



Lignes directrices relatives à la méthodologie de recensement des pétrels fousseurs

Graham C. Parker et Kalinka Rexer-Huber, Nouvelle Zélande

Mars 2016, mises à jour janvier 2020

APERÇU

Des estimations solides de la population sont nécessaires à la gestion de la conservation de la population de pétrels fousseurs. Les estimations concernant la taille de la population des pétrels fousseurs sont souvent obtenues par extrapolation de recensements sur de petites portions d'habitat disponibles, à l'échelle d'une population, ou d'une île. Cependant, l'extrapolation peut aussi amplifier les biais ou erreurs, ce qui peut donner lieu à des limites d'erreurs potentiellement importantes et des estimations imprécises de la taille de la population. Cela fausse les évaluations des risques pour ces espèces et limite la capacité à détecter des tendances concernant la taille de la population dans le temps. Nous passons les méthodes d'estimation de la taille de la population reproductrice de pétrels fousseurs par extrapolations de recensement, en nous focalisant sur l'erreur associée aux estimations des populations de grands pétrels (dont *Procellaria*).

Les sources d'erreurs dans l'extrapolation des données de recensement sont divisées en cinq domaines clés: (1) incertitude sur le contenu des terriers, (2) époque de recensement, (3) biais de disponibilité, (4) probabilité de détection du terrier, (5) biais de l'observateur.

Le passage en revue souligne le fait qu'il n'existe pas de méthode unique pour minimiser les niveaux d'erreur dans les estimations de population mais plutôt que les études les plus exactes et les plus précises sont celles élaborées en fonction des spécificités de chaque étude, en termes de ressources disponibles, des espèces cibles et des caractéristiques du site. Nous soulignons aussi le panel de facteurs qu'il est important de prendre en compte.

L'époque de vérification de l'occupation des terriers peut servir à réduire les hypothèses sur la proportion d'oiseaux reproducteurs n'ayant pas encore pondu ou ayant déjà échoué. Si les sites d'échantillonnage ne sont pas représentatifs, ou si une partie de l'habitat occupé n'est pas accessible, ce biais de disponibilité peut affecter l'extrapolation. Les erreurs d'extrapolation surviennent lorsque la zone échantillonnée n'est pas représentative de la zone totale occupée. Les taux de détection des terriers peuvent aussi affecter la précision de l'extrapolation, donc l'hypothèse que tous les terriers de zone échantillonnée aient été détectés devrait être vérifiée. Pour fournir une estimation précise de la taille de la population reproductrice à partir du nombre des terriers, il est important de déterminer le contenu des terriers et de distinguer entre les oiseaux reproducteurs et non-reproducteurs présents dans les terriers. Si une partie des occupants n'est pas comptée, l'erreur se répercute dans l'estimation de la population. Il est donc précieux de vérifier la probabilité de détection. Le choix de l'utilisation d'une carte ou d'une surface réelle pour l'extrapolation peut constituer une source d'erreurs supplémentaire. Il est aussi

important de tester les différences entre les observateurs et leur capacité à détecter les terriers ou leurs contenus.

Plusieurs points clés sont pertinents pour toutes les études: le besoin d'une étude pilote solide afin d'identifier et mesurer les sources d'erreurs dans le recensement principal; le besoin d'avoir suffisamment de temps pour échantillonner convenablement l'habitat disponible en incluant les aléas météorologiques; et le besoin de décrire les méthodes de recensement avec suffisamment de détails pour pouvoir être reproduites.

A titre de référence, nous résumons des problèmes clés associés à l'extrapolation du recensement des pétrels fouisseurs, et les implications si ces sources d'erreurs ne sont pas corrigées (**Tableau 2**).

INTRODUCTION

Comprendre les paramètres démographiques et les dynamiques de la population est crucial pour la gestion de la conservation des populations de pétrels fouisseurs, et des données solides sont nécessaires pour évaluer ces paramètres. Cependant, étant donné que les pétrels fouisseurs nichent dans des terriers ou cavités souterraines, souvent sur des îles isolées difficiles d'accès, obtenir des données de bonne qualité est souvent bien plus compliqué que pour les oiseaux marins qui nichent en surface (Brooke 2004; Schumann et al. 2013).



Historiquement, les estimations subjectives des populations étaient faites après de brèves visites sur les colonies (Bailey and Sorenson 1962; Taylor 1988), mais cette approche a été largement remplacée par des tentatives d'obtenir des données quantitatives afin d'évaluer la taille de la population (Rayner et al. 2007a; Ryan et al. 2012; Bell et al. 2013a; Whitehead et al. 2014). Les estimations concernant la taille de la population des pétrels fouisseurs sont souvent dérivées de l'extrapolation de recensements sur de petites portions d'habitat disponibles, à l'échelle pour une population, ou d'une île. Cela implique habituellement le recensement des nids actifs, l'obtention d'un échantillon représentatif de la densité des terriers via des transects ou des parcelles de terrain, puis la correction de cette estimation de densité concernant l'occupation des terriers et son application à la zone de nidification disponible (par ex., Burger and Lawrence 2001; Lawton et al. 2006; Baker et al. 2008; Lavers 2015).

Cependant, l'extrapolation peut amplifier les biais ou erreurs, ce qui peut donner lieu à des erreurs potentiellement importantes et des estimations imprécises de la taille de la population. De larges marges d'erreur faussent les évaluations des risques pour les espèces menacées et limite la capacité à détecter des tendances concernant la taille de la population dans le temps (par ex., Oppel et al. 2014). Les

tendances peuvent ne pas être détectées si les estimations de populations manquent de précision ($\pm 25\%$ ou plus), ou à moins que les chiffres sur la reproduction soient grands, car les marges d'erreurs des estimations successives auront tendance à se chevaucher (R. Phillips pers. com.).

Pour réduire les marges d'erreurs autour des estimations de population, il est vital de tenir compte d'éventuelles sources d'erreurs et de développer des méthodologies pour atténuer leurs effets sur les estimations. Il existe trois catégories générales d'erreurs associées aux estimations de taille de la population: la variabilité temporelle, la variabilité spatiale et la probabilité de détection (Wolfaardt and Phillips 2011). Nous les divisons en cinq domaines clés pour la vérification que nous abordons ci-dessous: (1) incertitude sur le contenu des terriers, (2) époque de recensement, (3) biais de disponibilité, (4) probabilité de détection du terrier, (5) biais de l'observateur.

Nous passons en revue les méthodes de terrain sur l'estimation de la taille de la population des pétrels fousseurs, visant à identifier les principales sources d'erreurs qui impact l'exactitude et la précision de l'extrapolation des données de recensement. Nous nous concentrons plus précisément sur les données concernant les estimations ponctuelles de la taille de la population plutôt que l'estimation de la tendance. Des études sur les grands pétrels fousseurs (*Procellaria*) forment l'ossature de ce document mais nous nous inspirons aussi largement de la littérature sur d'autres espèces d'oiseaux marins.

Tableau 1. Définitions des termes principaux utilisés dans ce texte (les mots utilisés pour la première fois sont en gras).

	Définition
Densité de terrier	le nombre de terriers par unité de zone
Probabilité de détection de terrier	le nombre de terriers comptés en tant que proportions d'un nombre existant, exprimé en pourcentage
Occupation de terrier	proportion de terriers qui comporte les espèces d'oiseaux marins cibles, exprimé en pourcentage
Déteçtabilité	facilité avec laquelle les terriers sont détectés (voir probabilité de détection de terrier)
Erreur de faux-négatif	le nombre de terrier où un occupant n'a pas été recensé, exprimé en pourcentage
Erreur de faux-positif	le nombre de terriers incorrectement classés comme occupés, exprimé en pourcentage
Sondage	détection un occupant d'un terrier avec la main ou à l'aide d'une sonde
Disponibilité de l'habitat	la portion de l'habitat des pétrels disponible pour un échantillonnage
Période principale de ponte	lorsque tous les oiseaux, à l'exception de certains oiseaux très en retard, ont pondu et commencé à couvrir
Détection d'occupants	probabilité de déterminer correctement le contenu d'un terrier, exprimé en probabilité
Biais de l'observateur	biais qui découle des différences entre les observateurs
Zone plane	zone d'un terrain en une dimension, comme sur une carte (cf. zone de surface)
Représentativité	l'étendue avec laquelle les zones échantillonnées sont représentatives de l'habitat pour lequel un recensement est extrapolé
Zone de surface	zone d'un paysage en trois dimensions (cf. zone plane)
Époque de recensement	la période où le recensement est entrepris par rapport à la phénologie de la reproduction de l'espèce cible

