Université d'Angers

Faculté des Sciences

2 Boulevard Lavoisier

49000 Angers

Tour du Valat

Département Conservation des espèces

Le Sambuc

13200 Arles

Evaluation of the distance sampling technique to monitor gregarious species: a simulation exercise

Rapport de stage Master 2

Mention Biologie Ecologie Evolution (BEE)

Parcours Ecologie Eco-Ingénierie des Zones-Humides

Présenté par Arthur JACQUEMIN

Encadré par David VALLECILLO et Jocelyn CHAMPAGNON

Année universitaire 2020-2021

Promotion : 2021

université angers

ENGAGEMENT DE NON PLAGIAT

Je, soussigné (e) Arthur JACQUEMIN, déclare être pleinement conscient(e) que le plagiat de documents ou d'une partie d'un document publiés sur toutes formes de support, y compris l'internet, constitue une violation des droits d'auteur ainsi qu'une fraude caractérisée. En conséquence, je m'engage à citer toutes les sources que j'ai utilisées pour écrire ce rapport ou mémoire.

Signature :



Cet engagement de non plagiat doit être inséré en première page de tous les rapports, dossiers, mémoires.

Université d'Angers **Faculté des Sciences** 2 Boulevard Lavoisier 49000 Angers	**Master 2** **Biodiversité Ecologie-Evolution** Parcours Eco-Ingénierie des Zones Humides
Responsable pédagogique du stage Mme. Céline Arzel	**Organisme d'accueil :** Tour du Valat
JACQUEMIN Arthur	Département Espèce
Année universitaire 2020 - 2021	Maitres de stage : **David VALLECILLO** (Doctorant) **– Jocelyn CHAMPAGNON** (Chargé de recherche)

Evaluation of the distance sampling technique to monitor gregarious species: a simulation exercise

Résumé : Les données des comptages de faune sauvage sont des estimations de l'abondance réelle des populations. Pour être en mesure de quantifier des changements de taille des populations il est nécessaire de connaitre la précision de ces estimations. La méthode de comptage total aérien utilisée depuis 54 ans en Camargue ne répondant pas à cet objectif d'évaluation de la précision, des discussions au sein des parties prenantes impliquées dans ces comptages ont suggéré d'évaluer un changement de méthode en faveur d'un comptage par distance sampling. Ce travail de simulation vise à quantifier la précision atteignable avec cette nouvelle méthode et le coût qu'elle engendrerait pour les gestionnaires. Sur la base des données réelles d'abondance et de distribution de 14 espèces d'oiseaux d'eau en Camargue (anatidés et foulques), nous avons testé cinq scénarios de distance sampling à transect linéaires parallèles, correspondant à cinq intensités d'échantillonnages différentes. Nos résultats suggèrent que le scénario le plus pertinent correspondrait à une intensité d'échantillonnage avec des lignes de transects espacées de 1000m, qui permettrait de s'approcher de l'objectif de précision d'un coefficient de variation de 0.20 pour 2462€ par survol, soit un surcoût de 526€ par rapport à la méthode actuelle. Ces résultats soutiennent un passage au distance sampling en Camargue pour un objectif d'estimation de l'effectif total des canards en Camargue. Nous conseillons au préalable de procéder à des survols de tests qui permettraient d'affiner certains paramètres spécifiques à la Camargue et à ses populations hivernantes. Cependant le distance sampling ne permet pas de répondre à un objectif de répartition spatiale précise des canards, et sa capacité à estimer précisément l'effectif de chacune des espèces dans le delta reste à prouver.

Mots-clés : Distance sampling, Oiseaux d'eau, Méthode de comptage, Simulation

Abstract: Wildlife count data are only estimates of actual population abundance. To quantify changes in the size of the populations, it is necessary to determine the precision of these estimates. The total aerial count method used for the past 54 years in the Camargue does not provide this estimation of precision assessment, so discussions among stakeholders implicated in these counts suggested to evaluate a change of method in favor of a distance sampling count. This simulation work aims to quantify the precision achievable with this new method and the cost it would generate for the managers. Based on actual abundance and distribution data for 14 species of waterbirds in the Camargue (Anatidae and coots), we tested five distance sampling scenarios with parallel line transects, corresponding to five different sampling intensities. Our results suggest that the most relevant scenario would correspond to a sampling intensity with transect lines spaced 1000m apart, which would allow us to be close to the precision objective of a coefficient of variation of 0.20 for 2462€ per overflight, i.e. an additional cost of 526€ compared to the current method. These results are in favor of switching to distance sampling in the Camargue for measuring population trends. the total number of ducks in the Camargue. We recommend proceeding to test flights which will allow to refine certain parameters specific to the Camargue and its wintering populations. However, the distance sampling method could not satisfy other objectives such as the estimation of the number of each species in the delta, nor the precise spatial distribution of ducks. However, distance sampling is not the most appropriate method for a spatial distribution of ducks purpose, and its ability to accurately estimate the number of each species in the Delta remains to be proven.

Keywords: Distance sampling, , Counting method, Simulation, Waterbirds

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes encadrants de stage **Jocelyn Champagnon** et **David Vallecillo** pour la confiance qu'ils m'ont accordé durant ces six mois de stage et pour tous les précieux conseils qu'ils m'ont donnés. Je souhaite le meilleur à David pour sa thèse !

Il me faut aussi remercier tout particulièrement **Matthieu Guillemain**, chef du département « unité avifaune migratrice » de l'OFB, qui même s'il ne faisait pas partie de mes encadrants officiels, a consacré beaucoup de temps à mon projet et a largement contribué à sa réussite.

Je remercie également **Delphine Ducros**, ingénieure post-doctorante en analyse de donnée à l'OFB, pour m'avoir aidé à me familiariser avec le package "Distance" et ses multiples fonctions. Ses scripts sur R ont été d'une aide précieuse dans mon travail.

Merci à tous les professionnels qui se sont intéressés au projet et ont pris de leur temps pour partager avec moi leurs expériences et leurs connaissances. Je pense notamment à **Jean Baptiste Mouronval**, chargé de mission au syndicat mixte de la Camargue gardoise et observateur lors des comptages aériens, **Philippe Vandewalle**, directeur adjoint de la réserve naturelle nationale de Camargue, **Pierre Roman**, pilote d'avion lors des comptages**, Aurélien Besnard**, chercheur CEFE/CNRS et **Philippe Aubry**, biométricien à l'OFB.

Merci à **Pierre Defos du Rau**, chercheur à l'OFB, dont le travail réalisé en Afrique a été une source d'inspiration et dont les discussions m'ont permis de reconsidérer plusieurs points importants dans mon travail.

Je remercie évidemment tous les stagiaires de la Tour du Valat, et plus généralement tous les salariés, dont la bonne humeur et la bienveillance m'ont permis de me sentir comme chez moi à l'autre bout de la France. Sans oublié bien sûr mon collègue, coloc et ami **Nicolas Carenton** pour son soutien aussi bien professionnel que moral tout au long de ces six derniers mois.

J'adresse enfin mes remerciements à toute l'équipe pédagogique de l'université d'Angers et à mon responsable de parcours **Jean Secondi** pour avoir réussi à maintenir et mettre en place ces stages de fin d'étude dans un contexte rendu difficile par la crise sanitaire. Merci à ma référente de stage **Céline Arzel** pour ses conseils de réaction et pouret les pistes qu'elle m'a donnés pour un potentiel avenir dans le monde de la recherche.

Table des matières

Structure d'accueil ..... **Erreur ! Signet non défini.**
Synthèse bibliographique 6
Introduction : 7
I/ Diversité des applications 8
1. Espèces visées 8
2. Véhicules utilisés 9
3. Les différentes méthodes de comptage 9
II/ Minimiser les biais aériens pendant le vol 11
1. Effet météo 11
2. Vitesse / Hauteur de vol/ Observateur 12
3. Plan d'échantillonnage 12
III/ Corriger les biais après le vol 14
1. Double comptage 14
2. Indice de correction air/sol 14
3. Utilisation de la photo aérienne 15
Conclusion et perspectives 16
Bibliographie: 18
Rapport analytique 21
Introduction: 21
Methods: 23
Point distribution 23
Sampling design 24
Simulating bird detection 26
Distance sampling assumptions 27
Distance Sampling analyses 28
Indicators 29
Feasibility and cost 30
Results : 30
Discussion: 33
Conclusion: 37
Bibliographie : 38
Appendix: 42

Table des illustrations

Figure 1: Counting polygons used for total count survey in the Camargue, Southern France. 24
Figure 2: Examples of transects used in counting simulation 25
Figure 3: Effect of the group size covariable on detection probability 27
Figure 4: Distance sampling simulation process 28
Figure 5: Results of one of the 1000 distributions of point tested 30
Figure 6 : Changes in the estimation of the CV in bird abundance as a function of sampling cost 32

Table du tableau

Tableau 1: Distance, duration and cost corresponding to the five sampling intensities tested (indicated as sampling effort, the distance between two successive parallel transects) and current total count 31

Structure d'accueil :

Créée il y a plus de 65 ans par Luc Hoffmann, naturaliste visionnaire et mécène, la Tour du Valat a depuis lors développé son activité de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes avec un souci constant : mieux comprendre les zones humides pour mieux les gérer. Convaincue que ces milieux menacés ne pourront être préservés que si activités humaines et protection du patrimoine naturel vont de pair, la Tour du Valat développe depuis de nombreuses années des programmes de recherche et de gestion intégrée qui favorisent les échanges entre usagers et scientifiques, mobilise une communauté d'acteurs et promeut les bénéfices des zones humides auprès des décideurs.

La Tour du Valat, située au cœur de la Camargue, est un institut privé de recherche. Elle a la forme juridique d'une fondation à but non lucratif, reconnue d'utilité publique depuis 1978. Son domaine, qui englobe tous les habitats naturels représentatifs de la Camargue fluviolacustre, s'étend sur 2 700 hectares dont 1 845 classés en Réserve Naturelle Régionale. Au-delà de son rôle de conservation de la biodiversité, c'est un site privilégié pour mener des recherches, tester et développer des activités agricoles ou cynégétiques compatibles avec le maintien de cette biodiversité exceptionnelle.

La Tour du Valat, c'est aussi un centre de ressources documentaires unique en Méditerranée spécialisé en écologie des zones humides. Chaque année, de nombreux chercheurs, enseignants et stagiaires du bassin méditerranéen viennent consulter les ouvrages de la bibliothèque.

La Tour du Valat emploie autour de quatre-vingts salariés qui interviennent dans toute la Méditerranée. Son équipe scientifique, riche d'une cinquantaine de spécialistes, développe des programmes de recherche sur le fonctionnement des zones humides et teste des modes de gestion. Les résultats sont transférés par la formation et la mise en place de projets innovants menés en collaboration avec de nombreux partenaires.

« Extrait du rapport d'activité 2019 de la Tour du Valat »

Mission du stagiaire :

Pendant ces six mois de stage ma mission principale a été de simuler un comptage aérien par distance sampling en Camargue, d'en interpréter les résultats et de rédiger un article sur le sujet. Tout au long du projet j'ai été amené à rencontrer des personnes aux profils très divers qui ont pu me guider dans mon travail : pilote d'avion, observateur des comptages actuels, gestionnaires, statisticiens. En dehors de cette mission principale, travailler sur le jeu de donnée conséquent des comptages historiques m'a permis d'aider plusieurs de mes collègues en leur fournissant des cartes pour illustrer leurs travaux. En tant que stagiaire de la Tour du Valat, j'ai aussi eu plusieurs fois la chance d'accompagner stagiaires et salariés dans leur mission de terrain : baguage de spatule, de flamants roses, capture et marquage de cistudes.

Synthèse bibliographique

Méthodes de comptage aérien des populations animales

Introduction :

Être capable d'estimer la taille d'une population animale et ses variations est essentiel pour pouvoir développer des plans de conservation ou des mesures de gestion. Un comptage efficace des individus, répété dans le temps, permet de détecter des tendances d'évolution des effectifs (Gerrodette, 1987) dont les causes pourront ensuite être débattues par la communauté scientifique (Jiguet et al, 2010). Mais mesurer l'abondance d'une population animale avec précision est un objectif complexe, et les comptages terrestres traditionnellement utilisés peuvent se révéler imprécis quand les individus sont difficiles à recenser, et coûteux en temps et en argent sur des zones d'étude étendues. Ils nécessitent une préparation logistique parfois contraignante, souvent compliquée à mettre en place dans les zones peu accessibles.

C'est pourquoi au début des années 30 il devient nécessaire pour les scientifiques de développer un nouvel outil d'échantillonnage, qui pourrait permettre à un personnel limité de couvrir un vaste territoire. Frederik C. Lincoln propose alors d'utiliser des avions pour réaliser des comptages d'oiseaux d'eau et convainc en 1931 l'armée américaine de le laisser réaliser un vol de reconnaissance au-dessus de la rivière Potomac, près de Washington DC. Ce vol est un succès,Lincoln arrive à bien distinguer les oiseaux depuis les airs, et en 1934 des vols expérimentaux au-dessus du lac Winnipeg et des marais du delta de la rivière Saskatchewan viennent confirmer qu'il est possible de compter des oiseaux d'eau depuis un avion (Hawkins, 1984). L'utilisation d'engins aériens va rapidement traverser l'Atlantique et des avions légers sont utilisés dès le milieu des années 50 en Afrique et en Europe pour mesurer l'abondance de la faune sauvage (Hoffmann et Pérot, 1955 ; Talbot et Stewart, 1964, Goddard. 1967, Spinage et al. 1972).

L'utilisation d'outils aériens en écologie a ainsi révolutionné les méthodes d'échantillonnage en permettant de travailler sur des zones beaucoup plus importantes, de réaliser des études à l'échelle d'écosystèmes entiers (Kingsford et Porter, 1993), et de relever la distribution instantanée des individus. Rapides et nécessitant peu de personnel, les méthodes de comptage aérien se révèlent jusqu'à 4 fois moins coûteuses que des comptages terrestres pour un même effort d'échantillonnage (Jachmann 2012). Le principal problème de ces comptages vient de la sous-estimation quasi systématique des populations échantillonnées (Jachmann 2002). En effet beaucoup de facteurs

influent sur la visibilité depuis l'avion, et entraînent une grande variabilité des résultats. La plupart de ces problèmes d'échantillonnage sont dus à la faible détection des individus et aux erreurs de comptage des observateurs (Norton-Griffiths, 1978), nous verrons par la suite qu'un protocole adapté permet d'en éviter une partie. Ce manque de précision ne se restreint pas à la faible fidélité des protocoles, synonyme de larges intervalles de confiances. Nombreux sont les auteurs à démontrer un manque de justesse des résultats obtenus (différence entre valeur estimée et valeur réelle) et la nécessité de les corriger par la suite (Goddard 1967, Jolly 1969b, Watson et al. 1969a, b, Caughley and Goddard 1972).

Pour obtenir des résultats exploitables par comptage aérien de nombreux efforts ont été réalisés afin de gagner en précision en combinant des plans d'échantillonnages rigoureux, des intensités d'échantillonnage importantes, de la stratification et de puissantes méthodes d'analyses. Nous détaillerons dans cette synthèse bibliographique les facteurs souvent à l'origine de la sous-estimation récurrente des effectifs, et les différentes solutions qui ont été mises en place pour la traiter.

