: 5-22.

HUGHES J. et McDONALD D. W. 2013 A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157: 341-351.

ISAKSSON D, WALLANDER J. et LARSSON M. 2007 Managing predation on ground-nesting birds: the effectiveness of nest exclosures. *Biol. Conserv.* 136: 136–142.

ISAKSSON D. 2008 *Predation and shorebirds: Predation management, habitat effects, and public opinion*. Unpublished PhD thesis, University of Gothenburg, 45 pp.

IVAN J. S. et MURPHY R. K. 2005 What preys on piping plover eggs and chicks? *Wildlife Society Bulletin* 33: 113-119.

JAATINEN K., HERMANSSON I., MOHRING B., STEELE B. B. et ÖST M. 2022 Mitigating impacts of invasive alien predators on an endangered sea duck amidst high native predation pressure. *Oecologia* 198: 543-552.

JAATINEN K., ÖST M. et LEHIKONEN A. 2011 Adult predation risk drives shifts in parental care strategies: a long-term study. *J. Anim. Ecol.* 80: 49-56.

JACKSON D. B. et GREEN R. E. 2000. The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as a predator of the eggs of waders (Charadrii) on machair in South Uist, Scotland. *Biol. Conserv.* 93: 333-348.

JACKSON D. B., FULLER R. J. et CAMPBELL S. T. 2004 Long-term population changes among breeding shorebirds in the Outer Hebrides, Scotland, in relation to introduced hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Biol. Conserv.* 117: 151–166.

JEDRZEJEWSKI W. et JEDRZEJEWSKA B. 1992 Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Biatowieza National Park, Poland. *Ecography* 15: 212-220.

JENKINS D., MURRAY M. G. et HALL P. 1975. Structure and regulation of a Shelduck (*Tadorna tadorna* L.) population. *J. Anim. Ecol.* 44: 201-231.

JIGUET F. 2020 The Fox and the Crow. A need to update pest control strategies. *Biological Conservation* 248 (2020) 108693, 6 p.

JIMENEZ J. E., CONOVER M. R. et MESSMER T. A. 2001 *Exclusionary methods to reduce predation on ground-nesting birds and their nests*. Berryman Institute Publication

No. 20, Utah State University, Logan. 12pp.

JOHANSSON T. 2001. *Habitat selection, nest predation and conservation biology in a black-tailed godwit (*Limosa limosa*) population* (Doctoral dissertation, Acta Universitatis Upsaliensis).

JOHNSON M. ET ORING L. W. 2002 Are nest enclosures an effective tool in plover conservation? *Waterbirds* 25: 184-190.

JÓNSSON J. E., RICKOWSKI F. S., RULAND F., ÁSGEIRSSON A. et JESCHKE J. M. 2023 Long-term data reveal contrasting impacts of native versus invasive nest predators in Iceland. *Ecology Letters*. 2023; 00:1–11.

JUNKER S., DÜTTMANN H. et EHRNSBERGER R. 2006 Schlupferfolg und Kükenmortalität beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32: 111 – 122.

JUNKER S., KRAWCZYNSKI R., EHRNSBERGER R. et DÜTTMAN H. 2004 Habitat use and chick mortality of radio-tagged Lapwings *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in the Stollhammer Wisch, Lower Saxony. *Wader Study Group Bulletin* 103: 14.

KAASIKU T., RANNAP R. et MÄNNIL P. 2022 Predation-mediated edge effects reduce survival of wader nests at a wet grassland-forest edge. *Animal Conservation* 2022. 12 p.

KÄMMERLE J., NIEKRENZ S. et STORCH I. 2019 No evidence for spatial variation in predation risk following restricted-area fox culling. *BMC Ecology*. 19.17, 11 p.

KATRÍNARDÓTTIR B. 2012. The importance of Icelandic riverplains as breeding habitats for Whimbrels *Numenius phaeopus*.

Meistararitgero. Líf-og umhverfi svísindadeild. Háskóli Íslands : 50 p.

KEEDWELL R. J., MALONEY R. F. et MURRAY D. P. 2002 Predator control for protecting kākī (*Himantopus novaezelandiae*)— lessons from 20 years of management. *Biological Conservation* 105: 369–374.

KEITH L. B. 1961 *A study of waterfowl ecology on small impoundments in southeastern Alberta*. Wildlife Monographs 6.

KELLY L. A., DOUGLAS D. J. T., SHURMER M. P. et EVANS K. L. 2021 Inter-specific variation in the potential for upland rush management advocated by agri-environment schemes to increase breeding wader densities. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. 660513. 11 p.

KENTIE R., BOTH C., HOOIJMEIJER J. C. E. W et PIERSMA T. 2013 Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *Ibis* (2015), doi: 10.1111/ibi.12273

KENTIE R., COULSON T., HOOIJMEIJER J. C. E. W., HOWISON R. A., LOONSTRA A. H. J., VERHOEVEN M. A., BOTH C. et PIERSMA T. 2018 Warming springs and habitat alteration interact to impact timing of breeding and population dynamics in a migratory bird. *Global Change Biology* 24: 5292–5303.

KETTEL E. F., LAKIN I., HEYDON M. J. et SIRIWARDENA G. M. 2020 A comparison of breeding bird populations inside and outside of European Badger *Meles meles* control areas. *Bird Study* 67: 279-291.

KHIL M.-L. 2015 *Important factors for predation of northern lapwing *Vanellus vanellus* nests in a central European lowland pasture system*. Master of Science (MSc), Vienne, 42 p.

KHOROZYAN I. et WALTERT M. 2019. How long

do anti-predator interventions remain effective? Patterns, thresh-olds and uncertainty. *Royal Society open science* 6: 190826.

KIRBY J. S. et GREEN R. E. 1991 Nest defence by Black-tailed Godwits on the Ouse Washes, *Wader Study Group Bulletin* 61, Supplement:71 -72.

KIS J., LIKER A. et SZEKELY T. 2000. Nest defence by lapwings: observations on natural behaviour and an experiment. *Ardea*, 88: 155-163.

KLOMP H. 1954 De terreinkeus van de Kievit, *Vanellus vanellus* (L.) *Ardea* 42: 1-139.

