Bastien BLANC

Université de Rennes 1

Master 1 : Ecologie Fonctionnelle, Comportementale et évolutive

Promotion 2016 – 2017

Estimation de taille de population : un enjeu pour la conservation des espèces menacées

Le cas de *Limosa limosa limosa* en Marais breton vendéen

Structure d'accueil : Ligue de Protection des Oiseaux de Vendée, antenne Marais breton

Maître de stage : Perrine Dulac

Référant universitaire : Sébastien Dugravot

Durée du stage : du 3 avril au 30 juin 2017

Soutenance : Le 15 juin 2017

REMERCIEMENTS

Je remercie le président de la LPO Vendée pour son accueil. Je remercie ma maître de stage Perrine Dulac et mon maître de stage « bis » Fred Robin pour leur accueil et les enseignements qu'ils m'ont apportés. Je tiens ensuite à remercier ma famille et plus particulièrement ma mère Brigitte, ma sœur Julie et mon frère Thomas pour leur soutien, corrections et tous les impacts positifs et constructifs qu'ils m'apportent. Un très grand merci aussi à Claire qui m'a soutenu et aidé à me détendre dans les moments difficiles. De plus, je n'oublie pas Jean-Guy pour l'aide lors des actions de baguage. Pour leur accompagnement lors des phases de terrain, je remercie Pauline et André. Enfin, je tiens à remercier la nature pour sa beauté et les poussins de barges qu'elle produit.

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS
INTRODUCTION 1
METHODES 2
Modèle biologique 2
Site d'étude 3
Estimation de la population par comptage annuel « classique » 3
Proportion d'oiseaux portant des bagues 4
Estimation de taille de la population 5
Dans l'ensemble de la zone d'étude, à partir des effectifs bagués et du taux de survie apparent annuel 5
Sectorisation 6
Détail par secteur 7
Analyses statistiques 7
RESULTATS 7
Estimation de la population par comptage annuel « classique » 7
Estimation de la taille de population 8
Dans l'ensemble de la zone d'étude, à partir des effectifs bagués et du taux de survie apparent annuel 8
Sectorisation 9
Estimation de la population par secteur 10
DISCUSSION 11
Estimation de la taille de population 11
Les méthodes utilisées : intérêts et biais 12
Perspectives d'amélioration 14
CONCLUSION 15
BIBLIOGRAPHIE
RESUME
ABSTRACT

SOMMAIRE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude. 4

Figure 2a) : Intensité de la pression de baguage (toutes années confondues) et localisation des individus porteurs de bagues en 2017 6

Figure 2b) : Localisation des secteurs. 6

Figure 2c) : Intensité des observations de reproducteurs et bandes d'observation. 6

Figure 3 : Synthèse du comptage « classique » 8

Figure 4 : Estimation du nombre d'individus avec la méthode d'estimation globale.. 9

Figure 5 : Proportion d'oiseaux portant des bagues selon les secteurs (période du 10 au 29 avril) 10

Tableau 1 : Synthèse des estimations du nombre d'individus présents dans la zone d'étude obtenues par la méthode du comptage, de la proportion globale et des secteurs. 11

LEXIQUE

[1] étier : émissaire principal du réseau hydraulique, se jetant directement dans la mer.

INTRODUCTION

Il est souvent difficile d'estimer la taille des populations d'espèces en danger. D'un point de vue éthique il faut que l'information acquise ne soit pas préjudiciable à la population de l'espèce suivie vis-à-vis du dérangement occasionné (Rolston, 1985). Toutefois, les suivis et l'estimation de la taille des populations sont fondamentaux pour identifier le statut des espèces et pouvoir adapter les mesures de conservation (O'Kane *et al.*, 2014).

De nombreuses techniques d'estimation des populations sont utilisées. Certaines sont non-intrusives, comme l'utilisation de photographies aériennes (classiques ou thermiques) obtenues par drone (Speckman, 2010 ; Goebel *et al.*, 2015), permettant d'estimer en zones polaires le nombre d'individus sur les colonies de morses (*Odobenus rosmarus*), de léoparde des mers (*Hydrurga leptonyx*) ou encore de manchot à jugulaire (*Pygoscelis antarcticus*). L'estimation par individualisation à l'aide de pièges photographiques ou de données ADN permet également de minimiser le dérangement comme pour le Léopard des neiges, *Panthera uncia* (Jackson *et al.*, 2006), ou le Grizzly, *Ursus arctos horribilis* (Boulanger *et al.*, 2004). Des méthodes plus intrusives sont également utilisées comme la pose de balises satellites (Heide-Jørgense *et al.*, 2003 ; Doherty, 2017) ou le suivi d'individus par observation de terrain grâce à des programmes de capture (de l'individu)-marquage-recapture (Besbeas *et al.*, 2003) comme c'est le cas pour de nombreuses espèces d'oiseaux (Dehorter & CRBPO, 2017).

La Barge à queue noire (*Limosa limosa*, Linné 1758) est un oiseau limicole, dont la sous-espèce nominale *L. l. limosa* est en fort déclin dans l'ensemble de son aire de répartition (Gill *et al.*, 2007 ; Kentie *et al.*, 2017). L'intensification des pratiques agricoles, notamment les fauches de plus en plus précoces, le drainage et la fertilisation des prairies, est le principal facteur supposé de son déclin dans les zones de reproduction (Wiggers *et al.*, 2016). Ainsi, la Barge à queue noire a été classée, selon la liste rouge de l'UICN (2016), espèce "quasi-menacée" au niveau mondial et "vulnérable" au niveau national. Deux sous-espèces se rencontrent en France. La sous-espèce *L. l. islandica*, nicheuse en Islande, est présente en halte migratoire et en hivernage (Robin *et al.*, 2017). La sous-espèce nominale, *L. l. limosa*, est nicheuse en Europe continentale de la Scandinavie à la France, qui constitue sa limite de reproduction méridionale (Caupenne *et al.*, 2015). Le nombre de couples en France a été estimé en 2015 à 140-170 (Robin *et al.*, 2016b). Le Marais breton vendéen, avec 95-105 couples estimés (61,4% de la part nationale), est la zone principale de nidification de l'espèce en France (Robin *et al.*, 2016b). De plus, la population du Marais breton est la seule en France, voire en Europe, à présenter des effectifs à la hausse (Robin *et al.*, 2016a).

Depuis 2004, l'estimation du nombre de couples nicheurs de *L. limosa limosa* en Marais breton vendéen s'effectue annuellement lors d'une journée de comptage concertée fin avril (Robin *et al.*, 2012). Lors de cette journée sur le terrain, plusieurs groupes d'observateurs marchent à travers les prairies pour compter et géolocaliser les couples cantonnés (oiseaux territoriaux, éventuellement nids…). Un programme de marquage coloré, débuté en 2012, a permis d'individualiser 156 barges (Robin *et al.*,2016a). Après maintenant plus de cinq années de baguage en Marais breton, les proportions d'oiseaux observés portant des bagues sont faibles au regard du nombre total d'oiseaux bagués et des estimations de population des années précédentes. Cette sous-représentation des oiseaux bagués indiquerait donc une sous-estimation de la population reproductrice en Marais breton.

Selon Bear *et al.* (1989), l'utilisation de données de capture-recapture pour estimer des tailles de populations, comparée aux comptages « classiques », est plus fiable. Ainsi, pendant la saison de reproduction 2017, une pression d'observation plus importante a été mise en place sur le terrain pour suivre la proportion d'oiseaux bagués, aussi bien au sein des groupes d'oiseaux que pour les individus cantonnés. Une fois ces proportions établies et rapportées au nombre d'oiseaux bagués théoriquement présents, les résultats ont pu être comparés à ceux de la journée de comptage annuel. Les résultats et les méthodes seront discutés à la lumière de la faisabilité et de la réalité du terrain. Cette étude vise ainsi à proposer une nouvelle méthode d'estimation de la population de *L. l. limosa* nicheuse en Marais breton, se voulant plus précise, facile de mise en œuvre et réplicable.