I/ Diversité des applications

1. Espèces visées

Les travaux bibliographiques de Chabot et Bird (2015) montrent que les comptages aériens sont principalement utilisés pour les oiseaux d'eau, les grands mammifères herbivores et les mammifères marins. Sur les 410 articles rassemblés par Chabot et Bird, 130 traitent des oiseaux d'eau (voir par exemple Joensen, 1968, 1974; Pospahala et al, 1972; Braithwaite et al, 1986) , 117 des grands herbivores (Spinage et al, 1972; Goddard, 1967; Rice et Harder, 1977) et 84 des mammifères marins (Carretta et al, 2000). Dans des proportions moindres on note aussi quelques articles qui portent sur les rapaces, les mammifères terrestres carnivores, les petits mammifères, les galliformes, les crocodiles ou les tortues de mer.

La précision du comptage aérien est très variable d'une espèce à l'autre car elle dépend de la détectabilité des individus depuis l'avion, influencée par leur taille, leur couleur et les habitats qu'ils occupent. Le comportement et la distribution des individus vont beaucoup varier en fonction de l'espèce étudiée. Les individus avec un comportement grégaire ont ainsi plus de chances d'être détectés que ceux plus solitaires. Par exemple, la probabilité de détecter un âne *Equus asinus* solitaire sur un terrain ouvert est de 0.66 alors que pour un groupe de 8 cette probabilité monte à 0.91 (Graham et Bell, 1969).

Jachmann (2002) recommande de restreindre les méthodes de comptage aérien aux espèces les plus visibles. Par exemple, en Afrique, il s'agit essentiellement des grands à moyens herbivores vivant en groupes tels que les les éléphants *Loxodonta africana africana*, les buffles *Sincerus caffer*, les zèbres *Equus burchell*, les gnous *Connochaetes gnou* et les antilopes *Kobus leche.* Le comptage aérien n'est pas adapté pour des espèces qui vivent essentiellement sous les arbres, qui restent dans l'ombre ou qui sont nocturnes.

2. Véhicules utilisés

L'efficacité d'un comptage aérien repose en partie sur le choix d'un aéronef adapté aux objectifs fixés. Une grande diversité d'avions sont utilisés : des avions monomoteurs montés avec des roues, des flotteurs ou des skis, aux hydravions bimoteurs (Sauer et al, 2017). Pour une grande partie des modèles il est impossible pour l'observateur d'observer directement en dessous de l'avion (Alldredge et Gates, 1985): il est nécessaire dans cette situation de décaler latéralement la ligne de comptage de plusieurs mètres par rapport à la ligne de vol (Buckland, 2001). Les hélicoptères, plus lents et donc plus précis, peuvent aussi être utilisés pour des comptages aériens (Ancrenaz, M. 2004). Leur efficacité a été prouvée par les vols expérimentaux de Keryn Adcock (1995) qui a comparé l'efficacité de 2 modèles d'avions, le Cessna 182 et le Partenavia, à 2 modèles d'hélicoptères, le Hughes 500 et le JetRanger. Ces derniers présentaient un pourcentage de détection bien supérieur à celui des avions, bien que le bruit des rotors reste une contrainte majeure pouvant entraîner la fuite des individus. La principale contrainte d'un hélicoptère est d'ordre économique : pour un effort similaire un comptage par hélicoptère coûte approximativement 5 à 6 fois plus qu'un comptage par avion (Jachmann 2002). Quel que soit le choix de l'aéronef, il est recommandé d'utiliser le même modèle et le même équipage lors de comptages successifs, pour limiter les biais d'observations (Martinson et Kaczynski, 1967, Vallecillo et al, 2021). Nous verrons aussi en dernière partie qu'aujourd'hui de nouveaux outils technologiques tels que les drones représentent une alternative crédible.

3. Les différentes méthodes de comptage

Le choix d'une méthode d'échantillonnage adaptée est déterminant car elle impacte directement la fiabilité, la précision et l'efficacité du comptage. Il existe quatre approches majeures en comptage aérien : le comptage exhaustif, l'échantillonnage par transect, l'échantillonnage par bloc et le distance sampling. Les 3 premières méthodes sont décrites avec précision dans le manuel de Craig (2012) et le distance sampling est expliqué en détail par Buckland (2001).

Les recensements ou comptages exhaustifs survolent l'intégralité de la zone d'étude et considèrent y observer 100% des individus (Tamisier et Dehorter, 1999). Ils sont réalisés en suivant des lignes de vol très proches les unes des autres pour ne manquer aucun individu ou en ciblant toutes les zones d'intérêt (par exemple les étangs qui abritent les oiseaux d'eau). Les comptages exhaustifs sont privilégiés pour les faibles populations ou pour les populations fortement concentrées (Guillemain et al, 2021). Cette méthode atteint ses limites quand la surface de la zone d'étude est importante et/ou pour des espèces difficilement observables. Des comptages complets sur des sous unités ont été réalisés pour les canards en Amérique du Nord (Williams et al. 2002 ; Pospahala et al. 1974) ou sur les orangs outans *Pongo pygmaeus* à Bornéo (Ancrenaz et al 2004).

Les trois autres méthodes sont des méthodes d'échantillonnages : elles comptent les individus d'une portion représentative de la zone d'étude, pour ensuite extrapoler le résultat obtenu à l'entièreté de la zone. Cette extrapolation nécessite cependant une distribution homogène des individus au sein de la zone d'étude. Si l'hypothèse d'homogénéité de la distribution de population ne peut être vérifiée sur l'ensemble de la zone d'étude, il est possible de la diviser en plusieurs sous-zones d'études appelées strates, au sein desquelles cette homogénéité pourra être vérifiée. En fonction de la nature du terrain et de la distribution des animaux on peut alors envisager des méthodes d'échantillonnage différentes par strate. C'est ce qui a été utilisé pour le premier comptage d'éléphant à l'échelle continentale en Afrique, le Great Elephant Census (Chase et al, 2016), où les auteurs ont à la fois utilisé des comptages totaux, des échantillonnages transects et des blocs dans une même étude.

L'échantillonnage par transect consiste à suivre des transects rectilignes plus ou moins espacés en fonction de l'intensité d'échantillonnage fixée, et à compter uniquement les individus compris dans une certaine bande de distance de chaque côté de l'avion. L'utilisation du comptage par transect est très répandue et il était déjà couramment utilisé dans les années 50 (Banfield et al 1955 ; Bowman 1955). Il est cependant peu adapté aux faibles densités d'animaux, car ce type de transects a tendance à présenter une variance trop importante (Eberhardt et al, 1979). Il est aussi impératif pour l'avion de voler à une altitude constante (mesurée avec un altimètre), ce qui restreint ce type de comptage aux faibles dénivelés.

Les échantillonnages par bloc nécessitent de délimiter des petits polygones de comptage de taille égale et distribués aléatoirement dans la zone d'étude. Un comptage total est mené dans chacun de ces blocs. Cette méthode est généralement utilisée dans les zones montagneuses car elle ne nécessite pas de conserver une altitude constante ou de suivre des lignes droites (Craig, 2012).

Enfin, le distance sampling repose sur l'hypothèse que la probabilité de détection des individus décroît avec la distance par rapport à l'observateur. Il s'agit d'un échantillonnage par transect où l'on considère que l'observateur ne détecte pas certains individus. Pour chaque individu ou groupe d'individus observé, l'observateur doit relever la distance perpendiculaire au transect. Ces données sont groupées en classe de distance et une modélisation mathématique permet ensuite de calibrer une fonction de détection. On est alors capable d'estimer la proportion d'oiseaux manqués par l'observateur et ainsi la densité réelle d'individus sur la zone d'étude. Trois conditions doivent être respectées pour appliquer un échantillonnage par distance sampling (Buckland, 2001): (1) 100% des individus présents sur la ligne d'échantillonnage (distance=0) doivent être détectés (2) les individus ne doivent pas se déplacer avant leur détection (3) les distances doivent être mesurées avec précision et sans biais.

II/ Minimiser les biais aériens pendant le vol

1. Effet météo

Les comptages aériens sont très sensibles aux conditions météorologiques, d'une part pour que l'avion puisse décoller et voler en toute sécurité, d'autre part pour garantir une visibilité suffisante pour les observateurs. Les conditions météorologiques sont particulièrement contraignantes sous les hautes latitudes où elles sont susceptibles d'être mauvaises sur de longues périodes. Certains observateurs conseillent de ne voler que quand la vitesse du vent est en dessous d'un seuil maximum et Bannister (1968) a mis en place des taux de visibilité dépendants des paramètres météorologiques, ne volant que lorsque l'ensemble des conditions sont supérieures à 50%. Il est possible de minimiser l'impact de certains facteurs comme le vent en disposant les lignes de vols de manière que l'avion soit parallèle aux vents dominants (Frederick et al, 2012), mais des conditions météorologiques compliquées imposent souvent d'annuler ou de reporter la sortie aérienne.

Quand la météo est plus clémente ce sont l'éblouissement et les reflets du soleil qui peuvent se montrer problématiques. La direction empruntée par l'avion en fonction du soleil a alors toute son importance et influence l'efficacité des observateurs à compter les individus. Voler en s'éloignant du soleil donne de meilleurs résultats que dans la direction inverse, on évite ainsi les reflets particulièrement gênants sur des surfaces réfléchissantes comme l'eau (Martinson et Kaczynski, 1967).

2. Vitesse / Hauteur de vol/ Observateur

La vitesse de l'avion et la hauteur de vol sont deux paramètres qui jouent un rôle important dans la détection des individus. Pour ne pas surestimer la population échantillonnée, il est important que chaque individu ne soit compté qu'une seule fois par l'observateur. La hauteur doit prendre en compte la distance de fuite des espèces échantillonnées pour ne pas entraîner des mouvements qui pourraient fausser les résultats du comptage. Mais prendre de l'altitude réduit aussi la taille des individus pour les observateurs et il est généralement admis qu'on ne peut plus compter efficacement au-dessus de 300m (Graham et Bell, 1969). Une bonne hauteur de vol est donc généralement la hauteur maximale à laquelle les individus restent distinguables.

Augmenter la vitesse de vol de l'avion, c'est aussi augmenter l'information à traiter par l'observateur dans un intervalle de temps restreint. L'œil humain a des limites biologiques, et l'on estime qu'un bon observateur doit être capable de maintenir une fréquence de 3 observations par seconde sur une période d'échantillonnage prolongée (Watson, 1969). Cette fréquence de comptage étant plafonnée, on vole généralement à la vitesse minimale de l'avion. Plus les animaux sont groupés et collés entre eux, moins ils sont facilement discernables. Pour des animaux collés entre eux, la fréquence de détection descend à 1 individu par seconde (Watson, 1969). Plusieurs auteurs (Norton-Griffiths, 1978) recommandent de ne pas dépasser 2h de comptage continu par observateur. Pour des longs transects il peut être envisagé d'embarquer des observateurs supplémentaires et d'organiser des rotations.

3. Plan d'échantillonnage

Un bon plan d'échantillonnage est un plan qui maximise les chances d'obtenir des résultats reproductibles, tout en prenant en compte les contraintes imposées par la zone d'étude, les espèces visées et la logistique. Il doit garantir une "probabilité de couverture" uniforme, c'est-à-dire que l'intégralité de la zone d'étude doit avoir la même chance d'être couverte par l'échantillonnage (Thomas et al, 2007). Augmenter le nombre de transects diminue la variance et augmente la fiabilité de l'estimation. Buckland et al. (2001) recommandent ainsi un minimum de 10-20 lignes de transect. A l'inverse, un trop grand nombre de transects n'est pas toujours nécessaire. L'étude de Jachmann (2002) montre clairement un effet de « rendements décroissants» au-dessus d'une valeur seuil, qui correspond dans son travail à une couverture de 10%. Au-delà de cette limite, augmenter la couverture d'échantillonnage donne très peu de valeur ajoutée et entraîne des dépenses considérées comme superflues. Des bandes d'échantillonnage trop rapprochées augmentent aussi significativement les chances de double comptage d'un même individu. Lorsqu'ils sont effectués sur le même transect alors l'estimation est biaisée. En revanche, lorsque le même individu est compté au

cours du parcours de deux transects différents, ces transects constituent différentes unités de comptage et ces doubles comptages ne biaisent pas les estimations de densité ou ne le font que faiblement, pourvu qu'ils soient en quantité relativement limitée (Besnard et Salles, 2010). En général, pour une même longueur totale de vol, on préfère de nombreuses petites lignes de transects plutôt que quelques grandes. Pour ce faire, on oriente généralement les lignes perpendiculairement à l'axe le plus long de la zone d'étude. Si un gradient de densité de la population (ex : littoral, cours d'eau) est connu, les lignes sont placées de manière à couper un maximum de niveaux de densités pour éviter une corrélation spatiale entre les transects et les différents habitats (Buckland et al, 2001).

Les transects parallèles, qui peuvent être disposés à intervalles réguliers ou aléatoirement sur la zone d'étude, sont couramment utilisés en comptage aérien (Shirkey et al, 2014). Ils présentent l'avantage d'être faciles à réaliser pour le pilote, de ne jamais superposer les bandes de comptage, et offrent la possibilité d'ajuster facilement l'intensité d'échantillonnage en faisant varier l'écart entre les transects. Mais ces transects parallèles ont un inconvénient économique majeur : une portion de trajet est non échantillonnée pendant que l'avion passe d'une ligne à l'autre. Pour des lignes de vols parallèles espacées de dizaines voire de centaines de kilomètres, cela peut entraîner d'importantes dépenses de carburant superflues. Si ces dépenses représentent plus de 10% du trajet total, il est recommandé d'opter pour un autre type de transect : les transects en zigzag continu (Buckland et al., 2001). Ces transects en zigzag contournent le problème en limitant fortement la portion de vol non échantillonnée, leur forme permettant d'enchaîner directement les transects à l'intérieur de la zone d'étude. Ce type de tracé nécessite une zone d'étude avec une forme la plus convexe possible pour donner des résultats corrects (Strindberg et Buckland, 2004). Ils présentent cependant l'inconvénient de conduire à un recouvrement entre les bandes d'échantillonnages au niveau des pointes du zigzag, ce qui peut entraîner des doubles comptages du même individu. Ce recouvrement est négligeable sur des grandes zones d'études, mais devient de plus en plus fort quand on augmente l'intensité d'échantillonnage et que l'on réduit la distance entre les zigzags. Cette contrainte restreint ce type de transect aux zones d'études plus étendues. Tout comme il est possible de varier les méthodes d'échantillonnage par strate, il est aussi possible d'utiliser plusieurs plans d'échantillonnage pour une même étude (Thomas, et al 2007). Les strates avec les densités d'individus les plus grandes nécessitent une intensité d'échantillonnage plus forte, et les transects parallèles pourront être remplacés par des transects en zigzag pour les zones les plus étendues.