CONTENU DES TERRIERS

Occupation des terriers

Afin de fournir une estimation exacte et précise de la population à partir du comptage des terriers, il est important de déterminer avec précision la proportion de terriers qui contient l'espèce d'oiseau marin cible (occupation des terriers), en distinguant les oiseaux reproducteurs des oiseaux non-reproducteurs ou ayant échoué à la reproduction. L'occupation des terriers est habituellement évaluée à partir d'un sous-échantillon de terriers, à quelques exceptions près. 2009; Rexer- Huber et al. 2014). Les outils les plus utilisés pour déterminer l'occupation d'un terrier sont les caméras endoscopiques, (par ex., Lavers 2015; Waugh et al. 2015), la réponse à la repasse de chant (par exemple, Barbaud et al. 2009; Soanes et al. 2012) ou la détection d'un occupant à la main/à l'aide d'une sonde (**sondage**) (par ex., Schulz et al. 2005). Certaines études utilisent des trappes d'inspection (par exemple, Waugh et al. 2006; Bell et al. 2009), et de nombreuses études utilisent une combinaison de techniques comme l'examen à la caméra endoscopique avec excavation (Lawton et al. 2006), la repasse avec sondage (Burger et Lawrence 2001; Ryan and Ronconi 2011; Diley et al. Proposé) ou le sondage avec caméras digitales (Baker et al. 2008). La plupart des études utilisent des méthodes d'inspection directes comme celles-ci, qui reposent sur la détection d'oiseau(x) dans un terrier, mais des méthodes indirectes (par exemple, surveiller les signes d'activités aux entrées de terriers) sont encore occasionnellement utilisées en supplément d'autres méthodes (Ryan et al. 2012; Schumann et al. 2013). Chaque méthode a ses limites et ces limites conduisent au choix de la méthode la mieux adaptée à une espèce donnée.

La réponse à la repasse de chant semble utile pour certaines espèces alors qu'elle est d'une utilité moindre pour d'autres. Par exemple, une forte proportion de pétrel à menton blanc a répondu à la repasse (Berrow 2000; Barbaud et al. 2008; Barbaud et al. 2009), mais ceci est le cas pour moins d'un quart des pétrels de Schlegel *Pterodroma incerta* (Rexer-Huber et al. 2014). Les taux de réponses peuvent varier au sein d'une même espèce (18-70%; Ratcliffe et al. 1998; Vaughan and Gibbons 1998), au cours d'une saison des amours (Ryan et al. 2006), et même chez un même individu (Berrow 2000). La probabilité qu'un oiseau réponde est influencée par les facteurs comme les conditions de reproduction, le sexe de l'oiseau dans le terrier, le moment de la journée, et des particularités de la repasse comme la gamme d'appels utilisés, leur durée et leur volume (Berrow 2000; Burger and Lawrence 2001; Barbraud and Delord 2006; Soanes et al. 2012). Cependant, même lorsque la repasse indique une occupation de manière fiable, la présence d'oiseaux non-reproducteurs peut fausser les chiffres réels de reproduction. Étant donné que les estimations de population dépendent typiquement de savoir si les oiseaux présents dans le terrier se reproduisent, les méthodes d'inspection visuelle du contenu des chambres de nidification, telles la caméra endoscopique ou les trappes d'inspection, sont cruciales.

Les caméras endoscopiques fonctionnent particulièrement bien pour les espèces ayant des terriers relativement grands et droits comme ceux des pétrels du Westland *Procellaria westlandica* (Waugh et al. 2003) et des pétrels à menton blanc *Procellaria aequinoctialis* (Rexer-Huber et al. 2015). Les terriers peuvent être inspectés dans leur intégralité avec la certitude qu'aucuns couloirs et qu'aucune chambres n'aient été manqués, et le petit nombre qui n'est pas entièrement inspecté est signalé comme inaccessible et retiré des calculs (par ex., Cuthbert 2001; Rexer-Huber et al. 2014). Les terriers

complexes sont plus difficiles à inspecter entièrement par caméras endoscopiques. En effet, les terriers de certaines espèces comportent des fossés à l'entrée, plusieurs entrées et plusieurs chambres, des chambres effondrées, et des tunnels de déviation (Hamilton 2000; McKechnie et al. 2007; Newman et al. 2008; Cuthbert et al. 2013; Dilley et al. proposé). Les fossés peuvent être franchis en ajoutant une attelle rigide et pliable au câble de la caméra endoscopique, mais les terriers très incurvés, étroits ou qui dévient peuvent être plus



Pétrel du Westland

Image libre de droits de Todd Dennis

difficiles à inspecter en intégralité. Ainsi, l'inspection à la caméra endoscopique des terriers habituellement longs et tortueux des puffins fuligineux *Puffinus griseus* a donné lieu à une sous-estimation du taux d'occupation allant jusqu'à 17% (McKechnie et al. 2007), et de 10 à 19% pour les terriers des puffins de Hutton *Puffinus huttoni* (Cuthbert 2001; Cuthbert and Davis 2002). Pour certaines espèces, les terriers sont accessibles à la main ou à l'aide d'une sonde flexible (sondage de terrier) (par ex., Schulz et al. 2005; Baker et al. 2008; Ryan and Ronconi 2011; Schumann et al. 2013), surtout lorsque des trous d'accès sont creusés progressivement pour permettre une inspection complète de la chambre de nidification (G. Taylor pers. com.). Cette technique est largement utilisée pour sa simplicité et son besoin minime en équipement, et il n'y a aucune ambiguïté à propos des contenus du terrier lorsque l'accès se fait à la main (par ex., Barbraud and Delord 2006). Cependant, l'utilisation d'une sonde est une technique moins précise, particulièrement lors de l'incubation. De plus, il est souvent impossible d'accéder par sondage aux terriers plus profonds et plus tortueux.

De nombreuses autres techniques sont utilisées pour inspecter le contenu des terriers. Les trappes d'accès creusées dans ou près de la chambre de nidification sont parfois utilisées pour estimer l'occupation d'un terrier. Généralement, ce sont des terriers aboutis et occupés faisant l'objet d'études à long terme (par ex., Cuthbert 2001; Rayner et al. 2008; Bell et al. 2009), ce qui peut présenter un biais positif dans l'occupation (Hunter et al. 2001). Creuser des trous d'accès peut être source de perturbation non quantifiable (Hamilton 1998; Ryan et al. 2006), en fonction de l'espèce et de l'époque de recensement. Quelques espèces d'oiseaux marins fousseurs auront plus tendance à désertir leurs nids après une perturbation durant l'incubation (Warham 1990), bien qu'il n'y ait, à notre connaissance, aucun cas de désertion résultant d'une étude lors de l'incubation pour les espèces du type *Procellaria*.

Des caméras digitales sont quelques fois utilisées pour visualiser le contenu des terriers (Baker et al. 2008). Des chiens entraînés à détecter les oiseaux marins peuvent être utiles pour le recensement de terriers et pour détecter l'occupation d'un terrier (Bell et al. 2013b; G.B. Baker pers. Com.), mais un chien très bien entraîné et son maître sont coûteux. Étant donné la capacité de détection des chiens est différente de celle de l'homme, la précision d'un chien en particulier doit être calibrée (G.B. Baker pers. com.). L'utilisation de capteurs de chaleur et de capteurs de CO2 sont d'autres techniques à l'essai pour détecter une présence dans les terriers (S. Waugh pers. com.).

Détection des occupants

L'occupation d'un terrier peut varier en fonction des échelles spatiales et temporelles (Berrow 2000; Lawton et al. 2006; McKechnie et al. 2009; Baker et al. 2010; Whitehead et al. 2014). La variation spatiale peut être minimisée en utilisant des sites représentatifs pour l'échantillonnage de l'occupation des terriers (par ex., Sutherland and Dann 2012; Whitehead et al. 2014). Les taux d'occupation reflèteront mieux le nombre maximum de couples reproducteurs au début de la saison des amours, juste après que la ponte soit terminée. Cependant, la variation temporelle dans les taux d'occupation peut être plus importante lorsqu'il n'est pas possible d'être présent à ce moment précis (Sutherland and Dann 2012).