KOENEN M. T., UTYCH R. B. et LESLIE JR D. M. 1996 Methods Used to Improve Least Tern and Snowy Plover Nesting Success on Alkaline Flats. *Journal of Field Ornithology* 67: 281-291.

KOIVULA K. et RÖNKÄ A. 1998 Habitat deterioration and efficiency of antipredator strategy in a meadow breeding wader, Temminck's Stint (*Calidris temminckii*). *Oecologia* 116: 348–355.

KOOIKER G. 2008 Neue und ergänzende Ergebnisse zum Bruterfolg einer auf Ackerland brütenden Kiebitzpopulation *Vanellus vanellus* bei Osnabrück. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 40: 321-331.

KOOIKER G. et BUCKOW C. V. 1997 *Der Kiebitz. Flugkünstler im offenen Land.* Sammlung Vogelkunde, Aula, Wiesbaden.

KORSCHGEN C. E. et DAHLGREN R. B. 1992 *Human disturbances of waterfowl: causes, effects, and management.* In: *Waterfowl Management Handbook.* Washington, D.C.:US Fish et Wildlife Service: 1-9.

KOSKIMIES J. 1957 Polymorphic variability in clutch size and laying date of the Velvet Scoter, *Melanitta fusca* (L.). *Ornis Fenn.* 34: 118–128.

KÖSTER H. A. et BRUNS 2003 Haben Wiesenwögel in binnenländischen Schutzgebieten ein "Fuchsproblem"? *Berichte zum vogelschutz* 40: 57–74.

KÖSTER H., NEHLS G. et THOMSEN K.-M. 2001 Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Schleswig-Holstein. *Corax* 18: 121-132.

KREBS C. J., BOUTIN S., BOONSTRA R., SINCLAIR A. R. E., SMITH J. N. M., DALE M. R. et TURKINGTON R. 1995 Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* 269: 1112-1115.

KRÓLIKOWSKA N., SZYMKOWIAK J., LAIDLAW R. A. et KUCZYNSKI L. 2016 Threat-sensitive anti-predator de-fence in precocial wader, the Northern Lapwing *Vanellus vanellus*. *Acta Ethol.* 19: 163–171.

KRUSE C. D., HIGGINS K. F. et VANDER LEE B. A. 2001 Influence of predation on Piping Plover, *Charadrius melodus*, and Least Tern, *Sterna antillarum*, productivity along the Missouri River in South Dakota. *Can. Field-Nat.* 115: 480–486.

KUBELKA V. 2020 Review of inter and intraspecific predation by shorebirds. *Ornis fennica* 97 : 177-185.

KUBELKA V., ŠÁLEK M., TOMKOVICH P., VÉGVÁRI Z., FRECKLETON R. P. et SZÉKELY T. 2018 Global pattern of nest predation is disrupted by climate change in shorebirds. *Science* 362 : 680–683.

KUBELKA V., SLÁDEČEK M., ZÁMEČNÍK V., VOZABULOVÁ E. et ŠÁLEK M. 2019 Seasonality predicts egg size better than nesting habitat in a precocial shorebird. *Ardea* 107: 239–250.

LAGENDIJK D. D. G., HOWISON R. A., ESSELINK P. et SMIT C. 2019 Grazing as a conservation

management tool: Responses of voles to grazer species and densities. *Basic et Applied Ecology* 34: 36–45.

LAGRANGE T. G., HANSEN J. L., ANDREWS R. D., HANCOCK A. W. et KIENZLER J. M. 1995 Electric fence predator enclosure to enhance duck nesting: a long-term case study in Iowa. *Wildlife Society Bulletin* 23: 261-266.

LIDLAW R. A., SMART J., EWING H., FRANKS S. E., BELTING H., DONALDSON L., HILTON G. M., HISCOCK N., HOODLESS A. N., HUGHES B., JARRETT N. S., KENTIE R., KLEYHEEG E., LEE R., ROODBERGEN M., SCOTT D. M., SHORT M. J., SYROECHKOVSKIY E. E., TEUNISSEN W., WARD H., WHITE G. et GILL J. A. 2021 Predator management for breeding waders: a review of current evidence and priority knowledge gaps. *Wader Study* 128: 44-55.

LIDLAW R. A., SMART J., SMART M. A. et GILL J. A. 2017 Scenarios of habitat management options to reduce predator impacts on nesting waders. *J. Appl. Ecol.* 54: 1219–1229.

LIDLAW R. A., SMART J., SMART M. A. et GILL J. A. 2015 The influence of landscape features on nest predation rates of grassland-breeding waders. *Ibis* 157: 700–712.

LIDLAW R. A., SMART J., SMART M. A., BODEY T. W., COLEDALE T. et GILL J. A. 2019 Foxes, voles, and waders: drivers of predator activity in wet grassland landscapes. *Avian Conservation and Ecology* 14(2):4. <https://doi.org/10.5751/ACE-01414-140204>

LANGGEMACH T. et BELLEBAUM J. 2005 Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 259-298.

LARSEN V. A., LISLEVAND T. et BYRKJEDAL I. 2003 Is clutch size limited by incubation ability in northern lap-wings? *J. Anim. Ecol.* 72: 784–792.

LAURSEN K., BALBONTÍN J., THORUP O., NIELSEN H. H., ASFERG T. et MØLLERS A. P. 2018 Multiple components of environmental change drive populations of breeding waders in seminatural grasslands. *Ecology and evolution* 2018: 1-8.

ŁAWICKI Ł., WYLEGAŁA P., BATYCKI A., KAJZER Z., GUENTZEL S., JASIŃSKI M., KRUSZYK R., RUBACHA S. et ŻMIHORSKI M. 2011 Long-term decline of grassland waders in western Poland. *Vogelwelt* 132: 101 – 108.

LÉANDRY-BRETON D.-J. et BÊTY J. 2020 Vulnerability to predation may affect species distribution: plovers with broader arctic breeding range nest in safer habitat. NatureResearch. Scientific Reports. DOI: 10.1038/s41598-020-61956-6

LETNIC M., CROWTHER M. S. et KOCH F. 2009B Does a top-predator provide an endangered rodent with refuge from an invasive mesopredator?. *Animal Conservation* 12: 302-312.