III/ Corriger les biais après le vol

1. Double comptage

La vue, l'expérience et les capacités de concentration sont variables d'un observateur à l'autre et entraînent un biais supplémentaire dans les comptages (Jachmann 1995, 2002). Ce biais observateur peut être mesuré en appliquant un comptage à double observateur. Cette méthode implique que les deux observateurs soient dans le même avion et comptent simultanément et indépendamment dans la même bande d'échantillonnage, sans communiquer entre eux. Les estimations du biais observateur sont ensuite utilisées pour ajuster les résultats d'abondances mesurées par chacun (Pollock and Kendall 1987, Barker 2008).

C'est le même principe qui a été utilisé par Caughley et Grice sur des émeus *Dromaius novaehollandiae* en 1982. Dans cette étude les émeus n'ont jamais été physiquement marqués ou capturés, l'indice de correction vient de 2 observateurs qui ont compté simultanément et indépendamment le même transect. Un modèle statistique similaire à celui d'une méthode de Capture Marquage Recapture (CMR) leur a permis d'obtenir un indice de correction du nombre d'émeus observés. Les animaux vus uniquement par le premier observateur sont l'équivalents des animaux marqués, ceux observés uniquement par le second sont les animaux capturés, et ceux vu par les 2 observateurs correspondent aux animaux recapturés. Ils ont ainsi estimé qu'un observateur compte en moyenne 68% des émeus de la zone d'échantillonnage lors d'un transect standard, ce qui leur permet de dire qu'ils doivent multiplier leur résultat de comptage par un facteur de 1,47 pour obtenir la densité réelle d'émeus.

Il est aussi possible de marquer une partie de la population de façon que les marques soient visibles depuis les airs, et d'utiliser la proportion d'animaux marqués observée en avion pour estimer la probabilité de détection. Le marquage inclut des marques visuelles facilement distinguables depuis un avion ou de la radio télémétrie. Dawson et Miller 2008 ont même utilisé des "marqueurs naturels" sur des comptages aériens de chevaux en Australie. Lors d'un premier vol, ils ont marqué naturellement les individus observés, c'est-à-dire qu'ils les ont photographiés et identifiés à partir de leurs particularités physiques. Un second vol réalisé le lendemain a ensuite permis d'obtenir une proportion de chevaux "recapturés".

2. Indice de correction air/sol

Pour justifier la précision et la fiabilité des comptages aériens, il a parfois été choisi de réaliser des comptages complémentaires sur certains sites pour fournir des facteurs de correction (Eberhardt et

al, 1979). Dans un rapport paru en 1967 sur 5 années d'échantillonnage aérien, R. Kahler Martinson et Charles F. Kaczynski détaillent l'utilisation d'un indice air/sol. Ils ont réalisé deux comptages, l'un aérien, l'autre terrestre sur une partie du transect représentative de l'ensemble de la zone d'étude. Ils considèrent que le comptage au sol détecte 100% des individus, ce qui en fait une référence pour estimer l'efficacité du comptage aérien. La ratio air/sol obtenu permet ensuite d'ajuster les résultats du comptage aérien et d'obtenir des valeurs plus proches de la réalité.

L'utilisation de double comptage air/sol dans la littérature scientifique nous permet de confirmer la tendance à la sous-estimation dans les comptages aériens : sur 8 grands herbivores africains, seuls 23% des individus connus par les comptages au sol étaient détectés par les comptages aériens (Spinage et al, 1972). Sur une population connue de rhinocéros noir *Diceros bicornis* 29% ont été détectés par avion (Goddard 1967). Des résultats similaires ont été relevés aux quatre coins du monde, comme les 47% de détection de l'ours brun *Ursus Arcto* dans les travaux d'Erickson et Siniff en 1963, les 57% du kangourou rouge *Megaleia rufa* (Bailey 1971) ou les 56% du rhinocéros indien *Rhinoceros unicornis* (Caughley, 1969). A l'inverse la surestimation par comptage aérien n'est pas commune, les travaux d'Eltringham en 1972, où les comptages aériens ont compté plus d'éléphants que les comptages terrestres pour 4 des 6 vols, font figure d'exception.

3. Utilisation de la photo aérienne

La prise de photographie aérienne permet de limiter les erreurs des observateurs et d'avoir une estimation précise de la taille des groupes. Les comptages à partir de photographies aériennes ont tendance à donner de meilleurs résultats que ceux obtenus par comptage à vue, en témoignent les travaux de Watson (1969) et de Sinclair (1972). Northon-Griffits (1978) recommande de photographier chaque groupe de plus de 10 individus pour les compter à posteriori et de coupler ces photographies à une estimation visuelle sur le terrain. Si l'arrivée de la photographie numérique à considérablement réduit le coût des photos, le temps de dépouillement reste très conséquent et ne permet pas de photographier l'intégralité des individus. En suivant le même principe que pour le double comptage air/sol, il est possible d'utiliser les photos uniquement sur une petite proportion des groupes comptés. Elles seront ensuite comparées aux comptages visuels pour en vérifier la précision globale (Cochran and Williams, 1977). Mais la photographie aérienne se heurte aussi à des problèmes de visibilité : individus qui en cachent d'autres, rochers qui bloquent le champ de vision... L'appareil photo se révèle moins efficace que l'œil humain quand les animaux peuvent être dissimulés derrière un obstacle (Mathisen and Lopp, 1963): un observateur peut voir un animal depuis plusieurs angles alors qu'une photo ne représente la scène que sous un seul angle.

Le comptage des animaux depuis les photographies est souvent réalisé manuellement, et ce travail se révèle souvent long, fastidieux (Russell et al, 1996) et sujet à des biais d'interprétation en entraînant une baisse de la probabilité de détection (LaRue et al, 2011). Il est aujourd'hui possible de s'affranchir de cette étape en automatisant une partie de la tâche par ordinateur. On utilise le terme de "comptage semi-automatique" car le processus nécessite encore une intervention de l'homme en amont. Il est nécessaire d'indiquer à l'ordinateur des exemples de zones qu'il doit considérer comme faisant partie de l'arrière-plan et de ce qu'il doit considérer comme des individus à compter. A partir de ces informations l'ordinateur va entraîner un algorithme de classification discriminant par machine learning (Cortes et Vapnik, 1995), qui pourra à terme prédire sur chaque photographie la probabilité qu'un pixel soit associé à un individu ou non (Hodgson et al, 2018). Ces analyses sont particulièrement efficaces sur les animaux qui contrastent beaucoup avec leur environnement, comme des oiseaux blancs sur arrière-plan plus sombre (Bajzak et Piatt, 1990).

Conclusion et perspectives

Comme pour tout type de comptage, le comptage aérien a ses forces et ses faiblesses. Son coût réduit, son large champ d'application et sa capacité à couvrir de grands espaces en un temps réduit se font au détriment d'une précision réduite et d'une dépendance importante aux facteurs météorologiques. Depuis sa démocratisation au milieu des années 50, son champ d'application s'est beaucoup élargi, non seulement grâce au développement de méthodes de plus en plus abouties mais aussi en grande partie grâce aux nombreuses innovations technologiques. Aujourd'hui encore les progrès dans l'aviation, dans la qualité des caméras et dans le traitement informatique des données continuent d'augmenter la fiabilité de ce type de comptages.

On peut noter l'exemple de l'utilisation d'appareils à infrarouge thermique dans les comptages, qui a permis d'envisager des comptages aériens sur des espèces nocturnes ou de petite taille pour lesquelles la détection aérienne était jusqu'alors impossible. Il est devenu réalisable de compter des espèces telles que des rongeurs (Bushaw et al, 2020) ou de mener des comptages sous un couvert végétal dense (Gill et al, 1997 ; Havens et Sharp, 1998). L'analyse semi-automatique des résultats se révèle aussi beaucoup plus efficace sur ce type d'image, où les individus se détachent clairement de l'arrière-plan. Une autre innovation originale est utilisée depuis une dizaine d'années en écologie (Delord, 2015) mais aussi en archéologie (Verhoeven, 2009): le photo cervolisme, ou la photographie à l'aide de cerfs-volants. Développée comme une alternative aux coûteuses photographies aériennes de haute qualité, la méthode décrite par Fraser et al. (1999) permet d'obtenir des images aériennes

de haute définition à moindre coût en déployant plusieurs appareils photos embarqués sur des cerfs-volants.

Mais la principale innovation dans le domaine de l'écologie de ces dernières années vient des drones, dont l'usage se démocratise et qui représentent aujourd'hui une alternative efficace aux avions pour repérer, inventorier et cartographier la faune. Beaucoup moins coûteux que les comptages par avion, ils permettent de récolter de nombreuses données à haute résolution spatiale et temporelle. Des drones ont été utilisés pour compter des colonies d'oiseaux nicheurs (Sardá-Palomera et al. 2012), avec une détectabilité importante allant jusqu'à 96% (Chabot et al. 2015). Ils ont également été utilisés pour estimer des populations d'oiseaux rassemblés en larges groupes, et se sont avérés 60% plus efficaces que des comptages au sol (Chabot et Bird 2012). L'usage des drones ne se restreint pas aux oiseaux, il est utilisé pour une grande variété d'espèces, des mammifères marins (Fiori et al, 2017) aux mésocarnivores terrestres (Bushaw et al, 2019). Les travaux de Vas et al (2015) n'ont pas relevé d'impact notable de la vitesse d'approche, de la couleur du drone et de la répétition des vols sur les oiseaux approchés. Sur 200 vols ils ont pu s'approcher en moyenne à 4 mètres de groupes de flamants roses, colverts et chevaliers sans entraîner de réaction de fuite. Cependant il semble que les oiseaux réagissent plus fortement à l'angle d'approche du drone. Approcher un drone avec un angle oblique est moins stressant pour les oiseaux qu'une approche verticale à 90°, que les chercheurs comparent à celle d'une attaque de rapace. L'habitat du site d'étude joue un rôle important dans la réaction des oiseaux face aux drones, les oiseaux posés sur des terres agricoles cultivées sont plus susceptibles de fuir que des oiseaux posés sur un lac (Jarrett et al, 2020). Il est recommandé de lancer le drone à 100m des oiseaux et d'ajuster la distance d'approche en fonction des espèces (Vas et al, 2015) .

Comme pour les avions, un échantillonnage par drone nécessite de faire des compromis. Il est nécessaire de trouver un bon équilibre entre la taille du drone et sa capacité de charge. En chargeant le drone de capteurs, on augmente le poids du drone et on diminue l'endurance de vol. La faible endurance de vol des drones est d'ailleurs une contrainte majeure, l'autonomie ne dépassant en général pas 20 minutes (Bushaw et al, 2020), ce qui est très faible comparé à un avion qui est capable de voler au moins 6 heures de suite avant de devoir se ravitailler. Avec toutes les nouvelles opportunités qu'ils laissent entrevoir, les drones ouvrent ainsi une nouvelle ère dans les comptages aériens, qui vont pouvoir combiner technologie avancée et expérience des biologistes concernant les protocoles de récolte et d'analyse des données.

Bibliographie:

Alldredge, J.R., Gates, C.E., 1985. Line transect estimators for left-truncated distributions. Biometrics 273–280.

Ancrenaz, M., Goossens, B., Gimenez, O., Sawang, A., Lackman-Ancrenaz, I., 2004. Determination of ape distribution and population size using ground and aerial surveys: a case study with orang-utans in lower Kinabatangan, Sabah, Malaysia. Animal Conservation forum 7, 375–385.

Bailey, P., 1971. The red kangaroo, Megaleia rufa (Desmarest), in north-western New South Wales. 1. movements. CSIRO Wildlife Research 16, 11–28.

Bajzak, D., Piatt, J.F., 1990. Computer-Aided Procedure for Counting Waterfowl on Aerial Photographs. Wildlife Society Bulletin (1973-2006) 18, 125–129.

Banfield, A.W.F., Tener, J.S., 1958. A Preliminary Study of the Ungava Caribou. Journal of Mammalogy 39, 560–573.

Bannister, J., 1968. An aerial survey for sperm whales off the coast of Western Australia 1963-1965. Marine and Freshwater Research 19, 31–52.

Barker, R., Barker, R., 2008. Theory and application of mark–recapture and related techniques to aerial surveys of wildlife. Wildl. Res. 35, 268–274.

Besnard, A., Salles, J.M., 2000. Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 62, 169.

Bowman, R.I., 1955. Aerial reconnaissance of moose in summer. The Journal of Wildlife Management 19, 382–387.

Braithwaite, L.W., Maher, M., Briggs, S.V., Parker, B.S., 1986. An Aerial Survey of 3 Game Species of Waterfowl (Family Anatidae) Populations in Eastern Australia. Wildl. Res. 13, 213–223.

Buckland, S.T. 183326, Anderson, D.R. 183327, Burnham, K.P. 183328, Laake, J.L. 183329, Borchers, D.L. 183330, Thomas, L. 183331, 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford (United Kingdom) Oxford Univ. Press.

Bushaw, J.D., Ringelman, K.M., Johnson, M.K., Rohrer, T., Rohwer, F.C., 2020. Applications of an unmanned aerial vehicle and thermal-imaging camera to study ducks nesting over water. Journal of Field Ornithology 91, 409–420.

Bushaw, J.D., Ringelman, K.M., Rohwer, F.C., 2019. Applications of Unmanned Aerial Vehicles to Survey Mesocarnivores. Drones 3, 28.

Carretta, J.V., Lowry, M.S., Stinchcomb, C., Lynn, M.S., Cosgrove, R.E., 2000. Distribution and abundance of marine mammals at San Clemente Island and surrounding offshore waters: results from aerial and ground surveys in 1998 and 1999.

Caughley, G., 1974. Bias in Aerial Survey. The Journal of Wildlife Management 38, 921–933.

Caughley, G., 1969. Wildlife and Recreation in the Trisuli Watershed and other areas in Nepal. Trisuli Watershed and Development Project.

Caughley, G., Goddard, J., 1972. Improving the estimates from inaccurate censuses. The journal of wildlife management 135–140.

Caughley, G., Grice, D., 1982. A Correction Factor for Counting Emus from the Air, and its Application to Counts in Western Australia. Wildl. Res. 9, 253–259.

Chabot, D., Bird, D.M., 2015. Wildlife research and management methods in the 21st century: Where do unmanned aircraft fit in? Journal of Unmanned Vehicle Systems 3, 137–155.

Chabot, D., Bird, D.M., 2012. Evaluation of an off-the-shelf unmanned aircraft system for surveying flocks of geese. Waterbirds 35, 170–174.

Chabot, D., Craik, S.R., Bird, D.M., 2015. Population census of a large common tern colony with a small unmanned aircraft. PloS one 10, e0122588.

Chase, M.J., Schlossberg, S., Griffin, C.R., Bouché, P.J., Djene, S.W., Elkan, P.W., Ferreira, S., Grossman, F., Kohi, E.M., Landen, K., 2016. Continent-wide survey reveals massive decline in African savannah elephants. PeerJ 4, e2354.