METHODES

Modèle biologique

La Barge à queue noire *L. limosa limosa* est une espèce migratrice. Elle se reproduit principalement en milieux ouverts dans des prairies naturelles mésophiles ou hygrophiles, pâturées ou fauchées (Caupenne *et al.*, 2015). A cette occasion elle peut former de petites colonies lâches. L'installation des couples nicheurs s'effectue en France à partir de fin mars. Ils reviennent en grande majorité sur leur site de nidification de l'année précédente, avant éventuellement d'en changer (van den Brink *et al.*, 2008). Cette fidélité est de l'ordre de la parcelle (Kentie, 2015). Avant l'appariement, les mâles effectuent des vols nuptiaux et émettent des cris caractéristiques. Lors de la phase de couvaison, les couples deviennent relativement discrets. Enfin, après l'éclosion les couples manifestent une forte agressivité envers les intrus potentiels et se positionnent en hauteur pour surveiller les alentours (Phelippon, 2015).

Site d'étude

Premier site de reproduction de l'espèce en France, le Marais breton est situé dans le Centre-Ouest de la France (Vendée, France, 46°53'17''N ; 2°04'36''O). Il s'étend sur environ 45 000 ha (Conservatoire du Littoral, 2015). La population nicheuse de Barge à queue noire *L. l. limosa* y est localisée, plus précisément, entre Beauvoir-sur-Mer, La Barre-de Monts et Notre-Dame-de-Monts (plus de 4 000 ha), dans un secteur de marais saumâtre (Feunteun *et al.*, 1999). Seul un noyau de moins de dix couples est localisé plus au sud-est, sur la commune du Perrier, et ne sera pas considéré dans la zone d'étude (Figure 1). Celle-ci est majoritairement constituée de prairies de fauche ou de pâture et de bassins d'eau douce ou salée plus ou moins profonds (Phelippon, 2015). Le parcellaire se présente sous forme de petits îlots (0,66 ha ±0,85 ha en moyenne) et de bassins séparés par un important linéaire de fossés. Le paysage est ouvert mais ponctué de petites habitations ou de fermes comportant souvent des ceintures de végétation (type cyprès) et les routes, majoritairement secondaires ou tertiaires, sont parfois bordées d'alignements de tamaris.

Estimation de la population par comptage annuel « classique »

Le comptage a été effectué le 29 avril 2017. Le choix de la fin avril a permis de limiter la présence d'individus migrateurs (déjà partis), d'avoir un maximum de couples cantonnés mais pas encore trop d'individus erratiques (avec des poussins ou en échec). Le comptage a été réalisé par plusieurs groupes d'observateurs. Le long de la journée, du nord au sud, la majeure partie de la zone d'étude a été parcourue à pied, en passant à travers les prairies et fossés. Les comptages se sont fait par îlots de parcelles, et les secteurs à la marge du noyau de population ont été prospectés la veille ou le lendemain. Les couples cantonnés ont été localisés (oiseaux territoriaux, éventuellement nids…). Un effectif minimum et un maximum a été produit lors de la synthèse du comptage. Cet effectif tient aussi compte de la connaissance qu'ont les observateurs du secteur (ils sont en capacité, en fonction des prospections effectuées aux alentours des dates du comptage, de compléter les données manquantes).

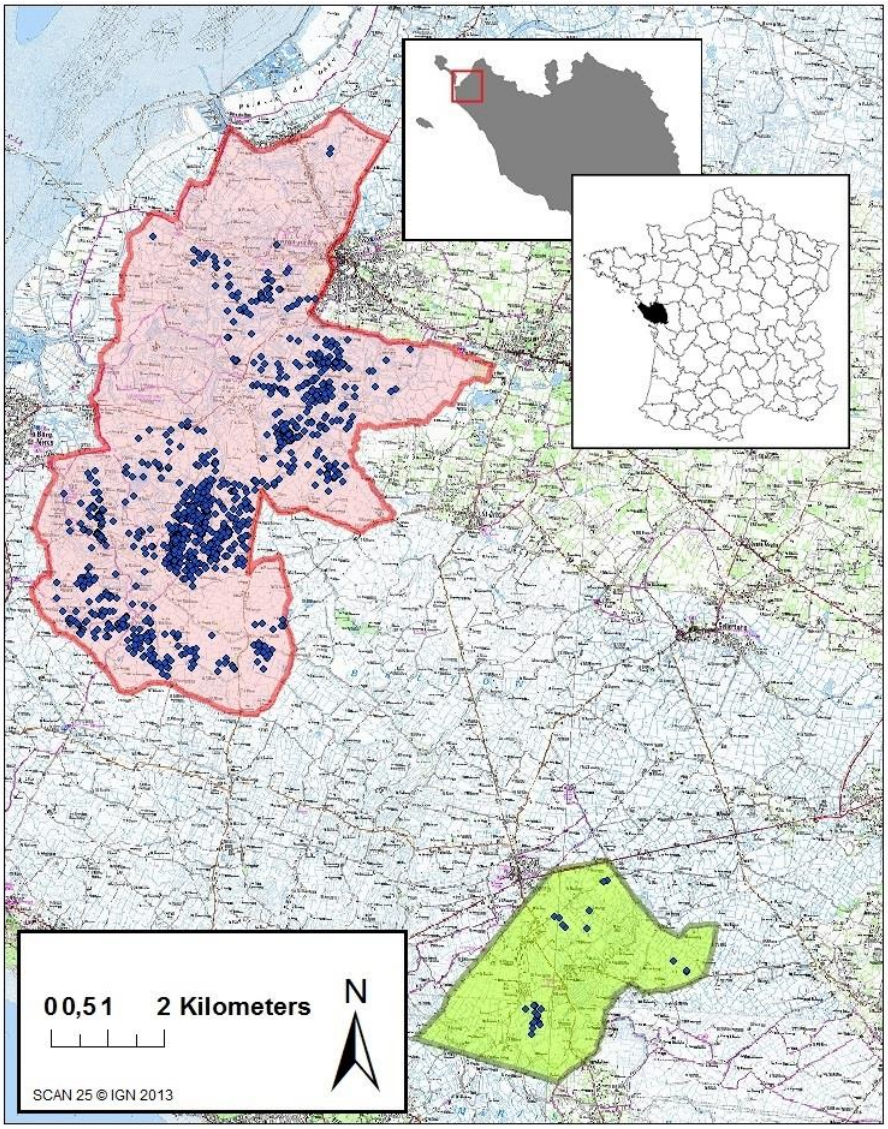


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude. Les points bleus représentent la localisation des couples, toutes années comprises entre 2000 et 2016. En rouge la zone d'étude et en vert la zone du Perrier.

Proportion d'oiseaux portant des bagues

Deux fois par semaine, entre mars et mai, l'ensemble de la zone a été prospectée en voiture. Lors de ces suivis, ont été relevés à l'aide d'une paire de jumelle et d'une longue vue, la taille des groupes, le nombre d'individus dont les pattes étaient visibles et le nombre d'oiseaux portant des bagues. Les groupes de plus de 8 individus avec parfois des oiseaux en plumage d'hiver, considérés comme non reproducteurs, ont été exclus de l'analyse (sauf exception, par exemple parcelles occupées par plus de 4 couples).