LETNIC M., KOCH F., GORDON C., CROWTHER M. S. et DICKMAN C. R. 2009A Keystone effects of an alien top-predator stem extinctions of native mammals. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* 276: 3249-3256

LEYRER J., BROWN D., GERRITSEN G., HÖTKER H. et OTTVALL R. 2018 *International Multi-species Action Plan for the Conservation of Breeding Waders in Wet Grassland Habitats in Europe (2018-2028)*. Naturschutzbund Deutschland (NABU).

LIEBEZEIT J. R. et GEORGE T. L. 2002 *A Summary of Predation by Corvids on Threatened and Endangered Species in California and Management Recommendations to Reduce Corvid Predation*. Calif. Dept. Fish and Game, Species Conservation and Recovery Program Rpt. 2002-02, Sacramento, CA. 103 pp.

LIKER A. 1992 Breeding biology of Lapwing *Vanellus vanellus* in alkaline grassland. *Ornis Hung.* 2: 61-66. En hongrois avec résumé en anglaise

LIKER A. et SZÉKELY T. 1997 The impact of grazing and road use on hatching success of lapwings (*Vanellus vanellus*). *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 43: 85-92.

LIMA S. L. 2009 Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biological reviews* 84: 485-513.

LIMA S. L. et DILL L. M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian J. Zool.* 68: 619-640.

LIND H. 1961 Studies on the behaviour of the black-tailed godwit (*Limosa limosa* (L.)). University of Copenhagen, Copenhagen, Denmark.

LLOYD P. 2007 Predator control, mesopredator release, and impacts on bird nesting success: a field test. *African Zoology* 42: 180-186.

LOKEMOEN J. T. 1984 Examining economic efficiency of management practices that enhance waterfowl production. *In Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 49: 584-607.

LOONSTRA A. H. J., HOFMANN N., HÖNISCH B., MELTER J., HOLY M., BOTH C. & BELTING H. 2024 The effect of different mammalian predator management regimes on the reproductive success of Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa*. *Ardea* 112:103-112

LOSITO M. P., BALDASSARRE G. A. et SMITH J. H. 1995 Reproduction and survival of female mallards in the St. Lawrence River Valley, New York. *Journal of Wildlife Management* 59: 23-30.

LOVARY S. et PARIGI L. 1995 The red Fox as a gamebird killer or a considerate parent? *Mammalia* 59: 455-459.

LUTTBEG B. et KERBY J. L. 2005. Are scared prey as good as dead?. *Trends in Ecology et Evolution*, 20: 416-418.

LUTZ K. 2008 BRUTVOGELUNTERSUCHUNGEN AUF DER HALLIG OLAND 2008. *Untersuchungen im Auftrage des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz, Husum.* Unpublished Report.

MABEE T. J. et ESTELLE V. B. 2000 Assessing the effectiveness of predator exclosures for plovers. *Wilson J. Ornithol.* 112: 14-20.

MADDEN C. F., ARROYO B. et AMAR A. 2015 A review of the impacts of corvids on bird productivity and abundance. *Ibis* 157: 1-16.

MALLORY M. L. et WEATHERHEAD P. J. 1990 Effects of nest parasitism and nest location on eggshell strength in waterfowl. *Condor* 92: 1031-1039.

MALPAS L. R., KENNERLEY R. J., HIRONS G. J., SHELDON R. D., AUSDEN M., GILBERT J. C. et SMART J. 2013. The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. *J. Nature Cons.* 21: 37-47

MARION L. 2013 Is the Sacred ibis a real threat to biodiversity? Long-term study of its diet in non-native areas compared to native areas. *Comptes rendus Biologie* 336 : 207-220.

MASON L. R., SMART J. et DREWITT A. L. 2018 Tracking day and night provides insights into the relative importance of different wader chick predators. *Ibis* 160: 71-88.

- MAYER P. M. et RYAN M. R. 1991** Electric fences reduce mammalian predation on piping plover nests and chicks. *Wildlife Society Bulletin* 19: 59-63.
- McDONALD D. W. et SERVICE K. 2007** *Key topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, 329 p.
- McDONALD M. A. et BOLTON M. 2008** Predation on wader nests in Europe. *Ibis* 150: 54-73.
- McDONALD M. A. et BOLTON M. 2008B** Predation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. *Journal of Ornithology*. 149: 555-563.
- McNAMARA J. M. et HOUSTON A. I. 1987** Starvation and predation as factors limiting population size. *Ecology* 68: 1515-1519.
- MEISNER K., SUNDE P., CLAUSEN K. K., CLAUSEN P., FÆLLED C. C. et HOELGAARD M. 2014** Foraging ecology and spatial behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a wet grassland ecosystem. *Acta Theriol* 59: 377-389. DOI 10.1007/s13364-014-0178-9.
- MENSE B. J. 1996** *The effects of predator removal and nest-site selection on productivity of over-water nest-ing birds in North Dakota*. M.S. thesis, Pittsburg State University, Pittsburg, Kansas.
- MESSMER T. A., BRUNSON M. W., REITER D. et HEWITT D. G. 1999** United States public attitudes regarding pred-ators and their management to enhance avian recruitment. *Wildlife Society Bulletin* 27: 75-85.
- MIDDLETON P. 2003** Population ecology, conservation and management of little ringed plovers in South York-shire. *British Birds* 96: 344-346.
- MILINSKI M. et HELLER R. 1978**. Influence of a predator on the optimal foraging behaviour of sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L.). *Nature* 275: 642-644.
- MILNE H. 1974** Breeding numbers and reproductive rate of Eiders at the Sands of Forvie National Reserve, Scotland. *Ibis* 116: 135-154.
- MILSOM T. P. 2005** Decline of Northern Lapwing *Vanellus vanellus* breeding on arable farmland in relation to loss of spring tillage. *Bird Study* 52: 297-306.
- MILSOM T. P., LANGTON S. D., PARKIN W. K., PEEL S., BISHOP J. D., HART J. D. et MOORE N. P. 2000** Habitat models of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *J. appl. Ecol.* 37: 706-727.
- MISHRA H., KUMAR V. ET KUMAR A. 2020** Factors influencing nesting success of the river lapwing, *Vanellus duvaucelii* (Lesson, 1826) *Avian Biology Research* 13. DOI:10.1177/1758155920921072
- MOHRING B. 2023** Breeding during a Predation Regime Shift: Behavioural and physiological responses of female common eiders facing the recovery of their native predator. Åbo theses, Åbo Akademi University & CNRS-La Rochelle Université. 108 p. Available at <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-12-4330-1>
- MØLLER A. P., THORUP O. et LAURSEN K. 2018** Predation and nutrients drive population declines in breeding waders. *Ecological Applications*, 28: 1292-1301.
- MONTGOMERIE R. D. et WEATHERHEAD P. J. 1988** Risks and rewards of nest defence by parent birds. *The Quarterly Review of Biology* 63: 167-187.
- MOURONVAL J.-B. et TRIPLET P. 1991** *Oiseaux d'eau nicheurs en plaine maritime*