Cochran, W.G., William, G., 1977. Sampling Techniques. New York: John Wiley& Sons.
Cortes, C., Vapnik, V., 1995. Support-vector networks. Machine learning 20, 273–297.
Craig, G., 2012. Monitoring the Illegal Killing of Elephants: Aerial Survey Standards for the MIKE Programme. Version 2.0.
Dawson, M.J., Miller, C., 2008. Aerial mark–recapture estimates of wild horses using natural markings. Wildlife Research 35, 365–370.
Delord, K., Roudaut, G., Guinet, C., Barbraud, C., Bertrand, S., Weimerskirch, H., 2015. Kite aerial photography: a low-cost method for monitoring seabird colonies. Journal of Field Ornithology 86, 173–179.
Eberhardt, L.L., Chapman, D.G., Gilbert, J.R., 1979. A review of marine mammal census methods. Wildlife Monographs 3–46.
Eltringham, S., 1972. A test of the counting of elephants from the air. African Journal of Ecology 10, 299–306.
Erickson, A.W., Siniff, D.B., 1963. A statistical evaluation of factors influencing aerial survey results on brown bears. Alaska Department of Fish and Game.
Ferreira, S.M., Van Aarde, R.J., 2009. Aerial survey intensity as a determinant of estimates of African elephant population sizes and trends. South African Journal of Wildlife Research-24-month delayed open access 39, 181–191.
Fiori, L., Doshi, A., Martinez, E., Orams, M.B., Bollard-Breen, B., 2017. The use of unmanned aerial systems in marine mammal research. Remote Sensing 9, 543.
Fraser, W.R., Carlson, J.C., Duley, P.A., Holm, E.J., Patterson, D.L., 1999. Using kite-based aerial photography for conducting Adelie penguin censuses in Antarctica. Waterbirds 435–440.
Frederick, H., Moyer, D., Plumptre, A., 2010. Aerial procedures manual, version 1.0. Wildlife Conservation Society.
Gerrodette, T., 1987. A power analysis for detecting trends. Ecology 68, 1364–1372.
Gill, R., Thomas, M., Stocker, D., 1997. The use of portable thermal imaging for estimating deer population density in forest habitats. Journal of Applied Ecology 1273–1286.
Goddard, J., 1967. Home range, behaviour, and recruitment rates of two black rhinoceros populations. African Journal of Ecology 5, 133–150.
Graham, A., Bell, R., 1969. Factors influencing the countability of animals. East African Agricultural and Forestry Journal 34, 38–43.
Guillemain, M., Vallecillo, D., Grzegorczyk, E., Mouronval, J.-B., Gauthier-Clerc, M., Tamisier, A., Champagnon, J., 2021. Consequences of shortened hunting seasons by the Birds Directive on late winter teal Anas crecca abundance in France. Wildlife Biology 2021, wlb-00845.
Havens, K.J., Sharp, E.J., 1998. Using thermal imagery in the aerial survey of animals. Wildlife Society Bulletin 17–23.
Hawkins, A.S., 1984. Flyways: pioneering waterfowl management in North America. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.
Hodgson, J.C., Mott, R., Baylis, S.M., Pham, T.T., Wotherspoon, S., Kilpatrick, A.D., Raja Segaran, R., Reid, I., Terauds, A., Koh, L.P., 2018. Drones count wildlife more accurately and precisely than humans. Methods in Ecology and Evolution 9, 1160–1167.
Hoffmann, L., Penot, J., 1955. Premier recensement des canards hivernant en Camargue. La Terre et la vie.
Jachmann, H., 2012. Estimating abundance of African wildlife: an aid to adaptive management. Springer Science & Business Media.
Jachmann, H., 2002. Comparison of aerial counts with ground counts for large African herbivores. Journal of Applied Ecology 39, 841–852.
Jachmann, H., Berry, P., Imae, H., 1995. Tusklessness in African elephants: a future trend. African Journal of Ecology 33, 230–235.
Jiguet, F., Devictor, V., Ottvall, R., Van Turnhout, C., Van der Jeugd, H., Lindström, Å., 2010. Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal ranges. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 277, 3601–3608.
Joensen, A.H., 1968. Wildfowl counts in Denmark in November 1967 and January 1968.

Jolly, G., 1969. Sampling methods for aerial censuses of wildlife populations. East African Agricultural and Forestry Journal 34, 46–49.

Kingsford, R., Porter, J., 1993. Waterbirds of Lake Eyre, Australia. Biological Conservation 65, 141–151.

LaRue, M.A., Rotella, J.J., Garrott, R.A., Siniff, D.B., Ainley, D.G., Stauffer, G.E., Porter, C.C., Morin, P.J., 2011. Satellite imagery can be used to detect variation in abundance of Weddell seals (Leptonychotes weddellii) in Erebus Bay, Antarctica. Polar Biology 34, 1727–1737.

Martinson, R.K., Kaczynski, C.F., 1967. Factors influencing waterfowl counts on aerial surveys, 1961-66. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Bureau of Sport ….

Mathisen, O.A., Lopp, R.J., 1963. Photographic census of the Steller sea lion herds in Alaska, 1956-58. US Department of Interior, Fish and Wildlife Service.

Norton-Griffiths, M., 1978. Counting animals. Serengeti Ecological Monitoring Programme, African Wildlife Leadership ….

Pollock, K.H., Kendall, W.L., 1987. Visibility bias in aerial surveys: a review of estimation procedures. The Journal of Wildlife Management 502–510.

Pospahala, R.S., Anderson, D.R., Henny, C.J., 1974. Population ecology of the mallard: II. Breeding habitat conditions, size of the breeding populations, and production indices. US Bureau of Sport Fisheries and Wildlife.

Rice, W.R., Harder, J.D., 1977. Application of multiple aerial sampling to a mark-recapture census of white-tailed deer. The Journal of Wildlife Management 197–206.

Russell, J., Couturier, S., Sopuck, L., Ovaska, K., 1996. Post-calving photo-census of the Rivière George caribou herd in July 1993. Rangifer 319–330.

Sauer, J.R., Pardieck, K.L., Ziolkowski Jr, D.J., Smith, A.C., Hudson, M.-A.R., Rodriguez, V., Berlanga, H., Niven, D.K., Link, W.A., 2017. The first 50 years of the North American breeding bird survey. The Condor: Ornithological Applications 119, 576–593.

Shirkey, B.T., Luukkonen, D.R., Winterstein, S.R., 2014. Application of distance sampling techniques for diving ducks on Lake St. Clair and western Lake Erie. Journal of Great Lakes Research 40, 274–280.

Sinclair, A., 1972. Long term monitoring of mammal populations in the Serengeti: census of non-migratory ungulates, 1971. African Journal of Ecology 10, 287–297.

Siniff, D.B., Skoog, R.O., 1964. Aerial censusing of caribou using stratified random sampling. The Journal of Wildlife Management 391–401.

Spinage, C., Guinness, F., Eltringham, S., Woodford, M., 1972. Estimation of large mammal numbers in the Akagera National Park and Mutara hunting reserve, Rwanda. La Terre et la vie.

Strindberg, S., Buckland, S.T., 2004. Zigzag survey designs in line transect sampling. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics 9, 443–461.

Talbot, L.M., Stewart, D., 1964. First wildlife census of the entire Serengeti-Mara region, East Africa. The Journal of Wildlife Management 815–827.

Thomas, L., Williams, R., Sandilands, D., 2007. Designing line transect surveys for complex survey regions. Journal of Cetacean Research and Management 9, 1.

Vallecillo, D., Gauthier-Clerc, M., Guillemain, M., Vittecoq, M., Vandewalle, P., Roche, B., Champagnon, J., 2021. Reliability of animal counts and implications for the interpretation of trends. Ecology and evolution 11, 2249–2260.

Vas, E., Lescroël, A., Duriez, O., Boguszewski, G., Grémillet, D., 2015. Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. Biology letters 11, 20140754.

Verhoeven, G.J., 2009. Providing an archaeological bird's-eye view–an overall picture of ground-based means to execute low-altitude aerial photography (LAAP) in Archaeology. Archaeological Prospection 16, 233–249.

Watson, R., 1969. Aerial photographic methods in censuses of animals. East African Agricultural and Forestry Journal 34, 31–37.

Watson, R., Graham, A., Parker, I., 1969. A census of the large mammals of Loliondo Controlled Area, northern Tanzania. African Journal of Ecology 7, 43–59.

Rapport analytique

Evaluation of the distance sampling technique to monitor gregarious species: a simulation exercise

Introduction:

Precise population estimates are of fundamental importance in applied ecology; it is difficult to think of a major wildlife issue for which monitoring has not provided essential information. Estimation of animal abundance and its changes through time are commonly used as measures of population health by ecologists (e.g., Lack 1954, Nichols & Hines, 2002), providing the necessary data to identify which species deserve to be listed as of conservation concern (IUCN 2021). Regional or local counts reveal if a region holds a significant proportion of a given species' global population (Keller & Bollmann 2004), and such counts are an indispensable source of information in the process of establishing coherent protected areas (Perez-Arteaga et al. 2005). This knowledge requires well established and repeatable methods for data collection in order to estimate population abundance, how individuals are spatially distributed, and if these two aspects are changing through time (Ottichilo and Prins, 2001).

Aircrafts are commonly used to monitor distribution and abundance of wildlife: aerial surveys provide an instantaneous view of the distribution of individuals over large areas (Khaemba, 2000), and allow working at the scale of entire ecosystems at relatively low cost, for example at the scale of a lake or even an entire watershed (Kingsford et Porter, 1993; Kingsford, 1999). Large-scale counts of this type are used for waterfowl across the globe (Silverman and al, 2013; Mundkur et al, 2017; Menkhorst, 2019; Kingsford et al, 2020) in order to inform international agreements, especially the EU Birds Directive, the Convention on Biological Diversity or the Ramsar Convention.

However, inferences drawn about abundance from counts of wildlife populations are often complicated by incomplete detection of animals: not all detectable animals present in the surveyed area are counted. This is particularly true for aerial surveys, which almost systematically provide underestimates of population sizes (Dolbeer et al, 1997; Kingsford 1999; Jachmann 2002; Rodgers et al, 2005). As such, substantial effort has been devoted to developing well-designed survey protocols (Caughley 1974, Anderson 2001) and correction indicators for detection bias (also termed—visibility bias) in aerial surveys (Caughley and Grice, 1982; Pollock & Kendall, 1987). The choice of a counting method is mostly defined by species distributions, environmental conditions, and financial constraints. An ecological survey program able to inform management decision-making needs to produce estimations of sufficient accuracy and precision to resolve the underlying scientific questions

(Lindenmayer and Likens, 2009). An optimal survey design seeks maximization of precision and a minimization of financial costs within constraints determined by management objectives and budgets of the system under study. Certain counting methods rely on sampling methods (Silverman et al., 2013, Mundkur et al, 2017), while others seek completeness in their results (Kingsford and Porter, 1993).

In France, the Camargue hosts a significant portion of the national waterbird population each winter (Schmaltz et al, 2020), being a site of international importance for wintering and conservation of six species of ducks (Ramsar criteria 6). The abundance and distribution of the waterfowl population is directly related to water management and is an issue for both conservation and hunting, which has warranted regular monitoring since 1964 in the delta (Tamisier and Dehorter, 1999). The available data sets from the Camargue are unique in France by their spatial and temporal coverage and are at the origin of a good number of works on waterbirds (Dehorter and Tamisier, 1996, Mathevet and Tamisier, 2002, Brochet and al, 2012, Vallecillo and al, 2021). Further, the mid-January counts constitute the information provided to Wetlands International for the international waterbird census for the Camargue (Schmaltz et al, 2020).

From the beginning of the surveys in the mid-1960s, it was decided to rely on a total count method. Such a choice was based on two characteristics of ducks during winter: they are gregarious, and they use traditional gathering sites during the day to which they are faithful over the season (Tamisier and Dehorter, 1999). The total count method established by A.Tamisier and described by Dervieux and al (1980) for censusing ducks in the Camargue consists in flying from one body of water to another by "rolling" them with the plane to identify and count all the groups of birds. This method has one major inconvenience: it assumes that all birds are detected by the observers. However, we know that the probability of detecting individuals is usually <1 and can be influenced by various circumstances including the behaviour of individuals, habitat types (vegetation density), observer fatigue, and field methodology (Krebs 1999, Buckland et al, 2001, Williams et al, 2002, Morrison et al, 2008, Conroy and Carroll 2009). This leads to a systematic underestimation and, since total counts provide no known methodology to provide information on the extent of this bias, we have no information about unobserved birds and precision of abundance estimates. Various other counting methods could be used to evaluate this error, but the clustered distribution of waterfowl limits their use, making it difficult to sample by strip transect (Buckland and York, 2018), for example, due to the high variability in abundance of the samples. An alternative could be a mark-recapture method, but this is too costly

for populations whose total abundance varies around 120,000 individuals and would be subject to detection issues when many wetlands are vast private waterbodies.

Based on the above, the aim of the present study was to test a distance sampling protocol, which considers the observer's error and provides confidence intervals around the estimated bird abundance. Distance sampling has been applied successfully to many bird species in different environments (see for example Marsden, 1999, Cimprich, 2009) and has been shown to provide more robust estimates of population trends than relative estimates of bird densities, for example line or point transect counts without distance recording (Norvell et al, 2003). The distance sampling methodology is explained by Buckland (2001) and requires two main changes to the actual counting protocol: a standardization of the sampling design and a measurement of the observer/group distance at each observation. The aim of this study was to evaluate whether the distribution of individuals, dispersed in numerous groups of very variable sizes, still allows sufficiently reliable results by distance sampling, at a reasonable cost for the operators.

The present study is based on a simulation exercise, built on empirical data collected in the field over the last decades. Such a simulation phase permitted us to test several sampling designs, with several sampling efforts. We also determined costs of these alternative survey configurations and the transition from a one observer survey in a fixed wing microlight to a two observers survey in a light aircraft. We gave managers a detailed overview of the trade-offs among those configurations that increase precision and those that reduce financial costs, to provide all the information they need to make decisions before any potential change to the survey protocol.

Methods:

Point distribution

The first part of this work aimed at simulating a realistic distribution of Anatidae over the Camargue. We took advantage of the counts performed between 2006 and 2013 when the observer from the plane was noting the number of groups and their size within each polygon. Even if the wintering count of ducks in Camargue has been done each month between September and March, we chose to focus our work on only three months: November, December and January. They are more representative of the wintering distribution of ducks; individuals are gathered in many multi-species groups, while at the beginning and end of the season birds are more scattered over the delta (Dervieux et al, 1980).

We worked on 14 species of waterfowl: Northern Pintail *Anas acuta,* Common Teal *Anas crecca,* Mallard *Anas platyrhynchos,* Greylag goose *Anser anser,* Common Pochard *Aythya ferina,* Tufted duck

Aythya fuligula, Bewick's Swan *Cygnus columbianus bewickii,* Mute Swan *Cygnus olor,* Common Coot *Fulica atra,* Eurasian Wigeon *Mareca penelope,* Gadwall *Mareca strepera,* Red-crested Pochard *Netta rufina,* Northern Shoveler *Spatula clypeata and* Garganey *Spatula querquedula.* Statistical units were not individuals but groups of individuals. The abundance of multi-species groups in our data compelled us to not distinguish species in our analysis and worked with all species combined.