Une proportion *p* d'oiseaux portant des bagues, pour d'une part chacune des trois semaines et d'autre part l'ensemble de la période (les trois semaines précédant le comptage du 29 avril), cela sur l'ensemble de la zone puis par secteur (*c.f.* ci-dessous), a été calculée par la formule suivante :

$$p = \frac{B}{Obs}$$

Avec *B* le nombre d'oiseaux observés portant des bagues et *Obs* le nombre d'oiseaux dont les pattes sont visibles. Les effectifs *B* et *Obs* correspondant à la somme de toutes les observations.

Le postulat d'une population fermée a été émis. Il a également été considéré que la probabilité de détecter un individu marqué était égale à la probabilité de détecter un individu non marqué (Ganter & Madsen, 2001).

Estimation de la taille de la population

Deux méthodes d'estimation ont été testées : l'une pour la zone entière et l'autre par secteur d'observation

Dans l'ensemble de la zone d'étude, à partir des effectifs bagués et du taux de survie apparent annuel

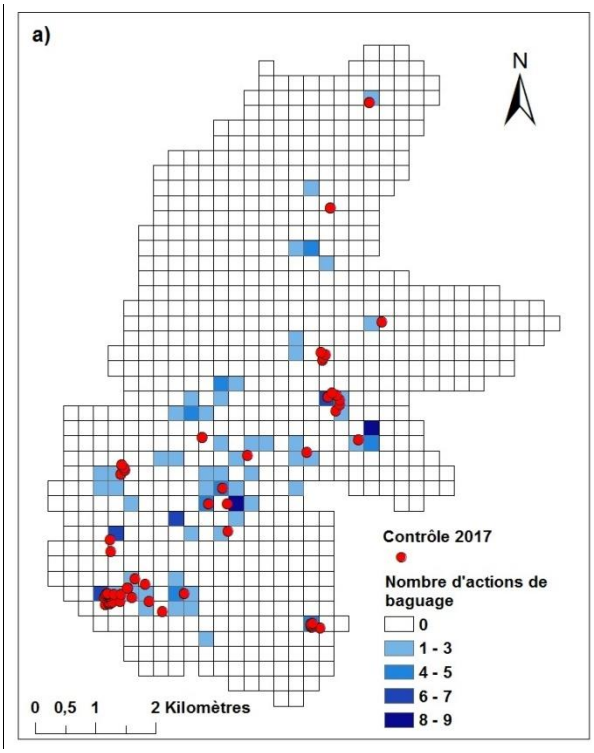
Le nombre d'oiseaux observés au moins une fois depuis le début de saison (mars) et individualisés grâce à leurs bagues couleur est calculé pour la zone entière puis par secteur.

Cet effectif d'oiseaux différents a permis de calculer des taux de survies apparents (sur la zone d'étude uniquement). Kentie *et al.* (2016) ont proposé, en étudiant les histoires de vie, de séparer les taux de survies en deux classes, l'une pour la première année de vie et une autre pour les années suivantes. Le programme utilisé était MARK (White & Burnham, 1999 ; Cooch & White, 2006). Un nombre théorique moyen, minimum et maximum d'individus bagués et encore en vie a ainsi pu être établi.

A partir de ce nombre théorique d'oiseaux portant des bagues et encore en vie (calculé à partir des taux de survie) et de la proportion *p* d'oiseaux portant des bagues observés sur l'ensemble de la zone, une estimation globale a pu être obtenue par la formule suivante:

$$N^{\wedge} = \frac{B_{théo}}{p}$$

Avec $N^{\wedge}$ l'estimation de la population, $B_{théo}$ le nombre théorique d'oiseaux portant des bagues et *p* la proportion d'oiseaux observés portant des bagues.



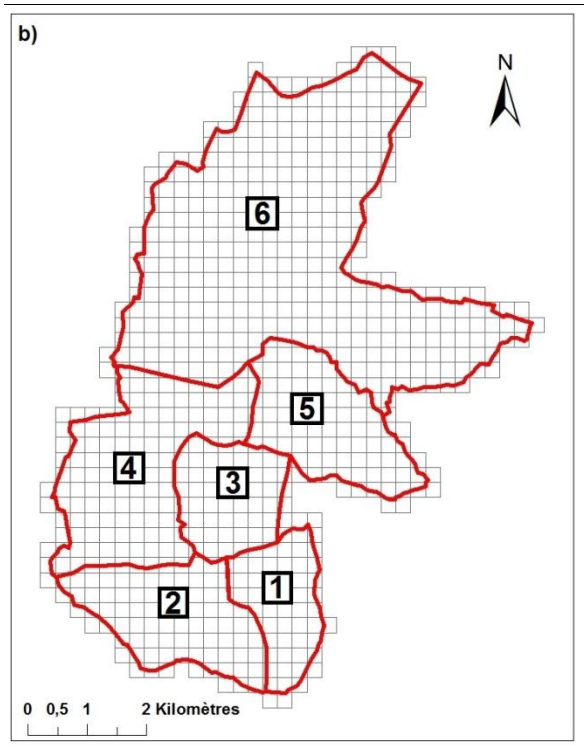
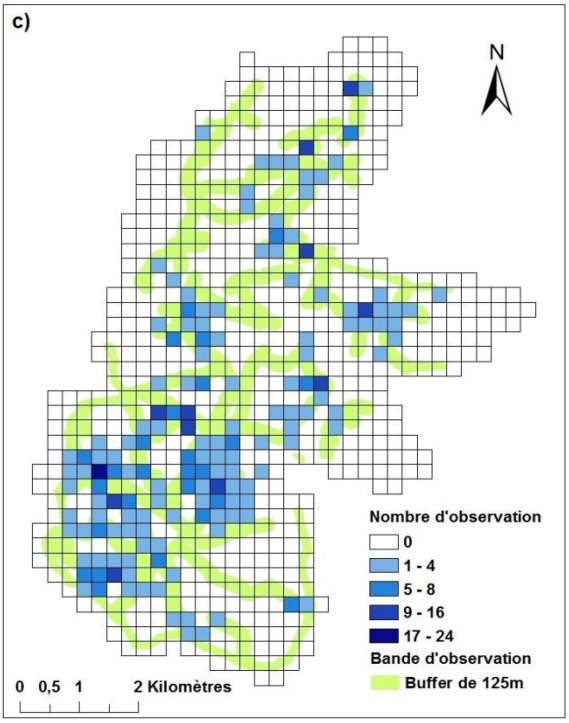


Figure 2 : a) Intensité de la pression de baguage (toutes années confondues) et localisation des individus porteurs de bagues en 2017. b) Localisation des secteurs. c) Intensité des observations de reproducteurs et bandes d'observation (125m autours des itinéraires prospectés).



Sectorisation

Le découpage de la zone en secteurs a pris en considération la répartition hétérogène des observations des oiseaux portant des bagues observés lors de l'année de comptage et la pression de baguage toutes années confondues (Figure 2a et 2b). De plus, les secteurs ont été construits en respectant la règle suivante : éviter les effectifs nuls d'oiseaux bagués.

Détail par secteur

La population a été considérée comme fermée entre chaque secteur. Le nombre d'oiseaux bagués différents (identifié par leurs bagues couleur) observés dans un secteur a été considéré comme étant égal au nombre réel d'individus bagués présents dans ce secteur (*i.e.* nous avons considéré que tous les oiseaux bagués réellement présents dans un secteur avaient tous été vus au moins une fois dans la saison).

Le calcul permettant l'estimation de la population par secteur était le suivant :

$$N\hat{}s_i = \frac{B_{ui}}{ps_i}$$

Avec $N\hat{}s_i$ l'estimation par secteur, B_{ui} le nombre de bagués différents dans le secteur et ps_i la proportion d'oiseaux observés bagués dans le secteur lors de la période d'étude.