picarde (saison de reproduction 1991 pour les Anatidés, foulques et limicoles). APCGEDS, ONC, Conseil Régional de Picardie, 217 p.

MWEMA M. M., DE PONTE MACHADO M. et RYAN P.G. 2010 Breeding seabirds at Dassen Island, South Africa: chances of surviving great white pelican predation. *Endangered Species Res.* 9: 125-131.

NACK J. L. et BIRIC C.A. 2005 Apparent predation by cattle at grassland bird nests. *Wilson Bull.* 117: 56–62.

NASH R. 1968 *Conservation as quality of the environment.* In *The American environment: Readings in the history of conservation*, ed. Roderick Nash, 155–6. Reading, Massachusetts: Addison-Wesley.

NEHLS G. 1996 Der Kiebitz in der Agrarlandschaft – Perspektiven für den Erhalt des Vogels des Jahres 1996. *Ber. z. Vogelschutz* 34: 123-132.

NEWSON S. E., REXSTAD E. A., BAILLIE S. R., BUCKLAND S. T. et AEBISCHER N. J. 2010 Population change of avian predators and grey squirrels in England: is there evidence for an impact on avian prey populations? *Journal of Applied Ecology* 47: 244-252.

NEWTON I. 1998 *Population Limitation in Birds.* Academic Press, London.

NEWTON I. 2004 The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579-600.

NIEHAUS A. C., RUTHRAUFF D. R. et McCaffery B. J. 2004 Response of predators to western sandpiper nest exclosures. *Waterbirds* 27: 79–82.

NIELSEN R. D. 2008 *Impacts of predation on the hatching success of Northern Lapwings Vanellus vanellus in relation to*

Red Fox Vulpes vulpes density. Årskort nummer 20021246. University of Aarhus. 28 p.

NOL E. et BROOKS R. J. 1982 Effects of predator exclosures on nesting success of Killdeer. *J. Field Ornith.* 53: 263-268.

NORDSTRÖM M. et KORPIMÄKI E. 2004 Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. *J. Anim. Ecol.* 73: 424-433.

NORDSTRÖM M., HÖGMANDER J., LAINE J., NUMMELIN J., LAANETU N. et KORPIMÄKI E. 2003 Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biol Conserv.* 109: 359–368.

NORDSTRÖM M., HÖGMANDER J., NUMMELIN J., LAINE J., LAANETU N. et KORPIMÄKI E. 2002 Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. *Ecography* 25: 385–394.

NORRDAHL K. et KORPIMÄKI E. 1998. Fear in farmlands: how much does predator avoidance affect bird community structure?. *Journal of Avian Biology*, 79-85.

NORRIS K., BRINDLEY E., COOK T., BABBS S., BROWN C. F. et YAXLEY R. 1998 Is the density of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain declining due to changes in grazing management? *J. Appl Ecol.* 35: 621–634.

NORRIS K., COOK T., O'DOWD B. et DURDIN C. 1997 The density of redshank *Tringa totanus* breeding on the saltmarshes of the Wash in relation to habitat and its grazing management. *J. Appl. Ecol.* 34: 999–1013.

NSW NATIONAL PARKS AND WILDLIFE SERVICE 2001 *Threat Abatement Plan for Predation*

by the Red Fox (*Vulpes vulpes*). NSW National Parks and Wildlife Service, Hurstville.

NUMMI P., VÄÄNÄNEN V.-M., PEKKARINEN A.-J., ERONEN V., MIKKOLA-ROOS M., NURMI J., RAUTAINEN A. et RUSANEN P. 2019 Alien predation in wetlands – the Raccoon Dog and Waterbird breeding success. *Baltic Forestry* 25: 288-237.

O'BRIEN M. G. 2001 *Factors affecting breeding wader populations on upland enclosed farmland in northern Britain.* Institute of Cell, Animal and Population Biology, University of Edinburgh.

O'CONNOR R. J. et SHRUBB M. 1986 *Farming and Birds.* Cambridge: Cambridge University Press.

ODIN R. 1957 California Gull Predation on Waterfowl. *The Auk* 74: 185–202.

OERTZEN G. et DÜTTMANN H. 2006 Brutverhalten von Wiesenlimikolen auf unterschiedlich bewirtschafteten Niederungsstandorten in der oberen Mittelradde-Niederung (Landkreis Emsland, Cloppenburg;Niedersachsen). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32: 157-166.

OLSEN H. 2002 *Patterns of predation on ground nesting meadow birds.* PhD thesis, R. Veterinarian and Agri-cultural University, Copenhagen, Denmark.

OLSEN H. et SCHMIDT N. M. 2004A Response of hooded crow *Corvus corone cornix* and magpie *Pica pica* to exposure to artificial nests. *Bird Study* 51: 87-90.

OLSEN H. et SCHMIDT N. M. 2004B Impacts of wet grassland management and winter severity on wader breeding numbers in eastern Denmark. *Basic Appl. Ecol.* 5: 203–210.

OPPEL S., CLARK B. L., RISI M. M., HORSWILL C., CONVERSE S. J., JONES C. W., OSBORNE A. M., STEVENS K., PEROLD V., BOND A. L., WANLESS R. M. CUTHBERT R., COOPER J. ET RYAN P. G. 2022 Cryptic population decrease due to invasive species predation in a long-lived seabird supports need for eradication. *J Appl Ecol.* 2022; 00: 1–12.