During past recorded surveys, waterfowl groups were pooled within 93 polygons which approximately follow water bodies (Figure 1). For each polygon, a number of groups and the size of each group were randomly picked within the distribution of the true data (Figure 4; Step1) and randomly distributed inside the boundaries of the polygon (Figure 4; Step 2). To test our analysis on various patterns of distribution we ran 1,000 simulations to obtain a representative result. For each simulation we tested the distance sampling on a new distribution of points. According to a visual interpretation of a Monte Carlo simulation (Mooney, 1997) on the two random variables (number of groups and abundance values), 1,000 simulations can achieve a representative result.

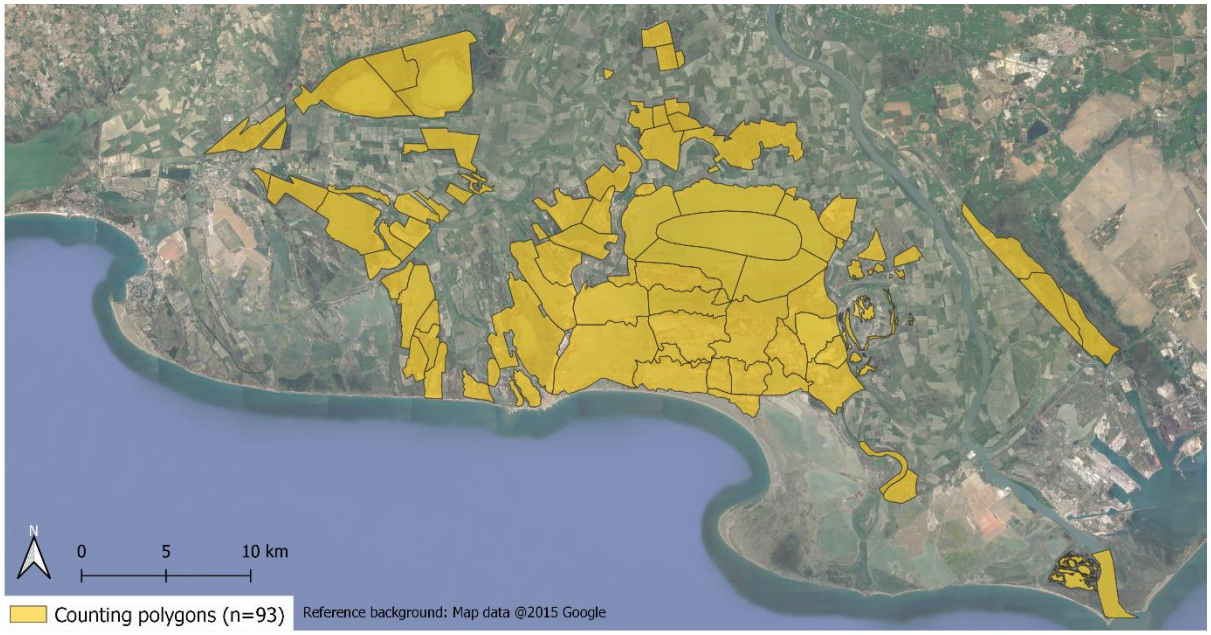


Figure 1: Counting polygons used for total count survey in the Camargue, Southern France.

Sampling design

For the choice of a sampling design, we first tested continuous zigzag transects. Such transects have the advantage of greatly reducing the unsampled portion of the flight, as their shape allows transects to be linked directly to each other within the study area (the end of a transect is the beginning of the next one, without "loosing" flight time to move from a transect to another without recording data). However, for our medium-sized study area, the zigzags had large overlapping areas of counting strips

at the corners, which make the pilot's work unnecessarily complex and ii) would actually reduce the information acquired from the transect flights themselves. The non-sampling distance was not very high in our situation (Figure 2), therefore we eventually opted for more traditional parallel transects, which never overlapped the counting strips and made it possible to easily adjust sampling intensity by varying the distance between transects. We selected five sampling effort intensities by varying the distance between parallel lines: 760m, 1000m, 1250m, 1500m and 1750m. Considering that transects have a width of 380m on each side of the plane (birds can be counted up to 380m on each side), 760m represents the maximum sampling effort intensity without overlap. Buckland (2001) considers a minimum of 60-80 groups detected for a robust distance sampling analysis and at least 20 different counting lines; 1750m represents the upper limit in our system to get the minimum number of groups detected after Buckland's recommendation. Counting polygons were split into four convex envelopes

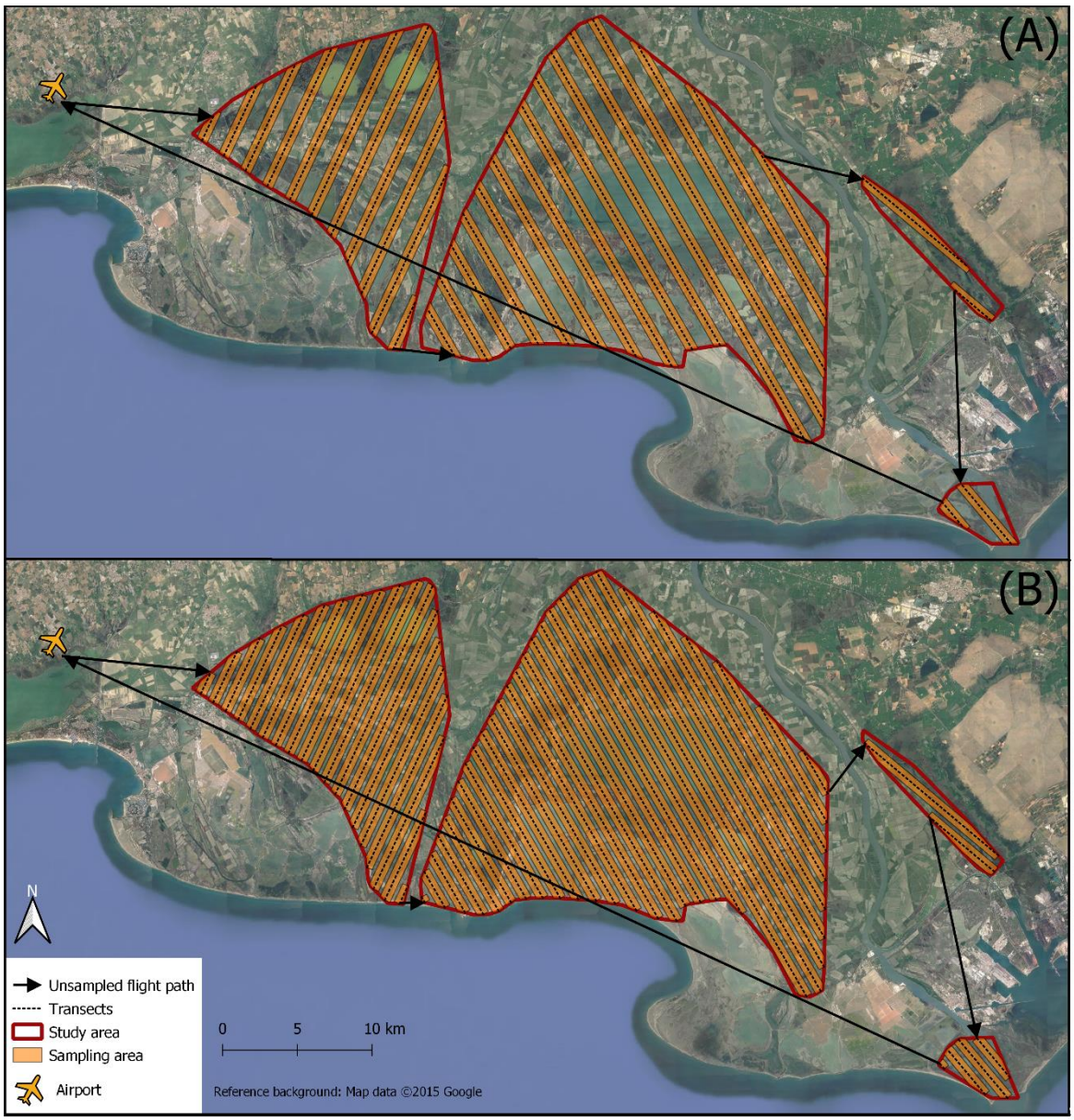


Figure 2: Examples of transects used in counting simulation (A)= 1750 meters spaced transects; (B)= 1000 meters spaced transects

geographically separated covering a total area of approximately 659 km². The transect grid was place randomly within each zone (Figure 2) and the orientation of transects differed between envelopes. Indeed, orientation angle choice is a compromise between maximizing the number of legs, practical constraints to reach one envelope from the former one, and economic interest by minimizing the portion of non-effort flight necessary to move from one transect to the next as recommended by Buckland and al (2001).

Simulating bird detection

We simulated two observers aboard a Cessna 172 plane at 90m altitude, looking in opposite directions and perpendicularly to the direction of the plane, each of them being able to detect a group of birds up to 380m on their side of the transect. The probability to detect each point (i.e., group of birds) is determined from a half-normal function g(x,S) (Buckland, 2001) (Figure 4, step 3).

$$g(x,S) = exp\left(\frac{-\left(\frac{x}{\sigma}\right)^2}{2\sigma(S)^2}\right) \quad \text{with} \quad \sigma = A1.exp(A2.S)$$

The two continuous variables are x for the perpendicular distance of the point (bird group) from the plane and S for cluster size, i.e. number of individuals in that group. A1 (= 4,4) represents the effect of distance on detection probability and A2 (= 0.22) the effect of cluster size (log-transformed) on such probability. As we had no information on the detection probability of birds in the Camargue, we used parameters A1 and A2 based on a distance sampling analysis from Carenton et al (in prep.) for similar waterbirds in another study. We sought to maximize the number of common parameters between the two studies by basing our analysis on only three duck species in common with Carenton et al. (*Anas acuta, Anas crecca, Spatula clypeata*). However, in Carenton et al.'s data small groups were much less represented than in the Camargue, and a direct transposition of these values would lead to a massive underestimation of these groups, in addition to reducing our dataset compared to the entireness of the Camargue waterfowl community. We hence kept all species and doubled A1 to 4,44 compared to Carenton et al., which provided a more realistic detection function, with detection probability closer to those evoked by Shirkey and al (2014) for a similar count of groups of ducks on water bodies. Apart from a distance effect on detection probability, we decided to include a group size effect because it is a major factor influencing the detection of animal flocks, a cluster of 1,000 ducks having a substantially higher detection probability than a group of 10 individuals located at the same distance from the transect line. The effect of this group size covariable is illustrated in figure 3, and is equivalent to applying a separate detection function to groups of different sizes (Marques et al., 2007).

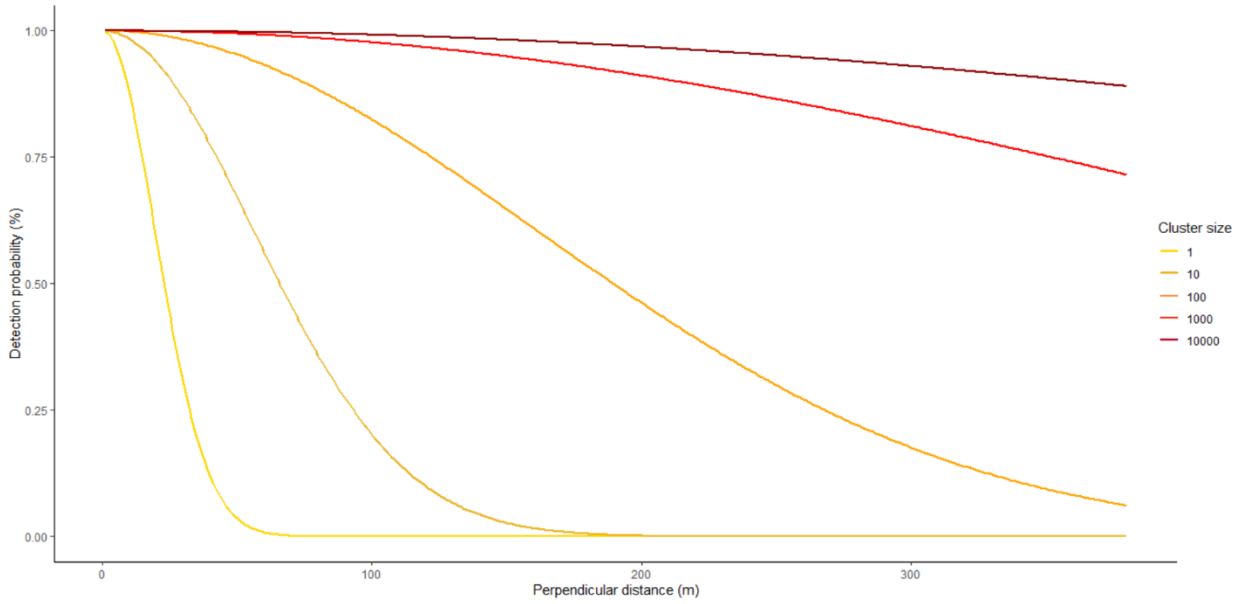


Figure 3: Effect of the group size covariable on detection probability

A habitat effect was also included when simulating detection, to consider the fact that birds may be more difficult to detect when sitting in some environments. While birds were always recorded within wetlands in the broad sense, where they sit during daylight hours, we differentiated vegetated areas from open water. A 10% detection bonus was applied to groups located in open water habitat, where detection was considered to be easier than in reed beds or other vegetated habitats.

Distance sampling assumptions

Distance sampling lies on three assumptions to be efficient. The first one is to have a detection probability of 100% at distance zero from the flown transect. This condition cannot be validated in regular planes because observers cannot see directly under the plane. We bypassed this assumption by using a left truncation, by ignoring the first 20 meters of the lateral counting area on each side of the plane transect (Alldredge and Gates 1985). The second assumption requires that individuals must not perform any movement in response to the aircraft before detection. This second assumption is generally not a problem, since low-altitude aerial surveys up to 60–90 m above ground level are generally not a significant source of disturbance to waterfowl species (Gilbert et al, 2020). We hence considered that this assumption was verified in our system. The last assumption requires that distances be measured accurately and without bias. Under many circumstances it is impractical or even impossible to measure the perpendicular distances from the transect to the birds exactly. In such cases distance sampling can still be applied using discrete distance categories (Buckland and al, 2001).

This is what was done here by grouping observations into 3 bands: 20-80m, 80-180m and 180-380m. In practical terms, markers are placed on the window and the struts of the plane and observers aligned window and strut marks to prevent inaccurate distance measurements caused by a shift in the line of sight.