Cependant, dans certain secteurs l'estimation a donné des effectifs aberrants (plusieurs centaines d'oiseaux) car les données étaient trop peu nombreuses, rendant la marge d'erreur très importante. Une autre technique d'estimation leur a été appliquée : le pourcentage de sur ou sous-estimation entre le comptage et la méthode présentée ci-dessus, obtenu dans les secteurs où l'estimation semblait correcte, a été appliqué au nombre d'individus estimés par le comptage.

L'estimation globale de la population nicheuse pour la saison 2017 a ensuite été obtenue en sommant les effectifs de chaque secteur.

Analyses statistiques

Grâce à l'aide d'un modèle linéaire généralisé, utilisant la loi binomiale, les effets « secteur » et « semaine » ont été testé conjointement pour les calculs de proportions. Seul l'effet secteur était significatif, aussi les proportions p et ps_i ont été recalculées pour ne prendre en compte que l'effet secteur. Des tests de comparaison deux à deux de type pairwise pour la variable explicative « secteur » ont été ensuite réalisés.

Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R-studio (R Core Team 2016). Les cartographies ont été réalisées grâce au logiciel ArcGIS (10.3.1, © ESRI).

RESULTATS

Estimation de la population par comptage annuel « classique »

Lors du comptage annuel la population a été estimée entre 92 et 115 couples (Figure 3). Ce qui correspond à un minima de 184 à 230 individus présents dans la zone.

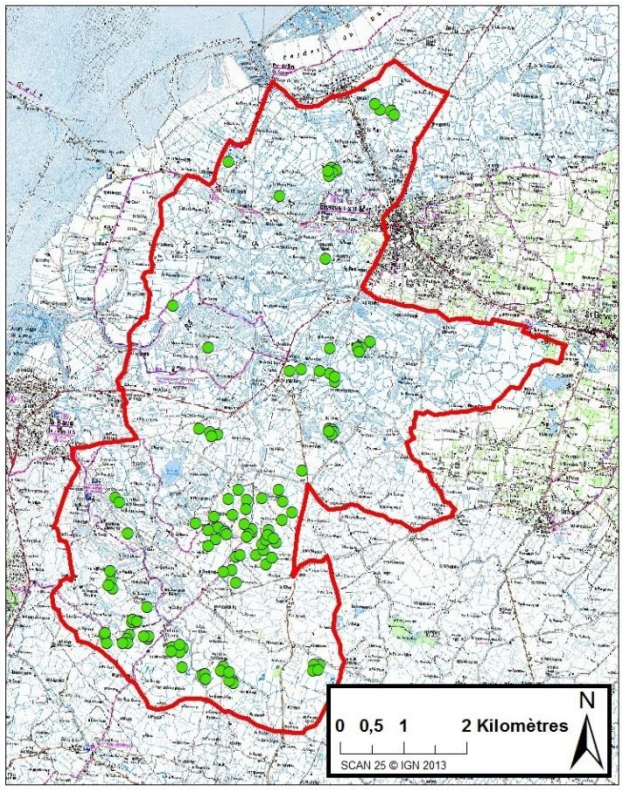


Figure 3 : Synthèse du comptage « classique » avec en vert les couples observés (n=115 couples).et en rouge la zone d'étude

Estimation de la taille de population

Dans l'ensemble de la zone d'étude, à partir des effectifs bagués et du taux de survie apparent annuel

Le taux de survie pour la première année de vie était de 0.61 (erreur standard = 0.095) et pour les autres années de 0.85 (erreur standard = 0.084). A partir de ces taux de survie, un nombre moyen théorique d'oiseaux portant des bagues a été calculé : 77 oiseaux sont théoriquement présents, avec un nombre minimal de 36 et un nombre maximal de 119. Cependant, le minimum a été relevé à 47, correspondant au nombre d'oiseaux différents porteurs de bagues réellement observés sur le site lors de la saison de reproduction 2017.

A l'issue des 376 observations de terrain, le nombre d'individus bagués était de 55 individus (*B*) et le nombre de paires de pattes de 646 (*Obs*), la proportion *p* d'oiseaux portant des bagues, sur la zone, était donc de 0.085 (intervalle de confiance à 95% = $IC_{95\%}$ [0.065 ; 0.109]).

A partir des effectifs théoriques d'oiseaux présents et bagués (moyen = 77, minimal observé = 47 et maximal = 119), l'estimation de la population ($\hat{N}$) de *L. l. limosa* était de 904 ($IC_{95\%}$ [704 ; 1189]) individus et comprise entre 552 ($IC_{95\%}$ [429 ; 725]) et 1398 ($IC_{95\%}$ [1087 ; 1837]) individus (Figure 4).

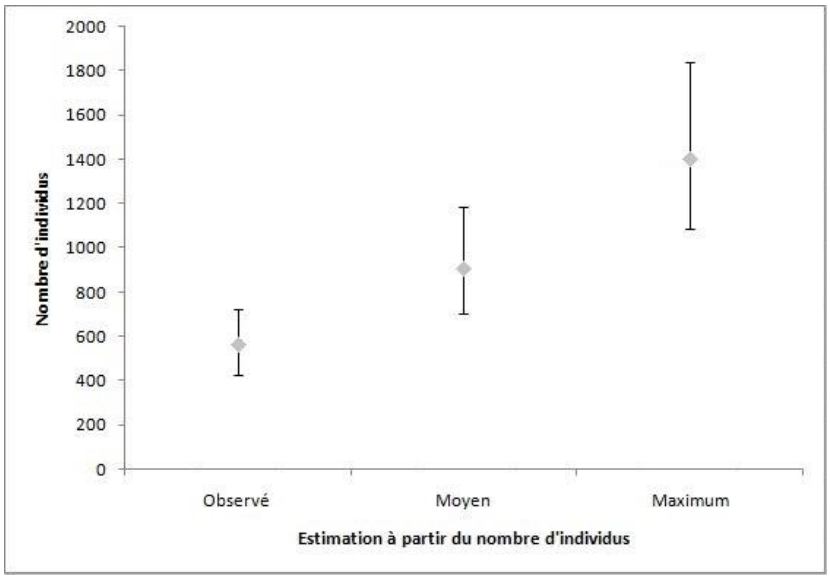


Figure 4 : Estimation du nombre d'individus avec la méthode d'estimation globale. Les barres représentent le nombre d'individus obtenu par l'application des bornes maximales et minimales de l'$IC_{95\%}$ des proportions.

Sectorisation

Lors des prospections bi-hebdomadaires sur les routes et chemins, il a été considéré qu'en moyenne la distance de détectabilité des individus portant des bagues était de 125 mètres (observation de terrain). Cette bande d'observation couvrait un quart de la surface de la zone (Figure 2c). Lors du comptage « classique » et des recherches de nids, des observations ponctuelles en dehors de la bande d'observation ont été réalisées (Figure 2c). La répartition des observations de groupes de moins de 9 individus n'était pas homogène. La pression de baguage et la localisation des observations de 2017, étaient plus forte dans la partie sud de la zone d'étude (Figure 2a). Les zones d'observation 2017 d'oiseaux bagués se superposaient avec celles des actions de baguage (toutes années confondues), ce qui est logique eu égard à la grande fidélité de l'espèce à ses sites de reproduction. Six secteurs ont ainsi été déterminés (Figure 2b).

Le secteur 1 correspondait à une petite population excentrée des autres noyaux et comprenant un grand nombre de bagués et de nombreuses observations. Le secteur 2 était constitué d'une population « continue ». Le cœur de la population se situait dans le secteur 3, avec une pression de baguage et une densité d'individus forte. Le secteur 4 comprenait une petite population d'individus ayant subi une faible pression de baguage (peu d'oiseaux portant des bagues). Le secteur 5 présentait peu d'individus mais a été soumis à une pression de baguage forte. Pour finir le secteur 6, plus vaste que les autres, est séparé des autres par un étier[1]. Comparé aux autres secteurs la pression de baguage, le nombre d'oiseaux et le nombre d'individus portant des bagues étaient plus faibles.