OTTERSEN G., PLANQUE B., BELGRANO A., POST E., REID P. C. et STENSETH N. C. 2001. Ecological effects of the North Atlantic oscillation. *Oecologia*, 128: 1-14.

OTTVALL R. 2005 Boöverlevnad hos strandängshäckande vadare - den relativa betydelsen av predation och trampsador av betesdjur. *Ornis Svecica* 15: 89–96.

OTTVALL R. et SMITH H. G. 2006 Effects of an agri-environment scheme on wader populations on coastal meadows in southern Sweden. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113: 264–271.

OTTVALL R., LARSSON K. et SMITH H. G. 2005 Nesting success in Redshank *Tringa totanus* breeding on coastal meadows and the importance of habitat features used as perches by avian predators, *Bird Study* 52: 289-296.

PAKANEN V. M., LUUKKONEN A. et KOIVULA K. 2011 Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodiversity and Conservation*, 20: 2057-2073.

PÁLSDÓTTIR K. 1992. Eggjaát hjá kindum. *Bliki* 12 : 55 - 56. (Consumption d'œufs par les moutons, en Islandais)

PARR R. 1992 The decline to extinction of a population of Golden Plover in north-east Scotland. *Ornis Scand.* 23: 152-158.

PARR R. 1993 Nest predation and numbers of golden plovers *Pluvialis apricaria* and other moorland waders. *Bird Study* 40:

223-231.

PATTERSON I. J. 1977 The control of fox movement by electric fencing. *Biol. Cons.* 11: 267-278.

PATTERSON I. J., GILBOA A. et TOZER D. J. 1982 Rearing other peoples' young; Brood-mixing in the Shelduck *Tadorna tadorna*. *Animal Behaviour*, 30(1), 199-202.

PAULINY A., LARSSON M. et BLOMQUIST D. 2008 Nest predation management: effects on reproductive success in endangered shorebirds. *J. Wildl. Manag.* 72: 1579–1583.

PEARSE A. T. et RATTI J. T. 2004. Effects of predator removal on mallard duckling survival. *Journal of wildlife management*, 68(2), 342-350.

PECKARSKY B. L. et McINTOSH A. R. 1998. Fitness and community consequences of avoiding multiple pre-dators. *Oecologia* 113 : 565-576.

PERSON L., FRANQUIN M. et TRIPLET P. 2018 Relations entre reproduction du Vanneau huppé *Vanellus vanellus* et pratiques agro-environnementales en Plaine Maritime Picarde. *Alauda* 86 : 1-8.

PEŠKOVÁ L. 2020 Influence of external conditions on egg incubation in lapwings (genus *Vanellus*) in temperate and subtropical climate. Univerzita Karlova. 88 p. En Tchèque avec résumé en anglais.

PIENKOWSKI M. W. et EVANS P. R. 1982 Breeding behaviour, productivity and survival of colonial and non-colonial Shelducks *Tadorna tadorna*. *Ornis Scand.* 13: 101-116.

PIENKOWSKI M.W. 1984 Breeding biology and population dynamics of Ringed Plovers *Charadrius hiaticula* in Britain and Greenland: nest-predation as a possible factor limiting distribution and timing of breeding. *J. Zool., Lond.* 202: 83–114.

PILACKA L., NEUBAUER G., KARLIONOVA N., PINCHUK P. et MEISSNER W. 2022 Chick survival in a high-density Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*) population on the river islets of the middle Pripyat River, Belarus. *Ornis Fennica*, 00–00. <https://doi.org/10.51812/of.124843>

PLARD F., BRUNS H. A., CIMIOTTI D. V., HELMECKE A., HÖTKER H., JEROMIN H., ROODBERGEN M., SCHEKKER-MAN H., TEUNISSEN W., VAN DER JEUGD H. et SCHAUB M. 2019 Low productivity and unsuitable management drive the decline of central European lapwing populations. *Animal conservation* 2019. 11 p.

Pöysä H. 1999 Conspecific nest parasitism is associated with inequality in nest predation risk in the common goldeneye (*Bucephala clangula*). *Behav. Ecol.* 10: 533–540.

Pöysä H. 2006 Public information and conspecific nest parasitism in goldeneyes: targeting safe nests by parasites. *Behav. Ecol.* 17: 459–465.

PRAUS L. 2015 *Effects of nest predators on ground nesting birds in intensively used arable fields*. Ph. D. Thesis. Palacký University Olomouc, 131 p.

PREISSER E. L., BOLNICK D. I. et BENARD M. F. 2005 Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator–prey interactions. *Ecology* 86: 501-509.

PREISSER E. L., BOLNICK D. I. et GRABOWSKI J. H. 2009. Resource dynamics influence the strength of non-consumptive predator effects on prey. *Ecology letters*, 12(4), 315-323.

PUCHTA A., ULMER J., SCHÖNENBERGER A. et BURTSCHER B 2011 Extraordinary high breeding success of Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in the Austrian Rhine

Valley. *Ornithol. Beob.* 108 : 205-214.

PULLIN A. S., KNIGHT T. M., STONE D. A. et CHARMAN K. 2004 Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making?. *Biological conservation* 119: 245-252.

RANKIN G. D. 1979 *Aspects of the breeding biology of wading birds (charadrii) on a saltmarsh.* Durham theses, Durham University. 374 p. Available at Durham E-Theses Online: <http://etheses.dur.ac.uk/6324/>

REIJNEN R., FOPPEN R. et MEEUWSEN H. 1996 The effects of traffic on the density of breeding birds in dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75 : 255-260.

RICKENBACH O., GRÜEBLER M. U., SCHAUB M., KOLLER A., NAEF-DAENZER B. et SCHIFFERLI L. 2011 Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chick survival. *Ibis* 153: 531-542.

RICKLEFS R. E. 1969 Preliminary models for growth rates of altricial birds. *Ecology* 50: 1031-1039.

RIGGERT T. L. 1977 The biology of the mountain duck on Rottnest Island, western Australia. *Wildlife Monographs* 52: 3-67.

RIMMER D. W. et DEBLINGER R. D. 1990 Use of predator exclosures to protect piping plover nests. *J. Field Ornith.* 61: 217-223.