Il est important de considérer la supposition que tous les occupants sont toujours localisés. Les erreurs de faux-négatif, qui apparaissent lorsqu'un occupant présent n'est pas détecté, peuvent potentiellement survenir avec n'importe quelle méthode de localisation présentée ici. Pour certaines espèces comme le puffin fuligineux, l'inexactitude faisant suite à l'échec de détecter des oiseaux était plus importante que les sources d'erreurs entre observateurs ou entre sites (McKechnie et al. 2007). Il existe une littérature importante sur la correction du taux de réponse à la repasse de chant utilisée pour estimer de l'occupation d'un terrier (par ex., Burger and Lawrence 2001; Barbraud and Delord 2006; Ryan et al. 2006; Soanes et al. 2012; Rexer- Huber et al. 2014), méthode rarement utilisée sans prendre en compte le taux de réponse. Cependant, la probabilité de détecter les occupants d'un terrier (**probabilité de détection d'un occupant**) est moins fréquemment vérifiée dans les études qui appliquent d'autres méthodes. Ainsi, moins de la moitié des études où sont utilisées des caméras endoscopiques prend en compte le taux de détection des occupants. La détection d'occupant est évaluée sur une proportion plus petite d'études sur *Procellaria* que celles sur d'autres espèces de pétrels fousseurs. Cela peut être dû aux grands et simples terriers creusés par quelques *Procellaria*, par rapport à ceux de plus petites espèces de pétrels fousseurs, ce qui facilite une inspection intégrale par caméra endoscopique (Waugh et al. 2003). Avec des terriers plus petits et plus complexes, les caractéristiques qui empêchent la détection sont plus évidentes, ce qui peut expliquer pourquoi leur impact sur la détection d'occupant est plus fréquemment pris en compte.

La probabilité de détection d'un occupant est plus généralement évaluée par des méthodes de ré-échantillonnage qui varient: deux observateurs vérifient le même sous-échantillon de terriers pour trouver des occupants (Par ex, Whitehead et al. 2014), ou via des vérifications répétées des mêmes terriers sur une période de temps donnée (MacKenzie et al. 2006; Ryan et al. 2006; Bailey et al. 2007; Baker et al. 2008; Rayner et al. 2009). La détection d'occupant ou de la réponse à la repasse de peut aussi être évaluée par rapport à une méthode d'inspection différente, comme la détection par caméra endoscopique (Barbraud et al. 2008; Barbaud et al. 2009); de sondage (Ryan et al. 2012), ou d'excavation/d'ouvertures d'inspection (Barbraud and Delord 2006; McKechnie et al. 2007; Baker et al. 2008; Baker et al. 2010). La détection est généralement simplement calculée comme la probabilité de détecter un occupant, mais peut être estimée via une forme de modèle de capture-marquage-recapture (CMR) où les terriers représentent des « individus » et la présence d'un occupant est traitée comme une « capture » (Sutherland and Dann 2012; Whitehead et al. 2014). Il convient de souligner que pour jauger l'occupation, les terriers apparemment inutilisés doivent aussi être inspectés. Cela peut être particulièrement pertinent pour ces espèces où l'entrée du terrier peut vite être couverte de feuilles mortes ou de boue, ce qui fait apparaître le terrier occupé comme abandonné.

A l'inverse, les **erreurs de faux-positif** surviennent lorsqu'un terrier est faussement répertorié comme occupé. Les faux-positifs peuvent survenir pendant une inspection directe à cause d'une erreur d'identité, par exemple lorsque plusieurs espèces sont présents sur un site (Rayner et al. 2008; Cuthbert et al. 2013; Whitehead et al. 2014), ou lorsque des oiseaux non-reproducteurs sont inclus dans le total d'oiseaux reproducteurs. Les erreurs de faux-positifs sont considérées comme moins fréquentes que les erreurs de faux-négatifs (Tyre et al. 2003), principalement car les erreurs d'identité ou de statuts de reproduction se raréfient dès lors que les observateurs ont un minimum d'expérience et de formation. Les faux-positifs sont aussi minimisés par l'utilisation d'outils d'inspection directe plutôt que de méthodes indirectes basées sur signes d'activités (Rexer-Huber et al. 2014).

ÉPOQUE DE RECENSEMENT

A proprement parler, la variabilité temporelle est un processus qui résulte de la variation des paramètres démographiques, et non une source d'erreur, et qui peut être détectée en utilisant les estimations de taille de population à différents moments (C. Barbraud pers. com.). Cependant, lorsqu'une population de pétrels fousseurs n'est pas fréquemment recensée, l'époque de recensement devrait être traitée comme une importante source d'erreur dans l'estimation de la taille de la population et prise en compte dans l'élaboration de l'étude. L'époque de recensement a une pertinence particulière pour déterminer les contenus des terriers, alors que le comptage des entrées de terriers est moins sujet à ce problème (Ryan et al. 2012). Les données collectées sur **l'occupation des terriers** à l'époque la plus appropriée lors de la saison des amours, peuvent aider à éviter les hypothèses sur la proportion d'oiseaux reproducteurs n'ayant pas encore pondu ou ayant déjà échoué. Concernant les oiseaux marins fousseurs, le contenu des terriers est idéalement estimé immédiatement après la période principale de ponte, lorsque tous les oiseaux, à l'exception peut-être de quelques oiseaux très en retard, ont pondu et ont commencé à couvrir (Lawton et al. 2006; Schumann et al. 2013; Defos du Rau et al. 2015). Effectuer un recensement trop tôt lors de la période de la ponte amènera à manquer une proportion d'oiseaux reproducteurs qui n'ont pas encore tentés de s'accoupler et donc à sous-estimer la population reproductrice (Sutherland and Dann 2012). Surveiller les terriers après le début de l'incubation peut aussi amener à sous-estimer les tentatives de reproduction de l'année, puisque des erreurs précédant le recensement peuvent ne pas être détectées (Hunter et al. 2001). Après la ponte, il se peut qu'il y ait moins d'oiseaux non-reproducteurs qui occupent les terriers qu'avant ou pendant la ponte (B. Dilley, pers. com.), ce qui aide à minimiser les erreurs de faux-positif. De nombreuses approches sont utilisées pour minimiser l'impact des recensements de terriers hors saison des amours. Par exemple, Ryan et al. (2012) ont conduit un recensement de pétrel à menton blanc à l'échelle d'une île à la fin de la saison des amours étant donné que plus de personnel était disponible à cette période, mais ont collecté des données d'occupation pendant la période principale de ponte. Des recensements des pétrels du Westland ont été réalisés sur une période de quatre ans mais l'occupation a été estimée au début de la période d'incubation (Wood and Otley 2013). Les données démographiques de travaux précédents peuvent aider à estimer et expliquer les taux d'échec pendant l'incubation (par exemple, le puffin cendré *Calonectris diomedea*, Granadeiro et al. 2006).

Il est fréquent que les données sur l'époque de la période de ponte ne soient pas disponibles. Lorsque des études démographiques n'existent que pour certaines populations, il est possible de faire des déductions à partir d'autres populations. Par exemple, les dates de ponte des pétrels à menton blanc des

populations particulièrement étudiées sur Bird Island, en Géorgie du Sud (South Georgia/Islas Georgias del Sur)¹ (Hall 1987; Berrow 2000), ont été utilisées pour guider la préparation du recensement de la population de l'île Auckland (Rexer- Huber et al. 2016). Des données de ponte existent pour la plupart des pétrels *Procellaria* (Zotier 1990; Waugh et al. 2006; Barbaud et al. 2008; Bell et al. 2013b). Idéalement, une étude pilote ayant pour but d'estimer la principale période de ponte devrait être conduite l'année précédant le recensement de terrier. Pour les espèces où il n'est pas possible et où il n'y a pas de précédentes études démographiques, nous recommandons d'utiliser toutes les informations disponibles pour prévoir la période principale de ponte la plus probable. Cela peut comprendre des archives anecdotiques et des descriptions de personnels expérimentés au dit emplacement.