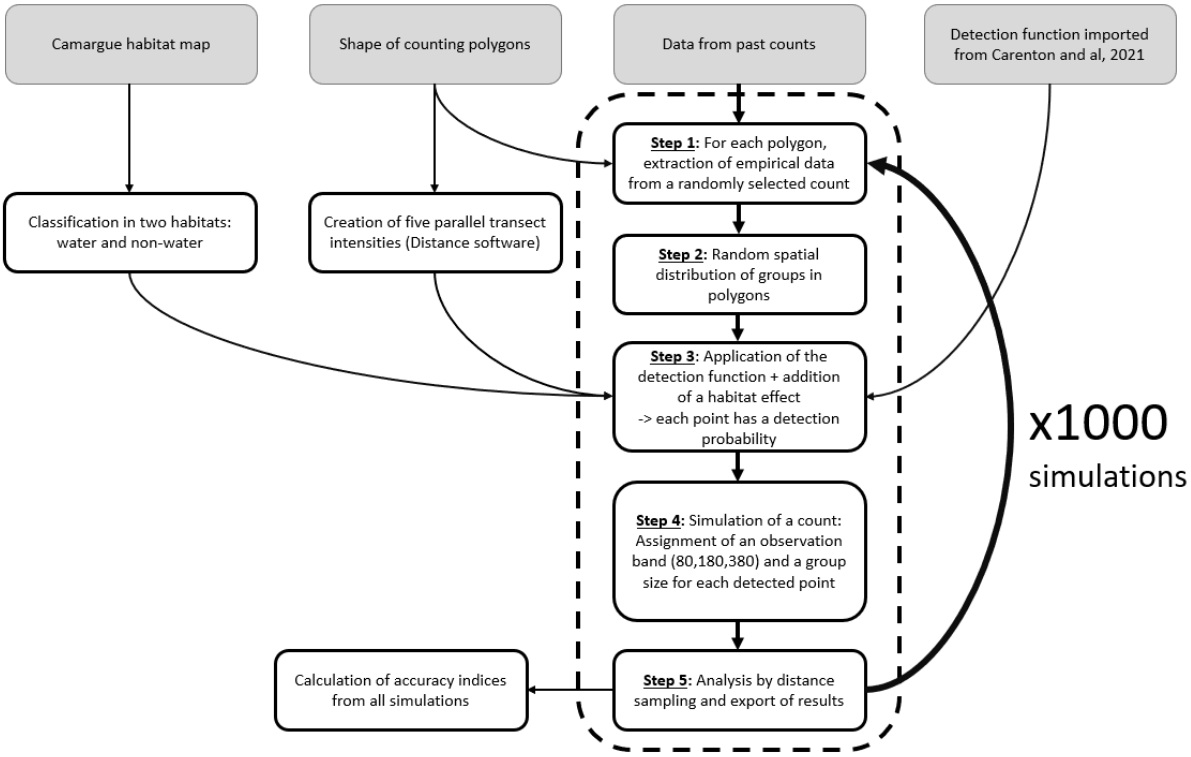


Figure 4:Distance sampling simulation process

Distance Sampling analyses

From the procedure above, we hence distributed realistic numbers of groups of birds of realistic size within the Camargue landscape, pasted plane tracks over it following a distance sampling design, and assessed from the distance to the transect, the size of the group and the habitat where it lied whether each group was detected or not. For each detected point (bird group) we hence had the distance band from the plane to which it belonged, and the size of the group (Figure 4, step 4). It was considered that the observers accurately determined group size even if we know that detection from the plane is imperfect (Vallecillo et al. 2021). The distance sampling analysis was performed on this constituted dataset. As recommended by Buckland (2001), for each simulation we tried to fit several detection functions to keep the closest one to the distribution of the observed data. With package 'Distance' (v.1.0.3 ; Miller, 2016) we fitted three main key functions (uniform, hazard rate half-normal) with different adjustments (cosine, hermite and polynomials, with 2 orders for each one). (Figure 4, step 5).

We also tested the effect of cluster size when testing the half normal and hazard rate functions (no covariate was obviously used with the uniform distribution). Effectively, by considering a greater probability of detection for large groups (see figure 2) we potentially induced a size bias in our analyses. Indeed, to obtain an abundance by distance sampling, the number of detected points is multiplied by average group size. Overestimating average group size may thus lead to an overestimated total abundance (Buckland et al., 2001). In order to overcome this we worked with a Multiple Covariate Distance Sampling (MCDS) analysis approach (Marques et al, 2007), which in contrast to the Classical Distance Sampling (CDS) does not consider distance as the only one factor affecting total count value, but also includes the effect of other covariates, such as cluster size here.
We then compared all detection functions using the AIC criterion (Akaike et al, 1973) to retain the one with the smallest AIC, which therefore fitted the data better with a limited number of parameters (principle of parsimony) (Anderson et al, 1998). We extracted abundance estimates and their standard errors from this best function.

As the distribution of birds is relatively similar from one simulation to another, the same detection functions were often selected. A pre-analysis based on 50 points pattern simulations (Appendix 1), for each of the five transect effort intensities, allowed us to exclude detection function never selected and to keep only 4 of them for the analysis on 1,000 simulations: Half normal with cosinus adjustment at order 0, Half normal with logsize covariate, Hazard rate with logsize covariate and Uniform with hermite at order 2. All simulations and analyses were performed with the R software (v.4.0.0).

Indicators

We used four indicators to evaluate reliability of our simulation work. MAPE (Mean Absolute Percentage Error) provides the average absolute error, by comparing distance sampling estimates with real abundance (which was the simulated point pattern in our case). This is a criterion for the rightness of our results. Normalized mean bias indicates whether the analysis tended to systematically overestimate or underestimate total waterfowl abundance. Coefficient of variation (CV) of the abundance is directly imported from the distance sampling analysis, it informs about the confidence interval of distance sampling estimates for each point distributions. We worked with the mean of all CV estimated on our 1,000 simulations, this is an indicator of the fidelity of our estimates. Last indicator is the RMSE (Root-mean-square deviation) is an indicator of the exactness of our estimates, providing us information on the disparity of simulation results compared to the initial simulated values.

Changes in these indices as a function of sampling intensity (i.e. density of legs) allowed us to determine how many kilometers, and thus how much funds, is necessary to spend to reach a given accuracy.

Feasibility and cost

The distance traveled by the aircraft corresponds to the length of all cumulative transects, to which we added the distance covered by unsampled trips. We distinguished two types of unsampled trips: the junction trips between the envelopes (shown in Figure 2) and the junction trips from one transect to the next (not shown in Figure 2 for a better readability but considered in the cost calculation). By multiplying this total flown distance with average aircraft speed (160km/h) we obtained an estimated flight length for each sampling intensity. The cost of a flight is estimated at 260€/h, containing the pilot's salary, aircraft rental and fuel costs. To this flight cost must be added the cost of the 2 observers valued at 1,152€.

Results :

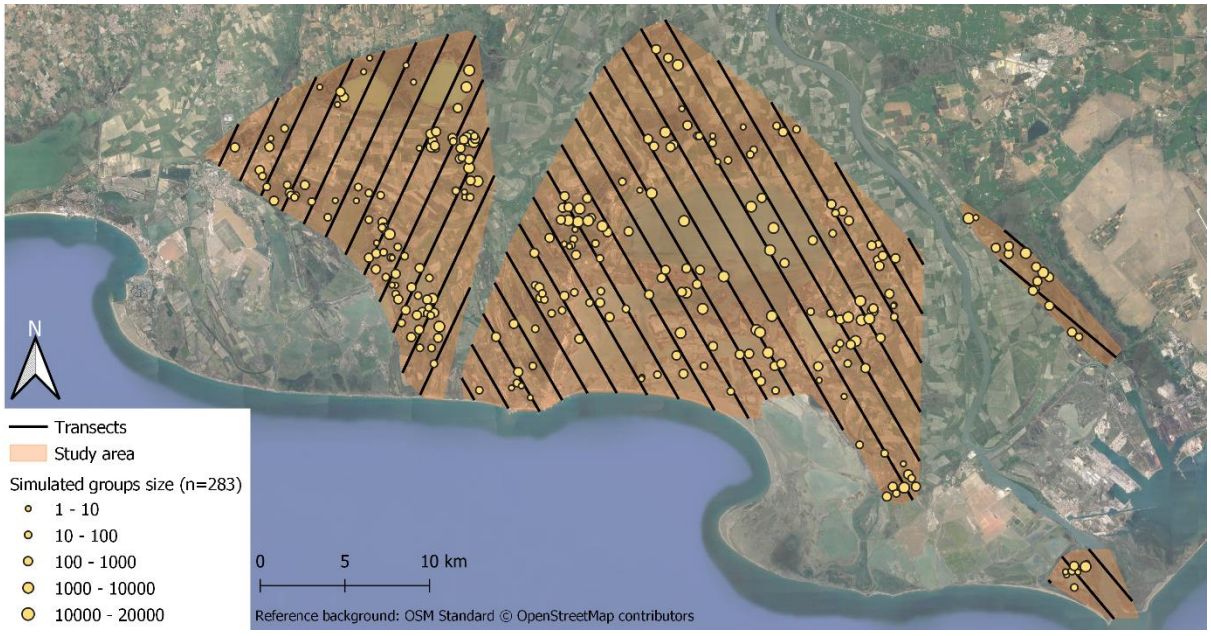


Figure 5: Results of one of the 1000 distributions of point tested.

Over our 1000 simulations, we simulated an average of 293 groups (±29) for a total average abundance of 144,027 individuals (±23,806).

Sampling effort (m)	Distance travelled (km)	Duration (hours)	Cost(€)	Points observed	Sd	CV abondance	Sd	Normalised mean Bias (%)	MAPE (%)	RMSE
Current count	1216	6h	1936	-	-	-	-	-	-	-
1750	523	3h18	2002	59,3	8,7	0,28	0,16	-1,2	18,5	34859
1500	584	3h36	2101	69,2	10,2	0,26	0,13	-0,2	16,4	30112
1250	674	4h12	2247	84,8	11,1	0,23	0,06	0,8	14,2	26793
1000	806	5h	2462	102,6	12,8	0,2	0,03	-5,1	12,1	21553
760	1017	6h24	2804	136,9	15,8	0,18	0,03	-5,9	10,0	17518

Tableau 1: Distance, duration and cost corresponding to the five sampling intensities tested (indicated as sampling effort, the distance between two successive parallel transects) and current total count. Also included are the number of observed points and the average coefficient of variation over 1,000 simulations of point distribution. The results of the three indicators of accuracy of the simulation process

For a minimum effort corresponding to 3h18 of flight and 523km of flight, we obtained a CV of 0.28 (±0.16). According to MAPE, the mean error of the distance sampling estimate with this sampling intensity of 1750m is 18.5%, with a slight tendency to underestimate (Normalised mean Bias= ± -1.2%). With a value of 59.3 (± 8.7) points encountered on average, a sampling effort of 1750m did not reach the minimum threshold of 60 groups detected recommended by Buckland (2001) for a valid distance sampling analysis. For higher sampling intensities this minimum number of points was systematically reached.

Increasing sampling intensity, i.e. reducing the distance between two transects, results in an increase in the number of kilometers flown, an expansion of flying time and an increased cost of the operation. Through the results of the CV, MAPE and RMSE we observed that the increase of sampling intensity led to a better global precision of the sampling distance estimation. By applying a distance sampling survey in Camargue, this study demonstrates that a coefficient of variation of the bird counts within a range of 0.28 to 0. 18 can be expected at a financial cost that ranges from 2002€ to 2804€.

For a sampling intensity of 1750m the MAPE indicated that the distance sampling estimate deviated on average by only 18.5% from the total simulated abundance, but this error dropped even further to only 10% for a sampling intensity of 760m. The bias results showed that the sampling effort tended to slightly underestimate the abundance for the highest sampling intensities (Sampling effort of 1000m and 760m got Normalized mean Bias of -5.1 and -5.9 respectively).

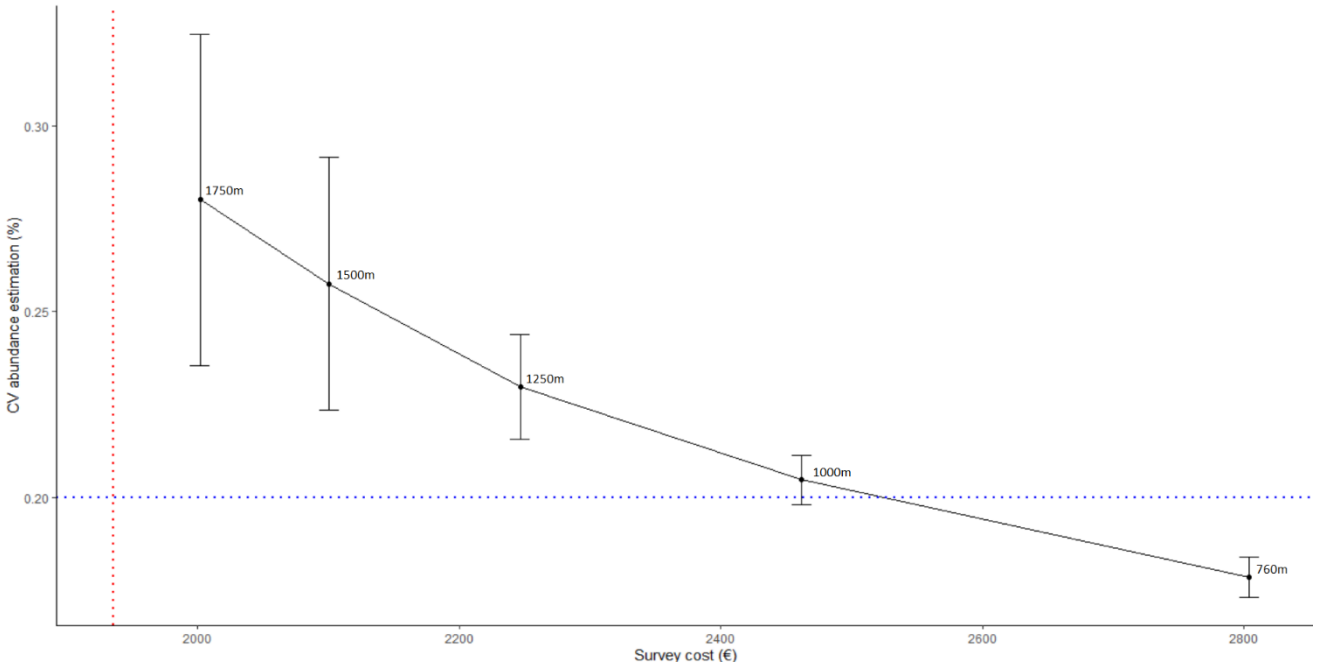


Figure 6 : Changes in the estimation of the CV in bird abundance as a function of sampling cost. The red line represents the current cost of an exhaustive count (1936€), the blue line a precision objective of 0.20.

Figure 6 reveals that the coefficient of variation of bird abundance decreases and gains in precision with an increase in sampling cost. It also demonstrates that distance sampling cannot provide an estimate with sufficient precision with the current budget of 1936€ per flight. For a precision objective corresponding to a CV < 0.20, figure 6 shows that a distance sampling protocol requires a cost significantly greater than 2500€.

Referring to the scenarios tested here, two scenarios can be considered. A spacing of 760m between transects provides a CV< 0.20, but the 1000m spacing scenario also represents a good alternative, close to the 0.20 required for the CV, at a significantly reduced price. It can be noticed on Figure 6 that the dots, corresponding to the 5 sampling intensities, are increasingly distant from each other along the X-axis, with an associated flattening of the slope: precision does increase with increasing flight distance and cost, but the higher the degree of precision, the more expensive it is to gain further in precision.