RINGELMAN J. K. 1992 *Identifying the Factors That Limit Duck Production - U.S;* Fish and Wildlife Service Waterfowl Management Handbook Leaflet 13.2.7.:1-6.

RITCHIE E. G. et JOHNSON C. N. 2009 Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982-998.

ROBINSON S. G., BLACK M. M., CATLIN D. H.,

WAILS C. N., KARPANTY K. M., BELLMAN H., OLIVER K. W., RITTER S. J. et FRASER J. D. 2023 Red fox trap success is correlated with piping plover chick survival. *Journal of Wildlife Management* 2023;e22538. 10 p.

ROBSON B. et ALLCORN R. I. 2006 Rush cutting to create nesting patches for lapwings *Vanellus vanellus* and other waders, Lower Lough Erne RSPB reserve, County Fermanagh, Northern Ireland. *Conservation Evidence* 3: 81-83.

ROHWER F. C. et FISHER J. 2007 *Reducing Populations of Medium-size Mammalian Predators to Benefit Waterfowl Production in the Prairie Pothole Region.* Transactions of the 72nd North American Wildlife Natural Resources Conference.

RONDEAU A. J. et PIEHL J. L. 1989 *Construction and Operation of Electric Fences for Predator Management: A Mid-Continent Waterfowl Management Project Manual.* US Fish and Wildlife Service.

ROODBERGEN M. 2010 *Population dynamics of Black-tailed Godwits in the light of heavy metal pollution.* Thèse, Université de Groningen. 152 p.

ROODBERGEN M., VAN DER WERF B. et HÖTKER H. 2012 Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: Review and meta-analysis. *Journal of Ornithology*, 153: 53-74.

ROOS S., SMART J., GIBBONS D. W. et WILSON J. D. 2018 A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK. *Biol. Rev.* 93: 1915-1937. <https://doi.org/10.1111/brv.12426>.

SAFINE D. E. et LINDBERG M. S. 2008 Nest habitat selection of White-winged Scoters on Yukon Flats, Alaska. *Wilson J. Ornithol.* 120: 582-593.

SAFRIEL U. N. 1985 Diet dimorphism 'within an Oystercatcher *Haematopus ostralegus* population—adaptive significance and effects on recent distribution dynamics. *Ibis* 127: 287-305.

ŠÁLEK M. et ZÁMEČNÍK V. 2014 Delayed nest predation: a possible tactic toward nests of open-nesting birds. *J. Vertebrate Biology* 63: 67-72.

SANZ-AGUILAR A., MARTINEZ-ABRAIN A., TAVECCHIA G., MINGUEZ E. et ORO D. 2009 Evidence-based culling of a facultative predator: efficacy and efficiency components. *Biol. Cons.* 142: 424-431

SARGEANT A. B. 1972. Red fox spatial characteristics in relation to waterfowl predation. *J. Wildlife Management* 36: 225-236.

SARGEANT A. B. 1978 Red fox prey demands and implications to prairie duck production. *J. Wildlife Management* 38: 520-527.

SARGEANT A. B. et EBERHARDT L. E. 1975 Death feigning by ducks in response to predation by red foxes (*Vulpes fulva*). *American Midland Naturalist* 94: 108-119.

SARGEANT A. B., SOVADA M. A. et GREENWOOD R. J. 1998 *Interpreting evidence of depredation of duck nests in the prairie pothole region.* U.S. Geological Survey Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown, ND and Ducks Unlimited, Ins., Memphis, TN. 72pp.

SARYCHEV V. S. et MISCHENKO A. 2014 Conservation assessment of *Haematopus ostralegus longipes*. *International Wader Studies* 20: 33-40.

SAUNDERS G., WHITE P. C. L., HARRIS S. et RAYNER J. M. V. 1993 Urban foxes (*Vulpes vulpes*): food acquisition, time and energy budgeting of a generalized predator.

Symp Zool Soc London 65: 215–34.

SAVIDGE J. A. et SEIBERT T. F. 1988 An infrared trigger and camera to identify predators at artificial nests. *J. Wildlife Management* 52: 291-294.

SCHEKKERMAN H., TEUNISSEN W. et OOSTERVELD E. 2009. Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *J. Ornith.* 150: 133-145.

SCHIFFERLI L., RICKENBACH O., KOLLER A. et GRÜEBLER M. 2009 Massnahmen zur Förderung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Wauwilermoos (Kanton Luzern): Schutz der Nester vor Landwirtschaft und Prädation. *Ornithologische Beobachter* 106: 311–326.

SCHIFFERLI L., SPAAR R. et KOLLER A. 2006 Fence and plough for Lapwings: Nest protection to improve nest and chick survival in Swiss farmland. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 123–129.

SCHÜTTLER E., KLENKE R., McGEHEE S., ROZZI R. et JAX K. 2009 Vulnerability of ground-nesting waterbirds to predation by invasive American mink in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Biological Conservation* 142: 1450–1460.

SEPANSO 2011 *Synthèse simplifiée des activités pour l'année 2010.* Réserve Naturelle du Banc d'Arguin, 33 p.

SEYMOUR A. S., HARRIS S., RALSTON C. et WHITE P. C. 2003 Factors influencing the nesting success of Lapwings *Vanellus vanellus* and behaviour of Red Fox *Vulpes vulpes* in Lapwing nesting sites. *Bird Study* 50: 39-46.

SHARPE F. E. 2006 *Productivity and population trends of Northern Lapwing (Vanellus vanellus) in Britain.* PhD Thesis, University of Bath, UK.

SHARPS E., SMART J., SKOV M. W., GARBUTT A. et HIDDINK J. G. 2015 Light grazing of saltmarshes is a direct and indirect cause of nest failure in Common Redshank *Tringa totanus*. *Ibis* 157: 239–249

SHELDON R. D. 2002 Factors affecting the distribution, abundance and chick survival of the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Unpublished PhD thesis, Harper Adams University College*, 235 p.

SHRUBB M. 1990 Effects of agricultural change on nesting Lapwing (*Vanellus vanellus*) in England and Wales. *Bird Study*. 37: 115–127.