Quelques espèces peuvent ne pas avoir de période de ponte définie, cela peut varier entre les populations ou cela peut changer d'année en année. Par exemple, les dates de ponte de certaines populations de pétrels à menton blanc peuvent varier, suivant la fonte tardive de la neige et de la couverture de glace qui empêche l'accès aux nids (Berrow 2000). Les pétrels gris *Procellaria cinerea* de l'île du Prince-Édouard commence à pondre deux semaines avant les pétrels gris de l'île Gough (B. Dilley pers. com.). La période de ponte des pétrels de Parkinson *Procellaria parkinsoni* sur l'île de la Grande Barrière



Oisillon de pétrel gris

Image libre de droit de Ross Wanless

varie aussi d'une année à l'autre et ils pondent sur une période de 6 semaines (E. Bell pers. com). Afin de prendre cela en compte, les chercheurs récoltent les données d'estimation de population sur trois visites de la colonie étudiée (Bell et al. 2009). Une méthode alternative pour les espèces qui ont une période de ponte asynchrone, est l'étude de capture-marquage-recapture (CMR) sur un échantillon de terriers pour récolter les informations sur l'occupation, et d'utiliser ces données CMR pour estimer le nombre total de terriers occupés pour une année donnée (Williams et al. 2011). Même si les méthodes d'investigations des tendances de populations ne sont pas objectif de ce compte-rendu, il convient de noter que la régularité dans la période de recensement entre les années est importante si les estimations de populations sont amenées à être comparées (Bell et al. 2009; Rexer- Huber et al. 2014).

Il est important de prendre en compte d'autres aspects de l'époque de recensement. Par exemple, si les perturbations des chercheurs sont plus importantes à un moment particulier de la saison des amours. Ceci est souvent présenté dans le contexte des puffins (Warham 1990), ou se concentre plus sur les impacts de la manipulation (Carey 2009). Cependant, à notre connaissance, les perturbations envers les pétrels *Procellaria* à partir des inspections de terriers qui n'implique aucune manipulation (caméra

¹ Il existe un différend entre les gouvernements de l'Argentine et du Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord concernant la souveraineté des îles Falkland (Falkland Islands/Islas Malvinas), de la Géorgie du Sud et îles Sandwich du Sud (South Georgia and the South Sandwich Islands/Islas Georgias del Sur e Islas Sandwich del Sur) et les zones marines environnantes.

endoscopique, trappes d'inspection, repasse acoustique) n'ont pas encore été enregistrées. La météo peut aussi être importante: le nombre d'oiseaux non-reproducteurs peut varier considérablement d'un jour à l'autre, en fonction des cycles de fréquentation dirigés par la météo ou la nourriture (R. Phillips pers. com.). Ryan et al. (2006) ont imputé une augmentation de l'occupation d'un terrier au vent et au brouillard, qui causent un afflux d'oiseaux non-reproducteurs ou en prospection. Cela illustre l'avantage de récolter des données d'occupation sur un certain nombre de jours dans le but d'identifier et d'échantillonner de tels phénomènes.

BIAIS DE DISPONIBILITE

Disponibilité d'habitat

Un biais de disponibilité résulte d'une partie des terriers de pétrels non accessible, ou non disponible pour un échantillonnage (Wolfaardt et Phillips 2011), ce qui crée des problèmes pour l'extrapolation. Malgré cela, relativement peu d'études rapportent la proportion d'habitat qui n'a pas pu être recensée (mais voir Catry et al. 2003; Barbraud et Delord 2006).

Les pétrels fousseurs vivent fréquemment sur des terrains isolés, montagneux et raides, dans des zones comprenant une végétation difficile, ou dans des zones simplement trop fragile pour y accéder (Granadeiro et al. 2006; Baker et al. 2008; Opper et al. 2014; Lavers 2015). Si ce terrain ne permet pas l'échantillonnage, une portion importante de la population peut ne pas être prise en compte. Par exemple, une proportion inconnue de pétrels gris sur l'île des Antipodes niche sur les falaises, donc Bell et al. (2013A) ont effectué des observations

à l'aube, de jour et au crépuscule de points d'observation pour obtenir des données de présence-absence. Les recensements à vue ou acoustiques sont parfois aussi utilisés afin de déterminer si et/ou quelles espèces utilisent des sites inaccessibles (Bell 2002; G. Taylor pers.com). Il peut être possible de calibrer les points d'observation, les recensements à vue et acoustiques par rapport à des zones où des données quantitatives ont été récoltées (Opper et al. 2014). Si une partie importante de la population vit en terrain difficile, les recensements présence-absence devraient être idéalement suivis d'un accès à au



Habitat de pétrels à menton blanc, île Adams

Graham Parker

moins quelques zones pour quantifier le nombre de terriers et en estimer l'occupation. Dans le cas des falaises, un équipement d'accès en rappel peut être utilisé pour recenser la zone (par exemple, Defos du Rau et al. 2015), à condition que les nids ne soient pas endommagés ou détruits.

Un sol fragile peut aussi affecter la capacité à ré-échantillonner certaines zones. Par exemple, Ryan et al. (2006) ont estimé la précision des vérifications uniques comparées aux vérifications multiples de l'occupation de terrier, mais ont ensuite limité leurs visites sur les colonies à cause du risque d'effondrement des nids pendant ces dernières. Dans des zones très fragiles, des planches ou des plaques de contreplaqué sont des solutions pour distribuer le poids lors des recensements, ou bien des chemin d'accès créés lorsque les oiseaux non-reproducteurs sont absents d'une île (Baker et al. 2010; G.Taylor pers. com.). Cependant, cela n'est clairement pas toujours possible ou bien l'impact et les efforts ne sont pas justifiables, et d'autres outils comme la surveillance acoustique peut devenir nécessaire (Oppel et al. 2014).

Représentativité

Les erreurs d'extrapolation surviennent lorsque la zone échantillonnée n'était pas représentative de la zone dont les échantillons sont extrapolés (Hunter 2001; Baker et al. 2010). S'assurer que les zones d'échantillonnage sont parfaitement représentatives de la zone d'extrapolation peut être un défi particulier lorsque les travaux portent sur des espèces distribuées de manière inégale. Un plan d'échantillonnage réellement aléatoires peut être représentatif mais ne pas déceler de terriers, même lorsqu'ils sont présents, ce qui rend nécessaire le fait de cibler les zones de terriers pour les échantillonner (par exemple, Rayner et al. 2008; Parker et al. 2015; E.Bell pers. com.). Cependant, un échantillon ciblé n'est clairement pas représentatif des zones adjacentes, donc une simple extrapolation ne fournirait pas de chiffres significatifs.

De nombreuses approches ont été utilisées pour les échantillonnages représentatifs des distributions inégales. Si toutes les colonies peuvent être identifiées, les zones non-colonisées pourraient être exclues de l'extrapolation. Par exemple, dans une zone comprenant une distribution de colonie bien connue, les colonies peuvent être échantillonnées (ou comptées dans leur intégralité si elles sont assez petites) et la densité de terrier peut être spécifiquement extrapolée à la zone colonisée



(Burger and Lawrence 2001; Baker et al. 2008; Rayner et al. 2008; Baker et al. 2010; Sutherland and Dann 2012). Si les terriers suivent un modèle, par exemple d'une densité supérieure au-dessus de 300m, ou sur un terrain plus plat avec un sol plus sec, ou dans un type de forêt particulier, alors un modèle stratifié peut réduire l'erreur d'extrapolation (Cuthbert 2004; Lawton et al. 2006; Rayner et al. 2007a; Charleton et al. 2009; Francis and Bell 2010; Bell et al. 2011), mais ce n'est pas toujours le cas (Schumann et al. 2013). La stratification peut aussi être importante lorsqu'on s'occupe de zones très

étendues ou éclatées comme par exemple les îles Kerguelen ou de Géorgie du Sud (South Georgia/Isles Georgias del Sur)¹ (Barbraud et al. 2009; Martin et al. 2009). Cela assure que les échantillons récoltés au sein d'une certaine zone, ou strate, ne sont extrapolés qu'à cette zone ou strate, et ajoutés aux estimations de population globale. Cependant, des modèles utiles ne sont pas toujours disponibles pour diriger la stratification. Si c'est le cas, ils peuvent produire des strates comportant peu de terriers et de fait, entraîner de limites d'erreur importantes. Un modèle d'étude systématique peut servir à améliorer la précision dans ces circonstances (Buckland et al. 2001; Fewster et al. 2009). Par exemple, une petite île qui contient un regroupement dense de terriers le long d'une falaise et quelques autres ailleurs pourraient être échantillonnée grâce à un transect systématique (l'unité d'échantillonnage) qui couvre le gradient de faible à forte densité (Fewster et al. 2009). Les espèces réparties de manière plus inégale peuvent exiger plus de transects systématiques plus rapprochés, ce qui augmente l'effort de recensement (Lormée et al. 2012; Schumann et al. 2013). Par ailleurs, un modèle d'échantillonnage adaptatif en grappes (Thompson 1991) peut être utile pour capturer les espèces relativement rares dont les terriers sont répartis de manière inégale (C. Barbraud, pers. com.). Ceci n'est pas une liste exhaustive des modèles d'études (voir Borchers et al. 2002; Morrison et al. 2008, pour un examen approfondi) Nous nous focalisons plutôt des approches plus généralement utilisées dans la littérature concernant les pétrels fousseurs.