Discussion:

The present study demonstrates that it is technically possible, and pertinent from a precision point of view, to switch from long term "total counts" of wildlife over a vast area to a distance sampling procedure. Based on the five scenarios tested, the 1,000m transect spacing scenario is the most appropriate as it yields CV close to the 0.20 value recommended for adequate precision (Pearse et al, 2008a) while being less expensive than the 760m scenario. Switching from the current sampling method to this distance sampling scenario would, however, result in an additional cost of 526€ per count. Although the distance to be flown is reduced by 410km (currently 1,216km for the total count; 806km for distance sampling), this is not enough to compensate for the cost of using a more expensive aircraft model and the expense of having two observers.

With figure 5 we provide a decision tool for managers, to determine if the budget at their disposal is appropriate for a given level of accuracy they are seeking. It is generally considered that a coefficient of variation below 0.20 yields result with decent accuracy in the context of wildlife population monitoring (Pearse et al, 2008a), but it is necessary for managers to target a CV value that allows them to detect a change in population size for each species they study, in each specific context. To determine levels of precision required to detect change (i.e., 5–20% decline) from one year to the next, it is possible to conduct a power analysis based on a *z*-test (Buckland et al, 2001) and used Program TRENDS (Gerrodette, 1987, Link and Hatfield 1990) to estimate this CV needed to detect a population change (for example Strobel et al, 2014).

Since no accuracy indicators for the current total count method are available, we cannot directly compare the two methods on these grounds. However, the choice of a technique that can correct for bias from imperfect detection and does provide an estimation of error around the estimated counts, such as distance sampling, appears to be essential to allow wildlife biologists to accurately evaluate wildlife abundance. Indeed, an ecological monitoring program created to inform management decision-making is only effective if it produces information of sufficient accuracy and precision as to resolve the underlying scientific questions (Lindenmayer and Likens, 2009) and thus influence the decision-making (Lyons et al., 2008). A distance sampling count, even with great imprecision, will be more reliable than an exhaustive count with an unverifiable precision. This drives managers and ecologist to change their method in favor of distance sampling when they seek to accurately measure the abundance of a population to quantify changes in population size (Strobel and Butler, 2014).

If in the Camargue distance sampling makes it possible to obtain abundance values with precision, it is nevertheless important to emphasize that it is less suitable for other objectives that are also important for the managers. Two other major objectives are achieved by the current total count: a phenological objective and a spatial objective. Indeed, the monthly annual counts (seven counts spread between September and March) provide information on the phenology of each species (e.g. Guillemain et al, 2021). Monthly distance sampling counts also provide this information, with better precision, but its higher cost makes it difficult to consider seven counts per year. This may be an opportunity to revisit the number of counts required, a subject already seriously considered for the total count method among stakeholders involved in the survey. Indeed, we can distinguish three main periods with different distributions of waterbirds: the beginning of the season (September, October) when birds are still less numerous and scattered over the delta, the peak season (November, December, January) when numbers are at their annual highest and flocks the most densely concentrated onto few day-roosts, and the end of the season (February, March) when individuals tend to disperse again (Dervieux et al, 1980). Conducting three distance sampling surveys, one for each period, would provide data covering the main periods of the non-breeding cycle. Moving from seven to only three surveys per year would save a lot of funds at the annual scale, which could make it possible to carry out more expensive more precise distance sampling surveys (i.e., a denser transect grid associated to a lower coefficient of variation around the estimated total number of birds, Fig. 5).

The other objective of traditional counts is to provide data on the spatial distribution of ducks in the Camargue. At a local scale, this spatial information provided us estate-specific data that allowed an efficient communication with specific landowners. Further, figures on the number of birds within a given area have in the past been the support of numerous works on the relationships between waterbirds and the use of their habitats (Allouche and Tamisier, 1989, Allouche et al, 1990, Brochet et al, 2012). Distance sampling is not the most suitable method for this objective, as it only produces global results for the entire study area. Based on the raw aerial count data and the exact location of each group, it is still technically feasible to extrapolate a distribution probability over the entire delta, but this will no longer inform each landowner of the numbers counted in their parcel. If managers want to achieve a spatial distribution purpose, the current total count method remains the most appropriate.

We have adopted here an approach where we grouped all species, considering that they share the same detection function. This is a strong approximation because the probability of detection is by essence variable from one species to another (Prenzlow and Lovvorn 1996; Nichols et al, 2000),

especially for some species taxonomically distant in our dataset (e.g. *Anas crecca* vs. *Cygnus olor*). We justify this choice by a lack of scientific literature available on the specific detection functions for our 14 species, the large proportion of multi-specific groups in our dataset, and the fact that this study aimed at providing a proof of concept concerning the general switch from total counts to distance sampling surveys. The existence of multi-specific groups strongly complicates the treatment of the group effect, the likelihood of detecting a group of 200 individuals of a species obviously being very different whether these 200 individuals are in the middle of a group of 2,000 individuals of another species, or standing alone.

Another issue with counts at the species level is that bird numbers and the number of flocks in a given area (here, the Camargue delta) will then be lower than figures for all bird species pooled. We actually tried to apply the same procedure as above for only Teal, i.e. relying on field data from real counts to simulate the distribution of only Teal numbers and flocks in the landscape, then applying the distance sampling procedure. Unfortunately, even for this species which composes a vast proportion of the total community in mid-winter (Guillemain et al, 2021), the distance sampling procedure yielded inconsistent results with a strong overestimation of total numbers (≈ 80,000 instead 40,000 individuals): this was because at the species level there could be both very large and very small flocks, with many of the small flocks remaining undetected, so that the extrapolation relied mostly on the larger flocks and was hence biased. The problem occurs less frequently when considering all species together, since average flock size then tends to be greater. Some work hence remains on the flock size effect on the detection functions, in order to be able to use the distance sampling procedure efficiently at the species level. We hypothesize that during true survey, small groups of teal will be more easily detected because they will be included in much larger multi-species groups, and thus more detectable. The specific detection of teal will then depend on the observer's ability to distinguish them among individuals of other species.

It is necessary to remember that our simulation results are based on two strong assumptions. The first one is that the detection function used for the count is representative of reality, because reliability of a distance-sampling simulation depends largely on the choice of the imported detection function (Buckland, 2001). In our study, the lack of data constrained us to use Carenton et al.'s data from Africa, a questionable choice because the geographical context is very different, even though we adjusted these data to be more faithful to what we can expect to find in the Camargue. To confirm the validity of our work, we therefore advise to plan preliminary flights to obtain a better estimation of waterfowl detection in Camargue. Experiments with artificial flocks of plastic hunting decoy ducks would be

advisable in this context, such as the one performed in a context relatively similar to ours in USA, for whooping crane (*Grus Americana*), which allowed Strobel and Butler (2014) to measure impacts of observer experience, sun position, distance from transect, and group size on detectability. If these preliminary flights reveal a significatively different detection function from the one used here, the process presented here may be followed anew using this new detection function based on more adapted local parameters.

The second one strong assumption of distance sampling is that observers can always identify bird species up to 380 meters, despite the cryptic plumage of several species at this time of year making them practically indistinguishable from each other from a distance when they sit on the water. The only way to accurately identify species is often to induce their flight in order to have a view on distinctive signs present on the wings (for example the duck speculum, composed of the bright secondary remiges on the wing, Mouronval 2014). We estimate the maximum average distance at which birds flush from the plane to be ca.120 m for an altitude of 90m (pers comm from Jean-Baptiste Mouronval, one of the former long-term duck aerial observers), knowing that this flushing distance is likely to vary from one species to another. Such a need to get the birds airborne to allow species identification is problematic and difficult to associate with the line transect sampling method because the plane cannot lift distant birds off the ground. A possible solution to this problem could be to deviate from transects, flying over each detected group then returning to the transect where it was left, as tested by Marques and al (2006) from a helicopter. However, this technique can be cumbersome, creates safety concerns when using fixed wing aircraft and can considerably extend the total distance travelled, hence jeopardizing the relationship obtained here between distance sampling transect travel distance (hence costs) and accuracy of the population estimates. The most feasible solution would be to perform a right truncation (Buckland, 2001) and exclude from the analysis all birds that were too far from the transect line to be flushed and be identified with confidence.

Distance sampling CV depends on three factors: the variance of the encounter rate, the variance of the average group size, and the variance of the detection function (Buckland et al, 2001). While the first two can be reduced by increasing sampling intensity, variance in the detection function can be minimized by combining data from multiple counts. While the distribution of birds varies over time, the detection function remains constant. We can thus cumulate the data from successive counts for the detection function selection process, which will be more reliable if based on more points obtained from various surveys. If the first counts by distance sampling do not appear to be accurate enough, it

will be advisable to check where the variance comes from, in order to know if the counts of the following years will allow to adjusting the obtained results significantly.

It is reasonable to think that the distribution of birds in the delta is not homogeneous. For now we only drew counting envelopes over the current counting polygons, which have been gradually adjusted over time when new duck day-roosts appeared, and are therefore considered to include all wintering waterfowl during daylight hours (Guillemain et al. 2021). However, it is a fact that we so far have no information at all about possible bird numbers outside the designed envelopes, i.e. outside the current counting polygons. An extended distance sampling survey could cover the whole delta, allowing to stratify the data into 2 strata "former polygons" and "non-polygons" (Buckland, 2001). Knowing the proportion of non-polygon birds would then allow questioning the relevance of the current envelopes and the choice of the old counting polygons, hence possibly avoiding a site selection bias (Fournier et al, 2019) in the future.

Our entire study is based on data from “exhaustive” past counts, which likely under-sample waterfowl numbers due to imperfect detection (Jachmann, 2002; Rodgers et al, 2005). It is therefore very probable that the first results by distance sampling would provide higher numbers than those obtained so far, which should not be interpreted as an overestimation of the new technique, but only as a closer representation of reality. If the decision is made to switch to distance sampling, it will be important to go through a phase of overlap between the two methods. The transition from traditional to new distance sampling survey methods requires careful consideration, particularly in terms of maintaining the relevance of historical data that have been collected. It will require an understanding of how distance sampling count data compare with those from traditional counting methods. By carrying out both methods simultaneously, it will be possible to determine a correction factor (Caughley and Grice, 1982) to be applied to the values of past counts, which will allow not to interrupt the long-term time series and continue to work on a more than 50 years dataset. Further, we will have to investigate whether the two count methods return data of comparable magnitude, and propose a method for determining how many times distance sampling counts and total counts would need to be carried out in duplicate to ensure compatibility of the two data sets (e.g. Hogdson et al, 2016).

Conclusion:

We recommend that any manager who wishes to change counting method within long-term surveys go through a preliminary simulation phase, as done here. Without such planning, they risk a potentially waste of monitoring resources on ineffective and inefficient surveys (Reid, 2001), managers remaining ignorant of the true costs of information and the potential efficiency gains afforded by a moderate

increase in technical capacity. In addition, a particularly unfavorable distribution of birds during the first years of the counts could lead decision-makers to question the method for wrong reasons. The simulation approach used here has the advantage that Monte Carlo replicates can be run with 1,000 simulations of point distribution providing robust results (Buckland and al, 2001).

Distance sampling mainly aim at a strict waterfowl abundance objective and about the other aspects mentioned above (phenological and spatial) total counts still the best survey option. Managers must decide which questions they want to answer, and what budget they are ready to invest. One fact is clear: if the goal seems to be the obtention of precise abundance values with a measure of error to quantify changes in population size, only distance sampling could provide the necessary precision to achieve this.

Bibliography:

Akaike, H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle,[w:] proceedings of the 2nd international symposium on information, bn petrow, f. *Czaki, Akademiai Kiado, Budapest*.

Alison, R. M. (1978). The Earliest Records of Waterfowl Hunting. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, *6*(4), 196-199.

Alldredge, J. R., & Gates, C. E. (1985). Line Transect Estimators for Left-Truncated Distributions. *Biometrics*, *41*(1), 273-280.

Allouche, L., Dervieux, A., & Tamisier, A. (1990). Distribution et habitat nocturnes comparés des chipeaux et des foulques hivernant en Camargue. *Revue d'écologie*.

Allouche, L., & Tamisier, A. (1989). Activités diurnes du Canard Chipeau pendant son hivernage en Camargue. Relations avec les variables environnementales et sociales. *Revue d'écologie*.

Anderson, D. R. (2001). The Need to Get the Basics Right in Wildlife Field Studies. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, *29*(4), 1294-1297.

Anderson, D. R., Burnham, K. P., & White, G. C. (1998). Comparison of Akaike information criterion and consistent Akaike information criterion for model selection and statistical inference from capture-recapture studies. *Journal of Applied Statistics*, *25*(2), 263-282.

Brochet, A.-L., Mouronval, J.-B., Aubry, P., Gauthier-Clerc, M., Green, A. J., Fritz, H., & Guillemain, M. (2012). Diet and Feeding Habitats of Camargue Dabbling Ducks : What Has Changed Since the 1960s? *Waterbirds*, *35*(4), 555-576.

Buckland, S. T. 183326, Anderson, D. R. 183327, Burnham, K. P. 183328, Laake, J. L. 183329, Borchers, D. L. 183330, & Thomas, L. 183331. (2001). *Introduction to distance sampling : Estimating abundance of biological populations*. Oxford (United Kingdom) Oxford Univ. Press.

Buckland, S. T., & York, A. E. (2018). Abundance Estimation. In B. Würsig, J. G. M. Thewissen, & K. M. Kovacs (Éds.), *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)* (p. 1-6). Academic Press.

Carenton, N., Defos du Rau, P., Ducros, D., Mondain-Monval, J.-Y, Suet, M., Deschamps, C. (2021) *Assessing the sustainability of avian harvesting: the case of waterbird communities on Lake Fitri (Chad),* Unpublished manuscript

Caughley, G. (1974). Bias in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, 921-933.

Caughley, G., & Grice, D. (1982). A Correction Factor for Counting Emus from the Air, and its Application to Counts in Western Australia. *Wildlife Research*, *9*(2), 253-259.

Cimprich, D. A. (2009). Effect of count duration on abundance estimates of Black-capped Vireos. *Journal of Field Ornithology*, *80*(1), 94-100.

Conroy, M. J., & Carroll, J. P. (2009). *Quantitative Conservation of Vertebrates*. Wiley-Blackwell.

Dehorter, O., & Tamisier, A. (1996). Wetland habitat characteristics for waterfowl wintering in Camargue, Southern France : Implications for conservation. *Revue d'écologie*.

DERVIEUX, A., LEBRETON, J.-D., & TAMISIER, A. (1980). Technique et fiabilité des dénombrements aériens de canards et de foulques hivernant en Camargue. *Revue d'écologie*.

Dolbeer, R. A., Belant, J. L., & Bernhardt, G. E. (1997). Aerial photography techniques to estimate populations of laughing gull nests in Jamaica Bay, New York, 1992-1995. *Colonial Waterbirds*, 8-13.

Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H., Sjöberg, K., Gunnarsson, G., Clausen, P., Guillemain, M., Rodrigues, D., & Väänänen, V.-M. (2006). The scientific basis for new and sustainable management of migratory European ducks. *Wildlife Biology*, *12*(2), 121-127.