Estimation de la population par secteur

L'analyse par le biais du modèle linéaire généralisé (GLM, loi binomiale, déviance résiduelle = 137, d.d.l. = 271, $R^2 = 0.134$) a montré que les proportions était significativement différentes entre secteurs ($P<0.01$), mais pas entre semaines ($P>0.05$). Les tests de comparaisons deux à deux (pairwise) ont mis en évidence que le secteur 1 (0.55) présentait la plus forte proportion d'oiseaux bagués, suivi du secteur 2 (0.19) puis du secteur 5 (0.17). Les secteurs 3 (0.03), 4 (0.04) et 6 (0.01) ne présentaient pas de différences significatives entre eux (Figure 5).

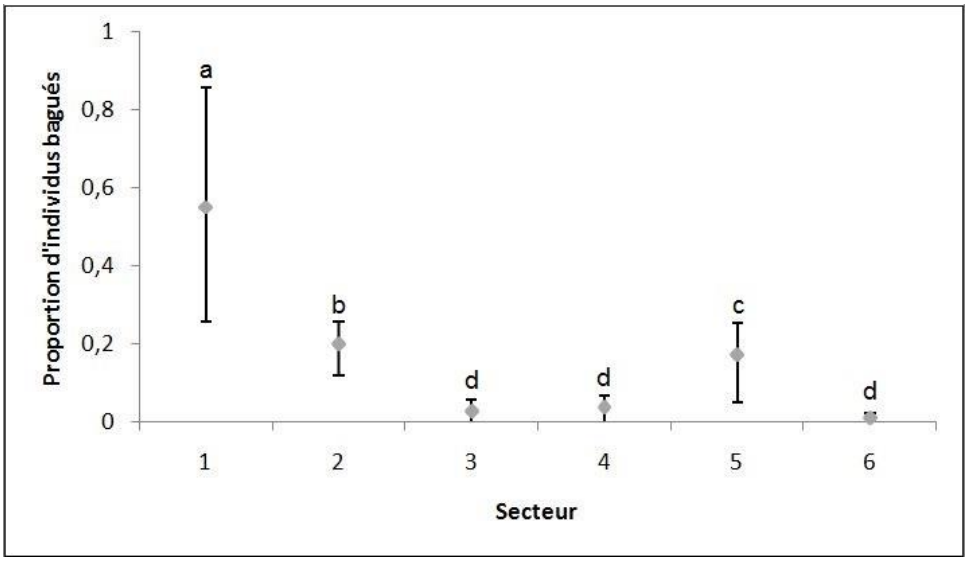


Figure 5 : Proportion d'oiseaux portant des bagues selon les secteurs (période du 10 au 29 avril). Des lettres successives différentes indiquent différentes significativités. Les barres représentent les $IC_{95\%}$. Avec pour le secteur 1 : 6 bagués observés sur toute la période (bg) pour 11 individus observés (n) ; secteur 2 : bg=27, n=139 ; secteur 3 : bg=4, n=114 ; secteur 4 : bg=6 , n= 151 ; secteur 5 : bg=10 , n=59 ; secteur 6 : bg=2, n=172.

L'estimation de la taille de population totale, obtenue par la somme des effectifs des secteurs, était de 965 individus (Tableau 1). Les effectifs trouvés pour le secteur 4 et encore plus pour le secteur 6 semblaient aberrants. L'estimation totale (en excluant les secteurs 4 et 6), était entre 255% et 325 % supérieur à l'estimation obtenue par le comptage. Cependant, l'estimation du comptage est un minimum compte tenu du fait qu'il s'agit d'un comptage des couples et non des individus, et que d'autres individus reproducteurs sont certainement présents sur le site. Par exemple : un individu alarmant autour d'un même point sera considéré comme un couple alors qu'un individu simplement en vol ne sera pas considéré comme reproducteur.

En excluant les secteurs 4 et 6, aux résultats aberrants, il a été calculé le pourcentage de surestimation des autres secteurs. Ce pourcentage a été appliqué au nombre de couples trouvés lors du comptage sur les secteurs 4 et 6 et donne une estimation pour le secteur 4 entre 61-65 individus et pour le secteur 6 entre 128-142 individus. Une nouvelle estimation du nombre d'individus dans la population comprise entre 549 et 577 individus a ainsi été obtenue.

Tableau 1 : Synthèse des estimations du nombre d'individus présents dans la zone d'étude obtenues par la méthode du comptage, de la proportion globale et des secteurs. Les IC sont obtenus par l'application des bornes maximales et minimales de l'$IC_{95\%}$ des proportions. *Cet effectif, obtenu en multipliant le nombre de couples par 2, sous-estime la population compte tenu de la présence de non reproducteurs sur le site.

		Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6	**Total**
Comptage « classique »		8	32-46	74-90	20-24	8-12	40-50	**184-230***
Méthode globale								**552-1398** [429 ; 1837]
Méthode par secteur	Première estimation	17 [11 ; 38]	82 [59 ; 121]	171 [69 ; 622]	176 [83 ; 476]	89 [25 ; 178]	430 [121 ; 3543]	**965** [368 ; 4978]
	Ré-estimation secteur 4 et 6	-	-	-	61-65	-	128-130	**549-555** [374 ; 1201]

DISCUSSION

Estimation de la taille de population

L'estimation de la population de Barge à queue noire par la méthode utilisant les proportions d'oiseaux bagués est largement supérieure à celle obtenue lors du comptage « classique » (surestimation de minimum 255%, maximum 400%). Cependant, le comptage ne prend pas en compte les individus non reproducteurs ce qui est plus litigieux pour la méthode des proportions. De fait, cette méthode aboutit souvent à une surestimation de la population réelle (Ganter & Madsen, 2001). Toutefois, comme l'étude de Hestbeck *et al.* (1989) le montre, cette surestimation est souvent plus faible 6-22%, comparée à celle observée lors de cette étude.

En revanche, la méthode de comptage « classique » engendre vraisemblablement une sous-estimation de la population nicheuse de *L. l. limosa* du fait d'une part de la non prospection de la totalité de la zone et de l'absence pour certains individus de comportements indicateur de reproduction lors des observations (Roodbergen & Klok, 2008). Il est d'ailleurs admis que la méthode par comptage sous-estime la taille réelle de la population (Link *et al.*, 1998 ; Rogers

et al., 2006). Comme le proposent Ganter & Madsen (2001), il est plus juste de considérer que la vraie taille de population se situe entre les estimations produites par le comptage « classique » et par la méthode des proportions. Ainsi le nombre d'individus reproducteurs en Marais breton vendéen se situerait entre 184 et 1389, et plus probablement entre 230 et 549, en gardant à l'esprit que la méthode des proportions fait sûrement une surestimation du fait de la difficulté de séparer reproducteurs et non reproducteurs (voir ci-après).

Les méthodes utilisées : intérêts et biais

Les deux principaux postulats permettant l'estimation de la population sont : une population fermée au niveau de la zone et entre secteurs et des proportions observées correspondant à celle réelle dans la population.

Avoir l'estimation la plus juste de la proportion d'individus porteurs de bagues est indispensable pour que l'estimation de population soit la plus correcte, mais elle est difficile à obtenir (Hestbeck *et al.*, 1989). De faibles écarts de proportions induisent des écarts d'estimations très conséquents (Wetlands International, 2012). Pour que la proportion soit la plus exacte, il faut soit voir tous les individus (exemple de l'étude de Kentie *et al*. (2016) : concentration d'individus non reproducteurs en zone de repos hivernale), soit observer une proportion élevée d'individus bagués (Hestbeck *et al.*, 1989). Pour que cette proportion soit élevée, une pression de baguage forte est indispensable, ce qui est réalisable pour des populations à effectifs relativement faibles, comme c'est le cas dans le sud de notre zone d'étude.