DETECTION DE TERRIER

Les erreurs d'extrapolation surviennent généralement lorsque les comptages sur- ou sous-estiment les nombres de terriers réels, et potentiellement lorsque l'extrapolation se base sur des cartes planes plutôt que des vraies **zones de surface**.

Probabilité de détection de terriers

Une extrapolation précise dépend de l'hypothèse que tous les terriers de la zone échantillonnée aient été détectés. Si un certain nombre de terriers sont manqués lors des comptages, les nombres de terriers extrapolés seront imprécis dans une mesure indéterminée. Corriger le nombre de terriers manqués peut augmenter l'écart autour de l'estimation, avec l'avantage que cet écart est plus susceptible de chevaucher la taille réelle de la population (Sutherland and Dann 2012).

La facilité avec laquelle les terriers sont détectés, ou détectabilité, peut varier en fonction des facteurs comme la végétation, la topographie et la taille du terrier (Lawton et al. 2006; Ryan et al. 2006; Rayner et al. 2007b; Barbraud et al. 2009). Par conséquent, il s'ensuit que la probabilité de manquer certains terriers varie aussi (Francis and Bell 2010). Le modèle d'échantillonnage peut aussi avoir une influence puisqu'il est plus facile de manquer quelques terriers sur de grandes parcelles ou de larges transects que sur de plus petites parcelles, par exemple. Même le sens de déplacement peut affecter la détectabilité. Les terriers sont généralement plus facile à détecter lorsqu'on se déplace du bas vers le haut de la pente dans certains habitats (Lawton et al. 2006; Rexer- Huber et al. 2015), un facteur à prendre en compte si, par exemple, les transects sont orientés au hasard sur un terrain pentu.

Même un taux de faux-négatif modéré et réaliste (l'opposé du taux de détection) peut avoir un effet important sur les conclusions de l'étude (Tyre et al. 2003; Archaux et al. 2012), surtout concernant l'effet de l'habitat sur le taux d'occupation du site (par exemple, si les terriers sont détectés sur ce site ou non).

La probabilité de détection des terriers est souvent dérivée des recensements répétés, avec tous les sites recensés plusieurs fois au cours d'une visite ou d'une saison, ou via des recensements répétés d'un sous-ensemble de sites (MacKenzie et al. 2006). Une approche à double observateur peut être appropriée pour déterminer la probabilité de détection des terriers, où un autre/d'autres observateurs revisitent le sous-ensemble de transects ou de parcelles (Lawton et al. 2006; Baker et al. 2008; Baker et al. 2010; Lormée et al. 2012; Defos du Rau et al. 2015). Cela suppose que la probabilité de détection du sous-ensemble est la même sur d'autres parcelles (MacKenzie et al. 2006), il faut donc veiller à ce que le sous-échantillon soit représentatif. La précision des méthodes d'échantillonnage peut être testée au sein de petites colonies ou de petites zones par des comptages par fouille exhaustive pour déterminer le nombre réel de terrier (Barbraud et al. 2009; Ryan et al. 2012). Ensuite, les comptages par fouille exhaustive peuvent être vérifiés par probabilité de détection en utilisant une série de transects de validation dans une direction et un angle différents de ceux des bandes de recherche (Parker et al. 2015). Certaines approches prennent explicitement la probabilité de détection en compte pour estimer le nombre de terrier, comme les méthodes de capture-marquage-recapture et d'échantillonnage par la distance (Buckland et al. 2001; Morrison et al. 2008). L'échantillonnage par la distance devient de plus en plus utilisé pour les pétrels fousseurs (Lawton et al. 2006; Barbraud et al. 2009; Defos du Rau et al. 2015; Rexer-Huber et al. 2015). Cette méthode utilise la distance d'une ligne à un objet pour prendre en compte le fait que les objets deviennent moins détectables avec la distance, et incorporer cette probabilité de détection dans les estimations de nombre de terrier (Buckland et al. 2001).

Zone d'extrapolation

Une autre source d'erreur lors d'extrapolation d'échantillons des comptes de terrier est la superficie, en particulier si une zone plane (zone unidimensionnelle d'un terrain) est utilisée plutôt qu'une zone de surface (zone en trois dimension d'un terrain). Si les comptes pour une certaine zone échantillonnée (diamètre de la parcelle ou largeur du transect) sur le terrain sont extrapolés par la zone plane ou la carte de la zone (Bell 2002; Sommer et al. 2010), les chiffres réels peuvent être sous-estimés (Jenness 2004). Cela pose moins de problèmes lorsqu'on extrapole des comptes basés sur une zone d'échantillonnage planaire à d'autres surfaces planaires: par exemple, si la zone échantillonnée est la longueur de ligne mesurée par GPS (Jamieson and Waugh 2015; Waugh et al. 2015; mais voir Baker et al. 2008). Calculer la longueur de ligne de cette manière peut cependant introduire une erreur de mesures du GPS, ce qui est rarement signalé (mais voir Waugh et al. 2015).

Un panel d'approches peut être utilisé pour corriger une zone plane dans le but de refléter une zone de surface de terrain réelle. Des mesures de pente répétées étaient utilisées pour estimer les zones de surface de correction de pente (Newman et al. 2008; Barbraud et al. 2009; Rexer-Huber et al. 2016); les contours topographiques utilisés servent à identifier la dénivelé avec lequel corriger la zone plane (Martin et al. 2009); et les contours numérisés, les données de point d'élévation ou les pistes GPS approfondies sont utilisés pour créer des modèles d'élévation numériques dans des logiciels de système d'informations géographiques 2003; Lawton et al. 2006; Rayner et al. 2007b; Rayner et al. 2008; Defos du Rau et al. 2015).

BIAIS DE L'OBSERVATEUR

Fournir des résultats standardisés et reproductibles est un aspect crucial des recensements d'animaux, même si les observateurs diffèrent les uns des autres (MacKenzie et al. 2006). Les observateurs peuvent différer en leur capacité à détecter les terriers ou leur contenu, à atteindre les oiseaux, ou à estimer le nombre de terrier dans une zone distincte (Cuthbert 2001; Cuthbert and Davis 2002; Ryan and Ronconi 2011; Lormée et al. 2012), et cette différence devrait être analysée (MacKenzie et al. 2006; Morrison et al. 2008). Les observateurs aux bras plus longs auraient un meilleur taux de détection d'oiseaux dans certains types de terriers, et l'expérience de l'observateur peut jouer un rôle dans certaines méthodes pour déterminer l'occupation. De manière similaire, comme les observateurs peuvent gagner en expérience avec le temps, il pourrait y avoir un besoin d'expliquer cette source de biais parmi les observateurs.

La manière la plus courante pour calibrer la fiabilité des observateurs est à travers l'utilisation de comptages multiples (Morrison et al. 2008). Ainsi, des comptages multiples ont été menés parmi une proportion de transects de pétrels du Westland ((Morrison et al. 2008) et de puffins à pieds pâles *Puffinus carneipes* (Baker et al. 2010). Même si aucune étude n'a montré de différence parmi les observateurs, tester le biais peut augmenter la confiance dans les résultats. Les comptages de terrier par balayages dans des zones distinctes ont toujours montré des différences parmi les observateurs lors de vérifications par rapport à des comptages approfondis au sol (Ryan and Ronconi 2011). Les comptages de pétrels à lunettes *Procellaria conspicillata* différaient de 2 à 5% entre les observateurs au cours d'une même année (Ryan et Moloney 2000; Ryan et al. 2006; Ryan and Ronconi 2011), et les observateurs de pétrels à menton blanc sur l'île du Prince-Édouard ont constamment sous- ou sur-estimé le nombre de terrier (81 à 123%) (Ryan et al. 2012).