SIBILLE S., GRIFFIN C. et SCALLAN D. 2020 *Europe's Hunttable Birds: A Review of Status and Conservation Priorities*. European Federation for Hunting and Conservation (FACE). <https://www.face.eu/>

SIH A. 1980 Optimal foraging: partial consumption of prey. *The American Naturalist* 116: 281–290.

SIH A. 1982. Optimal patch use: variation in selective pressure for efficient foraging. *The American Naturalist* 120: 666–685.

SIH A. 1987. Prey refuges and predator-prey stability. *Theoretical Population Biology* 31, 1–12.

SIH A., BOLNICK D. I., LUTTBEG B., ORROCK J. L., PEACOR S. D., PINTOR L. M. et VONESH J. R. 2010 Predator–prey, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos* 119: 610–621.

SLAGSVOLD T. 1978 It is possible to reduce a dense Hooded Crow *Corvus corone cornix* population in a woodland and what does it cost? *Cinclus* 1: 37–47.

SMART J., GILL J. A., SUTHERLAND W. J. et WATKINSON A. R. 2006 Grassland-

breeding waders: identifying key habitat requirements for management. *J. Appl. Ecol.* 43: 454–463.

SMITH K. A., MURPHY R. K., MICHAELSON D. L. et VIEHL W. C. 1993 Habitat and predation management for nesting piping plovers at Lostwood National Wildlife Refuge, North Dakota. *The Prairie Naturalist* 25: 139–147.

SMITH R. K., PULLIN A. S., STEWART G. B. et SUTHERLAND W. J. 2011 Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? *Biological conservation* 144: 1–10.

SOIKKELI M. et SALO J. 1979 The bird fauna of abandoned shore pastures. *Ornis Fenn.* 56:124–132.

STEADMAN D. W. 1995 Prehistoric extinctions of Pacific island birds: biodiversity meets zooarchaeology. *Science* 267: 1123–1131.

STEPHENS D. W. et KREBS J. R. 1986 *Foraging theory*. Monographs in Behaviour and Ecology. Princeton University Press, Princeton.

STEN J. et IMS R. A. 2016 Absence from the nest due to human disturbance induces higher nest predation risk than natural recesses in Common Eiders *Somateria mollissima*. *Ibis* 158: 249–260.

STILLMAN R. A. et SIMMONS V. L. 2006 Predicting the functional response of a farmland bird. *Functional Ecology* 20: 723–730.

SUEUR F., TRIPLET P. et CARRUETTE P. 2007 Trente ans de reproduction de l'Avocette élégante *Recurvirostra avosetta* dans le Parc du Marquenterre (Réserve Naturelle de la Baie de Somme). *Alauda* 75: 45–50.

SUGDEN L. G. et BEYERSBERGEN G. W. 1986 Effect of nesting density and concealment on American crow predation of simulated

duck nests. *Journal of Wildlife* 51: 481-485.

SUHONEN J., NORRDAHL K. et KORPIMAKI E. 1994 Avian predation risk modifies breeding bird community on a farmland area. *Ecology* 75: 1626-1634.

SUMMERS R. W., GREEN, R. E., PROCTOR R., DUGAN, D., LAMBIE D., MONCRIEFF R., MOSS R. et BAINES D. 2004 An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *J. Appl. Ecol.* 41: 513-525.

SWENNEN C. 1989 Gull predation upon eider *Somateria mollissima* ducklings: destruction or elimination of the unfit. *Ardea* 77: 21-45.

TAYLOR S. J. S. 1974 Habitat selection in lapwings *Vanellus vanellus* (L.) breeding on marginal hill farmland, Durham theses, Durham University. Available at Durham E-Theses Online: <http://etheses.dur.ac.uk/9118/>. 64 p.

TEUNISSEN W., SCHEKKERMAN H et WILLEMS F 2006 Predation on meadow birds in The Netherlands: results of a four-year study. *Osnabrucker Naturwiss. Mitt.* 32:137-143.

TEUNISSEN W., SCHEKKERMAN H. et WILLEMS F. 2005 *Predatie bij weidevogels*, Report No. 2005/11, Beek-Ubbergen: SOVON Vogelonderzoek Nederland.

TEUNISSEN W., SCHEKKERMAN H., WILLEMS F. et MAJOOR F. 2008 Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis* 150: 74-85.

TINBERGEN N. 1975 *L'univers du goéland argenté*. Elsevier Savoir, Paris. Traduction, 224 p.

TREFFLER S. M., THYEN S. et HECKROTH M. 2010 Islands of the European Wadden

Sea: predator free paradise for breeding waders? *Wader Study Group Bull.* 117: 219.

TRIPLET P. et LIEUBRAY J. 2016 Réflexion sur les limites à la mise en place d'aires protégées pour les oiseaux d'eau. *Faune sauvage* 311 : 37-43.

TROLLET B. 2018. *Évaluation des moratoires de chasse du Courlis cendré et de la Barge à queue noire*. ONCFS, Paris, France. 128 p.

TROLLET B. et GIRARD O. 2000 Le Vanneau huppé, le Pluvier doré et autres limicoles. In Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir, saison 1998-1999. *Faune Sauvage* 251 : 185-192.

TROLLET F., HUYNEN M.-C., VERMEULEN C. et HAMBUCKERS A. 2014 Use of camera traps for wildlife studies: a review. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 18: 446-454.

UNDERHILL-DAY J.C. 1985 The food of breeding Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in East Anglia. *Bird Study* 32 : 199-206.

VÄÄNÄNEN V. M., PÖYSÄ H. et RUNKO P. 2016 Nest and brood stage association between ducks and small colonial gulls in boreal wetlands. *Ornis Fennica* 93: 47-54.

VALKAMA J. et CURRIE D. 1999 Low productivity of Curlews *Numenius arquata* on farmland in southern Fin-land: Causes and consequences. *Ornis Fenn.* 76: 65-70.

VALKAMA J., CURRIE D. et KORPIMÄKI E. 1999 Differences in the intensity of nest predation in the curlew *Numenius arquata*: A consequence of land use and predator densities? *Ecoscience* 6: 497-504.

VAN DER ENDE M., STRIJKSTRA A. M., DIAS E. et SMIT C. 2017 Spatial ecology and prey choice of tagged feral cats on Schiermonnikoog.