Grâce à la lecture de bagues, il est connu que les reproducteurs sont fidèles à leurs sites de nidification (Groen & Hemerik, 2002) et que les échanges entre populations sont faibles. Ainsi, aucun individu porteur de bagues vu sur le site d'étude, lors de la saison de reproduction, n'a été vu sur un autre site français de reproduction. Cependant, des individus en échec de reproduction, en migration prénuptiale, ou de jeunes oiseaux non reproducteurs peuvent entrer et/ou sortir de la population. Les couples en cours de couvaison, contrairement aux couples en phase de parade (recherche de sites) ou en phase d'élevage de jeunes, ne se déplacent que très peu sur la zone (Kentie, 2015). Additionnellement, les observations de terrain n'ont pas pu porter sur l'ensemble de la zone car certains secteurs sont inaccessibles. En outre la pression de baguage, et donc la proportion d'oiseaux bagués, est plus importante dans les zones accessibles.

La population est proposée dans l'étude comme totalement fermée, les distinctions faites lors des observations (plumage, comportements) et des traitements de données (groupes supérieurs à 8 individus) permettent de s'en rapprocher. Seul un individu bagué a été observé sur deux secteurs différents aux cours de la période d'étude. En dehors de cette période, 9 individus ont été observés sur minimum deux sites différents.

Une pression de baguage hétérogène les années précédentes et une très forte fidélité des individus reproducteurs à leurs sites de reproduction, parfois à la parcelle près (van de Brink *et al.*, 2008), font que les observations d'oiseaux bagués sont localisées autour des zones de baguage. La répartition des individus bagués dans la population est ainsi non aléatoire. Cette répartition non aléatoire induit un biais dans l'estimation de la proportion d'oiseaux portant des bagues dans la population globale (Gunnarsson *et al.*, 2005). Selon Kentie *et al.* (2016), il est difficile d'obtenir cette répartition aléatoire des bagués dans la population, notamment autour des sites de baguage et encore plus sur les sites de reproduction. La répartition hétérogène des individus ne biaise pas les résultats mais diminue la précision et augmente les intervalles d'estimations (Neal *et al.*, 1993). Toujours selon Neal *et al.* (1993) une probabilité de détection différente entre individus (du fait pour cette étude de leur accessibilité) peut biaiser les estimations, notamment dans les petites populations ($n<50$), mais ce biais resterait faible (≈ 8% maximum).

La sectorisation permet de limiter le biais de la répartition non aléatoire des porteurs de bagues. Ainsi, les estimations proposées sont plus fiables pour les secteurs comportant un grand nombre de bagués, avec des proportions de bagués de 0.2 à 0.5, à comparer à la proportion globale sur le site qui est de 0.07. Ainsi, les secteurs comportant peu d'individus bagués ont produit des estimations incohérentes avec les observations de terrain, démontrant que l'utilisation de cette méthode ne peut pas y être appliquée (Seddon *et al.*, 2003).

Le calcul des proportions doit s'effectuer sur une période relativement courte pour minimiser la prise en compte involontaire d'individus non reproducteurs (migrateurs tardifs : *L. l. limosa* ou *islandica*, juvéniles erratiques, individus en échec de reproduction) qui risquent de gonfler les estimations de la taille de la population reproductrice (Gunnarsson *et al.*, 2005). Cependant, la présence d'individus bagués de la sous espèce *L. l. islandica* subissant de forte pression de baguage (Alves *et al.*, 2010) peuvent réduire ce biais. Ces individus sont toutefois généralement en grands groupes à cette époque étant donné le décalage de période de reproduction du fait de la fonte de neiges tardive dans leur zone de nidification (Robin *et al.*, 2017). Les individus de la sous-espèce nominale *L. l. limosa* nichant en Europe du Nord

présentent également un retard dans leur saison de reproduction comparé aux individus nicheurs sur le site (Kentie, 2015). Enfin, moins de 5% des individus âgés de un an reviennent sur leurs sites de naissance sans se reproduire (Robin *et al.*, 2016a). Pour toutes ces raisons, la proportion de non-reproducteurs sur le site ne peut être négligée. Ainsi, il ne faut pas comparer les estimations faites par le comptage et les autres méthodes mais plutôt prendre en compte les deux. Enfin, il est à noter que la saison de reproduction 2017 a été particulière, avec des sites habituellement occupés qui on été désertés sans cause bien définie. En conséquence, un autre facteur qui aurait pu grossir les effectifs théoriques est la présence d'une proportion importante d'individus bagués en début de saison sur un secteur puis leur départ soudain avant la période de couvaison.

Les premiers résultats obtenus par les taux de survie, ou la sectorisation, sont assez similaires. Toutefois, lors de l'estimation par secteur, dans les secteurs comportant de nombreux oiseaux bagués les effectifs théoriques proposés diminuent et s'affinent. L'estimation par les taux de survie est à utiliser lorsque la répartition des individus et des bagués est homogène. La méthode plus fine par secteur peut permettre de prendre en compte cette répartition plus hétérogène mais ne peut pas être utilisée pour des zones comportant peu de bagués.

Perspectives d'amélioration

Pour affiner les résultats de cette étude, il serait nécessaire d'évaluer plus finement la proportion d'individus non reproducteurs sur le site lors de la période d'étude, en étudiant par exemple les sites de haltes de migrations, les effectifs en halte et la période de ces haltes (Robin *et al.*, 2017). Le calcul des probabilités de détection permettrait également de réduire les intervalles d'estimation (Borchers *et al.*, 2015). De plus, pour réduire les biais induits par la répartition non aléatoire des individus bagués, l'étude pourrait se concentrer sur les zones de forte pression de baguage, mais il serait plus difficile d'avoir une estimation globale. La meilleure solution pour obtenir l'estimation la plus juste de la population globale serait d'étendre et d'intensifier la pression de baguage sur l'ensemble de la zone d'étude (Seddon *et al.*, 2003).

D'autres méthodes répétables existent, prenant elles aussi en compte l'impossibilité de prospecter l'ensemble de la zone. L'une de ces techniques est le « distance sampling », de plus en plus utilisé, notamment pour couvrir de grandes surfaces (La Morgia *et al.*, 2015 ; Borchers *et al.*, 2015 ; Sollmann *et al.*, 2015). Toutefois, comparé à la méthode présentée ici, sa mise en place est plus fastidieuse. De plus, Seddon *et al.* (2003) ont mis en évidence une plus grande fiabilité d'estimation par la méthode basée sur les données de capture-recapture, dès lors que la proportion de bagués dans la population est supérieur à 30%, ce qui n'est pas le cas dans cette étude (7%).

CONCLUSION

La méthode des proportions est une méthode encore peu utilisée. Sa répétabilité, sa facilité de mise en œuvre et l'estimation portant sur toute la zone, que les secteurs soient accessibles ou non, est un avantage sur la méthode de comptage « classique ». Cette étude est l'une des premières à l'appliquer sur un site de nidification. L'application de cette méthode sur un site de nidification peut être assez fiable à condition que la pression de baguage y soit forte et homogène, que la population soit fermée ou quasi-fermée, que le pourcentage d'individus non reproducteurs présents soit négligeable ou connu et que la mobilité des individus entre sites soit réduite. Cette méthode doit toutefois être utilisée conjointement avec d'autres méthodes d'estimations pour avoir des comparaisons et prendre en compte les observations annexes de terrain (Loonstra *et al.*, 2016). Il serait également souhaitable de l'utiliser sur d'autres modèles biologiques pour proposer sa généralisation

Ces nouvelles estimations, à la hausse, de la population nicheuse de Barge à queue noire en Marais breton vendéen (230 à 549 individus reproducteurs) confirment l'importance de ce site dans la conservation de l'espèce à l'échelle régionale, nationale et européenne. Toutefois, l'application de la méthode pour cette population doit se poursuivre sur plusieurs années pour en tester sa fiabilité et affiner les estimations. La proportion d'oiseaux bagués semble en effet encore trop faible. La poursuite du programme de baguage est donc indispensable pour affiner ce pourcentage et mieux comprendre la dynamique de cette population.