Fournier, A. M. V., White, E. R., & Heard, S. B. (2019). Site-selection bias and apparent population declines in long-term studies. *Conservation Biology*, *33*(6), 1370-1379.

Frederick, H., Moyer, D., & Plumptre, A. (2010). Aerial procedures manual, version 1.0. *Wildlife Conservation Society*.

Gerrodette, T. (1987). A Power Analysis for Detecting Trends. *Ecology*, *68*(5), 1364-1372.

Gilbert, A. D., Jacques, C. N., Lancaster, J. D., Yetter, A. P., & Hagy, H. M. (2020). Disturbance Caused by Aerial Waterfowl Surveys During the Nonbreeding Season. *The Journal of Wildlife Management*, *84*(6), 1063-1071.

Graham, A., & Bell, R. (1969). Factors Influencing the Countability of Animals. *East African Agricultural and Forestry Journal*, *34*(sup1), 38-43.

Guillemain, M., Vallecillo, D., Grzegorczyk, E., Mouronval, J.-B., Gauthier-Clerc, M., Tamisier, A., & Champagnon, J. (2021). Consequences of shortened hunting seasons by the Birds Directive on late winter teal Anas crecca abundance in France. *Wildlife Biology*, *2021*(3), wlb-00845.

Hodgson, J. C., Baylis, S. M., Mott, R., Herrod, A., & Clarke, R. H. (2016). Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. *Scientific Reports*, *6*(1), 1-7.

Jachmann, H. (2002). Comparison of aerial counts with ground counts for large African herbivores. *Journal of Applied Ecology*, *39*(5), 841-852.

Jr, J. A. R., Kubilis, P. S., & Nesbitt, S. A. (2005). Accuracy of Aerial Surveys of Waterbird Colonies. *Waterbirds*, *28*(2), 230-237.

Keller, V., & Bollmann, K. (2004). From red lists to species of conservation concern. *Conservation Biology*, *18*(6), 1636-1644.

Khaemba, W. M. (2000). *Development and application of spatial and temporal statistical methods for unbiased wildlife sampling*.

Kingsford, R. T. (1999). Aerial survey of waterbirds on wetlands as a measure of river and floodplain health. *Freshwater Biology*, *41*(2), 425-438.

Kingsford, R. T., & Porter, J. L. (1993). Waterbirds of Lake Eyre, Australia. *Biological Conservation*, *65*(2), 141-151.

Kingsford, R. T., Porter, J. L., Brandis, K. J., & Ryall, S. (2020). Aerial surveys of waterbirds in Australia. *Scientific data*, *7*(1), 1-6.

Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (Numéro 574.5072 K7).

Lack, D. (1954). The natural regulation of animal numbers. *The Natural Regulation of Animal Numbers.*

Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2009). Adaptive monitoring : A new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in ecology & evolution*, *24*(9), 482-486.

Link, W. A., & Hatfield, J. S. (1990). Power Calculations and Model Selection for Trend Analysis : A Comment. *Ecology*, *71*(3), 1217-1220.

Lyons, J. E., Runge, M. C., Laskowski, H. P., & Kendall, W. L. (2008). Monitoring in the context of structured decision-making and adaptive management. *The Journal of Wildlife Management*, *72*(8), 1683-1692.

Madsen, J., Guillemain, M., Nagy, S., Defos du Rau, P., Mondain-Monval, J.-Y., Griffin, C., Williams, J. H., Bunnefeld, N., Czajkowski, A., Hearn, R., Grauer, A., Alhainen, M., Middleton, A., & Johnson, F. A. (2015). Towards

sustainable management of huntable migratory waterbirds in Europe. In *Towards sustainable management of huntable migratory waterbirds in Europe* (p. 143) [Other Government Series]. Wetlands International.

Marques, T. A. (2016). A comment on Horcajada-Sánchez and Barja (2015) : A cautionary tale about left truncation and density gradients in distance sampling. *Annales Zoologici Fennici*, *53*(1/2), 52-54.

Marques, T. A., Andersen, M., Christensen-Dalsgaard, S., Belikov, S., Boltunov, A., Wiig, Ø., Buckland, S. T., & Aars, J. (2006). The Use of Global Positioning Systems to Record Distances in a Helicopter Line-Transect Survey. *Wildlife Society Bulletin*, *34*(3), 759-763.

Marques, T. A., Thomas, L., Fancy, S. G., & Buckland, S. T. (2007). Improving Estimates of Bird Density Using Multiple-Covariate Distance Sampling. *The Auk*, *124*(4), 1229-1243.

Marsden, S. J. (1999). Estimation of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. *Ibis*, *141*(3), 327-390.

Mathevet, R., & Tamisier, A. (2002). Creation of a nature reserve, its effects on hunting management and waterfowl distribution in the Camargue (southern France). *Biodiversity & Conservation*, *11*(3), 509-519.

Menkhorst, P., Stamation, K., & Brown, G. (2019). Victorian Summer Waterbird Count 2019. *Unpublished report to Regulatory Strategy and Design Branch, Department of Environment, Land, Water and Planning, Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Heidelberg*.

Miller, D. L., Rexstad, E., Thomas, L., Marshall, L., & Laake, J. L. (2019). Distance sampling in R. *Journal of Statistical Software*.

Mooney, C. Z. (1997a). *Monte carlo simulation* (Numéro 116). Sage.

Mooney, C. Z. (1997b). *Monte Carlo Simulation*. SAGE.

Morrison, M. L., Block, W. M., Strickland, M. D., Collier, B. A., & Peterson, M. J. (2008). *Wildlife Study Design*. Springer Science & Business Media.

Mouronval, J.-B. (2014). *Guide de détermination de l'âge et du sexe des canards*. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.

Mundkur, T., Langendoen, T., & Watkins, D. (2017). The Asian Waterbird Census 2008–2015-results of coordinated counts in Asia and Australasia. *Wetlands International, Ede, 144pp*.

Nichols, J. D., & Hines, J. E. (2002). Approaches for the direct estimation of u, and demographic contributions to u, using capture-recapture data. *Journal of Applied Statistics*, *29*(1-4), 539-568.

Nichols, J. D., Hines, J. E., Sauer, J. R., Fallon, F. W., Fallon, J. E., & Heglund, P. J. (2000). A Double-Observer Approach for Estimating Detection Probability and Abundance From Point Counts. *The Auk*, *117*(2), 393-408.

Norvell, R. E., Howe, F. P., & Parrish, J. R. (2003). A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *The Auk*, *120*(4), 1013-1028.

Ottichilo, W. K., de Leeuw, J., & Prins, H. H. (2001). Population trends of resident wildebeest [Connochaetes taurinus hecki (Neumann)] and factors influencing them in the Masai Mara ecosystem, Kenya. *Biological conservation*, *97*(3), 271-282.

Ottichilo, W. K., & Khaemba, W. M. (2001). Validation of observer and aircraft calibration for aerial surveys of animals. *African Journal of Ecology*, *39*(1), 45-50.

Pearse, A. T., Gerard, P. D., Dinsmore, S. J., Kaminski, R. M., & Reinecke, K. J. (2008). Estimation and Correction of Visibility Bias in Aerial Surveys of Wintering Ducks. *The Journal of Wildlife Management*, *72*(3), 808-813.

Pérez-Arteaga, A., Jackson, S., Carrera, E., & Gaston, K. (2005). *Priority sites for wildfowl conservation in Mexico*. *8*(1), 41-50.

Pollock, K. H., & Kendall, W. L. (1987). Visibility bias in aerial surveys : A review of estimation procedures. *The Journal of Wildlife Management*, 502-510.

Prenzlow, D. M., & Lovvorn, J. R. (1996). Evaluation of Visibility Correction Factors for Waterfowl Surveys in Wyoming. *The Journal of Wildlife Management*, *60*(2), 286-297.

Reid, L. M. (2001). THE EPIDEMIOLOGY OF MONITORING 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *37*(4), 815-820.

Reinecke, K. J., Brown, M. W., & Nassar, J. R. (1992). Evaluation of Aerial Transects for Counting Wintering Mallards. *The Journal of Wildlife Management*, *56*(3), 515-525

Rodgers Jr, J. A., Kubilis, P. S., & Nesbitt, S. A. (2005). Accuracy of aerial surveys of waterbird colonies. *Waterbirds*, *28*(2), 230-237.

Royle, J. A., & Nichols, J. D. (2003). Estimating Abundance from Repeated Presence–Absence Data or Point Counts. *Ecology*, *84*(3), 777-790.

Schmaltz, L., Quaintenne, G., & Couzi, L. (2020). Comptage des Oiseaux d'eau à la mi-janvier en France. Résultats 2020 du comptage Wetlands International. *LPO BirdLife France-Service Connaissance, Wetlands International, Ministère de la Transition écologique et solidaire. Rochefort.*, 101.

Shirkey, B. T., Luukkonen, D. R., & Winterstein, S. R. (2014). Application of distance sampling techniques for diving ducks on Lake St. Clair and western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, *40*(2), 274-280.

Silverman, E. D., Saalfeld, D. T., Leirness, J. B., & Koneff, M. D. (2013). Wintering Sea Duck Distribution Along the Atlantic Coast of the United States. *Journal of Fish and Wildlife Management*, *4*(1), 178-198.

Soulliere, G. J., Loges, B. W., Dunton, E. M., Luukkonen, D. R., Eichholz, M. W., & Koch, M. E. (2013). Monitoring Waterfowl in the Midwest during the Non-breeding Period : Challenges, Priorities, and Recommendations. *Journal of Fish and Wildlife Management*, *4*(2), 395-405.

Strobel, B. N., & Butler, M. J. (2014). Monitoring whooping crane abundance using aerial surveys : Influences on detectability. *Wildlife Society Bulletin*, *38*(1), 188-195.

Tamisier, A., & Dehorter, O. (1999). *Camargue, canards et foulques : Fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hiver*. Centre ornithologique du Gard.

The IUCN Red List of Threatened Species. (s. d.). IUCN Red List of Threatened Species.

Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, T. A., & Burnham, K. P. (2010). Distance software : Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, *47*(1), 5-14.

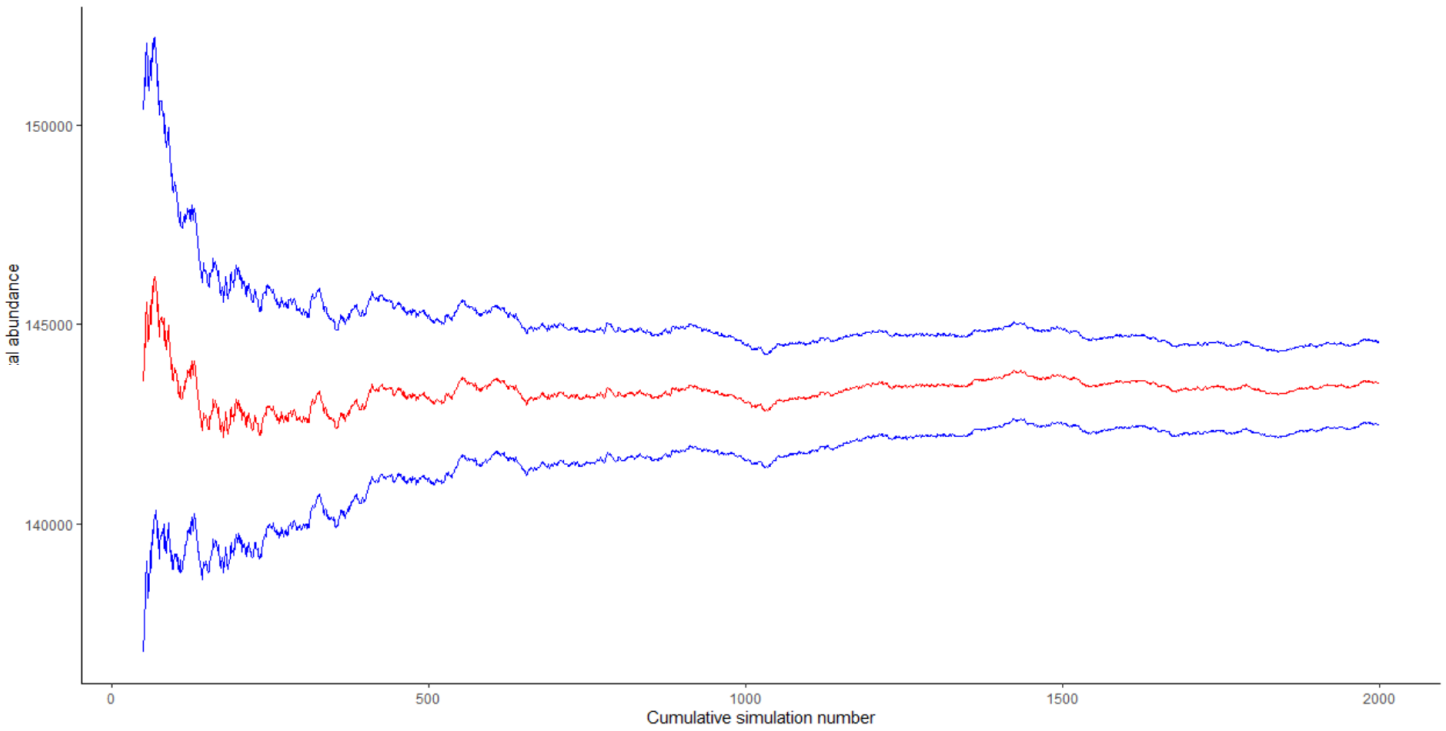
Vallecillo, D., Gauthier-Clerc, M., Guillemain, M., Vittecoq, M., Vandewalle, P., Roche, B., & Champagnon, J. (2021). Reliability of animal counts and implications for the interpretation of trends. *Ecology and Evolution*, *11*(5), 2249-2260.

Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., & Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, *16*(8), 446-453.

Appendix:

Appendix 1 : Detection function selected for the distance sampling analysis. We test 50 points pattern simulations for each of the five transect effort intensities (n=250).

Detection function parameters			Selected as best model	
Key function	Adjustement	Order	Selection number(n=250)	Percentage
Half normal	**Cosinus**	**0**	**10**	**4%**
Half normal	Cosinus	2	0	0%
Half normal	Hermite	0	0	0%
Half normal	Hermite	2	0	0%
Half normal	Polynomial	0	0	0%
Half normal	Polynomial	2	0	0%
Half normal	**Covariate logsize**	**-**	**145**	**58%**
Hazard rate	Cosinus	0	0	0%
Hazard rate	Cosinus	2	0	0%
Hazard rate	Hermite	0	0	0%
Hazard rate	Hermite	2	0	0%
Hazard rate	Polynomial	0	0	0%
Hazard rate	Polynomial	2	0	0%
Hazard rate	**Covariate logsize**	**-**	**92**	**37%**
Uniform	Cosinus	2	0	0%
Uniform	**Hermite**	**2**	**3**	**1%**
Uniform	Polynomial	2	0	0%



Appendix 2: Results of the Monte Carlo simulation process. Red line represents the mean of total abundances simulated, blue lines the 95% interval of total abundances simulated.