Un certain nombre d'approches aide à réduire le biais de l'observateur. La formation est une approche logique pour assurer une constance dans l'effort de recherche du personnel. La perception des observateurs sur les mesures clés, comme la largeur d'un transect ou le rayon d'une parcelle, peut varier mais cette erreur de mesure peut souvent être corrigée à l'aide d'outils simples (par exemple, un mètre, une longueur de ligne, un tube en plastique) (Morrison et al. 2008). Lorsque les recensements sont comparés au fil des ans, avoir des chefs d'équipe expérimenté peut aider à standardiser les méthodologies d'une année à l'autre (Ryan et Ronconi 2011; Bourgeois et al. 2013; Dilley et al. proposé). De plus, il peut être utile à un seul observateur d'effectuer des tâches qui peuvent s'avérer plus sensibles aux erreurs et à l'expérience de l'observateur, comme l'inspection de terrier à l'aide d'une caméra endoscopique (Cuthbert 2001; Parker et al. 2015; S. Waugh pers. com.).

RECOMMANDATIONS

Les recensements des pétrels fousseurs demandent du temps, beaucoup de travail et sont souvent limités en temps par le financement et la logistique (Schumann et al. 2013). Il est important d'élaborer des recensements qui fourniront des estimations exactes et précises malgré ces contraintes.

Il n'y a pas de méthode meilleure que les autres pour réduire les erreurs d'estimation de population, mais les études les plus exactes et les plus précises sont celles élaborées en fonction des caractéristiques du site d'étude, des ressources disponibles et des espèces ciblées.

Il est largement admis que les estimations de population, habituellement exprimées en nombre de couples reproducteurs, nécessitent que les comptes de terriers soient corrigés par la proportion de terriers qui contient un couple reproducteur (taux d'occupation d'un terrier). Un panel d'outils est utilisé pour vérifier le contenu des terriers, mais leur utilité varie selon l'espèce de pétrels fousseurs. Ceci étant, l'exactitude et la précision d'un outil (par exemple, une caméra endoscopique ou une repasse acoustique) varient en fonction des espèces et du site de reproduction. Pour réduire les erreurs d'extrapolation, il est crucial de vérifier l'hypothèse que tous les occupants seront trouvés (probabilité de détection d'un occupant) et que les oiseaux reproducteurs peuvent être précisément distingués des oiseaux non-reproducteurs.

Une étude pilote solide qui teste les techniques d'échantillonnage et détermine les tailles d'échantillon minimum peut être précieuse pour réduire les écarts autour des estimations de population (par exemple, Defos du Rau et al. 2015), surtout s'il y a des contraintes de temps. Une étude pilote peut aussi permettre d'estimer la période principale de ponte.

Planning the timing of surveys so that fewest assumptions and corrections are needed can also reduce error. This is illustrated by burrow occupancy: studies are best timed for the period when most or all pairs have laid, but before many egg failures have occurred. A detailed study prior to survey can determine when laying occurs, but is also important when surveys shortly after all pairs have laid are not possible. The rate of failures prior to the survey can be used to correct counts in studies carried out during late incubation or the chick-rearing period.

Ensuring that sampled habitat is representative of the occupied habitat while minimising variance is one of the key challenges when addressing availability biases in population estimates. Careful study design is the best tool to address this bias. Depending on the species and site, representative sampling may require random plots or transects throughout an area (Burger and Lawrence 2001); random sampling within strata or subareas (stratified design, (Lawton et al. 2006; Rayner et al. 2007a); systematic sampling (Fewster et al. 2009; Whitehead et al. 2014), or adaptive cluster sampling (C. Barbraud pers. com.), to give a few examples. Habitat not available for sampling (cliffs, very fragile areas) introduces error if included in extrapolations, so there need to be careful documentation of methods used to account for unsampled habitat types.

La probabilité de détection des terriers, vérifiant l'hypothèse que tous les terriers de la zone soient trouvés, peut avoir un impact important sur l'exactitude des estimations de population. Étonnamment, moins d'un tiers des études examinées ont pris en compte la détection de terrier. La méthode appropriée pour déterminer la détection de terrier est dépendante de l'espèce et du site, mais peut inclure de simples recensements répétés ou vérifications de comptage par rapport à

d'autres méthodes d'échantillonnage. Sinon, les méthodes qui prennent explicitement la détection de probabilité en compte (par exemple, les variantes de la capture-marquage-recapture ou de l'échantillonnage par la distance) peuvent être appropriées. Les estimations de pétrels fousseurs peuvent aussi être fortement influencées par la zone utilisée pour l'extrapolation. Les colonies d'oiseaux marins comprenant une topographie ou une élévation variable peuvent nécessiter une correction de zone pour assurer que la zone disponible n'est pas sous-estimée.

Le biais de l'observateur peut introduire une variation inutile autour d'une estimation ponctuelle de la taille de la population. L'hypothèse que les observateurs bien formés et entraînés seront constant (Baker et al. 2008) ne tient pas toujours (Ryan et Ronconi 2011). Il est donc important de vérifier les données de comptage de terrier et de leur contenu afin de déceler les différences entre les d'observateurs.

A titre de référence, nous faisons le sommaire des problèmes clés associés à l'extrapolation du recensement des pétrels fousseurs, et les implications si ces sources d'erreurs ne sont pas corrigées (**Tableau 2**).

Tableau 2. Sources d'erreurs dans l'extrapolation des recensements des pétrels fousseurs pour obtenir des estimations de population: problèmes et implications si non corrigées

Facteur	Problème	Implications potentielles
Contenus des terriers		
<i>Accessibilité</i>	L'occupation des terriers dont le contenu n'est pas confirmé peut ne pas être le même que les terriers dont le contenu peut être confirmé	Sous- ou sur-estimation de l'occupation d'un terrier dans les estimations de la population reproductrice
<i>Détection d'un occupant</i>	Désigner incorrectement un terrier occupé comme vide	Sous-estimer les terriers occupés par des oiseaux reproducteurs
	Oiseaux non-reproducteurs inclus dans le total d'oiseaux reproducteurs	Inclure des occupants non-reproducteurs d'un terrier dans l'estimation totale de population reproductrice; sur-estimer le nombre de couples reproducteurs
	Erreur d'identification	Inclure d'autres espèces d'oiseaux marins fousseurs dans les estimations de population reproductrice
Époque de recensement		
	Terriers non occupés par la majorité des couples reproducteurs de la saison	Sous ou sur-estimer la taille de la population en fonction de la phénologie de la reproduction
	La probabilité de détection varie dans le temps	La probabilité de détection affectée pour certaines méthodes de recensement (réponse à une repasse enregistrée, signes d'occupation)
	Certaines espèces peuvent être plus sujettes aux perturbations pendant l'incubation	Perturbations néfastes pour l'espèce cible
	Recensements inter-annuels conduits à différentes périodes de la saison des amours	Estimations non comparables entre les années
Biais de disponibilité		
<i>Disponibilité d'habitat</i>	Supposer incorrectement la présence ou l'absence d'oiseaux dans l'habitat non recensé	Exactitude diminuée pour l'estimation de la population
	Supposer que la densité ou l'occupation des terriers est constante sur tout l'habitat	Exactitude et précision diminuées de l'estimation
<i>Représentativité</i>	Zone échantillonnée non représentative de la zone dont les échantillons sont extrapolés	Mauvaise exactitude et précision suite à une erreur d'extrapolation
	Stratification incorrecte ou inexistante pour les zones échantillonnées lorsque nécessaire	Estimation moins précise
Probabilité de détection des terriers		
	Des terriers présents non détectés	Nombre de terriers sous-estimé
		Variation augmentée du facteur de correction concernant les terriers manqués
Biais de l'observateur		
	Terriers non détectés	Précision diminuée dû à la différence dans les données des observateurs
	Terriers de différentes espèces non discernés précisément	Précision diminuée dû à la différence dans les données des observateurs
	Occupants d'un terrier non précisément identifiés	Précision diminuée dû à la différence dans les données des observateurs
	Distances (par exemple, la largeur d'un transect) estimées différemment	Précision diminuée dû à la différence dans les données des observateurs

REMERCIEMENTS

Ce document s'inspire d'un rapport financé par le Programme des Services de Conservation du ministère néo-zélandais de la Conservation. Nous remercions Barry Baker, Biz Bell, Igor Debski, Jo Hiscock, Sarah Jamieson, Graeme Taylor, David Thompson et Susan Waugh pour avoir partagé leur expertise en participant à un atelier de discussion. Christophe Barbraud, Ben Dilley, Richard Phillips, Graeme Taylor et Barbara Wienecke ont relu et amélioré le document original et nous les remercions de leur généreuse contribution en temps et en connaissances.