BIBLIOGRAPHIE

Alves J. A., Lourenço P. M., Piersma T., Sutherland W. J. & Gill J. A., 2010. Population overlap and habitat segregation in wintering Black- tailed Godwits *Limosa limosa*. *Bird Study*, *57*: 381-391. doi: 10.1080/00063651003678475

Bear G. D., White G. C., Carpenter L. H., Gill R. B. & Essex D. J., 1989. Evaluation of aerial mark-resighting estimates of elk populations. *The Journal of wildlife management*, 908-915. doi: 10.2307/3809587

Besbeas P., Freeman S. N., Morgan B. J. & Catchpole E. A., 2002. Integrating mark–recapture–recovery and census data to estimate animal abundance and demographic parameters. *Biometrics*, *58*: 540-547. doi: 10.1111/j.0006-341X.2002.00540.x

Boulanger J., Himmer S., & Swan C., 2004. Monitoring of grizzly bear population trends and demography using DNA mark–recapture methods in the Owikeno Lake area of British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, *82*: 1267-1277. doi: 10.1139/z04-100

Borchers D. L., Stevenson B. C., Kidney D., Thomas L. & Marques T. A., 2015. A unifying model for capture–recapture and distance sampling surveys of wildlife populations. *Journal of the American Statistical Association*, *110*: 195-204. doi: 10.1080/01621459.2014.893884

Caupenne M., Robin J-G. & Robin F., 2015. Barge à queue noire. In Issa N. & Muller Y., coord., 2015. Atlas des oiseaux nicheurs de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale. LPO / SEOF / MNHN. *Delachaux et Niestlé*, Paris, 1: 560-562.

Conservatoire du littoral, 2015. Stratégie d'intervention du conservatoire 2015-2050. Rivages de Bretagne et Pays de la Loire. p.46. http://www.conservatoire-du-littoral.fr/97-stategie-d-intervention-2015-2050.htm

Cooch E. & White G., 2006. Program MARK: A gentle introduction. 5th edition. http://www.phidot.org/software/mark/docs/book (consulté le 30/05/2017).

Dehorter O. & CRBPO, 2017. Base de données de baguage et déplacements d'oiseaux de France. *Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux*, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, France. http://crbpo.mnhn.fr/ (consulté le 25/05/2017).

Doherty P. D., Baxter J. M., Gell F. R., Godley B. J., Graham R. T., Hall G., Hall J., Hawkes L. A., Henderson S. M., Johonson L., Speedie C. &Witt M. J., 2017. Long-term satellite tracking reveals variable seasonal migration strategies of basking sharks in the north-east Atlantic. *Scientific Reports*, 7: 42837. doi:10.1038/srep42837

Feunteun F., Rigaud C., Elie P. & Lefeuvre J. C., 1999. Les peuplements piscicoles des marais littoraux endigués atlantiques : un patrimoine à gérer ? Le cas du marais de Bourgneuf-Machecoul (Loire-Atlantique, France). *Bulletin France pêche piscicole*, 352: 63-79. doi: 10.1051/kmae:1999021

Ganter B. & Madsen J., 2001. An examination of methods to estimate population size in wintering geese. *Bird Study*, 49: 90-101. doi: 10.1080/00063650109461206

Gill J. A., Langston R. H. W., Alves J. A., Atkinson P. W., Bocher P., Cidraes Vieira N., Crockford N. J., Gélinaud G., Groen N., Gunnarsson T. G., Hayhow B., Hooijmeijer J. C. E. W., Kentie R., Kleijn D., Lourenço P. M., Masero J. A., Meunier F., Potts P. M., Roodbergen M., Schekkerman H., Schroeder J., Wymenga E. & Piersma T., 2007. Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bulletin*, 114: 43-50. http://www.rug.nl/research/portal/files/2799862/2007WaderStudyGroupBullGill.pdf

Goebel M. E., Perryman W. L., Hinke J. T., Krause D. J., Hann N. A., Gardner S. & Le Roi D. J., 2015. A small unmanned aerial system for estimating abundance and size of Antarctic predators. *Polar Biology*, *35*: 619-630. doi:10.1007/s00300-014-1625-4

Groen N. M. & Hemerik L., 2002. Reproductive success and survival of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in a declining local population in The Netherlands. *Ardea*, 90: 239-248.

Gunnarsson T. G., Gill J. A., Potts P. M., Atkinson P. W., Croger R. E., Gélinaud G, Gardarsson A. & Sutherland W. J., 2005. Estimating population size in Black-tailed Godwits *Limosa limosa islandica* by colour marking. *Bird Study*, 52: 153-158. doi: 10.1080/00063650509461385

Heide-Jørgense M. P., Richard P., Dietz R., Laidre K. L., Orr J. & Schmidt H. C., 2003. An estimate of the fraction of belugas (*Delphinapterus leucas*) in the Canadian High Arctic that winter in West Greenland. *Polar Biology*, *26*: 318-326. 26: 318. doi:10.1007/s00300-003-0488-x

Hestbeck J. B., Richard A. & Malecki R. A., 1989. Mark-resight estimate of Canada goose midwinter number. *The Journal of Wildlife Management*, 53: 749-752. doi: 10.2307/3809207

Jackson R. M., Roe J. D., Wangchuk R. & Hunter D. O., 2006. Estimating snow leopard population abundance using photography and capture–recapture techniques. *Wildlife Society Bulletin*, *34*: 772-781. http://www.jstor.org/stable/3784707

Kentie R., 2015. Spatial demography of black-tailed godwits. Metapopulation dynamics in a fragmented agricultural landscape. *Animal, Group, Center Ecological and Evolutionary Studies*, Universities of Groningen, Netherlands, 165 p..

Kentie R., Senner N. R., Hooijmeijer J. C. E. W., Márquez-Ferrando R., Figuerola J., Masero J. A., Verhoeven M. A. & Piersma T., 2016. Estimating the size of the Dutch breeding population of Continental Black-tailed Godwits from 2007–2015 using resighting data from spring staging sites. *Ardea*, 114: 213–225. doi: 10.5253/arde.v104i3.a7

Kentie R., Marquez-Ferrando R., Figuerola J., Gangoso L., Hooijmeijer J. C. E. W., Loonstra A. H. J., Robin F., Sarasa M., Senner N., Valkema H., Verhoeven M. A. & Piersma T., 2017. Does wintering north or south of the Sahara correlate with timing and breeding performance in black-tailed godwits? *Ecology and Evolution*, 7: 2812–2820. doi: 10.1002/ece3.2879

La Morgia V., Calmanti R., Calabrese A. & Focardi S., 2015. Cost-effective nocturnal distance sampling for landscape monitoring of ungulate populations. *European Journal of Wildlife Research*, *61:* 285-298. doi: 10.1007/s10344-014-0898-9

Link W. A. & Sauer J. R., 1998. Estimating population change from count data: application to the north american breeding bird survey. *Ecological Applications*, 8: 258–268. doi: 10.1890/1051-0761(1998)008[0258:EPCFCD]2.0.CO;2

Loonstra A. J., Piersma T. & Reneerkens J., 2016. Staging duration and passage population size of Sanderlings in the western Dutch Wadden Sea. *Ardea*, *104*: 49-61. doi: 10.5253/arde.v104i1.a4

Neal A. K., White G. C., Gill R. B., Reed D. F. & Olterman J. H., 1993. Evaluation of mark-resight model assumptions for estimating mountain sheep numbers. *The Journal of wildlife management*, 57: 436-450. doi: 10.2307/3809268

O'Kane C. A. J., Page B. R. & Macdonald D. W., 2014. Conducting animal censuses amongst abrupt topography; a GIS-based alternative to *Distance*. *Austral Ecology*, 39: 848–854. doi: 10.1111/aec.12153

Phelippon C., 2015. Caractérisation des sites de nidification de la Barge à queue noire en Marais breton. Rapport de Master 2 *Biologie santé écologie*, Montpellier, 29 p..