Lutra 60: 73-91.

VAN DER VLIET R. E., SCHULLER E. et WASSEN M. J. 2008 Avian predators in a meadow landscape: consequences of their occurrence for breeding open-area birds. *J. Avian Biol.* 39: 523-529.

VAN DER WAL R. et PALMER S. C. F. 2008 Is breeding of farmland wading birds depressed by a combination of predator abundance and grazing? *Biol. Lett.* 4: 256-258.

VAN DOBBEN W. H. 1934 Bijdrage tot het meeuwenvraagstuk. *Org. Club Ned. Voge1k.* 7: 63-78.

VASKE J. J., RIMMER D. W. et DEBLINGER R. D. 1994 The Impact of Different Predator Exclosures on Piping Plover Nest Abandonment. *J. Field Ornith.* 65: 201-209.

VERHOEVEN M.A., LOONSTRA A. H. J., PRINGLE T., KASPERSMA W., WHIFFIN M., McBRIDE A. D., SJOERDSMA P., ROODHART C., BURGESS M. D., PIERSMA T. et SMART J. 2021 Do ditch-side electric fences improve the breeding productivity of ground-nesting waders? *Ecol Solut Evid.* 2022; 3: e12143. doi.org/10.1002/2688-8319.12143. 13 p.

VĪKSNE J., JANAUS M. et MEDNIS A. 2011 Factors influencing the number of breeding waterbirds in Lake En-gure, Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences B* 65: 127-137.

VISSER M. E. et HOLLEMAN L. J. 2001. Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences.* 268: 289-294.

VON FEHN M., HÄRTING C, ZUCCHI H. et JOEST R. 2019 Bruthabitatwahl und Bruterfolg des Kiebitzes in der Hellwegbörde. *ABU info* 41-42 : 23-32.

WALLANDER J., ISAKSSON D. et LENBERG T. 2006 Wader nest distribution and predation in relation to man-made structures on coastal pastures. *Biol Conserv.* 132 : 343-350.

WALTNER-TOEWS D. et KAY J. 2005 The evolution of an ecosystem approach: the diamond schematic and an adaptive methodology for ecosystem sustainability and health. *Ecol. Soc.* 10. 10.5751/ES-01214-100138

WELLMAN L., MOFFATT B., TOTTERMAN B. et HING N. 2000 A co-operative approach to 423 protecting threatened species - Pied Oystercatchers, South Ballina, Northern NSW. Pages 99- 104. In *Proceedings of the NSW pest animal control conference, 25-27 Oct 2000* (S. Bulogh, 425 Ed.). NSW Agriculture, Orange.

WEST B. C. 2002 *The influence of predator exclosures and livestock grazing on duck production at Bear River Migratory Bird Refuge, Utah.* Utah State University.

WEST B. C., MESSMER T. A. et BACHMAN D. C. 2007. Using predator exclosures to protect ground nests from red fox. *Human-Wildlife Conflicts* 1: 24-26.

WHITE P. C. et HIRONS G. 2019 *Guidance on the use of predator exclusion fences to reduce mammalian predation on ground-nesting birds on RSPB reserves.* RSPB ecology, 161 p.

WHITTINGHAM M. J. et EVANS K. L. 2004 The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 210-220.

WILLEMS F., OOSTERHUIS R., DIJKSEN L., KATS R. et ENS, B. J. 2005. Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee 2005. *SOVON onderzoeksrapport, 7.*

WILLIAMS M. 1973 *Dispersionary behaviour*

and breeding of shelduck, *Tadorna tadorna* L., on the river Ythan estuary. University of Aberdeen (United Kingdom).

WILLMS M. A. et CRAWFORD R. D. 1989 Use of earthen islands by nesting ducks in North Dakota. *J. wildlife management* 53: 411-417.

WILSON J. D., EVANS A. D. et GRICE P. V. 2009 *Bird Conservation and Agriculture*. Cambridge University Press, Cambridge.

WINKLER D. W., DUNN P. O. et McCULLOCH C. E. 2002 Predicting the effects of climate change on avian life-history traits. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 99: 13595-13599.

WIRSING A. J., CAMERON K. E. et HEITHAUS M. R. 2010 Spatial responses to predators vary with prey escape mode. *Anim. Behav.* 79: 531-537.

WOUD T. 2013 *Impact of increasing landscape openness on waders and avian predators in the Netherlands*. Master thesis, master programme Environmental Biology, track Ecology et Natural Resource Management at Utrecht University. 33 p.

WYMENGA E. et ALMA R. 1998 *Onderzoek naar de achteruitgang van weidevogels in het natuureservaat de Gouden Bodem*. Altenburg et Wymenga.

YLIMAUNU O., YLIMAUNU J., HEMMINKI O. et LIEHU H. 1987 Breeding ecology and size of the breeding Curlew (*Numenius arquata*) population in Finland. *Lintumies* 22: 98-103.

YOUNG C. M. 1964 *An ecological study of the Common Shelduck (Tadorna tadorna L.) with special reference to the regulation of the Ythan population*. Unpubl Doctoral dissertation, Ph. D. Thesis. Aberdeen University).

ZAPATA-RÍOS G. et BRANCH L. C. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance

of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biol. Cons.* 193: 9-16.

ZIELONKA N., HAWKES R. W., JONES H., BURNSIDE R. et DOLMAN P. 2019 Placement, survival and predator identity of Eurasian Curlew *Numenius arquata* nests on lowland grass-heath. *Bird Study* 66: 471-483.

ZÖCKLER C., DELANY, S. et HAGEMEIJER W. 2003 Wader populations are declining – how will we elucidate the reasons? *Wader Study Group Bull.* 100: 202–211.



Remerciements

À Alain Gallice et Michel Alexandre Czajkowski pour leur relecture et leurs conseils.

Pour citer cet article :

**TRIPLET P., CAZANAS J., CAPUCINE B.,
FUENTES E., 2024.**

La prédation sur les oiseaux d'eau nicheurs,
constats et réflexions sur la gestion
Plume de Naturalistes 8 : 169-226.

Pour télécharger tous les articles
de *Plume de Naturalistes* :
www.plume-de-naturalistes.fr

ISSN 2607-0510