CITATION RECOMMANDEE

Parker, G. C. et Rexer-Huber, K. 2020. *Lignes directrices relatives à la méthodologie de recensement des pétrels fousseurs*. Accord sur la Conservation des Albatros et des Pétrels. Disponible sur : <https://acap.aq/fr/ressources/directives-de-conservation-d-acap> Date de téléchargement.

REFERENCES

- Archaux F, Henry PY, Gimenez O (2012) When can we ignore the problem of imperfect detection in comparative studies? *Methods in Ecology and Evolution* 3:188-194
- Bailey AM, Sorenson JH (1962) Subantarctic Campbell Island. *Proceedings No. 10*. Denver Museum of Natural History, Denver
- Bailey LL, Hines JE, Nichols JD, MacKenzie DI (2007) Sampling design trade-offs in occupancy studies with imperfect detection: examples and software. *Ecology Applications* 17:281-290
- Baker GB, Cunningham R, Hedley G, King S (2008) Data collection of demographic, distributional and trophic information on the Westland petrel to allow estimation of effects of fishing on population viability. Report prepared for The Ministry of Fisheries PRO2006-01H. Latitude 42, Tasmania
- Baker GB, Hedley G, Cunningham R (2010) Data collection of demographic, distributional, and trophic information on the flesh-footed shearwater to allow estimation of effects of fishing on population viability: 2009-10 Field Season. Report prepared for The Ministry of Fisheries PRO2006-01 I. Latitude 42, Tasmania
- Barbraud C, Delord K (2006) Population census of blue petrels *Halobaena caerulea* at Mayes Island, Iles Kerguelen. *Antarct Sci* 18:199-204
- Barbraud C, Delord K, Marteau C, Weimerskirch H (2009) Estimates of population size of white-chinned petrels and grey petrels at Kerguelen Islands and sensitivity to fisheries. *Anim Conserv* 12:258-265
- Barbraud C, Marteau C, Ridoux V, Delord K, Weimerskirch H (2008) Demographic response of a population of white-chinned petrels *Procellaria aequinoctialis* to climate and longline fishery bycatch. *J Appl Ecol* 45:1460-1467
- Bell EA (2002) Grey petrels (*Procellaria cinerea*) on Antipodes Island, New Zealand: research feasibility, April to June 2001. DOC Science Internal Series 60. Department of Conservation, Wellington
- Bell EA, Bell BD, Sim JL, Imber MJ (2013a) Notes on the distribution, behaviour and status of grey petrel (*Procellaria cinerea*) on Antipodes Island, New Zealand. *Notornis* 60:269-278
- Bell EA, Sim JL, Scofield P (2009) Population parameters and distribution of the black petrel (*Procellaria parkinsoni*), 2005/06. DOC Res Dev Ser 307:1-47

- Bell EA, Sim JL, Scofield P (2011) Population parameters and distribution of the black petrel (*Procellaria parkinsoni*) on Great Barrier Island (Aotea Island), 2007/08. DOC Marine Conservation Services Series 8:1-37
- Bell EA, Sim JL, Scofield P, Francis C, Landers TJ (2013b) At-sea distribution and population parameters of the black petrels (*Procellaria parkinsoni*) on Great Barrier Island (Aotea Island), 2012/13. POP2012/13: Black petrels. Unpublished report by Wildlife Management International.
- Berrow SD (2000) The use of acoustics to monitor burrow-nesting white-chinned petrels *Procellaria aequinoctialis* at Bird Island, South Georgia. *Polar Biol* 23:575-579
- Borchers DL, Buckland ST, Zucchini W (2002) Estimating animal abundance: Closed populations. Springer-Verlag, London
- Bourgeois K, Ouni R, Pascal M, Dromzee S, Fourcy D, Abiadh A (2013) Dramatic increase in the Zembretta Yelkouan shearwater breeding population following ship rat eradication spurs interest in managing a 1500-year old invasion. *Biol Invasions* 15:475-482
- Brooke M (2004) Albatrosses and Petrels Across the World. Oxford University Press, Oxford
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001) Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford
- Burger AE, Lawrence AD (2001) Census of wedge-tailed shearwaters *Puffinus pacificus* and Audubon's shearwaters *P. lherminieri* on Cousin Island, Seychelles using call-playback. *Mar Ornithol* 29:57-64
- Carey MJ (2009) The effects of investigator disturbance on procellariiform seabirds: a review. *N Z J Zool* 36:367- 377
- Catry P, Campos A, Segurado P, Silva M, Strange I (2003) Population census and nesting habitat selection of thin-billed prion *Pachyptila belcheri* on New Island, Falkland Islands. *Polar Biol* 26:202-207
- Charleton K, Bragg C, Knight B, Fletcher D, Moller H, Newman J, Scott D (2009) Spatial variation in burrow entrance density of the sooty shearwater (*Puffinus griseus*). *Notornis* 56:1-10
- Cuthbert R (2004) Breeding biology of the Atlantic Petrel, *Pterodroma incerta*, and a population estimate of this and other burrowing petrels on Gough Island, South Atlantic Ocean. *Emu* 104:221-228
- Cuthbert R, Davis LS (2002) Adult survival and productivity of Hutton's Shearwaters. *Ibis* 144:423-432
- Cuthbert RJ (2001) Conservation and ecology of Hutton's shearwater (*Puffinus huttoni*). Conservation Advisory Services Notes No. 335. Department of Conservation, Wellington
- Cuthbert RJ, Louw H, Lurling J, Parker G, Rexer-Huber K, Sommer E, Visser P, Ryan PG (2013) Low burrow occupancy and breeding success of burrowing petrels at Gough Island: a consequence of mouse predation. *Bird Conserv Int* 23:113-124
- Defos du Rau P, Bourgeois K, Thévenet M, Ruffino L, Dromzée S, Ouni R, Abiadh A, Estève R, Durand J, Anselme L, Faggio G, Mohamed Yahya J, Rguibi H, Renda M, Miladi B, Hamrouni H, Alilech S, Nefla A, Jaouadi W, Agrebi S, Renou S (2015) Reassessment of the size of the Scopoli's Shearwater population at its main breeding site resulted in a tenfold increase: implications for the species conservation. *J Ornithol* 156:877-892
- Dilley BJ, Schramm M, Ryan PG (submitted) Are mice suppressing the recovery of burrow-nesting petrels after the eradication of cats from Marion Island? *Biol Conserv* submitted
- Fewster RM, Buckland ST, Burnham KP, Borchers DL, Jupp PE, Laake JL, Thomas L (2009) Estimating the encounter rate variance in distance sampling. *Biometrics* 65:225-236
- Francis RICC, Bell EA (2010) Fisheries risks to the population viability of black petrel (*Procellaria parkinsoni*). New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 51. Ministry of Fisheries, Wellington