Phelippon C. & Dulac P., 2016. Caractérisation et valorisation des zones de nidification de la Barge à queue noire en Maraîs breton vendéen. *LPO Vendée, DREAL, CC OMDM*, 26 p..

Robin F., Robin J-G., Dulac P., Guéret J-P. & Piersma T., *2012.* Current state of Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* breeding in France. *Wader study group bulletin*, 119: 133–136.

a.) Robin F. Robin J-G. & Dulac P., 2016. Démographie de la population de Barge à queue noire *Limosa limosa limosa* en reproduction dans les marais côtiers du Centre Ouest de la France : premier bilan de cinq années de suivi. La Gorgebleue 2.0, 013-FV2016 : 10.

b.) Robin F., Dulac P., Crouzier P., Gélinaud G., Guéret J-P., Montfort D., Morel F., Phelippon C., Piette J. Triplet P & Robin J-G., 2016. Nidification de la Barge à queue noire *Limosa limosa* en France : état des lieux. Ornithos, 23 : 12-15.

Robin F., Lelong V. & Sudraud J., 2017. Sur la ségrégation spatial des sous-espèces de Barges à queue noire *Limosa limosa* en France. *Ornithos*, 24: 12-16. https://www.researchgate.net/publication/315779852_Sur_la_segregation_spatiale_des_sousespeces_de_Barge_a_queue_noire_Limosa_limosa_en_France

Rogers D. I., Rogers K. G., Gosbell K. B. & Hassell C. J., 2006. Causes of variation in population monitoring surveys: insights from non- breeding counts in north- western Australia, 2004–2005. *Stilt*, 50: 176–193.

Rolston H., 1985. Duties to endangered species. *BioScience*, *35*: 718-726. doi: 10.2307/1310053

Roodbergen M., & Klok C., 2008. Timing of breeding and reproductive output in two Black-tailed Godwit *Limosa limosa* populations in The Netherlands. *Ardea*, *96*: 219-232. doi: 10.5253/078.096.0207

Seddon P. J., Ismail K., Shobrak M., Ostrowski S. & Magin C., 2003. A comparison of derived population estimate, mark-resighting and distance sampling methods to determine the population size of a desert ungulate, the Arabian oryx. *Oryx*, *37*: 286-294. doi: 10.1017/S0030605303000541

Sollmann R., Gardner B., Chandler R. B., Royle J. A. & Sillett T. S., 2015. An open- population hierarchical distance sampling model. *Ecology*, *96*: 325-331. doi: 10.1002/9780470057339.vad033.pub2

Speckman S. G., Chernook V. I., Burn D. M., Udevitz M. S., Kochnev A. A., Vasilev J. C. V., Lisovsky A., Fischbach A. S. & Benter R. B., 2011. Results and evaluation of a survey to estimate Pacific walrus population size, 2006. *Marine Mammal Science*, 27: 514-553. doi: 10.1111/j.1748-7692.2010.00419.x

UICN, 2016. La Liste rouge des espèces menacées en France : Oiseaux de France métropolitaine – Chapitre Oiseaux de France métropolitaine. http://uicn.fr/liste-rouge-oiseaux/

van den Brink V., Schroeder J., Both C., Lourenço P. M., Jos C. E. W., Hooijmeijer J. C. E. W. & Piersma T., 2008. Space use by Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* during settlement at a previous or a new nest location. *Bird Study*, 55: 188-193. doi: 10.1080/00063650809461521

Wetlands International, 2012. Waterbird population estimates, Fifth Edition. Summary Report. *Wetlands International*, Wageningen, The Netherlands. https://www.wetlands.org/wp-content/uploads/2015/11/Waterbird-Populations-Estimates-Fifth-Edition.pdf

White G. C. & Burnham K. P., 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46: 120-139. doi: 10.1080/00063659909477239

Wiggers H. J. M. R., van Ruijven J., Berendse F., Geert R. & de Snoo G. R., 2016. Effects of grass field margin management on food availability for Black-tailed Godwit chicks. *Journal for natural conservation*, 29: 45-50. doi: 10.1016/j.jnc.2015.11.001

RESUME

L'estimation de la taille de population est nécessaire pour la conservation des espèces mais difficile. Cette étude vise à proposer une méthode encore peu utilisée d'estimation de la taille de population se voulant fiable, répétable et facile de mise en place, appliquée ici à la population de Barge à queue noire nicheuse en Marais breton (Vendée). Cette méthode, basée sur la capture-recapture, utilise les proportions d'individus bagués pour estimer la taille de la population d'une manière globale et sectorisée. L'estimation par comptage classique montre une estimation de la population de nicheurs de 92 à 115 couples, ce qui est très en deçà de celles obtenues par la méthode des proportions (523 à 1398 individus). Toutefois, la méthode par comptage est une sous-estimation de la population alors que celle des proportions la surestime. Le large intervalle obtenu et cette surestimation peuvent être imputés à la difficulté de distinguer les individus reproducteurs des non reproducteurs, induisant un biais dans l'estimation des proportions. De plus, la répartition non-aléatoire et hétérogène des individus bagués sur la zone ne permet pas d'obtenir des proportions fines. Cette méthode nécessite une population fermée, où le nombre d'individus marqués est important et aléatoirement réparti sur la zone et où le pourcentage de non-reproducteurs est connu ou négligeable. Cette méthode répétable et facile à mettre place, comparée à d'autres méthodes, doit être affinée aussi bien sur la Barge à queue noire que sur d'autres modèles biologiques. Ceci permettrait d'affiner sa fiabilité et de proposer sa généralisation.

Mots clés : Méthode des proportions ; Barge à queue noire ; Capture-Marquage-Recapture ; Vendée ; Estimation fiable.

Estimate population size a challenge for the threaten species conservation: *limosa limosa limosa* case in Marais breton vendéen.

ABSTRACT

Population size estimations are necessary for species conservation but difficult to realize. This study propose a less used method of population size estimation that is reliable, repeatable and easier to implement, applied here to the breeding Black-tailed Godwit population in Marais Breton vendéen. Based on the capture-resighthing, this method use mark birds proportions to estimate population size in global and sector way. The classic counting estimated the breeding population between 92 to 115 pairs, it falls short of the estimate by the proportions methods (523 to 1398 individuals). However, counting method is an underestimate and the proportions method is an overestimate. This overestimate can be imputed to the difficulty to make the distinction between the breeder and the non-breeder, inducing a bias in the proportions estimated. Moreover, the non-random distribution of the marking birds in the area do not permit the acquirement of fine proportions. The proportions method requires a close population, with a high number of mark individuals which are randomly distributed and where the non-breeding proportion is known or insignificant. This repeatable, easier to implement method, compared to others, need to be refined on the Black-tailed Godwit as well on others biological models. This will allow the increment of the method's reliability and could justify its generalization.

Key words: Proportions method, Black-tailed Godwit, Capture-mark-recapture, Vendée, reliable estimate.