- Granadeiro JP, Dias MP, Rebelo R, Santos CD, Catry P (2006) Numbers and population trends of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic. *Waterbirds* 29:56-60
- Hall AJ (1987) The breeding biology of the white-chinned petrel *Procellaria aequinoctialis* at South Georgia. *J Zool (Lond)* 212:605-617
- Hamilton S (1998) A test of burrow occupancy of Sooty Shearwaters (*Puffinus griseus*) using chick response to sound. *Notornis* 45:64-66
- Hamilton S (2000) How precise and accurate are data obtained using an infra-red scope on burrow-nesting sooty shearwaters *Puffinus griseus*? *Mar Ornithol* 28:1-26
- Hunter CM (2001) Demography of Procellariids: model complexity, chick quality and harvesting. PhD thesis, University of Otago, Dunedin
- Hunter CM, Fletcher DJ, Scofield RP (2001) Preliminary modelling of black petrels (*Procellaria parkinsoni*) to assess population status. Department of Conservation, Wellington
- Jamieson SE, Waugh SM (2015) An assessment of recent population trends of flesh-footed shearwaters (*Puffinus carneipes*) breeding in New Zealand. *Notornis* 62:8-13
- Jenness JS (2004) Calculating landscape surface area from digital elevation models. *Wildl Soc Bull* 32:829-839
- Lavers JL (2015) Population status and threats to Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*) in South and Western Australia. *ICES J Mar Sci* 72:316-327
- Lawton K, Robertson G, Kirkwood R, Valencia J, Schlatter R, Smith D (2006) An estimate of population sizes of burrowing seabirds at the Diego Ramirez archipelago, Chile, using distance sampling and burrow-scoping. *Polar Biol* 29:229-238
- Lormée H, Delord K, Letournel B, Barbraud C (2012) Population survey of Leach's storm-petrels breeding at Grand Colombier Island, Saint-Pierre and Miquelon Archipelago. *Wilson J Ornithol* 124:245-252
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (2006) Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press, San Diego
- Martin AR, Poncet S, Barbraud C, Foster E, Fretwell P, Rothery P (2009) The white-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*) on South Georgia: population size, distribution and global significance. *Polar Biol* 32:655-661
- McKechnie S, Bragg C, Newman J, Scott D, Fletcher D, Moller H (2009) Assessing the monitoring of sooty shearwater (*Puffinus griseus*) abundance in southern New Zealand. *Wildl Res* 36:541-552
- McKechnie S, Fletcher D, Moller H, Scott DS, Newman J, Bragg C (2007) Estimating and correcting for bias in population assessments of sooty shearwaters. *J Wildl Manage* 71:1325-1335
- Morrison ML, Block WM, Strickland MD, Collier BA, Peterson MJ (2008) *Wildlife study design*. Second edition. Springer, New York
- Newman J, Scott D, Moller H, Fletcher D (2008) A population and harvest intensity estimate for sooty shearwater, *Puffinus griseus*, on Taukihepa (Big South Cape), New Zealand. *Pap Proc R Soc Tasman* 142:177-184
- Oppel S, Hervías S, Oliveira N, Pipa T, Silva C, Geraldés P, Goh M, Immler E, McKown M (2014) Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. *Nat Conserv* 7:1-13
- Parker GC, Rexer-Huber K, Thompson D (2015) Are grey petrels returning to Campbell Island? Survey and census 14 years after rodent eradication. Report to the Department of Conservation. Parker Conservation, Dunedin

- Ratcliffe N, Vaughan D, Whyte C, Shepherd M (1998) Development of playback census methods for Storm Petrels *Hydrobates pelagicus*. *Bird Study* 45:302-312
- Rayner MJ, Clout MN, Stamp RK, Imber MJ, Brunton DH, Hauber ME (2007a) Predictive habitat modelling for the population census of a burrowing seabird: A study of the endangered Cook's petrel. *Biol Conserv* 138:235-247
- Rayner MJ, Dunphy BJ, Landers TJ (2009) Grey-faced petrel (*Pterodroma macroptera gouldi*) breeding on Little Barrier Island, New Zealand. *Notornis* 56:222-223
- Rayner MJ, Hauber ME, Clout MN (2007b) Breeding habitat of the Cook's Petrel (*Pterodroma cookii*) on Little Barrier Island (Hauturu): Implications for the conservation of a New Zealand endemic. *Emu* 107:59-68
- Rayner MJ, Parker KA, Imber MJ (2008) Population census of Cook's Petrel *Pterodroma cookii* breeding on Codfish Island (New Zealand) and the global conservation status of the species. *Bird Conserv Int* 18:211-218
- Rexer-Huber K, Parker GC, Ryan PG, Cuthbert R (2014) Burrow occupancy and population size in the Atlantic Petrel: a comparison of methods. *Mar Ornithol* 42:137-141
- Rexer-Huber K, Parker GC, Sagar PM, Thompson D (2015) White-chinned petrel population census, Disappointment Island (Auckland Islands). Report to the Agreement for the Conservation of Albatrosses and Petrels. Parker Conservation, Dunedin
- Rexer-Huber K, Parker GC, Thompson D (2016) New Zealand White-chinned Petrel population research update. Report to the Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels, Third Meeting of the Population and Conservation Status Working Group. Parker Conservation, Dunedin
- Ryan PG, Dilley BJ, Jones MGW (2012) The distribution and abundance of white-chinned petrels (*Procellaria aequinoctialis*) breeding at the sub-Antarctic Prince Edward Islands. *Polar Biol* 35:1851-1859
- Ryan PG, Dorse C, Hilton GM (2006) The conservation status of the spectacled petrel *Procellaria conspicillata*. *Biol Conserv* 131:575-583
- Ryan PG, Moloney CL (2000) The status of spectacled petrels *Procellaria conspicillata* and other seabirds at Inaccessible Island. *Mar Ornithol* 28:93-100
- Ryan PG, Ronconi RA (2011) Continued increase in numbers of spectacled petrels *Procellaria conspicillata*. *Antarct Sci* 23:332-336
- Schulz M, Robinson S, Gales R (2005) Breeding of the Grey Petrel (*Procellaria cinerea*) on Macquarie Island: population size and nesting habitat. *Emu* 105:323-329
- Schumann N, Dann P, Hoskins AJ, Arnould JPY (2013) Optimizing survey effort for burrow-nesting seabirds. *J Field Ornithol* 84:69-85
- Soanes LM, Thomas RJ, Bolton M (2012) Evaluation of field and analytical methods for estimating the population size of burrow-nesting seabirds from playback surveys. *Bird Study* 59:353-357
- Sommer E, Boyle D, Baer J, Fraser MJ, Palmer D, Sagar PM (2010) Antipodes Island white-chinned petrel and grey petrel field work report, 2009-10. Unpublished Final Research Report to Ministry of Fisheries. NIWA, Wellington.
- Sutherland DR, Dann P (2012) Improving the accuracy of population size estimates for burrow-nesting seabirds. *Ibis* 154:488-498
- Taylor GA (1988) Report to the Department of Conservation on an expedition to the Auckland Islands National Reserve, February 1988. Department of Conservation, Auckland

- Thompson S (1991) Adaptive cluster sampling: designs with primary and secondary units. *Biometrics* 47:1103-1115
- Tyre AJ, Tenhumberg B, Field SA, Niejalke D, Parris K, Possingham HP (2003) Improving precision and reducing bias in biological surveys: Estimating false-negative error rates. *Ecol Appl* 13:1790-1801
- Vaughan D, Gibbons DW (1998) The status of breeding Storm Petrels *Hydrobates pelagicus* on Skokholm Island in 1995. *Seabird* 20:12-21
- Warham J (1990) *The Petrels: their Ecology and Breeding Systems*. Academic Press, London
- Waugh SM, Barbraud C, Adams L, Freeman AND, Wilson K-J, Wood G, Landers TJ, Baker GB (2015) Modeling the demography and population dynamics of subtropical seabird, and the influence of environmental factors. *Condor* 117:147-164
- Waugh SM, Cabrera H, Wood GC, Davis LS (2003) Burrow occupancy in Westland petrels (*Procellaria westlandica*). *Notornis* 50:123-127
- Waugh SM, Doherty PF, Freeman AND, Adams L, Woods GC, Bartle JA, Hedley GK (2006) Demography of Westland Petrels (*Procellaria westlandica*), 1995-2003. *Emu* 106:219-226
- Waugh SM, Tennyson AJD, Taylor GA, Wilson K-J (2013) Population sizes of shearwaters (*Puffinus* spp.) breeding in New Zealand, with recommendations for monitoring. *Tuhinga*:159-204
- Whitehead AL, Lyver POB, Jones CJ, Bellingham PJ, MacLeod CJ, Coleman M, Karl BJ, Drew K, Pairman D, Gormley AM, Duncan RP (2014) Establishing accurate baseline estimates of breeding populations of a burrowing seabird, the grey-faced petrel (*Pterodroma macroptera gouldi*) in New Zealand. *Biol Conserv* 169:109-116
- Williams KA, Frederick PC, Nichols JD (2011) Use of the superpopulation approach to estimate breeding population size: an example in asynchronously breeding birds. *Ecology* 92:821-828
- Wolfaardt A, Phillips R (2011) Guideline census methodologies for albatrosses and petrels. Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. Joint Fourth Meeting of Breeding Sites Working Group (BSWG4) and Sixth Meeting of Status and Trends WG (STWG6). ACAP, Guayaquil, Ecuador
- Wood GC, Otley HM (2013) An assessment of the breeding range, colony sizes and population of the Westland petrel (*Procellaria westlandica*). *N Z J Zool* 40:186-195
- Zotier R (1990) Breeding ecology of a Sub-Antarctic winter breeder - the grey petrel *Procellaria cinerea* on Kerguelen Islands. *Emu* 90:180-184

Ceci est une traduction non-officielle effectuée par les étudiants de Master de Monash University (School of Languages, Literatures, Cultures and Linguistics) et de University of New South Wales (School of Humanities and Languages).